



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
NÚCLEO DE PÓS-GRADUAÇÃO E ESTUDOS EM RECURSOS NATURAIS**



PESTICIDAS NO ALTO DO RIO POXIM E OS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO

FÁBIO BRANDÃO BRITTO

2011



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
NÚCLEO DE PÓS-GRADUAÇÃO E ESTUDOS EM RECURSOS NATURAIS**



FÁBIO BRANDÃO BRITTO

PESTICIDAS NO ALTO DO RIO POXIM E OS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Sergipe, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Agroecossistemas, área de concentração Sustentabilidade de Agroecossistemas, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. Arisvaldo Vieira Mello Júnior

**SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL
2011**

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

Britto, Fábio Brandão
B817p Pesticidas no alto do rio Poxim e os riscos de contaminação
/ Fábio Brandão Britto. – São Cristóvão, 2011.
xvi, 105 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Núcleo de Pós-Graduação e Estudos em Recursos Naturais, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, Universidade Federal de Sergipe, 2011.

Orientador: Prof. Dr. Arisvaldo Vieira Mello Júnior.

1. Agroecossistemas. 2. Recursos hídricos. 3. Rios – Qualidade da água. 4. Pesticidas. I. Título.

CDU 556.531.6:543.393

PESTICIDAS NO ALTO DO RIO POXIM E OS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Sergipe, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Agroecossistemas, área de concentração em Sustentabilidade em Agroecossistemas, para obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 3 de fevereiro de 2011

Prof. Dr. Prof. Dr. Alceu Pedrotti
Universidade Federal de Sergipe

Prof. Dr. Tácio Oliveira da Silva
Universidade Federal de Sergipe

Prof. Dr. Arisvaldo Vieira Mélo Júnior
Universidade Federal de Sergipe
(Orientador)

**SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL
2011**

Dedico este trabalho a Gilsia Fabiane Oliveira Morais (Esposa), Diogo Morais Brandão (Filho) e Solange Brandão Britto (Mãe), pela confiança que sempre me dedicaram e apoio nas horas mais difíceis do meu trabalho. Dedico também aos meus irmãos Marcos e Luciano, dos quais sempre recebi grande incentivo e apoio. Dedico especialmente ao meu Orientador Arisvaldo por acreditar em mim e sua dedicação em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter iluminado meu caminho e pelas graças alcançadas.

À minha esposa, Fabiane, e meu filho, Diogo, pela paciência e amor que sempre me dedicaram.

À minha mãe, Solange, que me proporcionou a oportunidade de estudar.

Aos meus irmãos, Luciano e Marcos, que estiveram sempre me dando apoio nas horas mais difíceis.

Ao meu orientador, Dr. Arisvaldo Vieira Mello Júnior, pelos ensinamentos, por acreditar em mim, pela paciência, amizade e sua dedicação em todos os momentos.

Ao meu co-orientador, Dr. Luis Carlos Nogueira, pela assistência e persistência no desenvolvimento dos trabalhos.

A todos os amigos do mestrado, em especial a Anderson Nascimento do Vasco pela amizade e pelo companheirismo ao longo do curso.

Aos companheiros de trabalho, Rogério Moreira Chagas, e Adriano Ezequiel Silva, pelo incentivo e apoio nos trabalhos.

À Universidade Federal de Sergipe (UFS), em especial ao Núcleo de Pós-Graduação em Recursos Naturais (NEREN), pela oportunidade de realização deste curso.

A todos os professores do Núcleo de Pós-Graduação em Recursos Naturais (NEREN), pelos ensinamentos e pelo convívio diário.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES.....	xii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
1. Introdução Geral.....	1
2. Referencial Teórico.....	3
2.1. Caracterização do uso da água.....	3
2.2. Recursos hídricos e o agroecossistema	6
2.3. A utilização dos pesticidas na agricultura.....	7
2.4. Riscos de acidentes para os trabalhadores rurais.....	9
2.5. A trajetória dos pesticidas no agroecossistema.....	13
2.6. As características dos principais pesticidas.....	16
2.7. Aplicação de pesticidas na sub-bacia do rio Poxim.....	19
2.8. A problemática das embalagens vazias de pesticidas.....	20
2.9. Os efeitos da exposição ocupacional do diuron e ametrina.....	21
2.9.1 Diuron e seus efeitos.....	21
2.9.2 Ametrina e seus efeitos	23
2.10. Caracterização de áreas de mata ciliar degradadas.....	24
3. Material e Métodos.....	29
3.1. Área de estudo.....	29
3.2. Análise de riscos de contaminação dos pesticidas nas águas subterrâneas e superficiais.....	31
3.2.1 Índice de Groundwater Ubiquity Score (GUS) e LEACH.....	32
3.2.2. Critérios da Agência de Proteção Ambiental (EPA).....	33
3.2.3. Método de GOSS.....	33
3.3. Avaliação do risco de contaminação por pesticidas utilizando o programa AGROSCORE.....	34
3.3.1. Etapas do programa AGROSCORE.....	35
3.4. Monitoramento da sub-bacia do Rio Poxim.....	36
3.4.1. Definição dos pontos de amostragem.....	36

3.4.2. Coleta de dados qualitativos.....	38
3.4.3. Coleta de dados quantitativos.....	41
4. Resultados e Discussões.....	42
4.1- Uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Poxim.....	42
4.2. Avaliação do potencial de lixiviação e percolação dos pesticidas como análise de risco para a sub-bacia do Rio Poxim.....	44
4.2.1. Análise de risco.....	45
4.2.2. Risco de contaminação de águas subterrâneas.....	48
4.2.3. Risco de contaminação de águas superficiais.....	53
4.3. Avaliação da precipitação pluvial nos pontos de monitoramento	55
4.4. Monitoramento dos pesticidas diuron e ametrina na sub-bacia do Rio Poxim	58
4.5. Os impactos do diuron e da ametrina para o homem e meio-ambiente.....	62
4.5.1. Medidas de prevenção no uso da Ametrina e Diuron	63
5. Conclusões	67
6. Recomendações.....	69
7. Referências Bibliográficas.....	71
Anexo.....	82

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Mapa da produção de cana-de-açúcar no Centro-Sul e Nordeste do Brasil	9
FIGURA 2	Movimento dos pesticidas no meio ambiente por caminhos abióticos e bióticos.....	14
FIGURA 3	Estrutura química do Diuron - $C_9H_{10}Cl_2N_2O$	22
FIGURA 4	Fórmula estrutural da Ametrina.....	24
FIGURA 5	Mapa das bacias hidrográficas do estado de Sergipe.....	30
FIGURA 6	Localização da sub-bacia do Rio Poxim no estado de Sergipe.....	31
FIGURA 7	Tela de entrada do programa AGROSCRE com os principais comandos utilizados.....	35
FIGURA 8	Pontos de coleta na sub-bacia do Rio Poxim, Sergipe.....	37
FIGURA 9	Recipiente tipo âmbar de 500 mL utilizado no momento da coleta (A) e acomodação das amostras para transporte (B).....	39
FIGURA 10	Mapa das estações de Monitoramento pluviométrico. 1- laranjeiras; 2 – São Cristóvão; 3 – Aracaju.....	41
FIGURA 11	Plantio de cana-de-açúcar às margens do Poxim-Mirim (A) e (B), aplicação de herbicidas na sub-bacia do Rio Poxim (C) e (D).....	42
FIGURA 12	Mapa com as principais áreas produtoras de cana-de-açúcar na sub-bacia do Rio Poxim para o ano de 2000.....	43
FIGURA 13	Resultados da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas, com base no índice de vulnerabilidade da água subterrânea (GUS).....	50
FIGURA 14	Resultados de tendência de risco de contaminação de águas subterrâneas, com base no índice de vulnerabilidade da água subterrânea, excluído o glifosato e paraquat.....	51
FIGURA 15	Linha de tendência para avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas excluídos o Glifosato e Paraquat.....	52
FIGURA 16	Mapa das isoietas para a sub-bacia do Rio Poxim.....	55
FIGURA 17	Comportamento da precipitação pluvial no período chuvoso e seco para a sub-bacia do Rio Poxim.....	57
FIGURA 18	Precipitação pluvial ocorrida na sub-bacia do Rio Poxim, para a estação de Laranjeiras entre os meses de julho 2009 a julho de 2010.....	59

FIGURA 19	Relação entre a precipitação pluvial e a concentração do Diuron entre o período de julho de 2009 a julho de 2010 no Rio Poxim Mirim.....	60
FIGURA 20	Relação entre a precipitação pluvial e a concentração do Diuron durante o período de julho de 2009 a julho de 2010 no Rio Poxim.....	61
FIGURA 21	Relação entre a precipitação pluvial e a concentração da Ametrina durante o período de julho de 2009 a julho de 2010 no Rio Poxim Mirim.....	62
FIGURA 22	Trabalhador e os Equipamentos de Proteção Individual (EPI).....	66

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Efeitos dos pesticidas para a saúde dos trabalhadores.....	10
TABELA 2	Quantidade de acidentes do trabalho no Brasil, no período de 2006 a 2008, na produção de Lavouras Temporárias.....	11
TABELA 3	Casos registrados de intoxicação humana por agente tóxico no período de 2002 a 2007.....	12
TABELA 4	Vendas totais de pesticidas no Brasil, por tipo de produto, entre 2003 e 2007 em milhão de US\$.....	16
TABELA 5	Marcas comerciais de pesticidas utilizadas na cultura da cana-de-açúcar em Sergipe.....	20
TABELA 6	Rotulagem de pesticidas e classificação toxicológica.....	21
TABELA 7	Método proposto por GOSS.....	34
TABELA 8	Descrição das estações de amostragem de água na sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe.....	37
TABELA 9	Principais práticas agrícolas adotadas para o cultivo de cana-de-açúcar na sub-bacia do Rio Poxim.....	44
TABELA 10	Produtos aplicados na sub-bacia do Rio Poxim em áreas de plantio de cana-de-açúcar.....	46
TABELA 11	Propriedades físico-químicas dos princípios ativos dos pesticidas usados na região da sub-bacia do Rio Poxim.....	47
TABELA 12	Resultado da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas, com base nos critérios de “screening”, no índice de vulnerabilidade da água subterrânea (GUS) e avaliação do índice de LEACH.....	49
TABELA 13	Resultado da classificação dos princípios ativos utilizando o programa AGROSCORE para o método de GOSS.....	54
TABELA 14	Classificação dos princípios ativos usados na região de acordo com o seu potencial de contaminação de água superficial.....	54
TABELA 15	Valores mensais da precipitação pluvial, acumulados, na sub-bacia do Rio Poxim, de julho de 2009 a julho de 2010.....	57
TABELA 16	Concentração do Diuron ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos diferentes períodos de 07/2009 a 07/2010.....	60
TABELA 17	Concentração da Ametrina ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos diferentes períodos de 07/2009 a 07/2010.....	61
TABELA 18	Identificação do grupo químico, classe e fórmula bruta do Diuron e Ametrina.....	63

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
AGROFIT	Sistema de Pesticidas Fitossanitários
ANA	Agência Nacional de Águas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APP	Área de Preservação Permanente
CA	Certificado de Aprovação
CDPH	Departamento de Saúde Pública da Califórnia
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DESO	Companhia de Saneamento de Sergipe
DOU	Diário Oficial da União
EMPRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
EPC	Equipamento de Proteção Coletiva
EPI	Equipamento de Proteção Individual
ETA	Estação de Tratamento de Água
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
ITEP	Instituto de Tecnologia de Pernambuco
LABTOX	Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas
MAPA	Ministério da Agricultura e Abastecimento
MTE	Ministério do Trabalho e Emprego
MS	Ministério da Saúde
NIOSH	National Institute of Occupational Safety and Health
NDMA	N-Nitrosodimetilamina
NPPTL	National Personal Protective Technology Laboratory
NR	Norma Regulamentadora
NRR	Norma Regulamentadora Rural
OIT	Organização Internacional do Trabalho
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organizações das Nações Unidas
OPAS	Organização Pan-Americana da Saúde

PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PVC	Cloreto de Polivinila
REBLAS	Rede Brasileira de Laboratórios Analíticos em Saúde
SEMARH	Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH)
SIH	Sistema de Internação Hospitalar
SIM	Sistema de Mortalidade
SINAN	Sistema Nacional de Informação de Agravos Notificáveis
SINDAG	Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola
SINITO	Sistema Nacional de Informação Tóxico-Farmacológica
SNGRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SUS	Sistema Único de Saúde
SST	Saúde e Segurança do Trabalho
UFS	Universidade Federal de Sergipe
VMP	Valores Máximos Permissíveis

PESTICIDAS NO ALTO DO RIO POXIM E OS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO

RESUMO

BRITTO, Fábio Brandão. **Pesticida no Alto do Rio Poxim e os riscos de Contaminação.** São Cristovão: UFS, 2011. (Dissertação – Mestrado em Agroecossistemas).

Ao longo dos anos, a agricultura mundial cresceu em produtividade e área cultivada, acompanhada pelo uso intenso de pesticidas. Foram produzidas muitas moléculas novas, com características físico-químicas que propiciam funcionalidades diferenciadas e comportamentos ambientais distintos, fruto dos avanços e pressões ambientalistas. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de contaminação de águas superficiais por produtos utilizados no manejo da cana-de-açúcar na sub-bacia do rio Poxim. Esse rio é o manancial de onde é captada a água para abastecimento da cidade de Aracaju, capital do estado de Sergipe. A análise de risco foi realizada mediante critérios da Environmental Protection Agency (EPA), índice de GUS, método de GOSS e índice de Leach. Esses critérios baseiam-se em propriedades físico-químicas dos princípios ativos de cada pesticida, mediante o fornecimento de valores de coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (K_{oc}) e de meia-vida ($t_{1/2}$) do produto no solo, os quais são posteriormente aplicados às fórmulas respectivas. Neste estudo, foram avaliados os principais produtos aplicados na cultura de cana-de-açúcar, por meio de levantamento realizado em propriedades rurais e comércio de insumos da região. Observou-se que, dos 17 princípios ativos estudados, 12 sofreram risco de lixiviação, demonstrando a importância do monitoramento do rio para controle tanto da qualidade da água como da frequência e volume de pesticidas aplicado. Esses componentes são enquadrados na Classificação Toxicológica entre I (Extremamente Tóxico, como Paraquat) e IV (Pouco Tóxico, como o Metribuzim). A partir desses resultados, foi feito o monitoramento bimensal na sub-bacia do rio Poxim, durante o período de julho de 2009 a julho de 2010, com o objetivo detectar possíveis pesticidas à montante das plantações de cana-de-açúcar, no rio Poxim-Mirim e Poxim. Os resultados das amostras foram analisados pelo ITEP, que constatou a presença de Ametrina e Diuron. No rio Poxim-Mirim, foi constatada a presença de Diuron e Ametrina, principalmente nos períodos chuvosos, com valores máximos de 0,9 e 0,2 ($\mu\text{g L}^{-1}$), para o Diuron e valores máximos de 0,04 e 0,05 ($\mu\text{g L}^{-1}$), para a Ametrina, nos meses de maio e julho de 2010. Os limites máximos permitidos, para o Diuron e Ametrina, não estão definidos nas normas vigentes no Brasil. A qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim está sendo influenciada pela sazonalidade das chuvas, visto que houve um aumento da concentração de pesticidas na água superficial, durante um período do ano, provocado pelo escoamento superficial do solo. Então, recomenda-se ampliar o monitoramento das águas subterrâneas e superficiais que abastecem a cidade; recompor a mata ciliar dessa sub-bacia; atualizar as normas, incluindo novos pesticidas; intensificar a fiscalização e, por fim, despertar a atenção das autoridades competentes para a qualidade da água fornecida para a comunidade da Grande Aracaju.

Palavras-chave: Diuron, Ametrina, qualidade da água, monitoramento de pesticidas

Comitê Orientador: Dr. Arisvaldo Vieira Mélo Júnior - UFS (Orientador), Dr. Alceu Pedrotti (Co-orientador) – UFS e Dr. Luis Carlos Nogueira – EMBRAPA (Co-orientador).

PESTICIDES IN POXIM HIGH RIVER AND RISKS OF CONTAMINATION

2.ABSTRACT

BRITTO, Fábio Brandão. **Pesticides in Poxim high river and Risks of Contamination**. São Cristovão: UFS, 2011. (Dissertation – Master's Degree in Agroecosystems).

Over the years, global agriculture has grown in acreage and productivity, accompanied by heavy use of pesticides, which also suffered from major developments. Many new molecules have emerged, with physical and chemical characteristics that provide different features and different environmental behaviors, with major changes in ecotoxicological profiles, resulting from advances and environmental pressures. This study aims to evaluate the potential for contamination of surface waters by products used in the management of cane sugar in the sub-basin of Rio Poxim / SE. The risk analysis was performed using criteria of the Environmental Protection Agency (EPA), GUS index, method and rate of GOSS Leach. These criteria are based on physicochemical properties of the active ingredients of each pesticide by providing coefficients of adsorption of organic carbon (K_{oc}) and half-life ($t_{1/2}$) of the product in the soil, which is then applied to respective formulas. This study assessed the main products used in the cultivation of sugar cane, through a survey conducted in rural properties and trade of inputs in the region. It may be noted that the 17 studied 12 active probable risk of suffering leaching, this demonstrates the importance of monitoring the river to control both water quality and the frequency and volume of pesticides applied. These components are fitted in between I Toxicologic Classification Extremely Toxic (Paraquat) and IV Slightly toxic (metribuzin). After these results was done bi-monthly monitoring at sub-basin of Rio Poxim between the periods July 2009 to July 2010 in order to detect possible pesticide amount of sugar cane-sugar in the river and Poxim-Mirim Poxim. The results of the samples were analyzed by ITEP found that the presence of ametrina and diuron. In Rio Poxim-Mirim was verified the presence of diuron and ametrine especially in rainy periods for Diuron reaching maximum values of 0.9 and 0.2 for Ametrine and maximum values of 0.04 and 0.05 in May and July 2010. Your maximum permissible are not defined in current standards in Brazil. Therefore, the water quality in the sub-basin of Rio Poxim is influenced by seasonal rains in which there was an increased concentration of pesticides in surface water caused by soil runoff. So, it is recommended to expand the monitoring of groundwater and surface waters that supply the ETA, restore riparian vegetation in this sub-basin, including new rules update the pesticides, increase surveillance and thus arouse the attention of the competent authorities on water quality provided to the community of Greater Aracaju.

Keywords: diuron, ametrine, water quality, monitoring of pest

Guidance Committee: Dr. Arisvaldo Vieira Mélo Júnior - UFS (Adviser), Dr. Alceu Pedrotti – UFS e Dr. Luis Carlos Nogueira – EMBRAPA.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A população mundial encontra-se em processo de crescimento muito acelerado, o que ocasiona vários problemas, incluindo a questão da poluição dos rios por meio do despejo de efluentes domésticos, industriais e agrícolas. Além disso, a demanda por produção de alimentos requer o uso de grandes extensões de terra, de máquinas e equipamentos e de pesticidas. O aumento da atividade agrícola desenvolvida em áreas de mananciais tem causado preocupação quanto aos potenciais de contaminação (difusa e pontual), decorrentes das aplicações de pesticida.

As águas dos rios são utilizadas no abastecimento público, proteção de comunidades aquáticas, recreação e irrigação. Com isso, há necessidade de efetivar o gerenciamento dos recursos hídricos, visando estimular a avaliação e o monitoramento da qualidade da água, em relação aos seus padrões físicos, químicos e biológicos.

No Brasil, as regiões que utilizam a água proveniente das bacias hidrográficas merecem atenção, como é o caso da região da grande Aracaju, no Estado de Sergipe. Parte do abastecimento de água de Aracaju é feito a partir da exploração da sub-bacia do Rio Poxim, cujas áreas de recarga, antes ocupadas por vegetação nativa de Mata Atlântica, vêm sofrendo pressão proveniente da agricultura, principalmente, das áreas cultivadas com cana-de-açúcar e pecuária

A qualidade da água dos mananciais pode variar pela ação antrópica. A falta de proteção desses mananciais pode implicar em sérios problemas relacionados à potabilidade, aumentando os riscos sanitários e inviabilizando o emprego de técnicas de tratamento mais simples e menos onerosas. As normas vigentes no país, na avaliação da qualidade da água, utilizam parâmetros de quantificação de algumas das suas propriedades e comparam com valores limite em função do uso.

Uma das formas de contaminação da qualidade da água é a presença de componentes químicos, que em concentrações acima das normas padrão, pode provocar risco à saúde da população. Esse fato despertou o interesse de cientistas em verificar se há a ocorrência de contaminação dos ambientes aquáticos, pois os pesticidas em contato com o sistema aquático podem associar-se aos materiais em suspensão e, eventualmente, migrar para os sedimentos, como também podem ser liberados na água ou serem absorvidos, alterados ou degradados por microrganismos.

O problema de intoxicação por pesticidas preocupa as Autoridades da saúde, especialmente pela possibilidade ingestão gradativa, em função de pulverização das

plantações que contaminam os agroecossistemas. O uso desses compostos foi proibido devido à constatação do efeito acumulativo e prejudicial, que ocorre pela transferência de pequenas quantidades ao longo das cadeias alimentares.

No Brasil, o setor sucroalcooleiro vem despertando cada vez mais interesse dos produtores, devido ao baixo custo de produção de açúcar e álcool, com a vantagem de possibilitar a redução a emissão de poluentes na atmosfera e a dependência de combustíveis fósseis.

A utilização de pesticidas no manejo de pragas e plantas daninhas é uma prática comum nas plantações de cana-de-açúcar. Devido ao fato de serem potencialmente tóxicos aos organismos vivos, o descarte desses produtos no meio ambiente deve ser investigado. Por isso, torna-se necessária a disponibilização de metodologias rápidas e eficientes para a detecção e quantificação desses produtos nos diversos setores do meio ambiente.

Conforme dados da Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO), 27% do abastecimento de água da capital sergipana são provenientes do rio Poxim. O rio Pitanga é responsável por 10% do abastecimento, e o rio São Francisco e o manancial de Ibura por 63%. A oferta hídrica tem sido afetada, tanto pela redução da vazão do rio Poxim, quanto pelo aumento da poluição, que compromete a qualidade da água (SERGIPE, 2004).

A falta de áreas de preservação permanente (APP) ao longo das margens do rio Poxim, contribui para o assoreamento de suas margens, provocando o carreamento do solo diretamente para o leito. Os elevados índices pluviométricos dessa região vêm aumentar o escoamento superficial dos resíduos sólidos da agropecuária, que muitas vezes contaminado por pesticidas, afeta a qualidade da água, diminuindo a vida útil dos reservatórios.

Nesse sentido, a gestão sustentável da sub-bacia do Rio Poxim depende da identificação e controle das fontes de poluição difusas e pontuais? Sim, portanto, o presente trabalho tem por objetivo identificar o potencial de contaminação das águas superficiais pelos pesticidas mais utilizados na área agrícola da sub-bacia do Rio Poxim, identificar possíveis influências na aplicação de pesticidas e manejo da cana-de-açúcar cultivada na região.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Caracterização do uso da água

Estudos apontam que, do volume total de água existente na natureza, apenas um pequeno percentual apresenta quantidade, qualidade e acessibilidade para ser utilizada nos sistemas de abastecimento, o que implica na necessidade de tratamento frequente da água antes de ser distribuída à população (BRAGA, 2002). A qualidade da água depende dos constituintes ou impurezas presentes, além das condições climáticas, hidrológicas, geológicas, pedológicas, morfológicas e do grau de poluição, os quais caracterizam e condicionam as águas aos usos mais diversificados, como abastecimento, recreação, irrigação, navegação, entre outros (KURODA, 2006).

Diante das crescentes demandas e da limitação das disponibilidades, são inevitáveis as disputas entre os diversos usuários, sendo necessárias medidas urgentes de planejamento e gerenciamento dos usos múltiplos desse bem comum, a fim de garantir a sustentabilidade desse recurso para as gerações futuras (MAUAD e LIMA, 2003).

A água doce líquida disponível no planeta Terra representa cerca de 0,6% do total de água existente, e apenas 1,2% (98.400 km³) desse total está localizada em rios e lagos. O restante, cerca de 98,85%, está em mananciais subterrâneos, onde apenas metade desse volume está em profundidade acessível. O volume total da água acessível no subsolo e da água doce de rios e lagos representa 0,3% do total inicial, ou seja, 41.419.200 km³ (MOTA, 1997).

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), as atividades agrícolas utilizam 70% da água doce no mundo e 90% de toda a água empregada no consumo humano. O uso desse bem aumentou duas vezes mais do que a taxa de crescimento populacional no último século e cerca de metade de todas as áreas cobertas com água doce já foi perdida. Em 2025, aproximadamente 20% da população mundial viverá em áreas com problemas de escassez dos recursos hídricos, principalmente na África, no sul da Ásia e no Oriente Médio (BERBET, 2003).

A água, por meio do seu ciclo hidrológico, é um recurso natural renovável. Porém, passa a não ser renovável quando a taxa de utilização supera a máxima capacidade de sustentação do sistema (BRAGA, 2002). O crescimento demográfico aliado, ao crescimento econômico, diversificou o uso dos recursos hídricos produzindo inúmeras pressões sobre os ciclos hidrológicos e sobre as reservas de águas superficiais

e subterrâneas. Além disso, a alteração na vegetação e na agricultura vem provocando a poluição de reservatórios, lagos e rios com o aumento da descarga de nutrientes (CRITTENDEN et al., 2005).

Esses fatos demonstram a fragilidade do sistema do ciclo hidrológico mediante a grande demanda exigida pelos sistemas socioeconômicos da sociedade atual, mostrando que os recursos hídricos são um bem finito e, portanto, exigem uma atenção especial na gestão de seu uso, além da necessidade iminente de se promover o saneamento dos esgotos urbanos e um controle rigoroso nos rejeitos industriais descartados nos corpos d'água (PIRES, 2004).

A Portaria nº 36, do Ministério da Saúde, aprovada em 1990, definiu as normas e padrão de potabilidade da Água destinada ao consumo humano. Após 10 anos, em 2000, essa normativa foi substituída pela Portaria nº 1.469 e, em 2004, foi atualizada pela Portaria nº 518, do Ministério da Saúde, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2007).

Dessa forma, o Estado assume a fiscalização, o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano, em consonância com a estrutura de vigilância ambiental em saúde e com o princípio de descentralização previsto no Sistema Único de Saúde (SUS). O Estado induz também a atuação harmônica e integrada entre os responsáveis pelo controle e pela vigilância da qualidade da água, sempre sob a perspectiva da avaliação de riscos à saúde humana e, assim, preenche lacunas de atribuição de competência e responsabilidades perante a legislação e o público consumidor (BASTOS, 2003).

A qualidade da água bruta varia de forma sazonal, de acordo com as estações do ano e é fortemente influenciada pela dinâmica de uso e ocupação do solo, na respectiva bacia (BOTELHO et al., 2001; VON SPERLING, 1996). Na Estação de Tratamento de Água (ETA), a água passa por diversos processos físico-químicos e a ela são introduzidos vários produtos químicos. Nesse sentido, o artigo 5 da Portaria nº 518, do Ministério da Saúde, estabelece a delimitação para as formas de abastecimento, fornecimento e consumo de água que devem estar sujeitas às ações de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano.

Para isso, o Serviço de Abastecimento Público de Água e os órgãos de vigilância deverão estabelecer um entendimento para a elaboração de um plano de ação e a tomada

das medidas cabíveis, sem prejuízo das providências imediatas para a correção da anormalidade (BASTOS, 2003).

A coleta de amostras pelos serviços de abastecimento público, na entrada do sistema de distribuição e na rede de distribuição, para análise das características de qualidade física, química e de radiatividade, deve ser efetuada conforme tabela da Portaria nº 518, do Ministério da Saúde. Portanto, considerando como exemplo a cidade de Aracaju, que possui uma população acima de 460.000 habitantes, são necessárias quatro amostras, como quantidade mínima, para Trihalometanos, em águas superficiais, com frequência da coleta das amostras trimestral (BASTOS, 2003).

O padrão de potabilidade da água destinada ao abastecimento da população humana deve atender aos Valores Máximos Permissíveis (VMPs) para as características físicas, químicas e organolépticas, os quais estão listados na Portaria nº 518/2004, do Ministério da Saúde (BRAGA, 2002).

Os serviços de abastecimento de água deverão encaminhar às Secretarias de Estado da Saúde, ou órgãos equivalentes, relatórios mensais contendo informações básicas que permitam a clara interpretação do atendimento às exigências da Portaria nº 518, do Ministério da Saúde como, por exemplo, informações sobre a qualidade da água bruta, a cada seis meses, de acordo com os parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005, como também, informações sobre a qualidade da água na saída do tratamento, pós-filtração e pós-desinfecção, e no sistema de distribuição (BRASIL, 2005).

Em 1997, foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e foi criado o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH), por meio da Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, publicada no Diário Oficial da União (DOU) de 09/01/97. Essa Lei, diferentemente do Código de Águas e do Código de Águas Minerais, ambos muito mais voltados para atividades que utilizam a água superficial ou subterrânea com a intenção única e exclusiva de gerar lucros, confere à água a importância de um bem de domínio público, limitado, de valor econômico, cujo uso prioritário é o consumo humano e que, sempre que possível, deve ter uso múltiplo (GRANZIERA, 2003).

O artigo 2º da Lei nº 9.433 cita os principais objetivos da PNRH: assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água e prevenir e defender contra eventos hidrológicos críticos de qualquer origem natural ou provocados pelo homem. Verifica-se que os fundamentos para a instituição da PNRH e a criação do

SNGRH, assim como seus objetivos, estão perfeitamente sintonizados com opiniões de setores importantes da sociedade organizada, ligados aos recursos hídricos, como a Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), a Associação Brasileira de Águas Subterrâneas (ABAS), a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) e o Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura (CREA) (SANTILLI, 2001).

Portanto, essas políticas públicas têm como objetivos principais, por meio da Administração Pública, minimizar ou solucionar os conflitos relativos aos interesses sobre a utilização da água, os quais surgiram em função da grande demanda e da baixa disponibilidade de água; bem como reduzir os riscos de danos causados pela má utilização, garantindo a continuidade, a quantidade e a qualidade desse bem natural (GRANZIERA, 2003).

2.2. Recursos Hídricos e o Agroecossistema

O conhecimento dos Agroecossistemas constitui a base para o ordenamento e planejamento das propriedades rurais e das regiões onde elas se localizam. Este ordenamento permite aperfeiçoar a gestão e produção das propriedades rurais desde a perspectiva da rentabilidade, competitividade e sustentabilidade (Los Rios e Gallego et al., 2003).

Segundo Holanda (2003), um agroecossistema é um sistema aberto, interagindo com a natureza e com a sociedade, através do desenvolvimento de um sistema alimentar sustentável, que trabalha a eficiência do processo de conversão de recursos naturais no alimento presente na mesa das pessoas. Em termos de sistemas, agroecossistemas se posicionam na interface entre os sistemas naturais e sociais, e que não somente agem como fonte de inputs (insumos), mas também como dreno de outputs (produção).

O estudo do agroecossistema de uma província chinesa, na determinação de áreas próprias para o cultivo do arroz, demonstra a importância deste tema para a sustentabilidade no uso dos recursos naturais de forma menos agressiva ao meio ambiente, e assim subsidiar a solução de problemas sociais, econômicos e ecológicos (Li et al., 2005).

No entanto, quando o agroecossistema sofre influência do desmatamento da vegetação ciliar, da emissão de efluentes domésticos e industriais, do manejo incorreto da água para irrigação, do lançamento de pesticidas para controle das plantações, entre

outros, torna-se necessário adotar técnicas corretivas para a preservação dos recursos hídricos, do solo e dos seres vivos e assim buscar o restabelecimento do equilíbrio ecológico e sua sustentabilidade.

2.3. A utilização dos pesticidas na agricultura

Os pesticidas são responsáveis pelo comércio de bilhões de dólares em todo o mundo (MOREIRA et al., 2002). São destinados a controlar as pragas e as doenças que causam danos à produção agrícola, porém podem provocar contaminação do agroecossistema, do trabalhador e dos consumidores dos alimentos. Os produtos químicos são substâncias empregadas como desfolhantes, desseccantes, estimulantes e inibidoras do crescimento das plantas. Os pesticidas, segundo Gelmini (1988), são classificados de acordo com as pragas que controlam, tais como: acaricidas que controla os ácaros; bactericidas que controla as bactérias; fungicidas que controla os fungos; herbicidas que controla as plantas daninhas; inseticidas que controla os insetos; nematicidas que controla os nematóides (vermes); rodenticidas que controla os e outros tipos de roedores; moluscicidas que controla os moluscos.

Pesticidas são substâncias de ação biológica que são utilizados para defender as plantas de agentes nocivos. O seu uso abusivo traz comprometimentos tanto ao meio ambiente, por meio da contaminação da água, ar e solo, quanto aos seres humanos que trabalham ou consomem os alimentos (MARTINELLI, 2003).

Na aplicação de pesticidas torna-se necessário ter conhecimento multidisciplinar, ou seja, a metodologia prática deste serviço envolve as áreas de medicina, ecologia, biologia, química, física, engenharia, sociologia, economia e comércio. Existe uma preocupação quanto ao uso indevido e inadequado de pesticidas, devido aos altos índices de intoxicação verificados entre os produtores e trabalhadores rurais, além da contaminação dos alimentos consumidos pela população, causando grandes danos sociais, econômicos e ambientais. Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2009), o Brasil é o segundo maior consumidor mundial de pesticidas, em um negócio que faturou, em 2007, US\$ 5,4 bilhões. Em 2008, o faturamento dessa indústria química atingiu US\$ 7,125 bilhões (BRASILAGRO, 2008).

Os pesticidas estão entre os mais importantes fatores de risco para a saúde dos trabalhadores e para o meio ambiente. Utilizados em grande escala por vários setores produtivos e, mais intensamente, pelo setor agropecuário, são ainda utilizados na

construção e manutenção de estradas, tratamentos de madeiras para construção, indústria de móveis, armazenamento de grãos e sementes, produção de flores, combate às endemias, epidemias etc., excedendo, em muito, os usos que comumente se reconhece. Dentre os trabalhadores expostos, destacam-se, além dos trabalhadores rurais, os de saúde pública, de empresas de transporte, comércio e indústria. Ressalta-se ainda, que a população em geral também está exposta, por meio de resíduos em alimentos, de contaminação acidental e ambiental (BENATTO, 2002).

O uso indiscriminado e contínuo dos pesticidas gera resíduos que podem ser encontrados de diferentes formas no ambiente. No ar, são originários dos procedimentos de pulverizações na forma de aerossóis. No solo, são encontrados devido aos derramamentos ou descartes inadequados, que por percolação e lixiviação podem atingir lençóis de águas subterrâneas e leitos de rios (BRUZZONITI, 2000; BALINOVA, 1996).

Diante desse fato, e da periculosidade que os pesticidas representam para a saúde humana e biodiversidade, há necessidade de se intensificarem estudos que possibilitem um monitoramento eficiente de possíveis contaminações do ambiente, visando reduções dos riscos de contaminação. Sendo assim, muitos pesticidas foram proibidos devido à constatação dos efeitos cumulativos e prejudiciais, que ocorrem pela transferência de pequenas quantidades, ao longo das cadeias alimentares (JORGENSEN, 2001).

Vários defensores dos rios em Sergipe vêm alertando as autoridades Sergipanas para os riscos e conseqüências de contaminação dos rios por resíduos de pesticidas, utilizados na atividade agrícola, danosos para a biota aquática (DORES, 2004).

Em Sergipe, a Secretaria de estado do Planejamento da Ciência e Tecnologia (SEPLANTEC, 2004), elaborou o mapeamento do uso do solo. Com uma área total de 1700 km², Sergipe está distribuído da seguinte forma: área urbana (0,45%), floresta (6,68%), mangue (0,56%), Mata secundária (18,24%), pastagem (49,55%), solo exposto (0,38%), área cultivada (22,02%), área embrejada (1,22%).

Atualmente, o Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, seguido pela Austrália e Índia (ÚNICA, 2010). Segundo a Agência Brasil (2008), houve um aumento considerável na área plantada de cana-de-açúcar nos estados ditos produtores de açúcar e álcool e o estado de Sergipe configura-se como um dos grandes produtores em nível regional. A área de produção sergipana abrange, principalmente, os municípios de Laranjeiras, Capela, Itaporanga e Nossa Senhora do Socorro.

Na safra 2008/2009, a estimativa nacional de moagem foi de 569 milhões de toneladas de cana, produzindo 31 milhões de toneladas de açúcar e 18 milhões de litros de etanol hidratado. Em Sergipe, a produção atingiu quase 2 milhões de toneladas o que representa 3% de toda a safra da região Norte-Nordeste, sendo o setor responsável no Brasil (Figura 1) por cerca de 4 milhões de empregos diretos e indiretos, congregando mais de 70 mil agricultores (AGRIANUAL, 2009).

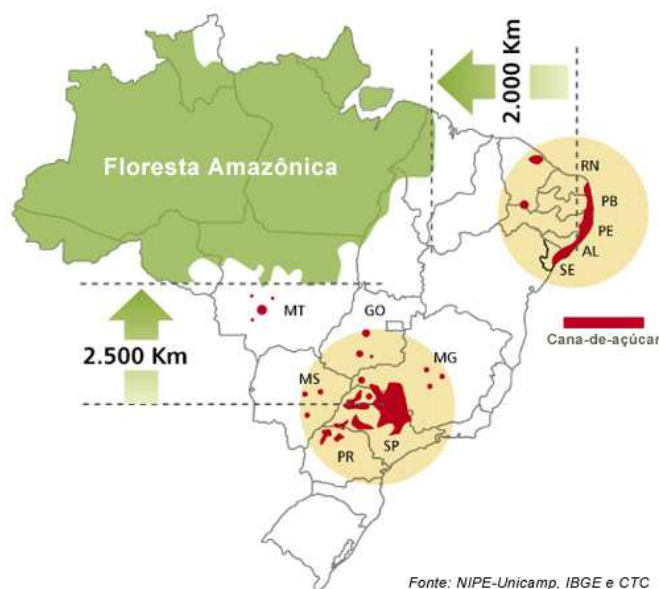


FIGURA 1: Mapa da produção de cana-de-açúcar no Centro-Sul e Nordeste do Brasil
Fonte: ÚNICA, 2010

2.4 Riscos de acidentes para os trabalhadores rurais

Apesar da grande importância das atividades agrícolas, há pouco interesse no estudo de aspectos da saúde e segurança, relacionados à contaminação de trabalhadores agrícolas por pesticidas. Há um interesse maior em desenvolver tecnologias para o aumento da produção na agropecuária, geralmente sem levar em consideração os impactos na saúde e na segurança do trabalhador (FRANK et al., 2004).

A contaminação do ser humano por pesticidas pode ser: via oral, quando ingerido; via dérmica, quando em contato com a pele, e via respiratória, quando inalado. Os efeitos no organismo dependem do tipo e da quantidade de pesticida absorvido e podem variar de acordo com a idade, o estado nutricional e as condições de saúde (SINITOX, 2006).

A avaliação e análise das condições de exposição aos produtos químicos em geral, e aos pesticidas em particular, representam um grande desafio para os estudiosos da relação saúde/trabalho/exposição a substâncias químicas. Um dos principais aspectos dificultadores da avaliação da exposição e dos efeitos sobre a saúde humana (Tabela 1), diz respeito ao número de substâncias e produtos que estão agrupados sob o termo pesticidas. Outra dificuldade reside no fato dos trabalhadores não registrarem dados referentes à frequência, dose e tempo de exposição, os quais são variáveis fundamentais na análise do risco de exposição e que não permanecem imutáveis no cotidiano do trabalho. Assim, dados como número de aplicações por mês, número de horas de aplicação por dia, mês e ano, dose empregada e produtos utilizados etc. não são sistematicamente registrados (ANVISA, 2010).

Os pesticidas podem causar diversos efeitos sobre a saúde humana (Tabela 1), sendo muitos deles fatais. Classicamente, tais efeitos são divididos em intoxicação aguda e intoxicação crônica (Caros Amigos, 2009).

TABELA 1 - Efeitos dos pesticidas para a saúde dos trabalhadores.

Agudos	Crônicos
Intoxicação	Infertilidade masculina
Dores de cabeça	Má formação congênita
Alergias	Abortamento precoce
Náuseas e vômitos	Problemas Respiratórios
Lesões neurológicas periféricas	Cânceres (leucemia)
	Doenças neurológicas
	Recém nascido com baixo peso

Fonte: revista Caros Amigos (2009).

A Portaria nº 86, de 03/03/05 NR 31 estabelece os preceitos a serem observados na organização e no ambiente de trabalho, de forma a tornar compatível o planejamento e o desenvolvimento das atividades da agricultura, pecuária, silvicultura, exploração florestal e aquíicultura com a segurança e saúde e meio ambiente do trabalho. Mesmo assim, os trabalhadores rurais ainda desconhecem os seus direitos e deveres nas suas atividades laborais, relacionadas à saúde e à segurança do trabalho.

Essa portaria estabelece, entre outras coisas, a obrigatoriedade do uso do Equipamento de Proteção Coletiva e Individual (EPC e EPI) durante a aplicação dos pesticidas, no entanto, a portaria não é respeitada, contribuindo para a contaminação do trabalhador. O empregador, muitas vezes, não cumpre com seu papel de fornecer, gratuitamente, esses equipamentos de proteção (BREVIGLIERO et al., 2006).

Além disso, os registros de dados oficiais brasileiros sobre intoxicações por pesticidas, em decorrência de acidentes, não retratam a realidade do país. São insuficientes, parciais, fragmentados, desarticulados e dispersos em várias fontes de dados – por exemplo: Comunicação de Acidente do Trabalho (CAT); Sistema Nacional de Informação Tóxico-Farmacológica (SINITOX); Sistema de Mortalidade (SIM); Sistema de Internação Hospitalar (SIH); Sistema Nacional de Informação de Agravos Notificáveis (SINAN) e outros (GONCALVES, 2000).

Os dados apresentados pelo Ministério do Trabalho e Emprego (MTE) sobre a quantidade de acidentes ocorridos no Brasil no período de 2006 a 2008 estão apresentados na Tabela 2. O cultivo de cana-de-açúcar correspondeu a cerca de 80% do total de acidentes no ano de 2008.

TABELA 2 - Quantidade de acidentes do trabalho no Brasil no período de 2006 a 2008 na produção de Lavouras Temporárias.

Produção de Lavouras Temporárias	2006	2007	2008
Cultivo de cereais	839	652	549
Cultivo de Algodão	141	163	276
Cultivo de cana-de-açúcar	8081	9201	8081
Cultivo de Fumo	181	35	26
Cultivo de Soja	286	497	683
Cultivo de outros	553	480	546
Total	10081	11028	10161

Fonte: adaptado de DATAPREV e CAT (2009).

O uso precário das proteções coletivas e individuais pelos trabalhadores durante a colheita e aplicação de pesticidas, além do uso de drogas e a grande quantidade de trabalhadores, contribuem para os índices elevados de acidentes (ANDRADE, 2003).

Com o objetivo de reduzir os acidentes e promover a segurança e a saúde do trabalhador rural, o Ministério do Trabalho e emprego (MTE) publicou em 4 de junho de 2005 a Norma Regulamentadora 31 (NR 31), que se refere à Segurança e Saúde do Trabalho Rural, e substitui as Normas Regulamentadoras Rurais (NRR). Assim, estabelece os preceitos a serem observados na organização e no ambiente de trabalho de forma a tornar compatível o planejamento e o desenvolvimento das atividades da agricultura, pecuária, silvicultura, exploração florestal e aquicultura com a segurança e saúde e meio ambiente do trabalho (GALVÃO, 2007).

A notificação e a investigação das intoxicações causadas por pesticidas são ainda muito precárias em nosso País. A dificuldade de acesso dos trabalhadores rurais aos centros de saúde e os diagnósticos incorretos são alguns dos fatores que influem no subregistro. Além disso, na maioria dos estados e municípios brasileiros, essas ocorrências não são objeto dos sistemas de vigilância epidemiológica e/ou sanitária, não sendo, portanto, definidas como notificação compulsória (OPAS/OMS, 2009). Na Tabela 3 estão os casos registrados de intoxicação humana por agente tóxico no Nordeste e em Aracaju, de 2002 a 2007.

TABELA 3 - Casos registrados de intoxicação humana por agente tóxico no período de 2002 a 2007.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Nordeste	591	1047	974	1349	1165	1285
Aracaju	246	131	111	72	72	95

Fonte: adaptado de OPAS/OMS (2009).

O objetivo do uso das vestimentas e equipamentos de proteção individual no trabalho com pesticidas é a tentativa de se controlar a exposição a esses produtos, por meio da proteção das principais vias de entrada dessas substâncias no organismo. Outro papel desempenhado pela proteção individual é o de servir como barreira para evitar ações localizadas no contato direto do produto com alguma parte exposta do corpo da pessoa (PERES et al., 2005)

Do ponto de vista técnico, é evidente que a proteção individual da exposição dérmica a agentes tóxicos pode ser feita pelo uso de roupas impermeáveis. Ocorre, entretanto, que o trabalho na agricultura, em condições climáticas como as existentes no

Brasil, associado ao intenso esforço físico despendido pela atividade, praticamente inviabilizam o uso da impermeabilização geral de todas as partes do corpo como indicação de proteção (ALVES, 2002).

Na tentativa de contornar as limitações de uso de vestimentas impermeáveis no trabalho com pesticidas, em regiões de clima quente, o uso de um conjunto mínimo de vestimentas pode representar um nível importante de proteção (PERES et al., 2005).

Portanto torna-se necessário o uso de calças compridas de brim grosso e de cor clara; camisa de brim ou algodão, com mangas compridas, e de cor clara ou macacão de brim grosso (também com mangas compridas e de cor clara); luvas de segurança; sapato ou bota impermeável (de PVC, preferencialmente) e proteção impermeável para a cabeça.

Por falta de treinamento alguns trabalhadores ignoram a utilização correta dos EPIs, tanto na manipulação quanto no manuseio de pesticidas. Os EPIs são projetados, de forma a garantir proteção contra agentes químicos. Observa-se, ainda, que os trabalhadores rurais não seguem as recomendações quanto à manutenção, lavagem, vestir/despir, descarte e armazenagem dos EPIs (VEIGA, 2007).

No Brasil, o “Protocolo de Atenção à Saúde dos Trabalhadores Expostos a Pesticidas”, orienta a atuação da rede de atenção à saúde do Sistema Único de Saúde (SUS) no que se refere ao diagnóstico, tratamento, recuperação, reabilitação, promoção, prevenção e vigilância, relacionados ao uso dessas substâncias. São consideradas expostas a pesticidas todas as pessoas que entram em contato com esses produtos, em função de suas atividades laborativas, por meio do meio ambiente, da utilização doméstica ou acidental. Em todas as situações, poderão ser observadas, ou não, alterações subclínicas, clínicas e laboratoriais, compatíveis com o diagnóstico de intoxicação por pesticidas. (Ministério da Saúde, 2006).

2.5. A trajetória dos pesticidas no agroecossistema

O problema das intoxicações provocado pelos pesticidas no homem preocupa em parte as autoridades, principalmente se essas intoxicações acontecem pela ingestão gradativa dos mesmos, que podem contaminar a água, o solo e uma variedade de alimentos (RAND, 1985). Geralmente, os pesticidas são aplicados sobre as plantas ou diretamente no solo, porém, mesmo quando aplicados sobre as plantas, cerca de 90% da dose aplicada poderá ter como destino final o solo, e poderão ser transportado de três

formas principais: volatilização, lixiviação e escoamento superficial (FIGURA 2) (MURTI, 1991)

A transferência dos pesticidas do solo para a atmosfera corresponde à volatilização. Com relação à contaminação dos recursos hídricos, a volatilização possibilita o carregamento desses compostos por meio da atmosfera e posterior deposição na água superficial, por meio das chuvas (ECOBICHON, 2001).

A lixiviação é apontada como a principal causadora da contaminação das águas subterrâneas e corresponde ao transporte vertical dos pesticidas no perfil do solo, juntamente com a água da chuva ou irrigação (DORES, 2001).

O transporte dos pesticidas por meio da água que esorre na superfície do solo (enxurrada), pode ter como destino final os rios e lagos, ocasionando contaminações. A adoção da prática do Sistema de Plantio Direto (SPD) contribui para diminuir a formação de enxurradas, causando a diminuição do escoamento superficial da água e, conseqüentemente, redução da poluição dos rios e lagos (QUINTANA et al., 2000).



FIGURA 2 - Movimento dos pesticidas no meio ambiente por caminhos abióticos e bióticos (Hayes e Laws, 1997).

Conforme mostra o esquema da Figura 2, os pesticidas são aplicados no solo (A) ou na água (B). Em seguida podem entrar na cadeia alimentar (D) via exposição direta ou por meio de uma fonte de alimento. Ocorre movimentação no solo e na água pela erosão (E), e ainda podem ser transportados para a atmosfera (F). Os pesticidas podem contaminar novamente o solo e a água por meio da precipitação pluvial (G). A lixiviação do solo contamina as águas subterrâneas (H) comprometendo a cadeia alimentar (HAYES e LAWS, 1997).

A poluição das águas é consequência da atuação do homem sobre o meio ambiente. O despejo de substâncias tóxicas pela agricultura é uma das fontes de contaminação das águas, pois cada vez mais se utilizam inseticidas, herbicidas, fungicidas e toda uma série de praguicidas (MANCUSO, 2003).

A concentração da maioria das substâncias químicas em água é baixa, em parte, devido ao fato de serem geralmente pouco solúveis e, em parte, devido ao efeito da diluição (KURODA, 2006). No entanto, esses fatos não excluem a possibilidade de ocorrer concentrações altas depois de pesadas chuvas, quando as áreas ao redor de um pequeno córrego tenham sido recentemente tratadas com altas doses de substâncias tóxicas. Mesmo em concentrações baixas, as substâncias tóxicas representam riscos para algumas espécies de organismos aquáticos. Muitos processos bioquímicos podem afetar a qualidade da água, principalmente, a biodegradação da matéria orgânica e a eutrofização. Tais atividades podem mudar significativamente a concentração de várias substâncias no meio aquático, gerando grandes impactos ambientais no uso dos recursos hídricos (MANCUSO, 2003).

O uso e ocupação dos solos nas cidades próximos de rios, córregos e lagos podem estar contribuindo no aumento da poluição pontual e difusa, principalmente quando não há saneamento básico, estações de tratamentos de efluentes e a conscientização da sociedade e órgão governamentais. (MAJEWSKI et al., 2000).

As chamadas cargas pontuais de poluição são os efluentes domésticos ou industriais lançados nos corpos hídricos de forma localizada e contínua. O conteúdo desses efluentes domésticos depende da fonte geradora, no caso dos efluentes industriais. Assim o uso e a ocupação do solo são determinantes do tipo e vazão do efluente lançado (SHAWS, 2000).

São consideradas cargas difusas de poluição aquelas em que o lançamento da fonte poluidora é intermitente, dependente da duração e da intensidade das chuvas e também da área produtora, elas são transportadas de longas distâncias, não sendo

possível dizer exatamente qual foi sua origem (PORTO, 1995). Existem diversos tipos de poluentes de origem difusa, que serão levados para os corpos d'água com as chuvas (DORES, 2001).

2.6. As características dos principais pesticidas

Os pesticidas, além de cumprirem o papel de proteger as culturas agrícolas das pragas, doenças e plantas daninhas, podem oferecer riscos ao ambiente e à saúde humana. A utilização frequente de pesticidas, muitas vezes incorreta, pode causar a contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais, da atmosfera, dos alimentos, apresentando assim, efeitos negativos em organismos terrestres e aquáticos e intoxicação humana pelo consumo de água e alimentos contaminados, assim como o risco de intoxicação ocupacional dos produtores rurais (GLEBER e SPADOTTO, 2004).

Em 2007, o mercado brasileiro vendeu mais de 5,3 bilhões de dólares em pesticidas, ficando entre os cinco maiores mercados do mundo. Os dados de mercado, de acordo com o Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola (SINDAG, 2009) são os apresentados na Tabela 4.

TABELA 4 - Vendas totais de pesticidas no Brasil, por tipo de produto, entre 2003 e 2007, em milhão de US\$ (SINDAG, 2009).

Tipo de Pesticidas	2003	2004	2005	2006	2007
Herbicidas	1.523,70	1.830,70	1.735,80	1.674,30	2.314,10
Fungicidas	713,50	1.388,20	1.089,50	917,40	1.264,40
Inseticidas	725,20	1.066,60	1.180,70	1.128,90	1.370,40
Acaricidas	80,00	78,00	82,80	70,40	92,10
Outros	93,80	131,50	155,00	128,80	174,00
Total	3.136,30	4.494,90	4.234,70	3.919,80	5.787,00

Os herbicidas corresponderam a mais de 40% do total das vendas do setor de defensivos no período entre 2003 e 2007, sendo 48% no ano de 2003 e 43% no ano de 2007. Os principais usos foram nas culturas da soja, da cana-de-açúcar, do milho, do arroz, do algodão, do café, do trigo e em pastagens (SINDAG, 2009).

A expansão e síntese de diversos compostos químicos, com propriedades antibióticas ou inseticidas ocorreram durante a Segunda Guerra Mundial e com a adoção de novas tecnologias, maior produtividade no setor agrícola e crescimento populacional o uso e vendas dos pesticidas se concretizou com uma demanda crescente (SPADOTTO, 2002). Os pesticidas podem ser classificados em função de vários aspectos que os diferenciam em classes de substâncias cujo princípio ativo é formado por estruturas moleculares semelhantes, assim sendo tem-se:

a) Organoclorados

São características gerais dos organoclorados a baixa solubilidade em água e elevada solubilidade em solventes orgânicos e, em geral, possuem baixa pressão de vapor e alta estabilidade química, que levam esses compostos e seus derivados a se acumularem nos tecidos graxos dos seres vivos e persistirem no ambiente (VERDES et al., 1990). Os organoclorados apresentam uma baixa toxicidade aguda, porém seu uso foi proibido devido à tendência de acumulação e biomagnificação na cadeia trófica (GARCIA, 1997).

b) Organofosforados

Os organofosforados pertencem à classe de pesticidas não-persistentes e representam um avanço sobre os organoclorados. No entanto, eles apresentam uma toxicidade aguda mais elevada para humanos e outros mamíferos do que os organoclorados. Vários organofosforados ameaçam a saúde dos trabalhadores que os aplicam. A intoxicação por essas substâncias pode ocorrer por exposição via inalação, ingestão ou absorção direta (WHO, 2003). Como os organoclorados, os organofosforados são lipossolúveis, porém decompõem-se dentro de dias ou semanas, e por essa razão são raramente encontrados na cadeia alimentar (BAIRD, 1995). A dispersão dos organofosforados por pulverização pode ser provocada pelo vento sem evidências de contaminação além dos limites de 1 a 2 km da fonte de pulverização. Na água, são possíveis três fontes de entrada: a primeira é o despejo de resíduos industriais ou descarga de efluentes na água; a segunda é por infiltração de resíduos tóxicos no solo, contaminando os reservatórios de água (lençol freático); e a terceira é o escoamento superficial durante e imediatamente após a pulverização.

c) Carbamatos

Os carbamatos são derivados do ácido carbâmico (H_2NCOOH), introduzido como inseticida em 1951. Os carbamatos podem contaminar as águas superficiais por rotas diretas e indiretas, ou ainda por resíduos industriais ou derramamentos acidentais. Possui rápida decomposição em ambientes aquáticos, não havendo contaminação em longo prazo. Os efeitos adversos em animais aquáticos podem resultar de direta adição ou de escoamento, em pouco tempo, após aplicação. Os carbamatos em água estão sujeitos à fotodegradação sob os efeitos da radiação ultravioleta (GARCIA, 1997).

d) Triazinas

São herbicidas, cujos exemplos mais comuns são a atrazina, a ametrina e a simazina. A atrazina e a ametrina são mais solúveis em água do que a simazina. A ação dessas substâncias está relacionada com seu comportamento no solo. A decomposição das triazinas é influenciada pela quantidade de matéria orgânica no solo, pois favorece a adsorção e o desenvolvimento de microrganismos que aceleram a decomposição do produto (GARCIA, 1997).

e) Piretróides

São inseticidas e relacionados estruturalmente com aqueles extraídos das flores do *Pyrethrum*. Atualmente, esses compostos são sintetizados na indústria e apresentam maior estabilidade e maior ação efetiva do que os produtos naturais. Atuam no sistema nervoso central e periférico, com esse efeito temporário. A adição de um composto sinérgico, como o butóxido de piperonilo, potencializa a atividade do piretróide (SANTOS, 2003).

f) Cloroacetamidas

São herbicidas, geralmente usados para controle pré-emergente de plantas invasoras em lavouras de milho e soja. Dentre outros, os principais compostos desta classe são alaclor, metolaclor e o propalaclor. Em geral, esses compostos e seus metabólitos são relativamente comuns em bacias hidrográficas e aquíferos em áreas

agrícolas que têm uma história de aplicação de pesticidas (STAMPER e TUOVINEN, 1998).

2.7. Aplicação de pesticidas na sub-bacia do rio Poxim

Na sub-bacia do Rio Poxim predomina o cultivo da cana-de-açúcar, que utiliza medidas de controle de pragas e doenças e supressão das plantas espontâneas ou competidoras (plantas daninhas). Como medidas de manejo, são usadas variedades resistentes, plantio de mudas saudáveis e aplicação de herbicidas (PROCÓPIO et al., 2003).

Por ocasião da colheita, a presença de plantas daninhas continua a causar prejuízos, pois, quando o corte da cana-de-açúcar é realizado manualmente e sem a queima prévia, a presença de mato diminui o rendimento do trabalhador e o torna mais vulnerável às picadas de cobras e escorpiões (GLEBER e SPADOTTO, 2004). Na colheita mecanizada da cana-de-açúcar, especialmente sem queima prévia, a infestação de plantas daninhas diminui o rendimento das colhedoras e eleva o teor de impurezas vegetais e minerais dos produtos colhidos. A longevidade do canavial também diminui quando não se realiza um controle eficiente das plantas daninhas. Por esses motivos, a cultura deve ser mantida livre de matocompetição durante todo o seu ciclo (OLIVEIRA et al., 2007).

Há formas de se controlar as plantas daninhas, entretanto, as associações mais comuns são de métodos culturais, mecânicos e químicos (PROCÓPIO et al., 2003).

Os métodos culturais são práticas que visam tornar a cultura da cana-de-açúcar mais competitiva em relação às plantas daninhas. Esses métodos englobam a redução de espaçamentos de plantio, cultivos intercalares ou rotação de culturas, o uso de variedades de alto perfilhamento que sombreiam o solo mais rapidamente (PROCÓPIO et al., 2003).

Os herbicidas mais utilizados na cultura da cana-de-açúcar estão citados na Tabela 5. A eficácia desses herbicidas depende de diversos fatores, tais como as características físico-químicas do produto, a dose empregada, a idade e a fisiologia da planta daninha, o estágio fenológico da cana-de-açúcar, as técnicas de aplicação, as condições climáticas durante e algumas horas após a aplicação, bem como as propriedades físicas e químicas do solo, no caso de aplicação de herbicidas pré-emergentes (LACA-BUENDIA, 1982).

TABELA 5 - Marcas comerciais de pesticidas utilizadas na cultura da cana-de-açúcar em Sergipe (BRASIL,2002.)

Nome comum	Época de aplicação	Algumas marcas comerciais
2,4 D	Pré ou pós-emergência	Aminol 806, Capri, DMA 806 BR, Herbi D-480.
Alachor	Pré-emergência	Alachor Nortox e Laço.
Ametrina	Pré ou pós-emergência	Ametrina Agripec, Gesapax, Herbipax e Metrimex.
Ametrina + Diurom	Pré ou pós-emergência	Ametron.
Atrazina	Pré ou pós-emergência	Atrazinax, Gesaprim, Atrazina Nortox.
Atrazina + Simazina	Pré ou pós-emergência	Extrazin, Triamex, Primatop e Herbimix.
Clomazone	Pré-emergência	Gamit.
Diuron	Pré ou pós-emergência	Karmex, Diuron Nortox, Cention e Netun.
Flazasulfuron	Pré ou pós-emergência	Katana.
Glifosato	Pós- emergência	Agrisato, Glifosato, Roundup, Trop e Zapp.
Halosulfuron	Pós- emergência	Sempre.
Hexazinone + Diuron	Pré ou pós-emergência	Velpar K e Advance.
Imazapic	Pré ou pós-emergência	Plateau.
Imazapyr	Pré ou pós-emergência	Arsenal, Contain e Chopper.
Isoxaflutole	Pré-emergência	Provence.
Metribuzin	Pré ou pós-emergência	Sencor.
MSMA	Pós- emergência	Ansar, Daconate, Dessecan e MSMA Sanachem.
MSMA +Diuron	Pós- emergência	Fortex.
Oxyfluorfen	Pré ou pós-emergência	Goal.
Paraquat	Pós- emergência	Gramoxone.
Pendimethalin	Pré-emergência	Herbadox.
Simazine	Pré-emergência	Herbazin e Sipazina.
Sulfentrazone	Pré-emergência	Boral e Solara.
Tebuthiuron	Pré-emergência	Combine, Perflan e Tebuthiuron Sanachem.
Trifluralin	Pré-emergência	Trifluralina Nortox, Treflan e Premerlin.

Fonte: BRASIL (2002).

2.8. A problemática das embalagens vazias de pesticidas

O principal motivo para se dar um destino final correto às embalagens vazias de pesticidas é diminuir o risco para a saúde das pessoas e de contaminação do meio ambiente. Este procedimento requer a participação efetiva de todos os agentes envolvidos tanto na fabricação, comercialização, utilização, licenciamento, fiscalização e monitoramento das atividades relacionadas como no manuseio, transporte, armazenamento e processamento dessas embalagens (OLIVEIRA et al., 2007).

A nova legislação federal (lei de crimes ambientais, Lei 9.605 de 13/02/98) disciplina a destinação final de embalagens vazias de agrotóxicos e determina as responsabilidades para o agricultor, o revendedor, o fabricante e para o Governo na questão de educação e comunicação. O não cumprimento dessas responsabilidades poderá implicar em penalidades previstas na legislação específica e na lei de crimes

ambientais (Lei 9.605 de 13/02/98), como multas e até pena de reclusão (Jornal da Cana, 2006).

A Lei nº 7.802, de 11/07/1989, dispõe sobre a pesquisa, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação (Tabela 6), o controle, a inspeção e a fiscalização de pesticidas, seus componentes e afins, e dá outras providências (BRASIL, 1989).

Essa Lei também classifica os pesticidas segundo sua toxicidade. Essa classificação é fundamental para o conhecimento da toxicidade de um produto, do ponto de vista de seus efeitos agudos. Por determinação legal, todos os produtos devem apresentar nos rótulos uma faixa colorida indicativa de sua classe toxicológica, conforme a Tabela 6, e tem como objetivo prestar alguma informação aos trabalhadores sobre a toxicidade dos produtos (ANTUNES, 2001).

TABELA 6 - Rotulagem de pesticidas e Classificação Toxicológica (Brasil, 1996).



2.9. Os Efeitos da Exposição Ocupacional do Diuron e Ametrina

2.9.1. Diuron e seus efeitos

A molécula do diuron (3-(3,4 diclorofenil)-1,1-dimetiluréia) é um herbicida derivado da uréia, amplamente usado no controle de ervas daninhas, principalmente na cultura da cana-de-açúcar (FIGURA 20). A exposição ocupacional é a maior preocupação em torno deste herbicida. Trabalhadores agrícolas frequentemente podem estar expostos por falta de práticas de segurança, como o uso de equipamento de proteção individual (EPI) durante a aplicação ou mistura de pesticidas (Carpenter et al., 2002; Perry et al., 2002). Além disso, os EPIs podem não estar bem dimensionados para

proteger o trabalhador durante sua manipulação e aplicação nas culturas cana-de-açúcar (PEIXOTO,1986).

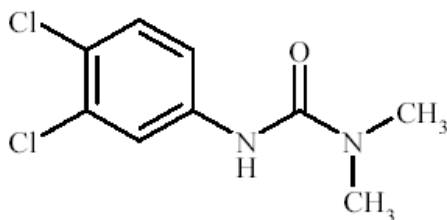


FIGURA 3- Estrutura química do Diuron - C₉H₁₀Cl₂N₂O.

Segundo Chen e Young (2008), o diuron é um dos herbicidas mais usados na Califórnia (EUA), e tem sido frequentemente detectado nas águas de abastecimento deste estado. O estudo sugere que o diuron pode ser um precursor da formação da N-Nitrosodimetilamina (NDMA). A NDMA é um membro da família das N-nitrosaminas, com elevado potencial carcinogênico.

Os autores relataram que tem aumentado a preocupação com a ocorrência do NDMA em água potável, resultante de reações durante a cloração ou por contaminação com efluentes industriais. Chen e Young (2008) quantificaram o potencial de formação de NDMA de soluções aquosas de diuron em diferentes condições de aplicação de cloro e de cloraminas. A formação de NDMA foi consistentemente observada mesmo na ausência de amônia. Os autores sugeriram que os átomos do nitrogênio da molécula de NDMA são detonados pelo diuron durante a cloração sem a adição da amônia. Quantidade significativa de NDMA (170 μg^{-1}) foi formada durante a oxidação da solução de diuron com a dicloramina, com concentração de diuron em torno de 20 $\mu\text{g/L}$, valor típico encontrado na Califórnia. De acordo com o Departamento de Saúde Pública da Califórnia (CDPH, 2008), o composto NDMA é um candidato para entrar na lista de compostos regulamentados, ou seja, estabelecimento de um limite máximo permitido.

Além do transporte para águas superficiais e subterrâneas, a degradação biótica e abiótica do diuron também pode ocorrer; neste caso, o principal o produto gerado é a 3,4-dicloroanilina (3,4 DCA) que possui maior toxicidade e persistência no ambiente que o composto de origem (GIACOMAZZI e COCHET, 2004). Trata-se de metabólito persistente e recalcitrante, presente no solo e em ambientes aquáticos (GEISSBUHLER, MARTIN e VOSS, 1975).

Quando foi submetido ao teste convencional de longa duração em roedores, o Diuron mostrou atividade cancerígena para o urotélio (camada tecidual que recobre

grande parte do trato urinário, incluindo a pelve renal) de ratos Wistar e para a mama de camundongos NMRI (IYER, 2002). Por esta razão, ele é classificado como “provável cancerígeno para a espécie humana” pela Agência de Proteção Ambiental dos estados Unidos (USEPA, 2004).

No momento, este herbicida está liberado para uso agrícola em diversos países, inclusive no Brasil, o que não aconteceria se sua atividade mutagênica/cancerígena fosse bem definida. Estudos prévios em laboratório demonstraram que o diuron e/ou seus metabólitos induzem tumores na bexiga urinária de ratos Wistar através de citotoxicidade química direta, seguida de proliferação celular regenerativa; no entanto, o mecanismo de ação específico ainda não foi esclarecido (Rocha et al., 2009).

A adsorção em carvão ativado é uma das tecnologias usadas com sucesso na remoção de compostos orgânicos (pesticidas, cianotoxinas, fármacos, etc), conforme estudos realizados por Miltner et al (1989), Petrie et al (1993), Kuroda et al (2006), Silva et al (2007), Piza (2008) e Rueda (2008)).

Miltner et al (1989) avaliaram a eficiência do tratamento convencional (em ciclo completo) de três Estações de Tratamento de Água nos EUA na remoção de vários pesticidas (atrazina, metaclor, carbofuran, simazina, linuron, etc). Os autores observaram baixas porcentagens de remoção (da ordem de 1 a 11%) destes microcontaminantes no tratamento em ciclo completo e sugeriram o uso do carvão ativado pulverizado ou granular.

2.9.2. Ametrina e seus efeitos

A qualidade de corpos de água e atividades agrícolas são temas relacionados. Via de regra, a proximidade da produção agrícola de lagos, córregos e rios potencializa a contaminação desses sistemas aquáticos (MOORE et al., 2001). Os poluentes agrícolas são importantes fontes de poluição difusa, sendo constituídos de nutrientes, sedimentos e praguicidas (KAO, WANG E WU, 2001).

A ametrina é uma s-triazina onde os substituintes são um grupo tiometil, um grupo etil e um grupo isopropil, formando a estrutura que leva o nome de N-etil-N-(1-metiletil)-6-(metiltio)-1,3,5 triazina 2,4-diamina. Na FIGURA 21 é apresentada a fórmula estrutural da ametrina. Ela é um herbicida sistêmico amplamente empregado em culturas de cana-de-açúcar e outras. Sendo razoavelmente estável, ela apresenta uma meia-vida de 20 a 100 dias, é muito móvel no ambiente e ainda altamente persistente em

água e solo. Seus resíduos e metabólitos têm sido encontrados em águas subterrâneas mesmo depois de longos períodos após sua aplicação. A ametrina é muito tóxica e pode trazer sérios prejuízos à saúde e ao ambiente (MOORE et al., 2001).

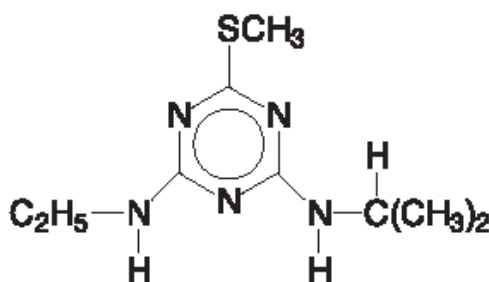


FIGURA 4 - Fórmula estrutural da Ametrina.

Nesse sentido a Alemanha, com base em estudos científicos e o princípio da precaução, utilizam o valor provisório de $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ como padrão de potabilidade enquanto dados científicos suficientes sobre a substância não estão disponíveis (GRUMMT et al., 2007).

O uso não controlado, somado as características físicas e químicas do composto resulta na detecção de concentrações potencialmente danosas nas águas escoadas de áreas de cultivo dessas espécies vegetais (COSTA, 1992).

A ametrina apresenta um deslocamento pequeno para regiões vizinhas à região de aplicação e possui uma persistência média no ambiente, podendo persistir por até seis meses no solo (COSTA, 1992), sendo degradada por microrganismos e por fotólise (COOPER, NICKELSEN, SUTNICK, MAK, KURUCZ, WAITE, 1992).

Entre os poucos estudos tem-se o processo de radiação na remoção de contaminação por pesticidas em embalagens PEAD. O processamento por feixe de elétrons mostrou alta eficiência em degradar moléculas de ametrina em embalagens PEAD quando as amostras foram irradiadas na presença de pequenas quantidades de água (ANDRADE, 2003).

2.10. Caracterização de áreas de mata ciliar degradadas

A Floresta Atlântica localiza-se ao longo do Oceano Atlântico, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, região onde a exploração vem ocorrendo desde a época do descobrimento (RIZZINI, 1997).

Na última década, tem aumentado sensivelmente a preocupação mundial com o crescimento alarmante da taxa de desmatamento das florestas e com o seu impacto na biodiversidade do planeta. A utilização indiscriminada dos recursos naturais, para atender às demandas da população, vem estimulando o desmatamento por parte da indústria, agronegócio e extrativismo. Como consequência, ocorre o processo desordenado de ocupação do solo, nas mais diversas regiões do país, o qual tem transformado formações florestais contíguas em fragmentos (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000).

Segundo Parrota (1992), áreas degradadas são aquelas caracterizadas por solos empobrecidos e erodidos, instabilidade hidrológica, produtividade primária e diversidade biológica reduzida.

Área degradada, segundo Reichmann Neto (1993), é aquela que sofreu alteração de suas características originais, em função de causas naturais ou pela ação do homem. De acordo com Carpanezzi et al. (1990), áreas degradadas são geradas continuamente e com várias feições. Molion (1985) afirmou que, com a remoção da cobertura vegetal, o impacto mecânico das gotas de chuva desagrega a estrutura superficial do solo. As pequenas partículas resultantes selam os poros, diminuindo a infiltração. Ao mesmo tempo, a precipitação pluvial que era interceptada pela folhagem, passa a atingir diretamente o solo, provocando o aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, da erosão.

A terminologia mata ciliar ou ripária define uma vegetação lenhosa que margeia as linhas de drenagem natural do terreno (OLIVEIRA FILHO, 1995). É empregada para designar as florestas ou matas que ocorrem nas margens de cursos de água. A mata ciliar ocorre ao longo do terreno que inclui tanto a ribanceira de um rio ou córrego, de um lago ou represa, como também as superfícies de inundação chegando até as margens do corpo d'água pela própria natureza do ecossistema formado pela mata ciliar (LIMA, 2003).

Segundo Melo (1995), as matas ciliares funcionam como filtros, retendo defensivos agrícolas, poluentes e sedimentos que seriam transportados para os cursos d'água, afetando diretamente a quantidade e a qualidade da água e conseqüentemente a fauna aquática e a população humana. São importantes também como corredores ecológicos, ligando fragmentos florestais e, portanto, facilitando o deslocamento da fauna e o fluxo gênico entre as populações de espécies animais e vegetais. Em regiões com topografia acidentada, exercem a proteção do solo contra os processos erosivos.

As matas ciliares desempenham papel reconhecidamente importante nos processos que contribuem para a estabilidade de microbacias hidrográficas e dos ecossistemas aquáticos, mantendo a estabilidade das margens dos rios, a dinâmica e a hidráulica dos canais e o controle da temperatura da água, além de permitirem a dissipação de energia e a criação de micro habitats diversificados (LIMA, 2003). Essas matas também regulam a capacidade de armazenamento de água na bacia e retêm a poluição difusa com a contenção do fluxo de nutrientes e sedimentos deslocados dos ecossistemas terrestres (SIMÕES, 2001).

Conservação e restauração de matas ciliares têm sido os assuntos de grande importância no contexto da qualidade ambiental. Os benefícios das matas ciliares para suporte à fauna, aumento da conectividade da paisagem (MARINHO e GASTAL, 2000), manutenção dos habitats aquáticos e da qualidade da água (CRESTANA, TOLEDO, CAMPOS, 1993) têm sido os argumentos mais fortes para sua conservação.

Martins (2001), afirmou que as matas ciliares apresentam uma heterogeneidade florística elevada por ocuparem diferentes ambientes ao longo das margens dos rios. A grande variação de fatores ecológicos nas margens dos cursos d'água resulta em uma vegetação arbustivo-arbórea adaptada a tais variações.

Em relação à legislação, as matas ciliares estão incluídas no artigo 2º da Lei nº 4.771/65 (BRASIL, 1965). De acordo com essa lei, as áreas de preservação permanente abrangem as florestas e demais formas de vegetação existentes ao redor dos rios, lagos, nascentes, lagoas e reservatórios, especificando, na maioria das situações, a dimensão mínima da faixa marginal que deve ser preservada. Sua presença reduz significativamente a possibilidade de contaminação dos cursos d'água por sedimentos, resíduos de adubos e defensivos agrícolas, conduzidos pelo escoamento superficial da água no terreno. Nessas áreas, não se pode fazer a retirada da cobertura vegetal original, permitindo, assim, que ela possa exercer, em plenitude, suas funções ambientais (SOARES et al., 2002).

A ocupação das áreas de Áreas de Preservação Permanente (APPs) nas margens de cursos d'água e em torno de nascentes ocorre principalmente por ser um local que propicia a parte mais produtiva da propriedade (RIBEIRO, 2005).

A legislação ambiental foi criada, e vem sendo aperfeiçoada, para que o meio ambiente seja protegido, e para que os cidadãos possam exigir essa atitude do poder público e também de outros cidadãos (SIMÕES, 2001).

O declínio da produtividade agrícola, aliado a uma visão míope da abundância dos recursos naturais, força, continuamente, a conversão de mais e mais terras para a agricultura, deixando um rastro de áreas degradadas (RIBEIRO, 2005).

O conjunto de ações e estratégias para a recuperação de florestas dependerá dos objetivos pretendidos, sendo possível a utilização de diferentes métodos. Nessa abordagem da recuperação, muitos são os termos sugeridos, assim como restauração e reabilitação. No entanto, a recuperação de fragmentos florestais degradados não pode ser discutida sem que se tenha clareza sobre os fatos responsáveis pela degradação dessas áreas, que por sua vez, estão inseridos no contexto de uso e ocupação do solo (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000).

Ainda nas zonas rurais podem-se destacar as áreas compactadas, seja pelo preparo excessivo do solo, uso de máquinas pesadas, micropulverização das partículas do solo, ou mesmo pelo pisoteio de animais, sendo a infiltração bem menor do que em áreas florestais adjacentes. A infiltração da água no solo é bem maior em povoamentos florestais mais densos do que naqueles de menor densidade e ainda maior em povoamentos mais antigos (AMBICENTER, 2001).

A água que penetra no solo abastece as plantas e o restante chega até o subsolo formando o lençol freático que abastece os mananciais e mantém o nível dos rios (CASTRO, 2001). Por esse motivo, as florestas podem ser consideradas como fontes importantes para o suprimento de água para os aquíferos (AMBICENTER, 2001).

Simões (2001) mostrou que a ação da zona tampão ripária corresponde a uma verdadeira filtragem, tanto do escoamento superficial como do escoamento subsuperficial, retendo nutrientes. Quando o escoamento superficial passa de uma área cultivada ou de uma pastagem para a zona ripária, ocorre uma diminuição na velocidade do fluxo pela rugosidade superficial maior e resistência da vegetação, reduzindo desse modo a capacidade de transporte de sedimentos. Já o transporte de nutrientes em solução ocorre quando o escoamento se dá de forma subsuperficial, sendo retidos, por absorção, pelo sistema radicular da vegetação ripária.

Botelho e Davide (2002) salientaram que apenas a recomposição da mata ciliar não é suficiente para recuperar a capacidade de “produção” de água de uma bacia hidrográfica. É de fundamental importância, para a recarga do lençol freático, a proteção das zonas de recarga acima das nascentes, por meio do uso do solo de acordo com a sua capacidade e existência de matas de topos de morro.

A intervenção humana em área de mata ciliar, além de ser proibida pela legislação federal, causa uma série de danos ambientais. As matas ciliares atuam como barreira física, regulando os processos de troca entre os ecossistemas terrestres e aquáticos e desenvolvendo condições propícias à infiltração (CARPANEZZI et al., 1990). Sua presença reduz significativamente a possibilidade de contaminação dos cursos d'água por sedimentos, resíduos de adubos e defensivos agrícolas, conduzidos pelo escoamento superficial da água no terreno.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A área territorial no Estado de Sergipe está dividida em seis Bacias Hidrográficas: São Francisco, Vaza Barris, Real, Japaratuba, Sergipe e Piauí. Os rios São Francisco, Vaza Barris e Real são federais porque atravessam mais de um Estado. Enquanto que os rios Japaratuba, Sergipe e Piauí são rios Estaduais, pois suas bacias estão dentro do estado de Sergipe (SERGIPE, 2004).

A Bacia Hidrográfica do Rio Sergipe abrange vinte e seis (26) municípios, sendo que oito estão inseridos totalmente na bacia, tais como: Laranjeiras, Malhador, Moita Bonita, Nossa Senhora Aparecida, Nossa Senhora do Socorro, Riachuelo, Santa Rosa de Lima e São Miguel do Aleixo. Os demais municípios, inseridos parcialmente na bacia, estão localizados em três diferentes regiões, como o semi-árido, agreste e zona costeira, tais como: Aracaju, Areia Branca, Barra dos Coqueiros, Carira, Divina Pastora, Feira Nova, Frei Paulo, Graccho Cardoso, Itabaiana, Itaporanga D'Ajuda, Maruim, Nossa Senhora da Glória, Nossa Senhora das Dores, Ribeirópolis, Rosário do Catete, Santo Amaro das Brotas, São Cristóvão e Siriri (Sergipe, 2004).

A principal bacia hidrográfica do estado de Sergipe é a do Rio Sergipe, por incluir em sua área de drenagem a capital do Estado, bem como as cidades de porte médio (São Cristóvão, Nossa Senhora do Socorro, Laranjeiras, Itaporanga D'Ajuda e Areia Branca) (Figura 3). Essa bacia é composta pelos rios Poxim, Pitanga, Morcego, Jacoca e Cotinguiba (SERGIPE, 2004).

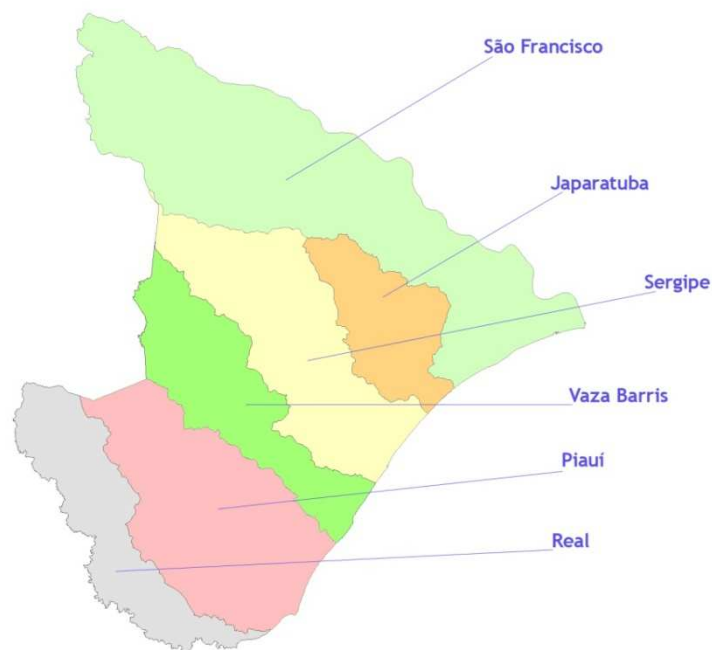


FIGURA 5 - Mapa das Bacias Hidrográficas do estado de Sergipe. Fonte: Atlas Recursos Hídricos de Sergipe (2004).

O Rio Poxim se tornou objeto deste estudo por sua importância no abastecimento de água da Região Metropolitana de Aracaju. O rio fornece 30% da água do abastecimento público (SILVA, 2004). A bacia hidrográfica do Rio Poxim está situada entre as coordenadas geográficas 11°01' e 10°47' de latitude sul e 37°01' e 37°24' de longitude oeste e inserida na região metropolitana de Aracaju (Figura 4).

O principal rio da bacia hidrográfica em estudo, Rio Poxim, tem como afluentes os rios Poxim-Mirim, Poxim-Açu e Pitanga. As condições climáticas que predominam nessa região são do clima tropical úmido, com período seco durante o verão e precipitação pluvial média anual variando entre 1600 e 1900 mm. A temperatura média do ambiente é de 23 °C, para os meses mais frios (junho a agosto), e de 31 °C para os meses mais quentes (dezembro a fevereiro) (SOARES, 2001).

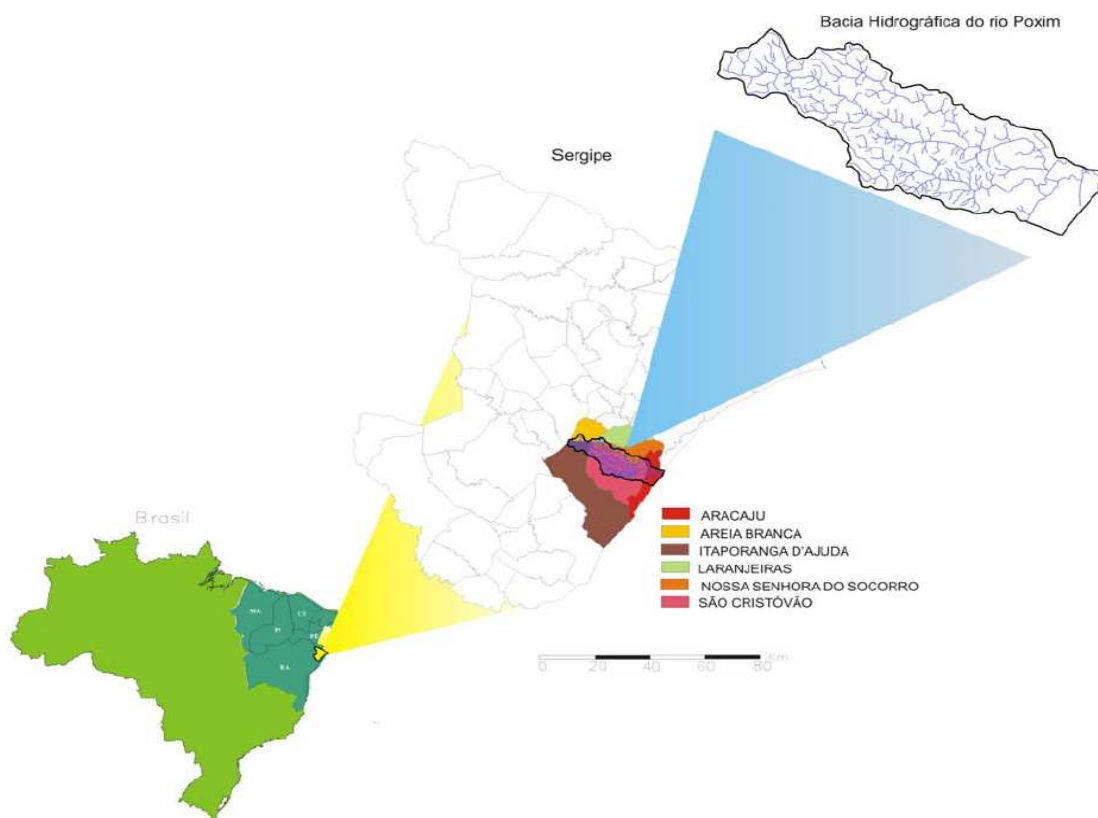


FIGURA 6 - Localização da sub-bacia do rio Poxim no estado de Sergipe. Fonte: Atlas Recursos Hídricos de Sergipe (2004).

3.2. Análise de Riscos de Contaminação dos Pesticidas nas águas subterrâneas e superficiais

Para a análise de riscos utilizou-se os índices de GUS (Groundwater Ubiquity Score) e LEACH, os critérios da Environmental Protection Agency (EPA) e o método GOSS. Esses métodos permitem avaliar a capacidade de provável contaminação das águas superficiais e subterrânea, por meio de informações sobre os princípios ativos.

Foram realizadas diversas visitas nas propriedades rurais da região produtora de cana-de-açúcar na sub-bacia do Rio Poxim, como também em pontos de venda de pesticidas na região de Aracaju. Nestas visitas foram solicitados quais os pesticidas mais utilizados e vendidos para esta região. Com estes dados buscou-se identificar as características e propriedades físico-químicas dos pesticidas por meio de pesquisa na Anvisa e no banco de dados Pesticide properties database (PPDB, 2010) (EXTOXNET, 2010). Todos os métodos serão descritos nos itens abaixo.

3.2.1. Índice de Groundwater Ubiquity Score (GUS) e LEACH

A avaliação do potencial de contaminação de água subterrânea pelos pesticidas foi realizada utilizando-se o método proposto por Groundwater Ubiquity Score (GUS). Esse método foi proposto por Gustafson (1989) para calcular um índice numérico, chamado índice de GUS, para um determinado princípio ativo (p.a.), mediante o fornecimento de valores de coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (Koc) e de meia vida ($t^{1/2}$) do produto no solo, de acordo com a Equação 1 (Eq.1).

$$\text{GUS} = \log(t^{1/2} \text{ solo}) \times (4 - \log(\text{Koc})) \quad (\text{Eq.1})$$

em que:

$t^{1/2}$ solo = meia vida do produto solo (dias);

Koc = coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (L kg^{-1}).

Após a obtenção do valor do índice de GUS, o p.a. em avaliação é classificado em uma das categorias, definidas por faixas pré-estabelecidas, conforme atenção aos seguintes intervalos:

- a) $\text{GUS} \leq 1,8 \Rightarrow$ Não sofre lixiviação;
- b) $1,8 < \text{GUS} < 2,8 \Rightarrow$ Faixa de Transição;
- c) $\text{GUS} \geq 2,8 \Rightarrow$ Provável Lixiviação.

O valor de GUS serve como uma ferramenta auxiliar para a identificação de pesticidas a serem priorizados nas atividades de monitoramento ambiental in loco (FERRACINI et al., 2001). Esse método é amplamente utilizado pela Environmental Protection Agency - EPA, dos EUA, e outros organismos de proteção ambiental internacionais.

Quanto ao índice LEACH descreve, para águas subterrâneas e superficiais, a mobilidade e potencial de contaminação. O LEACH foi calculado pela Equação 2:

$$\text{LEACH} = (\text{Ws} \times t^{1/2} \text{ solo}) / (\text{Vp} \times \text{Koc}) \quad (\text{Eq.2})$$

em que:

$t^{1/2}$ solo = meia vida do produto no solo (dias);

W_s = solubilidade em água (mg L^{-1});

V_p = vapor de pressão (MPa);

K_{oc} = coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (L kg^{-1}).

3.2.2. Critérios da Agência de Proteção Ambiental (EPA)

A capacidade de transporte de pesticidas, caracterizada pelo princípio ativo, também pode ser avaliada usando os critérios da Environmental Protection Agency (EPA) (COHEN et al., 1995). Os princípios ativos que obedecerem às condições abaixo oferecem maior potencial de risco de transporte e, conseqüente tendência à contaminação, principalmente, de águas subterrâneas:

- a) solubilidade em água $> 30 \text{ mg.L}^{-1}$;
- b) coeficiente de adsorção à matéria orgânica: K_{oc} de 300 a 500 mL.g^{-1} ;
- c) constante de Henry: $k_H < 10^{-2} \text{ Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$;
- d) meia vida no solo ($t^{1/2}$ solo): de 14 a 21 dias;
- e) meia vida na água ($t^{1/2}$ água): > 175 dias.

Nesse critério, também devem ser consideradas as condições de campo, que favorecem a percolação da água contaminada com pesticidas no solo, ou seja, pluviosidade anual $> 250 \text{ mm}$; presença de solo poroso; existência de aquífero não confinado.

3.2.3. Método de GOSS

Para essa avaliação, foi utilizado o método proposto por GOSS (1992), que faz uso dos mesmos parâmetros utilizados para o cálculo do índice de GUS, mostrado anteriormente, e de solubilidade dos princípios ativos em água. O método de GOSS reúne um conjunto de cláusulas e regras, apresentadas nos intervalos matemáticos fornecidos a seguir, para classificar o produto em “Alto Potencial”, “Médio Potencial” (Caso não atenda a nenhuma das regras dos itens A ou B, escritos abaixo) e “Baixo Potencial” de transporte em água, associado a sedimento ou dissolvido (Tabela 7).

- A) Regras para classificação do potencial de transporte do princípio ativo associado a sedimento.
- B) Regras para classificação do potencial de transporte do princípio ativo dissolvido em água

TABELA 7 - Método proposto por GOSS (MILHOME et al., 2009).

A) Potencial de transporte associado ao sedimento			
	$t_{1/2 \text{ solo}} \text{ (d)}$	$K_{oc} \text{ (mL.g}^{-1}\text{)}$	$W_s \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$
Alto Potencial	≥ 40	≥ 1000	–
	≥ 40	≥ 500	$\leq 0,5$
Baixo Potencial	< 1	–	–
	≤ 2	≤ 500	–
	≤ 4	≤ 900	$\geq 0,5$
	≤ 40	≤ 500	$\geq 0,5$
	≤ 40	≤ 900	≥ 2
B) Potencial de transporte dissolvido em água			
	$t_{1/2 \text{ solo}} \text{ (d)}$	$K_{oc} \text{ (mL.g}^{-1}\text{)}$	$W_s \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$
Alto Potencial	> 35	< 100000	≥ 1
	< 35	≤ 700	$\geq 10 \text{ e } \leq 100$
Baixo Potencial	–	≥ 100000	–
	≤ 1	≥ 1000	–
	< 35	–	$< 0,5$

$t_{1/2}$: meia vida no Solo; K_{oc} coeficiente de absorção de matéria orgânica; W_s : solubilidade em água. Fonte: (MILHOME et al., 2009).

3.3. Avaliação do Risco de contaminação por Pesticidas utilizando o Programa AGROSCORE

Para calcular os valores do índice de GUS, método de GOSS e EPA foi utilizado o programa AGROSCORE: disponível no site da EMBRAPA, que faz a avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de pesticidas. Ele foi elaborado para agilizar a avaliação desses modelos, possibilitando a análise de um mesmo princípio ativo por três métodos de forma simultânea (PESSOA et al., 2004).

3.3.1. Etapas do programa AGROSCORE

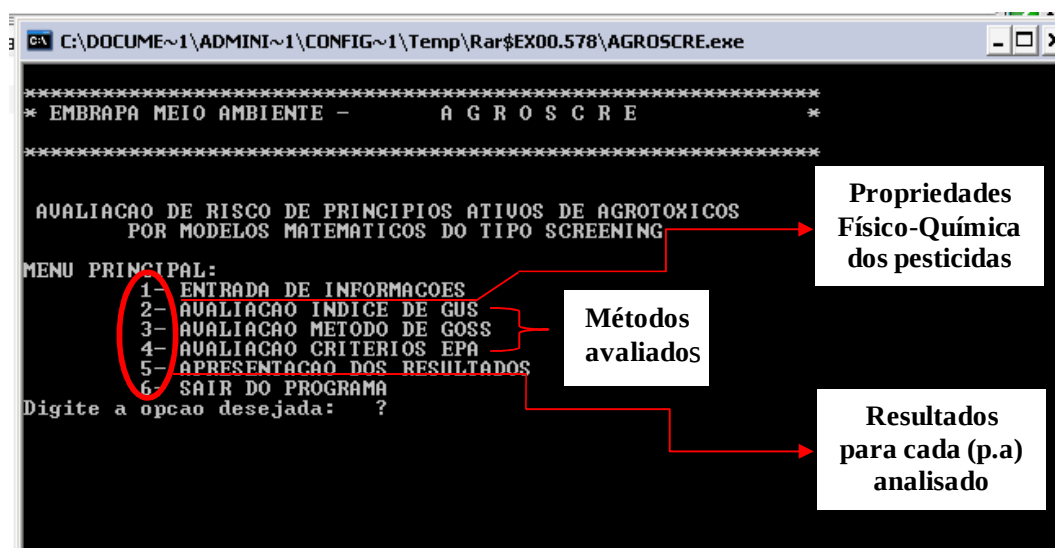


FIGURA 7 - Tela de entrada do programa AGROSCORE com principais comandos utilizados (PESSOA et al., 2004).

1 - Entrada de Informações: Essa opção do Menu Principal possibilita ao usuário informar os dados relacionados aos parâmetros dos princípios ativos dos agrotóxicos a serem analisados pelos Índice de GUS, Método de GOSS e critério “screening” do EPA. A primeira solicitação do programa nessa opção será: **Informe a quantidade de agrotóxicos a analisar.**

As informações a serem digitadas em cada linha para representar o “p.a.” em avaliação são as seguintes, nessa mesma seqüência: pluviosidade média anual da região (em milímetros), presença de solo poroso na região (1 = sim; 2 = não), presença de aquífero confinado na região (1= sim; 2 = não), nome do princípio ativo (p.a.) do produto em avaliação, solubilidade em água desse p.a., Koc do p.a., constante de Henry do p.a. (em Pascal), meia vida do p.a. em solo e meia vida do p.a. em água .

2 - Avaliação do índice de GUS: A opção 2, do Menu Principal do AGROSCORE, avalia os princípios ativos de interesse do usuário, informados pelo acesso prévio ao item 1 - **Entrada de informações**, pelo método de **avaliação do potencial de lixiviação de agrotóxicos para água subterrânea pelo Índice de GUS**, automaticamente, retornando ao menu principal do programa.

3 - Avaliação do método de GOSS: A opção 3, do Menu Principal do AGROSCORE, executa a avaliação do potencial de transporte do princípio ativo do agrotóxico associado a sedimento ou dissolvido em água pelo método de GOSS (GOSS,

1992), automaticamente, para os princípios ativos informados no item **1 - Entrada de informações**, retornando, posteriormente, ao menu principal do programa.

4 - Avaliação do critério EPA: A opção 4 do Menu Principal do AGROSCRE executa para os princípios ativos informados no item **1 - Entrada de informações**, a avaliação do seu potencial de transporte em função das suas características próprias usando os critérios de “screening” da Environmental Protection Agency (EPA) (COHEN et al., 1995), conforme inicialmente ressaltados por Ferracini et al. (2001), automaticamente, retornando ao menu principal do programa após sua execução.

5 - Apresentação dos resultados: Nessa opção, o usuário poderá escolher a forma de apresentação dos resultados optando por: **1 - impresso**, **2 - tela** ou **3 - “arquivo”**.

6 - Sair do Programa: Essa opção no menu principal do AGROSCRE apresenta a seguinte pergunta ao usuário: **Deseja continuar?** (< s = sim, n = não >). Assim, se o usuário quiser **sair totalmente** do AGROSCRE, deverá digitar **“n”** e teclar <ENTER>. Se desejar retornar ao menu principal, onde poderá utilizar outras opções para o experimento já avaliado ou realizar novas avaliações retornando à **opção “1”** do menu principal, o usuário deverá digitar **“s”** seguido de <ENTER>.

3.4. Monitoramento da sub-bacia do rio Poxim

3.4.1. Definição dos pontos de amostragem

Os pontos de amostragem da água foram tomados em duas estações (rio Poxim-Mirim e Poxim) de monitoramento distribuídas ao longo da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim. O primeiro ponto foi definido a montante da área ocupada por plantações de cana-de-açúcar no rio Poxim-Mirim, próximo ao assentamento Quissamã, com o objetivo de avaliar a contribuição deste cultivo na contaminação das águas superficiais. O segundo ponto foi definido na área de captação da DESO, localizada nas mediações da UFS no Rio Poxim. Esse ponto mostrará se há influência dos rios Poxim-Açu e Poxim-Mirim na contaminação por pesticidas e se este está sendo transportado para a Estação de Tratamento de Água (FIGURA 6) e (TABELA 8).

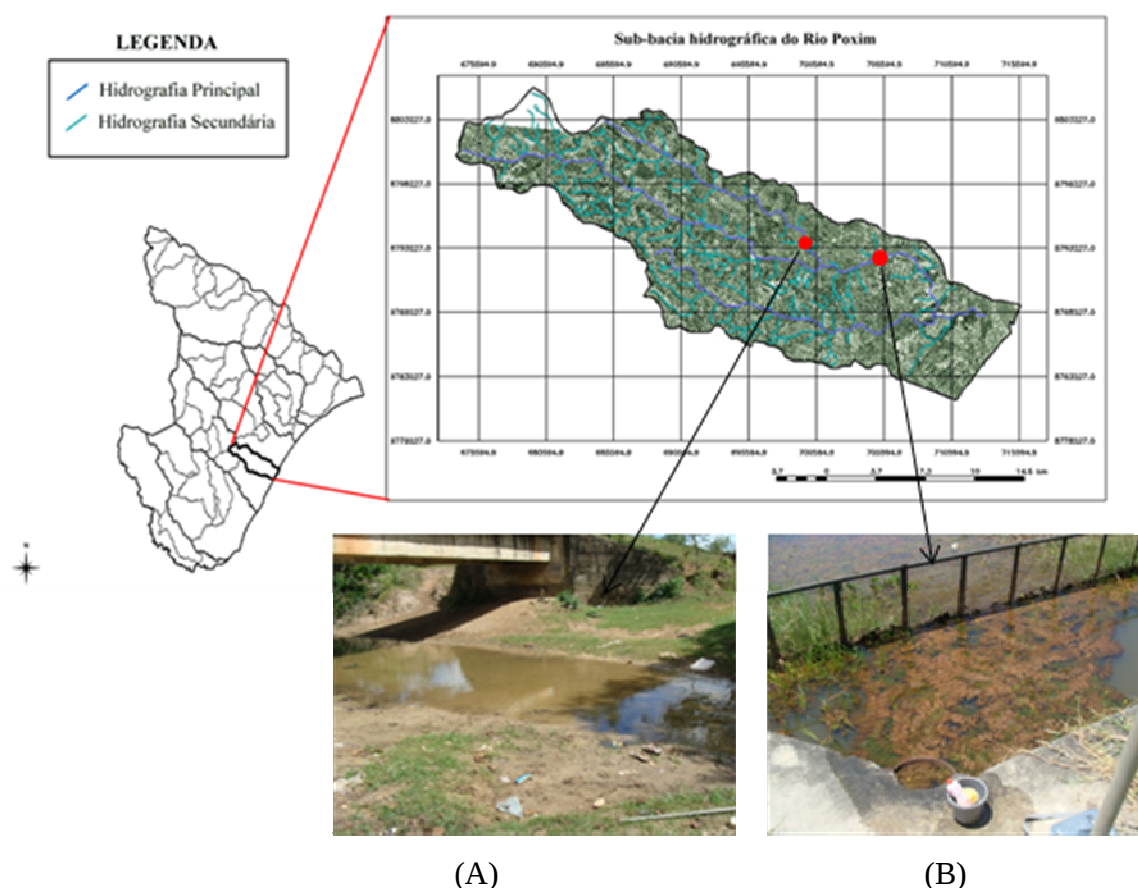


FIGURA 8 - Pontos de coleta na sub-bacia do Rio Poxim, Sergipe

TABELA 8 - Descrição das estações de amostragem de água na sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe.

Estação	Descrição	Município	Coordenadas
1	Rio Poxim-Mirim, no assentamento Moacyr	São	UTM 24 L
	Wanderlei, Ponto de coleta da DESO	Cristóvão	699279; 8794697
2	Rio Poxim, estação de captação de água da	São	UTM 24 L
	DESO	Cristóvão	707949; 8791936

As amostras da água foram coletadas do período de julho de 2009 a julho de 2010, compreendendo o período da estação chuvosa e a estação seca. Os dados referentes aos pesticidas presentes na água foram coletados em campanhas bi-mensais, totalizando 14 amostras. Com esses quantitativos de amostras foi possível avaliar a qualidade da água no período chuvoso e seco.

3.4.2. Coleta de dados Qualitativos

O ponto de partida para a coleta de água priorizou a identificação dos laboratórios que pudessem analisar os pesticidas encontrados na sub-bacia do rio Poxim. No Brasil os laboratórios credenciados e próximos ao Estado de Sergipe foram o Instituto Mineiro de Agropecuária em Minas Gerais, Embrapa Agropecuária Oeste em Dourados Mato Grosso do Sul e o Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP).

As análises foram feitas no ITEP, pelo Labtox, laboratório de análises de resíduos de pesticidas, sendo hoje uma referência na área de análise de resíduos de pesticidas em alimentos e em matrizes ambientais. Acreditado pelo INMETRO, MAPA e pela REBLAS/ANVISA, a sua estrutura laboratorial está preparada para atender às exigências de qualidade e rastreabilidade dos mercados importadores.

Os procedimentos citados abaixo foram determinados pelo Labtox com o intuito de garantir a eficiência e a veracidade das informações obtidas por meio da coleta da água:

A. Descontaminação dos recipientes

- Os recipientes utilizados para coleta das amostras devem ser de vidro âmbar, previamente lavados e descontaminados, da seguinte forma;
- Deixar os vidros de molho em uma solução de Extran alcalino a 5% por 12 horas;
- Enxaguar com água corrente em abundância;
- Lavar com água destilada;
- Secar em estufa;
- Descontaminar com Hexano ou éter de petróleo (lavar as paredes internas);
- Envolver a boca do recipiente com papel alumínio antes de tampar.

Os recipientes utilizados na pesquisa foram adquiridos em farmácias de manipulação seguindo os procedimentos descritos acima.

B. Coleta de amostras líquidas e Método de preservação

- Coletar a amostra direto da fonte (Figura 7A);
- Não utilizar recipientes para transferir a amostra;
- Encher todo recipiente com a amostra;

- Colocar papel alumínio na boca do recipiente antes da tampa com rosca.
- Armazenar o recipiente em geladeira (não colocar no freezer)
- Transportar as amostras preferencialmente em caixa de isopor de 50 l com bastante gelo (Figura 7B).
- As amostras foram enviadas via SEDEX.
- Coletar um mínimo de 02 (dois) litros de amostra em 4 recipientes de 500ml



A



B

FIGURA 9 - Recipiente tipo âmbar de 500 mL, utilizado no momento da coleta (A) e acomodação das amostras para transporte (B).

A amostra possui um prazo de validade de 07 dias para os organofosforados (por exemplo: Alation e Paration) e de 14 dias para os organoclorados (por exemplo: Aldrin, Dielldrin, Lindano) se armazenadas em geladeira.

C. Métodos de análise utilizados no Labtox

A cromatografia consiste em uma técnica de análise química, que separa, identifica e quantifica as espécies químicas. A cromatografia baseia-se na distribuição da amostra entre duas fases, denominadas móvel e estacionária (LANÇAS, 2004). Considerando o estado físico da fase móvel, distingue-se a cromatografia gasosa, que a fase móvel é um gás; a cromatografia líquida, em que a fase móvel é um líquido, a cromatografia supercrítica em que se usa como fase móvel um vapor pressurizado, em temperatura acima de sua temperatura crítica (COLLINS, 1987).

A cromatografia vem sendo empregada em grande parte das análises de pesticidas em água, seus metabólitos e produtos de transformação, destacando-se,

principalmente, a cromatografia líquida e a gasosa. Para este estudo, o Labtox usou o método Multi-resíduos utilizando extração líquido-líquido. A quantificação foi realizada no cromatógrafo a gás, com detectores de captura de elétrons e cromatógrafo Líquido (LC-MS/MS).

Os compostos analisados foram: acefato, aldrin, aletrina, azinfós etílico, azinfós metílico, azoxistrobina, binfentrina, bromopropilato, captana, carbaril, carbendazim (benomil, tiofanato metílico), carbofenotiona, carbofurano, ciflutrina (1, 2, 3 e 4), cimoxanil, cipermetrina (cise trans), ciproconazol, clordano (alfa e gama), clorfenvinfós, clorotalonil, clorpirifós, clorpirifós metílico, DDT total, deltametrina, diazinona, diclorvós, dicofol, dieldrin difenoconazol (1 e 2), dimetoato, dissulfotom, endosulfam (alfa, beta e sulfato), endrim, esfenvarelato, etiona, etoprofós, etrinfós, fenamifós, fenarimol, fenitrotona, fenpropatrina, fentiona, fentoato, fenvarelato, fluasifope-p-butílico, flutriafol, folpete, forato, HCB, HCH (alfa, beta e delta), heptacloro, heptacloro epóxido, imazapirl, prodiona, lambdacialotrina, lindano, malaoxona, malationa, metamidofós, metidationa, mevinfós (cis e trans), miclobutanil, mirex, monocrotofós, l-naftol, ometoato, oxifluorfem, paraoxona metílica, parationa etílica, parationa metílica, paraoxona etílica, permetrina (cis e trans), pirazofós, pirimifós etílico, pirimifós metílico, procimidona, procloraz, profenofós, propargito, propiconazol (I e II), tebuconazol, terbufós, tetradifona, tiabendazol, triazofós, triclorfom, trifluralina, vamidotona (sulfona e sulfóxido), vinclozolina, bioaletrina (1 e 2), fipronil, aldicarbe (sulfona e sulfóxido), boscalide, furatiocarbe, midacloprido, iprovalicarbe, metomil, penconazol, espinosade (A e D), tiametoxam, tiodicarbe, bitertanol, carbosulfano, clorfenapir, clofentazina, cresoxim metílico, dimetomorfe, etefom, famoxadona, fenpiroximato, fosadona, fosmete, metalaxil, metconazol, piraclostrobina, piridabem, quintozeno, tetraconazol, tiaclopride, triadimefom, triadimenol, triflumizol, aldicarbe, acetamipride, aldicarbe total, buprofezina, clofentezina, ciprodinil, diclofluanida, diniconazol, diuron, dodemorfe, epoxiconazol, espiroxamina, etiofencarbe (sulfona e sulfóxido), etofenproxi, fenazaquina, fenhexamida, flusilazole, fostiazato, hexaconazol, linurom, metiocarbe (sulfona e sulfóxido), nuarimol, oxadixil, paclobutrazol, pencycurom, pirimicarbe, pirimicarbe desmetil, propoxur, piridafentiona, pirifenox, pirimetanil, piriproxifem, tebufenpirade, tridemorfe, trifloxistrobina, ciromazina, ametrina, bromuconazol, dazomete, tiobencarbe, quinalfós, 3-hidroxi-carbofurano.

Os limites de detecção alcançados pela cromatografia líquida são verificados em nível de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e usualmente são comparados aos obtidos por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (WELLS, 2000).

3.4.3. Coleta de dados Quantitativos

Para este trabalho foram consultados os dados pluviométricos referente a 3 estações de monitoramento na sub-bacia do rio Poxim: estação de Aracaju, Laranjeiras e São Cristóvão. Sendo que a Estação de Laranjeiras apresenta uma maior contribuição para a área em estudo, visto que as chuvas a montante das medições influenciam a vazão do rio e o carreamento superficial de pesticidas (Figura 8).

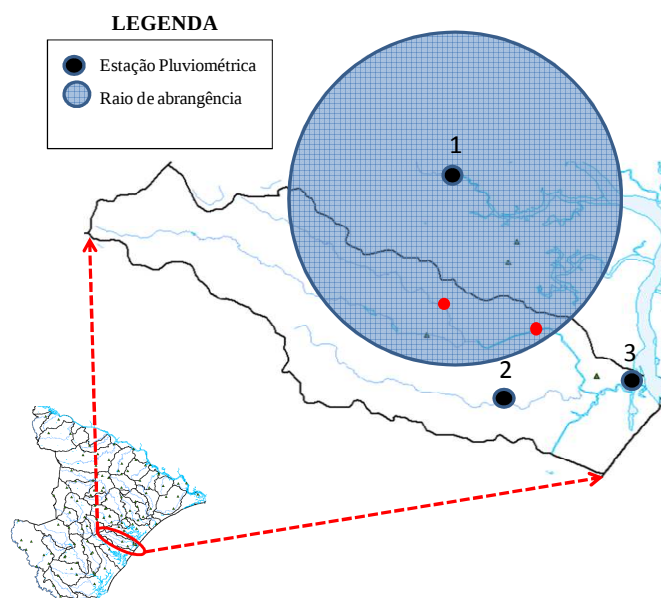


FIGURA 10 - Mapa das estações de monitoramento pluviométrico. 1- Laranjeiras; 2 – São Cristóvão; 3 – Aracaju (Fonte SEMARH,2004).

Os dados dos índices pluviométricos foram adquiridos na Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH), foram tabulados permitindo a comparação com a média mensal dos últimos 10 anos, e assim identificando o período chuvoso e seco nesta região de estudo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Uso e ocupação do Solo na sub-bacia do Rio Poxim

As visitas à área de estudo permitiram realizar uma prospecção sobre o uso e ocupação do solo, revelando evidências objetivas do impacto das atividades agrícolas, principalmente, a cultura da cana-de-açúcar na sub-bacia do rio Poxim (FIGURA 9). O reconhecimento da área possibilitou obter algumas informações sobre o manejo agrícola na região. Na Figura 9 observam-se algumas áreas ocupadas por cana-de-açúcar às margens do Rio Poxim, e a aplicação de herbicidas no dia 14/07/2010.

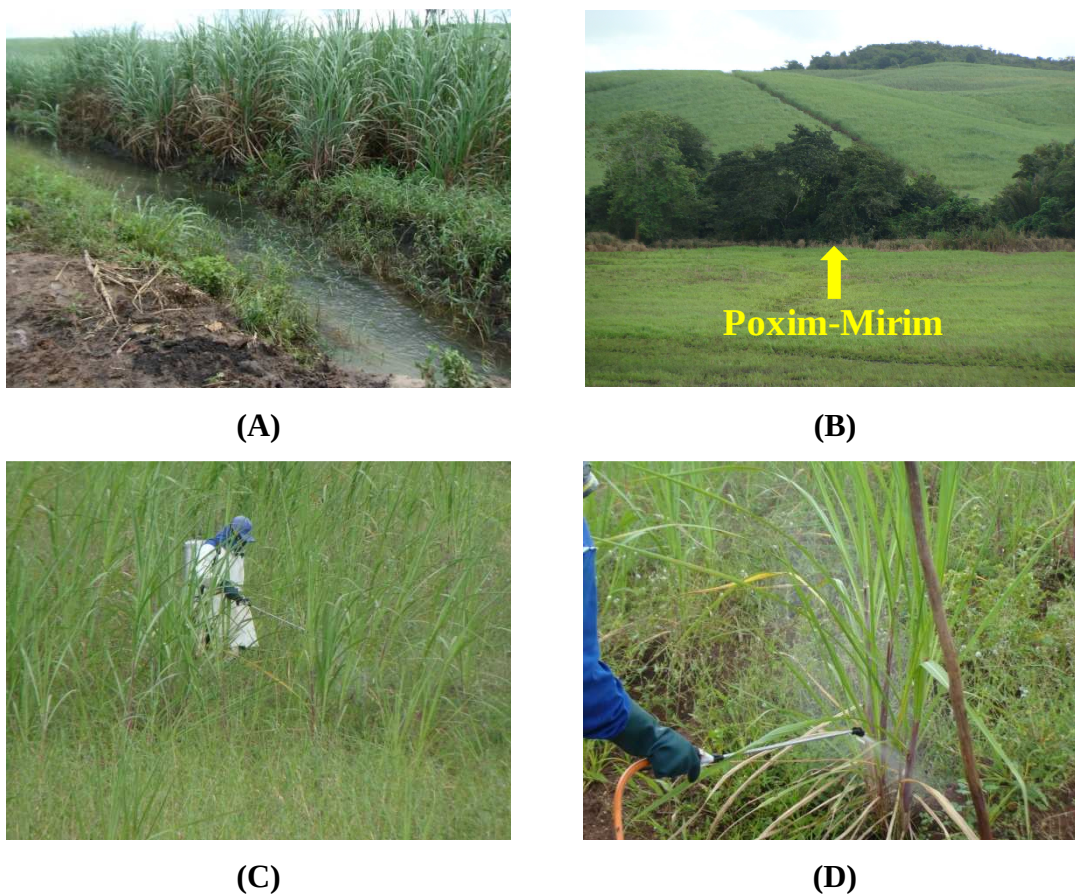


FIGURA 11 - Plantio de cana-de-açúcar às margens do rio Poxim-Mirim (A) e (B) e aplicação de herbicidas na sub-bacia do rio Poxim (C) e (D).

A agricultura é praticada na região, onde se destacam as propriedades com o cultivo da cana-de-açúcar, principalmente, no curso médio do rio Poxim e ao longo da

maior parte do rio Poxim-Mirim. Nas nascentes da sub-bacia do rio Poxim, verifica-se a predominância de pequenas e médias propriedades rurais, com a produção de gêneros de subsistência, onde predomina a produção de milho, mandioca e feijão (AGUIAR NETTO et al., 2006).

Para efeito de visualização, foi feito o mapa de uso e ocupação da sub-bacia do rio Poxim por cana-de-açúcar, utilizando a interpretação e análise das imagens, (FIGURA 10), obtidas da Secretaria de Recursos Hídricos do estado de Sergipe (SERGIPE, 2004a). Foram utilizadas técnicas e fundamentos de fotointerpretação baseados em observações visuais das características físicas das imagens, tais como: tonalidade, cor, textura, sombra, forma, etc (Espinoza e Abraham, 2005; Carvalho et al., 2006; Déstro e Campos, 2006; Penido et al., 2007).

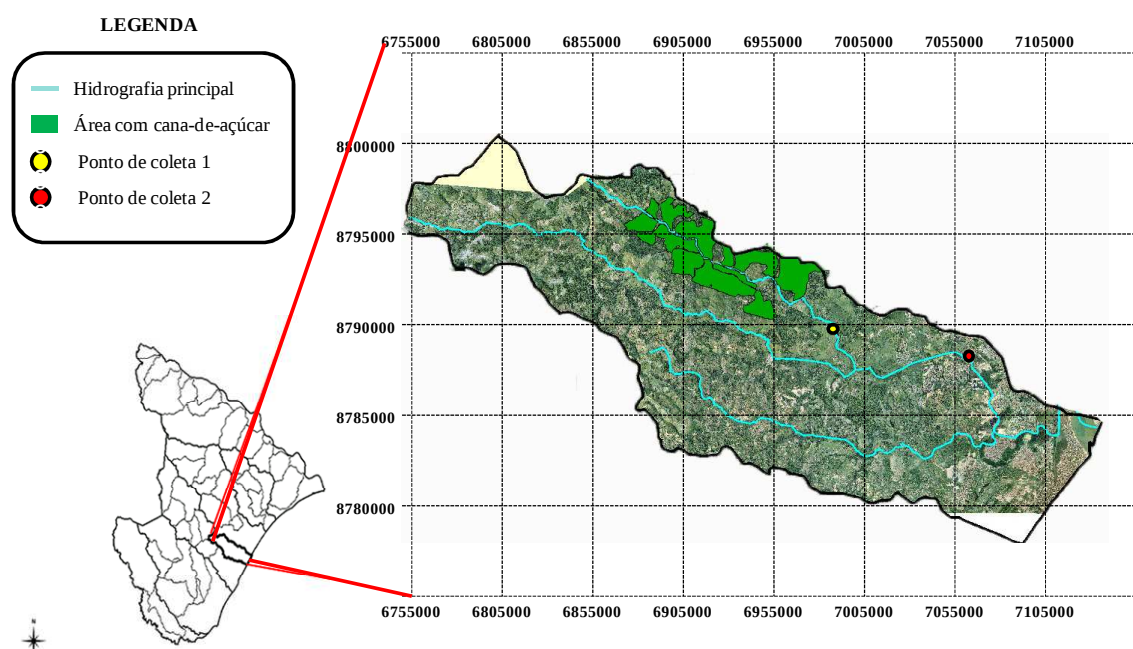


FIGURA 12 - Mapa com as principais áreas produtoras de cana-de-açúcar na sub-bacia do Rio Poxim, para o ano de 2000. Escala de 1:100.000.

Por meio de fotointerpretação foi possível calcular, para o ano de 2000, uma área de aproximadamente 30 km² ocupada com cana-de-açúcar na sub-bacia do rio Poxim. Esse valor tende a ser muito maior para os últimos anos, já que o setor sucroalcooleiro tem se expandido na região. Observou-se que na maior parte da região o limite mínimo de 30 (trinta) metros de mata ciliar para os cursos d'água é de menos de dez metros de largura em áreas de preservação permanente não é respeitado, e isso acaba aumentando

os riscos de degradação e contaminação pelos produtos utilizados na sub-bacia conforme LEI nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.

Verificou-se que a região, apresenta impactos ambientais, principalmente, causados pela agropecuária, tais como:

- Substituição da mata ciliar por plantação de cana-de-açúcar às margens do Rio Poxim-Mirim objeto de estudo.
- Substituição da mata ciliar por pastagens às margens do Rio Poxim-Mirim.

Na sub-bacia, os impactos provocados pelas atividades agrícolas dependem de cada tipo de cultura produzida, da fase em que se encontra o ciclo de produção (preparação do terreno, semeadura, desenvolvimento das plantas, colheita etc.), e do uso de fertilizantes e defensivos. O aporte de cargas poluidoras aos cursos de água está fundamentalmente associado à ocorrência de eventos de chuva, quando grande parte dos insumos agrícolas são carregados para o rio. A TABELA 9 mostra um calendário agrícola com as principais atividades de manejo praticadas para a cultura da cana na sub-bacia do Rio Poxim.

TABELA 9 - Principais práticas agrícolas adotadas para o cultivo de cana-de-açúcar na sub-bacia do Rio Poxim. Informações coletadas em entrevista com trabalhadores da região, no período de junho a agosto de 2010.

CALENDÁRIO AGRÍCOLA PARA A CANA-DE-AÇÚCAR												
MANEJO AGRÍCOLA	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Preparo do solo (Revolvimento, Gradagem e Sulcagem)	***	***	***									
Adubação (planta e socaria) (N, P, K e Vinhaça)	***	***	***					***	***	***	***	***
Plantio de verão									***	***	***	
Plantio de Inverno						***	***	***				
Aplicação de Herbicidas (planta e socaria) Pré-emergência	***	***				***	***	***	***	***	***	***
Aplicação de Herbicidas Pós-emergência			***	***					***	***		
Colheita	***	***	***							***	***	***

4.2. Avaliação do potencial de lixiviação e percolação dos pesticidas como análise de risco para a sub-bacia do rio Poxim

Pode-se ressaltar a importância do monitoramento da qualidade da água em áreas com risco de contaminação por pesticidas e, principalmente, na sub-bacia do rio Poxim, uma vez que a Companhia de Abastecimento e Saneamento de Sergipe (DESO), possui uma Estação de Tratamento de Água (ETA) nas margens deste rio. A ETA instalada utiliza o sistema de tratamento convencional para captação de parte da água para abastecer a cidade de Aracaju.

4.2.1. Análise de risco

Os pesticidas mais comumente utilizados na sub-bacia do rio Poxim em áreas de plantio de cana-de-açúcar estão citados na TABELA 10. Conforme a classificação toxicológica e a Classificação Ambiental dos pesticidas, temos as seguintes Classes: Classe I – Faixa Vermelha/extremamente tóxico perigoso; Classe II – Faixa Amarela/Altamente Tóxico; Classe III – Faixa Azul/Medianamente Tóxico e Classe IV – Faixa Verde/Pouco Tóxico. Quanto à toxicidade, apenas os pesticidas 2,4-D(Aminol 806), Carbofurano, 2,4-D + Picloran (Dontor) e Paraquat são extremamente tóxicos (Classe I). A utilização dos pesticidas por parte dos trabalhadores tornou-se um dos maiores problemas de saúde pública, principalmente nos países em desenvolvimento (OLIVEIRA et al., 2007).

Quanto ao meio ambiente tem-se o 2,4-D (Aminol 806) que é extremamente perigoso (Classe I). Os pesticidas podem ser persistentes, móveis e tóxicos no solo, na água e no ar. Tendem a se acumular no solo e na biota e seus resíduos podem alcançar os sistemas superficiais por deflúvio superficial (*runoff*) e os sistemas subterrâneos por lixiviação (LANDON et al., 1990).

As propriedades físico-químicas desses pesticidas usados nos critérios de avaliação do risco potencial de contaminação para os ambientes aquáticos são determinados pela Lei de Henry (KH), solubilidade em água (Ws), Vapor de pressão (Vp), coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (Koc), meia-vida ($t^{1/2}$) no solo e na água. Analisando-se as informações contidas na TABELA 11, pode-se observar que essas propriedades diferem grandemente entre os diversos compostos de classes

químicas, tornando extremamente difícil a tarefa de fazer generalizações sobre os destinos e impactos de pesticidas no ambiente.

TABELA 10 - Produtos aplicados na sub-bacia do Rio Poxim em áreas de plantio de cana-de-açúcar.

Nome Comum	Princípio Ativo	Grupo Químico	Classificação Toxicológica	Classificação Ambiental
Sencor	Metribuzim	Triazinona	IV	II
Diuron	Diuron	Uréia	III	II
Ametrina	Ametrina	Triazina	III	II
Atrazina	Atrazina	Triazina	III	II
Gesapax	Ametrina	Triazina	IV	II
Dinamic	Amircabozona	Triazolinona	II	III
Provence	Isoxaflutol	Isoxazol	II	II
Glifosato	Glifosato	Glicina substituída	III	III
Gramaxone	Paraquat	Bipiridílio	II	II
Paraquat	Paraquat	Bipiridílio	I	II
Velpar-K	diuron + hexazinona	Uréia + Triazinona	III	–
Polaris	Glifosato	Glicina substituída	IV	III
Krismat	Ametrina + Trifloxissulfurom-	Triazina + Sulfoniluréia	II	II
Evidence	Imidacloprido	Neonicotinóide	IV	III
SEMPRA	Halossulfurom-Metílico	Sulfoniluréia	III	III
Goal BR	Oxifluorfem	Éter Difenílico	II	–
Regent 800 WG	Fipronil	Pirazol	II	II
Dontor	2,4-D + Picloram	Ácido Ariloxialcanóico + Ácido Piridinocarboxílico	I	III
Msma sanachem 720	MSMA	Organoarsênico	III	II
Gliz 480 cs	Glifosato	Glicina substituída	IV	III
Metrimex	Ametrina	Triazina	III	–
Volcane	MSMA	Organoarsênico	III	III
Furazin 310 ts	Carbofurano	Metilcarbamato de Benzofuranila	I	II
Plenum	Fluroxipir-Meptílico + Picloram	Ácido piridiniloxialcanóico + Ácido piridinocarboxílico	II	II
Karmex 800	Diuron	Uréia	III	II
Aminol 806	2,4-D	Ácido ariloxialcanóico	I	I
Plateau	Glifosato	Glicina substituída	IV	III
Actara 250	Thiamethoxam	Tiametoxam	III	III
Herbipak	Ametrina	Triazina	III	–
Contain	Imazapir	Imidazolinona	III	III
Provence	Isoxaflutol	Isoxazol	III	II
Roundup wg	Glifosato	Glicina substituída	IV	III

Fonte: BRASIL (2002)

TABELA 11- Propriedades físico-químicas dos princípios ativos dos pesticidas, a 20-25°C, usados na região da Sub-Bacia do Rio Poxim.

Princípios ativo*	Grupo Químico	Uso ^a	T _{1/2} solo ^b	T _{1/2} água ^c	Koc ^d	Ws ^e	Vp ^f	K _H
Metribuzim	Triazinona	R/O	140	4760	106	1,03.10 ³	5,80.10 ⁻⁵	1,43E-09
Diuron	Uréia	R/O	372	1290	499	3,60.10 ¹	9,20.10 ⁻⁶	0,000051
Ametrina	Triazina	R/O	37	28	245	2,04.10 ²	3,65.10 ⁻⁴	0,000414
Atrazina	Triazina	R/O	146	30	93	3,30.10 ¹	4,00.10 ⁻⁵	0,000248
Glifosato	Glicina substituída	O/M	96	35	6922	1,16.10 ⁴	5,73.10 ⁻⁸	1,4E-07
Paraquat	Bipiridílio	O	620	30	10000	6,26.10 ⁵	1,35.10 ⁻⁵	N.R.
Hexazinona	Triazinona	R/O	222	56	640	2,9.10 ⁴	3,00.10 ⁻⁵	N.R.
trifloxissulfurom-sódico	T sulfoniluréia	O	52	N.R.	80	5,02.10 ³	1,00.10 ⁻⁷	N.R.
halossulfurom-metílico	Sulfoniluréia	O	51	14	124	1,65.10 ³	1,33.10 ⁻⁵	0,0011
Oxifluorfem	Éter difenílico	R/O	30	N.R.	100000	1,0.10 ⁻¹	2,6.10 ⁻⁵	N.R.
Fipronil	Pirazol	Ins	366	30	749	2,2.10 ¹	N.R.	0,000037
2,4-D	Ácido Ariloxialcanóico	R/O	34	39	46	2,76.10 ⁴	1,10.10 ⁻²	1,8E-07
Picloram	Ácido Piridinocarboxílico	R/O	324,7	N.R.	16	4,30.10 ²	9,61.10 ⁻⁹	0,000047
MSMA	Organoarsênico	O	269	35	1680	1,04.10 ⁶	3,50.10 ¹	N.R.
Carbofurano	Metilcarbamato de Benzofuranila	Ins	22	18	25	3,51.10 ²	2,7.10 ⁻¹	3,9E-09
Thiamethoxam	Tiametoxam	Ins	229	6080	64	4,1.10 ³	N.R.	4,7E-10
Imazapir	Imidazolinona	R/O	1200	30	81	N.R.	N.R.	0,0000003

*Nomenclatura de acordo com as regras brasileiras; “-“ valor não encontrado na literatura ou não calculado por falta de parâmetros;^a usos na cultura da cana-de-açúcar: R – Pré-emergente; O – Pós-emergente; M – Maturador; ^b meia-vida no solo, em dias; ^c meia-vida na água, em dias; ^d coeficiente de adsorção normalizado pela fração de carbono orgânico do solo (L kg⁻¹); ^e solubilidade em água (mg L⁻¹); ^f pressão de vapor, em MPa., kH.- constante de Henry

Os dados da TABELA 11 foram obtidos por meio do levantamento bibliográfico sobre os pesticidas aplicados nas culturas de cana-de-açúcar na sub-bacia do rio Poxim e das propriedades físico-químicas dos princípios ativos. Estes dados serão utilizados para avaliar o potencial de poluição das águas, utilizando os critérios de “screening”, como por exemplo, os adotados pela EPA, o índice de GUS, o método de GOSS e o índice de LEACH (DORES, DE-LAMONICA-FREIRE, 2001).

4.2.2. Risco de contaminação de águas subterrâneas

Na TABELA 12 são apresentados os resultados da análise do potencial de contaminação de águas subterrâneas usando os critérios de “screening”, sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos, o índice “Groundwater Ubiquity Score” (GUS) e avaliação do índice de LEACH. Estes resultados foram obtidos a partir da TABELA 11, utilizando as propriedades físico-químicas dos princípios ativos dos pesticidas dessa região.

Os princípios ativos como paraquat, hexazinona, trifloxissulfurom-sódico, imazapir e MSMA não puderam ser avaliados pelos critérios do EPA por falta de informações da constante de Henry (k_H), pressão de vapor (V_p), tempo de meia-vida na água ($T_{1/2 \text{ água}}$) e solubilidade em água (W_s) (TABELAS 11 e 12).

Utilizando os critérios do EPA, na TABELA 12, que calculam a tendência de transporte de princípios ativos dos pesticidas em águas subterrâneas pode-se dizer que: os pesticidas Metribuzim, Diuron e Thiamethoxam apresentaram considerável risco de contaminação de águas subterrâneas. Por outro lado, os demais pesticidas não mostraram tendência para contaminação dessas águas.

A persistência de um composto no ambiente é normalmente medida, pela meia-vida, que é definida como o tempo necessário para que ocorra a dissipação de 50% da quantidade inicial do pesticida aplicado (Silva et al. 2007). O tempo de meia-vida para o metribuzim, diuron e thiamethoxam comparados com o critério do EPA foram bastante elevado, ou seja, este critério pode ajudar a prever risco de contaminação de lençóis freáticos subterrâneos antes mesmo da aplicação do pesticida.

Pelo índice de GUS utiliza-se o tempo de meia-vida do solo ($T_{1/2 \text{ solo}}$) e coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (K_{oc}). Os metribuzim, diuron, thiamethoxam, atrazina, hexazinona, trifloxissulfurom-Sódico, halossulfurom-metilico,

fipronil, 2,4-D, picloram, carbofurano, e imazapir apresentaram resultados de tendência para lixiviação pelo índice GUS (TABELA 12). Comparando com o EPA, os métodos utilizados apresentam características de análise diferenciadas. Pode observar que pelo índice de GUS o pesticida sofre lixiviação quando Koc apresenta preferencialmente valores baixos, ou seja, este índice indica a capacidade do pesticida adsorver ou aderir na matéria orgânica.

Quanto ao índice de LEACH, o Picloran apresentou maior potencial de contaminação. Na equação 2, pode-se destacar dentre as propriedades físico-químicas avaliadas, a solubilidade de uma pesticida em água (Ws). Ele indica a quantidade máxima desse material pode se dissolver numa quantidade padrão de água e numa determinada temperatura, ou seja, quando os valores de Ws forem elevados pode-se dizer que há uma predominância de maior potencial contaminação das águas subterrâneas pelo índice de LEACH.

Os princípios ativos como Fipronil, Imazapir e Thiamethoxam não puderam ser avaliados pelo índice de LEACH por falta de informações pressão de vapor (Vp), tempo de meia-vida no solo ($T_{1/2 \text{ solo}}$) e solubilidade em água (Ws) (TABELAS 11 e 12).

TABELA 12 - Resultado da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas, com base nos critérios de “screening”, no índice de vulnerabilidade da água subterrânea (GUS) e avaliação do índice de LEACH.

Princípio ativo	Grupo Químico		GUS	EPA	LEACH
Metribuzim	Triazinona	L	4,24	L	7,37
Diuron	Uréia	L	3,35	L	6,46
Ametrina	Triazina	T	2,53	NL	4,93
Atrazina	Triazina	L	4,40	NL	5,11
Glifosato	Glicina substituída	NL	0,32	NL	9,45
Paraquat	Bipiridílio	NL	0,00	NA	9,46
Hexazinona	Triazinona	L	2,80	NA	8,53
Trifloxissulfurom-Sódico	T sulfoniluréia	L	3,60	NA	10,51
Halossulfurom-metilico	Sulfoniluréia	L	3,26	NL	7,71
Oxifluorfem	Éter Difenílico	NL	1,48	NA	0,06
Fipronil	Pirazol	L	2,89	NL	-
2,4-D	Ácido Ariloxialcanóico	L	3,58	NL	6,27
Picloram	Ácido piridinocarboxílico	L	7,02	NL	11,96
MSMA	Organoarsênico	T	1,88	NA	3,68
Carbofurano	Metilcarbamato de Benzofuranila	L	3,49	NL	3,06
Thiamethoxam	Tiametoxam	L	5,18	L	-
Imazapir	Imidazolinona	L	6,44	NA	-

Resultados fornecidos pelo programa AGROSCRE, onde: GUS\VALOR = resultado da avaliação do potencial de lixiviação pelo índice de GUS (onde L = Lixivia; NL = Não Lixivia; T = Faixa de transição) EPA = avaliação pelo critério da EPA (onde NA = Não Avaliado por falta de informações; L = Provável lixiviação, NL = Não sofre Lixiviação). O índice LEACH expressa a tendência de lixiviação.

Os resultados da FIGURA 11 mostram que, de acordo com o índice GUS, entre os 17 princípios ativos calculados existem 12, que sofrem provável risco de lixiviação ($GUS > 2,8$), sendo que a o Imazapir e Picloram apresentaram os maiores valores para o índice GUS, 6,44 e 7,02, respectivamente. Esses resultados mostram a possibilidade dessas moléculas sofrerem lixiviação, podendo percolar no solo e atingir águas subterrâneas. Apenas três princípios ativos não expressam perigo ($GUS < 1,8$) por não sofrerem lixiviação no perfil do solo são eles: o Glifosato, Paraquat e Oxifluorfem. Já o MSMA e Ametrina apresentaram valores na faixa de transição ($1,8 \leq GUS \leq 2,8$) podendo ou não sofrer lixiviação.

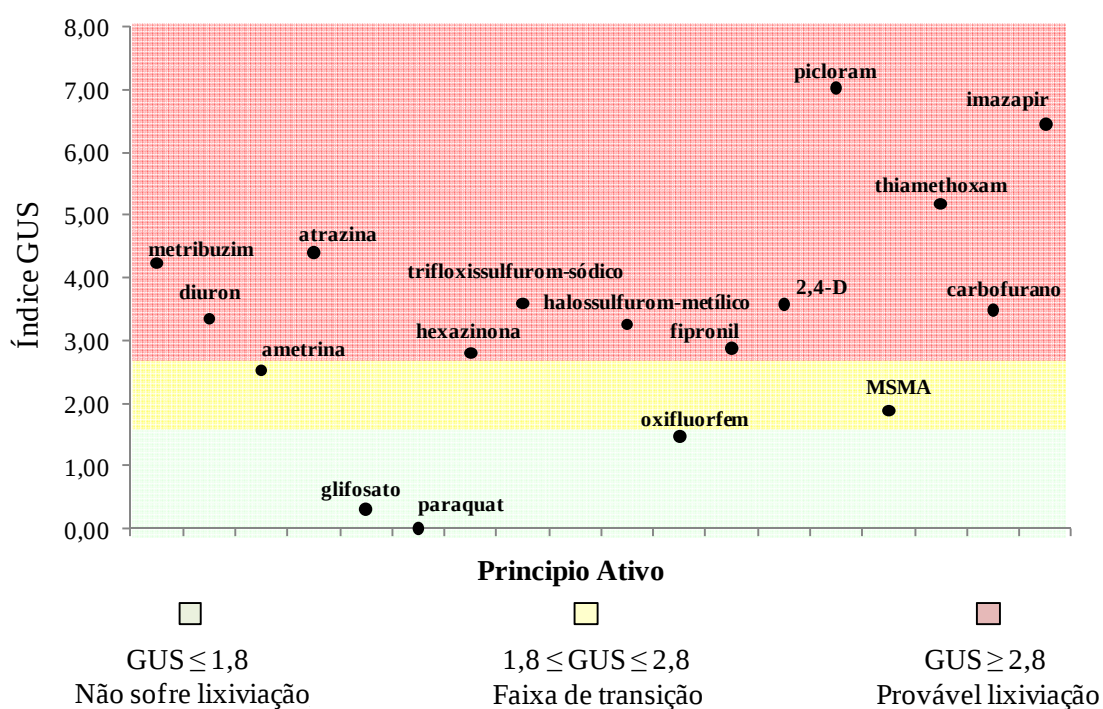


FIGURA 13 – Resultados da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas com base no índice de vulnerabilidade da água subterrânea (GUS).

O índice LEACH, foi expresso em escala logarítmica para permitir a comparação com o índice GUS, não resulta em classes de mobilidade, mas descreve a tendência de lixiviação à medida que o valor aumenta (ARMAS et al., 2005). Observa-se que ambos os índices definem tendências similares de particionamento, porém não idênticas, resultando em um raqueamento químico não-homogêneo, uma vez que são baseados em propriedades físico-químicas (FIGURA 12).

Os herbicidas Glifosato e Paraquat, considerados não-móveis pelo índice GUS, apresentaram valores elevados para o índice LEACH, em virtude de suas altas

solubilidades e reduzidas pressões de vapor. Entre os princípios ativos estudados o Picloram apresentou o maior valor comparado aos índices GUS e LEACH, sendo assim, ele tem forte tendência para ser lixiviado para águas subterrâneas. O Oxifluorfen foi considerado com pouco potencial de lixiviação tanto pelo índice LEACH e GUS, conforme FIGURA 12.

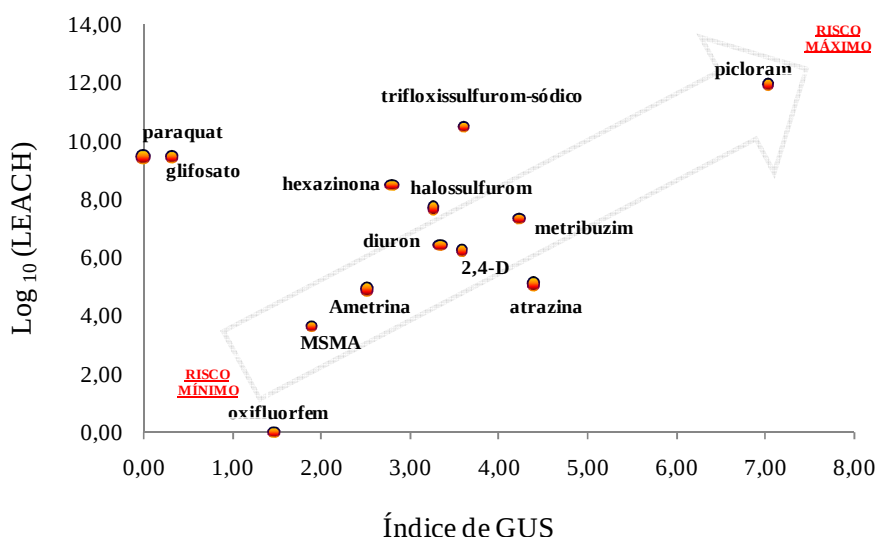


FIGURA 14 - Resultados de tendência de risco de contaminação de águas subterrâneas com base no índice de vulnerabilidade da água subterrânea.

Excluídos o Glifosato e o Paraquat, percebe-se uma tendência linear positiva na correlação entre os ou índices LEACH e GUS de $R^2 = 0,570$; $y = 1,657x + 0,852$, indicando a tendência de maior lixiviação (FIGURA 13).

No caso do, Trifloxissulfurom e Glifosato, percebe-se uma baixa pressão de vapor em comparação aos outros compostos estudados. Esse fator diminui a mobilidade devido à pequena vaporização, o que proporciona o aumento da sua permanência no solo, contribuindo para uma provável percolação no perfil do solo.

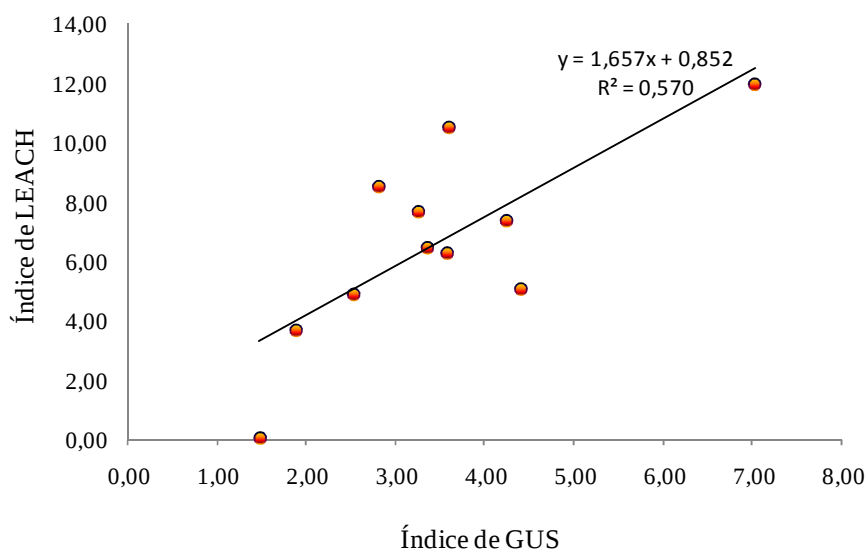


FIGURA 15 - Linha de tendência para avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas.

Os critérios aqui avaliados dizem respeito ao comportamento do pesticida no ambiente. Outros parâmetros, no entanto, precisam ser considerados, entre os quais se destacam: condições de aplicação, índice pluviométrico, características do solo e temperatura. Esses parâmetros, obviamente, podem concorrer com as propriedades físico-químicas para aumentar o potencial inerente ao pesticida, acarretando contaminação das águas subterrâneas ou superficiais.

A contaminação por pesticidas ainda pode afetar o meio ambiente indiretamente, aumentando a virulência das pragas ou por eliminação indesejável dos predadores naturais de certos microrganismos. Os pesticidas são desenvolvidos para terem ação biocida e, por isso, são potencialmente danosos para todos os organismos vivos, porém, sua toxicidade e comportamento no ambiente podem variar muito. Esses efeitos podem ser crônicos quando interferem na expectativa de vida, crescimento, fisiologia, e reprodução dos organismos e/ou podem ser ecológicos quando interferem na disponibilidade de alimentos, de habitat e na biodiversidade, incluindo os efeitos sobre os inimigos naturais das pragas e a resistência induzida aos próprios pesticidas (GARCIA, 2001).

4.2.3. Risco de contaminação de águas superficiais

Para a avaliação de risco de contaminação da água superficial por pesticida, utilizaram-se os critérios aplicados no método de avaliação do potencial de

contaminação de águas superficiais desenvolvido por GOSS (1992). Os pesticidas foram divididos entre os que podem ser transportados, dissolvidos em água, e aqueles que são transportados associados ao sedimento em suspensão.

A classificação, segundo os critérios de GOSS, para os pesticidas em estudo é apresentada nas TABELAS 13 e 14. Dentre aqueles com alto potencial de transporte associado ao sedimento, estão: Paraquat, Glifosato, MSMA. Os pesticidas que apresentaram maior capacidade de mobilidade quando disperso em água, são: Metribuzim; Diuron; Ametrina; Atrazina; Glifosato; Paraquat; Hexazinona; Carbofurano, Fipronil; Trifloxissulfurom-Sódico; Halossulfurom-Metílico, Diuron e Glifosato, sendo que destes o Carbofurano e o Diuron também são contaminantes em potencial de águas subterrâneas.

De acordo com o Índice de GOSS, usados para avaliar o potencial de determinado pesticida em atingir águas superficiais, são classificados em: os que podem ser transportados dissolvidos em água ou associados ao sedimento em suspensão. Os resultados mostram a classificação dos pesticidas segundo os critérios de GOSS: 59% dos pesticidas enquadrados no Índice de GOSS apresentaram alto potencial de contaminação pelo transporte dissolvido em água, 12% apresentaram um baixo potencial de contaminação. Pela estimativa do potencial de contaminação das águas superficiais pelo transporte associado ao sedimento, observa-se que 18% foram classificados como alto potencial de contaminantes e 18% aparecem com um baixo potencial de contaminante. Os demais foram considerados de médio potencial (caso não atendam a nenhuma das regras dos itens A ou B) e inconclusivos (pela impossibilidade de acesso às suas propriedades físico-químicas na literatura consultada).

TABELA 13 - Resultado da classificação dos princípios ativos utilizando o programa AGROSCORE para o método GOSS.

Princípio ativo	Grupo químico	GOSS	
		SEDIMENT	DISSOLVIDO
Metribuzim	Triazinona	M	A
Diuron	Uréia	M	A
Ametrina	Triazina	B	A
Atrazina	Triazina	M	A
Glifosato	Glicina substituída	A	A
Paraquat	Bipiridílio	A	A
Hexazinona	Triazinona	M	A
Trifloxissulfurom-Sódico	T Sulfoniluréia	M	A
Halossulfurom-Metílico	Sulfoniluréia	M	A
Oxifluorfem	Éter Difenílico	M	B
Fipronil	Pirazol	M	A
2,4-D	Ácido Ariloxialcanóico	B	M
Picloram	Ácido Piridinocarboxílico	M	A
MSMA	Organoarsênico	A	A
Carbofurano	Metilcarbamato de	B	M
Thiamethoxam	Tiametoxam	M	A
Imazapir	imidazolinona	NA	NA

A – Alto potencial de transporte; B – baixo potencial de transporte; M – médio potencial de transporte e NA – não analisado.

TABELA 14 - Classificação dos princípios ativos usados na região de acordo com o seu potencial de contaminação de água superficial.

POTENCIAL DE TRANSPORTE EM ÁGUA GOSS		
Associado a sedimento	Alto Potencial	Paraquat; Glifosato; MSMA
	Médio Potencial	Metribuzim, Diuron, Atrazina, Hexazinona; Picloran; Trifloxissulfurom-Sódico, Halossulfurom-Metílico Oxifluorfem, Fipronil, Thiamethoxam
	Baixo Potencial	Ametrina, 2,4-D, Carbofurano
Dissolvido em água	Alto Potencial	Metribuzim; Diuron; Ametrina; Atrazina; Glifosato; Paraquat; Hexazinona; Fipronil; Trifloxissulfurom-Sódico halossulfurom-Metílico
	Médio Potencial	Carbofurano; 2,4 - D
	Baixo Potencial	Oxifluorfem; Imazapir

4.3. Avaliação da precipitação pluvial nos pontos de monitoramento

O regime de chuvas no Brasil apresenta sazonalidade marcante com estação seca e chuvosa em épocas diferentes do ano, de acordo com a localização geográfica (FIGUEROA e NOBRE, 1989). Além da variação mensal da chuva, seu ciclo diurno também varia espacialmente (ANGELIS et al., 2004) e isso pode afetar as concentrações das variáveis físico-químicas nos rios.

Em ambientes onde a ação antrópica é intensa, a qualidade da água é afetada não só por fatores naturais, mas também por impactos das atividades humanas. O mapa das isoietas (FIGURA 14) mostra que a região estudada apresenta uma média anual de 1500 mm.

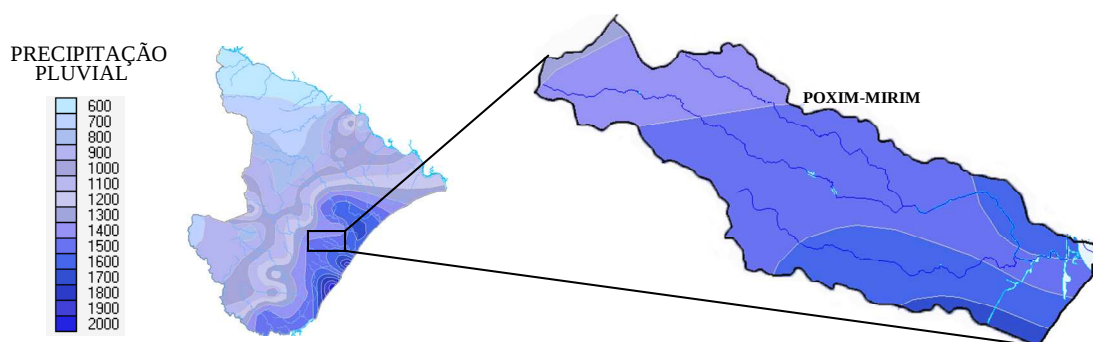


Figura 16 - Mapa das isoietas para a sub-bacia do Rio Poxim. Fonte: Atlas dos Recursos Hídricos de Sergipe 2004.

Neste trabalho, foram monitorados apenas pontos de captação superficial, com maior probabilidade de sofrerem contaminações provenientes de atividades antrópicas e variações das intempéries. No período de chuva, geralmente, ocorre um aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida e de material particulado que são carregados para os corpos d'água. A decomposição microbiana dessa matéria orgânica consome grande parte do oxigênio dissolvido, aumentando o grau de desoxigenação da água, com consequências danosas sobre o metabolismo do sistema aquático (ESTEVES, 1998).

Em períodos de seca, normalmente são verificadas baixas concentrações de substâncias nos corpos d'água. Essa baixa concentração pode ser justificada pela ausência de escoamento superficial proveniente das águas de chuva (KATSUÓKA, 2001).

Como a maior parte da sub-bacia não possui a vegetação ciliar necessária para barrar os contaminantes carregados superficialmente, o estudo da precipitação pluvial é uma das melhores formas de validar a interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água superficial em diferentes períodos: chuvoso e seco.

De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, o tipo climático predominante na região é o tropical úmido, com período seco durante o verão, com precipitação pluvial média anual assim distribuída: na faixa litorânea 1900 mm; na porção média da sub-bacia 1800 mm; e, na porção superior 1600 mm (SOARES, 2001).

Entretanto, no estudo sobre a distribuição da precipitação pluvial nos municípios integrados da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, realizado por Lima e Pinto (2000), são apresentados três sequências de médias pluviométricas para o curso dos principais rios. No curso superior, que inclui os municípios de Areia Branca, Laranjeiras e Itaporanga d'Ajuda, as médias encontradas foram de 896, 1.280 e 1.463 mm, respectivamente, o que classifica essa área como faixa de transição ou Agreste. No curso médio, que inclui o município de São Cristóvão, a média foi de 1.490 mm. No curso inferior, que inclui o município de Aracaju, a média foi de 1.578 mm, a qual coincide com a zona da mata e a Zona Litorânea. Ainda segundo esses autores, o trimestre mais chuvoso compreende os meses de abril a junho e, o mais seco, abrange os meses de outubro a dezembro. No período de julho de 2009 a julho de 2010, a precipitação pluvial acumulada foi de 2.313 mm correspondente a 13 meses de medição. Em 2009, a precipitação pluvial foi de 1.847 mm, demonstrando que, em 2010, houve uma maior precipitação pluvial no 1º semestre, principalmente, no mês de abril, alcançando 527 mm valor bastante acima da média mensal para essa região (TABELA 15).

O ano hidrológico regional é constituído por períodos chuvoso (abril a agosto) e seco (setembro a março), os quais são representados pelo pluviograma da FIGURA 15. Os valores máximos de precipitação pluvial acumulada nos meses de abril e junho de 2010 são: 527,3 e 374,9 mm, respectivamente. Enquanto, os valores mínimos ocorridos entre novembro e dezembro são 0,00 e 9,8 mm, respectivamente.

TABELA 15 - Valores mensais da precipitação pluvial, acumulados, na sub-bacia do Rio Poxim, no período de julho de 2009 a julho de 2010.

Meses	Precipitação Pluvial Mensal Acumulada	Valor Máximo Diário	Valor Mínimo Diário	Valor Médio Diário
julho	220,3	39,5	0,0	7,1
agosto	331,2	60,3	0,0	10,8
setembro	122,6	34,1	0,0	4,1
outubro	68,6	44,0	0,0	2,2
novembro	0,0	0	0,0	0,0
dezembro	9,8	4,4	0,0	0,3
janeiro	88,6	34,4	0,0	2,9
fevereiro	83,9	34,6	0,0	3,0
março	31,0	9,3	0,0	1
abril	527,3	198,1	0,0	17,6
maio	219,2	69,0	0,0	7,1
junho	374,9	72,2	0,0	12,5
Julho	235,9	28,0	0,2	7,6

Fonte: SEMARH (2010).

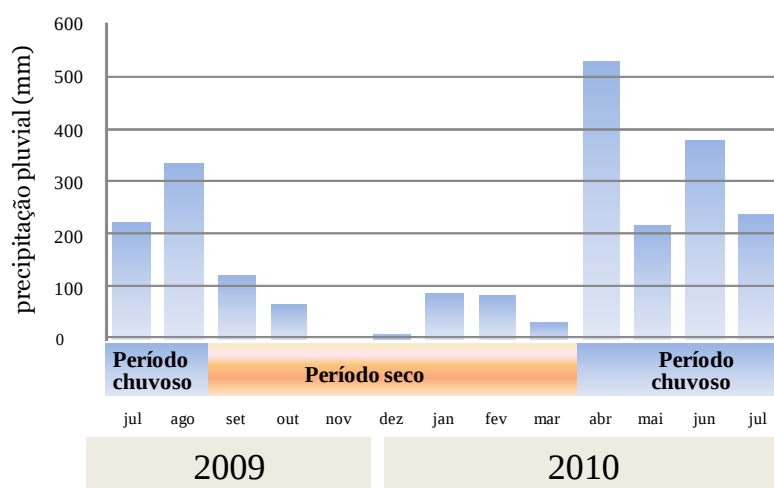


FIGURA 17 - Comportamento da precipitação pluvial no período chuvoso e seco para a sub-bacia do Rio Poxim (SEMARH, 2010).

4.4. Monitoramento dos pesticidas Diuron e Ametrina na sub-bacia do rio Poxim

Estudos desenvolvidos em várias regiões do mundo têm mostrado que é geralmente baixa a porcentagem dos produtos utilizados na agricultura que atingem os ambientes aquáticos. Entretanto, pesticidas persistentes e com grande mobilidade no ambiente têm sido detectados em águas superficiais e subterrâneas (BALINOVA, 1996).

Nesse contexto, quando ocorrem as chuvas em uma determinada área, parte se infiltra no solo, disponibilizando água para as plantas e alimentando o lençol freático; parte evapora que, segundo Rebouças e Marinho (1972), corresponde a 91,8% do total precipitado. Quando a intensidade de precipitação pluvial excede a capacidade de infiltração do solo, dá-se início ao escoamento superficial, cuja água pode ser armazenada em reservatórios superficiais para atender a necessidades diversas e, ou atingir rios e o mar.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05, estabelece limites máximos de contaminantes em águas dependendo de seu destino. Dentre os contaminantes estão alguns pesticidas organoclorados, organofosforados e carbamatos. A Resolução 36/GM, de 19.01.90, do Ministério da Saúde (Padrão de Potabilidade de Água Destinada ao Abastecimento de Populações Humanas), estabelece limites de pesticidas em águas destinadas ao consumo humano. No entanto, essas legislações não contemplam a maioria dos pesticidas em uso atualmente, como por exemplo, inseticidas piretróides e herbicidas.

É importante enfatizar que existe, ainda hoje, muita controvérsia com relação aos efeitos tóxicos crônicos dos pesticidas para o ser humano, principalmente, quando consumidos em baixas doses ao longo de toda uma vida. Isso indica a necessidade de desenvolver estudos sobre a presença de resíduos no ambiente e seus efeitos sobre a saúde.

A partir das informações de chuva fornecida pelo SEMARH, elaborou-se a climatologia bimensal da precipitação pluvial próximo a bacia do rio Poxim, do período de julho de 2009 a julho de 2010 (FIGURA 16). Essas informações contemplam o período de estudo por meio de valores bimensais de precipitação pluvial. Para os 7 dias que antecedem a coleta, calculou-se a quantidade acumulada de precipitação pluvial. A finalidade é identificar a correlação do escoamento superficial com a precipitação pluvial, visto que se ocorreram chuvas relevantes, poderá haver uma tendência de apresentar maiores ou menores concentrações de pesticidas na água.

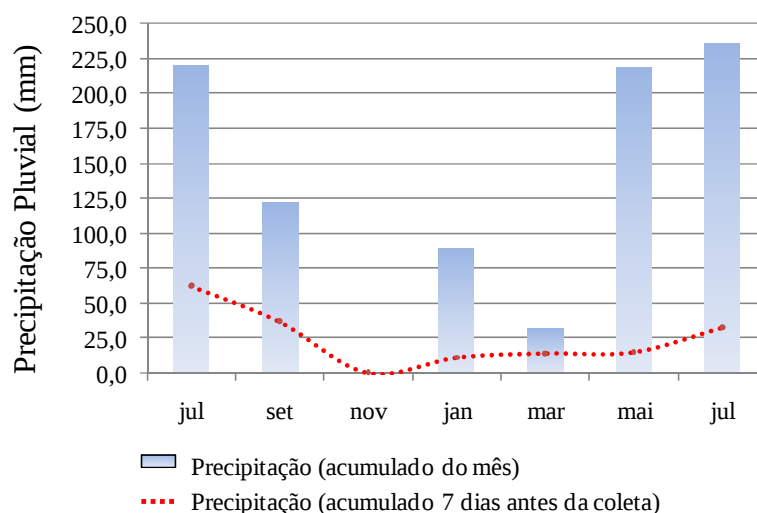


FIGURA 18 - Precipitação pluvial ocorrida na sub-bacia do Rio Poxim, para estação de Laranjeiras, entre os meses de julho 2009 a julho de 2010.

Ainda assim, pode-se dizer que a simples detecção de resíduos de pesticidas é preocupante, pois, em termos ecológicos, o efeito crônico (ao longo do tempo) da contaminação, mesmo sob concentrações baixas (sub-letais), é muito difícil de determinar a curto e médio prazo, mas pode originar alterações imperceptíveis e de longo prazo, como a diminuição do potencial biológico (diminuição do sucesso reprodutivo ou maior suscetibilidade a doenças, por exemplo) de espécies tanto animal quanto vegetal.

Para isso, este trabalho identificou, nas coletas realizadas no mês de julho de 2009 a julho de 2010, presença do Diuron, no rio Poxim-Mirim e Poxim, em níveis que podem comprometer a qualidade da água. A detecção no rio Poxim-Mirim ocorreu nos meses de julho, setembro, novembro de 2009 e março, maio e julho de 2010, enquanto que no rio Poxim, nos meses de maio e julho de 2010. Os demais meses apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação do método: $0,03 \mu\text{g.L}^{-1}$ para organohalogenados e $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ para organofosforados (TABELA 16).

Quanto à qualidade da água, pode-se observar que as concentrações do pesticida Diuron no rio Poxim-Mirim, quando feito as coletas, estão correlacionados com a precipitação pluvial. Nesse mesmo período, que antecede à coleta, ocorreram precipitações suficientes que influenciaram o aparecimento de pesticidas, tanto no rio Poxim-Mirim (FIGURA 17) quanto no Poxim (FIGURA 18). É provável que o encharcamento ou saturação do solo, possa estar contribuindo para um maior escoamento superficial e assim, carreando o pesticida em direção ao rio.

TABELA 16 - Concentração do Diuron ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos diferentes períodos de 07/2009 a 07/2010.

Data da Coleta	Período	Rio Poxim-Mirim	Rio Poxim
29/07/2009	Chuvoso	0,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$	< LD
23/09/2009	Seco	0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$	< LD
27/11/2009	Seco	0,03 $\mu\text{g.L}^{-1}$	< LD
20/01/2010	Seco	< LD	< LD
31/03/2010	Chuvoso	0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$	< LD
25/05/2010	Chuvoso	0,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,04 $\mu\text{g.L}^{-1}$
28/07/2010	Chuvoso	0,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,05 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Nota: <LD – Valor abaixo do Limite de Detecção do método.

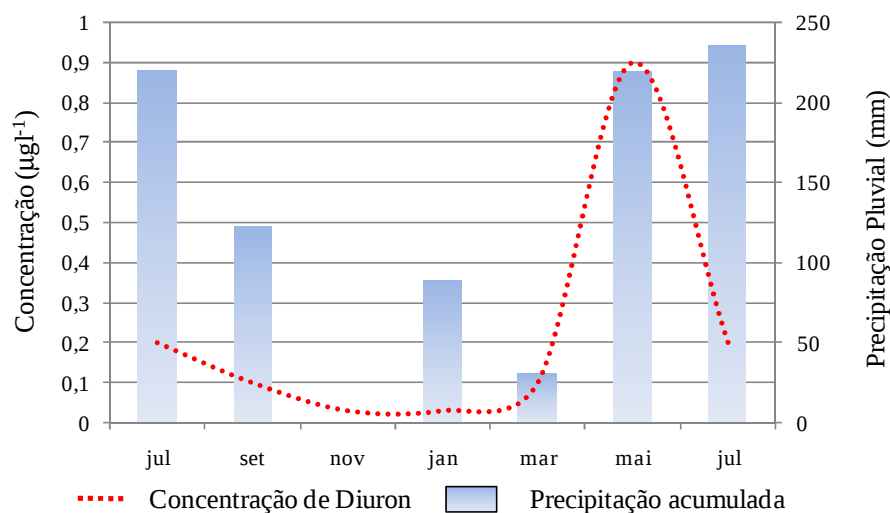


FIGURA 19 - Relação entre a precipitação pluvial e a concentração do Diuron, entre o período de julho de 2009 a julho de 2010, no Rio Poxim Mirim.

Vale ressaltar, conforme procedimento de manejo dos pesticidas vistos neste local, os mesmos não são aplicados nas plantações de cana-de-açúcar em dias chuvosos, visto que o solo úmido dificulta o acesso à área plantada como também a chuva contribui na lavagem da planta escoando o pesticida para o solo, e perdendo a eficiência do uso do produto. Os pesticidas são aplicados em dias preferencialmente secos e ficam retidos nas plantas e no solo. Quando ocorrem as chuvas, esses são carregados por meio da lixiviação ou percolação em direção às águas superficiais e subterrâneas.

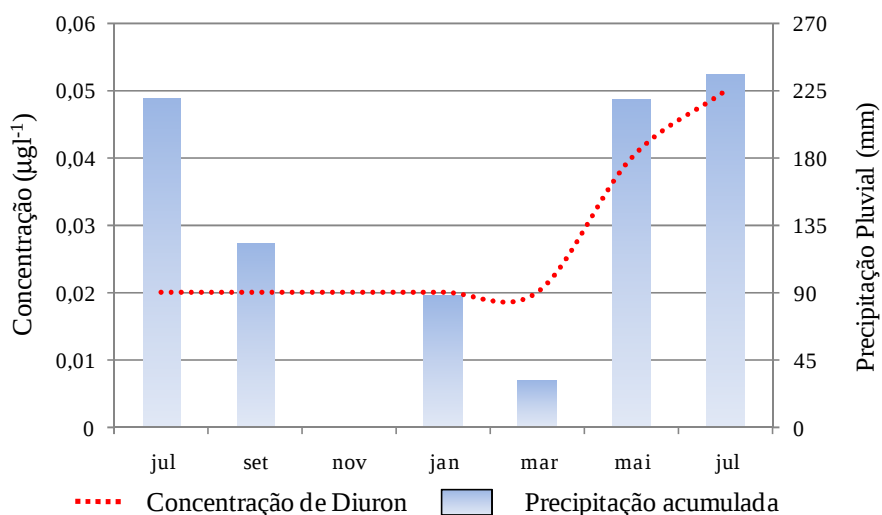


FIGURA 20 - Relação entre a precipitação pluvial e a concentração do Diuron, entre o período de julho de 2009 a julho de 2010, no Rio Poxim.

Para a concentração de Ametrina, os resultados das amostragens realizadas no mês de julho de 2009 a julho de 2010 indicaram a presença apenas no rio Poxim-Mirim, em níveis que podem comprometer a qualidade da água. A detecção ocorreu nos meses de julho e setembro 2009. Os demais meses de coleta ficaram abaixo do limite de quantificação do método: $0,03 \mu\text{g.L}^{-1}$ para organohalogenados e $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ para organofosforados (Tabela 17).

TABELA 17 - Concentração da Ametrina ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos diferentes períodos de 07/2009 a 07/2010.

Data da Coleta	Período	Rio Poxim-Mirim	Rio Poxim
29/07/2009	Chuvoso	$0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$	< LD
23/09/2009	Seco	$0,03 \mu\text{g.L}^{-1}$	< LD
27/11/2009	Seco	< LD	< LD
20/01/2010	Seco	< LD	< LD
31/03/2010	Chuvoso	< LD	< LD
25/05/2010	Chuvoso	< LD	< LD
28/07/2010	Chuvoso	< LD	< LD

Nota: <LD – abaixo do Limite de Detecção do método.

Sendo razoavelmente estável, a Ametrina apresenta uma meia-vida de 20 a 100 dias, é muito móvel no ambiente e ainda altamente persistente em água e solo. Seus resíduos e metabólitos têm sido encontrados em água subterrânea, mesmo após longos períodos de sua aplicação (BUSS et al., 1978).

A pouca frequência da Ametrina na água pode ser decorrente do fato dos produtores mudarem de fornecedores conforme a oferta de preços no mercado. Outro fator pode ser o seu tempo de meia-vida no solo, que é 37 dias, e assim não aparecendo nas medições periódicas (Figura 19).

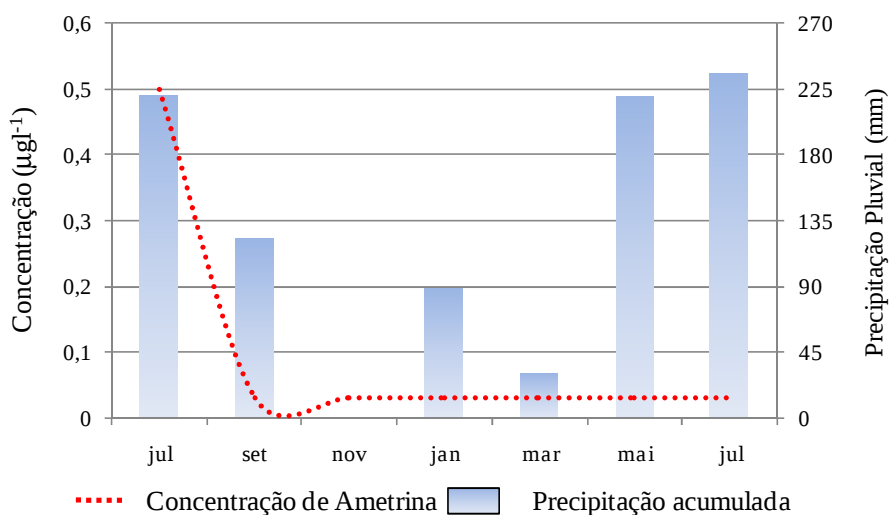


FIGURA 21 - Relação entre a precipitação pluvial e a concentração da Ametrina, durante o período de julho de 2009 a julho de 2010, no rio Poxim Mirim.

4.5. Os impactos do Diuron e da Ametrina para o homem e meio-ambiente

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05 (Brasil, 2005) e a Portaria nº 518, do Ministério da Saúde (Brasil, 2004), que estabelecem os limites máximos de contaminantes em águas, não contemplam a maioria dos pesticidas em uso atualmente como o Diuron e a Ametrina (DORES & DELAMONICA-FREIRE, 2001). No padrão de potabilidade da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), tem-se os limites máximos de 10 µg.L⁻¹, para Diuron, e 60 µg.L⁻¹ para a Ametrina (EXTOXNET, 2007).

Existem divergências quanto à concentração máxima permissível para pesticidas em corpos d'água. Os países da Comunidade Européia consideram que a concentração máxima admissível (CMA) de um pesticida individual na água potável é de 0,1 µg.L⁻¹. No entanto, a soma de todos os pesticidas não deve ultrapassar 0,5 µg.L⁻¹ (Filizola et al.,

2002). As normas e padrões canadenses, a concentração máxima de Diuron é de 150 µg. L⁻¹ (HAMILTON et al., 2003). Segundo o Sistema de Pesticidas Fitossanitários (Agrofit), do Ministério da Agricultura, os herbicidas Diuron e Ametrina estão autorizados para comercialização por meio dos produtos formulados (TABELA 18).

TABELA 18 - Identificação do grupo químico, classe e fórmula bruta do Diuron e Ametrina.

Nome comum	Grupo Químico	Classe	Fórmula Bruta
Ametrina	Triazina	herbicida	C ₉ H ₁₇ N ₅ S
Diuron	Uréia	herbicida	C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O

4.5.1. Medidas de Prevenção no uso da Ametrina e Diuron

De acordo com o Ministério da Saúde (2004) a saúde humana pode ser afetada pelos pesticidas diretamente, por meio do contato do organismo com as substâncias químicas, ou indiretamente, por intermédio do desenvolvimento de algum fator impactante como resultado do uso das mesmas.

A falta de conscientização e de percepção de risco no manuseio de produtos químicos é grande no meio rural. Em geral, a transferência do conhecimento se dá entre os agricultores familiares através das gerações. Há empresas agrícolas que detém conhecimento das medidas de segurança, porém não fornecem orientação e medidas de segurança para o exercício da função dos seus funcionários. A exposição humana a pesticidas se constitui em grave problema de saúde pública em todo o mundo, principalmente nos países em desenvolvimento (KONRADSEN et al, 2003).

Quanto maior a conscientização dos riscos, melhor será a percepção e a preocupação em tomar as medidas de segurança. Então consideram-se agentes químicos as substâncias, compostos ou produtos que possam penetrar no organismo pela via respiratória, nas formas de poeiras, fumos, névoas, neblinas, gases ou vapores, ou que, pela natureza da atividade de exposição, possam ter contato ou ser absorvido pelo organismo através da pele ou por ingestão (Portaria 3514 da NR 9 item 9.1.5.2).

A utilização de respiradores e seus respectivos filtros impedem que o trabalhador inale os contaminantes expelidos pelos pesticidas durante a manipulação e

aplicação. Complementando os Epi's tem-se a utilização de vestimentas cobrindo o corpo inclusive os braços e pernas, avental, o boné árabe para cabeça e nuca, as luvas de PVC para as mãos, óculos de proteção, bota de borracha para os pés e calça boiadeiro para cobrir as pernas (FIGURA 22)

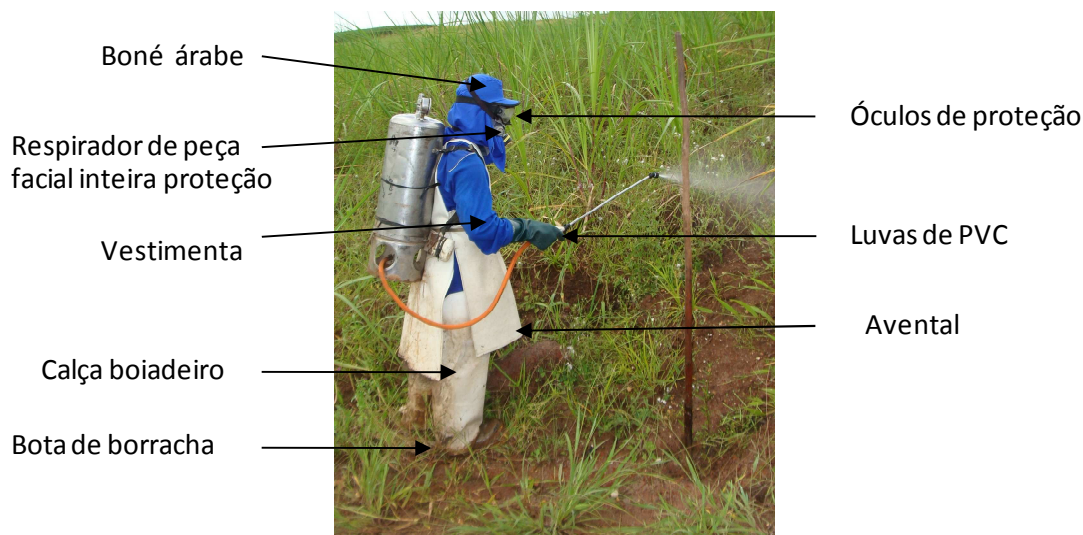


FIGURA 22 - Trabalhador e os Equipamentos de Proteção Individual (EPI).

O gerenciamento de riscos dos pesticidas envolve desde a simples rotulagem dos produtos, alertando para o perigo da manipulação e do transporte, até mecanismos complexos, como a aplicação, as vestimentas, a lavagem dos equipamentos e o descarte das embalagens. Para isto todos os produtos químicos comercializados e autorizados pelo governo devem informar os perigos na utilização dos mesmos e devem ser acompanhados de uma Ficha de Informações de Segurança de Produto Químico (FISPQ). Os diversos fabricantes de Herbicidas destacam algumas medidas de prevenção, entre elas podem ser citadas:

a) Identificação do perigo

Ametrina :

- Efeitos Ambientais: o produto é muito perigoso para o meio ambiente. O produto é muito tóxico para organismos aquáticos e pode causar por longo período efeitos negativos no ambiente aquático;
- Principais Sintomas: Sintomas de exposição aguda incluem náuseas, vômito, diarreia, fraqueza e salivação;

- Efeitos crônicos: pode ocorrer dano hepático e renal e eventualmente, depressão de S.N.C. Estudos em roedores indicam alterações no peso dos órgãos.

Diuron:

- Efeitos Ambientais: Produto tóxico para organismos aquáticos.
- Principais Sintomas: na ingestão não são conhecidos efeitos específicos, mas a ocorrência de dores de cabeça, tonturas e vômitos, associados a confirmação de exposição ao produto, sugerem intoxicação; na Inalação pode causar irritação respiratório; no contato com a pele pode causar irritação dérmica (eritema e edema); no contato com os olhos pode causar irritação ocular (hiperemia, quemose e secreção).
- Efeitos crônicos: Irritação de pele ocasionada principalmente pelo produto em concentração alta em ferimentos mal cicatrizados.

b) Medidas de combate a incêndio

Ametrina :

- Combate ao Fogo: extintores de água em forma de neblina, CO₂ ou pó químico ficando a favor do vento para evitar intoxicação.
- Procedimentos Especiais: produto não inflamável. Evacue a área e combata o fogo a uma distância segura. Utilize diques para conter a água usada no combate. Posicionar-se de costas para o vento. Usar água em forma de neblina para resfriar equipamentos expostos nas proximidades do fogo.

Diuron:

- Combate ao Fogo: Resfriar as embalagens expostas ao fogo com água em forma de neblina. Use extintores de água em forma de neblina, CO₂ ou pó químico, ficando a favor do vento para evitar intoxicação.
- Procedimentos Especiais: Pode resultar em fumaça e vapores tóxicos. Portanto evacue a área e combata o fogo a uma distância segura. Utilize diques para conter a água usada no combate.

c) Medidas de controle para derramamento ou vazamento

Ametrina:

- Precauções ao meio ambiente: No caso de derrame, em corpos d' água, interrompa imediatamente a captação para o consumo humano e animal e contate o órgão ambiental mais próximo e o centro de emergência da empresa, visto que as medidas a serem adotadas dependem da proporção do acidente, das características do recurso hídrico em questão e da quantidade do produto envolvido
- Métodos para limpeza: Proteger-se contra a poeira. Em piso pavimentado recolha o material com auxílio de uma pá e coloque em recipiente lacrado e identificado devidamente. O produto derramado não deverá ser mais utilizado. Neste caso contate o fabricante, para que seja feito o recolhimento pela mesma. No solo retire as camadas de terra contaminada até atingir o solo não contaminado, recolha esse material e coloque em um recipiente lacrado e devidamente identificado.

Diuron:

- Precauções para o meio ambiente: evitar a contaminação dos cursos d' água vedando a entrada de galerias de águas pluviais (boca de lobo). Evitar que resíduos do produto derramado atinjam coleções de água construindo diques com terra, areia ou outro material absorvente.
- Métodos para limpeza: Se o derrame ocorrer em piso pavimentado, recolha o material com o auxílio de uma pá e coloque em recipiente lacrado e devidamente identificado. Após recolhido todo o resíduo limpar o local preferivelmente com um detergente neutro/biodegradável evitando o uso de solventes. Se o derrame ocorrer no solo, retire as camadas de terra contaminadas até atingir o solo não contaminado e coloque em recipiente lacrado devidamente identificado. O produto derramado não deve ser mais utilizado.

Para todos os casos deve-se contactar a empresa registrante através do telefone indicado no rótulo para a devolução do material e destinação final. Se o produto atingir corpos d' água interromper imediatamente a captação para consumo humano e animal. Contate o órgão ambiental mais próximo e o centro de emergência da empresa, visto que as medidas a serem adotadas dependem das proporções do acidente.

5. CONCLUSÕES

O manejo da monocultura da cana-de-açúcar está degradando a vegetação nativa e a qualidade da água no alto curso da sub-bacia do Rio Poxim.

A avaliação de risco de contaminação por pesticidas mediante os índices de GUS (Groundwater Ubiquity Score) e LEACH, os critérios da EPA e o método GOSS permitiram avaliar a tendência de contaminação das águas superficiais e provavelmente das águas subterrâneas.

O índice de GUS determinou provável lixiviação para águas subterrâneas, em doze dos dezessete princípios ativos estudados. O picloran e imazapir apresentaram maiores valores pelo índice GUS e são considerados tóxicos para o ser humano e meio ambiente.

Os pesticidas metribuzim, diuron e thiamethoxam apresentaram considerável risco de contaminação de águas subterrâneas, segundo os critérios da EPA. Os demais pesticidas não mostraram tendência para contaminação dessas águas.

O método de GOSS mostrou que 59% dos pesticidas apresentaram alto potencial de contaminação da água e 12% apresentaram um baixo potencial de contaminação.

A análise da qualidade da água indicou as presenças dos pesticidas diuron e ametrina durante o período de monitoramento, sendo que o diuron esteve em praticamente todas as coletas no Rio Poxim-Mirim demonstrando que o manejo de pesticidas na cana-de-açúcar está influenciando na qualidade da água.

As concentrações de diuron ($0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) encontradas no Rio Poxim (área de captação para abastecimento público) evidenciam um grande alerta a população, visto que os tratamentos convencionais de água não são capazes de retirar esses elementos da água.

A ametrina foi detectada apenas nas primeiras coletas no Rio Poxim-Mirim, nas demais a sua ausência pode ter sido causada por estar abaixo dos limites de detecção do laboratório ou pela não utilização do mesmo na cana-de-açúcar.

A qualidade da água é influenciada pela sazonalidade das chuvas, ou seja, nos períodos de chuva foi detectado um aumento da concentração de pesticidas na água do rio provocada pela lixiviação do solo e pela chuva.

A ausência da mata ciliar observada ao longo dos Rios Poxim-Mirim e Poxim agrava de forma acentuada a contaminação por pesticidas uma vez que esses são carreado pelo escoamento superficial do solo.

Os limites máximos de contaminantes permitidos em águas superficiais no Brasil não são definidos para o diuron e ametrina e assim dificultam a comparação com os valores encontrados.

Mesmo com a existência de novas tecnologias para a aplicação controlada e correta destes produtos, ainda existe a falta de acesso às informações e a baixa adesão do uso de tecnologias e equipamentos de aplicação, mantendo a atividade agrícola convencional como risco de poluição dos recursos hídricos e do solo bem como dos trabalhadores.

6. RECOMENDAÇÕES

Fica evidente a necessidade de se estabelecer padrões de qualidade capazes de avaliar o risco de como gerenciá-lo de forma adequada. Além disso, as normas devem estar preparadas para serem periodicamente atualizadas, pois os critérios de qualidade de água são, por definição, dinâmicos.

Importante considerar que enquanto os efeitos adversos de um determinado composto ou mistura não forem estudados e seu modo de ação conhecidos, não é possível calcular os riscos da exposição, devendo-se, portanto reduzir a exposição dos organismos ao máximo até que doses seguras possam ser estabelecidas.

Utilizar meios alternativos para o controle de pragas na cana-de-açúcar pode ser feito por meio do controle biológico, onde predominam populações de inimigos naturais sobre a população das pragas. São liberados no campo periodicamente, milhões de inimigos naturais das pragas da cana que exercem controle natural sem qualquer risco ao ambiente mantendo o equilíbrio ecológico nesta região.

Recomenda-se avaliar a eficiência do tratamento convencional (em ciclo completo) da Estação de Tratamento de água da DESO na remoção de pesticidas, visto que estudos demonstram que as ETA's que utilizam a adsorção em carvão ativado foram mais eficientes na remoção dos pesticidas abaixo dos limites máximos permitidos por alguns padrões internacionais.

É importante regenerar as áreas de mata ciliar com objetivo de reduzir os impactos da agricultura na qualidade da água dos rios e nascentes. Para isto é preciso que os órgãos competentes estimulem projetos de restauração da área e assim garantir a efetiva proteção e manutenção das funções ecológicas dessas áreas.

Deve-se monitorar a exposição dos trabalhadores desta região, evitando o aumento do risco químico para a saúde das pessoas que podem estar sendo contaminadas, tanto na ingestão do alimento quanto no manuseio do pesticida.

Devem-se implementar políticas públicas através de convênios com Instituições Federais, Estaduais e Municipais na gestão dos recursos hídricos, a fim de criar meios para manter a sustentabilidade ambiental e a saúde das gerações atuais e futuras.

Ampliar o monitoramento da qualidade da água em pontos estratégicos da bacia do Rio Poxim de acordo com a legislação vigente no país é essencial para informar sobre padrões de potabilidade da água fornecida à comunidade.

O Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (criado pela Lei nº 3897/97) deverá exigir a atualização das normas referentes aos limites máximos de pesticidas nos aquíferos subterrâneos e nos cursos d'água superficiais, principalmente referente à Portaria nº 518/04 do MS que não contempla os pesticidas diuron e ametrina.

Despertar a atenção dos diversos órgãos, instituições públicas do Estado e a sociedade sobre a contaminação do Rio Poxim por pesticidas e intensificar a fiscalização por parte dos órgãos públicos no manuseio e aplicação de pesticidas pelos trabalhadores e na contaminação do meio ambiente.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA BRASIL. **Produção de cana-de-açúcar rendeu 29% a mais no Brasil em 2006, aponta o IBGE**. Disponível em: <www.agenciabrasil.gov.br/noticias/2007/10/16/materia.2007-10-16.6988075593/view>. Acesso em: 08 jan. 2010.

AGRIANUAL **Anuário estatístico da agricultura Brasileira**. São Paulo: FNP. Consultoria e Comercio. 2009 p. 261-277.

AGUIAR NETTO, A. O.; FERREIRA, R. A.; ALVES, J. P. H.; GARCIA, C. A. B. **In: Diagnóstico e avaliação ambiental de sub-bacia hidrográfica do rio Poxim**. Relatório Interno UFS/FAPESE, Aracaju, 2006. 219p.

ALVES FILHO, J. P. **Uso de agrotóxicos no Brasil: controle social e interesses corporativos**. São Paulo: Annablume; Fapesp, 188p, 2002.

ALVES, C. **Tratamento de Águas de Abastecimento**. 2ª Edição. Publindústria, Edições Técnicas. Porto. 2007. 335pp.

AMBICENTER. **Portal de Informação e Legislação Ambiental**. **Arquivos: Educação Ambiental: A floresta e a água**. Publicado pela AFUBRA - Associação dos Fumicultores do Brasil, sem data. Disponível em: < <http://www.ambicenter.com.br/ea01052200.htm> >. Acesso em: 10 out. 2010.

ANDRADE, A. F. **Cana e crack: sintoma ou problema? Um estudo sobre os trabalhadores no corte de cana e consumo do crack**. Dissertação (Mestrado em Psicologia Social) – Programa de Pós-graduação em Psicologia Social, Pontifícia Universidade Católica de São Paulo. São Paulo, 2003.

ANGELIS, C.F.; MCGREGOR, G.R.; KIDD, C. A year climatology of rainfall characteristics over tropical and subtropical South America based on Tropical Rainfall Measuring Mission Precipitation Radar data. **International Journal of Climatology**. v. 24, p. 385 – 399. 2004.

ANTUNES, P de B. **Direito ambiental**. 5. ed. revista. ampl. e atual. Rio de Janeiro: Lúmen Júris, 446p . 2001.

ANVISA - **Agência Nacional de Vigilância Sanitária**. **Nota técnica de sobre livre comércio de agrotóxicos**. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/nota.pdf> Acessado em: 10/ jun/2010.

ARMAS, E. D; MONTEIRO, R. T. R.; AMANCIO, A. VALLER. **Uso de Agrotóxicos em Cana-de-açúcar na Bacia do Rio Corumbataí e o Risco de Poluição Hídrica**. **Química Nova**, Nov./Dec. 2005, vol.28, no. 6, p.975-982.

BAIRD, C. **Environmental Chemistry**. Cap. Toxic Organic Chemicals. New York: W. H. Freeman and Company, 1995. p 245.

BALINOVA, A. Strategies for Chromatography Analysis of Pesticide Residues in Water. **Journoul. Chromatogr.**, A 754, 125 – 135, 1996.

BARRELA, W.; PETRERE JUNIOR, M.; SMITH, W.S.; MONTAG, L.F.A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000. p.187-207.

BASTOS, R. K. X. Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano - evolução da legislação brasileira. In: **Congresso regional de engenharia sanitária e ambiental da 4ª região da aids, cone sul**, 4, 2003, São Paulo.*Anais...* Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003 .

BENATTO, A. **Sistemas de informação em saúde nas intoxicações por agrotóxicos e afins no Brasil: situação atual e perspectivas**. (Dissertação de mestrado) no Programa de Pós-Graduação em Saúde Coletiva. Faculdade de Ciências Médicas, Unicamp, Campinas. 2002

BERBET, C. O. **O Desafio das Águas – Uso e Gestão dos recurso Hídricos no Brasil**, Ed. Rima, 2003.Vol. 2. p.81-97.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: **Simpósio Nacional Sobre Recuperação de Áreas Degradadas**, 5., 2002, Belo Horizonte.

BOTELHO,C. G., CAMPOS, C. M., VALLE, R. H. P. e SILVEIRA, I. V. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental: água**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. p187p.

BRAGA, B. **Introdução a engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. p336.

BRASIL. Documento **Base de Construção e Revisão da Portaria GM-MS nº 36/1990**. Disponível em: www.portal.saude.gov.br/portal/.../documento_base_portaria361990.pdf. Acesso em: 10/08/2010.

BRASIL. **Portaria n.º 86, de 03/03/05 - dou de 04/03/05. NR 31 - Norma regulamentadora de Segurança e Saúde no Trabalho na Agricultura, Pecuária, Silvicultura, Exploração Florestal e Aquicultura**. Diário Oficial, Brasília.

BRASIL. **Resolução n.º 65, de 12 de Abril de 2005**. Disponível em: www.aw2ambiental.com.br/legislacao/resolucao_ss_65.pdf. Acesso em: 15/05/2010.

BRASIL. **Portaria do Ministério da Saúde nº 518, de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial, Brasília.

BRASIL. **Manual de Vigilância da Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**, OPAS/OMS, 1996. p72.

BRASIL. **Lei Nº. 4.771 de 15/09/1965**. Institui novo Código Florestal. Diário Oficial, Brasília.

BRASIL. **Lei Nº. 7.802 de 11/07/1989**. Estabelece a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial, Brasília

BRASIL, **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. 2002 Agrofít Brasília Disponível em <HTTP: // WWW.agricultura.gov.br/agrofít>. Acesso em: 02/05/2010

BRASILAGRO NOTÍCIAS, disponível em: www.brasilagro.com.br acesso em 12/05/2010.

BREVIGLIERO, E.; POSSEBON, J.; SPINELLI, R. **Higiene Ocupacional – Agentes Físicos, Químicos e Biológicos**. Editora SENAC, São Paulo. 2006. p448.

BROUWER, D. H.; BROUWER, R.; DE VREEDE, J.A.F.; DE MIK, G.; VAN HEMMEN, J.J. **Respiratory exposure to field-strength dusts in greenhouses during application and after reentry**. TNO Health Research - Annual report 1990,. p.183-184, 1990.

BRUZZONITI, M. C.; SARZANINI, C.; MENTASTI, E. Preconcentration of Contaminants in Water Analysis. **J. Chromatogr.**, A 902, 289 – 309, 2000

BUSS, A.; GLÓRIA, N. A.; JACINTO, O. A. **Viabilidade do uso de herbicidas em mistura com vinhaça para o controle de plantas daninhas em soqueiras de cana-de-açúcar**. Planta Daninha, Campinas, v. 2, p. 49-56, 1978.

CARPANEZZI, A.A.; COSTA, L.G.S.; KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: **Congresso florestal brasileiro, 6**, Campos do Jordão, 1990. **Anais...** São Paulo: SBS, 1990. v.3, p.216-221.

CARPENTER, W.S.; LEE, B.C., GUNDERSON, P.D.; AND STUELAND, D.T. Assessment of personal protective equipment use among midwestern farmers. **American Journal of Industrial Medicine** 42, 236-47. 2002.

CARVALHO, E. M. de.; PINTO, A. L.; SILVA, P. V. (2006). “A evolução do uso e ocupação do solo na bacia do córrego Porteira, Aquidauana, MS” in: **Anais do I Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Campo Grande, Nov. 2006, 11, pp.438-446

CASTRO, P. S. **Recuperação e conservação de nascentes**. CPT, 2001. 84 p. (Série Saneamento e meio ambiente ; nº 26).

CHEN, W.; YOUNG, T. M. NDMA formation during chlorination and chloramination of aqueous diuron solutions. **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, 2008.

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

COLLINS, C. H.; BRAGA, G. L. **Introdução a métodos cromatográficos**. Campinas: Editora Unicamp, 1987. 297 p.

COOPER, W. J.; NICKELSEN, M. G.; LIN, K.; SUTNICK, M; MAK, F. T.; KURUCZ, C. N.; WAITE, T. D. **E-Beam treatment of aqueous based toxic organic wastes**. Proceedings on radiation curing conference exposition, held in Boston, p.509-513, 1992.

COSTA, M. A. **Biodegradação de ^{14}C -ametrina em areia quartzosa com adição de palha de cana e solo rizosférico**. Piracicaba. 1992. 107p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.

CRESTANA, M. S. M.; TOLEDO FILHO, D. V.; CAMPOS, J. B. **Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas**. Campinas: CATI, 1993. 60p.

CRITTENDEN, J.C.; TRUSSEL, R. HAND, D.W.; HOWE, K.J. e TCHOBANOGLIOUS, G. **Water treatment principle and design**. Second edition. John Wiley & Sons Inc., 2005.

LOS RIOS, J; GALLEGU A.; VÉLEZ, L; TORO, L; AGUDELO J; LEMA, A; ACEVEDO, L. Caracterización y evaluación de agroecosistemas a escala predial un estudio de caso: Centro agropecuario Cotové (Santa Fé de Antioquia, Colombia). **Revista Facultad Nacional de Agronomía**, v. 57, p. 2279-2308, Medellín, Colombia, 2004.

DÉSTRO, G. F. G.; CAMPOS, S. “SIG-SPRING na caracterização do uso dos solos a partir de imagens do satélite CBERS”. **Engenharia Agrícola**, vol. 21, n.4, p.28-35. 2006.

DORES, E. F. G. C. **Contaminação por Pesticidas nas Águas Usadas para Consumo Humano em Primavera do Leste, Mato Grosso**. (Dissertação de Mestrado). UFMT, Brasil, 2004.

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

ECOBICHON, D.J. Pesticide use in developing countries. **Toxicology**, v.160, p. 27-22. 2001.

ESPINOZA, H. F.; ABRAHAM, A. M. “Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento para o estudo dos recursos hídricos em regiões costeiras” in **Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Abr. 2005, 16, pp. 2487-2494. 2005.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p602.

EXTOXNET. **Pesticide information profiles**. Disponível em: <<http://ace.orst.edu/info/extoxnet>>. Acesso em: 15 julho. 2010.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; SILVA, A. de S.; SPADOTTO, C. A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). Pesticidas: **Revista de Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, v.11, p.1-16, jan./dez. 2001.

FIGUEROA, S. N.; NOBRE, C. A. Precipitations Distribution over Central and Western Tropical South America. **CLIMANÁLISE - Boletim de Monitoramento e Análise Climática**, v.5, n.6, p. 36-45, 1990.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA C. J. A.; Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guairá. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 37, n. 5, 2002.

FRANK, A. L.; MCKNIGHT, R.; KIRKHORN, S. R.; GUNDERSON, P. Issues of agricultural safety and health. **Annual Review of Public Health**, Palo Alto, v.25, p.25-45, 2004.

GALVÃO, L; Nr 31- **Segurança e Saúde no Trabalho na Agricultura, Pecuária, Silvicultura, Exploração Florestal e Aquicultura comentada** - empresa Risco Rural Segurança do Trabalho, publicado 2007

GARCIA E. G. **Segurança e saúde no trabalho rural: a questão dos agrotóxicos**. Fundacentro - Ministério do Trabalho e Emprego, São Paulo. 2001. p233.

GARCIA, J. E. **Introducción a los plaguicidas**, 1a ed. San José, C. R.: EUNED, 1997. p476.

GEISSBUHLER, H.; MARTIN, H.; VOSS, G. Phenylureas. In: KEARNEY, P. C.; KAUFMAN, D. D. (Ed.). **Herbicides: chemistry, degradation and mode of action**. 2nd ed. New York: Marcel Dekker, 1975. v. 1, p. 216-218.

GELMINI, A. G. **Herbicidas Indicações Básicas**, 2ª Edição, Fundação Cargill, 1988. p251.

GIACOMAZZI, S E COCHET, N. 2004. Environmental impact of diuron transformation a review. **Chemosphere**, 56(11): p1021-1032

GLEBER, L.; SPADOTTO, C. A. Comportamento ambiental dos herbicidas: In: Leandro Vargas, Erivelton Scherer Roman, Bento Gonçalves (org). **Manual de Manejo e controle de plantas daninhas**: Embrapa Uva e Vinho, 2004. p57-87.

GONÇALVES, E. A. Manual de segurança e saúde no trabalho. 2. ed. São Paulo: LTr,

2000. Bibliografia: p.1451-1454. ISBN 85-361-0444-9.

GOSS, D.W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v.6, n.3, p.701-708, 1992.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito de Águas: disciplina jurídica das águas doces**. 2ªed. São Paulo: Atlas, 2003.

GRUMMT, T.; European Directive – Genotoxicity assays recommended to protect aquatic biota. **Revista Brasileira de Toxicologia**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 3-2, 2007.

HAMILTON, D. J., et al. Regulatory limits for pesticides in water (IUPAC Technical Report) – **Pure and Applied Chemistry**, vol 75, number 8, pp 1123-1155. 2003.

HAYES, W. J.; LAWS, E. R. **Handbook of Pesticides Toxicology**. 1ª. ed. Academic Press, San Diego, 1997.

HOLANDA, Francisco S. Rodrigues. **A gestão dos recursos hídricos e a sustentabilidade de agroecossistemas**. Informe UFS, São Cristóvão, ano IX – Nº312 – 9 de janeiro de 2003.

IYER, P. **Evidence on the development and reproductive toxicity of diuron**. Draft. Reproductive and Cancer Hazard Assessment Section. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, 43. 2002.

JORGENSEN, J. **Environ. Health Perspect.** 185, 113, 2001.

KAO, C. M.; WANG, J. Y.; WU, M. J. Evaluation of atrazine removal processes in a wetland. **Water Science and Technology**, Londres, v.44, n.11-12, p.539-544, 2001.

Katsuóka, L. **Avaliação do impacto da atividade agropecuária na qualidade da água em áreas de captação superficial nas bacias hidrográficas dos rios Mogiguaçu e Pardo, São Paulo**; (Tese de Doutorado), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Brasil, 2001. p203.

KONRADSEN, F.; HUTCHINSON, G.; DAISLEY, H.; SINGH, S.; EDDLESTON, M. Reducing acute poisoning in developing countries – options for restricting the availability of pesticides. **Toxicology**.v.192, p. 249-261, 2003

KURODA, E. K. **Remoção de células de subprodutos de microcytus spp por dupla filtração, oxidação e adsorção**. 2006. 233f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

LACA-BUENDIA, J. P. Classificação dos herbicidas. In: **INFORME AGROPECUÁRIO**, n. 87, 1982. Belo Horizonte. p. 32-34.

LANÇAS, F. M. **Extração em fase sólida (SPE)** . São Carlos: RiMa, 2004. p96.

LANDON, M; JACOBSEN, J; E JOHNSON, G. **Pesticide Management for Water Quality Protection**. Bozeman: Montana State University; 1990. p. 35-45

LI, X.; MIN, M.; TAN, C. The functional assessment of agricultural ecosystems in Hubei Province, China. **Ecological Modelling**, v.187, p.352-360, 2005.

LIMA, J. H e PINTO, J. E. S. S. **Estudos climatológicos da microbacia do rio Poxim (SE)**. Relatório final do Programa Institucional de Iniciação Científica – PIBIC/CNPq/UFS, 2004, São Cristovão - Se. 63 p.

LIMA, W. P. Relações hidrológicas em matas ciliares. In: **HENRY, R. (Org.). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, 2003. p.293-300

MAJEWSKI, M.S.; FOREMAN, W.T.; GOOLSBY, D.A. Pesticides in the atmosphere of the Mississippi River Valley, part I-rain. **The Science of the Total Environment**. v. 248, p. 201-212, 2000.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, A. F. **Reuso de Água**. São Paulo: Barueri: Manole, 2003. p. 37-96. 2003.

MARINHO-FILHO, J.; GASTAL, M. L. Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000. p.209-222.

MARTINELLI, O. **Relatório Setorial Final** – Setor Agroquímico. Finep, nov. 2005.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. Editora Aprenda Fácil. Viçosa, 2001. disponível In: www.ambintebrasil.com.br, 28/06/2004.

MAUAD, F. F.; LIMA, G. Planejamento estratégico de sistemas hídricos. In: MARTINS, R. C. e VALENCIO, N. F. L. S. (org.) **Uso e gestão dos Recursos Hídricos no Brasil** – Desafios teóricos e político-institucionais. São Carlos (SP): RiMa, p.126. 2003.

MAZOYER, M. - **Desigualdades agrícolas e alimentares no mundo: causas e consequências**. Conferência proferida na Faculdade de Ciências Econômicas da UFRGS – Porto Alegre/RS., p6. 2003.

MELLO, J. M. **Análise comparativa de procedimentos amostrais em um remanescente de floresta nativa do município de Lavras (MG)**. Dissertação de mestrado. UFPR. Curitiba, p88. 1995.

MILHOME, M. A. L. ; SOUSA, D.O.B ; LIMA, F.A.F ; NASCIMENTO, R. F. . Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, p. 363-372, 2009.

MILTNER, R. J. et al. Treatment of Seasonal Pesticides in Surface Waters. **Journal American Water Works Association - AWWA**. v. 81, n. 1, p-43-52. 1989.

MOLION, L.C.B. Influência da floresta no ciclo hidrológico. In: **SEMINÁRIO SOBRE ATUALIDADES E PERSPECTIVAS FLORESTAIS**, 11, Curitiba, 1984. Anais... Curitiba: EMBRAPA-CNPq, p.1-7.1985.

MOORE JE, CALDWELL PS, MILLAR BC, MURPHY PG. Occurrence of *Campylobacter* spp. In: **water in Northern Ireland: implications for public health**. The Ulster Medical Journal. 2001 Nov; 70(2):102-07.

MOREIRA, JC, Castro Faria MV, Jacob SC, Lima JS, Alves SR, Oliveira-Silva JJ.; Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. **Ciência e Saúde Coletiva** 7(2):299-311. 2002.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, p103, 1997.

MURTI, C. R. K.; NAG, D. Human Health Impact of Pesticides in the Environment. **In Chemistry, Agriculture and the Environment**. Cambridge: Richardson, 1991

NIOSH. **National Institute of Occupational Safety and Health**. Protecting emergency responders: lessons learned from terrorist attacks. RAND publications. Brian A. Jackson, D. J. Peterson, James T. Bartis, Tom LaTourrette, Irene Brahmakulam, Ari Houser e Jerry Sollinger. 2002.

OLIVEIRA, M. W.; FREIRE, F. M.; MACÊDO, G. A. R.; FERREIRA, J. J. Nutrição mineral e adubação da cana-de-açúcar. In: **INFORME AGROPECUÁRIO**, Belo Horizonte.p. 30-43. v. 28, n.239, 2007.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. **Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica**. Cerne, Lavras, 1995. 27 p.

OPAS/ OMS. **Manual de Vigilância da Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**. Brasília: [s.n.], 2009. Disponível em:< <http://www.opas.org.br/sistema/arquivos/livro2.pdf>>.

PARROTA, J.A. The role of plantationforest in rehabilitation degraded tropical ecosystems. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.41, p115-133,1992.

PEIXOTO, T. C. **Estudo complementar ao melhoramento genético da cana-de-açúcar (Saccharum spp.)**. Tese Dr., ESALQ/USP, Piracicaba. 1986.

PENIDO, A. S.; VALÉRIO FILHO, M.; BASTOS, R. A. de B. (2007). “Monitoramento Ambiental de Bacias Hidrográficas Urbanizadas Com Suporte das Geotecnologias” in **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Abr. 2007, 21, pp. 4135-4143.

PERES, F.; OLIVEIRA-SILVA, J. J.; DELLA-ROSA, H. V.; LUCA, S.R. Desafios ao estudo da contaminação humana e ambiental por agrotóxicos. **Ciências e Saúde Coletiva**, v.10, p.27-37, 2005. Suplemento.

PERRY, M. J., MARBELLA, A., AND LAYDE, P. M. Compliance with required pesticidespecific protective equipment use. **Am J Ind Med** **41**, 70-3. 2002.

PESSOA, M. C. P.Y; FERRACINI, V. L.; CHAIM, A.; SCRAMIN, S. **Software AGROSCORE – apoio à avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxicos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 24p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento).

PETRIE A. J. et al. The effectiveness of water treatment process for removal of herbicides. **The science of the Total Environment**. v. 117, n.1, p. 80-100. 1993.

PIRES, M. A. F. **Análise crítica da legislação sobre potabilidade das águas destinadas ao abastecimento público**. Relatório técnico final FAPESP PP Projeto nº 00.02024-4. 30/06/2004.

PIZA, A. V. T. **Estudo da capacidade de adsorção dos herbicidas diuron e hexazinona em carvões ativados**. 185p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto, São Paulo. 2008.

PORTO, M. F. A. Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial Urbano **In: TUCCI, C. E. M. et al. Drenagem urbana**. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 1995. 428p.

PROCÓPIO, S. O.; SILVA, A. A.; VARGAS, L.; FERREIRA, F. A. **Manejo de plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar**. Viçosa: Suprema, 2003. 150 p.

QUINTANA, J.; MARTI, I.; VENTURA, F. Monitoring of pesticides in drinking and related in NE Spain with a multiresidue SPE-GC-MS method including an estimation of the uncertainty of analytical results. **Jounal of chromatographry A**. v. 938, p. 3-13. 2000.

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Fundamentals of Aquatic Toxicology Methods and Application**, Hemisphere Publishing Co: Washington, 1985.

REBOUÇAS, A. DA C.; MARINHO, M. E. **Hidrologia das secas – Nordeste do Brasil**. Recife, PE. SUDENE/DRN, 1972. 126 p. (Brasil. Sudene. Série Hidrogeológica, 40).

REICHMANN, F. Recuperação de áreas degradadas na Região Sul. **In: congresso florestal panamericano,1 e congresso florestal brasileiro**, 7, Curitiba, 1993. Anais... Curitiba: SBS/SBEF, v.3, 1993. p.102-107.

REI, FILHO JS. **Agrotóxicos na cultura do tomateiro (Lycopersicon esculentum): causa do uso intensivo**. [dissertação de mestrado]. Universidade Federal de Goiás; 2002.

RIBEIRO, C. A. A. S. et al. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. **Revista árvore**, v.29, n.2, p.203-212, 2005.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997.

ROCHA, M. S., NASCIMENTO, M. G., CARDOSO, A. P. F., LIMA, P. L. A., ZELANDI, E. A., DE CAMARGO, J. L. V., AND DE OLIVEIRA, M. L. C. S. Cytotoxicity and regenerative proliferation as the mode of action for diuron-induced urothelial carcinogenesis in the rat. **Toxicol Sci** [Epub ahead of print], doi:10.1093/toxsci/kfp241.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000.

RUEDA, R. B. **Pré-Oxidação e Adsorção em Carvão Ativado Granular para Remoção de Herbicidas Diuron e Hexazinona de Águas Subterrâneas**. 2008. 175p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto, São Paulo.

SANTILLI, J. F da R. A política de recursos hídricos e sua implementação no Distrito Federal. **Revista Fundação Escola Superior do Ministério Público do Distrito Federal**, Brasília, v.17, p.144-179, Jan./Jun. 2001.

SANTOS, S. P. A. **Química dos Inseticidas (Parte 1)**. Disponível em: <http://www.wqyn.esoterica.pt/boletim/85/bl085/artigo02.pdf>. Acesso em 16 de janeiro de 2010.

SERGIPE. Superintendência de Recursos Hídricos. **Atlas Digital sobre os Recursos Hídricos de Sergipe**. ARACAJU: SEPLANTEC-SRH, CD-ROM.2004

SHAWS, T. J.; ALEGRIA, H. A.; DÀUTEL, J. P. Offshore transport of pesticides in the South Atlantic Bight: Preliminary estimate of export budgets. **Marine Pollution Bulletin**. v. 40 n 12, p. 1178-1185, 2000.

SILVA, A.A. et al. Herbicidas: comportamento no solo. In: SILVA, A.A.; SILVA, J.F. Ed. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa: Ed. UFV, 2007. Cap.5, p. 189-248.

SILVA, A. S.; BUSCHINELLI, C. C. A.; RODRIGUES, I. A.; MACHADO, R. E. **Índice de sustentabilidade ambiental do uso da água (ISA_ÁGUA): municípios da região do entorno do rio Poxim, SE**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004, 46 p. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento

SILVA, A. S.; BRANDÃO, C. C. S.; PIRES JR, O. R. . Remoção de saxitoxinas por diferentes tipos de carvão ativado em pó produzidos no Brasil. **Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte 2007.

SIMÕES, L. B. A importância das matas ripárias no controle da poluição difusa. **In: SIMPÓSIO ECÓTONOS NAS INTERFACES DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS**, Botucatu, 2001. Anais. Botucatu: UNESP, Instituto de Biociências, 2001. p.24-35.

SINDAG, **Sindicato Nacional das Empresas de Aviação Agrícola**, 2009, Disponível em <http://www.sindag.com.br/noticia.php>. Acesso em 12 dez 2009

SINITOX-**Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas**, Centro de Informação Científica e Tecnológica, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro: Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas, Centro de Informação Científica e Tecnológica, Fundação Oswaldo Cruz; 2006.

SOARES, J. A. **O Rio Poxim, Processo Urbano e Meio Ambiente**. UFS/Gestão de Recursos Hídricos em Meio Ambiente, 2001. (Monografia de Especialização).

SOARES, V.P.; PINTO, F. A. C. Avaliação das áreas de uso indevido da terra em uma microbacia no município de Viçosa – MG, através de fotografias aéreas e sistemas de informação geográfica. **Revista Árvore**, v.26, n.2, p.243-251, 2002.

SPADOTTO, C. A. **Comportamento e Destino Ambiental de Herbicidas**. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. 2002. [online] Disponível:<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas/> [Acessado em 5/01/2010].

STAMPER, D. M. e TUOVINEN, O. H. Biodegradation of the avetanilide herbicides alachlor, metolachlor and propachlor. **Critical Reviews in Microbiology**, Ohio, 1998 v. 24, nº 1, 22p.

THE FOOTPRINT PPDB. **Pesticide properties database**. Disponível em: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/>. Acesso em: 12 maio, 2010

ÚNICA - **União das Indústrias de cana-de-açúcar**, disponível em: www.unica.com.br, São Paulo, 2008 acesso em 8/01/2010

USEPA. **Chemicals evaluated for carcinogenic potential**. Office of Pesticide Programs, Health Effects Division. Science Information Management Branch, 106.

VEIGA, M. M. Agrotóxicos: eficiência econômica e injustiça socioambiental. **Ciênc. saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v.12, n.1, 2007.

VERDES, J. A. A., BETANCOURT, C. R.; COMPANIONI, D. R.; CRUZ, N. C.; CORCUELA, G. D. **Plaguicidas Organoclorados**. Serie vigilância 9. Centro Panamericano de Ecología Humana y salud. México p. 96, 1990.

WELLS, M. J. M.; YU, L. Z. Solid-phase extraction of acids herbicides. **Journal of Chromatography A**, 2000.

WHO (World Health Organization) – **Guidelines for Drinking Water quality** 3-capter 8 Draft 11 march, 2003. Disponível em: [http://www.who.int/water/ sanitation/health /gdwq / updating/erdedition.htm](http://www.who.int/water/sanitation/health/gdwq/updating/erdedition.htm).

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Local: UFMG, 1996. P. 88-94

ANEXOS