

Uso agrícola das áreas de ...
2008 LV-2008.00051



CNPMA-7766-1



Uso agrícola das áreas de afloramento do Aqüífero Guarani no Brasil

**Implicações para a água subterrânea
e propostas de gestão com
enfoque agroambiental**

Marco Antonio Ferreira Gomes
Editor Técnico

Embrapa

Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil

**Implicações para a água
subterrânea e propostas de gestão
com enfoque agroambiental**



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil

**Implicações para a água
subterrânea e propostas de gestão
com enfoque agroambiental**

Marco Antonio Ferreira Gomes
Editor Técnico

Embrapa Informação Tecnológica
Brasília, DF
2008

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Informação Tecnológica

Parque Estação Biológica (PqEB)
Av. W3 Norte (final)
70770-901 Brasília, DF
Fone: (61) 3340-9999
Fax: (61) 3340-2753
vendas@sct.embrapa.br
www.sct.embrapa.br/liv

Embrapa Meio Ambiente

Rodovia SP 340 - Km 127,5
13820-000 Jaguariúna, SP
Caixa Postal 69
Fone: (19) 3867-8700
Fax: (19) 3867-8740
sac@cnpma.embrapa.br
www.cnpma.embrapa.br

Embrapa Informação Tecnológica

Coordenação editorial:

Fernando do Amaral Pereira
Mayara Rosa Carneiro
Lucilene M. de Andrade

Revisão de texto: *Maria Cristina Ramos Jubé*

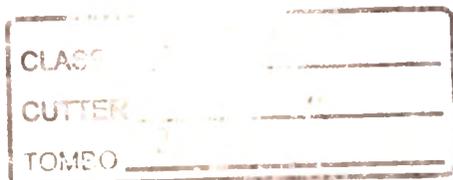
Normalização bibliográfica: *Fernando César Lima*

Projeto gráfico e editoração eletrônica: *José Batista Dantas*

Capa: *Carlos Eduardo Felice Barbeiro*

Fotos da capa: *Marco Antonio Ferreira Gomes*

4ª foto (pequena) de cima para baixo: *René Georges Boulet*



1ª edição

1ª impressão (2008): 2.000 exemplares

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei 9.610)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Informação Tecnológica

Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil: implicações para a água subterrânea e propostas de gestão com enfoque agroambiental / editor técnico, Marco Antonio Ferreira Gomes – Brasília, DF : Embrapa Informação Tecnológica, 2008.
417 p. : il.

ISBN 978-85-7383-422-2

1. Água do solo. 2. Águas subterrâneas. 3. Manejo do solo. 4. Poluição da água. 5. Qualidade da água. 6. Recurso hídrico. I. Gomes, Marco Antonio Ferreira. II. Embrapa Meio Ambiente

CDD 551.49

Embrapa 2008

Autores

Alcebiades Diogo

Graduando em Engenharia Florestal, extensionista da Agenciarrural, Mineiros, GO
diogo@agenciarrural.go.gov.br

Aline de Holanda Nunes Maia

Engenheira agrônoma, D.Sc. em Estatística, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
ahmaia@cnpma.embrapa.br

Álvaro A. Souza Leite

Estagiário da Embrapa Solos, aluno do Curso de Geografia da PUC do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ
alvaro@cnpa.embrapa.br

Anderson Soares Pereira

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Irrigação e Drenagem, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
anderson@cnpma.embrapa.br

André Luiz de Souza Lacerda

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Fitotecnia, Campinas, SP
alslacer@yahoo.com.br

Antonio Luiz Cerdeira

Engenheiro agrônomo, Ph.D. em Fisiologia e Bioquímica, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
cerdeira@cnpma.embrapa.br

Carlos Farjani Neto

Biomédico do Departamento de Águas e Esgotos de Ribeirão Preto (Daerp), Ribeirão Preto, SP
laboratorio@daerp.pmrp.com.br

Cideon Donizete Farias

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Ciências do Solo, professor da Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior (Fimes), Mineiros, GO
cideon@fimes.edu.br

Claudio Aparecido Spadotto

Engenheiro agrônomo, Ph.D. em Ciências do Solo e da Água, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
spadotto@cnpma.embrapa.br

Denizart Bolonhezi

Engenheiro agrônomo, doutorando em Produção Vegetal, pesquisador da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (Apta Centro-Leste/IAC), Ribeirão Preto, SP
denizart@apta regional.sp.gov.br

Emília Hamada

Engenheira agrícola, D.Sc. em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
emilia@cnpma.embrapa.br

Ênio Fraga da Silva

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ
enio@cnps.embrapa.br

Gerson Salviano de Almeida Filho

Tecnólogo civil, M.Sc. em Engenharia Civil, pesquisador do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo, SP
gersaf@ipt.br

Gustavo Luiz dos Santos

Graduando em Química, assistente de operações da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
gustavo@cnpma.embrapa.br

Heitor Luiz da Costa Coutinho

Engenheiro agrônomo, Ph.D. em Microbiologia do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ
heitor@cnps.embrapa.br

Heloisa Ferreira Filizola

Geógrafa, D.Sc. em Pedologia, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
filizola@cnpma.embrapa.br

Isabel Cristina Sales Fontes Jardim

Química, D.Sc. em Química Analítica, professora do Instituto de Química da Unicamp, Campinas, SP
icsfj@iqm.unicamp.br

João dos Santos Vila da Silva

Matemático, D.Sc. em Engenharia Agrícola (Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável), pesquisador da Embrapa Informática Agropecuária, Campinas, SP
jvilla@cnptia.embrapa.br

Julieta Mieko Ueta

Professora Doutora do Departamento de Ciências Farmacêuticas da Faculdade de Ciências Farmacêuticas da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP
jueta@fcrp.usp.br

Cátia Canil

Geógrafa, D.Sc. em Geografia Física, pesquisadora do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo, SP
tanilcat@ipt.br

Laís Sayuri Ribeiro de Moraes

Doutoranda em Química Analítica pelo Instituto de Química da Unicamp, Campinas, SP
linhika@yahoo.com.br

Lauro Charlet Pereira

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Planejamento Ambiental, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
lauro@cnpma.embrapa.br

Lourival Costa Paraíba

Matemático, D.Sc. em Matemática Aplicada, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
lourival@cnpma.embrapa.br

Luis Carlos Luchini

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Química, pesquisador do Laboratório de Ecologia de Agroquímicos do Instituto Biológico de São Paulo, São Paulo, SP
luchini@biologico.sp.gov.br

Nanoel Dornelas de Souza

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Solos e Nutrição de Plantas (Física do Solo), pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
dornelas@cnpma.embrapa.br

Nanuel Rodriguez Carballal

Engenheiro agrônomo, técnico da Comiva e professor da Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior (Fimes), Mineiros, GO
nanolol@fimes.edu.br

Nárcia Maria de Paula

Engenheira agrônoma, extensionista da Agenciarrural e professora da Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior (Fimes), Mineiros, GO
narcia@fimes.edu.br

Marco Antonio Ferreira Gomes

Geólogo, D.Sc. em Solos e Nutrição de Plantas (Gênese e Química do Solo), pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
gomes@cnpma.embrapa.br

Marcos Corrêa Neves

Engenheiro eletricitista, D.Sc. em Sensoriamento Remoto, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
marcos@cnpma.embrapa.br

Marcus Bariffouse Matallo

Engenheiro agrônomo, D.Sc. em Engenharia Agrônômica, pesquisador do Laboratório das Ciências das Plantas Daninhas do Instituto Biológico de Campinas, Campinas, SP
matallo@biologico.sp.gov.br

Maria Conceição Peres Young Pessoa

Matemática, D.Sc. em Automação, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
young@cnmpa.embrapa.br

Maria Leonor Ribeiro Casimiro Lopes Assad

Engenheira agrônoma, D.Sc. em Ciências do Solo, professora da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar); Araras, SP
leonorrcla@gmail.com

Marta Camargo de Assis

Bióloga, D.Sc. em Botânica, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
marta@cnpma.embrapa.br

Regina Helena Costa Queiroz

Professora Doutora do Departamento de Análises Clínicas, Toxicológicas e Bromatológicas da Faculdade de Ciências Farmacêuticas da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, SP
rqueiroz@fcfrp.usp.br

Rita Carla Boeira

Engenheira agrônoma, D.Sc. em Solos e Nutrição de Plantas (Fertilidade do Solo), pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
rcboeira@cnpma.embrapa.br

Sônia Cláudia do Nascimento de Queiroz

Química, D.Sc. em Química, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
sonia@cnpma.embrapa.br

Vera Lúcia Ferracini

Química, D.Sc. em Química Orgânica, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP
veraf@cnpma.embrapa.br

Vera Lúcia Lanchote

Professora Doutora do Departamento de Análises Clínicas, Toxicológicas e Bromatológicas da Faculdade de Ciências Farmacêuticas da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, SP
lanchote@fcfrp.usp.br

Agradecimentos

Os autores do capítulo II, parte 2, agradecem às pessoas relacionadas, a seguir, pela grande contribuição nos trabalhos de campo: Dásio da Cunha Menezes (Agenciarural – Mineiros, GO), João de Jesus Barcelos (Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior – Fimes – Mineiros, GO), Bruno César Carrijo Vilela (Fimes – Mineiros, GO), Fernanda Lacerda Buquigoré (Fimes – Mineiros, GO), Fred Willian Alves Resende (Fimes – Mineiros, GO), Jonas Henrique Steimmetz (Fimes – Mineiros, GO), Ricardo Gonçalves Ferreira (Fimes – Mineiros, GO), Cristina Resende Santana (Fimes – Mineiros, GO), Jonathan Goularte Silva (Fimes – Mineiros, GO), Livia Carneiro Barbosa (Fimes – Mineiros, GO), Neivaldo Silva Barcelos (Fimes – Mineiros, GO), Sânia Ferreira Brandão (Fimes – Mineiros, GO), Vergínio Piacentini Neto (Fimes – Mineiros, GO), Wglevison Alegre Souza (Fimes – Mineiros, GO), Michael Flávio Gontijo Diogo (Fimes – Mineiros, GO), Renato Alves Moreira (Oréades Núcleo de Geoprocessamento – Mineiros, GO), Anderson Araújo de Aguiar (Oréades Núcleo de Geoprocessamento – Mineiros, GO), Célio Eustáquio dos Anjos (São José dos Campos, SP), Rogério Costa Campos (São José dos Campos, SP).

Os autores dos capítulos IV e VI, parte 2, agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) pelo apoio financeiro para a realização deste trabalho.

Os autores do capítulo VIII, parte 2, agradecem, em particular, ao editor e co-autor deste capítulo; às professoras Ariana Bertola Carnevale e Márcia Maria de Paula da Fimes, Mineiros, GO, pelo auxílio ao levantamento e seleção dos herbicidas usados nas culturas de soja e de milho na área do objeto de estudo. Um agradecimento especial ao Sr. Dásio da Cunha Menezes, assistente de campo da Agenciarural, Mineiros, GO, pela contribuição no levantamento e seleção dos pontos de amostragem de água e, ainda, ao acadêmico e extensionista da Agenciarural, Mineiros, GO, Acebiades Diogo, pelo georreferenciamento desses pontos.

Os autores do capítulo IX, parte 2, agradecem ao Prodetab (Banco Mundial), por meio do projeto Sistema de Suporte à Decisão para o Monitoramento de Impactos Ambientais de Atividades Agropecuárias na Bacia do Alto Taquari: Instrumento de Gestão Ambiental para os Municípios

do Alto Taquari pelo apoio financeiro; à Dra. Margareth S. P. Meirelles e à Dra. Dea S. Assis pela organização e disponibilização do banco de dados espaciais da BAT e do município estudado, respectivamente; à Prefeitura Municipal de São Gabriel do Oeste; à CI Brasil e à Oréades Núcleo de Geoprocessamento (Mineiros, GO) pelo apoio logístico nas viagens de campo e coleta de amostras; ao Cointa pelo suporte e informações sobre tendências de uso da terra na BAT; e ao Dr. Manoel Dornelas de Souza pelo apoio nas análises laboratoriais.

Apresentação

O uso agrícola de áreas de alta vulnerabilidade natural tem se intensificado em todo o país, cedendo, muitas vezes, à pressão de expansão das terras para fins agropecuários. Entre essas áreas estão aquelas de afloramento do Aquífero Guarani, cuja extensão representa algo em torno de 104 mil km² no Brasil.

Trata-se de um cenário que exige medidas imediatas de intervenção, a fim de evitar que, a partir dessas áreas, ocorra algum comprometimento da água subterrânea, particularmente quanto à sua qualidade, podendo ser as atividades agrícolas como as principais responsáveis por esse processo.

É fato que os recursos hídricos, principalmente superficiais, têm sofrido um processo acelerado de degradação em todo o planeta, motivo pelo qual a pesquisa necessita atuar no sentido de propor medidas de preservação e proteção para os mesmos. Isso é especialmente necessário para os recursos hídricos subterrâneos que, ainda, encontram-se relativamente preservados, principalmente no Brasil.

Diante desse cenário, apresentamos a obra intitulada *Uso Agrícola das Áreas de Afloramento do Aquífero Guarani no Brasil: Implicações para a Água Subterrânea e Propostas de Gestão com Enfoque Agroambiental*, editado pelo pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Marco Antonio Ferreira Gomes, que aborda bem a questão de uso de áreas frágeis, como são as áreas de afloramento do Aquífero Guarani, enfatizando as possíveis implicações ambientais, além da proposição de medidas preventivas e corretivas aos possíveis impactos negativos gerados.

A obra está sintetizada em 20 capítulos, dos quais 18 referem-se a resultados de pesquisa obtidos ao longo de mais de 12 anos de trabalho por meio de equipe multi-institucional, envolvendo a Embrapa Meio Ambiente, Embrapa Solos, Instituto Biológico (Campinas e São Paulo), USP/Ribeirão Preto, Instituto Agrônomo de Campinas, Unicamp/Departamento de Química Analítica, Agenciarrural (Mineiros, GO), Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior de Mineiros, GO, além de outros colaboradores como Unaerp/Ribeirão Preto, Daerp/Ribeirão Preto, Oréades – Núcleo de Geoprocessamento (Mineiros, GO) e Cooperativa dos Produtores Rurais do Vale do Araguaia (Comiva) de Mineiros, GO.

Na parte 1, toda de autoria de Marco Antonio Ferreira Gomes, são mostrados ao leitor as características e o potencial desse aquífero quanto à sua capacidade de abastecimento e alguns mecanismos que interferem na qualidade da água, tendo como referência algumas considerações de profissionais da área de hidrogeologia.

Já na parte 2, com capítulos de autoria de diversos pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente em parceria com outras instituições de ensino e de pesquisa, são relatadas as experiências e os resultados obtidos ao longo de vários anos, enfocando o uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani e seus impactos na qualidade da água subterrânea.

A parte 3, por sua vez, pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente, com alguns co-autores de instituições parceiras, relatam propostas de gestão com enfoque agroambiental para as áreas de afloramento, como medidas alternativas de uso e de manejo agrícola; nessa abordagem, foram consideradas duas regiões, localizadas em três estados: Microbacia do Córrego do Espraiado, Ribeirão Preto, SP; Nascentes do Rio Araguaia, Mineiros, GO e Alto Taquari, MT.

Com uma linguagem técnica e abordagem prática, esta obra é direcionada para técnicos do setor agropecuário, pesquisadores, professores e estudantes de ensino superior que atuam na área ambiental e na interface nas relações entre agricultura e meio ambiente.

A presente obra sintetiza os resultados de esforços conjugados de uma equipe multi-institucional e interdisciplinar que, de forma pioneira, desenvolveu um projeto temático de meio ambiente e agricultura, tendo como referência as áreas de afloramento do Aquífero Guarani em território brasileiro.

Cláudio Aparecido Spadotto
Chefe-Geral
Embrapa Meio Ambiente

Sumário

Prefácio	17
----------------	----

Parte 1

Água Subterrânea no Brasil – O Aqüífero Guarani

Capítulo 1 – Importância, ocorrência, volume, distribuição e uso das águas subterrâneas no Brasil	23
--	----

Capítulo 2 – O Aqüífero Guarani	35
--	----

Parte 2

Uso Agrícola das Áreas de Afloramento do Aqüífero Guarani no Brasil e Impactos na Qualidade da Água Subterrânea

Capítulo 1 – Caracterização pedomorfoagroclicmática das áreas de afloramento do Aqüífero Guarani no Brasil – base para uma proposta de gestão sustentável	47
--	----

Capítulo 2 – Levantamento pedológico das áreas de afloramento do Aqüífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT – subsídio aos estudos regionais de ordenamento agroambiental	65
---	----

Capítulo 3 – Vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas – subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos	87
--	----

Capítulo 4 – Movimento do herbicida tebutiuron em dois solos representativos das áreas de afloramento do Aqüífero Guarani no Brasil	99
--	----

Capítulo 5 – Monitoramento de herbicidas em água subterrânea da Microbacia do Córrego do Espreado, Ribeirão Preto, SP	113
--	-----

Capítulo 6 – Aspectos do comportamento dos herbicidas diuron e tebutiuron em solos das áreas de recarga do Aquífero Guarani no Estado de São Paulo	131
Capítulo 7 – Adsorção e dessorção dos herbicidas diuron e tebutiuron em solos das áreas de afloramento do Aquífero Guarani na região de Ribeirão Preto, SP	149
Capítulo 8 – Procedimentos analíticos e avaliação da presença de herbicidas em áreas de recarga do Aquífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO	175
Capítulo 9 – Análise espacial do potencial de lixiviação de herbicidas em áreas de afloramento do Aquífero Guarani na Alta Bacia do Rio Taquari, MS	193
Capítulo 10 – Estimativa da contaminação do Aquífero Guarani por agrotóxicos e avaliação dos riscos à saúde humana	215
Capítulo 11 – Modelos <i>screening</i> e simulação de sistemas aplicados à avaliação de risco de contaminação da água por herbicidas em área de cultivo de cana-de-açúcar – estudo de caso na Microbacia do Córrego do Espriado	235
Capítulo 12 – Modelos <i>screening</i> e simulação de sistemas aplicados à avaliação de risco de contaminação da água por agrotóxicos em áreas de cultivo de soja, milho e arroz – estudo de caso nas nascentes do Rio Araguaia, região de Mineiros, GO, e na Microbacia do Arroio Jacaguá, região de Alegrete, RS	263
Capítulo 13 – Processos erosivos em áreas de afloramento do sistema Aquífero Guarani no Brasil	283
Capítulo 14 – Controle dos processos erosivos em áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil	301
Capítulo 15 – Realidade socioeconômica das propriedades rurais na região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT	317

Parte 3
Ações de Gestão Agroambiental para as
Áreas de Afloramento do Aquífero Guarani no Brasil

Capítulo 1 – Ordenamento agroambiental das áreas de afloramento do Aquífero Guarani – conceitos e aplicações	343
Capítulo 2 – Geoprocessamento como ferramenta integradora para o planejamento do uso agrícola das terras e a manutenção da qualidade das águas subterrâneas nas áreas de afloramento do Aquífero Guarani	363
Capítulo 3 – Proposta de Boas Práticas Agrícolas para as áreas de afloramento do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, SP.....	377
Resumo	415
Abstract	417

Prefácio

Os recursos hídricos, principalmente superficiais, têm sofrido um processo acelerado de degradação em todo o planeta. Como existe uma conexão direta entre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, é de se esperar que num determinado momento esses sofram também alterações decorrentes das atividades antrópicas, a exemplo do que vem ocorrendo com os primeiros.

No Brasil, essa preocupação tornou-se mais evidente somente há pouco mais de uma década, até porque o pensamento dominante era de que havia água superficial em abundância. Hoje, porém, já é do conhecimento de parte da população brasileira que as águas subterrâneas do país estão também expostas a uma condição de risco de degradação, tanto do ponto de vista quantitativo como qualitativo.

Tendo por base essa expectativa da população em relação à água subterrânea, a Embrapa Meio Ambiente iniciou em 1994 seus trabalhos nas áreas de afloramento ou recarga direta do maior e mais importante aquífero das Américas e um dos maiores do mundo – o Aquífero Guarani.

O Aquífero Guarani constitui-se em um manancial de águas subterrâneas, que abrange partes do Brasil, Argentina, Paraguai e do Uruguai, cujo volume e qualidade colocam-no como estratégico para as futuras gerações do Cone Sul.

Do ponto de vista da exposição, esse aquífero divide-se em confinado e aflorante. No primeiro caso, devido a uma grande cobertura de rochas, ele está praticamente protegido das possíveis atividades poluidoras antrópicas; no segundo caso, não existe qualquer cobertura rochosa que possa protegê-lo, colocando-o diretamente exposto a uma situação de risco de contaminação. Essa parte do aquífero dita aflorante/ afloramento ou de recarga direta, composta exclusivamente por solos arenosos, principalmente Neossolos Quartzarênicos e Latossolos de textura média, necessita então de atenção especial, particularmente quanto ao seu uso, para evitar possíveis impactos negativos que possam comprometer a qualidade de sua água.

Diante desse cenário de alta vulnerabilidade natural e de risco, aliado a um amplo diagnóstico de uso agrícola das áreas de recarga do Aquífero

Guarani em território brasileiro, realizado por pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente, foram desenvolvidos diversos trabalhos, considerando algumas áreas potencialmente críticas, a partir das quais foram obtidas informações, apresentadas neste livro nas partes II e III.

Antes, porém, na parte I, são apresentadas ao leitor as características e o potencial desse aquífero quanto à sua capacidade de abastecimento e alguns mecanismos que interferem na qualidade da água, tendo como referência algumas considerações de profissionais da área de hidrogeologia.

Em razão das características expostas do Aquífero Guarani e da grande diversidade de uso agrícola em suas áreas de afloramento no Brasil, o presente trabalho apresenta alguns cenários atuais, com a proposição de medidas alternativas de uso e de manejo agrícola para algumas delas, tendo como estudo de caso três regiões, localizadas em quatro estados: Microbacia do Córrego do Espraiado, Ribeirão Preto, SP; Nascentes do Rio Araguaia, Mineiros, GO e Alto Taquari, MT e Microbacia do Arroio Jacaguá, região de Alegrete, RS.

Para as duas primeiras áreas foram propostas também ações de gestão agroambiental, constantes da parte III do livro, como procedimentos de apoio à sustentabilidade das mesmas e, conseqüentemente, do Aquífero Guarani.

Para a realização desses trabalhos, ao longo de vários anos, a Embrapa Meio Ambiente contou, inicialmente, com a colaboração de professores/pesquisadores da Universidade de São Paulo (USP) Ribeirão Preto (Escola de Ciências Farmacêuticas), de técnicos da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Ribeirão Preto, professores da Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp), SP, além de técnicos do Departamento de Águas e Esgotos de Ribeirão Preto (Daerp); posteriormente, foram incluídos parceiros da região das nascentes do Rio Araguaia, como a Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior (Fimes) e Agenciarrural de Mineiros, GO, além de colaboradores como Oréades – Núcleo de Geoprocessamento (Mineiros, GO); Prefeitura Municipal de Mineiros, GO, e Cooperativa Mista dos Produtores Rurais do Vale do Araguaia (Comiva), Mineiros, GO. A partir de 2000, passaram a colaborar, neste trabalho, pesquisadores do então Instituto Biológico de São Paulo (regionais Campinas e São Paulo), atual Apta; mais

recentemente, em 2002, foi realizada parceria com o Departamento de Química Analítica da Universidade de Campinas (Unicamp).

Esses parceiros e colaboradores foram fundamentais para que os resultados obtidos pudessem ser disponibilizados nesta publicação.

Assim, espera-se que o presente livro atenda às expectativas do leitor e que, sobretudo, sirva de orientação aos profissionais e técnicos do setor agrícola e de outras áreas correlatas quanto à importância do manejo e uso, com visão sustentável, de áreas de afloramento de aquíferos sedimentares, a exemplo do Guarani, que representa um manancial de água fundamental para a sobrevivência das futuras gerações do Cone Sul.

Marco Antonio Ferreira Gomes
Editor Técnico

Parte 1

Água Subterrânea no Brasil

O Aquífero Guarani

Capítulo 1

Importância, ocorrência, volume, distribuição e uso das águas subterrâneas no Brasil

Marco Antonio Ferreira Gomes

Importância

O Brasil detém não só a maior rede hidrográfica do planeta, com 55457 km² de rios, cujo potencial hídrico representa 12 % de toda água doce do mundo, mas também um dos maiores potenciais hídricos subterrâneos, com cerca de 112.311 km³ de água, que corresponde a 1,1 % de todo o volume dos aquíferos existentes no planeta (REBOUÇAS, 1996; BRASIL, 2003; BORGHETTI et al., 2004).

Um conjunto de fatores físicos e biológicos possibilita a grande riqueza hídrica nacional. As precipitações são abundantes e 90 % de seus valores situam-se entre 1.000 e 3.000 mm/ano. A precipitação média no território brasileiro é da ordem de 1.783 mm/ano. Essas chuvas, associadas à considerável geodiversidade do território nacional, são fatores determinantes da existência do imenso volume hídrico utilizável (FAO, 2002; FUNDAJ, 2003; BORGHETTI et al., 2004).

Toda essa riqueza em água assume importância estratégica para as futuras gerações não só do Brasil, mas de todo o Cone Sul, uma vez que os recursos hídricos, sejam superficiais sejam subterrâneos, deverão ser tratados como commodities, ou seja, como bens de valor econômico, o que certamente implicará em ônus elevado para aqueles países que não possuem grandes reservas de água ou que possuem desequilíbrios entre produção/captação *versus* consumo.

Diante desse fato, torna-se imperativa a adoção de sistemas sustentáveis de gestão dos recursos hídricos, cujos princípios básicos devem passar, necessariamente, pela educação da população, pela cobrança justa e também pelo controle e eficiência dos sistemas de distribuição que hoje no Brasil contribuem, em média, para perdas no volume de água de até 50 %, ocorridas no percurso entre a captação, os reservatórios e o consumidor.

O Brasil, embora tenha a quinta maior população do mundo, consome menos água que o Paquistão, Japão, Tailândia, Bangladesh, Vietnã, Irã, Egito, Rússia e México, nos quais a população é menor; ele aparece em décimo quarto lugar, com 59,2 km³/ano, o que equivale a 1,6 % do total de água consumida no mundo (FAO, 2002 citado por BORGHETTI et al., 2004). Esse cenário indica que os países detentores de grandes reservas hídricas, a exemplo do Brasil, podem ser alvos de grande pressão mundial para consumo de água,

principalmente se persistir o atual comportamento de desperdício na maioria dos países. Assim, o país necessita consolidar uma política nacional de uso e proteção dos recursos hídricos que dê sustentabilidade ao sistema e que vai possibilitar o argumento de uso racional e equilibrado desse valioso patrimônio frente às diversas fontes e mecanismos de pressão internacional.

Para isso, encontra-se em fase de elaboração o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), por meio de um processo técnico, social e político, que envolve diferentes instituições, como passo principal para a consolidação do processo de gestão das águas. O Plano Nacional de Recursos Hídricos e os Planos Estaduais são instrumentos estratégicos que estabelecem diretrizes gerais sobre os recursos hídricos no País e nos estados, e, por esse motivo, têm que ser elaborados de forma participativa, para que possam refletir os anseios, necessidades e metas das populações das regiões e bacias hidrográficas. O PNRH tem como objetivos: a) orientar as decisões de governo e das instituições que compõem o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos; b) propor a implementação de programas nacionais e regionais; c) promover a harmonização e adequação de políticas públicas para buscar o equilíbrio entre a oferta e a demanda de água, de forma a assegurar as disponibilidades hídricas em quantidade e qualidade para o uso racional e sustentável.

Ocorrência, volume e distribuição das águas subterrâneas

A ocorrência, bem como o volume acumulado e a distribuição da água subterrânea no Brasil, do ponto de vista da exploração com viabilidade econômica ou exploração, se dá por meio de grandes estruturas chamadas Províncias Hidrogeológicas definidas a partir da combinação das estruturas geológicas com fatores geomorfológicos e climáticos, cujas reservas de água subterrânea possuem condições semelhantes de armazenamento, circulação e qualidade de água (BRASIL, 1981 citado por FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997; BRASIL, 2003 citado por BORGHETTI et al., 2004). Com essa combinação, foi possível configurar de Províncias Hidrogeológicas para todo o País, denominadas de Amazonas, Centro-Oeste, Costeira, Escudo Central, Escudo Meridional, Escudo Oriental, Escudo Setentrional, Paraná, Parnaíba e São Francisco, conforme mostra a Fig. 1.

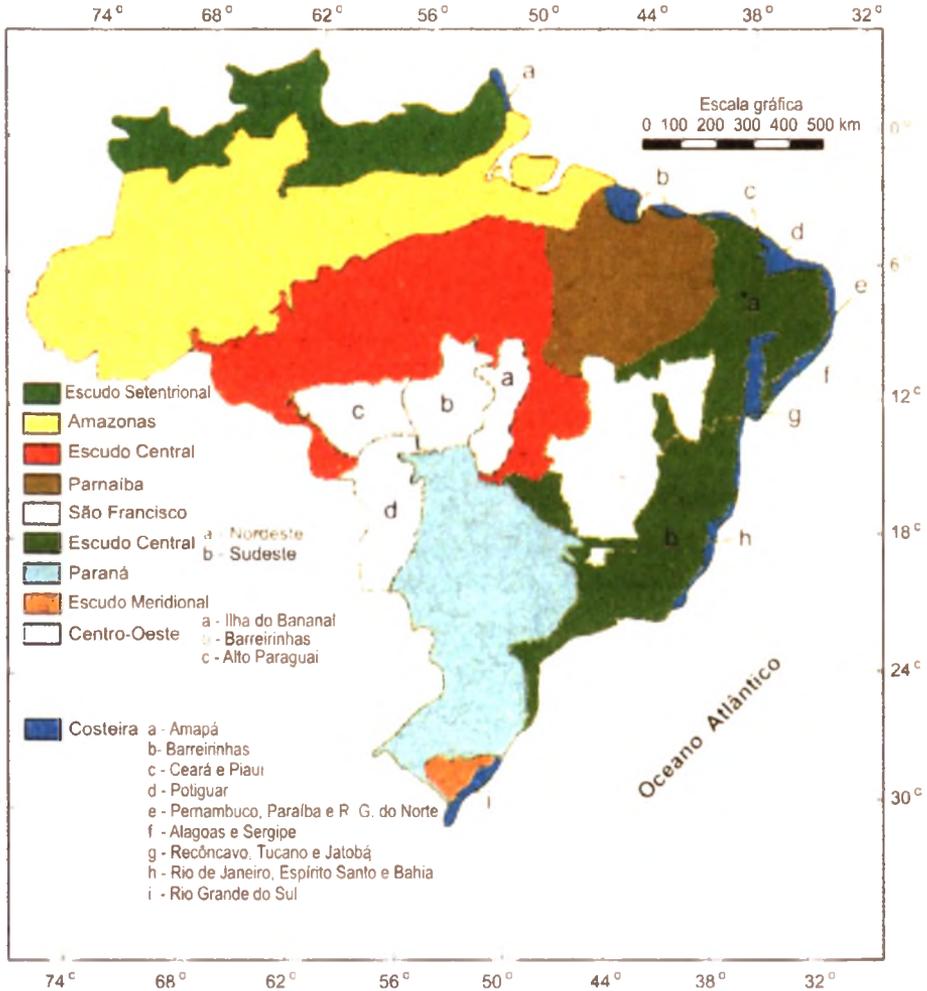


Fig. 1. Representação esquemática das Províncias Hidrogeológicas do Brasil, adaptada de Feitosa e Manoel Filho (1997) e Borghetti et al. (2004).

Dentro de cada Província Hidrogeológica, existem diversas reservas de água subterrânea com exploração economicamente viável, denominadas de aquíferos ou sistemas aquíferos, permitindo uma visão mais detalhada da distribuição dos recursos hídricos subterrâneos em todo o País.

A Tabela 1, a seguir, exhibe a distribuição dos principais aquíferos brasileiros, mencionando, ainda, o domínio do aquífero (região de abrangência), a área de ocorrência, o volume de água de cada aquífero e o percentual que representa em relação ao volume total de água subterrânea disponível no País.

O volume total de água subterrânea existente no país que é de 112.311 Km³, corresponde a 112, 3 quatrilhões de litros. Este valor, considerando o consumo diário de 240 litros/pessoa e a população brasileira de 180 milhões, daria para abastecê-la por 7.122 anos. Logicamente, isto é impossível do ponto de vista hidrogeológico, pois implicaria na retirada total de toda água dos sistemas aquíferos o que, além de inconcebível pela tecnologia hoje existente, provocaria uma catástrofe de ordem geológica em decorrência da formação de um grande espaço vazio originado pela retirada da água. Na verdade, os números servem apenas para mostrar a magnitude do volume de água existente em nossos aquíferos.

Dentre esses sistemas, o Itapecuru (PA), Serra Grande (PI), Urucuia (BA) e o Guarani (SP, MG, GO, MT, MS, PR, SC e RS) são os que mais têm sofrido com a exploração indiscriminada, principalmente por abrangerem áreas de expansão agropecuária, agroindustrial e de crescimento demográfico significativo. O caso do Sistema Aquífero Guarani é o mais delicado por estar sob área de influência de uma população aproximada de 24,9 milhões de habitantes (BORGHETTI et al., 2004). Situa-se no Domínio da Bacia Sedimentar do Paraná que se constitui na mais importante província hidrogeológica do Brasil, com cerca de 45 % das reservas de água subterrânea do território nacional, em razão da sua aptidão em armazenar e liberar grandes quantidades de água e, ainda, pelo fato de se encontrar nas proximidades das regiões mais populosas e economicamente mais desenvolvidas do país.

Em razão da existência de interligações ou mesmo conexões entre essas reservas subterrâneas e as águas superficiais, os sistemas aquíferos tornam-se expostos às ações antrópicas em diferentes níveis, considerando a vulnerabilidade natural de cada um deles. Nesse aspecto, os sistemas que possuem porções aflorantes ou de recarga direta exibem maior vulnerabilidade natural ou maior exposição a uma situação de risco de contaminação decorrente de atividades de diversas ordens, tais como agrícolas, agroindustriais e industriais.

Tabela 1. Principais sistemas aquíferos brasileiros e suas respectivas características.

Sistema aquífero principal	Domínio aquífero	Provincia hidrogeológica	Área (km ²)	Volume de água (km ³)	Total (%)
Zonas fraturadas	Substrato Aflorante	Escudo Oriental	600.000	80	0,07
Manto de rochas alteradas e/ou fraturas	Substrato Alterado	Escudos Setentrional, Central e Meridional	4.000.000	10.000	8,90
Arenitos Barreiras e Alter do Chão	Bacia Sedimentar Amazonas	Amazonas	1.300.000	32.500	28,94
Arenitos São Luís e Itapecuru	Bacia Sedimentar de São Luís, Barreiriãhas	Parnaíba	50.000	250	0,22
Arenitos Itapecuru, Cordas-Grajaú, Motuca, Poti-Piauí, Cabeças, Serra Grande	Bacia Sedimentar Maranhão	Parnaíba	700.000	17.500	15,58
Arenitos Barreiras e Açú-Beberibe, Calcário Jandaíra	Bacia Sedimentar Potiguar, Recife	Costeira	23.000	230	0,20
Arenitos Barreiras e Marituba	Bacia Sedimentar Alagoas, Sergipe	Costeira	10.000	100	0,09
Arenitos Marizal, Tacaratu, São Sebastião	Bacia Sedimentar Jatobá-Tucano-Recôncavo	Costeira	56.000	840	0,75
Arenitos Bauru-Caiuá-Furnas/Aquidauana, Guarani e Basaltos da Formação Serra Geral	Bacia Sedimentar Paraná	Paraná	1.000.000	50.400	44,88
Arenitos Uruçuia e Areado; aluviões e dunas	Bacia Sedimentar do São Francisco, depósitos diversos	São Francisco e Centro-Oeste	773.000	411	0,37
Total			8.512.000	112.311	100

Fonte: Adaptado de Borghetti et al. (2004).

Nesse contexto, é importante entender que as águas subterrâneas fazem parte de uma das componentes do ciclo hidrológico, uma vez que constituem parcela da água precipitada. Isso remete à reflexão de que não se deve pensar, separadamente, quando se fala em água superficial e água subterrânea. Existe uma conexão direta e constante entre esses dois compartimentos, tanto é que nos períodos de estiagem os aquíferos fornecem água para os rios, num processo de fluxo ascendente, também conhecido por descarga, enquanto que no período chuvoso eles fornecem água para os aquíferos, a partir de um processo inverso ou descendente, uma das diversas formas de recarga. Assim, a proteção dos recursos hídricos subterrâneos passa, necessariamente, pela proteção dos recursos hídricos superficiais.

Outro aspecto relevante em relação à água subterrânea, com ênfase nos aquíferos, é o de que só é possível explorar ou explorar (exploração racional) o equivalente a 25 % do potencial de recarga anual dos mesmos; esse valor constitui uma margem de segurança, conforme argumentos de diversos especialistas (ANA, 2001). O potencial de recarga do aquífero, por sua vez, depende de suas características, tais como tamanho da área de recarga e o índice pluviométrico médio onde ele se encontra. Assim, conclui-se que cada aquífero tem suas particularidades, exigindo ações específicas de uso e exploração que garantam, individualmente, a sustentabilidade de cada sistema ou domínio aquífero. Saber usar racionalmente este patrimônio hídrico subterrâneo é o grande desafio da geração atual no sentido de oferecer um legado de valor inestimável para as gerações futuras do Cone Sul.

Exploração, uso e gestão da água subterrânea

A exploração com viabilidade econômica ou exploração da água subterrânea está condicionada a fatores quantitativos, qualitativos e econômicos, o que tem determinado uma evolução no aproveitamento desse recurso ao longo do tempo, acompanhando a própria evolução da humanidade. Seu uso crescente se deve ao melhoramento das técnicas de construção de poços e dos métodos de bombeamento, permitindo extração de água em volumes e profundidades cada vez maiores e possibilitando, assim, o suprimento de água das cidades, indústrias, projetos de irrigação, etc. (LEAL, 1999; BORGHETTI et al., 2004).

A exploração das águas subterrâneas apresenta as seguintes vantagens em relação às águas superficiais: a) dispensa tratamento químico que onera bastante as águas superficiais em dispendiosas ETA's; b) não acarreta inundação de áreas aproveitáveis na superfície, muitas vezes representadas por excelentes solos agricultáveis; c) a área de captação e proteção é extremamente reduzida; d) permite uma distribuição setorizada, com baterias de exploração constituindo sistemas isolados ou interligados; e) a rede de adução até o reservatório ou caixa d'água é, em geral, de pequena extensão, ao contrário das barragens que requerem redes adutoras de vários quilômetros de extensão; f) a implantação do sistema pode ser efetuada de maneira gradativa, ao longo do tempo, na medida em que ocorra aumento na demanda, evitando períodos de sobra logo que se constrói uma barragem e períodos de déficit quando a demanda ultrapassa a sua capacidade. Essa flexibilidade evita aplicação de grandes investimentos concentrados em curto espaço de tempo; g) não implica em desapropriação de grandes áreas como as barragens, que representam vultosos gastos financeiros; h) independe de períodos de estiagem prolongados para recarga anual como nos reservatórios de superfície; i) o prazo de execução de um poço é de dias, em contraposição a meses e até anos no caso de barramento de um rio; j) as águas subterrâneas não estão sujeitas, como as superficiais, ao intenso processo de evaporação, que implica em perdas consideráveis, principalmente nas regiões de clima quente; k) o sistema é mais protegido de eventuais poluições antrópicas; l) os impactos ambientais são mínimos ou bem restritos em relação às águas superficiais; m) a manutenção é mais segura, pois a paralisação para manutenção de uma unidade de bombeamento, até mesmo sua substituição, pode ser efetuada sem prejuízo para o conjunto, o que não ocorre seguramente no sistema de bombeamento/tratamento de água superficial; n) os poços perfurados dentro dos padrões técnicos normalmente têm vida útil superior a vinte anos, com amortização dos investimentos realizados em apenas cinco a oito anos (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

Por todas essas vantagens, a água subterrânea vem sofrendo aumento em seu consumo, não só no Brasil, mas em todo o mundo.

No Brasil, vários núcleos urbanos abastecem-se de água subterrânea de forma exclusiva ou complementar constituindo o recurso mais importante de água doce. Indústrias, propriedades rurais, escolas, hospitais e outros estabelecimentos utilizam, com freqüência, água de poços profundos.

O maior volume de água ainda é, todavia, destinado ao abastecimento público. Importantes cidades do País dependem integral ou parcialmente da água subterrânea para abastecimento, como, Por exemplo: Ribeirão Preto, SP; Mossoró e Natal, RN; Maceió, AL; Região Metropolitana de Recife, PE e Barreiras, BA. No Maranhão, mais de 70 % das cidades são abastecidas por águas subterrâneas, ao passo que em São Paulo e no Piauí esse percentual chega a 80 %. As águas subterrâneas termais estimulam o turismo em cidades como Caldas Novas, GO; Araxá e Poços de Caldas, MG. Além disso, atualmente, a água mineral é amplamente usada pelas populações dos centros urbanos em razão de sua excelente qualidade (BRASIL, 2003). Mesmo em casos de elevado teor salino, como nas áreas de ocorrência dos aquíferos fissurados do semi-árido nordestino, as águas subterrâneas constituem, com freqüência, a única fonte de suprimento permanente (LEAL,1999).

Segundo o Censo de 2000 (IBGE, 2003 citado por BORGHETTI et al., 2004), aproximadamente 61 % da população brasileira é abastecida para fins domésticos, com água subterrânea, sendo que 6 % se auto-abastece das águas de poços rasos, 12 % de nascentes ou fontes e 43 % de poços profundos. Portanto, o número de poços tubulares em operação no Brasil está estimado em cerca de 300 mil, com um número anual de perfurações de aproximadamente 10 mil, o que pode ser considerado irrisório diante das necessidades de água potável das populações e se comparado com outros países (BRASIL, 2003). Os estados com maior número de poços perfurados são: São Paulo (40.000), Bahia, Rio Grande do Sul, Ceará e Piauí (LEAL, 1999 citado por BORGHETTI et al., 2004).

Referências

ANA (Agência Nacional de Águas). **Mapa esquemático do Sistema Aquífero Guarani**. Elaborado pela CAS/SRH/MMA (UNPP/Brasil). Brasília,DF: Agência Nacional de Águas, 2001. Escala 1:13.600.000.

BORGHETTI, N. R. B.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul**. Curitiba, 2004. 214 p.

BRASIL. DNPM/CPRM. **Mapa hidrogeológico do Brasil**, escala 1:2.500.000. relatório final. Recife: CPRM, 1981. v. 1 e 2.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**: documento base de referência: minuta: revisão. Brasília, DF: Secretaria Nacional de Recursos Hídricos,

Agência Nacional das Águas, 2003. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/>>. Acesso em: 28 out. 2007.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Review of water resources statistics by country**. Water resources, development and management service, 2002. Disponível em: <<http://www.fao.org/waicent/faoinfo/agricult/agl/aglw/aquastat/dbase/index2.jsp>> Acesso em: 28 out. 2007.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia**: conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM LABHID-UFPE, 1997. 412 p.

FUNDAJ. Fundação Joaquim Nabuco. **Águas doces no Brasil**. 2003. <Disponível em: <http://www.fundaj.gov.br/docs/tropico/desat/sbpc.html>> Acesso em: 28 out. 2007.

LEAL, A. S. As águas subterrâneas no Brasil: ocorrências, disponibilidades e usos. In FREITAS, M. A. V de (Org.). **O estado das águas no Brasil**. Brasília, DF: Agência Nacional de Energia Elétrica; Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, Ministério do Meio Ambiente; Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério de Minas e Energia, 1999. 334 p.

MACHADO, J. L. F. A redescoberta do Aquífero Guarani. **Revista Scientific American Brasil**, São Paulo, n. 47. p. 33-39, 2006.

SÃO PAULO. Instituto Geológico. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Geológico; Cetesb, 1997. v. 1. 144 p. (Série Documentos).

Capítulo 2

O Aquífero Guarani

Marco Antonio Ferreira Gomes

Características gerais

A Bacia Sedimentar do Paraná abriga um manancial de águas subterrâneas gigante, com extensão de 1.195.500 km², denominado de Aquífero Guarani. Sua maior parte está localizada em território brasileiro (839.800 km²). No entanto, uma considerável porção localiza-se na Argentina (225.500 km²), havendo ainda partes no Uruguai (58.500 km²) e no Paraguai (71.700 km²), conforme BORGHETTI et al. (2004). O Aquífero Guarani possui água de excelente qualidade em diversos locais, principalmente nas áreas de afloramento e próximas a elas, onde é remota a possibilidade de enriquecimento da água em sais e em outros compostos químicos. A extração ou exploração da água ocorre por meio de poços artesianos e semi-artesianos, comumente utilizada no abastecimento de centenas de cidades de diversos portes. O volume aproveitável de água deste manancial é de 40 km³/ano correspondente a 25 % do potencial de recarga, estimado em função da área do aquífero e do balanço hídrico médio em toda sua extensão (ARAÚJO et al., 1995; ROSA FILHO et al., 1998).

O Aquífero Guarani é do tipo regional confinado, uma vez que 90 % da área total está recoberta por espessos derrames de lavas basálticas (CAMPOS, 2000). As áreas totais de recarga direta, incluindo as que se encontram no Uruguai e Paraguai (153.551 km²), estão localizadas nas bordas leste e oeste da Bacia do Paraná, em faixas alongadas do pacote sedimentar que afloram à superfície. Nessas áreas, as águas de chuva alimentam o aquífero que flui para a calha do Rio Paraná, no sentido nordeste-sudoeste até a área de descarga, na região de Entre Rios, Argentina.

A água infiltrada se acumula em uma rocha de granulação fina a média, que representa a Formação Botucatu, também conhecida por Arenito Botucatu, sotoposto pela Formação Pirambóia; esta é constituída por material de granulação mais fina e que serve de barreira natural, favorecendo o acúmulo de água.

A alimentação do aquífero em questão se dá por dois mecanismos: a) infiltração direta das águas de chuva nas áreas de recarga; e b) infiltração vertical ao longo de descontinuidades nas áreas de confinamento, num processo mais lento (ROCHA, 1996).

As áreas de recarga direta ou de afloramento representam regiões, onde o aquífero encontra-se mais vulnerável. Dessa forma, o mau uso dos

solos dessas áreas pode comprometer, a médio e longo prazo, a qualidade da água subterrânea. Diante desse cenário, fica evidente a necessidade de um manejo especial para essas áreas, a fim de que todo o sistema, que inclui as áreas de recarga e o aquífero, propriamente dito, possa ser gerido de forma sustentável. Essa gestão sustentável depende, pois, da identificação e controle das fontes de poluição nas áreas de recarga (ROCHA, 1996).

A Fig. 1 mostra o mapa esquemático do Aquífero Guarani no Brasil, destacando as áreas confinadas e as áreas de afloramento ou recarga direta.

Qualidade da água

Nas áreas confinadas, normalmente, a água precisa de tratamento para ser consumida, uma vez que sofre interferência química de rochas que estão sobrepostas. Tanto é que, com frequência, a água apresenta elevado teor de sólidos dissolvidos, bem como elevada concentração de sulfatos e a presença de flúor acima dos limites recomendáveis (BORGHETTI et al., 2004). Essa situação foi observada, por exemplo, em um poço perfurado na cidade de Londrina, PR, cuja água apresentou teor de flúor de 12 mg L^{-1} (OEA, 2001; BORGHETTI et al., 2004). Essas concentrações anômalas de flúor estão relacionadas com as condições de grande confinamento e de um tempo elevado de residência das águas do Aquífero Guarani. Outras cidades do Paraná como Cianorte, Marechal Cândido Rondon e Itaipulândia têm apresentado também teores elevados de flúor em alguns poços, com concentrações acima de 3 mg L^{-1} .

O quimismo das águas do Guarani é muito variável, principalmente nas zonas confinadas, seja por efeito de variações na litologia (faciológicas), seja por influência de misturas induzidas por fraturas ativas nas rochas. A esses fatores, marcantes nas zonas confinadas, pode se agregar os condicionantes da ação antrópica nas áreas de afloramento, naturalmente mais vulneráveis (OEA, 2001; BORGHETTI et al., 2004).

Para Araújo et al. (1995), o Aquífero Guarani é portador de água potável na maior parte da bacia. Localmente, poderá ocorrer não potabilidade, basicamente devido ao aumento da salinidade e do conteúdo de flúor. Nas regiões mais confinadas do aquífero, localizadas na calha central da Bacia do Paraná e nas áreas de menor circulação efetiva de águas meteóricas,

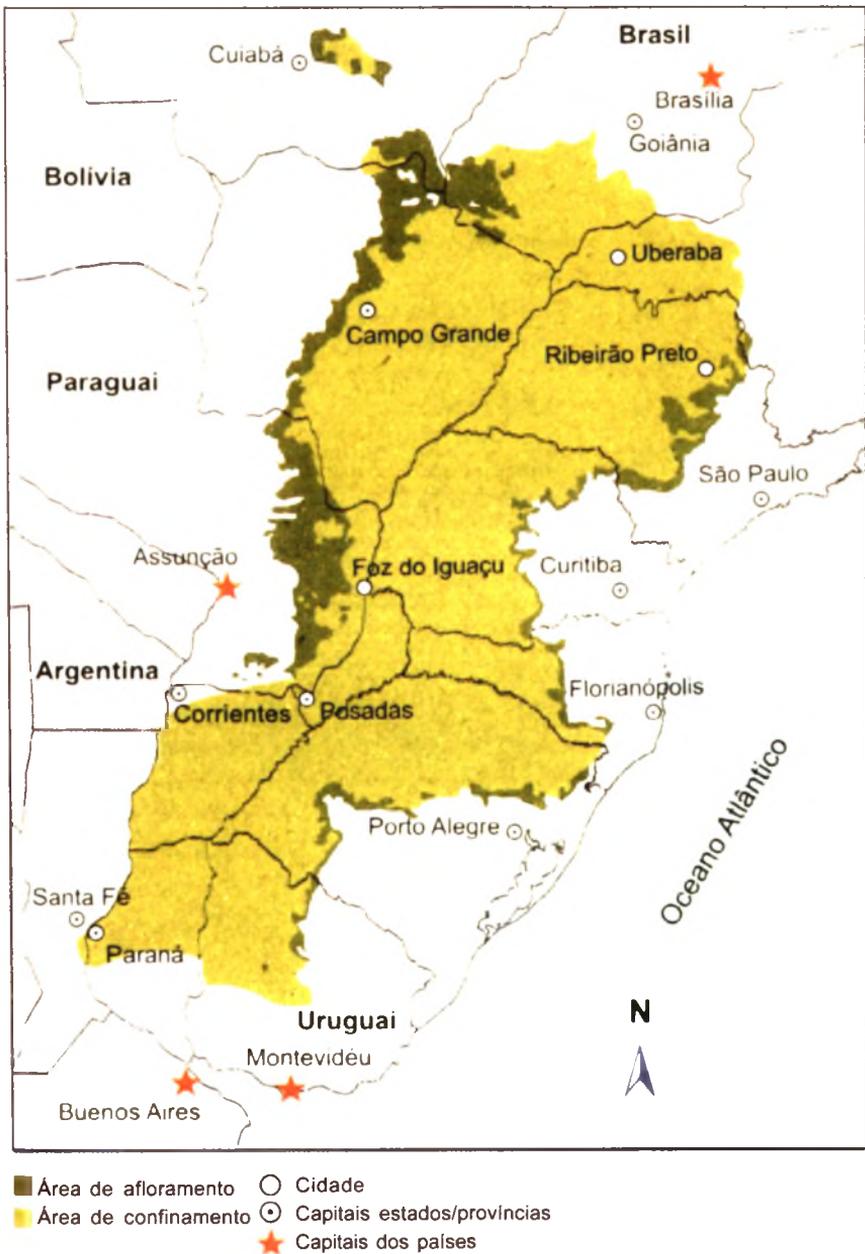


Fig. 1. Mapa esquemático do Sistema Aquífero Guarani no Brasil (BORGHETTI et al., 2004).

como no caso do Estado do Rio Grande do Sul, poderá ocorrer contaminação por meio de águas mais salinas provenientes do Aquitarde Permo-Triássico, o qual encontra-se em contato inferior ou sotoposto ao Aquífero Guarani. A potabilidade do aquífero pode ser afetada, também, pelo enriquecimento de alguns íons considerados nocivos à saúde. Teores acima dos limites toleráveis de flúor têm sido encontrados em algumas regiões da bacia (>1,2 mg L⁻¹). Para Fraga (1992) citado por Araújo et al (1995), as concentrações anômalas de flúor (3,6 mg L⁻¹ a 12 mg L⁻¹ – máximo observado na bacia) estão relacionadas às águas alcalinas do Aquífero Botucatu (atual Guarani), sob condições de grande confinamento.

Conforme Rocha (1997), as águas subterrâneas do Aquífero Guarani em geral são fracamente salinas, com teor de resíduo seco inferior a 300 mg L⁻¹ em sua maior parte. A partir das áreas de recarga direta em direção à calha da bacia, há tendência à alcalinização das águas no sentido do fluxo subterrâneo acompanhada pelo aumento gradual do teor salino, pH e da temperatura. Essa evolução hidroquímica regional é comandada pelo grau de confinamento do aquífero, velocidade de circulação e tempo de residência das águas.

Na área de recarga do aquífero e ao longo de uma faixa de cerca de 60 km a ela adjacente, as águas são bicarbonatadas cálcicas e cálcico-magnesianas, com teores de resíduo seco inferiores a 200 mg L⁻¹ e pH ácido inferior a sete. Já na zona francamente confinada do aquífero as águas tornam-se bicarbonatadas sódicas evoluindo para cloro-sulfatadas sódicas junto à calha da bacia; o pH é alcalino e os valores de resíduo seco variam de 200 mg L⁻¹ a 600 mg L⁻¹. A temperatura das águas aumenta gradativamente das áreas de recarga para a calha da bacia em função do grau geotérmico natural de 1 °C/35 m. Medidas efetuadas na boca de poços indicam valores de 22 °C a 25 °C nos afloramentos, de 25 °C a 30 °C na faixa adjacente de baixo confinamento e de 30 °C a 63 °C na maior parte da área (ROCHA, 1997).

Para Machado (2006), não se pode falar em água de boa qualidade em toda extensão do Aquífero Guarani, uma vez que existem diversos fatores interferentes, tais como compartimentação espacial singular (divisões naturais no acúmulo de água) e complexidade da constituição das camadas aquíferas (descontinuidade das reservas de água em razão da influência de diversos elementos estruturais, tais como lineamentos e falhas). No Rio

Grande do Sul, por exemplo, no compartimento Oeste (região sudoeste e parte oeste do estado), a presença das unidades hidroestratigráficas Botucatu, Guará e Pirambóia, em condições estruturais favoráveis, proporciona uma recarga rápida a partir das águas das chuvas. As águas nas áreas aflorantes ou de recarga direta são bicarbonatadas cálcicas e/ou cálcico-magnesianas. Nos locais onde as camadas aquíferas estão mais profundas, confinadas por rochas vulcânicas, as águas são bicarbonatadas sódicas, com pH alcalino e teores de sais mais elevados. Em geral, as águas são de boa qualidade e potáveis. No compartimento Central-Missões (região da Serra Gaúcha e parte do oeste), a qualidade da água apresenta grandes variações. As águas das camadas mais arenosas podem ser bicarbonatadas alcalinas mesmo a pequena distância das áreas de recarga. A evolução geoquímica (acúmulo de sais no solo) é rápida, e os teores de cloretos e salinidade total logo ultrapassam os limites de potabilidade. O aparecimento de teores excessivos de fluoretos também é um dos maiores problemas em relação à qualidade dessas águas. No compartimento Leste (região nordeste do estado), por sua vez, geralmente os poços possuem pouca profundidade e estão em áreas de afloramento ou próximos a elas. A região caracteriza-se pela presença de águas de qualidade boa a excelente, com pH ácido e levemente alcalino, com salinidade dentro dos padrões de potabilidade. Por outro lado, no compartimento Norte-Alto Uruguai (divisa com Santa Catarina), o sistema Aquífero Guarani encontra-se confinado, com recobrimento de rochas vulcânicas e exibindo profundidades entre 350 e 1.200 metros. Como consequência, suas águas possuem idades mais antigas e não são potáveis em grande parte da área. Além do aumento da salinidade em função da presença de cloretos e sulfatos, os teores de fluoretos são excessivos e os teores de sódio podem causar alcalinização do solo.

O modelo conceitual hidrogeoquímico, conforme Fig. 2, proposto por Machado (2006), dá uma visão ampla e geral dos mecanismos integrantes do funcionamento dos ciclos de recarga e descarga do Sistema Aquífero Guarani.

Grande parte da camada de arenito que contém a água é confinada, e nesses locais a água precisa atravessar a camada de basalto para chegar à zona saturada ou ao aquífero propriamente dito. Quanto maior a distância percorrida no subsolo, mais íons de sais ela absorve e sua qualidade vai piorando. Nas áreas de afloramento e adjacências, por exemplo, é que as águas possuem melhor qualidade.

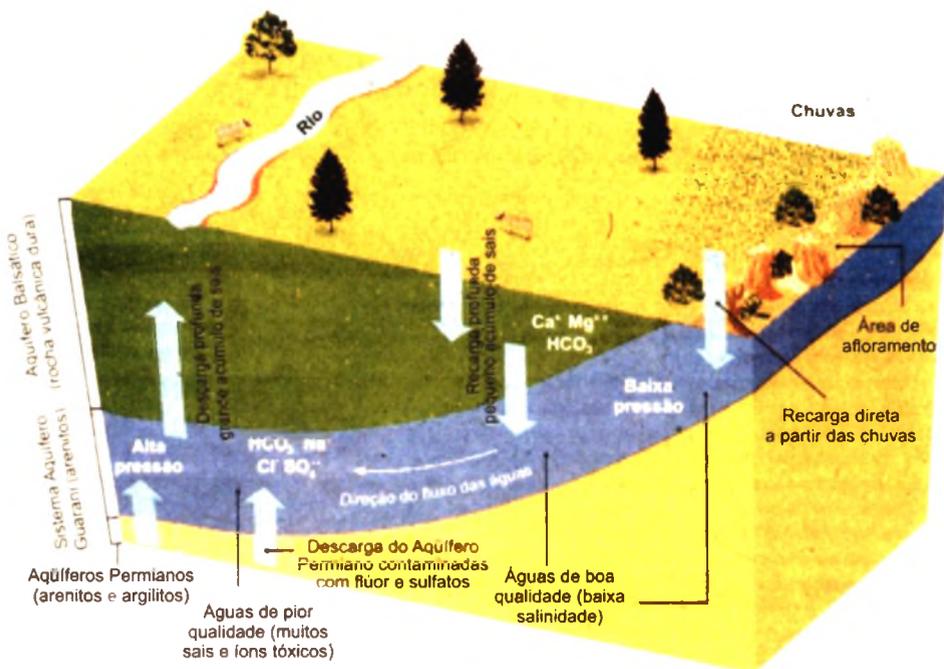


Fig. 2. Modelo conceitual hidrogeoquímico dos ciclos de recarga e descarga do sistema Aquífero Guarani (MACHADO, 2006).

Em áreas mais profundas, devido à grande pressão exercida pelo peso das camadas que estão acima ou sobrepostas, são mais comuns as áreas de descarga ascendente. Essas águas profundas são sódicas e podem evoluir de bicarbonatadas para sulfatadas e cloretadas, piorando a qualidade. O cloreto e o sulfato podem penetrar no Guarani a partir de descargas do Aquífero Permiano, imediatamente abaixo ou sotoposto.

Importância para os países do Mercosul

A utilização das águas subterrâneas tem sido uma alternativa viável e crescente, principalmente nas regiões onde as águas de superfície têm se tornado poluídas ou mesmo escassas. A viabilidade da utilização desse recurso é decorrente de algumas de suas características, tais como: a) elas são cerca de 100 vezes mais abundantes que as águas superficiais,

constituindo uma importante reserva estratégica e b) não necessitam de tratamento prévio para consumo, uma vez que são filtradas e depuradas por processos biogeoquímicos do subsolo, determinando uma purificação natural, que se mostra mais eficiente do que aquela por meio de processos artificiais.

No contexto do Mercosul, o Aquífero Guarani assume importância em função de seu expressivo volume e dos múltiplos usos de sua água, o que proporciona aos países do bloco condições favoráveis ao desenvolvimento socioeconômico. A reserva hídrica do Aquífero Guarani apresenta qualidades quase únicas no mundo, como a potabilidade de suas águas, especificamente onde o confinamento pelo basalto é baixo, assim como a possibilidade de surgência e termalismo. Esta última característica pode resultar em economia de energia ou na co-geração de energia elétrica limpa, ao contrário dos combustíveis tradicionais que contaminam e/ou geram impactos ambientais (Araújo et al., 1995; Borghetti et al., 2004), tornando o uso de suas águas ainda mais econômico nas suas múltiplas aplicações. No Aquífero Guarani, cujo grau geotérmico varia de 20 °C/Km a 29 °C/Km, com suas águas podendo atingir até 68 °C (OEA, 2001), estimou-se, preliminarmente, que a utilização geotermal representaria uma economia de 11 mil megawatts de energia (BORGHETTI et al., 2004). Isso representa uma fonte de energia que pode ser explorada economicamente, seja para produção de energia, seja para captação de águas quentes para os mais diversos fins, tanto na indústria, como nas atividades agrícolas e também nos empreendimentos recreativos e sociais (OEA, 2001). Em função de diversas faixas de temperatura da água do Guarani, o uso pode ter caráter multidisciplinar à medida que ela sofre resfriamento. Por exemplo, em Foz do Iguaçu, as águas termais que atendem a um empreendimento recreativo com temperatura média de 31 °C, após circularem pelas piscinas de recreação, são conduzidas até os tanques de criação de peixes, proporcionando o crescimento desses animais acima da média obtida em seu habitat natural. Além desse tipo de uso, a água proveniente do Aquífero Guarani pode ter diversos outros fins, tais como abastecimento público, atividades industriais e agroindustriais.

Apesar do enorme potencial do Aquífero Guarani, sua exploração pelos países do Mercosul ainda é caracterizada por uma visão restrita sobre o uso de seus recursos hídricos subterrâneos, aliada à falta de controle e, ainda, de um mecanismo jurídico e regulatório (SMA, 2001 citado por BORGHETTI

et al., 2004) justificável por envolver quatro países com legislações próprias e distintas (BORGHETTI et al., 2004).

Diante do exposto neste capítulo, fica evidente a grande importância do Aquífero Guarani no contexto dos países do Mercosul, motivo pelo qual ele será abordado nos capítulos seguintes, constantes das partes dois e três deste livro, com ênfase para as atividades agrícolas existentes em suas áreas de afloramento, incluindo propostas de uso sustentável para as mesmas, como forma de contribuição à gestão sustentável desse imenso patrimônio hídrico subterrâneo.

Referências

ARAÚJO, L. M., FRANÇA, A. B., POTTER, P. E. **Aquífero Aquífero gigante do Mercosul no Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai**. mapas hidrogeológicos das Fformações Botucatu, Pirambóia, Rosário do Sul, Buena Vista, Misiones e Tacuarembó. UFPR/Petrobrás, Curitiba UFPR; Petrobrás, 1995. 16 p. 9 mapas.

BORGHETTI, N. R. B., BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. da. **Aquífero Guarani a verdadeira integração dos países do Mercosul**. Curitiba: GIA: Fundação Roberto marinho, 2004. Curitiba, 2004. 214 p.

CAMPOS, H. C. N. S. Modelación conceptual y matemática del Acuífero Guarani, Cono Sur **Acta Geologica Leopoldensia** Série Mapas, São Leopoldo, v. 4, n. 23, p. 3-50, 2000.

MACHADO, J. L. F. A redescoberta do Aquífero Guarani. **Scientific American Brasil**, São Paulo, n. 47, p. 33-39, 2006.

OEA. **Termo de referência para o projeto Proteção Ambiental e Gestão Sustentável Integrada do Sistema Aquífero Guarani**. Curitiba: Global Environment Facility: Banco Mundial: FUNPAR, 2001. 208 p...

ROCHA, G. A. O grande manancial do Cone Sul. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 11, n. 30, p. 191-212, 1997.

ROSA FILHO, E. F. da, FORLIN, M.; XAVIER, J. M. Informações básicas sobre a distribuição do Sistema Aquífero Guarani nas regiões Sul e Sudeste do Brasil. **Revista Técnica e Informativa da CPRM**, Brasília, DF, n. 10, p. 23-26, 1998.

Parte 2

Uso Agrícola das Áreas de Afloramento do Aquífero Guarani no Brasil e Impactos na Qualidade da Água Subterrânea

Capítulo 1

Caracterização pedomorfoagroclimática das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil

**Base para uma proposta
de gestão sustentável**

*Marco Antonio Ferreira Gomes
Heloisa Ferreira Filizola
Cláudio Aparecido Spadotto
Anderson Soares Pereira*

Introdução

No Brasil, tem-se observado, quase sempre, que não há conformidade de uso do solo com sua aptidão, tampouco são considerados aspectos agroclimáticos, importantes na implantação de sistemas agrícolas mais produtivos e ambientalmente mais equilibrados. Tal comportamento tem sido responsável pelo uso agrícola de áreas frágeis, do ponto de vista ambiental, em extensas porções do território brasileiro. Um exemplo de ocupação de áreas frágeis no Brasil é a que contempla a faixa de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani. Essa faixa é assim denominada, embora existam alguns pontos de descarga, por representar os locais onde a água das chuvas se infiltra, alimentando a zona saturada sem maiores obstáculos, já que não existe qualquer pacote rochoso a atravessar.

Nas diferentes regiões onde ocorre o Aquífero Guarani, seja no Brasil, seja no Paraguai ou Uruguai, a diversificação de uso e de manejo tem sido muito grande em suas áreas de recarga direta, exibindo porções com uso agrícola intensivo, pastagens, áreas ainda cobertas por vegetação nativa e áreas degradadas, a exemplo do que ocorre nos focos de arenização do Rio Grande do Sul. O interesse em se conhecer melhor a ocupação das áreas de afloramento do Aquífero Guarani é decorrente da fragilidade que elas oferecem em relação ao uso agrícola e, conseqüentemente, da possibilidade de descida de produtos químicos até a zona saturada. Acrescente-se a esse fato, a demanda crescente por água subterrânea, uma vez que as águas de superfície exigem custos elevados de tratamento para o consumo humano.

Trabalhos realizados pela Embrapa Meio Ambiente nessas áreas, particularmente na região de Ribeirão Preto, SP, no período compreendido entre 1994 e 2001, evidenciaram que as atividades agrícolas utilizam uma carga considerável de produtos químicos potencialmente contaminantes, destacando-se alguns agrotóxicos usados intensivamente na cultura de cana-de-açúcar. Tal estudo possibilitou uma avaliação do nível de comprometimento das práticas agrícolas, não só com a conservação do solo, mas também com o risco de contaminação da água subterrânea por moléculas orgânicas, principalmente herbicidas (GOMES et al., 1996; PESSOA et al., 1998; EMBRAPA, 1999; PESSOA et al., 1999; GOMES et al., 2001; EMBRAPA,

2002; PESSOA et al., 1998; PESSOA et al., 1999; GOMES et al., 2001; SPADOTTO et al., 2002; MATALLO et al., 2003; PESSOA et al., 2003; MATALLO et al., 2003; MATALLO et al., 2005).

Outras regiões de recarga do Aquífero Guarani, como, por exemplo, nos estados de Goiás (culturas de milho e de soja), Mato Grosso (cultura de soja), Mato Grosso do Sul (cultura de soja), Paraná (cultura de milho), Santa Catarina (cultura de maçã) e Rio Grande do Sul (cultura de arroz), exibem cenários de risco potencial de contaminação para a água subterrânea (GOMES et al., 2002).

O cenário descrito acima, aliado à alta vulnerabilidade natural das áreas de recarga direta do aquífero em questão, colocam-nas em situação de alta exposição ao risco de contaminação, tanto do lençol freático quanto dos lençóis profundos, como também favorece a formação de ravinas e voçorocas, principalmente por meio de práticas agrícolas inadequadas. Diante desse cenário, a pesquisa agropecuária, particularmente por meio da Embrapa Meio Ambiente, tem desenvolvido trabalhos de avaliação de riscos de contaminação da água subterrânea do Aquífero Guarani, considerando as diferentes atividades agrícolas ao longo de suas áreas de recarga direta ou de afloramento em território brasileiro. Outras ações para essas áreas também estão em curso, entre as quais incluem-se as chamadas Boas Práticas Agrícolas (BPAs). Como instrumento de apoio a esses trabalhos, propõe-se neste trabalho a caracterização dessas áreas por meio dos chamados Domínios Pedomorfoagroclimáticos, abrangendo oito estados brasileiros por onde passa o aquífero. Tais domínios possibilitam melhor compreensão das características gerais e das particularidades de cada região, servindo de subsídio aos estudos de ordenamento agro-ambiental e a proposta de manejo agro-ecológico, fundamentais no planejamento com enfoque sustentável para as áreas de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil.

Procedimentos metodológicos

O método de trabalho consistiu no levantamento e integração das informações existentes sobre as áreas de recarga do Aquífero Guarani no Brasil, abrangendo as características geológicas, de solos, relevo, uso agrícola e clima. Inicialmente, foram obtidas informações sobre geologia para compreensão da extensão e dos limites da área de recarga (PROJETO

RADAMBRASIL, 1984; ARAÚJO et al., 1995; CAMPOS, 2000). O procedimento seguinte foi a avaliação da área (Km²) de recarga por estado, com identificação dos principais tipos de solos, dominância de relevo, tipo de vegetação (uso atual) e de clima, tanto para precipitação média mensal quanto temperatura média mensal, conforme trabalho iniciado por Gomes et al., 2002. Por se tratar de uma área de aproximadamente 104.143 km² (BORGHETTI et al., 2004), abrangendo 8 estados, as particularidades e especificidades são bem definidas por região. Nesse sentido, procurou-se a adoção de parte da proposta de Ab'Saber (1970) – Domínio Morfoclimático – em combinação com parte da proposta de Resende et al. (1995) – Domínio Pedobioclimático –, incorporando o uso agrícola que satisfaz o princípio do tetraedro ecológico e das variáveis necessárias aos estudos de avaliação de risco ambiental. A metodologia de caracterização dos domínios obedeceu às diferenças existentes entre cada uma das variáveis: solo, morfologia, uso agrícola e clima, por região ou estado, caracterizadas por valores médios ou informações mais representativas. Também foi realizado um levantamento por meio de mapas geopolíticos e administrativos em diversas escalas (1:5.000.000; 1:1.000.000 e 1:500.000) dos 8 estados por onde ocorre a recarga, além de consultas in loco, em alguns casos, com identificação das cidades existentes em cada domínio, como meio de auxílio na definição dos limites e da área de ocorrência de recarga.

A caracterização do Domínio Planalto Médio Paulista, por exemplo, apresenta três faixas que poderiam, a princípio, serem interpretadas como três domínios; no entanto, diferenças específicas e sutis, quanto a clima e tipo de cultura, permitiram estabelecer a subdivisão deste domínio.

O conjunto de informações obtidas e integradas por região ou domínio, possibilitou a caracterização, conforme consta das Fig. 1 a 6 e das Tabelas 1 a 8.

Resultados

Os resultados obtidos permitiram a proposição de 10 domínios pedomorfoagroclicmáticos para as áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil, sendo 1 domínio para cada um dos estados de SP, MG, MS, MT, PR e SC; 2 domínios para GO, sendo que um deles é também comum a MT, e 3 domínios para RS, conforme descrição a seguir:

1. Domínio pedomorfoagroclicmático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de São Paulo

A área de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de São Paulo abrange cerca de 17.376 km² (BORGHETTI et al., 2004) ocupando uma faixa de norte a sul do estado, localizada na porção centro-oeste, inserida nas coordenadas 20°20' e 23°20' de latitude sul e 47°15' e 49°50' de longitude oeste.

Pequenas diferenças, quanto a clima e tipo de cultura, conforme citado em material e métodos, permitiram uma subdivisão deste domínio em três regiões ou faixas de recarga, conforme se segue: faixa de recarga da porção centro-norte, com os seguintes municípios: de Franca, Batatais, Brodosqui, Altinópolis, Cajuru, Serrana, Ribeirão Preto, Cravinhos, São Simão e Luís Antonio, representada pela Fig. 1; faixa de recarga da porção central, com os seguintes municípios: de Araraquara, Corumbataí, São Carlos, Ibaté, Analândia, Itirapina, Brotas, Bocaina, Dois Córregos, Boa Esperança do Sul, Bariri, São Pedro, Águas de São Pedro, Santa Maria da Serra, São Manuel e Botucatu; faixa de recarga da porção centro-sul, com os seguintes municípios: de Pardinho, Bofete, Torre de Pedra, Paranapanema, Avaré, Itai e Tejupá. A Tabela 1 mostra as características de clima e cultivos principais em cada um dos três domínios identificados. O aspecto morfológico não foi ressaltado pela semelhança em toda extensão, estando toda a faixa de recarga inserida no Planalto Médio Paulista, nome também dado ao Domínio Pedomorfoagroclicmático do Estado de São Paulo. Todavia, o relevo varia de ondulado a fortemente ondulado em toda a extensão dessas áreas.

Fig. 1. Cenário representativo da faixa de afloramento da porção centro-norte do Domínio Pedomorfoagroclicmático do Planalto Médio Paulista. Cultivo de cana-de-açúcar na região de Ribeirão Preto, SP



Tabela 1. Características de solos, clima e tipos de culturas predominantes nas três faixas que compõem o Domínio Pedomorfoagroclicmático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de São Paulo.

Domínio Pedomorfo-agroclicmático	Faixas	Solos	Culturas predominantes	Precipitação média anual (mm)	Temperatura média anual (°C)
Planalto Médio Paulista	Faixa norte	LVdq, RQo	Cana-de-açúcar	1 550	22,4
	Faixa central	RQo, PVq	Cana-de-açúcar/citros, arroz irrigado e pastagem	1 700	21,6
	Faixa centro-sul	RQo	Cana-de-açúcar e pastagem	1.650	20,3

Obs. dados médios de precipitação e temperatura obtidos in loco da estação do IAC – Ribeirão Preto, Esalq – Piracicaba e Unesp – Botucatu, respectivamente, referentes ao período de 1990 a 1998

LVq – Latossolo Vermelho Distrófico psamítico, RQ – Neossolo Quartzarênico Órtico, PVq – Argissolo Vermelho de textura média (IAC, 1991, MIKLÓS; GOMES, 1996).

2. Domínio Pedomorfoagroclicmático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Minas Gerais

No Estado de Minas Gerais, as áreas de afloramento do Aquífero Guarani ocupam cerca de 1.634 km² (BORGHETTI et al., 2004), a menor entre todos os estados que possuem áreas de recarga direta ou de afloramento, abrangendo os municípios de Monte Santo de Minas, Itamoji, São Sebastião do Paraíso, São Tomás de Aquino, Capetinga, Ibiraci e Claraval. Localizam-se entre as coordenadas 20°15' e 21°15' de latitude sul e 47°00' e 47°15' de longitude oeste.

Em função da relativa homogeneidade das características morfoclimáticas, optou-se por apenas um domínio pedomorfoagroclicmático, denominado Borda Ocidental da Mantiqueira. A Tabela 2 sintetiza as informações relativas a esse domínio.

3. Domínios Pedomorfoagroclicmáticos das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Goiás

A área de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Goiás possui cerca de 12.257 Km². Grande parte dessa área está distribuída ao longo da região que compreende as nascentes do Rio Araguaia, na divisa dos estados de Goiás e Mato Grosso entre as coordenadas 17°00' e 18°30' de latitude

Tabela 2. Características de solos, clima e tipo de cultura predominante no Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Minas Gerais.

Domínio Pedomorfo-agroclimático	Solos	Cultura predominante	Precipitação média anual (mm) ¹⁾	Temperatura média anual (°C) ¹⁾
Borda Ocidental da Mantiqueira	RQ CXa	Pastagem	1.580	20,9

RQ – Neossolo Quartzarênico; CXa – Cambissolo Háplico Aluminoso.

¹⁾ Fonte: informações obtidas in loco junto aos municípios de São Sebastião do Paraíso, Capetinga, Claraval, Monte Santo de Minas, Ibiraci e São Tomás de Aquino.

sul e 51°50' e 53°20' de longitude oeste. Envolve, principalmente, os municípios de Mineiros, Jataí, Chapadão do Céu, Portelândia e Perolândia. Em razão de diferenças, principalmente quanto ao relevo, clima e uso agrícola (culturas predominantes), conforme informações contidas na Tabela 3, foram definidos dois domínios pedomorfoagroclimáticos para esta região, denominados Nascentes ou Depressão do Araguaia (Fig. 2) e Planaltos Rebaixados Alcantilados (Fig. 3). Além das diferenças citadas, este último domínio está inserido na Meso Bacia Hidrográfica do Rio Verde, pertencente à Bacia do Paraná, (PROJETO RADAMBRASIL, 1984), mais precisamente entre as coordenadas 17°30' e 18°30' de latitude sul e 51°50' e 52° 50' de longitude oeste.

Tabela 3. Características de solos, clima e tipos de culturas predominantes no Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Goiás.

Domínio Pedomorfo-agroclimático	Solos	Culturas predominantes	Precipitação média anual (mm)	Temperatura média anual (°C)
Nascentes ou Depressão do Araguaia	RQo + LVdq	Soja, milho e pastagem (possibilidade para algodão)	1.863	22,6
Planaltos Rebaixados Alcantilados	RQo	Pastagem	1.800	22,3

Obs: dados climáticos obtidos do Mosteiro Beneditino (Mineiros, GO) no período de 1995 a 2000.

RQo – Neossolo Quartzarênico Órtico, LVdq – Latossolo Vermelho Distrófico psamítico.

Fig. 2. Vista do Domínio das Nascentes ou Depressão do Araguaia, com o solo preparado para o plantio de soja. Fazenda Jacuba, Município de Mineiros, GO.



Foto: Marco Antonio Ferreira Gomes

Foto: Marco Antonio Ferreira Gomes



Fig. 3. Vista do Domínio dos Planaltos Rebaixados Alcantilados, cujas áreas são predominantemente ocupadas por pastagens.

4. Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani na porção leste do Estado de Mato Grosso

No Estado de Mato Grosso, até o momento, foi considerada apenas a região de Alto Garças que possui uma interligação entre a área de abrangência do Rio Araguaia e a área de afloramento do Aquífero Guarani localizada na divisa dos estados de Mato Grosso e Goiás. A área de afloramento nessa região é de cerca de 9.500 km², embora em todo o estado atinja em torno de 13.199 km² (BORGHETTI et al., 2004), estando

situada entre as coordenadas 16°40' e 18°00' de latitude sul e 53°20' e 54°10' de longitude oeste. Os principais municípios que estão nesta porção são: Alto Taquari, Alto Araguaia, Alto Graças e Poxoréo. Os dados contidos na Tabela 4 expressam suas características que, pela semelhança e proximidade, também se insere no Domínio Nascentes ou Depressão do Araguaia.

Tabela 4. Características de solos, clima e tipos de culturas predominantes no Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani na porção leste do Estado de Mato Grosso.

Domínio Pedomorfo-agroclimático	Solos	Culturas predominantes	Precipitação média anual (mm)	Temperatura média anual (°C)
Nascentes ou Depressão do Araguaia	RQo + LVdq	Soja/milho	1.830 a 2.130	22,3

Dados obtidos da EMPA, MT, no período de 1994 a 1998 e informações obtidas in loco no ano de 2003 no escritório de Alto Garças, MT, pelo primeiro autor deste trabalho.

RQo – Neossolo Quartzarênico Órtico; Latossolo Vermelho Distrófico psamítico (LVq).

5. Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Mato Grosso do Sul

A área de afloramento do Aquífero Guarani mais importante no Estado de Mato Grosso do Sul representa cerca de 31.299 Km² (BORGHETTI et al., 2004), localizada na região nordeste e parte da região sudoeste, entre as coordenadas 17°20' e 22°10' de latitude sul e 53°10' e 56°20' de longitude oeste, abrangendo em quase toda sua extensão a Bacia Hidrográfica do Alto Taquari. Esta é composta basicamente pelos rios Taquari, ao norte, e Coxim na porção sudoeste-oeste da área. Entre os municípios mais importantes estão São Gabriel D'Oeste, Coxim, Camapuã, Alcinoópolis, Pedro Gomes e Sonora. Existe, ainda, outra porção situada a oeste de Campo Grande e que se estende até o Paraguai. Pela semelhança climática e de uso agrícola/agropecuário com o domínio do Alto Taquari e Coxim, embora em condições de solos mais úmidos, esta porção será inserida, preliminarmente aqui, até que se sejam levantadas mais informações que possam definir sobre a existência de mais um domínio, onde seriam inseridos

os municípios de Rochedo, Rio Negro, Rio Verde de Mato Grosso, Aquidauana, Jardim, Nioaque, Terenos, Guia Lopes da Laguna, Ponta Porá, Sidrolândia e Bandeirantes.

Devido à predominância de um único padrão pedomorfoagroclicmático, considerando somente as áreas de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani, com diferença apenas entre vegetação e pastagem nativas e pastagem cultivada, foi definido apenas um domínio denominado de Alto Taquari e Coxim (Fig. 4), conforme informação contida na Tabela 5.

Fig. 4. Pastagem com *Brachiaria decumbens* em área terraceada no Município de Alcínópolis, MS.



Foto: Mateo Antonio Ferreira Gomes

Tabela 5. Características de solos, clima e tipos de culturas predominantes no Domínio Pedomorfoagroclicmático do Alto Taquari e Coxim, Estado de Mato Grosso do Sul.

Domínio Pedomorfo-agroclicmático	Solos	Culturas predominantes	Precipitação média anual ⁽¹⁾ (mm)	Temperatura média anual ⁽¹⁾ (°C)
Alto Taquari e Coxim	RQo	Pastagem nativa	1.460	23,5
		Pastagem cultivada	1.460	23,5

⁽¹⁾ Média de 5 anos, considerando medidas realizadas em Coxim - MS (informações obtidas in loco do Cointa); Neossolo Quartzarênico Órtico (RQo).

Fonte: Brasil (1977)

6. Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado do Paraná

A área de afloramento do Aquífero Guarani no Estado do Paraná abrange cerca de 8.992 Km² (Borghetti et al., 2004), distribuída ao longo de uma faixa estreita a oeste de Curitiba, com extensão de norte a sul, mais precisamente entre as coordenadas 23°05' e 26°15' de latitude sul e 49°40' e 51°05' de longitude oeste. Os municípios mais importantes localizados nessas áreas são: Jacarezinho, Santo Antônio da Platina, Cândido Abreu, Ortigueira, Ivaiporã, Pitanga, Guarapuava e União da Vitória na divisa com Santa Catarina.

Em razão da existência de duas condições predominantes de uso agrícola e uma pequena variação climática, principalmente precipitação, foram definidas duas faixas de domínio: faixa centro-norte e faixa centro-sul, integrantes do Médio Planalto Paranaense, conforme os dados contidos na Tabela 6.

Tabela 6. Características climáticas e tipos de culturas predominantes no Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado do Paraná.

Domínio Pedomorfo-agroclimático	Faixas	Solos	Culturas predominantes	Precipitação média (mm)	Temperatura média (°C)
Médio Planalto Paranaense	Centro-norte	RQo	Pastagem	1.380	19,0
	Centro-sul	PVq	Soja/milho e pastagem	1 300	18,5

Neossolo Quartzarênico Órtico*(Rqo); Argissolo Vermelho de textura média (PVq).

Fonte: Iapar (2002).

7. Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Santa Catarina

No Estado de Santa Catarina a área de afloramento do Aquífero Guarani é de cerca de 5.984 Km² (BORGHETTI et al., 2004), abrangendo os municípios da região de Lages, bem como aqueles localizados na região de União da Vitória, próximos à divisa com o Estado do Paraná, como Porto União e Lebon Régis, este um pouco mais ao sul. Essa área estende ao sul

até a divisa com o Rio Grande do Sul e está inserida nas coordenadas 26°15' e 28°30' de latitude sul e 49°20' e 51°05' de longitude oeste.

A porção de recarga nesse estado apresenta uma faixa bastante delgada apresentando, em alguns locais, com menos de 1 km de largura. Em razão da uniformidade de uso agrícola, predominantemente pastagem, como também de outros aspectos ambientais tais como solo, relevo e clima, foi definido apenas um domínio para o Estado de Santa Catarina, caracterizado por Médio Planalto Catarinense, considerando a mesma nomenclatura usada para as características morfológicas. A Tabela 7 sintetiza as informações gerais deste domínio.

Tabela 7. Características climáticas e tipos de culturas predominantes no Domínio Pedomorfoagroclimático das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado de Santa Catarina.

Domínio Pedomorfo-agroclimático	Solos	Culturas predominantes	Precipitação média anual (mm)	Temperatura média anual (°C)
Médio Planalto Catarinense	RQ PVq	Pastagem Maçã	1.250 1.250	17,5 17,5

Neossolo Quartzarênico (RQ); Argissolo Vermelho de textura média (PVq).

Fonte: Etagri (1997) e Instituto Cepa (1999).

8. Domínios Pedomorfoagroclimáticos das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado do Rio Grande do Sul

A área de afloramento do Aquífero Guarani no Estado do Rio Grande do Sul possui cerca de 13.402 km² (BORGHETTI et al., 2004), distribuída ao longo de uma faixa delgada de leste a oeste do estado, com inflexão para o sul até a divisa com o Uruguai, adentrando-se neste país por cerca de dezenas de quilômetros. Essa faixa encontra-se inserida nas coordenadas 28°30' e 30°30' de latitude sul e 50°20' e 55°40' de longitude oeste, envolvendo três domínios pedomorfoagroclimáticos, denominados de Serra Gaúcha/Encosta Inferior Nordeste; Borda do Planalto Médio/Missões e Campanha. O clima predominante é do tipo subtropical úmido, sem estiagem (Cfa). Em geral, a temperatura do mês mais quente é superior a 22 °C e a do mês menos quente varia de 3 °C a 18 °C.

As principais cidades ao longo das áreas de recarga estão assim distribuídas: Serra Gaúcha/Encosta Nordeste – Portão, Novo Hamburgo, São Leopoldo, Parobé, Taquara e Santo Antônio da Patrulha; Borda do Planalto Médio/Missões – Santa Maria, Santiago, São Pedro do Sul, Jaguarí e São Francisco de Assis ; Campanha – Alegrete, Rosário do Sul e Santana do Livramento. A Fig. 5 mostra o cultivo de arroz em tabuleiros na região de Alegrete, RS, onde o lençol freático é bastante raso, evidenciando uma situação de alta vulnerabilidade a uma situação de risco de contaminação por agrotóxicos usados nessa cultura. A Tabela 8 sintetiza as informações relativas a esses domínios.



Foto: Mauro Antonio Ferreira Gomes.

Fig. 5. Cultivo de arroz em tabuleiros na região de Alegrete, RS. Domínio Pedomorfoagroclimático da Campanha.

Tabela 8. Características de solos, clima e tipos de culturas predominantes nos diferentes Domínios Pedomorfoagroclimáticos das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Estado do Rio Grande do Sul.

Domínio Pedomorfoagroclimático	Solos	Culturas predominantes	Precipitação média anual ⁽¹⁾ (mm)	Temperatura média anual ⁽¹⁾ (°C)
Serra Gaúcha/encosta inferior nordeste	CXve	Uva	2 470	< 18
Borda do Planalto Médio/Missões	PVq	Pastagem	2.000	18 a 22
Campanha	RQ e PVq	Arroz irrigado/pastagem	1.190	20 a 24

Cambissolo Háplico Eutrófico (Cxve); Argissolo Vermelho textura média (PVq); Neossolo Quartzarênico (RQ).

Fonte: Brasil (1973).

Com a integração das informações referentes aos nove domínios descritos foi elaborado o mapa contendo a distribuição dos mesmos, conforme mostra a Fig. 6.

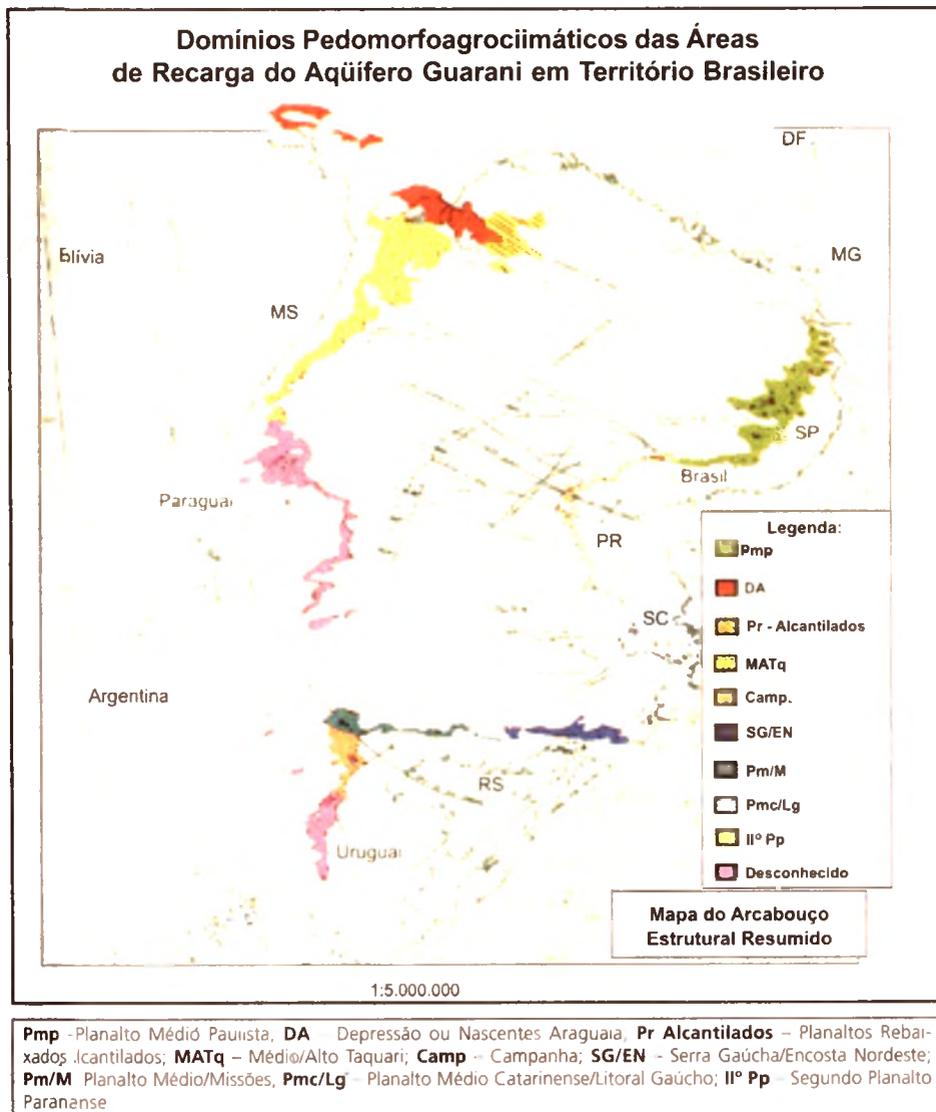


Fig. 6. Mapa das áreas de recarga com a localização dos domínios pedomorfoagroclicmáticos em território brasileiro.

Fonte: Ebrapa (2002, adaptado ARAÚJO et al., 1995).

Considerações finais

A caracterização das áreas de recarga do Aquífero Guarani no Brasil resultou na obtenção de dez domínios pedomorfôagroclimáticos, importantes na orientação de estudos que envolvem, principalmente, a interface agricultura e meio ambiente, servindo de base para propostas de ação sustentável para essas áreas.

A presente caracterização permite uma orientação em relação à escolha de porções potencialmente críticas para estudos específicos e mesmo para intervenção imediata naquelas identificadas como mais expostas a uma situação de risco, a exemplo dos domínios do Planalto Médio Paulista, Nascentes ou Depressão do Araguaia e Campanha, onde existem atividades agrícolas mais intensivas, com alta entrada de insumos, principalmente agrotóxicos.

Referências

- AB'SABER, A. N. Províncias geológicas e domínios morfoclimáticos no Brasil. **Geomorfologia**, São Paulo, n. 20, p.1-26,1970.
- ARAÚJO, L. M.; FRANÇA, A. B.; POTTER, P. E. **Aquífero Aquífero gigante do Mercosul no Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai**: mapas hidrogeológicos das formações Botucatu, Pirambóia, Rosário do Sul, Buena Vista, Misiones e Tacuarembó. UFPR/Petrobrás, Curitiba: UFPR: Petrobrás, 1995. 16 p. 9 mapas.
- BORGHETTI, N. R. B., BORGHETTI, J. R., ROSA FILHO, E. F. da. **Aquífero Guarani** a verdadeira integração dos países do Mercosul. Curitiba: GIA: Fundação Roberto marinho, 2004. Curitiba. [s.n.], 2004. 214 p.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife: DNPEA, ,1973. 431 p. (DNPEA. Boletim Técnico, 30).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Programa Nacional de Meio Ambiente. Projeto Pantanal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai Pantanal**: análise integrada e prognóstico da Bacia do Alto Paraguai. Brasília, DF: [s.n.], 1997. 3 v., 7 tomos.
- CAMPOS, H. C. N. S. **Modelación conceptual y matemática del Acuífero Guarani, Cono Sur**. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos: CNPq, 2000. 50 p.

EMBRAPA. **Impacto ambiental e implicações sócio-econômicas da agricultura intensiva em água subterrânea.** Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 36 p. (Relatório técnico).

EMBRAPA **Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani e implicações na qualidade da água subterrânea.** Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 2002. 38 p. Relatório técnico.

EPAGRI. **Zoneamento agroambiental.** Florianópolis: EPAGRI, 1997. 1 CD-ROM.

GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B. **Mapeamento expedito dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água para os solos da microbacia do Córrego do Espraiado em Ribeirão Preto-SP.** In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. Anais... Águas de Lindóia: SBCS: ESALQ, 1996. 4 p. 1 CD-ROM.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebutiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego Espraiado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas** Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.

GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F.; SPADOTTO, C. A. Uso agrícola das áreas de recarga do Aquífero Guarani e implicações na qualidade da água subterrânea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA E MERCOSOJA, 2., 2002, Londrina. **Anais...** Londrina: Embrapa Soja, 2002. p. 36-42. (Embrapa Soja. Documentos, 180).

IAC. **Dados meteorológicos.** Ribeirão Preto: Estação de Ribeirão Preto, [199-]. (Relatório de dados meteorológicos do período 1990-1998).

IAC. **Plano cartográfico do Estado de São Paulo:** carta pedológica do Estado de São Paulo – Ribeirão Preto. Campinas: IAC, 1991. Escala: 1:100.000.

IAPAR. **Caracterização da estrutura de produção agropecuária do Estado do Paraná.** Londrina, 2002. 1 p. (Informe Técnico 01/2002).

INSTITUTO CEPA. **Síntese anual de agricultura de Santa Catarina:** 1998 – 1999. Florianópolis: [s.n.], 1999. 159 p.

MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; CERDEIRA, A. L.; MARIN, G. C. Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. **Pesticidas, Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente,** Curitiba, v. 13, p. 83-90, 2003.

MATALLO, M. B.; SPADOTTO, C. A.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F. Sorption, degradation and leaching of tebutiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health Part B,** New York, v. 40, p. 39-43, 2005.

MIKLÓS, A. A. de W., GOMES, M. A. F. **Levantamento semi-detalhado dos solos da Bacia Hidrográfica do Córrego do Espraiado, Ribeirão Preto-SP** Jaguariuna: [s.n.], 1996. 48 p. Relatório de consultoria técnica.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUSA, M. S. D. de; NICOLELLA, G., CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação do movimento de herbicidas utilizados no monocultivo de cana-de-açúcar em Latossolo Vermelho-Escuro da área de recarga do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, SP. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 4, n. 1, p. 15-24, 1999.

PESSOA, M. C. P. Y., GOMES, M. A. F.; SOUSA, M. S. D. de, NICOLELLA, G., CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação do movimento de herbicidas utilizados no monocultivo de cana-de-açúcar em Areia Quartzosa da área de recarga do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, SP. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 3, n. 2, p. 11-19, 1998.

PESSOA, M. C. P. Y., GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; CERDEIRA, A. L.; SOUSA, M. S. D. de. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. **Pesticidas, Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 111-122, 2003.

PROJETO RADAMBRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Folhas das bordas da Bacia Sedimentar do Paraná**: diversos volumes. Rio de Janeiro. [s.n.], 1983-1988.

RESENDE, M., CLURI, N., REZENDE, B. S.; CORRÊA, F. G. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. Viçosa: NEPUT, 1995. 304 p.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; HORNSBY, A. G. Pesticide leaching potential assessment in multi-layered soils. **Pesticidas, Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 1-12, 2002.

Capítulo 2

Levantamento pedológico das áreas de afloramento do Aqüífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT

**Subsídio aos estudos regionais de
ordenamento agroambiental**

Marco Antonio Ferreira Gomes

Márcia Maria de Paula

Alcebiades Diogo

Cideon Donizete Farias

Heloisa Ferreira Filizola

Manoel Dornelas de Souza

Manuel Rodriguez Carballal

Introdução

A região denominada de nascentes do Rio Araguaia envolve uma área de aproximadamente 50.000 ha, considerando apenas a porção que encontra-se sobre a Formação Botucatu, representativa das áreas de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani, tendo como principal afluente o Rio Babilônia. Essa área encontra-se delimitada pelas coordenadas 17°17'48"25.56104"S e 18°02'23.67782"S e 59°00'00.06399"W e 59°11'29.36042"W, o que corresponde a 520 km².

A atividade predominante até meados da década de 1990 era a pecuária extensiva implantada desde o início da década de 1970 e manejada sem muito critério, o que tem contribuído, entre outros fatores, para a baixa capacidade de suporte de animais nessas áreas (GOMES et al., 1999). Já a partir da segunda metade da década de 1990, a atividade de agricultura intensiva passou a ocupar o lugar das pastagens, gerando outros problemas além daqueles relacionados à erosão e ao assoreamento. O uso de insumos agrícolas em grande quantidade, principalmente fertilizante e agrotóxicos, passou a ser mais um fator de interferência nesse sistema de natureza frágil.

Normalmente, os solos das áreas de recarga do Aquífero Guarani são tipicamente arenosos, com pouca estabilidade de seus agregados e ainda com baixíssima fertilidade natural, o que os tornam muito frágeis e, potencialmente, de risco para os cursos d'água, principalmente no aspecto relacionado ao assoreamento, como resultado de intensos processos erosivos.

Diante desse cenário e atendendo a uma demanda de trabalho por parte de várias instituições localizadas na área de abrangência deste trabalho, foi proposto pela Embrapa Meio Ambiente um estudo de caracterização pedológica da área representativa das nascentes do Rio Araguaia, dentro do chamado Domínio Pedomorfoagroclimático da Depressão ou Nascentes do Araguaia (GOMES et al., 2002). Para esse estudo foi realizado um convênio de cooperação técnica com a Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior de Mineiros, GO (Fimes) e Agenciarural, escritório de Mineiros, GO.

As informações apresentadas no presente trabalho referem-se à caracterização física, morfológica e química dos solos, em escala de 1:50.000, importantes nos estudos de avaliação de uso e ocupação do solo e de apoio à implantação de um manejo agroecológico, objeto de uma proposta mais

ampla que tem por objetivo a manutenção da sustentabilidade das áreas de recarga direta do Aquífero Guarani.

Caracterização geral da área

Localização e extensão da área mapeada

O mapeamento dos solos compreende uma área de cerca de 50.000 ha (500 km²), localizada próxima às nascentes do Rio Araguaia, envolvendo parte dos municípios de Mineiros, GO e Alto Taquari, MT (Fig. 1).

Geologia/hidrogeologia

A geologia da área mapeada nas porções de depressão, é constituída, predominantemente, por arenitos da Formação Botucatu (JKb), que não se encontram aflorantes na área estudada. As amostras de rocha obtidas em locais próximos e analisadas macroscopicamente revelam predominância de estratificação do tipo plano-paralela, por vezes com microlaminações cruzadas, de cor rosada e com algum cimento silicoso.

Do ponto de vista mineralógico, o Arenito Botucatu é composto por quartzo, de granulação média a fina, fragmentos de feldspato de potássio, tendo ainda como acessórios relictos de zircão e turmalinito (BRASIL, 1983).

Nas partes mais altas, representadas por platôs e chapadões, a geologia é representada por material retrabalhado típico da Formação Cachoeirinha (TQdl), com contribuição de material proveniente do intemperismo de arenitos da Formação Adamantina (Ka). A mineralogia desse material é constituída predominantemente por argilas oxídicas, representadas por hematita e gibbsita.

Relevo/declividade

O relevo das nascentes do Rio Araguaia é diversificado por ser resultante de um processo de modelagem, por erosão, a partir das encostas escarpadas, que delimitam as áreas de platôs, representadas por extensos chapadões, e as áreas de cotas mais baixas, representadas pela depressão. Atualmente, parte dessas encostas encontra-se relativamente suavizada,

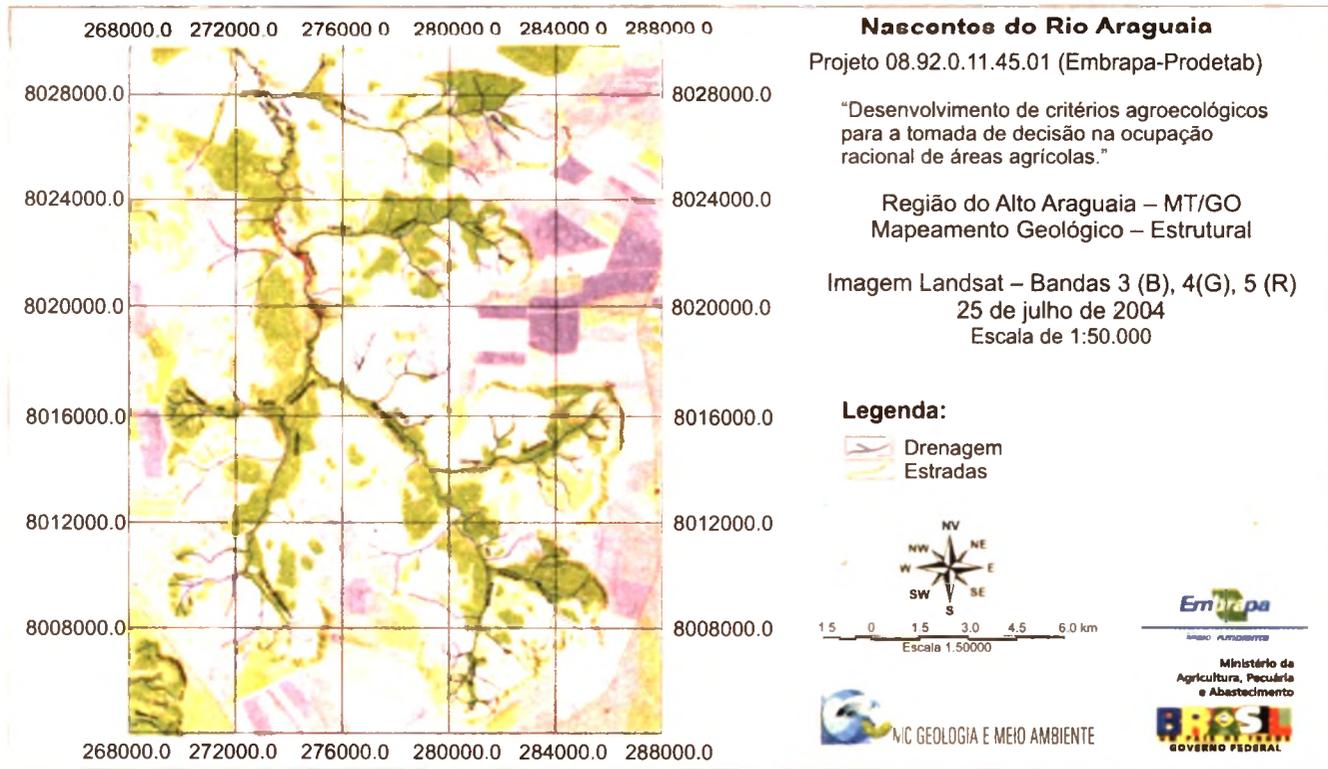


Fig. 1. Localização da área objeto do levantamento pedológico.

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

face aos inúmeros e sucessivos eventos climáticos ocorridos no período Terciário e que continuam pelo Quaternário.

Vegetação original e uso atual

A vegetação original era constituída por Cerrado, Cerradão, Campo Limpo, Mata Mesófila de Interflúvio e Vereda, havendo ainda alguns remanescentes dessas tipologias.

A mata ciliar, de suma importância na preservação dos recursos hídricos, praticamente desapareceu, com existência somente em condições de proteção em lugares restritos, principalmente aqueles de difícil acesso.

Com a ocupação da região, inicialmente a partir da década de 1960, e posteriormente com mais intensidade, principalmente a partir da década de 1970, a vegetação original sofreu uma drástica redução, dando lugar às pastagens e, mais recentemente, às culturas anuais, principalmente soja.

Clima

O clima dominante em toda região é do tipo AW, segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e chuvosos e com a temperatura média anual em torno de 22 °C (BRASIL, 1983). Para a precipitação, foram considerados os valores obtidos no período de 1982 a 1999 (dados fornecidos pelo proprietário da Fazenda Graúna), cujos valores anuais oscilaram entre 1.850 mm e 2.600 mm.

Metodologia de trabalho

Elaboração do mapa de amostragem de solos

Os materiais utilizados foram às Cartas Topográficas Taquari e Baús (folhas SE.22-V-C-V e SE.22-Y-A-II) do IBGE na escala de 1:100.000, Mapa de solos (IBGE/RADAMBRASIL) na escala de 1:250.000, Imagens LANDSAT 7 de 2002 e Recorte do Modelo Digital de Terreno SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). A declividade foi extraída do Modelo Digital de Terreno (MDT) do SRTM. Esse DMT possui uma malha de pontos com precisão horizontal de 30 m e precisão vertical de 10 metros. Isso significa que objetos

com dimensões horizontais na ordem de 30 m por 30 m e com 10 m de altura relativa foram registrados pelo radar interferométrico da SRTM, o que compatibiliza essa declividade com a escala de trabalho 1:50.000.

De posse dos materiais acima mencionados, gerou-se um mapa de planejamento para coleta de amostras de solo, através de uma malha da área do projeto com espaçamento de 1x1 km totalizando 520 pontos, regularmente distribuídos em uma área de 520 km² (Fig. 2).

Nos locais de maior declividade, onde provavelmente existe heterogeneidade acentuada, tanto de solos, quanto de exposição de rochas e proximidade de cursos d'água, os pontos de amostragem foram mais concentrados. Nos topos de chapada e na chapada propriamente dita, onde há pequena variação de declividade, geralmente menores que 3 %, os pontos de coletas foram mais espaçados.

Uma cena Ikonos pancromática com 3 m de resolução foi utilizada para o levantamento de detalhes compatíveis com as escalas de mapeamento executadas nesse levantamento.

Levantamento de campo

A fase de elaboração do mapa de solos iniciou-se a partir do levantamento de campo em que foram conduzidas as seguintes etapas:

- Alocação de pontos de tradagens em uma grade regular que dividiu a área em células de 500 m x 500 m para um total de 520 pontos de amostragem, atingindo, portanto, a densidade de uma posição de amostragem a cada 120 ha; a partir dessas células foram estabelecidos os pontos a serem amostrados, de acordo com a necessidade de caracterização morfológica da ocorrência solo/paisagem (OLIVEIRA, 1992; OLIVEIRA et al., 1992; EMBRAPA, 1995; OLIVEIRA et al., 1999; OLIVEIRA et al., 2003).
- Realização de tradagens e trincheiras para coleta de amostras com profundidade padrão de 1,20 m, com intervalos de 20 cm, com algumas exceções, onde a profundidade máxima atingiu, por exemplo, apenas 0,8 m, tendo como instrumento o trado manual. Todos os locais de coleta (prospecção) foram georreferenciados no mapa elaborado em escala 1:50.000.

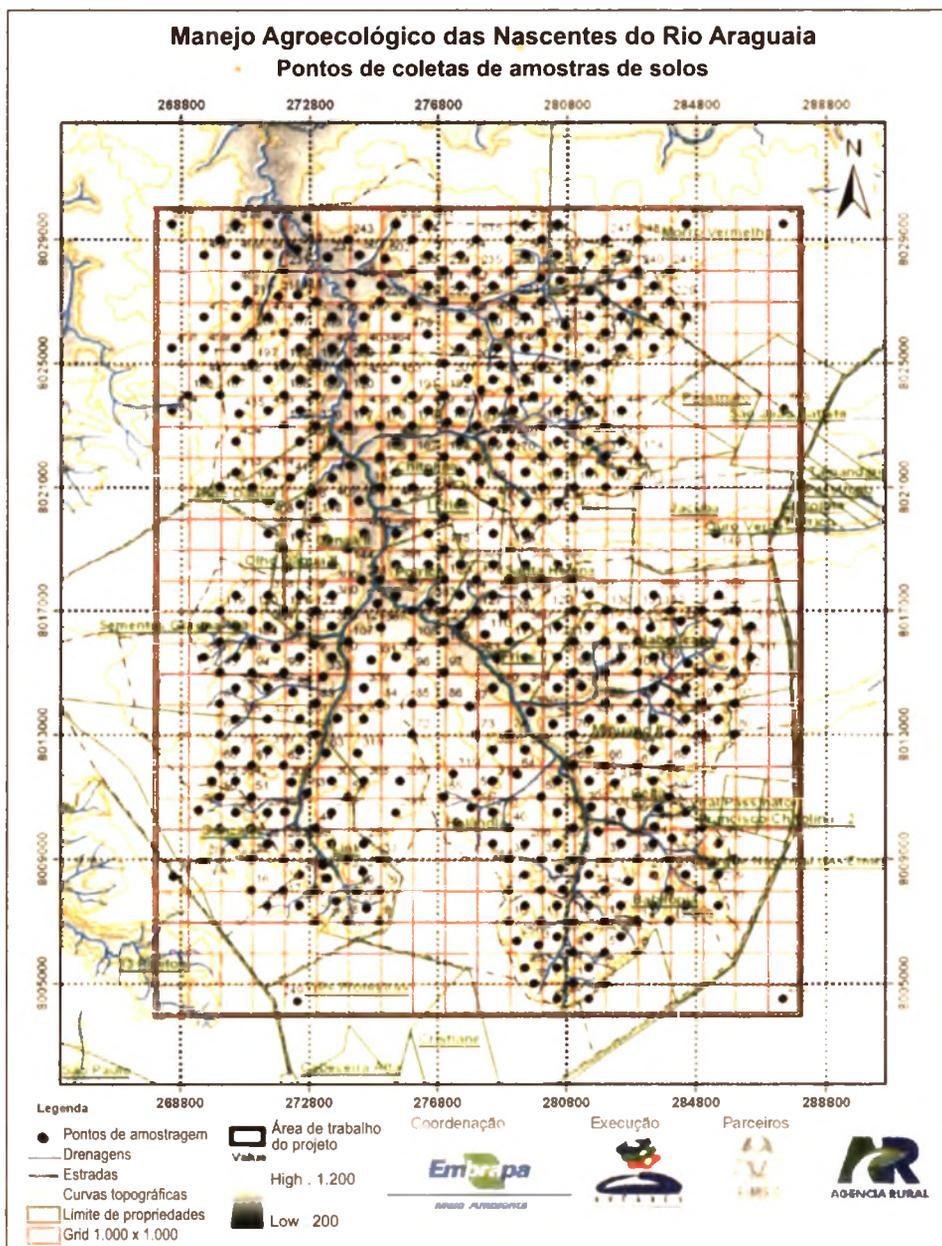


Fig. 2. Mapa de planejamento de amostragem de solos das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT, com a distribuição dos 520 pontos.

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

- Descrição morfológica de perfis (LEMOS; SANTOS, 1996), interpretação das análises, descrição da paisagem e elaboração preliminar das legendas dos solos até o quarto nível categórico do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999). Foram considerados também conceitos estabelecidos em Camargo et al. (1987), Oliveira et al. (1992) e Embrapa (1995).

Análises de laboratório

As análises físico-químicas de 380 amostras (EMBRAPA, 1997), sendo 20 de perfis (trincheiras) e 360 daquelas provenientes de tráfego, foram realizadas pelo Laboratório de Qualidade de Solos (LQS) da Embrapa Meio Ambiente, localizada em Jaguariúna, SP, obedecendo aos métodos adotados pela Embrapa (1991).

Análises de Ferro Total foram realizadas pelo laboratório de Solo e Água (LSA) da Embrapa Meio Ambiente em conformidade com os métodos adotados pelo Instituto Agrônomo de Campinas (CAMARGO et al., 1987).

Critérios para o estabelecimento da(s) unidade(s) de solo(s)

Horizontes diagnósticos

Como horizonte diagnóstico foi identificado o Horizonte A moderado em todas as trincheiras analisadas. Suas características têm por base a pouca espessura e cor relativamente clara, assumindo sempre uma tonalidade cinza clara.

Atributos diagnósticos adotados

- a) Atividade da fração argila (T).
- b) Saturação por bases (V %).
- c) Caráter alumínico.
- d) Argila dispersa em água (ADA %).
- e) Cor e teor de óxidos de ferro (Fe_2O_3).

Natureza da unidade taxonômica

Latossolos (Ordem do 1º nível categórico).
Argissolos (Ordem do 1º nível categórico).
Cambissolos (Ordem do 1º nível categórico).
Neossolos (Ordem do 1º nível categórico).
Plintossolos (Ordem do 1º nível categórico).

Grupamento em classes de níveis categóricos e suas respectivas siglas

Nesse levantamento, foi considerada a descrição dos solos até o 4º nível categórico, obedecendo aos requisitos exigidos para a escala de trabalho ora proposta, com identificação dos seguintes tipos:

Latossolos Vermelhos Ácricos típicos – unidade LVW1 e unidade LVW2.

Latossolos Vermelhos Distróficos típicos – LVdb.

Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos psamíticos ou de textura média – LVAdq.

Plintossolos Pétricos Concrecionários distróficos típicos – FFcd.

Neossolos Quartzarênicos Órticos típicos – RQo.

Neossolos Flúvicos Psamíticos típicos – RUq.

Cartografia dos solos

Para a etapa de elaboração do mapa de solos, os pontos e as respectivas legendas foram introduzidos em um SIG, onde foi observada a ocorrência espacial das classes, visando a integração adequada entre os planos de informação (PI's), fisiografia e unidades de mapeamento (RANZANI, 1969; SANTOS, 1996). Para a identificação das características da paisagem foi utilizado o modelo digital de elevação MDE-RSTM (Shutter Radar Topography Mission com 90 m de resolução) que, após ser interpolado para 30 m pelo método de krigagem, foi utilizado na geração de isolinhas nas resoluções verticais de 10 m para a escala de 1:50.000.

Resultados

Latossolos – Solos altamente intemperizados, resultantes da remoção de sílica e de bases trocáveis do perfil. Apresentam variabilidade no teor de argila, com características entre muito argilosa, para as ocorrências no Domínio do Chapadão, passando por argilosa imediatamente abaixo da depressão, até textura média para as ocorrências seguintes em direção à rede de drenagem. Normalmente, esses solos estão localizados em cotas altimétricas acima de 770 m em condições de relevo plano a suave ondulado. Os minerais presentes nesses solos são, predominantemente, as argilas oxídicas representadas pela hematita, goethita e gibssita. Em função de algumas diferenças morfológicas e físico-químicas encontradas na área de estudo, os Latossolos foram divididos em: Latossolos Vermelhos Ácricos típicos, representados por duas unidades (LVw1 e LVw2); Latossolos Vermelhos Distróficos típicos (LVd) e Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos psamíticos (LVA_{dq}), conforme descrição a seguir:

Latossolos Vermelhos Ácricos típicos (LVw1 e LVw2)

A ocorrência desses solos em caráter mais restrito possibilitou a definição de duas unidades denominadas LVw1 e LVw2. Em termos de toposequência, esses solos ocorrem no Domínio do Chapadão e também estão entrepostos entre a escarpa da depressão e o início da transição para uma fase mais arenosa dos Latossolos, os LVA_{dq}. De forma geral, foi possível observar que o matiz vermelho desses solos, bem como de outras variações de Latossolos, foi mais evidente quando pode ser observado à presença de condômeros ferruginosos nos afloramentos do Chapadão. A Tabela 1, a seguir, mostra as características físico-químicas desses solos.

A diferença básica entre as unidades LVw1 e LVw2 está na altitude em que ocorrem; aqueles da primeira unidade situam-se em cotas altimétricas sempre acima de 850 m e os da segunda em cotas abaixo desse valor. A unidade LVw1 apresenta também diferenças na variação da textura que vai de argilosa a muito argilosa. Quimicamente, exibem pH em KCl 1N igual ou superior a 5,0 ou (Delta) pH positivo ou nulo (Tabela 1). Em média, o valor de matéria orgânica se reduz à metade na transição dos horizontes A/B. A fitofisionomia associada à ocorrência desses solos é do tipo fase Cerrado Tropical Subcaducifólio em condições de relevo plano a suave ondulado.

Tabela 1. Resultados analíticos da classe Latossolos Vermelhos Ácricos típicos (LVw1 e LVw2).

Unid. campo	Solo	Espes.		Cor	Prof.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	M.O. (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	cmol kg ⁻¹										V (%)			Areia total	Areia grossa	Areia fina
		Horiz.	(cm)							K	Ca	Mg	H+Al	Al ³⁺	S	T	Argila	Silte	g kg ⁻¹						
15	LVw1	Ap	0-16	2,5 YR 3/4	0-20	5,6	4,7	28,7	3	0,05	1,0	0,42	5,2	0,2	1,47	6,87	21,39	570	90	240	58	90			
15	LVw1	BW1	16-42	2,5 YR 4/6	20-40	5,1	4,5	20,6	2	0,03	0,8	0,16	3,0	0,5	0,99	4,49	22,05	590	110	220	50	170			
15	LVw1	BW2	42-91	2,5 YR 4/7	40-60	5,0	5,8	15,2	4	0,02	0,5	0,10	2,4	0,2	0,62	3,22	19,25	530	160	210	45	165			
15	LVw1	BW3	91-120	2,5 YR 5/7	60-80	5,7	6,0	11,9	3	0,02	0,3	0,09	2,3	0,1	0,41	2,81	14,59	525	125	170	30	140			
15	LVw1	Ap	0-11	2,5 YR 4/5	80-100	5,8	6,2	10,2	1	0,01	0,2	0,07	2,4	0,2	0,28	2,88	9,72	518	101	181	20	161			
15	LVw1	-	-	-	100-120	5,9	6,3	9,7	1	0,01	0,2	0,04	2,0	0,2	0,25	2,65	9,43	511	100	169	20	149			
28	LVw1	-	-	2,5 YR 3/5	0-20	5,8	5,2	26,0	3	0,04	1,5	0,44	6,1	0,3	1,98	8,38	23,63	678	140	182	65	117			
28	LVw1	-	-	2,5 YR 3/6	20-40	5,4	4,8	21,0	3	0,04	1,0	0,26	2,8	0,5	1,30	4,60	28,26	610	100	290	58	232			
28	LVw1	-	-	2,5 YR 4/6	40-60	5,6	5,7	14,0	2	0,02	0,7	0,20	2,6	0,3	0,92	3,82	24,08	595	130	275	50	225			
28	LVw1	-	-	2,5 YR 5/8	60-80	5,9	6,2	11,0	2	0,02	0,5	0,12	2,2	0,2	0,64	3,04	21,05	575	132	293	42	251			
28	LVw1	-	-	2,5 YR 4/6	80-100	5,7	6,0	8,70	1	0,01	0,3	0,10	2,0	0,2	0,41	2,61	15,71	550	120	330	30	300			
28	LVw1	-	-	2,5 YR 3/6	100-120	5,6	6,0	7,90	1	0,01	0,2	0,07	2,1	0,2	0,28	2,58	10,85	543	115	342	27	315			
29	LVw1	-	-	2,5 YR 3/3	0-20	5,7	5,1	24,0	4	0,05	1,0	0,42	5,2	0,2	1,47	6,87	21,40	710	120	170	38	132			
29	LVw1	-	-	2,5 YR 3/5	20-40	5,5	5,0	22,0	3	0,03	0,8	0,16	3,0	0,5	0,99	4,49	22,05	696	178	126	42	84			
29	LVw1	-	-	2,5 YR 4/6	40-60	5,4	5,6	20,0	3	0,02	0,5	0,1	2,4	0,2	0,62	3,22	19,25	684	145	171	47	124			
29	LVw1	-	-	2,5 YR 5/6	60-80	5,3	5,6	19,0	2	0,02	0,3	0,09	2,3	0,1	0,41	2,81	14,59	659	142	199	41	158			
29	LVw1	-	-	2,5 YR 3/6	80-100	5,5	5,8	13,0	1	0,01	0,2	0,07	2,4	0,2	0,28	2,88	9,72	596	127	277	37	240			
29	LVw1	-	-	2,5 YR 4/7	100-120	5,3	5,7	11,0	1	0,01	0,2	0,04	2,0	0,2	0,25	2,45	10,20	574	112	314	31	283			
41	LVw1	-	-	5,0 YR 3/3	0-20	5,4	4,4	30,0	5	0,06	1,4	0,54	4,2	0,1	2,00	6,30	31,75	680	130	190	36	154			
41	LVw1	-	-	5,0 YR 4/5	20-40	5,9	5,8	29,0	4	0,05	1,0	0,36	3,6	0,3	1,41	5,31	26,55	692	145	163	41	122			
41	LVw1	-	-	5,0 YR 4/4	40-60	6,0	6,3	26,0	4	0,04	0,8	0,3	2,2	0,2	1,14	3,54	32,20	681	141	178	43	135			
41	LVw1	-	-	2,5 YR 5/6	60-80	5,9	6,2	25,0	2	0,03	0,6	0,21	2,0	0,1	0,84	2,94	28,57	678	133	199	35	164			
41	LVw1	-	-	2,5 YR 3/6	80-100	5,7	6,0	18,0	2	0,02	0,4	0,19	1,7	0,1	0,61	2,41	25,31	626	125	277	34	243			
41	LVw1	-	-	2,5 YR 4/6	100-120	5,9	6,2	17,0	3	0,02	0,3	0,1	1,0	0,1	0,42	1,52	27,63	611	120	314	30	284			

Continua

Tabela 1. Continuação.

Unid. campo	Solo	Espes. Horiz. (cm)	Cor	pH Prof.	pH (H ₂ O)	M.O. (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	V										Areia total	Areia grossa	Areia fina	
								K	Ca	Mg	H+Al	Al ³⁺	S	T	(%)	Argila	Silte				g kg ⁻¹
146	LVw2	-	2,5 YR 3/4	0-20	5,2	4,4	25	3	0,06	4,1	0,21	4,8	0,6	4,37	9,77	44,7	693	122	185	28	157
146	LVw2	-	2,5 YR 4/6	20-40	5,4	4,7	20	3	0,03	3,5	0,17	4,2	0,4	3,70	8,3	44,6	669	134	197	34	163
146	LVw2	-	2,5 YR 3/6	40-60	5,8	5,9	17	2	0,03	2,2	0,15	3,7	0,5	2,38	6,58	36,2	654	146	200	40	160
146	LVw2	-	2,5 YR 4/6	60-80	5,8	6,0	11	1	0,02	1,5	0,09	3,0	0,3	1,61	4,91	32,8	658	152	190	46	144
146	LVw2	-	2,5 YR 5/8	80-100	5,7	6,1	0,8	1	0,01	0,8	0,05	2,4	0,3	0,86	3,56	24,2	671	167	162	47	115
146	LVw2	-	2,5 YR 5/6	100-120	5,8	6,2	0,5	1	0,01	0,5	0,02	1,5	0,3	0,53	2,33	22,7	646	166	188	41	147
186	LVw2	-	2,5 YR 3/4	0-20	5,4	4,6	39	3	0,06	3,3	0,24	5,1	0,4	3,60	9,10	39,6	658	135	207	30	177
186	LVw2	-	2,5 YR 4/5	20-40	5,6	5,1	37	3	0,04	3,8	0,21	4,7	0,3	4,05	9,05	44,8	675	133	192	32	160
186	LVw2	-	2,5 YR 3/6	40-60	5,7	6,0	22	2	0,02	2,0	0,1	4,2	0,5	2,12	6,82	31,1	681	148	171	39	132
186	LVw2	-	2,5 YR 4/4	60-80	5,8	6,1	17	2	0,02	0,9	0,07	4,6	0,3	0,99	5,89	16,8	684	154	162	44	118
186	LVw2	-	2,5 YR 5/8	80-100	5,7	6,0	15	2	0,01	0,4	0,03	3,4	0,2	0,44	4,04	10,9	653	150	197	45	152
186	LVw2	-	2,5 YR 5/6	100-120	5,8	6,2	10	1	0,01	0,2	0,02	2,9	0,2	0,23	3,33	6,91	642	155	203	42	161
193	LVw2	-	2,5YR 3/3	0-20	5,0	4,3	37	4	0,05	2,3	0,33	4,6	0,5	2,68	7,78	34,4	687	156	157	34	123
193	LVw2	-	2,5 YR 4/3	20-40	5,4	4,7	35	3	0,04	1,9	0,31	4,4	0,4	2,25	7,05	31,9	665	148	187	41	146
193	LVw2	-	2,5 YR 3/6	40-60	5,8	5,9	35	3	0,03	1,0	0,25	4,0	0,4	1,28	5,68	22,5	637	139	224	39	185
193	LVw2	-	2,5 YR 4/4	60-80	5,8	6,0	33	2	0,02	0,5	0,15	3,1	0,3	0,67	4,07	16,5	649	146	205	52	153
193	LVw2	-	2,5 YR 5/8	80-100	5,7	6,1	28	2	0,01	0,4	0,1	2,7	0,2	0,51	3,41	15,0	642	151	207	46	161
193	LVw2	-	2,5 YR 5/6	100-120	5,8	6,2	26	1	0,01	0,2	0,09	1,9	0,2	0,30	2,40	12,5	632	159	209	44	165
194	LVw2	-	2,5 YR 3/3	0-20	5,0	4,3	37	4	0,05	2,3	0,33	4,6	0,5	2,68	7,78	34,4	687	156	157	34	123
194	LVw2	-	2,5 YR 4/3	20-40	5,4	4,7	35	3	0,04	1,9	0,31	4,4	0,4	2,25	7,05	31,9	665	148	187	41	146
194	LVw2	-	2,5 YR 3/6	40-60	5,8	5,9	35	3	0,03	1,0	0,25	4,0	0,4	1,28	5,68	22,5	637	139	224	39	185
194	LVw2	-	2,5 YR 4/4	60-80	5,8	6,0	33	2	0,02	0,5	0,15	3,1	0,3	0,67	4,07	16,5	649	146	205	52	153
194	LVw2	-	2,5 YR 5/8	80-100	5,7	6,1	28	2	0,01	0,4	0,1	2,7	0,2	0,51	3,41	15,0	642	151	207	46	161
194	LVw2	-	2,5 YR 5/6	100-120	5,8	6,2	26	1	0,01	0,2	0,09	1,9	0,2	0,30	2,40	12,5	632	159	209	44	165
195	LVw2	-	2,5 YR 3/4	0-20	5,0	4,3	37	4	0,05	2,3	0,33	4,6	0,5	2,68	7,78	34,4	692	151	122	27	95
195	LVw2	-	2,5 YR 4/5	20-40	5,4	4,7	35	3	0,04	1,9	0,31	4,4	0,4	2,25	7,05	31,9	674	145	146	31	115
195	LVw2	-	2,5 YR 4/6	40-60	5,8	5,9	35	3	0,03	1,0	0,25	4,0	0,4	1,28	5,68	22,5	671	138	152	38	114

Horiz = Horizonte; Espes. = Espessura do horizonte; Prof = Profundidade; M.O. = Matéria orgânica; K = Potássio; P = Fósforo; S = Ca + Mg + Na + K (Soma de bases); T = S + H + Al (Capacidade de troca catiônica); V = S/T*100 (Saturação por bases).

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

Latossolos Vermelhos Distróficos típicos (LVd)

São solos minerais, não hidromórficos, profundos, apresentando horizonte B espesso (> 50 cm). O predomínio da cor no horizonte A varia de 2,5 YR 4/4 a 3,5 YR 4/4 e 2,5 YR 4/8 a 2,5 YR 4/6 no horizonte B. As estruturas predominantes são maciças ou em blocos subangulares pouco desenvolvidos ou em forma muito pequena granular. Fisicamente, possuem teor de argila em torno de 56 %. São solos bem drenados, com alta permeabilidade de água. Quimicamente, apresentam $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ em torno de 4,9 e pH_{KCl} em torno de 4,1 com alumínio trocável (Al^{+3}) em torno de $0,8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Essa condição é ainda tolerável para o desenvolvimento das culturas, embora possuam baixa fertilidade caracterizada pela capacidade de troca catiônica (T) de $8 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e pela saturação por bases 30 % (Tabela 2).

Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos psamíticos (LVAdq)

Estes solos ocorrem, predominantemente, na porção mediana da depressão, sendo, nessa porção, o segundo solo de maior ocorrência já que é superado apenas pelo Neossolo Quartzarênico Órtico típico (Tabela 3).

Morfologicamente, os Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos psamíticos são solos minerais, não hidromórficos, profundos (superiores a 2 m) apresentando horizonte B espesso (> 50 cm). Possuem cor úmida igual, 5 YR 3/3 no horizonte A e 5 YR 4/5 no horizonte B. No entanto a cor no horizonte A varia bastante em função das diferenças de teores de matéria orgânica acumulados de forma diferenciada na área em função das diferenças de uso e de contexto fisiográfico de ocorrência desses solos. A estruturação predominante no horizonte B se diversifica em pequena granular e A em grãos simples com textura franco-arenosa variando de 16 % a 21 %. São solos acentuadamente drenados e estão associados às ocorrências de voçorocas. Quimicamente são solos empobrecidos em bases com pH ácido em torno de 4,5 (Tabela 3). Nesses solos ocorre acentuado decréscimo de matéria orgânica ao longo da transição do horizonte A para o B, sendo o teor de matéria orgânica geralmente 4 a 5 vezes maior no horizonte A. Quando não utilizado para agricultura, a fitofisionomia associada à ocorrência desses solos é a fase Cerrado Tropical Subcaducifólio em condições de relevo suave ondulado.

Tabela 2. Resultados analíticos da classe Latossolos Vermelhos Distróficos típicos (LVd).

Unid. campo	Solo	Espes. Horiz. (cm)	Cor	Prof.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	M.O. (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	V										Argila	Silte	Areia total	Areia grossa	Areia fina
									K	Ca	Mg	H+Al	Al ³⁺	S	T	(%)	g kg ⁻¹						
423	Lvd	Ap	0-13	35 YR 3/4	0-20	5,7	4,8	27,0	5	0,32	3,5	2,1	6,0	0,3	5,92	12,22	48,40	550	240	210	68	142	
423	Lvd	AB	13-31	35 YR 3/4	20-40	4,9	4,2	19,0	2	0,19	1,4	0,9	5,6	0,8	2,49	8,89	28,00	574	201	225	98	130	
423	Lvd	BA	31-66	25 YR 4/5	40-60	4,9	4,1	11,0	3	0,07	1,1	0,4	4,4	1,7	1,57	7,67	20,50	568	173	259	134	125	
423	Lvd	BW1	66-120	25 YR 4/6	60-80	5,0	4,2	8,1	2	0,03	0,5	0,2	3,8	1,0	0,73	5,53	13,20	540	148	312	190	122	
423	Lvd	-	-	-	80-100	5,4	4,9	3,8	2	0,01	0,2	0,1	3,1	0,5	0,31	3,91	7,93	544	114	342	224	118	
423	Lvd	-	-	-	100-120	5,3	4,5	5,5	1	0,01	0,2	0,1	4,0	0,3	0,31	4,61	6,72	562	115	323	n.tem	108	

Horiz = Horizonte; Espes. = Espessura do horizonte; Prof = Profundidade, M.O. = Matéria orgânica, K = Potássio; P = Fósforo; S = Ca + Mg + Na + K (Soma de bases); T = S + H + Al (Capacidade de troca catiônica); V = S/T*100 (Saturação por bases).

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

Tabela 3. Resultados analíticos da classe Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos psamíticos (LVAdq).

Unid. campo	Solo	Espes. Horiz. (cm)	Cor	Prof.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	M.O. (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	V										Argila	Silte	Areia total	Areia grossa	Areia fina
									K	Ca	Mg	H+Al	Al ³⁺	S	T	(%)	g kg ⁻¹						
150	LVAdq	Ap	0-15	5 YR 3/3	0-20	5,5	4,6	19,0	3	0,12	2,3	0,03	4,1	0,2	2,45	6,75	36,3	165	35	800	180	620	
150	LVAdq	AB	15-32	5 YR 3/4	20-40	5,6	4,7	13,0	2	0,07	1,9	0,04	3,7	0,1	2,01	5,81	34,6	182	28	790	170	620	
150	LVAdq	BW1	32-54	5 YR 4/5	40-60	5,4	4,5	7,40	2	0,04	1,0	0,01	3,0	0,1	1,05	4,15	25,3	174	66	760	160	600	
150	LVAdq	BW2	54-120	5 YR 4/6	60-80	5,3	4,4	5,90	1	0,02	0,5	0,00	2,7	0,0	0,52	3,22	16,1	196	64	740	160	580	
150	-	-	-	-	80-100	5,2	4,3	3,60	1	0,01	0,2	0,00	1,5	0,0	0,21	1,71	12,3	210	30	760	180	580	
150	-	-	-	-	100-120	5,0	4,3	3,10	1	0,01	0,2	0,00	1,0	0,0	0,21	1,21	17,4	205	35	760	170	590	

Horiz = Horizonte; Espes. = Espessura do horizonte, Prof = Profundidade; M.O. = Matéria orgânica, K = Potássio; P = Fósforo; S = Ca + Mg + Na + K (Soma de bases); T = S + H + Al (Capacidade de troca catiônica); V = S/T*100 (Saturação por bases).

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

posicionados imediatamente abaixo dos solos LVAdq, apresentam matiz avermelhado em torno de 2,5 YR 6/4. Morfologicamente, são camadas de areia não consolidadas cuja estrutura é fraca, pouco coerente e constitui, basicamente, grãos simples. Fisicamente, são muito porosos, excessivamente drenados. Quimicamente, apresentam saturação por bases de 3,5 % conforme exemplo descrito na Tabela 5.

Neossolos Flúvicos Psamíticos típicos (RUq)

São solos pouco evoluídos, não hidromórficos, formados em depósitos aluviais recentes. Apresentam horizonte A, seguido de uma sucessão de camadas estratificadas, sem relação pedogenética entre si. Não possuem horizonte diagnóstico.

Na área de estudo margeiam os cursos d'água e geralmente ocorrem inclusões restritas de Gleissolos Háplicos Tb distróficos e/ou Organossolos Háplicos sápricos. Em termos fisiográficos estão associados aos aplainamentos restritos às margens do rio. No final da estação seca ainda é possível observar posições dentro do domínio desse solo em que há saturação por água permanente dentro de 50 cm da superfície do solo, bem como características de horizonte hístico, o que sugere que também ocorrem inclusões de Neossolos Quartzarênicos Hidromórficos. A cor predominante varia entre 7,5 YR 6/4 a 10 YR 5/6 com textura arenosa e estruturação pequena fraca. Quanto à fisionomia, está associado à ocorrência de Mata Tropical Sub-Caducifolia em relevo plano. A Tabela 6 exemplifica um Neossolo Flúvico Psamítico típico.

O levantamento dos solos, com as respectivas distribuições espaciais, está representado na Fig. 3, obedecendo a escala de trabalho de 1:50.000.

As informações geradas pelo presente levantamento permitiram a obtenção dos elementos básicos necessários para a classificação da aptidão agrícola dos solos e, conseqüentemente, a geração de subsídios para a proposição de procedimentos, ambientalmente mais equilibrados, de uso e ocupação dessas áreas, dentro de uma política de Boas Práticas Agrícolas (BPA's), a exemplo da abordagem do capítulo I, parte 3, deste livro. Tais práticas, aliadas a conceitos ecológicos e de proteção de recursos hídricos, direcionam para o chamado manejo agroecológico, cujo fundamento é o de promover o uso sustentável de áreas potencialmente frágeis, como as que contemplam as nascentes do Rio Araguaia, GO/MT, e que fazem parte das áreas de afloramento do Aquífero Guarani.

Tabela 5. Resultados analíticos da classe Neossolos Quartzarênicos Órticos típicos (Rqo).

Unid. campo	Solo	Horiz.	Espes. (cm)	Cor	Prof.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	M.O. (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	-----cmol _c kg ⁻¹ -----								-----g kg ⁻¹ -----				
										K	Ca	Mg	H+Al	Al ⁺³	S	T	V (%)	Argila	Silte	Areia total	Areia grossa	Areia fina
408	Rqo	A	0-9	10 YR 6/2	0-20	4,9	4,2	13	3	0,5	2	1	42	6	3,5	51,5	6,80	60	30	910	180	730
408	Rqo	AC	9-26	7,5 YR 6/4	20-40	4,8	4,1	11	3	0,5	2	1	31	5	3,5	39,5	8,86	60	20	920	180	740
408	Rqo	C1	26-69	7,5 YR 6/6	40-60	4,6	4,0	9	2	0,3	2	1	20	5	3,3	28,3	11,70	60	30	910	180	730
408	Rqo	C2	69-120	7,5 YR 6/8	60-80	4,7	4,3	7	2	0,4	2	0	20	5	2,4	27,4	8,76	80	10	910	200	710
408	Rqo	-	-	-	80-100	4,7	4,3	5	2	0,3	2	0	16	4	2,3	22,3	10,30	80	10	910	190	720
-	Rqo	-	-	-	100-120	4,8	4,1	4	2	0,3	2	0	15	4	2,3	21,3	10,80	80	10	910	200	710

Horiz = Horizonte; Espes = Espessura do horizonte; Prof = Profundidade; M.O. = Matéria orgânica; K = Potássio; P = Fósforo; S = Ca + Mg + Na + K (Soma de bases); T = S + H + Al (Capacidade de troca cationica); V = S/T*100 (Saturação por bases)

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

Tabela 6. Resultados analíticos da classe Neossolos Flúvicos Psamíticos típicos (Ruq).

Unid. campo	Solo	Horiz.	Espes. (cm)	Cor	Prof.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	M.O. (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	-----cmol _c kg ⁻¹ -----								-----g kg ⁻¹ -----				
										K	Ca	Mg	H+Al	Al ⁺³	S	T	V (%)	Argila	Silte	Areia total	Areia grossa	Areia fina
31	RUq	Ap	0-9	7,5 YR 6/4	0-9	5,6	4,7	27	0,9	0,10	0,2	0,3	1,4	1,4	0,60	3,40	17,6	38	19	950	240	710
31	RUq	AC	9-40	10 YR 5/6	9 a 40	5,4	4,3	15	0,4	0,07	0,4	0,1	1,7	1,7	0,57	3,97	14,4	45	18	937	265	672
31	RUq	C	>40	10 YR 5/8	>40	4,8	4,2	8	0,0	0,04	0,3	0,1	1,9	1,0	0,44	4,24	10,4	49	22	929	227	702

Horiz = Horizonte; Espes. = Espessura do horizonte; Prof = Profundidade; M.O. = Matéria orgânica; K = Potássio; P = Fósforo; S = Ca + Mg + Na + K (Soma de bases); T = S + H + Al (Capacidade de troca cationica); V = S/T*100 (Saturação por bases).

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

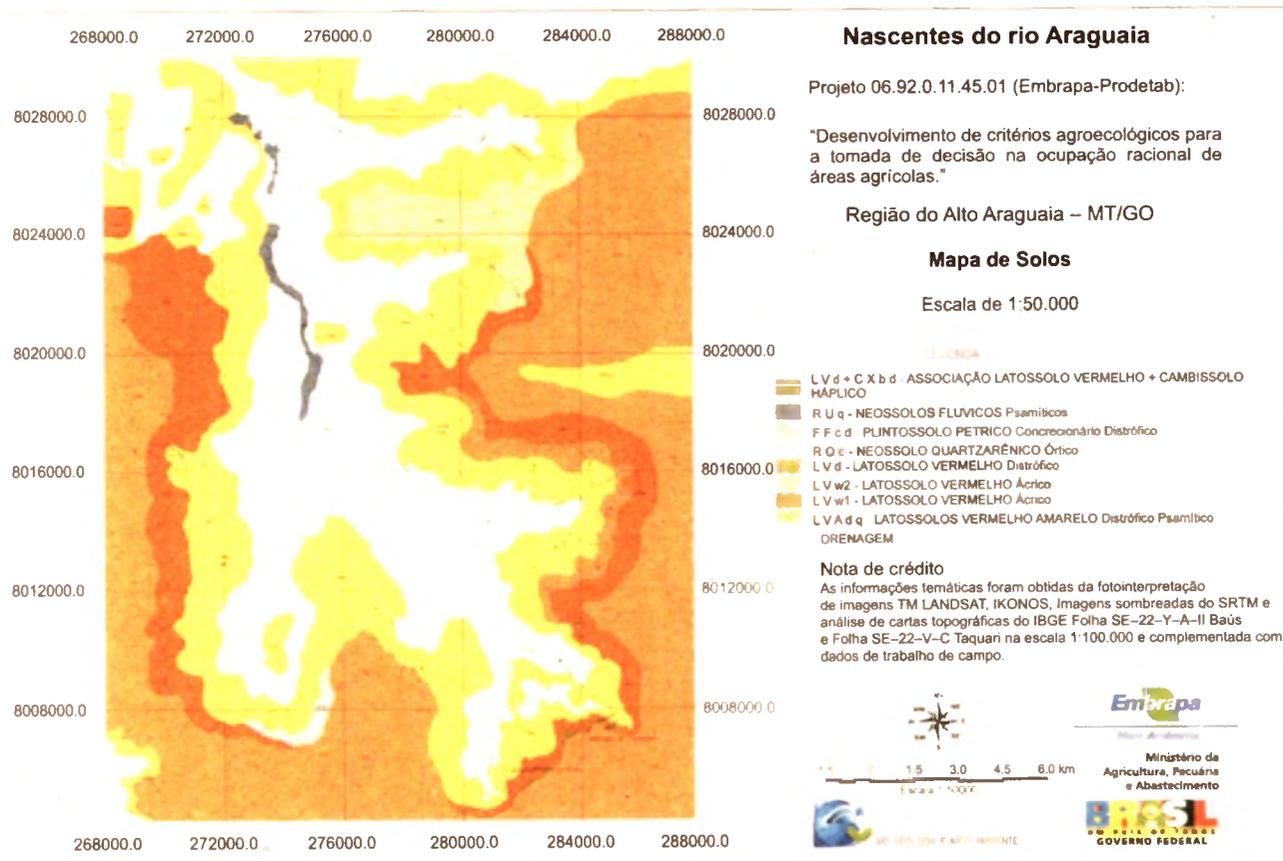


Fig. 3. Levantamento de solos da região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT.

Fonte: MC Geologia e Meio Ambiente (2005).

Referências

- CAMARGO, M. N.; KLANT, E.; KAUFFMAN, J. H. Classificação de solos usada em levantamento pedológico no Brasil. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, n. 1, p. 11-33, 1987.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1997. 212 p. (Embrapa – CNPq. Documentos, 1).
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Procedimentos normativos de levantamentos pedológicos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1995. 101 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1999. 412 p.
- GOMES, M. A. F.; COUTINHO, H. L. C.; CERDEIRA, A. L.; LUCHIARI JÚNIOR, A. **Uso agrícola das áreas de recarga do Aquífero Guarani localizadas na porção noroeste e parte oeste da Bacia Sedimentar do Paraná**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 27 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 08).
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; FILIZOLA, H. F. Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani e implicações na qualidade da água subterrânea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA E MERCOSOJA 2002, 2., 2002, Foz do Iguaçu. **Resumos...** Londrina: Embrapa Soja, 2002. p. 36-42. (Embrapa Soja. Documentos, 181).
- LENOS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas, SP: SBCS/SNLCS, 1982. 46 p.
- MC GEOLOGIA E MEIO AMBIENTE. **Mapeamento de solos semi-detalhado da área do complexo de nascentes do rio Araguaia**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2005. 39 p. Relatório técnico de prestação de serviços, Projeto Prodetab nº 069201145. Escala 1:50.000.
- OLIVEIRA, J. B. **Carta pedológica do Estado de São Paulo**. Moji-Mirim. Rio de Janeiro, Aepfoto Cruzeiro do Sul, 1992. Mapa, escala 1:100.000.
- OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Levantamento pedológico do Estado de São Paulo**: legenda expandida. Campinas, SP: Instituto Agrônomo; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 64 p. Escala 1:500.000.
- OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. **Classes gerais de solos do Brasil**: guia auxiliar para seu conhecimento. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201 p.
- OLIVEIRA, V. A.; BORGES, L. C.; CALIL, P. M.; ALMEIDA, L. L. C.; AZEVEDO, W. R.; NOGUEIRA, S. A. J.; SILVA, M. T. G. **Diagnóstico agroambiental do entorno do Parque Nacional das Emas**: 1ª fase - pedologia, aptidão agrícola e uso atual das terras. Goiânia: Agenciarrural, 2003. 227 p. (Agenciarrural. Documentos, 2).

ORÉADES. Núcleo de Geoprocessamento. **Levantamento semi-detalhado dos solos das nascentes do rio Araguaia, GO/MT**: programação de atividades de campo, interpretação de imagens e cartas topográficas, treinamento com GP, transcrição de dados, descrição de perfis e planilhas de coleta de amostras de solo. Mineiros: Oréades, 2004. 14 p. Relatório técnico parcial de prestação de serviços – Projeto PRODETAB nº 069201145 – Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional da Produção Mineral. **Projeto RADAMBRASIL**: Folha Goiânia: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro: [s.n.] 1983. 768 p.

Vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas

**Subsídio à avaliação do risco
de contaminação do lençol
freático por agroquímicos**

Marco Antonio Ferreira Gomes

Cláudio Aparecido Spadotto

Maria Conceição Peres Young Pessoa

Introdução

O estudo do movimento de agrotóxicos no perfil do solo envolve muitos fatores, e isso tem contribuído para que o fenômeno seja ainda pouco conhecido no meio técnico-científico (TUON et al., 1995). Sabe-se, no entanto, que o movimento de agrotóxicos e nutrientes no solo se realiza por meio de difusão e pelo fluxo de massa em água, segundo Hunter e Stabbe (1972), associado às transformações químicas e biológicas e processos de adsorção e persistência do produto (MERKLE et al., 1967; KANAZAWA, 1989; BARRIUSO et al., 1992).

O presente trabalho propõe um método simplificado de avaliação da vulnerabilidade natural do solo, como forma de subsidiar estudos relativos à movimentação de agroquímicos, sobretudo aqueles voltados à avaliação de riscos de contaminação da água subterrânea. Para tanto, considerou-se a reação entre condutividade hidráulica e declividade dos principais solos agrícolas brasileiros (Tabela 1), tomando por referência as classes de 1º, 2º e 3º níveis categóricos (EMBRAPA, 1999) e, ainda, a profundidade do lençol freático a partir da superfície dos mesmos até o nível de base do Córrego do Espreado, para a obtenção de três classes gerais de vulnerabilidade, denominadas de baixa, média e alta. No entanto, no item resultados, foram consideradas subdivisões tais como muito baixa/baixa, baixa/média e média/alta em razão de situações de transição. Entende-se vulnerabilidade como sendo a susceptibilidade de um compartimento, solo ou água, por exemplo, ser adversamente afetado por uma carga contaminante qualquer, conforme a proposição de Foster (1993) e do Instituto Geológico (1997) para aquíferos. Enquanto esses autores adotaram índices de vulnerabilidade, no presente trabalho optou-se por classes de vulnerabilidade, com situações de abodagem em escala de trabalho mais detalhada e específica para os solos abodados.

Metodologia de trabalho

O presente estudo foi desenvolvido para os principais solos da Micro-bacia do Córrego do Espreado, localizada no Município de Ribeirão Preto, SP, mais precisamente entre as coordenadas 21°11'44,51" e 21°17'34,05" de latitude sul; 47°39'31,69" e 47°45'27,58" de longitude oeste. A altitude

Tabela 1. Condutividade hidráulica estimada dos principais solos agrícolas brasileiros considerando as classes de 1º, 2º e 3º níveis categóricos, em função da textura, estrutura, estabilidade de agregados e profundidade do solo.

Classe de solo	Textura dominante	Estrutura dominante	Estabilidade agregados	Profundidade (Horiz. A+B)	Condutividade hidráulica
Latosolos Vermelhos Eutroféricos, distroféricos, aluminoféricos, eutróficos e distróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Alta
	Argilo-arenosa	Granular	Pouco estável	Profundo	Média
	Arenosa	Granular	Pouco estável	Profundo	Média
Latosolos Vermelho-Amarelos Acriféricos, ácricos, distroféricos, distróficos e eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Alta
	Argilo-arenosa	Granular	Pouco estável	Profundo	Média/alta
	Arenosa	Granular	Instável	Profundo	Alta
Latosolos Amarelos Acriféricos, ácricos, distroféricos, distróficos e eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
	Argilo-arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
	Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
Nitossolos Vermelhos Distroféricos e eutroféricos	Argilosa	Blocos angulares	Estável	Relativamente Pouco profundo	Alta
Argissolos Vermelhos Eutroféricos, distróficos e eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média
	Argilo-arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média
Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos, distróficos, aluminicos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média
	Areno-argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média/baixa
Argissolos Amarelos Distróficos e eutróficos	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média/baixa
	Areno-argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média

Fonte: Gomes et al., (1996a, 1996b).

média é de 600 m e o relevo dominante do tipo suave ondulado. O solo é constituído predominantemente por Latossolos Vermelhos Eutroféricos e Distroféricos e Latossolos Vermelhos Distróficos, classificados pelo Sistema Brasileiro mais antigo como Latossolo Roxo dos tipos Eutrófico e Distrófico em proporções semelhantes e Latossolo Vermelho-Escuro Distrófico (MIKLÓS; GOMES, 1996). Na porção mais a jusante da área, representativa da recarga do Aquífero Guarani, predominam solos arenosos do tipo

Latossolo Vermelho Distrófico psamítico (LVdq) e Neossolo Quartzarênico (RQo), conforme Embrapa (1999).

O método adotado preconiza a influência de determinadas propriedades físicas do solo nos potenciais de infiltração e escoamento superficial da água. Propriedades como textura, estabilidade de agregados e profundidade do solum (horizonte A+B), em conjunto, permitem a estimativa da condutividade hidráulica, aqui classificada em alta ($>25 \text{ cm h}^{-1}$); média ($12,5 \text{ cm h}^{-1}$ a 25 cm h^{-1}) e baixa ($2,5 \text{ cm h}^{-1}$ a $12,5 \text{ cm h}^{-1}$), adaptado de Smith e Browing (1946) citado por Kramer (1969), e exemplificada na Tabela 1 para as principais classes de solos agrícolas brasileiros.

A condutividade hidráulica (K) é aqui definida como o fluxo de água no solo saturado (Q), avaliado no tempo (T), a partir de uma seção vertical conhecida (A) + (L) e submetida a uma carga hidráulica constante (rH), onde $Q = \text{fluxo lido (mL h}^{-1}\text{)}$; $A = \text{área da seção (cm}^2\text{)}$; $T = \text{tempo (1 hora)}$; $L = \text{comprimento da seção (cm)}$ e $H = \text{carga hidráulica constante (2 cm) + comprimento da seção (cm)}$. K é então definido pela equação de Darcy: $K = Q/A.T \times L/H$.

A classificação de condutividade hidráulica foi submetida a tratamento estatístico para validação do método envolvendo variáveis como textura, estrutura, estabilidade de agregados e profundidade do solo. Valores numéricos foram atribuídos para os níveis de cada variável, como textura argilosa = 2,0; areno-argilosa = 1,0 e arenosa = 0. Com os dados definidos numericamente, foi realizada análise fatorial discriminada (ASENCIO, 1989) para verificar se o parâmetro condutividade hidráulica poderia ser obtido apenas com quatro variáveis citadas. O método propõe as classes alta, média e baixa de condutividade hidráulica para cada classe de solo conforme sua proximidade ao centro de cada nível. A classificação de condutividade hidráulica, obtida pelas estimativas de densidade Kernel com amplitudes desiguais (SAS INSTITUTE, 1988), coincidiu com a classificação feita preliminarmente, proporcionando consistência aos resultados obtidos (GOMES et al., 1996a). Em seguida foram estabelecidas as classes de relevo ou declividade do terreno, com adoção de três níveis principais e seus respectivos valores percentuais, conforme Lemos e Santos (1982) e Embrapa (1999): a) plano ($< 3 \%$); b) suave ondulado (3% a 8%) e c) ondulado (8% a 20%). Valores acima de 20% de declividade foram descartados nessa avaliação, pois se referem a áreas com forte restrição agrícola.

A relação matricial entre as classes de condutividade hidráulica e de declividade resultou na classificação dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água no solo (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2. Potencial de infiltração em relação à declividade e condutividade hidráulica do solo.

Condutividade hidráulica	Declividade ou classes de relevo do solo		
	Plano (< 3 %)	Suave ondulado (3 % a 8 %)	Ondulado (> 8 % < 20 %)
Baixa	Médio	Baixo	Baixo
Média	Alto	Médio	Baixo
Alta	Alto	Alto	Médio

Fonte: Adaptado de Gomes et al. (1996a).

Tabela 3. Potencial de escoamento superficial em relação à declividade e condutividade hidráulica do solo.

Condutividade hidráulica	Declividade ou classes de relevo do solo		
	Plano (< 3 %)	Suave ondulado (3 % a 8 %)	Ondulado (> 8 % < 20 %)
Baixa	Médio	Alto	Alto
Média	Baixo	Médio	Alto
Alta	Baixo	Baixo	Médio

Fonte: Adaptado de Gomes et al. (1996a).

As Tabelas 2 e 3 evidenciam, em síntese, que os potenciais de infiltração e de escoamento da água mantêm relação inversa entre si.

Potencial de infiltração classificado como alto (em decorrência da alta condutividade hidráulica e da baixa declividade da área) indica alta vulnerabilidade a contaminação do compartimento água do lençol freático, com possibilidade de chegada do produto contaminante até os corpos d'água

mais profundos ou à zona saturada do Aquífero em discussão. Como o lençol freático nessa avaliação foi substituído pela zona saturada do Aquífero, esse parâmetro passou a ser neutro e a ênfase, transferida para a condutividade hidráulica do solo e a declividade do terreno.

Potencial de escoamento superficial classificado como alto, por sua vez, indica que a área é mais vulnerável à erosão e à contaminação dos corpos d'água superficiais. Haverá perda de fertilidade e remoção de pesticidas do compartimento solo, via transporte pluvial, até os cursos d'água.

Neste estudo, para efeito de profundidade do lençol freático ou zona saturada, foi considerada a linha de base do Córrego do Espraiado para todos os solos, conforme levantamento de profundidade do nível d'água a partir de sondagens elétricas (INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA, 1994).

Resultados

A Tabela 4 contém as informações sobre a avaliação da vulnerabilidade dos solos da Microbacia do Córrego do Espraiado na região de Ribeirão Preto, SP, principalmente em relação aos Latossolos Vermelhos Distróficos psamíticos e Neossolos Quartzarênicos (representativos das áreas de recarga do Aquífero Guarani) a partir da integração dos parâmetros condutividade hidráulica x declividade do terreno x potencial de infiltração x potencial de escoamento x profundidade da zona saturada.

Esses solos exibem valores mais elevados de vulnerabilidade natural em relação aos demais, o que significa que quando expostos à determinada carga potencialmente contaminante como agrotóxicos, por exemplo, podem oferecer riscos de contaminação para o Aquífero.

Com os resultados contidos na Tabela 4, adaptado de Gomes et al., (1996b, 2002), foram elaborados mapas de condutividade hidráulica (Fig. 1) e de declividade (Fig. 2) para os solos da microbacia do Córrego do Espraiado. Com a combinação das informações obtidas (Fig. 1 e 2 e Tabela 4) foi elaborado o mapa final, integrando os dados de potencial de infiltração, potencial de escoamento superficial e vulnerabilidade, conforme mostra a Fig. 3.

Tabela 4. Classificação da vulnerabilidade em função da integração de informações de condutividade hidráulica, declividade do terreno, potenciais de infiltração, escoamento superficial da água e profundidade do lençol freático para os solos agricultáveis da Microbacia do Córrego do Espriado, Município de Ribeirão Preto, SP.

Classe de solo	Condutividade hidráulica	Declividade terreno⁽¹⁾	Potencial infiltração de água	Potencial escoamento de água	Profundidade lençol freático/zona saturada⁽²⁾	Vulnerabilidade (classes)
Latossolos Vermelhos Eutroféricos e Distroféricos argissólicos	Média/alta	Suave ondulado	Médio	Médio	Profundo	Baixa/média
Nitossolos Vermelhos Eutroféricos latossólicos	Média/alta	Ondulado	Médio	Médio	Muito profundo	Muito baixa/baixa
Latossolos Vermelhos Distroféricos psamíticos	Média/alta	Plano a suave ondulado	Médio/alto	Médio/baixo	Profundo a pouco profundo	Média/alta
Latossolos Vermelho-Amarelos Distroféricos plínticos	Média	Plano a suave ondulado	Médio	Médio	Profundo	Média
Neossolo Quartzarênico	Alta	Suave ondulado	Alto	Baixo	Pouco profundo	Alta

⁽¹⁾ Plano: 0 % a 3 %, suave ondulado: 3 % a 8 %, ondulado: 8 % a 20 %, conforme Lemos e Santos (1982) e Embrapa (1999).

Foi considerado como topo da zona saturada o nível de base do Córrego do Espriado de acordo com levantamento de profundidade do nível d'água (IPT, 1994). Para efeito de entendimento das diferenças entre as escalas relativas de profundidade da zona saturada, foi adotado o seguinte esquema, com intervalos de valores: muito profundo (> 40 m); profundo (20 m – 40 m); pouco profundo (< 20 m).

A definição das classes de vulnerabilidade teve como referências os potenciais de lixiviação e de escoamento superficial (Fig. 3), já que a presente abordagem pretendeu subsidiar estudos de risco de contaminação de água subterrânea. Os valores de vulnerabilidade apresentados permitem orientação mais adequada para o gerenciamento ambiental de áreas agrícolas, sobretudo em relação à aplicação de agroquímicos (fertilizantes e agrotóxicos).

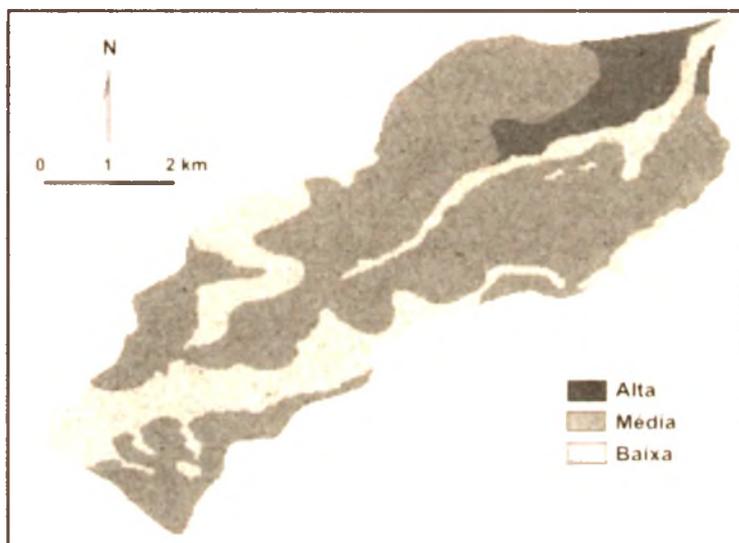


Fig. 1. Classificação quanto à condutividade hidráulica dos solos.

Fonte: Gomes et al. (1996b) e Gomes et al., (2002).

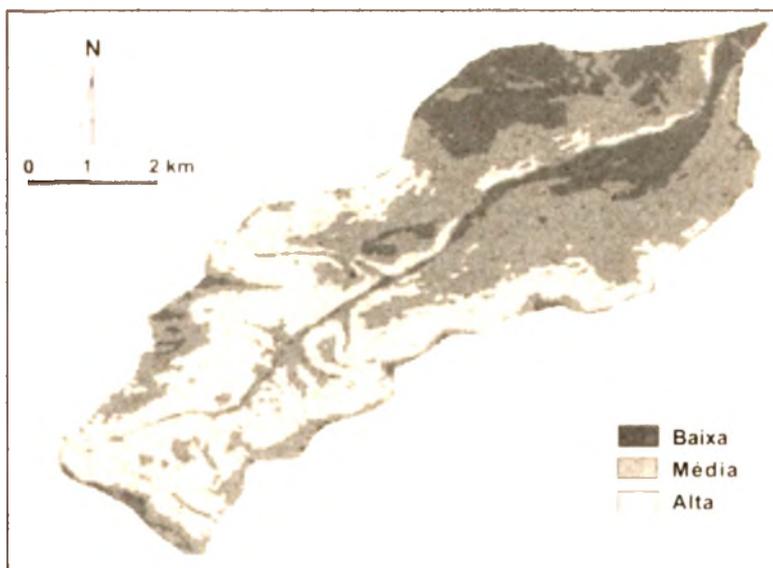


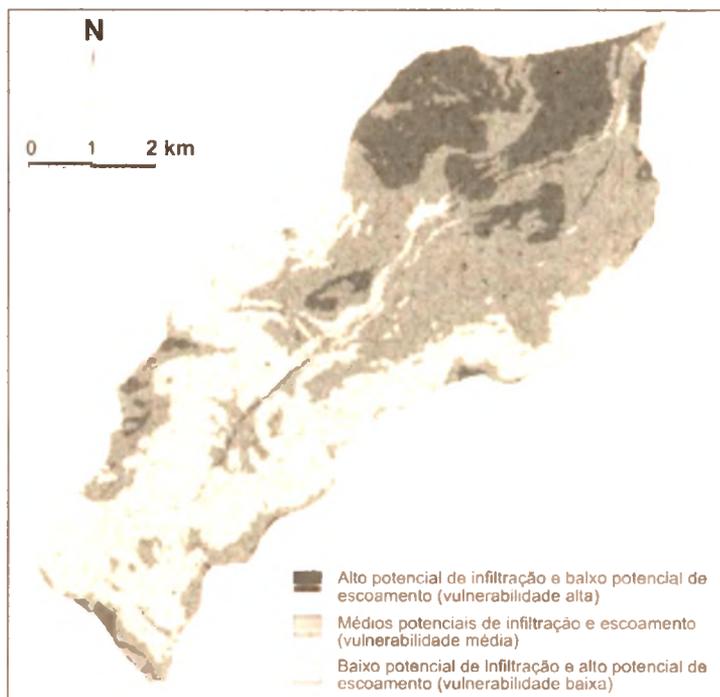
Fig. 2. Classificação quanto à declividade dos terrenos.

Fonte: Gomes et al. (1996b, 2002).

Microbacia do Córrego do Espraido Ribeirão Preto, SP

Fig. 3. Potencial de escoamento de infiltração de água no solo e estimativa de vulnerabilidade.

Fonte: Gomes et al. (1996b, 2002).



Conclusão

Os resultados apresentados na Tabela 4 e espacializados nos mapas contidos nas Fig. 1, 2 e 3, com ênfase para os parâmetros condutividade hidráulica, declividade do terreno e potencial de infiltração de água no solo, respectivamente, todos em função da profundidade da zona saturada, permitem a classificação da vulnerabilidade do solo frente a uma carga contaminante.

O potencial de infiltração de água no solo classificado como alto indica condição ambiental de vulnerabilidade alta do solo frente à carga contaminante, o que pode ser compreendido como uma condição favorável, a priori, à contaminação do lençol freático.

Para o potencial de escoamento alto (vulnerabilidade baixa), o contaminante tende a se escoar superficialmente, seja em suspensão ou

adsorvido a pequenos agregados ou torrões, tornando o solo menos exposto à condição de contaminação. Nesse caso, os cursos d'água tendem a ser comprometidos.

Os resultados apresentados permitem, ainda, orientar o gerenciamento rural no sentido de adoção de procedimentos que evitem riscos de contaminação do lençol freático. Entre esses procedimentos estão a seleção e aplicação de agrotóxicos que, preferencialmente, fiquem retidos no solo e que apresentem degradação rápida. Além dos agrotóxicos, os adubos nitrogenados devem ser selecionados, principalmente visando maior eficiência da planta na absorção de nitrogênio, uma vez que esse elemento nas suas diversas transformações no solo pode gerar compostos nocivos ao meio ambiente.

Referências

- ASENCIO, L. J. **Técnicas de análisis de datos multidimensionales**: bases teóricas y aplicaciones en agricultura. Madrid. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 1989. 301 p.
- BARRIUSO, E., FELLER, C.; CALVET, R.; CERRI, C. Sorption of atrazine, tebutryn and 2,4-D herbicides in two Brazilian Oxisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 53, p. 155-167, 1992.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1999. 412 p.
- FOSTER, S. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas**: um método baseado em dados existentes. São Paulo: Instituto Biológico, 1993. 92 p.
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Pesticidas, Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 169-179, 2002.
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B.; NEVES, M. C. Método de classificação preliminar dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água no solo: subsídio à avaliação do risco de contaminação por agroquímicos. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Resumos expandidos...** Campinas, SP. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996a. 4 p. 1 CD-ROM
- GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B. Mapeamento expedito dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água para os solos da

microbacia do Córrego do Espraiado em Ribeirão Preto—SP. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: SBCS: ESALQ, 1996b. 4 p. 1 CD-ROM.

HUNTER, V. H.; STABBE, E. H. Movement and persistence of picloram in soil. **Weed Science**, Ithaca, v. 20, n. 5, p. 486-489, 1972.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo**: quadrícula Ribeirão Preto-SP. São Paulo: IAC, 1990. Escala 1:100.000.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. **Caracterização do potencial de contaminação das águas subterrâneas pro agroquímicos**: hidrogeologia da microbacia. São Paulo: [s.n.], 1994. 15 p. 2 mapas. (Relatório nº 32605).

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO. **Plano cartográfico do Estado de São Paulo**: folhas SF-23-V-C-I-2-SO-D, SF-23-V-C-I-2-SO-E, SF-23-V-C-I-2-SO-F, SF-23-V-C-IV-3-SE-D, SF-23-V-C-IV-3-SE-F e 23-V-C-I-3-NE-B. São Paulo: IGC, 1990. Escala 1:10.000.

KANAZAWA, J. Relationship between the soil sorption constants for pesticides and their physicochemical properties. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 8, p. 477-484, 1989.

KRAMER, P. J. **Plant and soil water relationships**: a modern synthesis. New York: McGraw-Hill, 1969. 482 p.

LEMOES, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas, SP: SBCS-SNLCS, 1982. 45 p.

MERKLE, M. G.; BOVERY, R. W.; DAVIS, F. S. Factors affecting the persistence of picloram in soil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 59, p. 413-415, 1967.

MIKLÓS, A. A. W.; GOMES, M. A. F. **Levantamento semi-detalhado dos solos da Bacia Hidrográfica do Córrego Espraiado, Ribeirão Preto-SP**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1996. 48 p. Relatório técnico.

OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. **Classes gerais de solos do Brasil**: guia auxiliar para seu reconhecimento. 2. ed. Jaboticabal: Funep, 1992. 201 p.

INSTITUTO GEOLÓGICO. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Geológico: Cetesb: DAEE, 1997. 2 v., 144 p. (Série Documentos).

SAS INSTITUTE. **SAS procedures guide**: release 603 edition. Cary: SAS Institute, 1988. 441 p.

TUON, R. L.; MONTEIRO, R. T. R.; LIBARDI, P. L.; COMPTE, V. Deslocamento miscível de 14 C atrazina em colunas de solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1995, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 1995. p. 2404-2405.

Capítulo 4

Movimento do herbicida tebutiuron em dois solos representativos das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil

Marco Antonio Ferreira Gomes

Cláudio Aparecido Spadotto

Anderson Soares Pereira

Marcus Bariffouse Matallo

Luís Carlos Luchini

Introdução

A atividade agrícola tradicional requer quantidade considerável de agrotóxicos, sejam eles herbicidas, inseticidas, fungicidas, nematicidas, acaricidas ou formicidas. Todavia, o uso desses produtos necessita de uma orientação adequada, na qual devem ser observadas suas principais características físico-químicas, como também as características físicas, químicas e biológicas do solo em que serão aplicados.

O herbicida tebutiuron, objeto de investigação do presente trabalho, foi selecionado para estudo em função de seu uso intensivo na cultura de cana-de-açúcar em área de recarga do Aquífero Guarani e, ainda, por exibir alto potencial de lixiviação pelo índice de GUS (GOMES et al., 2001) e LIX (SPADOTTO, 2002).

Diversos estudos realizados com o herbicida tebutiuron têm dado ênfase à influência de alguns parâmetros de solo em sua mobilidade, tais como pH, Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e matéria orgânica, visando a compreensão de seu comportamento no solo. No entanto, outros parâmetros de solo podem e devem interferir nesse processo de deslocamento no perfil, uma vez que o tebutiuron é quimicamente neutro e, por isso mesmo, sem qualquer interação iônica com o solo. Entre esses parâmetros destaca-se o baixo teor de argila com ausência do tipo 2:1, além do baixo teor de matéria orgânica e da baixa CTC, já citados anteriormente, os quais interferem na mobilidade (KOSKINEN et al., 1996) e que certamente contribuem para que ela seja elevada para o tebutiuron. Tais considerações corroboram com determinadas afirmações de Nicholls (1991). Para esse autor, a adsorção de compostos não ionizáveis, como o tebutiuron, está relacionada, principalmente, com o teor de matéria orgânica dos solos, mais do que qualquer outra propriedade. Nos processos de adsorção, que envolvem a matéria orgânica, não só seu teor, mas também sua superfície específica são parâmetros determinantes e variam nos solos, normalmente, sendo maiores em solos argilosos e menores em solos arenosos. Esse pode ser um dos motivos pelos quais o tebutiuron se desloca mais facilmente em solos do tipo areia ou bastante arenoso onde se observa também, com frequência, valores mais elevados de condutividade hidráulica (K).

Diante do exposto, o presente trabalho faz uma avaliação do movimento do herbicida tebutiuron em dois solos distintos, representativos da área de recarga do Aquífero Guarani no Brasil, tendo como principais parâmetros influenciadores a condutividade hidráulica (K) o teor de carbono orgânico (CO) e o teor de argila (TA_r).

Metodologia de trabalho

Área

Foi selecionada a Microbacia do Córrego do Espraiado na região de Ribeirão Preto, SP, como unidade de estudo, situada entre as coordenadas 21°05' e 21°20' de latitude sul e 47°40' e 47°50' de longitude W.Gr., por estar localizada em área representativa do monocultivo de cana-de-açúcar e, ainda, por possuir porções consideradas frágeis do ponto de vista do risco de contaminação da água subterrânea, reconhecidas como áreas de recarga do Aquífero Guarani. Essa microbacia possui uma área de 4.640 ha e situa-se à sudeste da Cidade de Ribeirão Preto, SP, na divisa entre os municípios de Ribeirão Preto, Cravinhos e Serrana (EMBRAPA, 1999a).

Os solos representativos das áreas de recarga do Aquífero Guarani, localizadas na Microbacia do Córrego do Espraiado em Ribeirão Preto, são o Latossolo Vermelho Distrófico psamítico (LVdq) de textura média e o Neossolo Quartzarênico Órtico (RQo) (EMBRAPA, 1999b). A Tabela 1, a seguir,

Tabela 1. Caracterização física representativa dos solos LVdq e RQo (não cultivados) das áreas de recarga do Aquífero Guarani na região de Ribeirão Preto, SP, considerando amostras obtidas próximas aos locais de coletas dos tubos, referentes à profundidade de 0 cm a 60 cm.

Solo	CO (g kg ⁻¹)	Macropo- rosidade ⁽¹⁾ (m ³ m ⁻³)	Micropo- rosidade ⁽²⁾ (m ³ m ⁻³)	Relação Macro/ micro-poros	Porosidade total (m ³ m ⁻³)	K ⁽³⁾ (cm h ⁻¹)	Ds (Mg m ⁻³)	CC (m ³ m ⁻³)	Argila (g kg ⁻¹)
LVdq	5,30 a	0,21 a	0,40 a	0,54 a	0,94 a	51,34 b	1,24 a	0,28 a	165,00 a
RQo	3,74 b	0,24 a	0,38 a	0,64 a	1,03 a	56,83 a	1,22 a	0,26 a	97,75 b

CO – Carbono orgânico; K – Condutividade hidráulica; Ds – Densidade do solo; CC – Capacidade de campo e teor de argila (MIKLÓS; GOMES, 1996; NICOLELLA, 1999; SPADOTTO et al., 2002).

⁽¹⁾, ⁽²⁾, ⁽³⁾ Determinados para este trabalho (BOUMA, 1973; FERNANDES et al., 1983).

Valores seguidos da mesma letra, na vertical, não diferem entre si, em nível de 5 %, pelo teste “t”

apresenta as principais características físicas, incluindo o teor de carbono orgânico, de interesse para o presente trabalho, até a profundidade de 60 cm, para cada solo. Esses solos foram coletados em locais circunvizinhos às arrostras indeformadas, coletas nos tubos, e submetidas à avaliação da lixiviação do tebutiuron (Tabela 2).

Os dados de macro e microporosidade foram obtidos no laboratório da Embrapa Meio Ambiente pelo método do funil (BOUMA, 1973) e os de condutividade hidráulica (K) pelo método de campo ou direto (FERNANDES et al., 1983). Os demais parâmetros foram obtidos a partir de publicações, conforme consta do rodapé da Tabela 1.

Tabela 2. Quantidade de tebutiuron (μg) nos eluatos coletados periodicamente durante o período de 14/1/2002 e 13/1/2003.

Datas de coleta	Tebutiuron (μg)				
	LVdq			RQo	
	Tubo A	Tubo B	Tubo C	Tubo D	Tubo E
14/1/2002	2,3	2,2	2,5	1,2	4,9
17/1/2002	1,4	0,8	0,5	29,5	1,8
28/1/2002	2,9	1,1	1,3	220,6	26,8
6/2/2002	0,9	1,0	3,1	0,9	0,7
15/2/2002	1,9	1,2	5,3	165,4	108,6
25/2/2002	2,2	1,9	4,9	102,9	70,1
19/3/2002	1,8	1,0	8,4	53,9	57,8
26/3/2002	12,2	12,3	31,4	121,7	97,9
27/5/2002	1,1	2,1	10,7	18,1	17,1
6/8/2002	4,3	1,5	2,2	59,0	268,0
23/10/2002	3,6	3,4	8,2	6,8	16,0
14/11/2002	26,8	8,7	23,9	25,7	11,5
4/12/2002	5,2	8,6	15,2	13,0	13,2
13/12/2002	9,9	9,9	18,0	14,8	16,8
23/12/2002	14,4	11,5	17,0	11,8	15,0
13/1/2003	18,8	28,4	N.C	12,2	15,4
Total	109,7	95,6	152,6	857,5	741,2
Média⁽¹⁾	6,86 a	5,97 a	10,17 a	53,59 b	46,35 b
Média (tipo de solo)		7,67			49,97

⁽¹⁾Valores seguidos da mesma letra, na horizontal, não diferem entre si, em nível de 5 %, pelo teste “t”

Fonte: Matallo et al. (2005).

Coleta de solo em colunas, instalação das colunas no lisímetro e coleta da água percolada no lisímetro, após a aplicação do tebutiuron

Dez colunas de solo foram coletadas na Microbacia do Córrego do Espreado, em área de recarga do Aquífero Guarani (cinco para cada solo), introduzindo-se mecanicamente tubos de PVC de 15 cm de diâmetro por 55 cm de comprimento, evitando-se a deformação das amostras, a fim de obter a melhor representatividade possível do perfil original do solo. O procedimento mecânico de introdução dos tubos no solo consistiu de aplicação de golpes sobre uma tábua colocada na parte superior (boca) dos respectivos tubos, a fim de proteger suas bordas. Todo o material coletado foi transferido e instalado no lisímetro do Laboratório de Ecologia de Agroquímicos do Instituto Biológico, em São Paulo. Dos dez tubos coletados, oito foram selecionados por apresentarem melhores condições de acomodação do solo, sem rupturas e deslocamentos de massa. Antes, porém, de serem definitivamente instalados no lisímetro, os solos contidos nos tubos foram submetidos à saturação por capilaridade, o que foi alcançado após uma semana. Em seguida, os tubos foram isolados, sem qualquer contato com umidade externa, por um período de 48 horas para a obtenção da capacidade de campo. Em seguida, durante 15 dias, foram adicionados 300 mL de água, diariamente, em cada tubo até que o volume coletado permanecesse constante, descartando-se três deles cujo volume apresentou-se irregular. A partir daí, os cinco tubos restantes foram definitivamente instalados no lisímetro, admitindo-se que os mesmos estavam acondicionados adequadamente, sendo três deles com LVdq (inicialmente tubos A, D e E e, posteriormente, definidos seqüencialmente em tubos A, B e C) e os dois restantes (inicialmente tubos B e C e, posteriormente, definidos seqüencialmente em tubos D e E) com RQo. Após a instalação dos tubos, o tebutiuron foi aplicado na parte superior de cada tubo (superfície do solo) em concentração equivalente à dosagem de $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ do produto comercial contendo 800 g kg^{-1} do ingrediente ativo (i.a.).

As colunas de solo foram expostas às condições naturais, com drenagem livre, de acordo com o regime pluviométrico local. A coleta de água foi realizada para cada tubo no período de 14/1/2002 a 13/1/2003 no total de 16 coletas (Tabela 2), retirando-se de cada uma delas uma alíquota de 100 mL que foi mantida congelada ($-18 \text{ }^{\circ}\text{C}$) até a realização de sua análise cromatográfica (MATALLO et al., 2005).

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com cinco tratamentos, referentes a cada um dos tubos, com 16 repetições por tratamento, referentes aos dias de coletas. Empregou-se o teste “t” para avaliar a significância dos resultados, conforme descrito por Gomes (1985).

Preparo das amostras e análise cromatográfica

As análises do tebutiuron foram efetuadas segundo o método (modificado) proposto por Bonato et al. (1999). Utilizou-se um cromatógrafo líquido Shimadzu mod. LC 2010 com duas bombas LC – 10AD, detector UV operando a 254 nm e injetor automático (SIL 10A) num volume de injeção de 30 µl. A separação foi obtida com coluna C-18 Shimpack 150 x 4 mm (partículas com 5 µm de diâmetro) protegida por pré-coluna C18 Shimpack. A fase móvel empregada foi metanol: água (60:40) num fluxo de 1,0 mL min⁻¹.

As curvas de calibração foram obtidas com soluções em metanol de tebutiuron grau analítico (99,9 %) nas concentrações de 0,05 µg mL⁻¹, 0,1 µg mL⁻¹, 0,5 µg mL⁻¹, 1,0 µg mL⁻¹ e 5,0 µg mL⁻¹.

As alíquotas de água (100 mL) foram filtradas em papel de filtro (Whatman nº 1) e alcalinizadas com 40 µL de uma solução 4M de NaOH e extraídas durante 1 hora em agitação horizontal com 12 mL de uma solução de diclorometano: isopropanol (9:1 v/v). Após um repouso de 15 minutos, a fase orgânica recolhida após passar por Na₂SO₄ foi levada à secura por meio de corrente de N₂ a 35 °C sendo os resíduos re-suspensos em 1 mL de metanol para serem injetados no cromatógrafo líquido (MATALLO et al., 2005).

Resultados

Os resultados obtidos e expressos na Tabela 2, em relação à presença de tebutiuron nos eluatos, correspondem à média detectada para cada tipo de solo em cada época de coleta durante o período de um ano, iniciada em 14/1/2002 e encerrada em 13/1/2003.

Conforme se observa pelos dados da Tabela 2, houve diferença significativa entre as quantidades médias de tebutiuron lixiviado nos dois solos, sendo que a quantidade média total do mesmo foi superior no RQ σ , cerca de 6,7 vezes mais do que no LVdq.

Na Tabela 1, observa-se que existe uma diferença significativa entre os valores de carbono orgânico (CO), condutividade hidráulica (K) e teor de argila (TAr) dos dois solos, o que conduz à hipótese de que os mesmos devem ser os principais agentes influenciadores no processo de movimentação do tebutiuron no solo. A Fig. 1 ilustra a variação da quantidade de tebutiuron (μg) em função desses parâmetros.

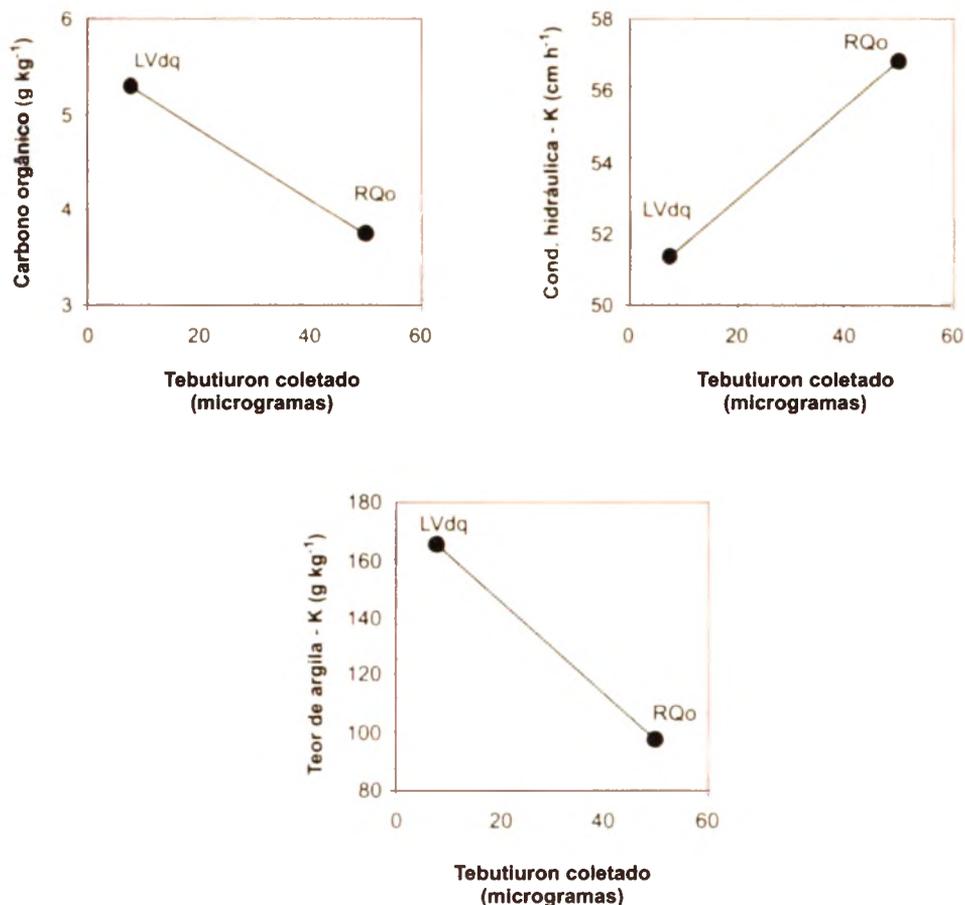


Fig. 1. Quantidade de tebutiuron (μg) nos eluatos coletados em função do carbono orgânico (Gráfico A); condutividade hidráulica (Gráfico B) e teor de argila (Gráfico C) para os solos LVdq e RQo.

Fonte: Gomes et al (2006).

Os gráficos A e C evidenciam uma relação inversa com o gráfico B, onde fica claro que o maior deslocamento do tebutiuron é definido, não só pela maior condutividade hidráulica, mas também pelos menores teores de carbono orgânico e de argila do Neossolo Quartzarênico Órtico (RQo), pois trata-se de um composto não ionizável. Isto explica a aderência dos dados de lixiviação do tebutiuron ao comportamento esperado das variáveis físicas do solo estudadas.

Acrescente-se a essas informações obtidas para o RQo, a análise do potencial de lixiviação do tebutiuron de acordo com o índice GUS, proposto por Gustafson (1989), que classifica o tebutiuron como lixiviável, cuja característica está estreitamente relacionada com seu coeficiente de lipofilicidade (Kow). A baixa adsorvidade do tebutiuron, aliada ao baixo teor de carbono orgânico (CO), baixo teor de argila e à alta condutividade hidráulica (K) no Rqo, devem ser alguns dos principais fatores que contribuem para maior mobilidade do tebutiuron nesse solo. A combinação desses fatores é citada por Gomes et al. (2001) e Spadotto et al. (2002) como responsável pela alta taxa de lixiviação do tebutiuron em solos da região da Microbacia do Córrego do Espriado. Segundo Spadotto (2002), o uso do índice de lixiviação (LIX), que adota um intervalo de 0 a 1, mostra o tebutiuron com um valor de 0,86, o que confirma seu caráter de composto muito lixiviável. Outro índice adotado na avaliação do tebutiuron foi o Atenuation Factor (AF – Fator de Atenuação), cujo valor de 0,32 obtido em Argissolos (antigos Podzólicos) de textura média da região de Piracicaba, SP, o classifica como um produto com potencial de lixiviação muito alto (MATTOS et al., 1999). A Tabela 3 sintetiza algumas características importantes do tebutiuron na avaliação de sua mobilidade no perfil do solo.

Tabela 3. Coeficiente de adsorção pela matéria orgânica, persistência, índices de GUS, LIX, AF e Kow para o tebutiuron.

Herbicida	Koc (mL g ⁻¹) ⁽¹⁾	t _{1/2} (dias) ⁽¹⁾	GUS ⁽¹⁾	LIX	AF	Kow ⁽²⁾
Tebutiuron	80	360	5,4	0,86	0,32	671

AF (Attenuation factor) – Mattos et al. (1999)

Koc: coeficiente de sorção.

t_{1/2}: meia vida.

Kow: coeficiente de partição octanol/água.

⁽¹⁾ Fonte: Gomes et al. (2001) e Spadotto et al. (2002).

⁽²⁾ Fonte: Weed Science Society of America (2002).

Ainda como forma de reforçar o comportamento do tebutiuron em solos arenosos, o trabalho desenvolvido por Gomes et al. (2001) mostrou sua presença na água subterrânea da Microbacia do Córrego do Espriado, em um poço tubular de cerca de 53 metros de profundidade, durante o período de 1995 a 1999. Embora as concentrações encontradas tenham sido baixas, o fato é que o referido produto esteve presente em todas as amostras analisadas, bimestralmente, no período mencionado, com valores variando de 0,04 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 0,08 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Informações que corroboram também na explicação do comportamento do tebutiuron foram obtidas por meio de estudos de simulação realizados por Pessoa et al. (1998) e Pessoa et al. (1999) e que mostraram o risco potencial do tebutiuron para alcançar o aquífero (zona saturada), a partir do RQo, considerando um período de quatro anos de evento. Pela profundidade alcançada nesse período, a simulação mostrou a possibilidade de chegada do tebutiuron à zona saturada após 16 anos de aplicação.

Por outro lado, estudos mais recentes, conforme descrito por Ferracini et al. (2005) na mesma microbacia, não revelaram a presença do tebutiuron em 7 poços (6 cisternas e 1 poço profundo, com profundidades entre 1,3 m e 39 m), mostrando certo dinamismo dessa molécula no ambiente. O Capítulo V, parte 2, deste livro, retrata parte deste estudo com amostragens nos meses de novembro de 2003, março, junho, setembro e dezembro de 2004 e fevereiro, março, junho, setembro e dezembro de 2005.

Por questões de ordem operacional/logística, não foi possível dar continuidade ao monitoramento do poço de 53 m de profundidade relatado nos estudos de Gomes et al. (2001).

Considerações finais

Os resultados mostraram que o tebutiuron aplicado no Neossolo Quartzarênico e no Latossolo Vermelho Distrófico psamítico, ora estudados, apresentou boa lixiviação através da camada de 50 cm. No entanto, seu potencial de lixiviação no primeiro é cerca de 6,7 vezes maior em relação ao segundo solo.

Os teores mais baixos de matéria orgânica e de argila do Neossolo Quartzarênico, influenciadores nos valores de condutividade hidráulica,

parecem ser os parâmetros determinantes na lixiviação mais elevada do tebutiuron nesse solo, comparado ao Latossolo Vermelho Distrófico psamítico.

A porosidade total não mostrou ser um parâmetro de influência no processo de movimentação do tebutiuron no solo, uma vez que não apresentou diferença significativa nos dois solos estudados.

Considerando-se os dois tipos de solos estudados, a lixiviação de tebutiuron foi inversamente proporcional aos teores de carbono orgânico e argila e diretamente proporcional à condutividade hidráulica.

A ausência do tebutiuron na água de sete locais amostrados em 2003, 2004 e 2005 na Microbacia do Córrego do Espraiado mostra seu dinamismo no ambiente e, conseqüentemente, a importância de dar prosseguimento às investigações sobre sua ocorrência em áreas de uso intensivo de cana-de-açúcar, onde é comumente usado.

Os resultados do presente trabalho mostram a necessidade de se aprofundar os estudos em relação à lixiviação do herbicida tebutiuron em solos tropicais, sobretudo em solos arenosos, a exemplo dos que ocorrem na Microbacia do Córrego do Espraiado e que são representativos das áreas de recarga direta ou afloramento do Aquífero Guarani no Brasil.

Referências

- BONATO, P. S.; LANCHOTE, V. L.; DREOSSI, S. A. C. High Performance performance Liquid chromatographic screening and gas chromatography-mass spectrometry confirmation of tebutiuron residues in drinking water. **Journal of High Resolution Chromatography**, New York, v. 22, n. 4, p. 239-241, 1999.
- BOUMA, J. **Guide to the study of water movement in soil pedons above the water table**. Madison: University of Wisconsin, Extension Service, 1973. 194 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa Produção da Informação-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos-CNPS, 1999b. 412 p.
- EMBRAPA. **Impacto ambiental e implicações sócio-econômicas da agricultura intensiva em água subterrânea**. Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 1999a. 36 p. Relatório técnico

- FERNANDES, B.; GALLOWAY, H. M.; BRONSON, R. D.; MANNERING, J. V. Condutividade hidráulica do solo saturado em três sistemas de manejo. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 30, p. 232-241, 1983.
- FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S. C. N. de; GOMES, M. A. F.; CERDEIRA, A. L.; PEREIRA, A. S.; SOUZA, M. D. de; SANTOS, G. L. dos. **Monitoramento do herbicida tebutiuron em água subterrânea na microbacia do Córrego Espreado, região de Ribeirão Preto, SP**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 10 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 54).
- GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. 11. ed. Piracicaba: Nobel, 1985. 466 p.
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebutiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego do Espreado, Ribeirão Preto - SP. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.
- GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 8, n. 4, p. 339-357, 1989.
- KOSKINEN, W. C.; STONE, D. M.; HARRIS, A. R. Sorption of hexazinone, sulfometuron methyl, and tebutiuron on acid, low base saturated sands. **Chemosphere**, [Oxford], v. 32, n. 9, p. 1681-1689, 1996.
- MATALLO, M. B.; SPADOTTO, C. A.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F. Sorption, degradation and leaching of tebutiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 40, p. 39-43, 2005.
- MATTOS, L. M.; SILVA, E. F. Influência das propriedades de solos e de pesticidas no potencial de contaminação de solos e águas subterrâneas. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 9, p. 103-124, 1999.
- MIKLÓS, A. A. W.; GOMES, M. A. F. **Levantamento semi-detalhado dos solos da bacia hidrográfica do Córrego Espreado, Ribeirão Preto/SP**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1996. 48 p. (Relatório técnico).
- NICHOLLS, P. H. Organic contaminants in soils and ground water. In: JONES, K. C. (Ed.). **Organic contaminants in the environment**. London: Elsevier Applied Science, 1991. p. 87-132.
- NICOLELLA, G. **Risco de contaminação do lençol freático pelo herbicida tebutiuron em cultura de cana-de-açúcar utilizando-se geoestatística e simulador CMLS**. 1999. 151 p. Tese (Doutorado) -Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1999.
- PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; DORNELAS DE SOUZA, M. D. de; CERDEIRA, A.; NICOLELLA, G.; MONTICELLI, A. Simulação do movimento de herbicidas utilizados no monocultivo de cana-de-açúcar em Areia Quartzosa da área de recarga do Aquífero Guarani (antigo Botucatu) em Ribeirão Preto, SP **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 3, n. 2, p. 11-19, 1998.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. de; DORNELAS DE SOUZA, M.; CERDEIRA, A.; NEVES, M. C.; NICOLELLA, G. **Estudos de simulação da movimentação vertical de herbicidas me solos com cana-de-açúcar na microbacia do Córrego do Espreado, Ribeirão Preto (SP)**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 44 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa, 1).

SPADOTTO, C. A. Screening method for assessing pesticide leaching potential. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 69-78, 2002.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; HORNSBY, A. G. Pesticide leaching potential assessment in multi-layered soils. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 1-13, 2002.

WSSA. Weed Science Society of America. **Herbicide handbook**. 8. ed. Lawrence: Weed Science Society of America, 2002. 493 p.

Capítulo 5

Monitoramento de herbicidas em água subterrânea da Microbacia do Córrego do Espraiado, Ribeirão Preto, SP

Sônia Cláudia do Nascimento de Queiroz

Vera Lúcia Ferracini

Anderson Soares Pereira

Marco Antonio Ferreira Gomes

Gustavo Luiz dos Santos

Introdução

A região de Ribeirão Preto, localizada no norte do Estado de São Paulo, é um pólo produtor de cana-de-açúcar que contribui com cerca de 30 % do açúcar e do álcool produzidos no País (PICOLI et al., 2005). A Microbacia do Córrego do Espriado, localizada nessa região, é uma das áreas de afloramento do Aquífero Guarani onde, também, é intensiva a aplicação de agrotóxicos. Trabalhos realizados por Gomes et al. (2001), Matillo et al. (2003) e Pessoa et al. (2003), nesse local, identificaram os herbicidas tebutiuron, atrazina e diuron como produtos potencialmente contaminantes do lençol freático, principalmente quando aplicados sob os Neossolos Quartzarênicos.

Em relação ao herbicida hexazinone, análises preliminares realizadas por Spadotto et al. (2002), mostraram que ele apresenta potencial considerável de lixiviação, com conseqüente risco para o lençol freático. Diante do exposto, e em função de demandas específicas sobre o comportamento desses herbicidas, o presente capítulo apresenta um monitoramento dos herbicidas tebutiuron, hexazinone, atrazina e diuron considerando ainda que os mesmos foram selecionados com base na intensidade de uso (quantidade e freqüência de aplicação) e no potencial de lixiviação (EMBRAPA, 1999).

Material e Métodos

Padrões dos herbicidas e solventes

O hexazinone (3-ciclohexil-6-dimetilamino-1-metil-1,3,5-triazina-2,4,1H,3H)-diona) (99,9 %) foi doado pela DuPont, o tebutiuron (N-[5-(1,1-dietiletil)-1,3,4-tiadiazol-2-il]-N,N'-dimetil uréia) (99,5 %) foi adquirido da firma Dr. Ehrenstorfer (Augsburg, Alemanha), a atrazina (6-cloro-N-etil-N'-(1-netiletil)-1,3,5-triazina-2,4-diamina) (99 %) e o diuron (3-(3,4-diclorofenil)-1,1dimetilureia) (98 %) foram obtidos da ChemService.

Os solventes utilizados para extração foram grau P.R. e, para análise cromatográfica, o metanol utilizado foi grau HPLC.

Cromatógrafo líquido de alta eficiência

Foi utilizado um cromatógrafo líquido da Agilent, modelo 1.100 Series, constituído de uma bomba quaternária, autoamostrador, desgaseificador e um detector espectrofotométrico de absorção no UV/Vis, de comprimento de onda variável.

Método analítico para a determinação dos herbicidas em água

Extração líquido-líquido (método 1): um volume de 250 mL de amostra, água mineral natural Minazul, fortificada nas concentrações de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$; $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ e $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$, foi extraído com 3 porções de 50 mL de diclorometano. Em seguida o solvente foi evaporado até cerca de 0,5 mL, utilizando um rotaevaporador (Büchi). O extrato foi seco com sulfato de sódio anidro, transferido quantitativamente para um tubo de ensaio e evaporado sob fluxo lento de nitrogênio. O resíduo foi redissolvido em 1 mL de água, filtrado em membrana de $0,45 \mu\text{m}$ sendo 100 μL analisados por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). A coluna utilizada foi da Mallinckrodt Baker, modelo Bakerbond HPLC, C18, $4,6 \times 250 \text{ mm} \times 5 \mu\text{m}$. As condições de operação foram:

Extração em fase móvel (método 1): água:metanol (50:50, v/v), eluição isocrática, vazão 1 mL min^{-1} , tempo de corrida de 15 minutos e detecção no UV em 247 nm. Este método foi validado para a determinação de tebutiuron e hexazinone em água subterrânea.

Extração em fase sólida (método 2): foi utilizado um cartucho de estireno-divinilbenzeno da Supelco, contendo 0,25 g de sorvente e um volume de 6 mL. O cartucho foi condicionado com um volume de 5 mL de metanol seguido de 5 mL de água. Após o condicionamento, um volume de 750 mL da amostra foi passado, a uma vazão de 2 mL min^{-1} , o cartucho foi seco sob vácuo durante 40 min. A extração das substâncias pré-concentradas foi efetuada usando 5 mL de metanol. O extrato foi seco sob fluxo lento de nitrogênio e ressuspenso em 1 mL da fase móvel, filtrado em membrana de $0,45 \mu\text{m}$, sendo 100 μL analisados por cromatografia líquida de alta eficiência. A coluna utilizada foi da Mallinckrodt Baker, modelo Bakerbond HPLC, C18, $4,6 \times 250 \text{ mm} \times 5 \mu\text{m}$. As condições de operação foram: fase

móvel água: metanol (50:50, v/v), eluição isocrática, vazão 1 mL min^{-1} , tempo de corrida de 15 minutos e detecção no UV de 0 min a 15 min 247 nm, de 15 min a 22 min 230 nm e de 22 min a 35 min 247 nm. Este método foi validado para a determinação de tebutiuron, hexazinone, atrazina e diuron em água subterrânea.

Validação dos métodos analíticos

Para a validação do método foram utilizadas amostras testemunhas fortificadas com o padrão dos pesticidas. As fortificações das amostras foram feitas aplicando uma certa quantidade dos pesticidas, com auxílio de uma micropipeta calibrada, espalhando sobre as amostras. Amostras não fortificadas foram analisadas como testemunhas.

A validação dos métodos propostos foi obtida por meio da avaliação dos seguintes parâmetros: linearidade, limite de detecção (LOD), limite de quantificação (LOQ), recuperação (exatidão) e precisão (repetitividade e precisão intermediária).

Os métodos desenvolvidos foram validados e os critérios de aceitação foram (BOBELDIJK-PASTOROVA, 2000):

- Limite de detecção para herbicidas em água: $\leq 0,1 \mu\text{g L}^{-1}$, estabelecido pela Comunidade Européia, (ECC, 1980).

Expressão dos resultados das análises:

- $< \text{LOD}$: não detectado.
- Entre o LOD e LOQ: $< \text{LOQ}$.
- LOQ: valor da quantificação.

Localização da área de estudo, coordenadas geográficas e caracterização dos pontos de coleta de água

A área objeto de estudo situa-se entre as coordenadas $21^{\circ}11'44,51''$ e $21^{\circ}17'34,05''$ de Latitude Sul; $47^{\circ}39'31,69''$ e $47^{\circ}45'27,58''$ de Longitude Oeste, nos municípios de Ribeirão Preto e Cravinhos, SP, correspondendo à Bacia Hidrográfica do Córrego do Espraiado. Foram selecionados sete pontos de coleta de água, correspondentes a poços do tipo cisterna e semi-artesiano. A Fig. 1 apresenta o mapa de localização dos poços

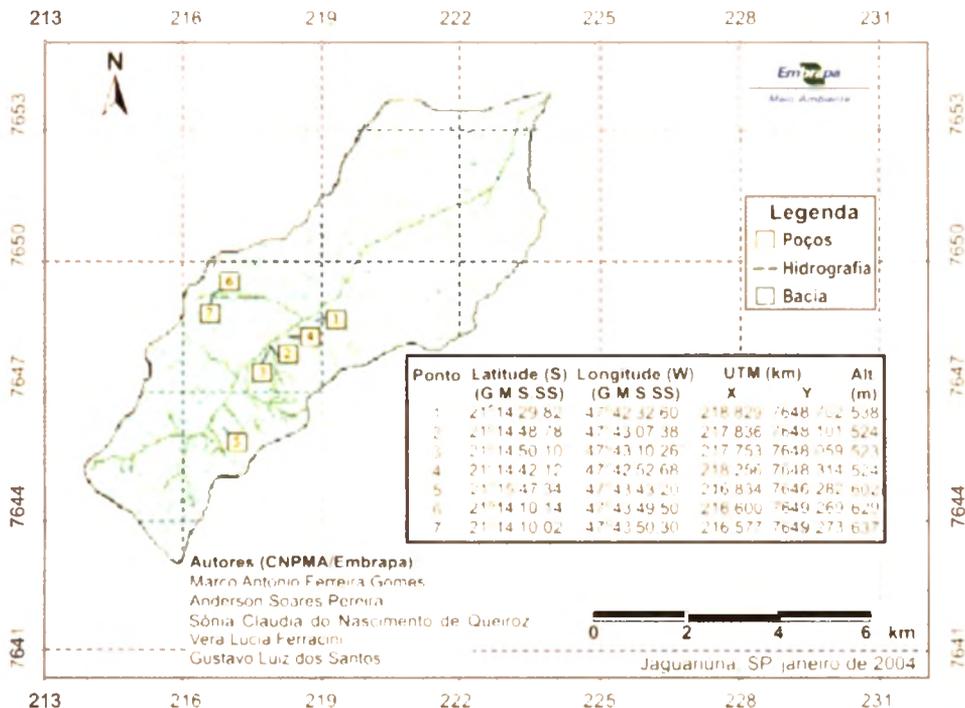


Fig. 1. Localização dos pontos de coleta de amostras de água – Microbacia do Córrego do Espreado.

georreferenciados. A Tabela 1 mostra a localização e coordenadas latitude-longitude dos poços, e a Tabela 2 apresenta as coordenadas dos poços em UTM e respectivas altitudes.

A utilização do Sistema Global de Posicionamento por Satélite (GPS) possibilitou uma localização precisa dos pontos amostrados, permitindo maior agilidade no planejamento das amostragens.

Caracterização dos poços: tipo, profundidade total, nível estático e altura da lâmina d' água

Os poços amostrados foram caracterizados pelo seu tipo, profundidade total, nível estático e altura da lâmina de água. A Tabela 3 mostra o tipo e

Tabela 1. Localização e coordenadas geográficas (lat-long) dos poços amostrados.

Poço	Localização	Município	Coordenadas	
			Latitude (S)	Longitude (W)
1	Sede da Fazenda Carbisa	Cravinhos, SP	21°14'29,82"	47°42'32,60"
2	Sede principal da Fazenda Santa Helena	Cravinhos, SP	21°14'42,78"	47°43'07,38"
3	Fundos da sede principal da Fazenda Santa Helena	Cravinhos, SP	21°14'50,10"	47°43'10,26"
4	Sede da Fazenda Santa Helena - curva da estrada	Cravinhos, SP	21°14'42,12"	47°42'52,68"
5	Sede da Fazenda Val Paraíso	Cravinhos, SP	21°15'47,34"	47°43'43,20"
6	Sede da Fazenda Santa Terezinha	Ribeirão Preto, SP	21°14'10,14"	47°43'49,50"
7	Sede da Fazenda Santa Terezinha	Ribeirão Preto, SP	21°14'10,02"	47°43'50,30"

Fonte: Queiroz et al (2004).

Tabela 2. Localização, coordenadas geográficas (UTM) e altitude (relação ao nível do mar) dos poços amostrados.

Poço	Coordenadas (km, Zona 23)		Altitude (m)
	UTM (X)	UTM (Y)	
1	218,829	7.642,702	538
2	217,836	7.642,101	524
3	217,753	7.642,059	523
4	218,256	7.642,314	524
5	216,834	7.646,282	602
6	216,600	7.649,269	629
7	216,557	7.649,273	637

Fonte: Queiroz et al (2004).

as respectivas profundidades dos poços, e a Fig. 2 apresenta o zoneamento das profundidades dos poços na Microbacia do Córrego do Espriado, determinados em junho de 2004. Os poços amostrados são predominantemente do tipo cisterna e com profundidade total, nível estático e altura de lâmina de água baixos (poços 3, 5, 6 e 7), médios (poços 2 e 4) e alto (poço 1).

Tabela 3. Tipo de poço, profundidade total, nível estático e altura da lâmina de água nos poços amostrados na Microbacia do Córrego do Espreado em junho de 2004.

Poço	Tipo	Profundidade total (m)	Nível estático (m)	Altura da lâmina de água (m)
1	Semi-artesiano	39,0	30,0	9,0
2	Cisterna	8,0	2,8	5,2
3	Cisterna	4,0	1,0	3,0
4	Cisterna	9,0	3,5	5,5
5	Cisterna sub-superficial	1,3	0,5	0,8
6	Cisterna	9,0	6,1	2,9
7	Cisterna sub-superficial	1,5	0,6	0,9

Fonte: Queiroz et al. (2004).

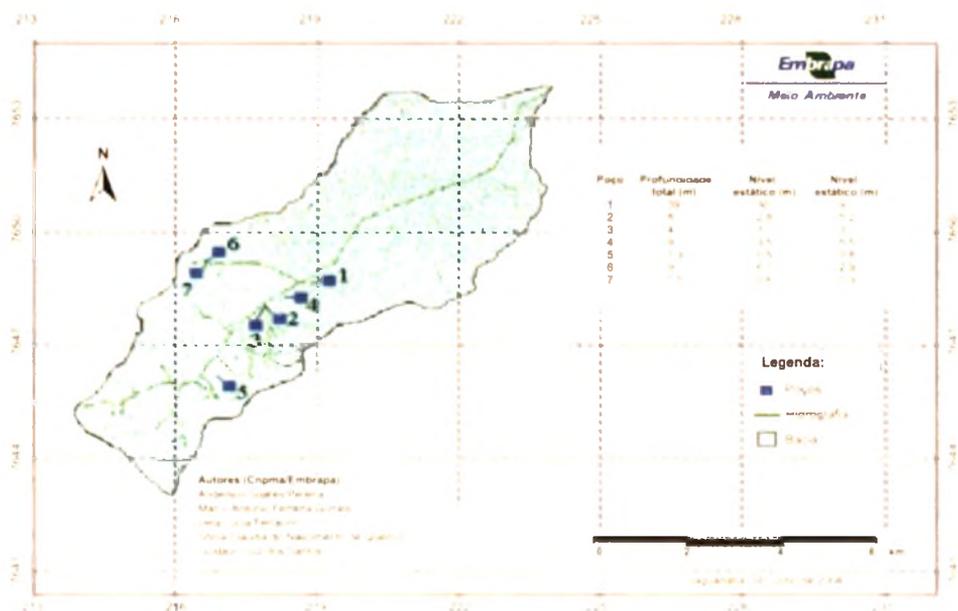


Fig. 2. Profundidade dos poços amostrados.

Recomenda-se a utilização dos valores de profundidade determinados e do mapa referente a esse monitoramento no planejamento de estudos referentes à hidrogeologia, fluxo de água subterrânea e piezometria na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Espraiado.

Procedimentos de amostragem da água subterrânea

Com a seleção dos herbicidas, foi estabelecido o esquema dos monitoramentos por meio de amostragem trimestral da água dos sete poços.

A sistemática de coleta de amostras de água obedeceu a uma captação direta junto aos poços utilizando-se de um coletor especial, conforme apresentado na Fig. 3. Este coletor foi introduzido de forma lenta e gradual no corpo d'água para evitar possível aumento de fluxo, o que poderia contribuir para eventual dispersão de moléculas de agrotóxicos (i.a) porventura presentes nesse corpo. Após a coleta, as amostras de água foram transferidas para frascos de polietileno de 1.000 mL, com tampas rosqueadas e com sistema de travamento, encaminhadas ao laboratório e submetidas às análises por cromatografia líquida de alta eficiência.

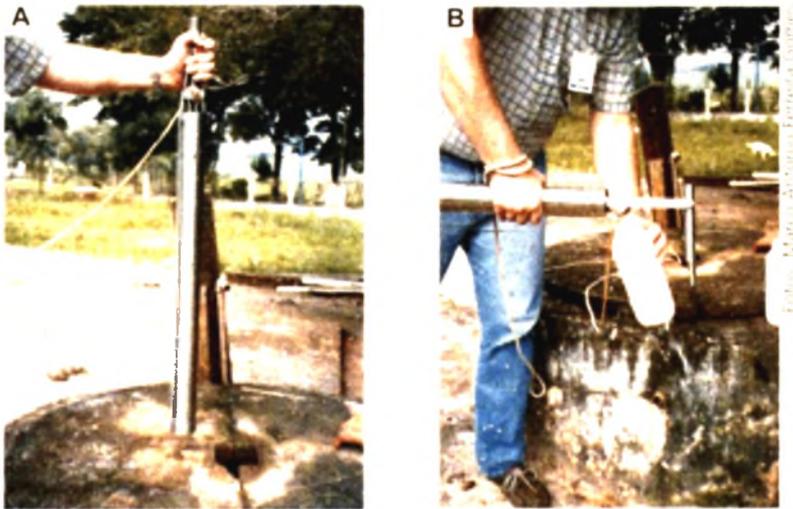


Fig. 3. (A) Detalhe do coletor metálico; (B) Detalhe da colocação da água coletada no frasco especial.

Resultados e discussão

Método para a determinação dos herbicidas em água

Extração líquido-líquido (método 1)

Inicialmente tentou-se desenvolver um método simples que utilizasse materiais disponíveis no laboratório, com escolha do procedimento da extração líquido-líquido com diclorometano por ser uma técnica considerada clássica na extração de pesticidas em água. O solvente empregado na extração é um dos mais utilizados devido à capacidade de extrair substâncias tendo uma ampla gama de polaridades e de fácil evaporação, tornando a concentração da amostra rápida (QUEIROZ et al., 2001; QUEIROZ et al., 2004).

Inicialmente, foram analisados os herbicidas hexazinone e tebutiuron, utilizando o método 1.

O método baseado em extração líquido-líquido é mais trabalhoso que a extração em fase sólida, porém é mais barato uma vez que os cartuchos são caros, e a disponibilidade depende muitas vezes de importação.

Após um estudo intensivo das condições cromatográficas, utilizando uma coluna de fase reversa tipo C-18 e eluição isocrática com uma mistura de metanol/água 50:50, v/v, a resolução na linha de base dos herbicidas foi obtida. A Fig. 4 mostra os cromatogramas obtidos das amostras, testemunha e fortificada. Pode-se observar que não há picos de interferentes coeluinto nos tempos de retenção dos compostos estudados.

Após a otimização das condições de extração e cromatográficas, o método foi validado. A validação é necessária para garantir a confiabilidade dos resultados obtidos (QUEIROZ, 2001; BRITO et al., 2003; FERRACINI et al., 2005).

Na validação, o primeiro e mais simples parâmetro a ser avaliado é a linearidade, que é obtida plotando os valores de área *versus* a concentração da solução analítica. Realiza-se uma regressão linear pelo método dos mínimos quadrados e verifica-se o coeficiente de determinação (r^2) é adequado. Os desvios da linearidade muitas vezes são difíceis de serem detectados visivelmente, sendo assim a sua adequação foi verificada por meio do cálculo dos resíduos entre os valores medidos e os valores calculados

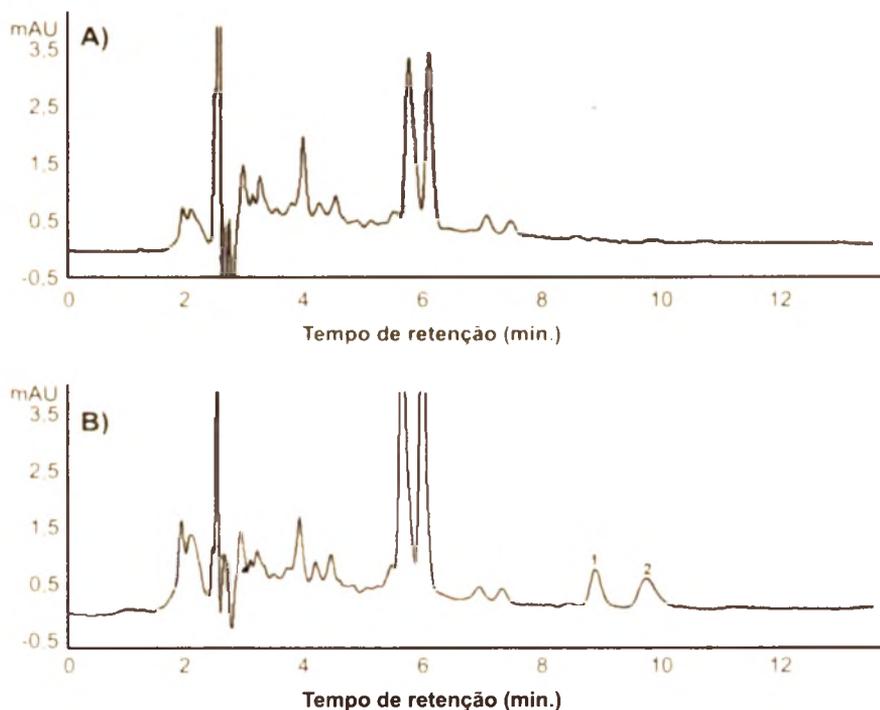


Fig. 4. Cromatogramas das amostras: A) branco e B) fortificada inicialmente em $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$. 1 = tebutiuron e 2 = hexazinone.

Fonte: Queiroz et al. (2004).

a partir da equação de regressão (INMETRO, 2003). As curvas analíticas obtidas para o hexazinone e para o tebutiuron mostraram-se lineares na faixa de LOQ – $300 \mu\text{g L}^{-1}$, pois apresentaram valores de r^2 de 0.997 e 0.998 respectivamente, e os gráficos dos resíduos não demonstraram tendências.

Os limites de detecção (LOD) e limites de quantificação (LOQ) foram calculados utilizando a razão sinal/ruído de 3 e 10 vezes, respectivamente. Os valores de LOD foram $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,03 \mu\text{g L}^{-1}$, e LOQ foram $0,07 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,09 \mu\text{g L}^{-1}$, obtidos após a uma pré-concentração de 250 vezes, que corresponde a uma concentração final de $18 \mu\text{g L}^{-1}$ e de $22 \mu\text{g L}^{-1}$ para o hexazinone e para o tebutiuron, respectivamente. Esses resultados indicam que o método é suficientemente sensível para detectar a presença dos herbicidas em níveis baixos de concentração. As curvas analíticas estão apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Curvas analíticas dos herbicidas.

Herbicida	a	b	r ²
Hexazinone	2,5198	0,4508	0,9976
Tebutiuron	4,2456	0,6393	0,9987

Nota: $Y = a + bx$, a = coeficiente linear, b = coeficiente angular, r² = coeficiente de determinação.

Fonte: Queiroz et al. (2004).

A exatidão do método foi determinada por meio da obtenção da % de recuperação média das amostras fortificadas em triplicatas. Os valores obtidos se encontram descritos na Tabela 5 e estão dentro da faixa de 70 % -120 %, considerada aceitável .

A precisão, Tabela 2, foi calculada por meio de repetições realizadas no mesmo dia, nas mesmas condições cromatográficas e pelo mesmo analista, sendo este tipo de precisão denominado de repetitividade. Também foi avaliada em 3 dias diferentes a fim de determinar a precisão intermediária. Os valores obtidos foram < 8 %, indicando que o método está em consonância com a literatura, onde valores < 20 % são considerados aceitáveis.

Tabela 5. Recuperações e precisões (RSD %) dos herbicidas hexazinone e tebutiuron (n = 3).

Herbicida	Fortificação ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Recuperações	Repetitividade ⁽¹⁾	Precisão
		médias (%)	R.S.D. (%)	intermediária ⁽²⁾ R.S.D. (%)
Hexazinone	0,1	108,2	2,2	7,7
	0,5	93,2	3,9	2,1
	1,0	90,3	3,2	3,3
Tebutiuron	0,1	101,6	1,2	5,4
	0,5	90,9	3,2	5,8
	1,0	90,3	1,9	5,0

⁽¹⁾ Mesmo dia , mesmo analista e mesmo equipamento.

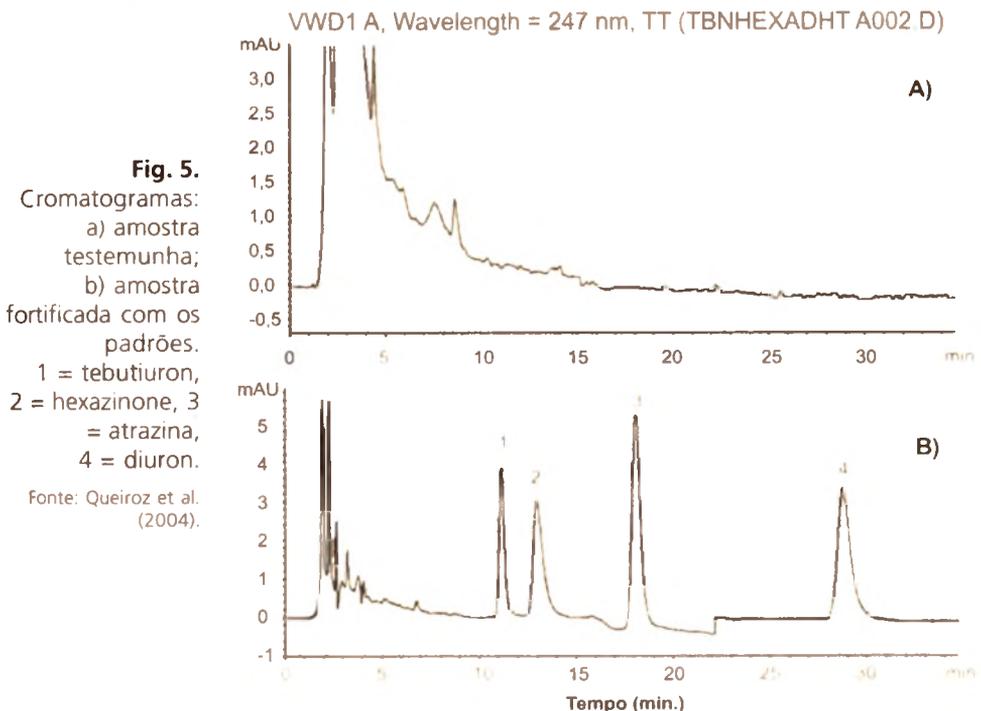
⁽²⁾ Três dias diferentes, mesmo analista e mesmo equipamento.

Fonte: Queiroz et al. (2004).

Extração em fase sólida

Foi desenvolvido um outro método baseado em extração em fase sólida, para a determinação dos herbicidas hexazinone, tebutiuron, diuron e atrazina em água subterrânea. Esse método possui vantagens sobre o da extração líquido-líquido, uma vez que é menos trabalhoso e pode usar uma quantidade maior de amostra, diminuindo assim os valores dos limites de detecção e quantificação do método (QUEIROZ et al., 2006). Além disso, a matriz, água subterrânea, não apresenta matéria orgânica em quantidade significativa, e isso é vantajoso para a eficiência do cartucho.

As condições cromatográficas foram estabelecidas com base nos trabalhos anteriores do laboratório. A resolução na linha de base dos herbicidas foi obtida, após um estudo das condições cromatográficas, utilizando uma coluna de fase reversa tipo C-18 e eluição isocrática com uma mistura de metanol/água 50:50, v/v. A Fig. 5 mostra os cromatogramas das amostras testemunha e fortificada com os padrões. Pode-se observar que não há picos de interferentes coeluinto nos tempos de retenção dos



compostos estudados. Os picos que aparecem no início do cromatograma são provavelmente devido à presença de ácidos húmicos, que mesmo em baixa quantidade na amostra, após a pré-concentração, são detectados. Após a otimização das condições de extração e cromatográficas, o método foi validado.

As curvas analíticas obtidas mostraram ser lineares na faixa de $50 \mu\text{g L}^{-1}$ a $1.000 \mu\text{g L}^{-1}$, pois apresentaram valores de $r^2 = 0,999$ e os gráficos dos resíduos não demonstraram tendências.

Os limites de detecção (LOD) e os limites de quantificação (LOQ) do instrumento foram calculados utilizando a razão sinal/ruído de 3 e 10 vezes, respectivamente. Os valores do LOD e do LOQ, referentes ao método estão mostrados na Tabela 6. Esses resultados indicam que o método é suficientemente sensível para detectar a presença dos herbicidas em níveis baixos de concentração.

A exatidão do método foi determinada por meio da obtenção da % de recuperação média das amostras fortificadas em triplicatas. Os valores obtidos se encontram descritos na Tabela 7 e estão dentro da faixa de 70 % -120 %, que é a considerada aceitável.

A precisão, Tabela 7, foi calculada por meio de repetições realizadas no mesmo dia, nas mesmas condições cromatográficas e pelo mesmo analista, sendo esse tipo de precisão denominado de repetitividade. Também foi avaliada em três dias diferentes a fim de determinar a precisão intermediária. Os valores obtidos foram $< 18 \%$, indicando que o método está em consonância com a literatura, onde valores $< 20 \%$ são considerados aceitáveis.

Tabela 6. Valores de limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) do método, considerando um fator de pré-concentração de 750 vezes.

Pesticida	LOD ($\mu\text{g L}^{-1}$)	LOQ ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Tebutiuron	0,01	0,03
Hexazinone	0,007	0,02
Atrazina	0,008	0,01
Diuron	0,01	0,03

Fonte: Queiroz et al (2004).

Tabela 7. Recuperações e precisões (RSD %) dos herbicidas hexazinone e tebutiuron (n = 3).

Herbicida	Conc. ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Recuperação média (%)	Repetitividade ⁽¹⁾ R.S.D. (%)	Precisão Inter. ⁽²⁾ R.S.D. (%)
Hexazinone	0,1	85	9	8
	0,5	95	5	
	1,0	95	2	
Tebutiuron	0,1	70	2	10
	0,5	86	4	
	1,0	91	2	
Atrazina	0,1	115	5	18
	0,5	95	4	
	1,0	95	2	
Diuron	0,1	94	4	8
	0,5	91	2	
	1,0	93	2	

⁽¹⁾ Repetitividade: mesmo dia, mesmo analista e mesmo equipamento.

⁽²⁾ Precisão intermediária: três dias diferentes, mesmo analista e mesmo equipamento

Fonte: Queiroz et al. (2004).

Monitoramento dos herbicidas

O monitoramento desses princípios ativos em água subterrânea é de grande relevância nesse sistema hidrológico onde a vulnerabilidade é alta, e especialmente porque a água subterrânea, nesse caso, é a fonte primária (ou principal) de água potável que abastece a população, particularmente no Estado de São Paulo.

Os resultados das análises realizadas, Tabela 8, não indicaram a presença dos herbicidas em níveis que comprometem a qualidade da água. Todos os valores estão abaixo do limite de detecção do método, exceto na coleta de setembro de 2005, no ponto 7 onde sugere a presença do hexazinone a uma concentração de $0,06 \mu\text{g L}^{-1}$, porém é necessária uma confirmação por espectrometria de massas. A Fig. 6 apresenta o cromatograma da amostra no ponto 7 onde podemos verificar o pico no tempo de retenção do hexazinone. O ponto 7 apresenta alta exposição à contaminação devido à proximidade do poço com a plantação de cana.

Tabela 8. Resultados das concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$) obtidas nas análises das amostras coletadas nos 7 pontos (6 cisternas e 1 poço profundo) localizados na Microbacia do Córrego do Espiraiado, região de Ribeirão Preto, SP.

Data	Herbicida			
	Hexazinone	Diuron	Atrazina	Tebutiuron
Novembro 2003	< LOD	na	na	na
Março 2004	< LOD	na	na	< LOD
Junho 2004	< LOD	na	na	< LOD
Setembro 2004	< LOD	na	na	< LOD
Dezembro 2004	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Fevereiro 2005	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Março 2005	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Junho 2005	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Setembro 2005	0,06 $\mu\text{g L}^{-1}$	< LOD	< LOD	< LOD
Dezembro 2005	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Limite de detecção do equipamento (LOD); na = não analisada.

Fonte: Queiroz et al (2004).

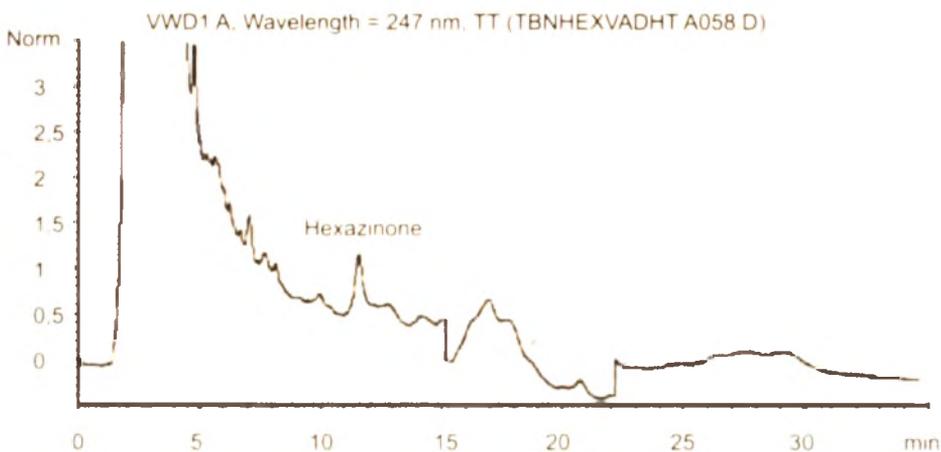


Fig. 6. Cromatograma da amostra coletada no ponto 7, mostrando o pico no tempo de retenção do hexazinone.

Fonte: Queiroz et al. (2004).

Conclusões

Na maioria das coletas não foram detectadas as presenças dos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron; porém há uma evidência da presença do hexazinone na coleta de setembro de 2005, ponto 7, concentração de $0,06 \mu\text{g L}^{-1}$. Mesmo com este resultado, há necessidade de confirmação por espectrometria de massas. Todavia, o monitoramento deve ter continuidade, pois possibilitará a definição de áreas críticas e, conseqüentemente, subsidiará a gestão estratégica dessas áreas, como etapa importante para a manutenção da qualidade da água para abastecimento da população local, seja na área de abrangência da Microbacia do Espraiado seja nas regiões circunvizinhas que, em alguns casos, já atingem o perímetro urbano da Cidade de Ribeirão Preto.

Referências

- BOBELDIJK-PASTOROVA, I. **Ontwikkeling en validatie van multimethoden voor prioritaire bestrijdingsmiddelen in water**. Nieuwegein: Kiwa, 2000. (European Project SMT4-CT96-2142, v. 2 HPLC-DAD Method).
- BRITO, N. M.; AMARANTE JUNIOR JÚNIOR, O. P.; POLESE, L.; RIBEIRO, M. L. Validação de métodos analíticos. Estratégia e discussão. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 129-146, 2003.
- EEC. **Drinking water guidelines**. Bruxelas: [s.n.], 1980. (80/779/EEC nº L229/11-29).
- EMBRAPA **Impacto ambiental e implicações sócio-econômicas da agricultura intensiva em água subterrânea**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1999. 36 p. Relatório técnico.
- FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S. C. N. de; GOMES, M. A. F.; SANTOS, G. L. dos. Método para a determinação de Hexazinone e Tebutiuron em água. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 380-382, maio/jun. 2005.
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebutiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego Espraiado, Ribeirão Preto/SP. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.
- INMETRO **Orientações sobre validação de métodos de ensaios químicos** DOQ_CGCRE-008. 2003. Disponível em: <<http://www.inmetro.gov.br/kits/doqcgcre008r01.pdf>> Acesso em: 27 maio 2004.

LYDON, J.; ENGELKE, B. F.; HELLING, C. S. Simplified high-performance liquid chromatography method for the simultaneous analysis of tebutiuron and hexazinone. **A Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 536, p. 223-228, 1991.

MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C.; SPADOTTO, C. A.; CERDEIRA, A. L.; MARIN, G. C. Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 83-90, 2003.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 111-122, 2003.

PICOLI, M. C. A.; ANJOS, C. S. dos; ROSA, V. G. C.; RIZZI, R.; RUDORFF, B. F. Estimativa de área com cana-de-açúcar na micro-região de Ribeirão Preto- SP por meio de amostragem por segmentos quadrados. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 213-215.

QUEIROZ, S. C. N. **Determinação multiresíduos de pesticidas em água por cromatografia líquida de alta eficiência com ênfase em detecção por espectrometria de massas e novos solventes para extração em fase sólida**. 2001. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

QUEIROZ, S. C. N.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. Métodos de extração e/ou concentração de compostos encontrados em fluidos biológicos para posterior determinação cromatográfica. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 67-76, 2001.

QUEIROZ, S. C. N.; LAZOU, K.; SANDRA, P.; JARDIM, I. C. S. F. J. Determination of pesticides in water by liquid chromatography - (electrospray ionization) – mass spectrometry (LC-ESI-MS) **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 14, p. 53-14, 2004.

QUEIROZ, S. C. N.; MELO, L. F.; JARDIM, I. C. S. F. Novos sorventes baseados em poli (metiloctilsiloxano) sobre sílica para uso em extração em fase sólida. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 4, 2006.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; HORNSBY, A. G. Pesticide leaching potential assessment in multi-layered soils. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 1-12, 2002.

**Aspectos do comportamento
dos herbicidas diuron e
tebutiuron em solos das áreas
de recarga do Aquífero Guarani
no Estado de São Paulo**

Marcus Bariffouse Matallo

Luís Carlos Luchini

Marco Antonio Ferreira Gomes

Cláudio Aparecido Spadotto

Antonio Luiz Cerdeira

André Luiz de Souza Lacerda

Introdução

A percolação de agrotóxicos no perfil do solo é uma preocupação constante. Apesar de escassos, os dados relativos à movimentação desses produtos em solos brasileiros justificam o propósito do estudo do seu comportamento para conhecer o potencial de risco que seu uso representa, tanto para a saúde humana como para o ambiente. A forma como um pesticida se comporta no ambiente é governada pelos processos de transformação, degradação e transporte a que está submetido. Qualquer esforço no sentido de conhecer o destino de um pesticida no ambiente é, de fato, um esforço no sentido de definir o papel desses processos; conseqüentemente, a avaliação do seu comportamento no ambiente deve incluir uma estimativa potencial de todos os processos que podem afetá-lo. Essas avaliações devem ser realizadas tanto no campo como em laboratório.

Os estudos de laboratório fornecem a base para o conhecimento do comportamento de um agrotóxico no campo. O desenvolvimento do coeficiente de sorção (K_f) é o ponto de partida comumente empregado para isso. O valor desse coeficiente é derivado de uma função exponencial conhecida como equação de Freundlich e que tem sido usada para descrever o comportamento adsorptivo da maioria absoluta dos pesticidas bem como outros elementos no solo.

A degradação biológica está diretamente relacionada com o destino de um agrotóxico no ambiente e, em última análise, é um processo crítico que controla seu comportamento no solo e na água. A correta previsão de sua degradação é necessária para estimar seu tempo de permanência no ambiente. Estudos de campo e laboratório têm demonstrado que os microorganismos do solo podem degradar muitos agrotóxicos. Entretanto, a maioria desses estudos tem sido realizada em laboratório sob condições ideais de temperatura e umidade, gerando um contato íntimo entre a molécula do agrotóxico e os microorganismos, o que pode levar aos resultados superestimados de meia vida desses compostos. Por outro lado, a sorção pelas superfícies coloidais do solo, especialmente a matéria orgânica, limita o processo de degradação dos pesticidas reduzindo sua biodisponibilidade.

A maioria dos estudos de laboratório tem usado colunas de solo para caracterizar o transporte de agrotóxicos no perfil do solo. Colunas de solo

não desestruturadas permitem avaliar os efeitos da quantidade de água aplicada na lixiviação dos agrotóxicos, pois consideram a ocorrência de fluxos preferenciais no processo. Juntamente com a sorção pelas superfícies coloidais, o fluxo de água no solo é o principal fator que controla o movimento de um pesticida no seu perfil. Assim, para conhecer o movimento de um agrotóxico através do perfil do solo, é essencial o conhecimento das propriedades físicas e químicas da molécula, aliado às condições edafoclimáticas.

As áreas de recarga do Aquífero Guarani são constituídas predominantemente por solos arenosos, cuja gênese teve grande contribuição do Arenito Botucatu. Assim, dependendo da região, já que suas áreas de recarga estendem-se por mais de 100.000 Km² em território nacional abrangendo 8 estados, os solos variam de Neossolos do tipo litólicos a Latossolos psamíticos. Porém, quando se leva em consideração aqueles predominantes e que são mais usados pela agricultura, destacam-se o Latossolo Vermelho Distrófico psamítico e o Neossolo Quartzarênico.

A recarga de lençóis subterrâneos ocorre naturalmente pela percolação da água de chuva por meio de um solo não saturado, onde o movimento vertical da água é controlado tanto pela força da gravidade quanto pela força de capilaridade.

Um dos principais problemas é o risco de deterioração do aquífero em decorrência do aumento dos volumes explorados e do crescimento das fontes de poluição pontuais e difusas como ocorre com o cultivo da cana-de-açúcar, em que o uso constante de herbicidas pré-emergentes potencializa o risco de contaminação da água subterrânea. O problema se agrava ainda mais quando se observa que as áreas de recarga, constituídas por materiais arenosos, com elevada macroporosidade, oriundos da decomposição do arenito Botucatu, estão sendo ocupadas por atividades agrícolas com número expressivo de aplicações de agrotóxicos (GOMES et al., 2001; GOMES et al., 2002). Este é um cenário extremamente favorável à lixiviação de produtos com alta mobilidade no perfil do solo.

Vários modelos matemáticos vêm sendo utilizados para acompanhar a dinâmica de agrotóxicos no solo. Por sua vez, devido à sua complexidade, modelos altamente detalhados podem não ser aplicáveis devido ao extenso requerimento de dados e à especialização necessária para interpretar e entender seus resultados. A busca por modelos mais complexos e sofisticados

levou aos modelos com extensos requerimentos de dados, parâmetros que são difíceis de medir, maior especialização necessária para aplicação e maior dependência computacional, o que conseqüentemente levou a aplicações mais difíceis e, portanto, menos acessíveis.

No entanto, segundo Decoursey (1992), trabalhos têm mostrado que as respostas de sistemas naturais complexos podem ser, freqüentemente, representados por modelos mais simples e com poucos parâmetros que incorporem as variáveis dominantes no comportamento; por exemplo, o trabalho de Rao et al. (1985) que assumiu alguns padrões desse tipo quando propôs o modelo *Attenuation Factor* (AF) uma vez que, segundo Leonard e Knisel (1988), o fato de assumir padrões gerais de comportamento dos agrotóxicos no ambiente pode não apresentar sérios problemas. De acordo com Rao et al. (1985), AF é definido como a fração da quantidade do herbicida aplicado na superfície do solo que lixivia através de uma dada profundidade do solo.

Fica claro então que qualquer modelo para avaliar lixiviabilidade deve levar em conta tanto a persistência como a mobilidade do pesticida, e uma excelente oportunidade para se prever o comportamento dos agrotóxicos de uma forma mensurável com capacidade para quantificar os processos que ocorrem no solo é a região de Ribeirão Preto. Localizada na parte norte do Estado de São Paulo, trata-se de uma importante área produtora de cana-de-açúcar com intensa utilização de agrotóxicos e, também, uma importante área de recarga do lençol subterrâneo do Aquífero Guarani, um dos maiores mananciais transfronteiriços de água doce do mundo, compreendendo áreas distribuídas por sete estados brasileiros, além de partes da Argentina, Uruguai e Paraguai, com aproximadamente 1.200.000 km² e uma população atual estimada em 15 milhões de habitantes (REBOUÇAS, 1994).

Metodologia

Área de estudo

Os solos selecionados para os estudos são representativos das áreas de recarga do Aquífero Guarani, localizadas na Microbacia do Córrego do Espriado em Ribeirão Preto e classificados como Latossolo Vermelho

Distrófico psamítico (LVdq) de textura média, pH de 5,2 e 0,52 % de carbono orgânico e Neossolo Quartzarênico (RQ) de textura arenosa, pH de 5,1 e 0,25 % de carbono orgânico (EMBRAPA, 1999).

Herbicidas estudados

Os herbicidas diuron (3-(3,4-diclorofenil)-1,1-dimetilureia) e tebutiuron (N-(5-(1,1-dimetiletil)-1,3,4-tiadiazol-2-il)-N,N'-dimetilureia), utilizados neste experimento, são herbicidas não ionizáveis, de caráter lipofílico (Kow H \approx 600), do grupo dos derivados da uréia e recomendados para uso na cultura da cana-de-açúcar em pré e pós-emergência no controle de plantas daninhas mono e dicotiledôneas (RODRIGUES; ALMEIDA, 1998).

Cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE)

As análises do tebutiuron e diuron foram efetuadas segundo o método (modificado) proposto por Bonato et al. (1999) para o tebutiuron. Utilizou-se um cromatógrafo líquido Shimadzu mod. LC 2010 com duas bombas LC – 10AD, detector UV operando a 254 nm e injetor automático (SIL 10A) num volume de injeção de 30 μ l. A separação foi obtida com coluna C-18 Shimpack 150 x 4 mm (partículas com 5 μ m de diâmetro) protegida por pré-coluna C18 Shimpack. A fase móvel empregada foi metanol: água (60:40) num fluxo de 1,0 mL min⁻¹. Nessas condições, os tempos de retenção foram em média 5,6 minutos para o tebutiuron e 10,035 minutos para o diuron. As curvas de calibração foram obtidas com soluções em metanol de tebutiuron e diuron grau analítico (99,9 %) nas concentrações de 0,05 μ g mL⁻¹, 0,1 μ g mL⁻¹, 0,5 μ g mL⁻¹, 1,0 μ g mL⁻¹ e 5,0 μ g mL⁻¹. Todas as soluções usadas para análise por CLAE foram preparadas em metanol grau HPLC (MallinKrodt ChromAR). Os solventes utilizados no processo de extração foram todos grau pesticida (p.a.).

Sorção

Para a determinação dos coeficientes de adsorção os dois solos foram incubados por 24 horas a 25 °C com diuron e tebutiuron nas concentrações de 1,6; 3,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 20,0 μ g mL⁻¹. Em seguida determinou-se por cromatografia a quantidade de cada herbicida em solução calculando-se por diferença a quantidade adsorvida. Os dados da isoterma de sorção de

cada herbicida ajustaram-se bem ao modelo linear, possibilitando a determinação dos respectivos coeficientes de sorção K_d . Ainda que existam situações especiais nas quais a adsorção possa ser explicada por outros fatores, a constante de adsorção de diuron e tebutiuron no Latossolo e no Neossolo também foi estimada a partir do teor de carbono orgânico do solo (K_{oc}).

Degradação

Os solos foram coletados a diferentes profundidades, incubados a 25 °C e 60 % da capacidade máxima de retenção de água com 38,46 $\mu\text{g g}^{-1}$ de diuron e 37,26 $\mu\text{g g}^{-1}$ de tebutiuron, e extraídos pelo processo de extração em Soxhlet com 150 mL de metanol em dois ciclos alternados de 4 horas cada; tomando-se uma alíquota de 25 mL que foi evaporada em rotavapor (45 °C) até a secura, e ressuspensa com metanol a um volume final de 1 mL e analisado por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). Os dados de degradação apresentaram melhores ajustes ao modelo bi-exponencial (LAABS et al., 2000, 2002). A partir das equações ajustadas foi possível determinar os valores da taxa de degradação (k) e, conseqüentemente, da meia-vida ($t_{1/2}$).

Lixiviação

O solo foi coletado em colunas de PVC de 15 cm de diâmetro e 55 cm de comprimento, com o objetivo de mantê-lo estruturado. Após o acondicionamento das diversas amostras de solo nos tubos, estes foram definitivamente instalados em lisímetro, aplicando-se tebutiuron e diuron numa concentração equivalente à dose de 1,0 kg ha^{-1} e 1,5 kg ha^{-1} do produto comercial contendo 800 g kg^{-1} do respectivo ingrediente ativo. Do líquido coletado periodicamente foram retiradas alíquotas de 100 mL que foram filtradas em papel de filtro (Whatman nº 1) e alcalinizadas com 40 μL de uma solução 4M de NaOH. Após extração líquido - líquido com 12 mL de uma solução de diclorometano: isopropanol (9:1 v/v), a fase orgânica foi levada à secura por meio de corrente de N_2 a 35 °C, ressuspensa em 1 mL de metanol e analisadas por CLAE.

Avaliação, ajuste e validação do modelo *Attenuation Factor* (AF)

As equações aplicadas pelo modelo AF (RAO et al., 1985) são apresentadas a seguir:

$$AF = \exp(-tr \cdot k) \quad (1)$$

onde tr é o tempo de viagem, e k é a constante da taxa de primeira ordem de degradação do herbicida. O tempo de viagem é definido como:

$$tr = (L \cdot RF \cdot \frac{FC}{q}) \quad (2)$$

onde L representa o comprimento do lisímetro, FC é a capacidade de campo do solo, e q é a taxa de recarga líquida. O fator de retardo (RF) para o fluxo do herbicida é:

$$RF = 1 + \frac{(BD \cdot F_{oc} \cdot K_{oc})}{FC} + AC \cdot \frac{K_H}{FC} \quad (3)$$

onde BD é a densidade aparente do solo, F_{oc} é a fração de carbono orgânico do solo, K_{oc} é o coeficiente de sorção do herbicida normalizado pela fração de carbono orgânico, AC é a porosidade do solo preenchida por ar, e K_H representa adimensional da constante de Henry. O coeficiente de sorção do herbicida normalizado pela fração de carbono orgânico (K_{oc}) é definido como:

$$K_{oc} = \frac{K_d}{F_{oc}} \quad (4)$$

onde K_d é o coeficiente de sorção do herbicida. Para herbicidas com baixa volatilidade (baixos valores de K_H), o fator de retardo pode ser simplificado para:

$$RF = 1 + \frac{(BD \cdot F_{oc} \cdot K_{oc})}{FC} \quad (5)$$

Em um adendo pós-publicação, Hornsby e Rao (1998) apresentaram uma forma generalizada da Equação 1 para um solo com multicamadas como segue:

$$AF = \prod \exp(-tr \cdot k_i) \quad (6)$$

no qual \prod representa o produto da expressão $\{\exp(-tr \cdot k_i)\}$ sobre todas as camadas, e o subscrito i designa uma dada camada; assim $i = 1, \dots, n$, onde n representa o número de camadas, e os valores de tr e k são únicos para cada camada.

As propriedades dos solos usadas no modelo estão apresentadas na Tabela 1, e o valor da recarga líquida média no local de instalação dos lisímetros (São Paulo, SP) foi de 442 mm no período do experimento.

Tabela 1. Valores das propriedades dos solos usados no modelo AF.

Propriedade	Latossolo (LVdq)				Latossolo (LVdq)		
	Profundidade (cm)						
	0 a 14	14 a 31	31 a 38	38 a 50	0 a 12	12 a 22	22 a 50
Capacidade de campo (%)	22,80	22,91	23,04	23,59	20,13	18,41	18,06
Densidade (g cm ⁻³)	1,20	1,07	1,26	1,48	1,20	1,07	1,26
Carbono orgânico (%)	0,55	0,26	0,11	0,04	0,24	0,15	0,02

Resultados e discussão

Sorção

De um modo geral pode-se observar que a adsorção dos herbicidas nos solos estudados é bastante baixa, com o diuron mais adsorvido do que o tebutiuron nos dois solos. Seus baixos valores de K (Tabela 2) permitem uma movimentação no perfil do solo, principalmente do tebutiuron, podendo contaminar, além de outras fontes de água, o lençol freático (ROQUE, 1998; GOODY et al., 2002).

Sendo compostos não ionizáveis, o pH do solo é um fator sem nenhuma influência na dissociação dos herbicidas diuron e tebutiuron, conseqüentemente não participando do processo adsortivo. Assim, apesar de fraca, a adsorção desses compostos é devida ao seu caráter lipofílico e ao teor de carbono orgânico presente nos solos, seguindo o relacionamento apresenta-

Tabela 2. Coeficientes de adsorção para os herbicidas diuron e tebutiuron em diferentes tipos de solo.

Herbicida	Tipo de solo	pH		Kf	Kd	Koc
		Carbono orgânico (%)				
Diuron	RQ	5,1	0,25	3,7	2,17	868
	LVdq	5,2	0,52	8,1	4,30	827
Tebutiuron	RQ	5,1	0,25	0,11	0,40	160
	LVdq	5,2	0,52	0,40	0,66	127

do por Weber (1996) entre compostos não iônicos e a matéria orgânica do solo.

As propriedades físicas e químicas dos solos assim como a matéria orgânica podem variar espacialmente (KOGAN; PEREZ, 2003), a adsorção será igualmente afetada pela variabilidade espacial e, por conseguinte, a lixiviação e degradação do diuron e tebutiuron.

Degradação

O método de extração por Soxhlet mostrou-se eficiente para o tebutiuron nas três concentrações estudadas, variando entre 75 % e 89 %. As curvas de degradação do diuron e do tebutiuron em duas profundidades apresentaram uma rápida degradação inicial, seguida por um período de longa persistência no Latossolo e também no Neossolo, típica do modelo bi-exponencial ajustado (Fig. 1). A Tabela 3 apresenta os valores de $t_{1/2}$ para os herbicidas nos dois solos. Meias-vidas próximas a 2 dias mostram a rápida degradação inicial de diuron e tebutiuron, prolongando-se por até 1.386 dias no Neossolo, indicando serem produtos com lenta velocidade de degradação e com média a alta persistência nesse solo. Ainda que a meia-vida seja uma característica intrínseca de cada produto determinada pela sua degradação e independente da dose, é muito afetada pelas condições ambientais, especialmente a temperatura e umidade do solo (KOGAM; PÉREZ, 2003).

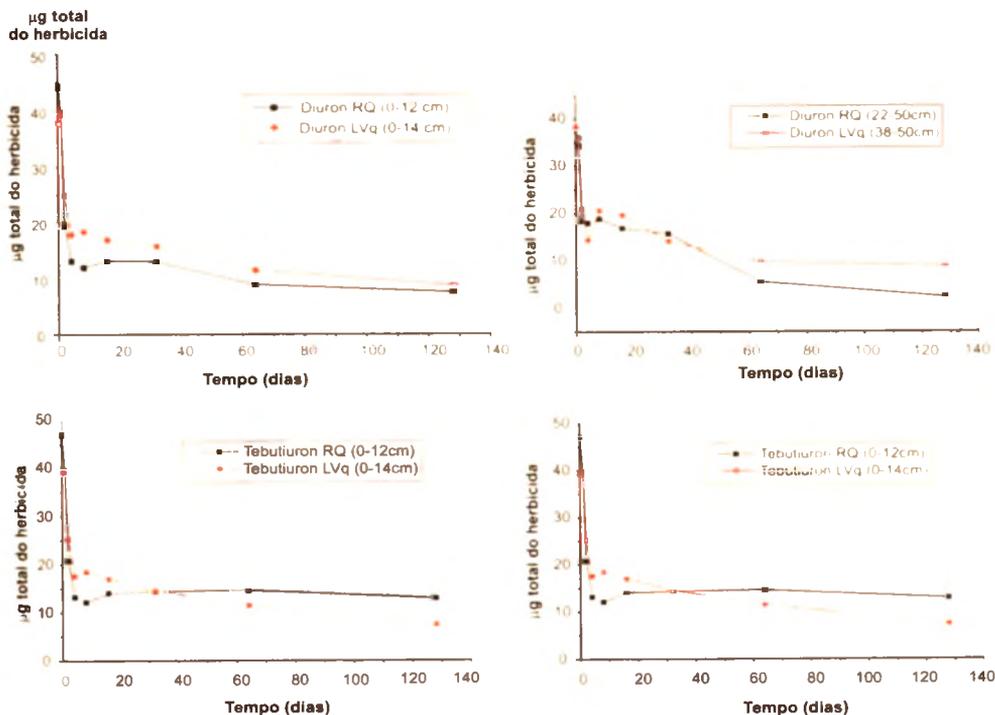


Fig. 1. Curvas de degradação do diuron e tebutiuron nos solos RQ e LVq em função do tempo de incubação.

Tabela 3. Valores de $t_{1/2}$ em dias para o diuron e tebutiuron no Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico psamítico (LVdq) e Neossolo Quartzarênico (RQ) a diferentes profundidades, calculados a partir do modelo bi-exponencial.

Solo	Profundidade (cm)	Diuron		Tebutiuron	
		$t_{1/2}$	$t'_{1/2}$	$t_{1/2}$	$t'_{1/2}$
LVdq	0 a 14	1,7	138,6	1,5	99,0
	38 a 50	1,1	173,3	1,0	34,6
RQ	0 a 12	2,1	231,0	1,3	–
	22 a 50	0,9	49,5	1,2	1.386,0

Lixiviação

O processo de extração adotado permitiu uma recuperação de tebutiuron e diuron na ordem de 62 % (± 5 %) e 76 % (± 4 %) respectivamente, com a eliminação de interferentes. A quantidade total de tebutiuron e diuron lixiviados foi superior no Neossolo Quartzarênico (RQ), indicando sua maior mobilidade num solo de composição textural do tipo areia (Tabela 4). Esse fato evidencia que algumas características específicas desse solo, tais como baixo teor de argila e baixo teor de matéria orgânica, são parâmetros que contribuíram para a maior mobilidade de diuron e tebutiuron. Essas considerações corroboram as afirmações de Nichols (1991) que considera que a sorção de compostos não ionizáveis, como o tebutiuron e o diuron, está relacionada com o teor de matéria orgânica dos solos mais do que qualquer outra propriedade. Neste estudo, verificou-se que a camada compreendida nos primeiros 60 cm de solo apresenta teores de carbono orgânico muito inferiores para o RQ, quando comparado com o LVdq, destacando a influência desse atributo na mobilidade dos herbicidas, sendo assim responsável pela maior mobilidade desses herbicidas através das colunas com esses solos.

O potencial de lixiviação do tebutiuron e diuron, de acordo com o índice GUS proposto por Gustafson (1989), classifica esses produtos como lixiviáveis estando francamente relacionados com seu coeficiente de lipofilicidade (Kow). Uma vez que estes diferem entre si, é de se esperar que a relativa baixa sortividade do tebutiuron aliada à sua alta persistência no solo sejam os principais fatores responsáveis pela sua maior mobilidade em relação ao diuron. A combinação desses fatores é citada por Gomes et al. (2001) e Spadotto et al. (2002) como responsável pela alta lixivabilidade do tebutiuron e do herbicida hexazinone em solos da região da Microbacia do Espreado.

Tabela 4. Quantidade média de tebutiuron e diuron (μg) nos eluatos coletados periodicamente.

Tebutiuron (μg)		Diuron (μg)	
LVdq	RQ	LVdq	RQ
119,30	799,6	12,2	9,8

No Neossolo Quartzarênico, tanto o tebutiuron como o diuron apresentaram valores de concentração do eluato muito maiores do que no Latossolo Vermelho-Amarelo e, conseqüentemente, um maior risco potencial de alcançar o lençol freático que, na área estudada, encontra-se, em média, a 8 m de profundidade, conforme levantamento do nível piezométrico realizado pelo Instituto de Pesquisa Tecnológica (1994) e que teve como linha de base o leito do Córrego do Espreado. Estudos de simulação realizados por Pessoa et al. (1999) e Cerdeira et al. (2000) mostraram risco potencial do tebutiuron para o lençol freático a partir do Neossolo Quartzarênico considerando um período de quatro anos de evento.

Previsão da lixiviação do tebutiuron em solo arenoso através do modelo AF

O modelo apresentou previsões da quantidade lixiviada muito boas para os dois herbicidas no Neossolo, enquanto que no Latossolo as previsões ficaram bem abaixo da quantidade determinada analiticamente (Tabela 5). As diferenças podem ser atribuídas a várias causas, que podem ser fatores ligados à concepção do modelo e/ou aos dados e parâmetros usados no mesmo ou ainda devido a limitações na etapa analítica.

Tabela 5. Valores médios da quantidade dos herbicidas diuron e tebutiuron determinados no eluato dos lisímetros e as previsões feitas pelo modelo AF.

Solo	Diuron		Tebutiuron	
	Previsto	Determinado	Previsto	Determinado
	-----µg L ⁻¹ -----		-----µg L ⁻¹ -----	
Latossolo	1,0	12,2	12,8	119,3
Neossolo	10,0	9,8	703,9	799,6

Cada lisímetro constitui-se em um modelo físico do sistema solo real, e o AF, por sua vez, é um modelo matemático simplificado do sistema real que se pretende ajustar e validar para representar a lixiviação no lisímetro. É de se esperar que tanto o modelo físico quanto o matemático apresentem

algumas distorções com relação ao sistema real (SPADOTTO, 2002). Como o modelo AF, inicialmente proposto por Rao et al. (1985), foi concebido para fazer previsões em nível de campo, torna-se necessário trabalho adicional de ajuste para as condições de lisímetro. Fluxo preferencial da água no lisímetro pode ser especialmente importante no Latossolo, o que pode explicar as quantidades previstas pelo modelo AF, que não considera esse processo, sempre abaixo do determinado em laboratório. Por outro lado, é de se esperar que haja algum grau de adensamento do solo no lisímetro, quando comparado com as condições de campo. Isso também pode criar distorções nas estimativas do modelo, já que se trabalhou com dados das propriedades dos solos a partir de amostras coletadas a campo. Outro ponto a ser considerado é que pode ter havido encharcamento e consequente alagamento temporário do solo, principalmente no Latossolo, quando da ocorrência de chuvas intensas, o que causaria alteração na infiltração e percolação da água, assim como na lixiviação dos herbicidas no solo.

Conclusões

Tanto o tebutiuron como o diuron, aplicados na superfície de um Neossolo Quartzarênico e de um Latossolo Psamítico provenientes da região da Microbacia do Espraiado, estão submetidos tanto a processos abióticos como bióticos; dessa forma, a mobilidade sozinha não é um bom indicador do potencial de contaminação desses herbicidas. A combinação das características de mobilidade, persistência e adsorção mostra que esses herbicidas lixiviam através da camada de 50 cm e que o teor de matéria orgânica dos solos envolvidos foi determinante na capacidade de lixiviação dos mesmos. A combinação entre baixa capacidade adsortiva do tebutiuron e sua alta persistência no solo são fatores importantes na sua lixivabilidade por meio do perfil dos solos com potencial para alcançar o lençol freático. No entanto, para alcançar a zona saturada do Aquífero Guarani, esses herbicidas teriam que se deslocar verticalmente mais algumas dezenas de metros, condição mais difícil de ocorrer considerando que existe um fluxo preferencial em direção à calha do Córrego do Espraiado. O modelo AF apresentou previsões da quantidade lixiviada muito boa para os dois herbicidas no Neossolo Quartzarênico, enquanto que no Latossolo de textura média as previsões ficaram bem abaixo da quantidade determinada

analiticamente. Os resultados mostram a necessidade de se aprofundar estudos em relação ao lençol freático e à zona não saturada do Aquífero Guarani, bem como em relação à lixiviação de herbicidas nessas áreas, a exemplo do que tem sido feito na Microbacia do Córrego do Espriado.

Referências

- BONATO, P. S.; LANCHOTE, V. L., DREOSSI, S. A. C. High Peormance Liquid Chromatographic screening and gas chromatography-mass spectrometry confirmation of tebutiuron residues in drinking water. **Journal of High Resolution Chromatography**, New York, v. 22, n. 4, p. 239-241, 1999.
- CERDEIRA, L. C.; GOMES, M. A. F.; PESSOA, M. C. P. Y.; BONATO, P. S.; LANCHOTE, V. L. Tebutiuron in soil and groundwater in sugarcane area in Brazil. **Bolletino dei Chimici Igienisti**, Milão, v. 51, n. 4, p. 51-57, 2000.
- DECOURSEY, D. G. Developing models with more detail: do more algorithms give more truth? **Weed Technology**, Champaign, v. 6, p. 709-715, 1992.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1999. 412 p.
- GOMES, M. A. F. **Agricultural utilization of the recharge area of Botucatu aquifer and implications on ground water quality**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1998. 28 p. (SINSSEP Project Proposal).
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebutiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto - SP. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001
- GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F.; SPADOTTO, C. A. Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani e implicações na qualidade da água subterrânea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA E MERCOSOJA, 2., 2002, Londrina. **Anais...** Londrina: Embrapa Soja, 2002. p. 36-42. (Embrapa Soja. Documentos,180).
- GOODY, D. C.; CHILTON, P. J.; HARRISON, I. A field study to assess the degradation and transport of diuron and its metabolites in a calcareous soil. **Science of the Total Environment**, [Amsterdam], v. 29, p. 67- 83, 2002.
- GUSTAFSSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 8, n. 4, p. 339-357,1989.

HORNSBY, A. G.; RAO, P. S. C. **Post publication addendum to Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater**. Disponível em: <<http://waterquality.ifas.ufl.edu/publications/>>. Acesso em: 03 mai. 2002.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa de profundidade do nível d'água da microbacia do Córrego do Espriado**. São Paulo, [s.n.], 1994. Escala 1:25.000.

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

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; ZECH, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 256-268, 2002.

LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G. Evaluating groundwater contamination potential from herbicides use. **Weed Technology**, Champaign, v. 2, n. 2, p. 207-216, 1988.

NICHOLLS, P. H. Organic contaminants in soils and ground water. In: JONES, K. C. (Ed.). **Organic contaminants in the environment**. London: Elsevier Applied Science, 1991. p. 87-132.

PERES, T. B.; PAPINI, S.; MARCHETTI, M.; NAKAGAWA, L. E.; MARCONDES, M. ANDRÉA, M. M.; LUCHINI, L. C. Metodologia de extração de herbicidas de diversas matrizes. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 69, n. 4, p. 87-94, 2002.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D de.; CERDEIRA, A.; NEVES, M. C.; NICOLELLA, G. **Estudos de simulação da movimentação vertical de herbicidas me solos com cana-de-açúcar na microbacia do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto-SP**. Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 44 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa, 1).

RAO, P. S. C.; HORNSBY, A. G.; JESSUP, R. E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Proceedings Soil and Crop Science Society of Florida**, Belle Glade v. 44, p. 1-8, 1985.

REBOUÇAS, A. C. Sistema aquífero Botucatu no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA, 8., 1994, Recife. **Anais...** Recife: ABAS, 1994. p. 500-509.

ROCHA; G. A. **Mega reservatório de água subterrânea do Cone Sul: bases para uma política de desenvolvimento e gestão**. Curitiba: UFPR. IDRC, 1996. 25 p.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Gula de herbicidas**. 4. ed. Londrina: Livro Ceres, 1998. 648 p.

ROQUE, M. R. de A.; FERRACINI, V. L.; MELO, I. S. de. **Avaliação da degradação do herbicida diuron utilizando extração em fase sólida**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1998. 15 p. (Embrapa-CNPMA. Boletim de Pesquisa, 3).

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; HORNSBY, A. G. Pesticide leaching potential assessment in multi-layered soils. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 1-13, 2002.

**Adsorção e dessorção dos
herbicidas diuron e tebutiuron
em solos das áreas de
afloramento do Aquífero
Guarani na região de
Ribeirão Preto, SP**

Rita Carla Boeira

Manoel Dornelas de Souza

Aline de Holanda Nunes Maia

Vera Lúcia Ferracini

Marco Antonio Ferreira Gomes

Introdução .

O tebutiuron é um herbicida recomendado para uso em pré e em pós-emergência, para controle de mono e de dicotiledôneas (RODRIGUES; ALMEIDA, 1998). Nos anos de 1994 a 1998 foi um dos mais usados na Microbacia do Córrego do Espriado, em Ribeirão Preto, SP, com aplicação média de dosagens de $1,1 \text{ kg ha}^{-1}$ do ingrediente ativo, concentrando-se nos meses de outubro, novembro e dezembro, mas com possibilidade de aplicação em qualquer época do ano (GOMES et al., 2001).

O tebutiuron apresenta baixos valores de coeficiente de adsorção (K_d), o que pode favorecer movimentação do produto no perfil do solo (WSSA, 2002). A baixa adsorção de tebutiuron no solo foi constatada em experimento biológico, em solo LVE, por Ramalho e Victoria Filho (1997). Os autores observaram lixiviação até a camada de 15 cm a 20 cm de profundidade, com arraste mais intenso quando foi aplicada maior quantidade de água. Trabalhando com dois solos de área típica de recarga do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, SP, Matallo et al. (2003) também constataram esse comportamento ao aplicar o produto no topo de colunas de lixiviação com 55 cm de comprimento. 47 % do total do produto aplicado foram carregados no perfil das colunas com solo arenoso (RQ) e 11 % nas colunas com Latossolo (LVdq). As coletas foram efetuadas ao longo de um ano após a aplicação de $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ do produto comercial (contendo 800 g kg^{-1} de ingrediente ativo), com as colunas expostas a condições naturais. Baixa adsorção de tebutiuron a esses solos também foi determinada por Matallo et al. (2005).

O potencial de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos depende da mobilidade do produto no solo, que pode ser avaliada de diferentes formas. Uma delas é através da estimativa de parâmetros que podem ser usados como índices relativos de mobilidade, tais como os coeficientes de adsorção (K_d) e os coeficientes de adsorção normalizados para o teor de carbono orgânico do solo (K_{oc}).

Os processos de adsorção e dessorção que ocorrem no solo constituem-se num importante fator de regulação da lixiviação de pesticidas e, conseqüentemente, da contaminação de águas sub-superficiais, e variam muito conforme as suas características e propriedades.

Os processos de transporte, as transformações e os efeitos biológicos dos herbicidas no solo dependem da retenção dos mesmos às fases sólidas, orgânica e mineral. Essa retenção ocorre devido às ligações químicas ou físicas de adsorção do soluto à superfície sólida, sendo o principal processo de retardamento do movimento de agrotóxicos no perfil do solo (RAO et al., 1986). A adsorção ocorre principalmente na fração húmica do solo (HAMAKER; THOMPSON, 1972) e também nos minerais de argila. Como esses constituintes variam muito com os tipos de solo, o comportamento de um herbicida também é variável entre solos. Para caracterização do processo de adsorção devem-se estudar os mecanismos moleculares, obter dados cinéticos e termodinâmicos e as curvas de isotermas de adsorção (CALVET, 1989).

Souza et al. (2001) avaliaram quatro modelos de isotermas de adsorção para o tebutiuron, em três solos na região de Ribeirão Preto, SP, e observaram que o melhor ajuste foi obtido com o modelo de Freundlich. Este modelo fornece os valores de K_f – coeficiente de adsorção de Freundlich – que é equivalente ao coeficiente de partição do soluto entre a solução e a superfície sólida (K_d) quando os valores do índice de intensidade da adsorção $[1/n]$ da equação de Freundlich são iguais ou próximos a 1. Segundo a United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1975), o valor de K_d varia muito entre solos, e como existe alta correlação entre esse coeficiente e os teores de carbono orgânico e matéria orgânica do solo, os dados de adsorção podem ser padronizados, para facilitar a comparação entre solos, utilizando-se os coeficientes K_{om} e K_{oc} . K_{om} é o coeficiente de distribuição de uma dada substância por unidade de matéria orgânica, e K_{oc} é o coeficiente de distribuição de uma dada substância por unidade de carbono orgânico: $K_{om} = (K_d / \%MO) \cdot 100$, onde $\%MO$ = percentagem de matéria orgânica do solo e $K_{oc} = (K_d / \%CO) \cdot 100 = K_{om} \cdot 1,724$, onde 1,724 é o fator de Van Bemmelen e $\%CO$ = percentagem de carbono orgânico do solo. De acordo com a mesma fonte (USEPA, 1975), a utilização de K_{oc} reduz a variação encontrada nas características adsorptivas de diferentes solos, permitindo que se comparem adsorções relativas de herbicidas no solo.

As isotermas de adsorção podem ser descritas por diferentes equações matemáticas, como os modelos de Lambert, de Langmuir, o modelo linear ou o modelo de Freundlich (CALVET, 1989).

No modelo linear a isoterma é descrita pela equação $X/M = K_d \cdot C_e$, onde X/M é a quantidade X de soluto adsorvida por uma quantidade M de adsorvente, em equilíbrio com uma solução de concentração C_e , e K_d é o coeficiente de distribuição do soluto entre a solução e a superfície sólida (USEPA, 1975). Lambert (1967) sugeriu uma função polinomial da concentração de equilíbrio do tipo $X/M = K_1 C_e + K_2 \cdot C_e^2$, onde K_1 e K_2 são constantes, e K_1 é a estimativa do K_d do produto. A isoterma de Langmuir é dada por $X/M = (K_L \cdot w \cdot C_e)/(1+w \cdot C_e)$, onde K_L e w são constantes, e $K_L w$ é a estimativa de K_d do produto; e o modelo de Freundlich é dado por $X/M = K_f \cdot C_e^{1/n}$, onde $K_f = w K_L$ e $1/n = \beta + 1$; K_f é a constante de Freundlich, $1/n$ é um índice da intensidade de adsorção e $\beta =$ constante (GILES et al. 1960; CALVET, 1989).

O coeficiente de adsorção de pesticidas pode ser usado como índice relativo de suas mobilidades no solo, daí a importância da sua estimativa da forma mais exata possível, permitindo que se tenha confiança nas previsões sobre seu destino e comportamento.

Material e métodos

Diuron

Os solos foram coletados na Microbacia do Córrego do Espreado, situada em Ribeirão Preto, SP, Brasil, em altitude média de 600 m, relevo dominante do tipo suave ondulado, clima do tipo tropical de inverno seco de savana (AW) segundo Köppen, com temperatura média anual de 22 °C e precipitação anual de 1.400 mm. A microbacia situa-se entre as coordenadas 21° 05' 00" e 21° 20' 00" de latitude sul e 47° 40' e 47° 50' de longitude oeste. O solo constitui-se, predominantemente, por Latossolos Vermelhos próximo às encostas e Neossolo Quartzarênico nas baixadas e porção jusante da microbacia.

As amostras de solo foram coletadas em três locais cultivados com cana-de-açúcar, nas camadas de 0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm de profundidade, secas ao ar e peneiradas (2 mm). Os solos são classificados como Neossolo Quartzarênico (RQ), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Distróférico (LVdf) (EMBRAPA, 1999). Na Tabela 1 são apresentados alguns atributos químicos e físicos dos solos estudados.

Tabela 1. Atributos físicos e químicos dos solos Neossolo Quartzarênico (RQ), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Ribeirão Preto, SP.

Solo/ Profundidade (cm)	pH ⁽¹⁾ água	Densidade		Textura (0 a 20 cm) ⁽²⁾			CO ⁽³⁾ (g kg ⁻¹)	Teor de água		PMP ⁽⁴⁾ (kg ¹ kg ⁻¹)
		global (kg dm ⁻³)	particula	areia ----- (g kg ⁻¹)	silte -----	argila -----		cap. campo ---- (m ³ m ⁻³)----	saturação	
RQ 0 a 10 cm	7,3	1,42	2,59				2,8	0,19	0,47	0,06
RQ 10 a 20 cm	7,3	1,55	2,66	820	100	80	2,1	0,17	0,42	0,06
LVd 0 a 10 cm	5,7	1,17	2,55				11,7	0,25	0,54	0,14
LVd 10 a 20 cm	5,9	1,40	2,51	490	130	380	10,1	0,29	0,46	0,12
LVdf 0 a 10 cm	5,4	1,19	2,77				18,1	0,25	0,53	0,17
LVdf 10 a 20 cm	5,9	1,26	2,53	280	100	620	17,0	0,29	0,5	0,18

1:2,5, ⁽²⁾ Método da pipet, ⁽³⁾ Carbono orgânico (Walkley-Black); ⁽⁴⁾ Ponto de murcha permanente.

Fonte: Souza et al. (2000).

O diuron ([3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea]) é um herbicida não-volátil e não-iônico, apresenta solubilidade em água de 42 mg L⁻¹ a 25 °C, meia-vida no solo ($t_{1/2}$) = 328 ± 212 dias (RAO; DAVIDSON, 1982) e coeficiente de partição (K_{OC}) de 400 L kg⁻¹ (WSSA, 1989).

A adsorção foi determinada após o equilíbrio de misturas contendo 5 g de solo e 25 mL de solução do herbicida (em cloreto de cálcio 0,01 mol L⁻¹) nas seguintes concentrações: 0 mg L⁻¹, 1 mg L⁻¹, 2 mg L⁻¹, 4 mg L⁻¹, 8 mg L⁻¹ e 16 mg L⁻¹ para os solos RQ (0 cm a 10 cm) e LVdf (0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm); 0 mg L⁻¹, 1 mg L⁻¹, 2 mg L⁻¹, 3 mg L⁻¹, 5 mg L⁻¹, 10 mg L⁻¹ e 15 mg L⁻¹ para os solos RQ (10 cm a 20 cm) e LVd (10 cm a 20 cm) e 0 mg L⁻¹, 0,5 mg L⁻¹, 1 mg L⁻¹, 2 mg L⁻¹, 3 mg L⁻¹, 5 mg L⁻¹ e 10 mg L⁻¹ para o solo LVd (0 cm a 10 cm), utilizando-se duas repetições. Para controle de efeito residual prepararam-se amostras com solo e sem o agrotóxico, e para teste de adsorção do produto às paredes do tubo de agitação, prepararam-se amostras com solução de diuron em concentração conhecida e sem solo. Procedeu-se à agitação horizontal por 24 horas, e a seguir o sobrenadante foi centrifugado a 1.910 g durante 10 minutos. Filtrou-se o sobrenadante em membrana filtrante de 47 mm de diâmetro e porosidade 0,45 µm (ME 25, Scheleicher e Schull). O filtrado foi analisado utilizando-se cromatógrafo líquido

Shimadzu, modelo LC-10 AD com detector ultravioleta SPD-10 AV a 251 nm. Utilizou-se coluna C18 Bondesil (4,6 mm x 25 cm x 5 µm), fluxo de 1,5 mL min⁻¹, fase móvel MeOH: H₂O (63:37 v/v) e volume de injeção 50 µL. A diferença entre as concentrações inicial e final foi considerada como devida à adsorção de diuron ao solo. Após pesagem, o solo residual foi misturado a 25 mL de solução CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ para um período de 24 horas de dessorção, em repouso e à temperatura ambiente. As concentrações do herbicida nas soluções foram então determinadas como anteriormente. Os resultados foram expressos como quantidade de herbicida adsorvido ou dessorvido por quilograma de solo.

O coeficiente de Freundlich (K_f) foi estimado a partir das curvas isotérmicas linearizadas de adsorção e de dessorção; a normalização do mesmo para teor de carbono orgânico no solo foi feita através da equação $K_{oc} = (K_d / \% \text{ carbono orgânico}) \times 100$ (WSSA, 1989).

Tebutiuron

Tebutiuron é o nome comum do composto (N-[5-(1,1-dimetiletil)-1,3,4-tiadiazol-2-il]-N,N'-dimetiluréia), o qual é formulado em suspensão concentrada, pó molhável ou pélete. Trata-se de um herbicida não seletivo, usado comercialmente no Brasil e em outros países para o controle de plantas herbáceas e lenhosas em cultivos de cana-de-açúcar e em áreas de pastagens. A sua adsorção foi determinada após o equilíbrio das reações de sorção com misturas contendo 5 g de solo e 25 mL de solução do herbicida (em cloreto de cálcio 0,01 mol L⁻¹), nas seguintes concentrações: 0 mg L⁻¹, 1 mg L⁻¹, 2 mg L⁻¹, 4 mg L⁻¹, 8 mg L⁻¹ e 14 mg L⁻¹, utilizando-se duas repetições. Procedeu-se a agitação horizontal por 24 horas, a 24 °C. Após a agitação as amostras foram centrifugadas a 1.910 g durante 10 minutos. Filtrou-se o sobrenadante em membrana filtrante de 47 mm de diâmetro e porosidade 0,45 µm (ME 25, Scheleicher & Schull). O filtrado foi analisado utilizando-se cromatógrafo líquido de alta eficiência Shimadzu, modelo LC-10 AD com detector ultravioleta SPD-10 AV a 254 nm. Utilizou-se coluna C18 Bondesil (4,6 mm x 25 cm x 5 µm), fluxo de 0,8 mL min⁻¹, fase móvel MeOH:H₂O (63:37 v/v) e volume de injeção 20 µL. A diferença entre as concentrações inicial e final foi considerada como devida à adsorção de tebutiuron ao solo. Os resultados foram expressos como quantidade de herbicida adsorvido por quilograma de solo.

A adsorção de tebutiuron nos três tipos de solo foi quantificada utilizando-se o modelo de Freundlich, que apresentou melhor performance em relação aos modelos de isotermas lineares, de Lambert ou de Langmuir (SOUZA et al., 2001). Estimaram-se os coeficientes de Freundlich (K_f) a partir das curvas isotérmicas linearizadas de adsorção representadas pelos modelos lineares do tipo:

$$\ln\left(\frac{X}{M}\right) = \ln(K_f) + \frac{1}{n} \cdot \ln(Ce_i) + \varepsilon_i$$

onde X/M é a quantidade de herbicida adsorvido por unidade de adsorvente M na amostra i ; $\ln(K_f)$ é o intercepto, e $1/n$ é o coeficiente angular do modelo que representa um índice de intensidade de adsorção, e Ce é a concentração do pesticida na solução após o equilíbrio na amostra i (CALVET, 1989). Os parâmetros dos modelos de regressão linear foram estimados pelo método de quadrados mínimos. A normalização de K_f para teor de carbono orgânico no solo foi feita através da equação $K_{f, \text{norm}} = (K_f / \% \text{ carbono orgânico}) \times 100$. Utilizou-se análise de regressão linear simples para avaliar a relação entre os coeficientes de sorção estimados K_f e os teores de carbono orgânico e de argila nos solos.

Estatística do modelo de adsorção

As curvas isotérmicas de adsorção foram obtidas segundo os modelos linear, Freundlich, Lambert e Langmuir. Consideraram-se as seguintes linearizações:

Modelo linear: $X/M = K_0 Ce$ ou $Y = bX$.

Modelo de Lambert: $X/M = K_1 Ce + K_2 Ce^2$ ou $Y = bX + cX^2$.

Modelo de Freundlich: $X/M = K_f Ce^{1/n}$ ou

$\ln X/M = \ln K_f + 1/n \ln Ce$ ou $Y = a + bX$.

Modelo de Langmuir: $X/M = (K_L w Ce) / (1 + w Ce)$ ou

$1/(X/M) = 1/(K_L w Ce) + 1/K_L$ ou $Y = bX + a$.

Para a determinação do modelo mais adequado à previsão do comportamento sortivo dos pesticidas avaliaram-se os critérios estatísticos relacionados com a qualidade do ajuste (MONTGOMERY; PECK, 1982) abaixo relacionados.

Quadrado do coeficiente de correlação entre os valores observados e os valores preditos pelo modelo (R^2)

Uma das medidas de qualidade de ajuste mais utilizadas em regressão linear simples é o coeficiente de determinação. Nos modelos de regressão linear com intercepto não nulo, esse valor pode ser calculado dividindo-se a soma de quadrados do modelo (SQReg) pela soma de quadrados total (SQT). Nos modelos com intercepto nulo como o linear e o de Lambert, atenção especial deve ser dada ao algoritmo de cálculo do coeficiente de determinação.

Algumas planilhas eletrônicas como, por exemplo, Excel, apesar de apresentarem a opção de intercepto nulo, calculam a soma de quadrados total (SQT) considerando os desvios de cada observação com relação à média dos valores observados; segundo Zar (1984), o correto é calcular os desvios em relação ao zero. Por isso, nas situações em que se utilizam essas planilhas e quando a SQT é menor que a soma de quadrados da regressão, os valores de coeficiente de determinação obtidos resultam maiores que 1 e a soma de quadrados de resíduos, negativa. Nos softwares estatísticos SAS (SAS Institute, 1989) e Statistica (STATISTICA, 1995) é calculada a soma de quadrados total (SQT) não corrigida e, em consequência, esse problema não ocorre. Portanto, o critério de qualidade de ajuste considerando-se o coeficiente de determinação, ou seja, a fração da variabilidade total explicada pelo modelo, é calculado de diversas maneiras e tem interpretação diferente em modelos com intercepto nulo ou não nulo. Alternativamente, uma medida da concordância entre valores observados e preditos pode ser utilizada para avaliar qualidade de ajuste para modelos com intercepto nulo e não nulo: o quadrado do coeficiente de correlação entre esses valores (R^2). Nos modelos com intercepto não nulo, como Freundlich e Langmuir, o R^2 obtido entre valores preditos e observados corresponde ao coeficiente de determinação; nos outros dois, onde o intercepto é nulo, isso não se verifica.

Quadrado médio do erro (QME)

É uma medida da variação não explicada pelo modelo, obtida dividindo-se a soma de quadrados do erro pelos respectivos graus de liberdade. O QME só deve ser usado como critério de comparação entre modelos

quando as variáveis dependentes (Y) estão expressas na mesma escala. Por exemplo, para comparar o modelo linear ($Y = bX$), onde Y é a quantidade de soluto adsorvida por quilograma de solo, com o modelo de Freundlich onde a variável dependente é $\ln(Y)$, esse critério não deve ser utilizado. A precisão das estimativas dos parâmetros que caracterizam as isotermas de adsorção depende do QME.

Gráfico de dispersão de resíduos padronizados (GRES)

Os resíduos padronizados são obtidos dividindo-se as diferenças entre valores observados e preditos pelo modelo pelos respectivos erros-padrão. São adimensionais e, como tal, podem ser utilizados para comparar modelos onde as variáveis independentes têm escalas diferentes. Os GRES são construídos plotando-se os resíduos padronizados versus a variável independente (X). É desejável que resíduos padronizados estejam no intervalo entre -2 e +2. Valores fora desse intervalo indicam alguma inadequação do modelo. Além disso, os resíduos devem estar bem distribuídos ao longo da média zero, tanto do lado positivo, quanto do lado negativo e sem apresentar aglomerados de pontos.

Gráfico de probabilidade normal (GPN)

É construído plotando-se os percentis da distribuição dos resíduos padronizados versus os percentis da correspondente distribuição normal. O GPN é útil para avaliar afastamentos da pressuposição de normalidade dos erros, importante para validade do teste de significância do modelo (Teste F de Snedecor). Também é possível avaliar a magnitude dos resíduos observando-se a dispersão dos percentis no eixo das abscissas (X).

Resultados e discussão

Diuron

A Tabela 2, a seguir, mostra os coeficientes de adsorção e dessorção do diuron, por unidade de carbono, nos três solos estudados.

Tabela 2. Estimativas dos coeficientes de adsorção (K_f), de dessorção (K_d) e de distribuição de diuron por unidade de carbono orgânico (K_{oc}) em três solos de Ribeirão Preto, SP, coletados em duas profundidades (de 0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm).

Parâmetro	Neossolo Quartzarênico (RQ)		Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf)		Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)	
	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm
K_f (mg kg ⁻¹ /(mg L ⁻¹) ^N)	2,319	2,044	12,231	9,535	13,606	5,331
K_d (mg kg ⁻¹ /(mg L ⁻¹) ^M)	1,233	1,075	1,268	1,029	2,006	0,849
K_{oc} (mg kg ⁻¹ /(mg L ⁻¹) ^M)	828,21	973,83	675,74	560,88	1162,82	527,82

Fonte: Souza et al. (2001).

As equações obtidas (Fig. 1) permitem observar diferenças acentuadas entre os processos de adsorção nos sistemas estudados, com o solo RQ apresentando K_f cerca de seis vezes menor que os demais solos. A declividade nas isotermas de Freundlich (valor N) não foi constante ($0,94 \geq N \geq 0,6$) ou linear ($N < 1$), como as obtidas por outros autores para diuron (MADHUMET et al., 1986; GAILLARDON, 1997). Analisando-se as equações de adsorção e dessorção nos três solos e nas duas profundidades, verifica-se que em nenhum dos casos ocorreu igualdade de constantes entre os parâmetros de adsorção e dessorção. Não é possível atribuir essas diferenças ao efeito de histerese, apenas, pois no caso da dessorção é recomendável a execução de várias extrações, e neste trabalho foi feita apenas uma. Esses resultados são consequência do grande e complexo número de fatores que afetam a adsorção no sistema solo, sendo citadas as propriedades adsorptivas dos constituintes do solo (teores de argilas, óxidos, hidróxidos, frações da matéria orgânica, teor de matéria orgânica, etc) bem como características e propriedades da fase líquida, como por exemplo, composição iônica, pH, teor de água, além de propriedades moleculares do soluto (estrutura eletrônica, solubilidades em água e em solventes orgânicos, bioconcentração, tamanho e forma das moléculas).

Apesar da complexidade de interações que ocorrem entre os fatores que atuam sobre os mecanismos de adsorção, a determinação das curvas isotérmicas de adsorção e dessorção permite a caracterização da capacidade,

quantidade e intensidade de sorção de um soluto num determinado sistema adsorvente. Essa descrição quantitativa da interação solo-soluto tem importância na definição de doses a aplicar do produto, além da predição do seu destino, considerando-se impactos ambientais.

Visando maior detalhamento na descrição quantitativa dos processos sortivos, na Tabela 3 são apresentadas as quantidades adsorvidas e dessorvidas de diuron nos solos estudados. Na profundidade de 0 cm a 10 cm observa-se que no solo RQ a percentagem de adsorção variou de 19 % a 36 % do total aplicado, para as diferentes concentrações da solução de

Tabela 3. Sorção de diuron em solos de Ribeirão Preto, SP, Brasil: Neossolo Quartzarênico (RQ), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) em duas profundidades, de 0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm, com diferentes concentrações aplicadas de herbicida.

Diuron aplicado (mg kg ⁻¹)	Adsorção ⁽¹⁾		Dessorção ⁽²⁾		Diuron aplicado (mg kg ⁻¹)	Adsorção ⁽¹⁾		Dessorção ⁽²⁾	
	(mg kg ⁻¹)	(%)	(mg kg ⁻¹)	(%)		(mg kg ⁻¹)	(%)	(mg kg ⁻¹)	(%)
RQ (0 cm a 10 cm)					RQ (10 cm a 20 cm)				
5	1,78	36	0,91	51	5	1,48	30	0,85	57
10	2,97	30	1,57	53	10	3,16	32	1,45	46
20	4,75	24	2,85	60	15	3,57	24	2,01	56
40	8,21	21	5,45	66	25	6,24	25	3,28	53
80	15,48	19	9,90	64	50	16,67	33	5,53	33
					75	17,91	24	9,75	54
LVd (0 cm a 10 cm)					LVd (10 cm a 20 cm)				
2,5	2,00	80	0,00	0	5	3,10	62	0,30	10
5	3,90	78	0,63	16	10	5,16	52	0,78	15
10	7,95	79	0,99	12	15	6,58	44	1,75	27
15	11,51	77	1,46	13	25	9,55	38	2,28	24
25	19,08	76	2,50	13	50	20,81	42	7,48	36
50	30,68	61	5,46	18	75	19,71	26	14,57	74
LVdf (0 cm a 10 cm)					LVdf (10 cm a 20 cm)				
5	3,67	73	0,25	7	5	3,49	70	0,21	6
10	7,66	77	0,61	8	10	6,88	69	0,78	11
20	14,65	73	1,78	12	20	12,77	64	1,17	13
40	25,25	63	3,60	14	40	22,41	56	3,27	15
80	50,49	63	9,24	18	80	48,74	61	10,35	21

⁽¹⁾ Concentração e percentagem do herbicida adsorvido.

⁽²⁾ Concentração e percentagem do herbicida dessorvido.

Fonte: Souza et al. (2000)

equilíbrio. Na primeira extração (dessorção), nesse solo arenoso, houve uma liberação de 51 % a 64 % do total que foi adsorvido. Diferentemente, os solos LVdf e LVd apresentaram maior potencial de adsorção de diuron, além de menor dessorção percentual do que o solo RQ, o que pode ser atribuído aos teores de matéria orgânica e de argila, mais elevados em Latossolos (Tabela 1). Esta tendência ao relacionamento inverso entre as quantidades adsorvidas e dessorvidas foi também observada por Reddy et al. (1992), e também ocorreu nos solos amostrados na profundidade de 10 cm a 20 cm. Assim, a adsorção na camada de 10 cm a 20 cm de profundidade do solo RQ variou de 24 % a 33 % e a dessorção na primeira extração variou de 33 % a 57 %. Nos Latossolos, houve adsorção elevada na camada superficial (0 cm a 10 cm) (61 % a 80 % no LVd; 63 % a 77 % no LVdf), com dessorção máxima de 18 %. No entanto, ao considerar-se a camada mais profunda (10 cm a 20 cm), houve tendência de maior capacidade de retenção de diuron no LVdf (adsorção variável entre 56 % e 70 % e dessorção entre 6 % e 21 %) em relação ao LVd (adsorção entre 26 % e 62 % e dessorção entre 10 % e 74 %) (Tabela 3). Esses resultados parecem relacionar-se à influência da matéria orgânica, 55 % maior no solo LVdf na camada superficial (0 cm a 10 cm) e 68 % maior do que o solo LVd na maior profundidade (10 cm a 20 cm) (Tabela 1), propriedade comumente associada à adsorção de diversos solutos no solo. Na comparação entre solos verificou-se que o comportamento do diuron nos solos LVd e LVdf teve a mesma tendência, ou seja, houve alta adsorção (elevados valores de Kf) e baixa dessorção, evidenciando-se o efeito do maior teor de carbono orgânico e de argila nesses dois solos, ao contrário do solo RQ que apresenta alto teor de areia e baixo teor de carbono orgânico. Tornisielo et al. (1997), avaliando a lixiviação de ¹⁴C-diuron após chuva simulada em três solos brasileiros com diferentes texturas (dois Latossolos e um Gleissolo), constataram maior tendência de lixiviação do produto nos Latossolos e maior retenção no Gleissolo, que apresentou maior teor de matéria orgânica.

O elevado potencial de dessorção observado no solo RQ, com mais de 50 % do diuron dessorvido na primeira extração, permite a suposição de que o uso inadequado desse tipo de solo em áreas de recarga poderia, a médio ou longo prazo, comprometer a qualidade da água subterrânea, uma vez que um dos mecanismos de alimentação do aquífero se dá por infiltração direta das águas de chuva nessas áreas (Rocha, 1996). No entanto, os teores residuais desse herbicida que têm sido encontrados na microbacia estão

em faixas semelhantes nesses solos: em LVD, foram encontradas concentrações de diuron de $0,004 \text{ mg kg}^{-1}$ a $0,136 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo até 40 cm de profundidade; em RQ, de $0,005 \text{ mg kg}^{-1}$ até $0,084 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo, nos anos de 1995 e 1996, em monitoramento realizado em vários meses de cada ano (Embrapa, 1997). No caso do RQ, houve baixa adsorção e a maior parte foi liberada já na primeira extração, sendo esperadas reduções na proporção de diuron que seria removida em sucessivas dessorções (GAILLARDON, 1997).

Diversos trabalhos mostram que a fração orgânica do solo é o fator mais importante na adsorção de herbicidas (LIU et al., 1970; NKEDI-KIZZA et al., 1983; MADHUM, et al., 1986; ALVA; SINGH, 1990; MANDAL; ADHIKARI, 1995). Neste trabalho, houve correlação linear significativa ($r = 0,846$) entre o teor de carbono orgânico no solo e as constantes K_f , mostrando que o diuron se adsorve preferencialmente à fração orgânica. Dessa maneira, o parâmetro K_{oc} pode ser utilizado em estimativas em solos similares aos da área estudada, como indicador de adsorção de diuron. A maior parte dos valores obtidos para K_{oc} (Tabela 2) são considerados baixos, na faixa de 10 L kg^{-1} a 1000 L kg^{-1} , na qual também encontram-se resultados obtidos por outros autores para o herbicida diuron (NKEDI-KIZZA et al., 1983; RAO; DAVIDSON, 1982). Os valores de K_{oc} tiveram menor amplitude de variação entre os solos (2,2 vezes) do que as constantes K_f correspondentes expressas em base de massa total de solo (6,6 vezes).

Tebutiuron

A precisão dos dados experimentais relativos à concentração de tebutiuron na solução de equilíbrio após a condução das reações de sorção foi alta, obtendo-se 1,0 % para a média dos coeficientes de variação em cada solo e profundidade.

Ajustando os dados ao modelo linear, Souza et al. (2001) obtiveram estimativas para K_d variáveis de $0,185 \text{ L kg}^{-1}$ a $1,516 \text{ L kg}^{-1}$, ordem de grandeza baixa, que indica que o produto é fracamente adsorvido, tornando-se móvel no solo. Baixa adsorção de tebutiuron a solos da mesma microbacia também foi determinada por Matallo et al. (2005), com ajuste dos dados obtidos em laboratório ao modelo linear: K_d (coeficiente de adsorção) variável de 0,08 a 0,66. Koskinen et al. (1996) estimaram K_d variando entre $0,002 \text{ L kg}^{-1}$ e $3,6 \text{ L kg}^{-1}$ na adsorção de tebutiuron em seis solos arenosos. No entanto, a

adsorção de solutos em solos é freqüentemente não-linear, e esse comportamento pode ser adequadamente descrito na forma linear pela transformação logarítmica dos dados experimentais, obtendo-se as isotermas de adsorção de Freundlich (HAMAKER; THOMPSON, 1972). Por essa razão, Souza et al. (2001) compararam o ajuste dos dados obtidos com os solos deste trabalho aos modelos linear e de Freundlich, considerando este último mais adequado, estatisticamente, para a descrição do processo quantitativo de adsorção.

Assim, na Fig. 1 observam-se os valores experimentais e estimados da quantidade adsorvida do herbicida por kg de solo em função da concentração de equilíbrio. Os valores estimados para os coeficientes K_f nos três solos variaram de 0,723 a 2,573 (Tabela 4).

Observa-se que houve diferenças entre os três solos, quando comparados numa mesma profundidade, com maior estimativa do coeficiente de Freundlich para o LVdf, seguido do LVd e RQ, embora com pequenas diferenças de magnitude. Para a profundidade, houve efeito somente para o solo LVd; nos outros dois solos, o valor estimado de K_f não apresentou diferenças, com o erro padrão das médias evidenciando sobreposição dos valores estimados.

As equações obtidas (Fig. 1) permitem observar essas diferenças entre os processos de adsorção nos sistemas estudados, com o solo RQ apresentando K_f cerca de duas a três vezes menor que os demais solos.

A declividade nas isotermas de Freundlich (valor N) indica que as mesmas não foram lineares (valores estimados para N menores que 1), com desvio mais intenso da linearidade observado para o RQ ($N = 0,397$ e $0,501$, respectivamente, para 0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm de profundidade). Wauchope et al. (2002) ressaltam que a consequência mais importante desse comportamento não linear é a possibilidade de sub ou sobreestimativas da mobilidade de agrotóxicos no solo se forem utilizados os valores estimados de K_f (constante de adsorção estimada pelo modelo linear) obtidos em concentrações muito aquém ou muito além daquelas avaliadas em estudos de simulação de sistemas.

Dessa forma, verifica-se que no solo RQ pode ocorrer subestimação da mobilidade de tebutiuron aplicado em dosagens muito elevadas, se forem utilizados valores de K_f estimados em estudos com baixas concentrações do produto (por exemplo, a partir das concentrações iniciais mais baixas desse experimento: $1,000 \text{ mg L}^{-1}$, $2,000 \text{ mg L}^{-1}$ e/ou $4,000 \text{ mg L}^{-1}$ de

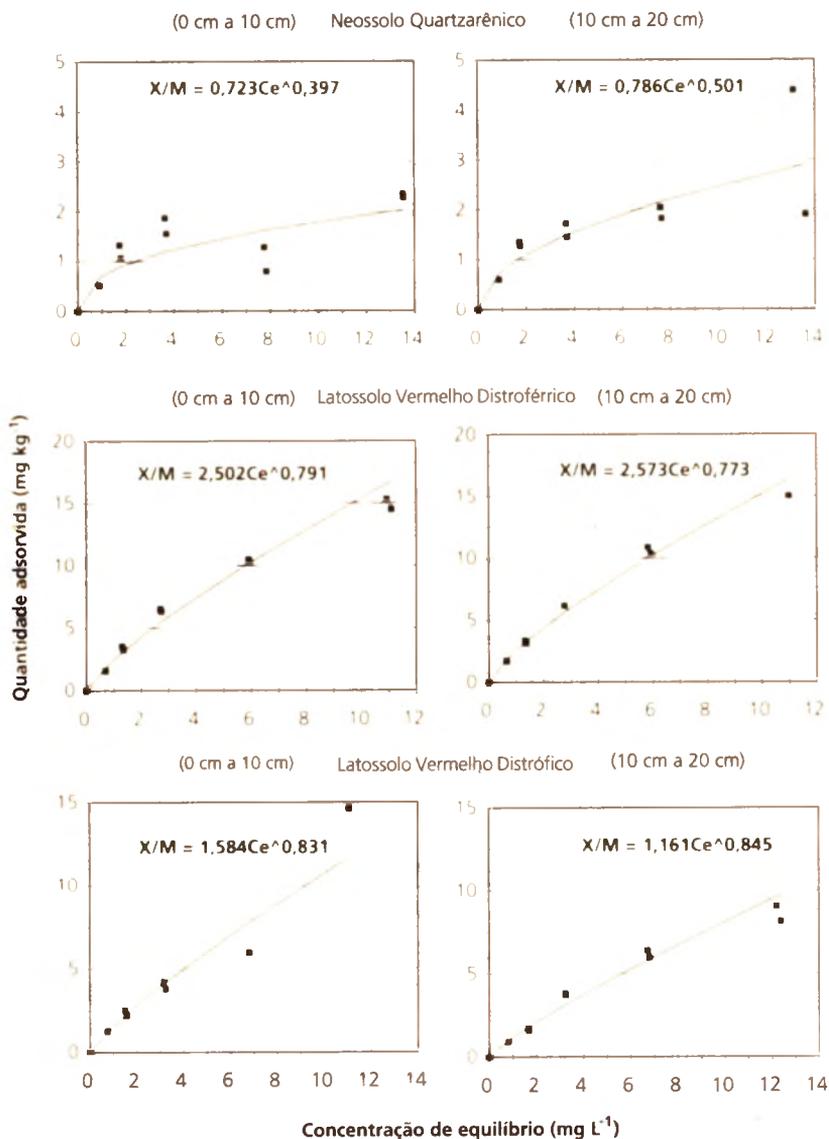


Fig. 1. Valores observados (pontos) e estimados (curvas isotérmicas) pelo modelo de Freundlich para adsorção de tebutiuron em duas profundidades de três solos da Microbacia do Córrego do Espraiado, em Riberão Preto, SP, Brasil: Neossolo Quartzarênico (RQ), Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), após equilíbrio 24 h solo/solução (*batch technique*).

Fonte: Souza et al. (2001).

Tabela 4. Estimativas dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f), com respectivos limites inferior (LI) e superior (LS) dos intervalos de confiança de 95 %, e do coeficiente de adsorção normalizado para o teor de carbono orgânico (K_{oc}) para tebutiuron, em três solos de Ribeirão Preto, SP, coletados em duas profundidades (0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm).

Tipo de solo	Profundidade (cm)	Parâmetro			
		K_f Estimativa	LI	LS	K_{oc} Estimativa
Neossolo	0 a 10	0,72	0,45	1,15	258,2
Quartzarênico (RQ)	10 a 20	0,79	0,56	1,09	374,3
Latossolo Vermelho	0 a 10	2,50	2,17	2,89	138,2
Distroférico (LVdf)	10 a 20	2,57	0,37	2,80	151,4
Latossolo Vermelho	0 a 10	1,58	1,29	1,95	135,4
Distrófico (LVd)	10 a 20	1,16	1,00	1,35	159,4

Fonte: Souza et al (2001).

tebutiuron). Analogamente, verifica-se que o uso dos valores de K_f estimados por Souza et al. (2001) que utilizaram concentrações de até 14,000 mg L⁻¹, bastante elevadas, subestima a capacidade de adsorção em relação ao uso de K_f , quando se consideram aplicações de tebutiuron em quantidades próximas às recomendações do produto (1,1 kg ha⁻¹), sobreestimando sua mobilidade nesse solo. Constata-se, assim, o cuidado necessário no uso do coeficiente de adsorção que estime com a melhor qualidade possível o comportamento observado.

Luchini et al. (2003) também obtiveram baixos valores de K_f trabalhando com o solo RQ coletado na mesma microbacia: $K_f = 0,11$. Para o latossolo com textura média utilizado por esses autores (LVq), comparado ao LVd utilizado neste trabalho, também não houve grande magnitude de diferença nesses coeficientes: na profundidade 0 cm a 14 cm estimaram $K_f = 0,40$, e na profundidade de 38 cm a 50 cm, $K_f = 0,15$.

A aparente disparidade entre resultados obtidos na adsorção, mesmo em solos da mesma microbacia, resulta de complexo número de fatores que afetam a adsorção no sistema solo, envolvendo propriedades adsorptivas dos constituintes do solo (teores de argilas, óxidos, hidróxidos, frações da matéria orgânica, teor de matéria orgânica, etc) bem como características

e propriedades da fase líquida como, por exemplo, composição iônica, pH, teor de água, além de propriedades moleculares do soluto (estrutura eletrônica, solubilidades em água e em solventes orgânicos, bioconcentração, tamanho e forma das moléculas). Assim, Wauchope et al. (2002) ressaltam o fato de que para que se evidenciem diferenças na sorção de agrotóxicos entre solos é necessário que elas sejam na ordem de pelo menos dez vezes.

Na comparação entre solos, o comportamento do tebutiuron nos solos LVd e LVdf mostrou tendência de adsorção mais elevada que no solo RQ, evidenciando-se o efeito do maior teor de carbono orgânico e de argila nesses dois solos, ao contrário do solo RQ que apresenta alto teor de areia e baixo teor de carbono orgânico (Tabela 1). O baixo potencial de adsorção de tebutiuron observado nesses solos sugere ser a microbacia suscetível à indução do comprometimento da qualidade de águas subsuperficiais se não houver manejo adequado dos solos agrícolas, uma vez que um dos mecanismos de alimentação do aquífero se dá por infiltração direta das águas de chuva nessas áreas (ROCHA, 1996).

Como os coeficientes de adsorção de um mesmo herbicida podem apresentar uma grande amplitude de variação entre solos (3,6 vezes, neste estudo) devido às diferentes características de adsorção de cada um, utilizam-se os coeficientes K_{oc} ou K_{ow} com a finalidade de se trabalhar com um coeficiente que apresenta menor amplitude e, portanto, menor variabilidade (2,8 vezes no presente trabalho) para compararem-se solos diferentes. Mandal e Adhikari (1995) mostram que a fração orgânica do solo é o fator mais importante na adsorção de herbicidas. Neste trabalho, houve correlação linear significativa entre o teor de carbono orgânico no solo ($r = 0,986$) e o teor de argila no solo ($r = 0,995$) com as constantes K_f , mostrando que o tebutiuron é adsorvido preferencialmente a essas frações. Estimaram-se, então, equações de regressão que permitem prever K_f (Tabela 5) a partir dessas medidas, nesses solos. Em solos arenosos, Koskinen et al. (1996) também obtiveram correlação entre os valores de K_f e o teor de carbono orgânico do solo, obtendo para tebutiuron o valor médio de K_f entre 39 L kg^{-1} e 22 L kg^{-1} . Duncan e Scifres (1983) também observaram dependência entre adsorção e teor de argila, além do teor de carbono orgânico. Isso indica que os cuidados com a aplicação em solos com menor teor de carbono orgânico e argila devem ser redobrados, uma vez que a persistência do tebutiuron no solo pode chegar a 11 anos, segundo Johnsen e Morton (1989).

Tabela 5. Estimativas dos parâmetros dos modelos de regressão linear, ajustados para descrever a relação entre K_f e teores de carbono orgânico (CC) e de argila, com os respectivos erros padrão.

$$\begin{array}{lll}
 K_f = f(\text{CO})^{(1)} & K_f = 0,36 + 0,12 \times (\text{CO}) & R^2 = 0,93^{(3)} \\
 K_f = f(\text{argila})^{(2)} & K_f = 0,38 + 0,003 \times (\text{argila}) & R^2 = 0,92^{(3)}
 \end{array}$$

⁽¹⁾ CO = teor de carbono orgânico no solo (g kg⁻¹).

⁽²⁾ Teor de argila no solo (g kg⁻¹); significativo (P < 0,01).

⁽³⁾ Significativo (P < 0,01).

Seleção do modelo

Na Tabela 6 estão apresentados os coeficientes ajustados obtidos a partir das isotermas de adsorção do tebutiuron nos solos e profundidades estudados, e os parâmetros mais comuns para avaliação estatística dos mesmos.

Observando-se somente os parâmetros R^2 e QME, tem-se a tendência de selecionar como melhor ajuste o modelo de Langmuir, para todos os solos e profundidades. Os valores de R^2 apresentados são comparáveis entre si nos quatro modelos, pois foram obtidos correlacionando-se valores observados com valores preditos. Todavia, os valores de QME são comparáveis somente entre os modelos Linear e Lambert, não sendo possível sua utilização para os demais modelos, pois as variáveis dependentes não estão expressas na mesma escala. Para que a escolha seja correta, é necessário que se faça uma análise conjunta não só com R^2 e QME, mas também com GRES e GPN. Utilizando-se R^2 e o quadrado médio do erro (QME) como medidas globais de qualidade de ajuste, não são identificadas algumas falhas do modelo, tais como tendências de sub ou superestimação em algumas regiões da curva e presença de pontos influentes.

Utilizando-se, porém, ferramentas gráficas baseadas no comportamento dos resíduos do modelo como, por exemplo, gráficos de dispersão de resíduos padronizados e gráficos de probabilidade normal dos resíduos, obtêm-se informações valiosas para o processo de escolha de modelos. Dessa forma, são apresentados a seguir exemplos da utilização de gráfico de resíduos padronizados (Fig. 2) e gráfico de probabilidade normal (Fig. 3) dos quatro modelos de isotermas de adsorção obtidos em Neossolo Quartzarênico na profundidade de 0 cm a 10 cm para o tebutiuron.

Tabela 6. Estimativas dos parâmetros para os quatro modelos empíricos linearizados ajustados e critérios estatísticos utilizados na sua avaliação, no estudo da adsorção de tebutiuron em três solos de Ribeirão Preto, SP: Neossolo Quartzarênico (RQ), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), nas profundidades 0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm.

Parâmetro	RQ		LVd		LVdf	
	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm
	Modelo Linear					
R ²	0,580	0,665	0,944	0,950	0,956	0,962
QME	0,459	0,635	1,427	0,780	2,660	2,344
a	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
b	0,185	0,257	1,210	0,775	1,500	1,516
	Modelo de Lambert					
R ²	0,550	0,674	0,968	0,991	0,993	0,998
QME	0,367	0,511	1,114	0,099	0,236	0,074
a	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
b	0,359	0,461	0,821	1,215	2,446	2,425
c	-0,0151	-0,018	0,042	0,042	-0,100	-0,097
	Modelo de Freundlich					
R ²	0,557	0,798	0,960	0,980	0,976	0,991
QME	0,150	0,076	0,034	0,017	0,019	0,0066
a	-0,324	-0,241	0,460	0,149	0,917	0,945
b	0,397	0,501	0,831	0,845	0,791	0,773
	Modelo de Langmuir					
R ²	0,731	0,929	0,985	0,991	0,989	0,996
QME	0,096	0,018	0,0012	0,0014	0,0006	0,0002
a = 1/KL	0,442	0,295	0,062	0,040	0,016	0,036
b = 1/KLw	1,194	1,114	0,543	0,856	0,408	0,354

R² quadrado do coeficiente de correlação entre valores observados e preditos

QME quadrado médio do erro.

a, b, c estimativas dos parâmetros dos modelos linearizados

Fonte: Souza et al (2003).

Em algumas situações, como a mostrada na Fig. 2, o modelo que possui maior R² (Langmuir) apresenta falhas no ajuste, caracterizadas por tendência de super-estimação para baixas concentrações de equilíbrio e 60 % dos resíduos negativos, além de apresentar um valor de resíduo fora do intervalo de -2 a +2. O modelo de Freundlich apresenta dispersão aleatória de resíduos ao longo do eixo X.

Os gráficos de probabilidade normal correspondentes aos quatro modelos (Fig. 3) mostram padrões similares de afastamento da normalidade; no entanto, observa-se que no modelo de Lambert, os resíduos padronizados variam de -1,0 a 1,4, enquanto no de Freundlich variam de -0,8 a 0,6.

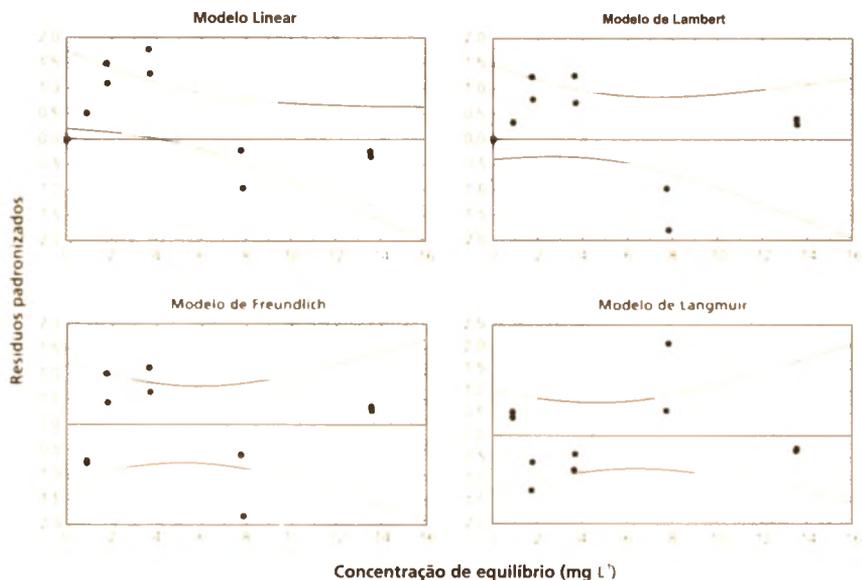


Fig. 2. Resíduos padronizados de quatro modelos de isotermas de adsorção de tebutiuron em Neossolo Quartzarênico na profundidade de 0 cm a 10 cm.

Fonte: Souza et al (2001).

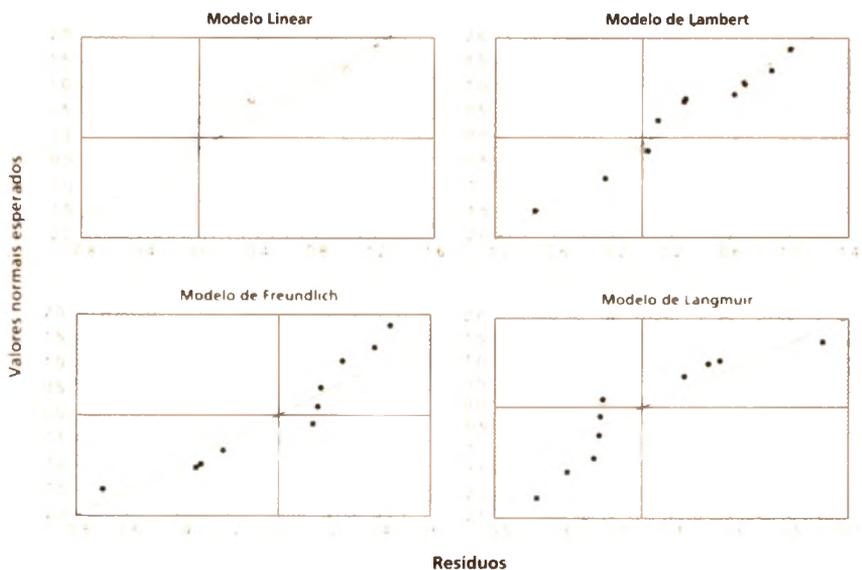


Fig. 3. Probabilidade normal de resíduos de quatro modelos de isotermas de adsorção de tebutiuron em Neossolo Quartzarênico na profundidade de 0 cm a 10 cm.

Fonte: Souza et al (2001).

Considerando-se os procedimentos utilizados para avaliação do comportamento global dos modelos, o de Freundlich foi o que melhor se ajustou ao estudo dos solos e profundidades ora em discussão, sendo então o mais indicado para ser utilizado na estimativa do coeficiente de adsorção de tebutiuron, dado em $\text{mg kg}^{-1}/(\text{mg L}^{-1})^N$ (NKEDI-KIZZA; BROWN, 1998). Nesse modelo, $K_f = K_d$ (coeficiente de partição) somente quando os valores do índice (1/n) da equação são iguais ou próximos a 1.

Considerando-se os dados obtidos para o experimento com diuron, obtiveram-se as estimativas apresentadas na Tabela 7. Além dos coeficientes ajustados para os modelos estudados, obtidos a partir das curvas isotérmicas

Tabela 7. Parâmetros empíricos dos modelos linear, Lambert, Freundlich e Langmuir e critérios estatísticos utilizados para sua avaliação no estudo de adsorção de diuron em três solos de Ribeirão Preto, SP: Neossolo Quartzarênico (RQ), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf), nas camadas de 0 cm a 10 cm e 10 cm a 20 cm de profundidade.

Parâmetro ⁽¹⁾	RQ		LVd		LVdf	
	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm	0 cm a 10 cm	10 cm a 20 cm	0 cm a 10cm	10 cm a 20 cm
Modelo linear						
R ²	0,9908	0,9281	0,8836	0,7378	0,9769	0,9629
F	774,5	256,62	115,7	71,348	532,47	517,02
b	1,2424	2,023	8,98	2,249	8,702	7,494
Modelo de Lambert						
R ²	0,9818	0,9451	0,986	0,9136	0,9756	0,9649
F	617,3	147,02	905,34	172,97	332,9	235,46
b	1,5848	2,5452	19,217	4,8763	10,989	7,0883
c	-0,0307	-0,0617	-2,9188	-0,2795	-0,44	0,0748
Modelo de Freundlich						
R ²	0,9932	0,9446	0,8731	0,9197	0,972	0,9669
F	1160,8	170,694	68,865	115,71	277,35	233,37
a	0,8413	0,7149	2,4703	1,6735	2,504	2,2549
b	0,711	0,937	0,6545	0,5947	0,786	0,8125
Modelo de Langmuir						
R ²	0,9773	0,9811	0,9414	0,9262	0,9706	0,9722
F	345,29	363,107	160,81	125,65	264,33	280,73
a = 1/K _l	0,07612	0,00669	0,0247	0,0614	0,0074	0,0173
b = 1/K _l w	0,3235	0,4635	0,04575	0,105	0,067	0,0805

⁽¹⁾ quadrado do coeficiente de correlação entre valores observados e preditos.

F teste de fisher a, b, c parâmetros estimados dos modelos linearizados.

Fonte: Souza et al (2001).

linearizadas de adsorção de diuron, nos solos e profundidades estudados, nessa tabela também estão presentes os parâmetros utilizados para a sua comparação estatística.

Para escolha do melhor modelo para o diuron, foi utilizado o quadrado do coeficiente de correlação (R^2) entre os valores observados e preditos, uma vez que o coeficiente de determinação, usado nos modelos com interceptos nulos, é calculado de forma diferente, não sendo comparável com aquele coeficiente obtido com interceptos não nulos. Dessa forma, o quadrado do coeficiente de correlação elimina este problema, sendo um parâmetro adequado para comparação; todavia, o R^2 quando utilizado como medida global de qualidade de ajuste não identifica algumas falhas do modelo como, por exemplo, tendências de sub ou superestimação em algumas regiões da curva e presença de pontos influentes. Assim, além desse critério, avaliaram-se também os gráficos de dispersão de resíduos padronizados e os gráficos de probabilidade normal dos resíduos, os quais possibilitam que essas tendências sejam consideradas.

Considerando-se o conjunto de ferramentas, a exemplo do que foi adotado para o tebutiuron, selecionou-se o modelo de Freundlich como o mais apropriado para descrever o comportamento sortivo do diuron nos três solos.

Conclusões

O Neossolo Quartzarênico mostrou baixa capacidade de adsorção e intensa dessorção de diuron, indicando risco potencial de lixiviação do herbicida se aplicado em áreas com predominância dessa classe de solo e nas profundidades estudadas.

Os latossolos LVd e LVdf apresentaram capacidade elevada de adsorção e de retenção de diuron. A adsorção de diuron correlacionou-se positivamente com o teor de carbono orgânico nos solos.

A isoterma de adsorção obtida a partir do modelo de Freundlich é a mais adequada para descrever a adsorção de tebutiuron e de diuron nos três solos estudados.

Os solos RQ, LVd e LVdf mostraram baixa capacidade de adsorção de tebutiuron.

A adsorção de tebutiuron correlacionou-se positivamente com o teor de carbono orgânico e de argila nos solos, através de relações lineares.

Referências

ALVA, A. K.; SINGH, M. Sorption of bromacil, diurom, norflurazon, and simazine at various horizons in two soils **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 45, n. 3, p. 365-374, 1990.

CALVET, R. Adsorption of organic chemicals in soils. **Environmental Health Perspectives**, [s. l.], v. 83, p. 145-77, 1989.

DUNCAN, K. W.; SCIFRES, C. J. Influence of clay and organic matter of rangeland soils on tebutiuron effectiveness. **Journal of Range Management**, Denver, v. 36, n. 3, p. 295-297, 1983.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. **Impacto ambiental e implicações sócio-econômicas da agricultura intensiva em água subterrânea**. Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 1997. 16 p. (Relatório de técnico).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1999. 412 p.

GAILLARDON, P. Desorption of diurom and isoproturon from undispersed clay loam soil. **Pesticide Science**, Oxford, v. 51, n. 2, p. 185-193, 1997.

GILES, C. H.; MC EWANS, T. H.; NAKHWA, S. N.; SMITH, D. Studies in adsorption: XI. A system of classification of solution adsorption isotherms and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific areas of solids. **Journal of the Chemical Society**, London, v. 3, p. 3973-3993, 1960.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebutiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego do Espreado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.

HAMAKER, J. W.; THOMPSON, J. M. Adsorption. In: GORING, C. A. I., HAMAKER, J. W. (Ed.). **Organic chemicals in the soil environment**. New York: Marcel Dekker, 1972 p. 49-144.

JOHNSON JUNIOR, T. N.; MORTON, H. L. Tebutiuron persistence and distribution in some semiand soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 18, n. 4, p. 433-438, 1989.

KÖSKINEN, W. C.; STONE, D. M.; HARRIS, A. R. Sorption of hexazinone, sulfometuron methyl, and tebutiuron on acid, low base saturated sands. **Chemosphere**, [Oxford], v. 32, n. 9, p. 1681-1689, 1996

LAMBERT, S. M. Functional relationship between sorption in soil and chemical structure. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v. 15, n. 4, p. 572-576, 1967.

LIU, L. C.; CIBES-VIADE, H.; KOO, F. K. S. Adsorption of ametryne and diuron by soils. **Weed Science**, Ithaca, v. 18, p. 470-474, 1970.

LUCHINI, L. C.; MATALLO, M. B.; SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; BARBOSA, C. M. Aspectos do comportamento dos herbicidas diuron e tebutiuron em solos de áreas de recarga do aquífero guaraní no estado de São Paulo, Brasil - 1. Adsorção In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE MALEZAS, 16., 2003, Colima. **Anais...** Colima: SLM; São Paulo: Instituto Biológico, 2003. 1 CD-ROM.

MADHUN, Y. A.; FREED, V. H.; YOUNG, J. L.; FANG, S. C. Sorption of bromacil, chlortoluron, and diuron by soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, n. 6, p. 1467-1471, 1986.

MANDAL, A. K.; ADHIKARI, M. Role of organic matter and sesquioxides in the adsorption of pesticides on soils. **Journal of the Indian Society of Soil Science**, New Delhi, v. 43, n. 4, p. 561-567, 1995.

MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; CERDEIRA, A. L.; MARIN, G. C. Lixiviação dos Herbicidas Tebutiuron e Diuron em colunas de solo. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 83-90, 2003.

MATALLO, M. B.; SPADOTTO, C. A.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F. Sorption, degradation, and leaching of tebutiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, New York, v. 40, n. 1, p. 39-43, 2005.

MONTGOMERY, D. C.; PECK, E. A. **Introduction to linear regression analysis**. New York: John Wiley, 1982. 504 p.

NKEDI-KIZZA, P.; RAO, P. S. C.; JOHNSON, J. W. Adsorption of Diuron and 2,4,5-T on soil particle-size separates. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 12, n. 2, p. 195-197, 1983.

NKEDI-KIZZA, P.; BROWN, K. D. Sorption, degradation and mineralization of carbaryl in soils, for single-pesticide and multiple-pesticide systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 6, p. 1318-1324, 1998.

RAMALHO, J. F. G. P.; VICTORIA FILHO, R. Lixiviação de quatro herbicidas em um latossolo vermelho escuro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21., 1997, Caxambu. **Resumos...** Viçosa: SBCPD, 1997. p. 359.

RAO, P. S. C.; NKEDI-KIZZA, P.; DAVIDSON, J. M.; OU, L. T. Retention and transformations of pesticides in relation to non-point source pollution from croplands. In: GIORGINI, A.; ZINGALES, F. (Ed.) **Agricultural nonpoint sources and pollution: model selection and application**. New York: Elsevier, 1986. p. 55-77.

- RAO, P. S. C.; DAVIDSON, J. M. **Retention and transformation of selected pesticides and phosphorus in soil-water systems**: a critical review. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1982. 321 p. (EPA/600/3-82/060).
- REDDY, K. N.; SINGH, M.; ALVA, A. K. Sorption and desorption of diuron and norflurazon in Florida citrus soils. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 64, n. 3-4, p. 487-494, 1992.
- ROCHA, G. A. **Mega reservatório de água subterrânea do Cone Sul**: bases para uma política de desenvolvimento e gestão. Curitiba: UFPR: IDRC, 1996. 25 p.
- RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbicidas**. Londrina: IAPAR, 1998. 648 p.
- SAS INSTITUTE. **SAS/STAT user's guide**. 4. ed. Cary: SAS Institute, 1989. 846 p. Version 6.
- STATISTICA. **StatSoft**: statistic for windows: computer program manual. 2325E. 13. ed. St. Tulsa: StatSoft, Inc, 1995. Release 5.0.
- SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C.; GOMES, M. A. F.; FERRACINI, V. L.; MAIA, A. H. N. Adsorção e lixiviação de tebutiuron em três tipos de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 25, n. 4, p.1053-1061, 2001.
- TORNISIELO, V. L.; MOREIRA, E. M.; REGITANO, J. B.; MONTEIRO, R. T. R.; COSTA, M. A. Estudos de lixiviação em colunas do herbicida 14 C-diurom em solos brasileiros. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21., Caxambu, 1997 **Resumos....** Viçosa: SBCPD, 1997. p. 373.
- USEPA. United States Environmental Protection Agency. Office of Pesticide Programs. Guidelines for registering pesticides in United States. **Federal Register**, [s. l.], v. 40, n. 123, p. 26881-26888, 1975.
- WAUCHOPE, R. D.; YEH, S.; LINDERS, J.; KLOSKOWSKI, R.; TANAKA, K.; RUBIN, B.; KATAYAMA, A.; KÖRDEL, W.; GERSTL, Z.; LANE, M.; UNSWORTH, J. B. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. **Pest Management Science**, Sussex, v. 58, n. 5, p. 419-445, 2002.
- WSSA. Weed Science Society of America. **Herbicide handbook**. 7. ed. Champaign: Weed Science Society of America, 1989. 301 p.
- WSSA. Weed Science Society of America. **Herbicide handbook**. 8. ed. Lawrence: Weed Science Society of America, 2002. 493 p.
- ZAR, J. D. H. Regression through the origin. In: ZAR, J. D. H. **Biostatistical analysis**. 2. ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1984. p. 284-285.

Capítulo 8

Procedimentos analíticos e avaliação da presença de herbicidas em áreas de recarga do Aquífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO

Isabel Cristina Sales Fontes Jardim

Laís Sayuri Ribeiro de Moraes

Sônia Cláudia do Nascimento de Queiroz

Vera Lúcia Ferracini

Marco Antonio Ferreira Gomes

Introdução

Atualmente grandes esforços estão sendo feitos para aumentar a produtividade agrícola em áreas cada vez menores, bem como a utilização de técnicas e práticas agrícolas sofisticadas envolvendo mecanização ou seleção de variedades de plantas mais resistentes e adaptadas a condições climáticas e ambientais adversas (HOFF; van ZONEN, 1999). Entretanto, o uso de agrotóxicos é ainda a principal estratégia para o combate e a prevenção de pragas e doenças no meio agrícola, garantindo alimento suficiente para a população. Esses agrotóxicos, porém, são potencialmente prejudiciais ao homem, podendo causar efeitos adversos ao sistema nervoso central e periférico, ter ação imunodepressora ou serem cancerígenos, entre outros (CALDAS; SOUZA, 2000).

Uma grande parte dos agrotóxicos é adsorvida pela matéria orgânica, impedindo que alcancem o lençol freático via percolação (FILIZOLA et al., 2002). Entretanto, os agrotóxicos que são aplicados na lavoura e que permanecem no solo, eventualmente, são transportados para as águas superficiais por meio de vários mecanismos, e seus resíduos podem acumular e permanecer no meio ambiente, causando riscos potenciais aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana (FONT et al., 1993; IBANEZ et al., 1996). Na maior parte dos casos, não são observados as distâncias mínimas necessárias entre as plantações e as margens dos rios e não são construídos sistemas de drenagem que impeçam o acesso de águas de enxurrada a esses mananciais (DORES; DE-LAMONICA-FREIRE, 2001). Dessa forma, os recursos hídricos, sejam superficiais ou subterrâneos, atuam como o principal destino final dos agrotóxicos (FERRACINI et al., 2001).

Os métodos de separação, como Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE) e Cromatografia Gasosa (CG), têm um papel importante na determinação de resíduos de agrotóxicos, seus metabólitos e produtos de transformação (HATRÍK; TEKEL, 1996). Independentemente da técnica de separação empregada, a análise de agrotóxicos, em geral, envolve várias etapas como a amostragem, o preparo da amostra, a análise cromatográfica e o tratamento dos dados. No preparo da amostra é realizada a concentração dos agrotóxicos presentes, que normalmente se encontram em baixas concentrações, a fim de adequá-los ao nível de detecção do equipamento; também é feita a eliminação de compostos interferentes. Esta etapa, que inclui o isolamento e a concentração dos analitos, é a que ocupa a maior

parte do tempo total de análise. A extração em fase sólida (EFS) é uma das técnicas de isolamento e concentração mais utilizadas na análise de água devido ao fato de ser rápida, de consumir pequenos volumes de solvente, ser de fácil automação e permitir a concentração de baixos níveis de pesticidas em soluções muito diluídas, como a água, para gerar concentrações detectáveis do analito (LANÇAS, 2004). A EFS utiliza uma coluna contendo um sorvente sólido para reter o analito, como resinas poliméricas, grupos C8, C18, amino ou ciano ligados ao suporte de sílica, de carbono grafitizado ou de alumina. O sorvente mais popular de EFS é o grupo octadecil (C18) ligado à sílica (SABIK et al., 2000).

Dessa forma, o objetivo deste capítulo é apresentar uma metodologia de análise rápida e eficiente, desenvolvida e validada para a determinação multirresidual dos herbicidas atrazina, imazetapir e nicossulfurom por CLAE, para a análise de amostras de água do lençol freático de áreas de recarga direta do Aquífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO, bem como mostrar os resultados de monitoramento desses compostos na região citada.

Materiais e Métodos

Padrões dos herbicidas e solventes

Os herbicidas atrazina (6-cloro-N2-etil-N4-isopropil-1,3,5-triazina-2,4-diamina), imazetapir (ácido nicotínico (RS)-5-etil-2-(4-isopropil-4-metil-5-oxo-2-imidazolina-2-il), nicossulfurom (2-(4,6-dimetoxipirimidina-2-ilcarbamoil sulfamoil)-N,N-dimetilnicotinamida) foram adquiridos da ChemService, com grau de pureza > 99 %.

Os solventes utilizados para extração foram de grau PA ou pesticida, e os empregados para análise cromatográfica, como acetonitrila, foram grau cromatográfico. A água foi deionizada no sistema Milli-Q, Millipore.

Equipamentos

- Agitador magnético Corning Glass Works, modelo PC-351.
- Agitador Roto Torque Cole-Parmer Instruments Company, modelo 7637-10.

- Agitador vórtex Phoenix, modelo AP 56.
- Balança analítica, Fischer Scientific (sensibilidade de 0,0001 g), modelo A-250.
- Sistema Milli-Q Plus, Millipore.
- Sistema de ultra-som Thornton, modelos T14 e T50.
- pHmetro Digimed, modelo DM21.
- Cromatógrafo a líquido, Shimadzu, composto por:
 - Bomba de alta pressão, tipo recíproca de pistão duplo, modelo LC-10AT.
 - Detector espectrofotométrico de absorção no UV/Vis, de comprimento de onda variável entre 190 nm e 900 nm, cela de 8 µL de volume, 10 mm de caminho ótico, modelo SPD-M10^a.
 - Injetor automático, amostragem programada de 10 µL, modelo SIL-10AF.
 - Sistema de aquisição de dados: microcomputador, com software de aquisição de dados cromatográficos Class VP.
 - Forno para coluna, modelo CTO-10AS.
 - Controlador de sistema SCL-10A.

Localização da área de estudo, coordenadas geográficas e caracterização dos pontos de coleta de água

As amostras de água do lençol freático foram coletadas, no mês de dezembro de 2005 e nos meses de fevereiro e março de 2006, pelo pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Marco Antonio Gomes, em três propriedades rurais, sendo uma delas no Estado de Goiás e as demais no Estado de Mato Grosso, considerando três pontos em cada uma delas, totalizando nove locais de amostragem. As amostras de água, livre de agrotóxicos (brancos ou testemunhas), foram coletadas na Fazenda Chitolina no Estado de Goiás. Na Tabela 1 estão listadas as localizações e as profundidades dos pontos onde foram realizadas as coletas de água.

Procedimento de amostragem da água superficial

Em cada ponto, a coleta das amostras de água foi realizada por meio de coletores tipo piezômetros (tubos de PVC) com 70 mm de diâmetro, em

Tabela 1. Localização e profundidade dos pontos de coleta de água em Mineiros, Goiás.

Pontos	Profundidade (m)	Localização (coordenadas)	
		Latitude	Longitude
1 – Fazenda Três Irmãos (GO)	1	17°83'.969	53°09'.247
	2	17°83'.971	53°09'.250
	3	17°83'.973	53°09'.254
2 – Fazenda Holanda (MT)	1	18°00'.836	53°06'.920
	2	18°00'.838	53°06'.929
	3	18°00'.843	53°06'.935
3 – Fazenda Graúna (MT)	1	17°94'.414	53°13'.561
	2	17°94'.413	53°13'.563
	3	17°94'.412	53°13'.566

Fonte: Embrapa (2004).

três profundidades distintas (1 m, 2 m e 3 m), instalados à jusante da área cultivada. Após a coleta, as amostras foram colocadas em frascos âmbar de 1.000 mL. Estes frascos foram então vedados e resfriados com gelo em recipiente de isopor para transporte até o laboratório, onde foram armazenados à temperatura de 4 °C até o momento da extração.

Todas as amostras foram filtradas em filtro de fibra de vidro de 7 µm e membrana de PVDF de 0,22 µm utilizando-se uma bomba de vácuo, para remoção de material particulado e colóide.

Método analítico para a determinação dos herbicidas em água

Foram testados quatro procedimentos de extração em fase sólida, com dois tipos de cartuchos.

Lichrolut EN (E-DVB) – resina do copolímero estireno/divinilbenzeno, área superficial de 1200 m² g⁻¹. Cartuchos de 3 mL (500 mg), Merck.

DVB 1 – Os cartuchos foram condicionados com 5 mL de metanol e 5 mL de água (pH ajustado em 3,0 com ácido fosfórico). 300 mL da amostra (pH ajustado em 3,0 com ácido fosfórico) foram passados pelos cartuchos,

sob vácuo, a uma vazão de 10 mL min⁻¹. Os cartuchos foram secos, sob vácuo, por 30 min. Após a secagem, a eluição foi feita com 5 mL de metanol. O extrato foi seco sob fluxo de nitrogênio e ressuspensão em 1 mL de fase móvel.

DVB 2 – Os cartuchos foram condicionados com 2 mL de metanol e 2 mL de água (pH ajustado em 3,0 com ácido fosfórico). 300 mL da amostra (pH ajustado em 3,0 com ácido fosfórico) foram passados pelos cartuchos, sob vácuo, a uma vazão de 10 mL min⁻¹. Os cartuchos foram secos, sob vácuo, por 30 min. Após a secagem, a eluição foi feita com 0,5 mL de metanol e duas porções de 3 mL metanol:acetato de etila 1:1 (v/v). O extrato foi seco sob fluxo de nitrogênio e ressuspensão em 1 mL de fase móvel.

Supelclean LC-18 – Grupo octadecil ligado à sílica, tamanho de partícula 45 µm, 60 Å de tamanho de poro. Cartuchos de 3 mL (500 mg), Supelco.

C18 1 – Os cartuchos foram condicionados com 2 mL de metanol e 2 mL de água (pH ajustado em 3,0 com ácido fosfórico). 300 mL da amostra (pH ajustado em 3,0 com ácido fosfórico) foram passados pelos cartuchos, sob vácuo, a uma vazão de 10 mL min⁻¹. Os cartuchos foram secos, sob vácuo, por 30 min. Após a secagem, a eluição foi feita com 2 mL de metanol. O extrato foi seco sob fluxo de nitrogênio e ressuspensão em 1 mL de fase móvel.

C18 2 – Os cartuchos foram condicionados com 2 mL de acetato de etila, 2 mL de água e 2 mL de água com pH ajustado em 2,5 com ácido fosfórico. 300 mL da amostra (pH ajustado em 2,5 com ácido fosfórico) foram passados pelos cartuchos, sob vácuo, a uma vazão de 10 mL min⁻¹. Os cartuchos foram secos sob vácuo por 30 min. Após a secagem, a eluição foi feita com 5 mL de acetonitrila e 2 mL de acetato de etila. O extrato foi seco sob fluxo de nitrogênio e ressuspensão em 1 mL de fase móvel.

Análise cromatográfica

A separação dos herbicidas foi feita usando as seguintes colunas :

- Coluna de fase reversa Nova-Pak RP-18, Waters, partículas de 5 µm, dimensões: 3,9 x 150 mm.
- Coluna de guarda Nova-Pak RP-18, Waters, partículas de 5 µm, dimensões: 3,9 x 20 mm.

A separação dos compostos foi feita em uma vazão de $0,8 \text{ mL min}^{-1}$ e no comprimento de onda de 220 nm , no qual todas as espécies apresentaram máxima absorvância. Para a separação foi utilizada a eluição por gradiente com acetonitrila e água em pH 3 ajustado com ácido fosfórico. A composição inicial do gradiente foi de 25 % de acetonitrila até 2 min, 25 % a 50 % de acetonitrila em 6 min, 50 % de acetonitrila durante 7 min, 50 % a 25 % de acetonitrila em 5 min e 25 % de acetonitrila por 5 min.

Preparação das soluções estoque e de trabalho

As soluções estoque individuais dos herbicidas foram preparadas em acetonitrila na concentração de 1.000 mg L^{-1} . As soluções de trabalho de todos os herbicidas (10 mg L^{-1} e 50 mg L^{-1}) foram obtidas a partir da diluição das soluções estoque em acetonitrila. Essas soluções estoque foram utilizadas para as fortificações e também para construir a curva analítica.

Validação do método

O método foi validado de acordo com as diretrizes para validação de procedimentos analíticos da International Conference on Harmonization (1995a, 1995b), da Anvisa (2002) e da Associação Grupo de Analistas de Resíduos de Pesticidas (1999).

Os parâmetros de detectabilidade, limite de detecção (LOD) e limite de quantificação (LOQ) do método foram determinados com base no sinal/ruído da linha de base de três e dez, respectivamente. As curvas analíticas foram obtidas usando seis diferentes concentrações de padrões dissolvidos em água destilada, cada uma em triplicata, para cada um dos analitos. A linearidade foi obtida pela regressão linear da curva.

Para a avaliação da recuperação e precisão do método, as amostras foram fortificadas em três níveis de concentração. As concentrações usadas para obterem as curvas analíticas e para as fortificações foram baseadas nos valores de LOQ de cada herbicida: as seis concentrações da curva analítica foram de 1 x, 2 x, 3 x, 5 x, 10 x e 15 x LOQ do instrumento, e os três níveis de fortificação foram 1 x, 2x e 10 x o LOQ do método.

A exatidão foi determinada através da percentagem recuperada (R) de herbicida nos três níveis de fortificação, calculada usando a seguinte equação:

onde: C_1 = Concentração inicial do pesticida antes da extração;
 C_2 = Concentração do pesticida após a extração.

A precisão foi avaliada em termos de repetitividade e precisão intermediária. A repetitividade foi determinada em um mesmo dia e consistiu de três séries de três replicatas de cada um dos níveis de concentração. A extração dos três cartuchos de cada um dos níveis de fortificação foi realizada em conjunto com uma testemunha para certificação da integridade dos dados obtidos. A precisão intermediária foi calculada com três replicatas em uma única concentração (2 x LOQ do método) em três diferentes dias. A repetitividade (entre cartuchos, em um mesmo dia) e a precisão intermediária (entre cartuchos, em dias diferentes) foram expressas como estimativa de desvio padrão relativo (RSD) ou coeficiente de variação (CV) de três medidas de recuperação dos analitos, usando a equação:

$$CV (\%) = \frac{\text{estimativa do desvio padrão absoluto}}{\text{recuperação média}} \times 100$$

onde: estimativa do desvio padrão absoluto = $[\sum (x - x_m)^2 / n-1]^{1/2}$,
 n = o número total de medidas,
 x = o valor medido,
 x_m = a média das medidas.

Resultados e Discussão

Otimização do procedimento de extração

Os valores de porcentagem de recuperação (%) dos herbicidas obtidos usando os cartuchos de divinilbenzeno (Lichrolut EN) e de C18 e diferentes procedimentos encontram-se na Tabela 2.

A Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos (US-EPA) considera aceitáveis as recuperações que fiquem no intervalo de

Tabela 2. Porcentagens de recuperações dos herbicidas e coeficientes de variação, obtidos nas extrações de água fortificada, utilizando diferentes procedimentos e cartuchos de EFS.

Cartucho/ Procedimento	Recuperação (%)			Coeficiente de variação (CV) (%)		
	Imaz	Nico	Atraz	Imaz	Nico	Atraz
DVD 1	88	63	76	1,3	6,4	10,9
DVB 2	91	99	64	8,6	1,4	8,8
C18 1	84	90	73	15,5	11,6	10,7
C18 2	93	103	81	3,8	2,1	2,3

70 % a 130 % (TOLOSA et al., 1996). Os cartuchos DVB 1 e 2 apresentaram recuperações abaixo de 70 % para os herbicidas nicossulfurom e atrazina, respectivamente. O cartucho C18 1 apresentou recuperações para os três herbicidas dentro da faixa aceitável, entretanto, o coeficiente de variação para o imazetapir ficou acima do limite aceitável que é de 15 % (HUBER, 1998). Com o cartucho C18 2, as recuperações para todos os herbicidas ficaram dentro do limite aceitável, com ótimos valores de coeficiente de variação. Foram feitos mais testes com este último procedimento, que confirmaram os resultados obtidos; dessa forma, o próximo passo foi a validação da metodologia com o procedimento de extração 2 e cartucho C18.

Validação do método

A seletividade foi avaliada através da comparação dos extratos da matriz isenta de herbicidas e a matriz fortificada com os padrões dos herbicidas. A Fig. 1a mostra um cromatograma obtido para o extrato de uma amostra de água testemunha (isenta de herbicidas) da região estudada; a Fig. 1b mostra um cromatograma correspondente ao extrato de um branco fortificado. Ao se comparar as duas figuras, verifica-se a ausência de interferentes nos tempos de retenção dos herbicidas e, também, uma boa separação dos picos de interesse dos demais interferentes da amostra.

Os resultados de LOD e LOQ do método e do instrumentação estão apresentados na Tabela 3. As extrações foram feitas partindo-se de

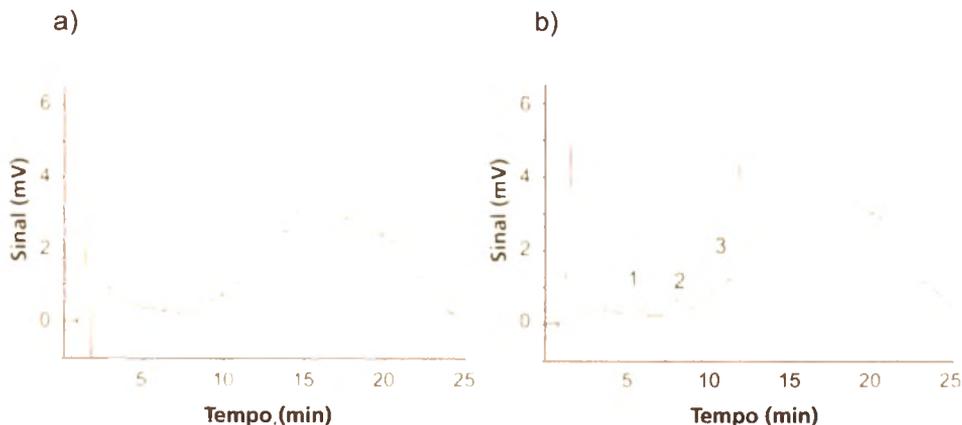


Fig. 1. Cromatogramas de extratos de (a) água testemunha livre de herbicidas e (b) água testemunha fortificada com os três herbicidas. Herbicidas: 1 = imazetapir; 2 = nicossulfurom; 3 = atrazina. Condições cromatográficas: coluna analítica de 150 mm x 3,9 mm, C18, tamanho de partícula de 4 μm , Waters. Vazão 0,8 mL min^{-1} , eluição por gradiente com FM acetonitrila:H₂O pH = 3 (H₃PO₄), volume de injeção 10 μL ; detecção UV, 220 nm. Gradiente: 25 % de acetonitrila até 2 min, 25 % a 50 % de acetonitrila em 6 min, 50 % de acetonitrila durante 7 min, 50 % a 25 % de acetonitrila em 5 min e 25 % de acetonitrila por 5 min.

Tabela 3. Limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) do instrumento^a e do método^b para os herbicidas estudados.

Herbicida	LOD ^a	LOQ ^a	LOD ^b	LOQ ^b
	($\mu\text{g L}^{-1}$)			
Imazetapir	90	300	0,3	1,0
Nicossulfurom	75	250	0,2	0,8
Atrazina	30	100	0,09	0,3

300 mL de água, que foram concentrados a 1 mL, resultando em um fator de concentração de 300 vezes. Os valores de LOQ do método para cada pesticida foram calculados com base nesse fator de concentração. O LOQ do método desenvolvido deve estar abaixo do Limite Máximo de Resíduo (MRL) definido pelas legislações de cada país, para cada matriz e para cada herbicida. A US-EPA definiu para a atrazina um MRL, em água potável, de 3 $\mu\text{g L}^{-1}$ (EPA, 2006).

Não foram encontrados em nenhuma legislação nacional ou internacional os MRL para os três herbicidas individuais, tanto em águas subterrâneas quanto em águas superficiais. Para águas superficiais, foi encontrado apenas uma faixa de tolerância para agrotóxicos individuais que, em geral, varia de 1 a 3 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BROUWER et al., 1994; SLOBODNÍK et al., 1997). Os LOQ do método para os três herbicidas estão abaixo dessa faixa, sendo portanto aceitáveis.

Na Fig. 2. São apresentadas as curvas analíticas construídas para cada um dos padrões dos herbicidas.

Os parâmetros de regressão linear, o coeficiente de correlação (r) e os parâmetros das curvas analíticas estão apresentados na Tabela 4.

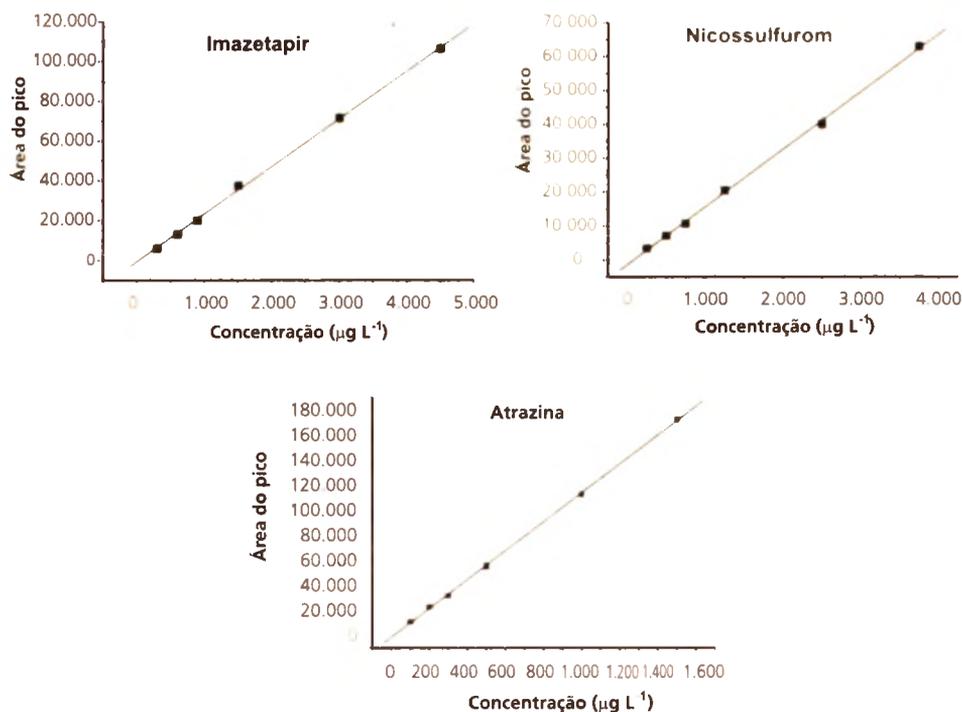


Fig. 2. Curvas analíticas, obtidas com os pontos 1, 2, 3, 5, 10 e 15 x o LOQ do instrumento para (a) Imazetapir, (b) Nicossulfurom e (c) Atrazina.

Tabela 4. Curva analítica e linearidade para os herbicidas estudados.

Herbicida	Curva analítica			Linearidade ($\mu\text{g L}^{-1}$)
	a (intercepto)	b (inclinação)	r	
Imazetapir	-617	24	0,9995	300 – 4.500
Nicosulfurom	-1.382	17	0,9995	250 – 3.750
Atrazina	-1.788	115	0,9998	100 – 1.500

O valor do parâmetro r permite uma estimativa da qualidade da curva obtida, pois quanto mais próximo de 1,0, menor a dispersão do conjunto de pontos experimentais e menor a incerteza dos coeficientes de regressão estimados. Um coeficiente de correlação maior que 0,999 é considerado como evidência de um ajuste ideal dos dados para a linha de regressão (RIBANI et al., 2004). A Anvisa recomenda um coeficiente de correlação (ANVISA, 2002). Os resultados obtidos estão de acordo com ambos requisitos. A curva analítica mostrou um bom intervalo de linearidade.

A Tabela 5 mostra os resultados de recuperações e precisão (repetitividade e precisão intermediária) do método desenvolvido.

Os valores de recuperação foram muito bons, pois variaram de 91 % a 105 %, ficando dentro da faixa aceitável (70 % – 130 %). Os resultados de repetitividade e precisão intermediária mostraram boa precisão, com valores de CV de 0,9 % a 4,2 % (n = 3) e 1,8 % a 2,5 % para os três pesticidas estudados, respectivamente.

Tabela 5. Recuperações (n = 3), precisão (repetitividade, n = 3) e precisão intermediária (n = 3) para os herbicidas em água; níveis de fortificação: F1 (1 x LOQ), F2 (2 x LOQ), F3 (10 x LOQ).

Herbicida	Recuperação (%)			Repetitividade CV (%)			Precisão intermediária
	F1	F2	F3	F1	F2	F3	CV (%)
Imazetapir	96	94	100	3,1	4,2	0,9	2,5
Nicosulfurom	91	94	105	3,1	1,4	1,4	2,0
Atrazina	101	96	88	2,5	2,1	2,7	1,8

O método desenvolvido para a determinação dos herbicidas estudados apresentou-se eficiente e atingiu os requisitos necessários para que pudesse ser utilizado nas suas análises em águas superficiais.

Monitoramento dos herbicidas

Nas Fig. 3a, 3b e 3c são mostrados os cromatogramas de três amostras de água coletadas em março de 2005, na profundidade de 1 m, nos seguintes pontos: a) P1 - Três Irmãos, b) P2 - Holândia e c) P3 - Graúna.

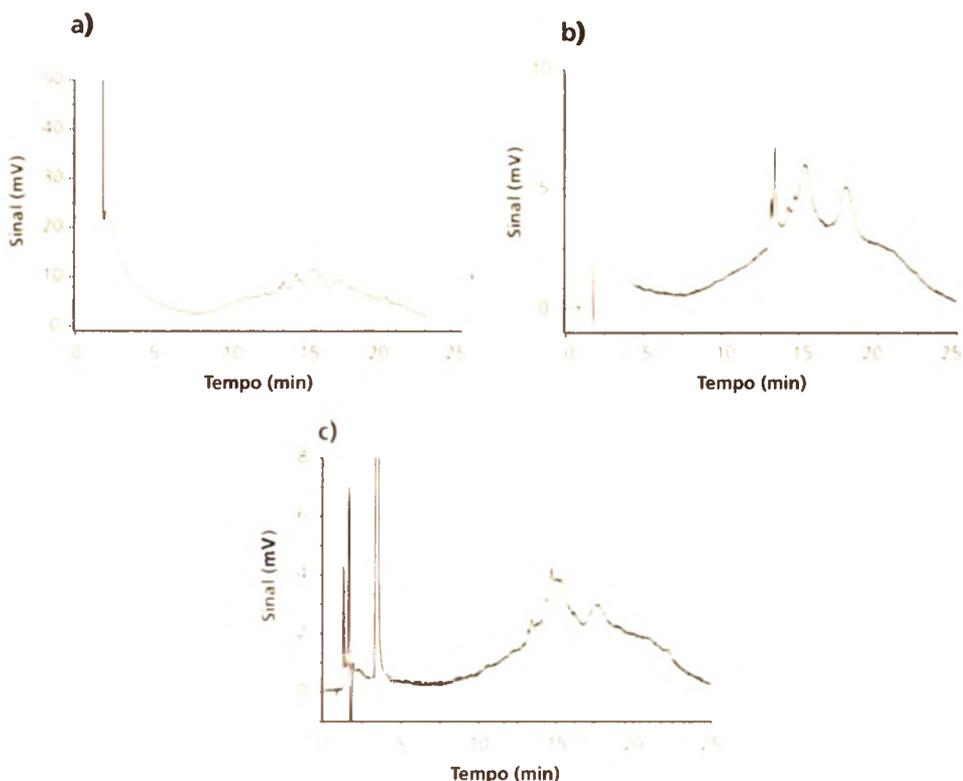


Fig. 3. Cromatogramas de extratos de águas coletadas em março de 2005, na profundidade de 1 m, nos pontos: a) P1 – Faz. Três Irmãos, b) P2 – Faz. Holândia e c) P3 – Faz. Graúna. Condições cromatográficas semelhantes às da Fig. 1

Observando-se os cromatogramas, pode-se perceber que não foi encontrado nenhum dos herbicidas estudados. Todas as amostras descritas na Tabela 1 foram analisadas e em nenhuma delas foi detectada a presença dos herbicidas, como pode ser visto na Tabela 6.

Tabela 6. Concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$) dos herbicidas imazetapir, nicossulfurom e atrazina nas amostras de água do lençol freático coletadas nas nascentes do Rio Araguaia, GO/MT.

Pontos ⁽¹⁾	Herbicidas		
	Imazetapir	Nicossulfurom	Atrazina
1 – Três Irmãos (GO)	< LOD	< LOD	< LOD
2 – Holândia (MT)	< LOD	< LOD	< LOD
3 – Graúna (MT)	< LOD	< LOD	< LOD

⁽¹⁾ Resultados obtidos para amostras coletadas em dezembro de 2005 e em fevereiro e março de 2006 nas profundidades de 1 m, 2 m e 3 m em cada ponto.

LOD – limite de detecção do equipamento.

Conclusões

Após a otimização de variáveis como condições de separação no cromatógrafo a líquido e do procedimento de extração, EFS, o método para separação e identificação dos herbicidas imazetapir, nicossulfurom e atrazina foi desenvolvido e validado, preenchendo os requisitos básicos para sua aplicação na análise de amostras reais.

Utilizando a CLAE com detector por arranjo de diodos, foi possível fazer a separação e quantificação dos pesticidas. As vantagens da CLAE em relação à CG devem-se principalmente às dificuldades da CG em analisar algumas classes de resíduos que possuem instabilidade térmica e que não são voláteis, como é o caso do imazetapir e do nicossulfurom. O emprego do detector por arranjo de diodos proporcionou o registro simultâneo dos cromatogramas no comprimento de onda de máxima absorção para cada componente, permitindo a sua quantificação na maior detectabilidade, forneceu o espectro de absorção no UV de cada composto, que auxiliou na sua identificação, e também avaliou a pureza do pico cromatográfico.

O procedimento de extração utilizado proporcionou uma boa limpeza (retenção dos interferentes no cartucho) da amostra e também possibilitou o isolamento e a concentração dos analitos, com fator de concentração de 300 vezes. A EFS mostrou-se vantajosa em relação à ELL, que é técnica mais simples e instituída há mais tempo, a mais utilizada pelos métodos padronizados de análise e baseia-se na partição dos analitos entre uma fase aquosa e um solvente orgânico de baixa polaridade. A EFS apresentou as vantagens de ser mais rápida, de utilizar menores volumes de solvente orgânico e de não ter problemas com a formação de emulsão.

O cartucho C18 forneceu melhores recuperações em relação ao cartucho de DVB. Os pesticidas imazetapir, nicossulfurom e atrazina e outros foram determinados em água por Vigna et al. (2006), utilizando cartuchos lab-made C8 imobilizado. O método também foi validado com ótimos resultados de exatidão (recuperação) e precisão, mostrando que o cartucho lab-made C8 pode ser uma boa alternativa ao cartucho C18 comercial usado neste trabalho.

As recuperações obtidas na validação, nos três níveis de fortificação, ficaram dentro da faixa aceitável (70 %–130 %), variando apenas de 91 % a 105 %. Os ensaios de repetitividade e precisão intermediária para os três pesticidas apresentaram coeficientes de variação bem abaixo do limite aceito de 15 %. Os resultados de LOQ do método para o imazetapir, nicossulfurom e atrazina, $1 \mu\text{g L}^{-1}$, $0,8 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente, foram satisfatórios, considerando que se trata de água superficial e não potável. Recentemente, algumas publicações reportaram a quantificação desses mesmos pesticidas, em água, em níveis de nanogramas por litro, utilizando-se a Cromatografia Líquida de Alta Eficiência acoplada à Espectrometria de Massas (LAGANÀ et al., 1998; BATTASGLIN et al., 2000; FURLONG et al., 2000). Entretanto, esse equipamento é de alto custo e apresenta baixa disponibilidade na maioria dos laboratórios de análises ambientais. Dessa forma, neste projeto foram utilizados equipamentos de menor custo, que possibilitaram o desenvolvimento de um método analítico suficientemente seletivo e sensível, o qual pode ser empregado para o monitoramento rotineiro de agrotóxicos estudados em amostras de água do lençol freático.

As análises de amostras reais de água do lençol freático coletadas na região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT, não detectaram a presença dos herbicidas estudados até dezembro de 2006, quando foram encerradas as atividades de monitoramento.

Referências

- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RE nº 475, de 19 de março de 2002. Determina a publicação do Guia para validação de métodos analíticos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 20 mar. 2002.
- ASSOCIAÇÃO GRUPO DE ANALISTAS DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS. **Manual de resíduos de pesticidas em alimentos**. São Paulo: GARP, 1999. Apostila.
- BATTAGLIN, W. A.; FURLOG, E. T.; BURKHARDT, M. R.; PETER, C. J. Occurrence of sulfonylurea, sulfonamide, imidazolinone, and other herbicides in rivers, reservoirs and ground water in the Midwestern United States, 1998. **Science of the Total Environment**, [Amsterdam] v. 243, n. 2, p. 123-134, 2000.
- BROUWER, E. R.; STRUYS, E. A.; VREULS, J. J.; BRINKMAN, U. A. Th. Automated determination of pyrethroid insecticides in surface water by column liquid chromatography with diode array UV detection, using on-line micelle-mediated sample preparation. **Fresenius Journal for Analytical Chemistry**, [Berlin], v. 350, n. 7-9, p. 487-495, 1994.
- CALDAS, E. D.; SOUZA, L. C. K. R. Avaliação de risco crônico da ingestão de resíduos de pesticidas na dieta brasileira. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 34, n. 5, p. 529-537, 2000.
- EPA. Environmental Protection Agency.. **Consumer fact sheet on: Atrazine**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/safewater/dwh/c-soc/atrazine.html>>. Acesso em: 15 fev. 2006.
- 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**, São Paulo, v. 24, n.1, p. 27-36, 2001.
- FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. Y. P.; SILVA, A. S.; SPADOTTO, C. A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 1-6, 2001.
- FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guairá. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 37, n. 5, p. 659-667, 2002.
- FONT, G.; MANES, J.; MOLTÓ, J. C.; PICO, Y. Solid-phase extraction in multi-residue pesticide analysis of water. **Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 642, n. 1, p. 135-161, 1993.
- FURLONG, E. T.; BURKHARDT, M. R.; GATES, P. M.; WERNER, S. L.; BATTAGLIN, W. A. Routine determination of sulfonylurea, imidazolinone, and sulfonamide herbicides at nanogram-per-liter concentrations by solid-phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry. **Science of the Total Environment**, [Amsterdam], v. 248, n. 2, p. 135-146, 2000.

- HATRÍK, S.; TEKEL, J. Extraction methodology and chromatography for the determination of residual pesticides in water. **A Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 733, p. 217-233, 1996.
- HUBER, L. Validation of analytical methods: review and strategy. **LC/GC International**, v. 11, n. 2, p. 96-105, 1998.
- IBANEZ, M.; PICÓ, Y.; MANES, J. On-line liquid chromatographic trace enrichment and high performance liquid chromatographic determination of diquat, paraquat and difenzoquat in water. **A Journal of Chromatography**, [Chester], v. 728, n. 1, p. 325-331, 1996.
- INTERNATIONAL CONFERENCE ON HARMONIZATION. **Validation of analytical procedures**: definitions and terminology. London: EMEA, 1995a. Q2A (CPMP/ICH/381/95),
- INTERNATIONAL CONFERENCE ON HARMONIZATION (ICH) **Validation of analytical procedures**: methodology. London: EMEA, 1995b. Q2B (CPMP/ICH/281/95),
- LAGANÀ, A.; FAGO, G.; MARINO, A. Simultaneous determination of imidazolinone herbicides from soil and natural waters using soil column extraction and off-line solid-phase extraction followed by liquid chromatography with UV detection or liquid chromatography/electrospray mass spectroscopy. **Analytical Chemistry**, Washington, v. 70, n. 1, p. 121-130, 1998.
- LANÇAS, F. M. **Extração em fase sólida - SPE**. São Carlos: Ed. Rima, 2004. 93 p.
- RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. F.; MELO, L. F. C. Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 771-780, 2004.
- SABIK, H.; JEANNOT, R.; RONDEAU, B. Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. **A Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 885, p. 217-236, 2000.
- SLOBODNÍK, J.; LOUTER, A. J. H.; VREULS, J. J.; LISKA, I.; BRINKMAN, U. A. Th. Monitoring of organic micropollutants in surface water by automated on-line trace-enrichment liquid and gas chromatographic systems with ultraviolet diode-array and mass spectrometric detection. **A Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 768, n. 2, p. 239-258, 1997.
- TOLOSA, I.; READMAN, J. W.; MEE, L. D. Comparison of the performance of solid-phase extraction techniques in recovering organophosphorus and organochlorine compounds from water. **A Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 725, n. 1, p. 93-106, 1996.
- HOFF, R. G. van der; VAN ZOONEN, P. Trace analysis of pesticides by gas chromatography. **A Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 843, n. 1, p. 301-322, 1999.
- VIGNA, C. R. M.; MORAIS, L. S. R.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. F. Poly(Methyloctylsiloxane) immobilized on silica as a sorbent for solid-phase extraction of some pesticides. **A Journal of Chromatography**, Amsterdam, v. 1114, n. 2, p. 211-215, 2006.

**Análise espacial do potencial
de lixiviação de herbicidas em
áreas de afloramento do
Aqüífero Guarani na Alta Bacia
do Rio Taquari, MS**

Heitor Luiz da Costa Coutinho

Álvaro A. Souza Leite

Lourival Costa Paraíba

Antonio Luiz Cerdeira

Heloisa Ferreira Filizola

Ênio Fraga da Silva

Marco Antonio Ferreira Gomes

Introdução

A Bacia do Rio Taquari é uma das principais formadoras do Pantanal, ocupando uma área aproximada de 80.000 ha. Antes de adentrar a planície pantaneira, a jusante da cidade de Coxim, MS, a parte alta da bacia (Alta Bacia do Rio Taquari, BAT) ocupa uma área de 28 mil hectares, aproximadamente, envolvendo territórios de 11 municípios de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Dominada pelo bioma Cerrado, com representações de todos seus ecossistemas, e com predominância de solos de textura arenosa (Neossolos Quartzarênicos, 59 % da BAT) e/ou com horizonte B textural (Argissolos, 14 % da BAT), suas terras foram inicialmente ocupadas pela atividade de criação de gado, utilizando para isto as pastagens nativas, e posteriormente o cultivo de gramíneas exóticas, com destaque para espécies do gênero *Brachiaria* (OLIVEIRA et al., 1998).

Nos últimos 25 anos, o cultivo de grãos para exportação e para o abastecimento interno, soja e milho, respectivamente, tomou vulto na região, ocupando inicialmente as terras com aptidão para este tipo de sistema de produção, com solos mais intemperizados, de textura argilosa ou média, profundos e bem drenados (Latosolos, 16 % da BAT), localizados principalmente nas chapadas dos municípios de São Gabriel do Oeste, em sua porção Sudoeste, e Costa Rica e Alto Taquari, no nordeste da bacia (OLIVEIRA et al., 1998).

Mais recentemente, ao longo dos últimos dez anos, o cultivo de grãos tem ampliado suas fronteiras, ocupando áreas tradicionais de pecuária, com solos arenosos, classificados pelo Sistema de Aptidão Agrícola das Terras como inaptos para lavouras.

Essa expansão é movida por vários fatores: econômicos, com a valorização da soja no mercado internacional; infra-estrutura, principalmente de transporte para o escoamento da produção (ferrovia Norte-Sul, hidrovias, asfaltamento de estradas, etc.) (MENDES; JOHNSTON, 2002); crescente degradação das pastagens cultivadas, devido ao manejo inadequado dessas terras, sem a adoção de práticas de conservação de solo e água; desenvolvimento tecnológico que permite o cultivo de lavouras nessas áreas com razoável retorno econômico, como o sistema de plantio direto (LANDERS, 2001). A preocupação com os impactos ambientais decorrentes deste avanço da fronteira agrícola na região é devida, sobretudo, ao fato da mesma ser, além de contribuinte para o Pantanal, em grande parte,

área de recarga do Aquífero Guarani. Este é o maior aquífero da América do Sul, ocupando uma área de 1.150.000 km² e abastecendo com suas águas, através de poços artesianos, uma população de 15 milhões de pessoas que vivem em sua área de ocorrência, que abrange o Centro-Sul brasileiro, o Uruguai, a Argentina e o Paraguai (ROCHA, 1996; ROSA FILHO et al., 1998). Como os sistemas de produção de grãos na região são predominantemente dependentes da aplicação de agrotóxicos dos mais variados tipos, a possibilidade de lixiviação de moléculas tóxicas e persistentes, e a conseqüente contaminação do aquífero deve ser considerada pelos tomadores de decisão e órgãos de gestão e fiscalização ambiental. Considerando que a lixiviação através de solos arenosos é favorecida pelos baixos teores de matéria orgânica e de minerais de argila, fatores que poderiam reter as moléculas por mais tempo no solo, torna-se essencial uma análise espacial do potencial de risco de contaminação associado ao uso dos principais pesticidas utilizados na região, como subsídios à gestão dessa importante bacia hidrográfica.

Contaminação de aquíferos

Dentre os principais impactos ambientais resultantes da implantação de sistemas intensivos de produção agrícola está a contaminação das águas sub-superficiais. Tal evento se manifesta na medida em que se torna freqüente a utilização de substâncias agrotóxicas utilizadas para o controle de doenças e pragas que comumente atacam as lavouras. Isto se torna um problema no momento em que há a introdução de água no sistema; seja proveniente da chuva ou do próprio sistema de irrigação da propriedade. Esta água, entrando em contato com as plantas e com o solo, dissolve algumas dessas substâncias e as conduz pelo perfil solo por meio do movimento de infiltração baseado na percolação através dos poros do solo, até atingir a zona saturada do mesmo, afetando a qualidade das reservas sub-superficiais de água (lençóis freáticos ou aquíferos profundos), conforme Racke et al. (1997).

As variantes que mais influenciam a infiltração são o tipo de solo pelo qual percolam tais fluidos tóxicos, as próprias características destes, e fatores ambientais como temperatura e umidade (PARAÍBA et al., 2003). Cada classe de solo, dependendo do uso e manejo ao qual está submetido, apresenta características próprias de textura, grau de porosidade, estrutura e

agregabilidade. A taxa de infiltração de um mesmo produto tenderá a variar de acordo com as diferentes combinações de propriedades encontradas em cada tipo de solo (BOESTEN, 2000).

Índices de lixiviação

A identificação e caracterização dos processos biológicos, físicos e químicos predominantes no transporte, persistência e destino de pesticidas no ambiente requerem estudos laboratoriais e de campo intensivos. A análise de risco de contaminação de aquíferos, por agrotóxicos, envolvem avaliação de suas propriedades, das características do solo e das condições climáticas. Laabs et al. (2002) realizaram um estudo piloto de lixiviação e degradação de pesticidas usados nas culturas do milho e da soja em latossolos do Cerrado, e encontraram que, em geral, a meia vida dos produtos testados nas condições do solo e clima estudados difere daquela estimada por modelos desenvolvidos tendo como base dados de regiões de clima temperado, sendo que os estudos de lixiviação mostraram menores taxas de mobilidade nos trópicos. Os resultados foram explicados pelas mais rápidas taxas de degradação dos pesticidas em função das maiores atividades e populações microbianas, ambas associadas a maiores temperaturas no solo. Utilizando dados obtidos para solos coletados de diferentes profundidades de perfis de dois tipos de solo diferentes do Município de São Gabriel do Oeste, Paraíba et al. (2003), adaptaram modelos de análise de risco de lixiviação considerando o efeito da temperatura do solo, e estimaram o risco de 31 herbicidas comumente utilizados por agricultores daquele município. Estes foram classificados, para cada tipo de solo, nas categorias de muito baixo, baixo, moderado, alto, e muito alto risco de lixiviação.

Ocorrência de herbicidas em áreas de recarga do Aquífero Guarani – exemplos de estudos desenvolvidos pela Embrapa e parceiros

O Aquífero Guarani está localizado em sua quase totalidade (90 %) sob os basaltos da Formação Serra Geral, armazenado nos arenitos da Formação Botucatu. As áreas de recarga total (154.000 km²) se localizam nas bordas leste e oeste da grande Bacia do Rio da Prata, em faixas alongadas do pacote sedimentar Botucatu/Pirambóia, que afloram à superfície (ROCHA, 1996). O relevo das áreas de recarga é plano a suave

ondulado com declividade média de 5 %. Nas áreas de recarga, os solos predominantes são do tipo Latossolo Vermelho Distrófico psamítico (LVd), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico psamítico (LVAd) e Neossolo Quartzarênico Órtico (RQo). De uma forma genérica, pode-se dizer que os solos arenosos e sem estabilidade das áreas de recarga, quando submetidos a uso intensivo, sofrem, nos períodos chuvosos, processos erosivos, que além de provocarem uma perda substancial de solo, contribuem para o assoreamento dos cursos d'água. Pelo fato de serem solos extremamente porosos e possuírem condutividade hidráulica alta, 200 mm h^{-1} (FILIZOLA et al., 2005) favorecem os processos de lixiviação.

Estudos de simulação dos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron, realizados por Pessoa et al. (1999) com o modelo CMLS-94 em áreas de recarga do Aquífero Guarani na Microbacia do Córrego do Espraiado, Ribeirão Preto, SP, mostraram que todos eles se deslocam mais no perfil do Neossolo Quartzarênico Órtico do que no Latossolo Vermelho Psamítico, com destaque para o tebutiuron que atingiu 9,43 m para um período simulado de quatro anos. Mapas de exposição ao risco de contaminação pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron, elaborados por Pessoa et al. (2003), mostraram que a faixa de profundidade do lençol freático, entre 5 m e 10 m em áreas de ocorrência do Neossolo Quartzarênico, exibem alto risco de contaminação.

Estudos de avaliação da ocorrência do herbicida tebutiuron realizados por Gomes et al. (2001) evidenciaram que o seu monitoramento, por si só, não subsidia o entendimento dos processos de seu movimento até a água subterrânea, mas dá diretrizes básicas de que o fenômeno realmente está acontecendo, e de forma muito rápida em solos arenosos, necessitando, porém, de investigações mais detalhadas. As características físicas dos solos da área estudada ressaltam a sua expressiva vulnerabilidade natural que, aliada ao alto potencial de lixiviação e outras propriedades físico-químicas do herbicida analisado, refletem uma situação de risco de contaminação da água subterrânea, principalmente em relação ao padrão de potabilidade.

Estudos de simulação de lixiviação de herbicidas, com a conseqüente validação em campo, permitirão a avaliação de riscos mais efetivos ou reais de contaminação da água subterrânea. Esses estudos estão também relatados de forma mais detalhada no capítulo XI, parte 2 deste livro.

Gomes et al. (2002), ao avaliarem a vulnerabilidade natural dos solos das áreas de recarga do Aquífero Guarani, tomando como referência a

Microbacia do Córrego do Espreado, SP, concluíram que o potencial de infiltração de água no solo, quando classificado como alto, indica uma condição ambiental de vulnerabilidade alta do solo frente a uma carga contaminante, o que pode ser compreendido como uma condição favorável, a priori, à contaminação do lençol freático. Essa condição foi definida para o Neossolo Quartzarênico Órtico. Para o potencial de escoamento superficial alto, o contaminante tende a se escoar superficialmente, seja em suspensão seja adsorvido a pequenos agregados ou torrões, tornando o aquífero menos exposto a uma condição de contaminação (vulnerabilidade baixa). Nesse caso, os cursos d'água superficiais tendem a ser comprometidos. Essa condição foi definida para o Latossolo Vermelho Psamítico. Informações mais detalhadas e relacionadas a esta abordagem podem ser obtidas no capítulo III, parte 2 deste livro.

Matallo et al. (2003), ao desenvolverem estudos de lixiviação dos herbicidas diuron e tebutiuron em colunas de solo dos tipos Latossolo Vermelho Psamítico e Neossolo Quartzarênico Órtico, representativos das áreas de recarga do Aquífero Guarani, concluíram que o teor de matéria orgânica do solo teve papel de destaque, principalmente para o tebutiuron. Os mais baixos teores de matéria orgânica no Neossolo favoreceram a lixiviação. Outras informações sobre esta abordagem podem ser obtidas no capítulo VI, parte 2 deste livro.

Objetivo

Analisar, de maneira espacialmente distribuída, o risco potencial de lixiviação de cinco herbicidas utilizados nas culturas da soja e do milho, nas áreas de recarga do Aquífero Guarani ocupadas por solos do tipo Latossolo e Neossolo Quartzarênico no Município de São Gabriel do Oeste, MS (escala 1:100.000), e na Alta Bacia do Rio Taquari (escala 1:250.000).

Material e métodos

Solos

As análises espaciais do potencial de lixiviação foram realizadas apenas para os tipos de solo representados pelas amostras coletadas no

Município de São Gabriel do Oeste e utilizadas por Paraíba et al. (2003), gerando índices de potencial de lixiviação para 31 herbicidas. As classes de solos analisadas fazem parte de uma parcela significativa das áreas de estudo e são ocupadas, em diferentes proporções, por cultivos de grãos. Uma descrição sucinta das características principais dessas classes de solo, de acordo com Embrapa (1999), encontra-se abaixo:

- Latossolos Vermelhos Distróficos típico textura argilosa – solos constituídos por material mineral, apresentando horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte diagnóstico superficial, exceto H histórico. São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de enérgicas transformações no material constitutivo (salvo minerais pouco alteráveis). Os solos são virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo e têm capacidade de troca de cátions baixa. São normalmente muito profundos, sendo a espessura do *solum* raramente inferior a um metro. Têm seqüência de horizontes A, B, C, com pouca diferenciação de horizontes, e transições usualmente difusas ou graduais. São solos fortemente ácidos, com baixa saturação por bases. São típicos de regiões equatoriais e tropicais, distribuídos, sobretudo, por amplas e antigas superfícies de erosão, pedimentos ou terraços fluviais antigos; tais possuem textura argilosa e muito argilosa, fase cerrado, relevo plano e suave ondulado.
- Latossolos Vermelhos Distróficos típicos textura média – solos idênticos aos descritos anteriormente, diferindo apenas na textura, que é média, e o relevo, normalmente suave ondulado.
- Neossolos Quartzarênicos Órticos – solos constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso com pequena expressão e baixa intensidade dos processos pedogenéticos, que não conduziram, ainda, a modificações expressivas do material originário.

O critério utilizado para a seleção dessas classes foi:

- a) Latossolo Vermelho Distrófico textura argilosa – substrato pedológico sobre o qual se desenvolve grande parte dos sistemas de produção agrícola localizados no interior da área de estudo.

- b) Latossolo Vermelho Distrófico textura média – substrato pedológico sobre o qual se desenvolve grande parte dos sistemas de produção agrícola localizados no interior da área de estudo por estarem associados a áreas de recarga.
- c) Neossolo Quartzarênico Órtico – alto grau de permeabilidade devido à sua textura arenosa, o que potencializa a velocidade e o grau de contaminação na área que ocupa.

Os resultados de potencial de lixiviação de herbicidas apresentados são referentes somente às áreas que apresentam as classes de solo acima relacionadas. As demais áreas, caracterizadas por outras classes de solo, Argissolos e Neossolos litólicos, por exemplo, não foram incluídas nas análises e estarão representadas nos mapas com a cor cinza.

Herbicidas utilizados

Dentre os 31 herbicidas analisados por Paraíba (2003), foram selecionados cinco que representam substâncias utilizadas com maior frequência na região, com maiores riscos potenciais de lixiviação nos solos analisados e características de alta persistência no ambiente. Os princípios ativos, nomes comerciais e culturas para as quais os herbicidas são recomendados, encontram-se listados na Tabela 1.

Espacialização das áreas de recarga do Aquífero Guarani

A espacialização das áreas de recarga do Aquífero Guarani foi realizada por meio de uma operação de cruzamento entre os mapas de solos e de geologia do Município de São Gabriel do Oeste (escala 1:100.000) e da Alta Bacia do Rio Taquari (escala 1:250.000). Os dados de solo e geologia do município foram obtidos de Atlas... (2004), enquanto os da Bacia do Rio Taquari, de Brasil (1997). Como critério de definição das áreas de recarga, foram consideradas algumas classes de solo e de geologia específicas, com ocorrência na região. No caso dos solos, levou-se em conta principalmente a textura, sendo escolhidas as classes que apresentaram uma textura média ou arenosa: Latossolo Vermelho Distrófico textura média, Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico textura média, Neossolo Quartzarênico Distrófico, Neossolo Litólico Distrófico, Neossolo Litólico Eutrófico.

Tabela 1. Princípios ativos, formulação, nomes comerciais e principais culturas para as quais os herbicidas analisados são recomendados.

Princípio ativo	Formulação	Nome comercial	Registrante	Principais culturas		
Atrazina (Atrazine)	C ₈ H ₁₄ ClN ₃	Actiomex 500 SC	Action S.A	Cana-de- açúcar		
		Agimix	Milenia Agro Ciências S.A			
		Alaclor+Atrazina SC Nortox	Nortox S.A.			
		Alazine 500 SC	Agricur Defensivos Agrícolas Ltda.			
		Alliance WG	Bayer CropScience Ltda.			
		Atranex 500 SC	Agricur Defensivos Agrícolas Ltda.			
		Atrasimex 500 SC	Agricur Defensivos Agrícolas Ltda.			
		Atrazerbera FL	Sapec			
		Atrazina Flow	Quimagro			
		Atrazina Nortox 500 SC	Nortox S.A.			
		Atrazina Selectis	Selectis			
		Atrazinax 500 Boxer				
		Controller 500 SC	Bayer CropScience Ltda.		Milho	
		Coyote	Monsanto do Brasil Ltda.			
		Extrazin SC	Dow AgroSciences Industrial Ltda.			
		Gesaprim GrDa	Milenia AgroCiências S.A.			
		Gesaprim 500 Ciba-Geigy	Sipcam Agro S.A.			
		Gesaprime 500 FW	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda			
		Guardsman	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.			
		Herbimix SC	Novartis			Sorgo
		Herbini Flow	Basf S.A.			
		Herbitrin 500 BR	Milenia AgroCiências S.A.			
		Herbogex A 500	Agroquisa			
		Laddok	Milenia AgroCiências S.A.			
		Permuzina L	Bayer CropScience Ltda.			
		Pozmil	Basf S.A.			
		Primagram Gold	Nufarm P			
Primaiz Gold	Milenia AgroCiências S.A.					
Primaiz 500 SC	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Primatop SC	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Primestra Gold	Bayer CropScience Ltda.					
Primóleo	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Proof	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Sanson AZ	Bayer CropScience Ltda.					
Siptran 500 SC	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Siptran 800 PM	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Trac 50 SC	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Triamex 500 SC	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.					
Diclosulam	C ₁₃ H ₁₂ Cl ₂ FN ₂ O ₃ S	Snake	Dow AgroScience Industrial Ltda.	Soja		
		Spaider 840 GrDa	Dow AgroScience Industrial Ltda.			
Fomesafen	C ₁₃ H ₁₀ ClF ₃ N ₂ O ₆ S	Flex	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.	Soja Amendoim		
		Fusilex	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.			
		Robust	Syngenta Proteção de Cultivos Ltda.			
Imazetapir	C ₁₀ H ₁₃ N ₃ O ₃	Dinamaz WG	Basf S.A	Soja		
		Dinamaz 70 WDG	Cheminova Brasil Ltda.			
		Imazetapir Plus Nortox	Nortox S.A.			
		Pivot	Basf S.A.			
		Standout	Basf S.A.			
		Vezir	Milenia Agro Ciências S.A.			
Vezir GrDa	Milenia Agro Ciências S.A.					
Sulfentrazone	C ₁₁ H ₁₂ Cl ₂ F ₂ N ₂ O ₃ S	Boral 500 SC	FMC Química do Brasil Ltda			

Constatou-se a presença freqüente nas áreas estudadas de duas grandes formações geológicas, que alternam-se na dominância dos perímetros das áreas de recarga já definidas e reconhecidas em outras porções do aquífero (ROCHA, 1996): Formação Botucatu e Formação Pirambóia. Foram considerados para a definição das áreas de recarga todos os perímetros que apresentaram dominância da Formação Botucatu ou Pirambóia, e ainda aqueles com predomínio de cobertura terciário-quaternária quando associada à Formação Pirambóia. O cruzamento dos mapas temáticos foi realizado pelo programa computacional ArcView 3.2 (ESRI), e as áreas de interseção entre as classes de solo e geologia descritas acima foram consideradas como zonas de recarga do Aquífero Guarani.

Modelagem do risco de lixiviação

As classes de lixiviação dos herbicidas analisados foram determinadas a partir do modelo de simulação *Temperature Leaching Potential Index* (TLPI) proposto por Paraíba et al. (2003), que incorporou o fator temperatura ao modelo de avaliação de risco anteriormente preconizado por Meeks e Dean (1990). As características intrínsecas de cada herbicida utilizadas foram: constante de Henry (coeficiente de partição ar-água), taxa de degradação no solo (uma função inversa de sua meia vida), peso molecular, pressão de vapor e solubilidade aquosa. As propriedades de solos mensuradas a partir de amostras coletadas de diferentes profundidades de perfis abertos em áreas representativas das classes de solo analisadas foram: teor volumétrico de umidade do solo a capacidade de campo, densidade, teor volumétrico e coeficiente de partição do carbono orgânico, porosidade a capacidade de campo, superfície específica (estimado através dos dados de granulometria), estimativa das temperaturas médias diárias da superfície do solo (incluindo as 11 médias das temperaturas máximas e mínimas ao longo do ano). A estes dados juntou-se a recarga hídrica líquida estimada por meio de balanço hídrico anual para as áreas estudadas, com o auxílio de pluviômetros e pluviógrafos.

Espacialização do risco potencial de lixiviação

Com a utilização do software ArcView 3.2, foi feita uma associação da classificação dos índices potenciais de lixiviação (TLPI) dos herbicidas

analisados aos polígonos das respectivas classes de solos, gerando mapas de risco para cada substância. Os TLPI foram classificados por Paraíba et al. (2003) em muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto. Este procedimento foi aplicado tanto para a Bacia do Alto Taquari (BAT) (escala 1:250.000) quanto para o Município de São Gabriel do Oeste, MS (escala 1:100.000).

Posteriormente, os mapas foram cruzados com os de áreas de recarga do Aquífero Guarani, resultando na espacialização dos potenciais de lixiviação dos cinco herbicidas avaliados.

Resultados e discussão

Espacialização do risco potencial de lixiviação de herbicidas

Os resultados da associação dos índices potenciais de lixiviação dos cinco herbicidas avaliados possibilitaram a visualização das áreas onde as aplicações destes compostos representam maiores riscos de contaminação de águas subterrâneas (Fig.1). Não apresentamos aqui os mapas de solos, que podem ser obtidos das referências citadas (BRASIL, 1997; ATLAS..., 2004). Os herbicidas imazethapyr e sulfentrazone, utilizados na cultura da soja, foram os que apresentaram os mais altos índices de potencial de lixiviação (muito alto), em todos os solos avaliados. Como a cultura da soja predomina nas áreas de chapadão do município, onde ocorrem em maior extensão territorial os solos da classe Latossolo Vermelho Distrófico, torna-se necessário uma avaliação mais detalhada da movimentação destes compostos pelo perfil do solo e análises de suas presenças nos cursos d'água e poços artesianos e semi-artesianos da região. Por sua vez, o herbicida atrazina, utilizado na cultura do milho, apresentou riscos moderados de lixiviação nas áreas de chapada, onde predominam os solos argilosos. Porém, nos solos de textura média e nos arenosos, os índices de lixiviação foram classificados como altos.

A aplicação da metodologia para a área da Alta Bacia do Rio Taquari, utilizando dados de solos e geologia obtidos na escala de 1:250.000, gerou



Fig. 1. Espacialização das classes de potencial de lixiviação dos herbicidas atrazina, diclosulam, fomesafen, imazethapyr e sulfentrazone no Município de São Gabriel do Oeste, escala 1:100.000.

mapas que confirmam os altos índices de potencial de lixiviação associados aos herbicidas imazethapyr e sulfentrazone (Fig. 2). Nesta escala de análise, os herbicidas diclosulam e fomesafen também apresentaram índices classificados como muito altos para a maior parte da área coberta pelos solos avaliados (Neossolos Quartzarênicos).

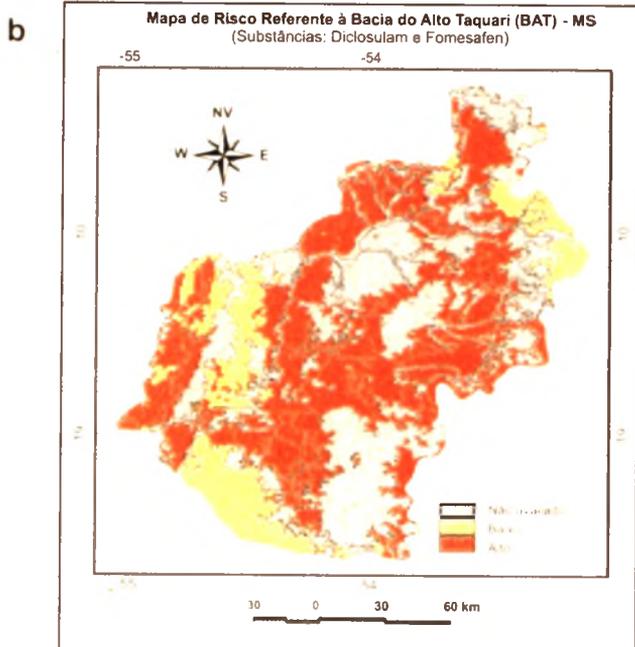
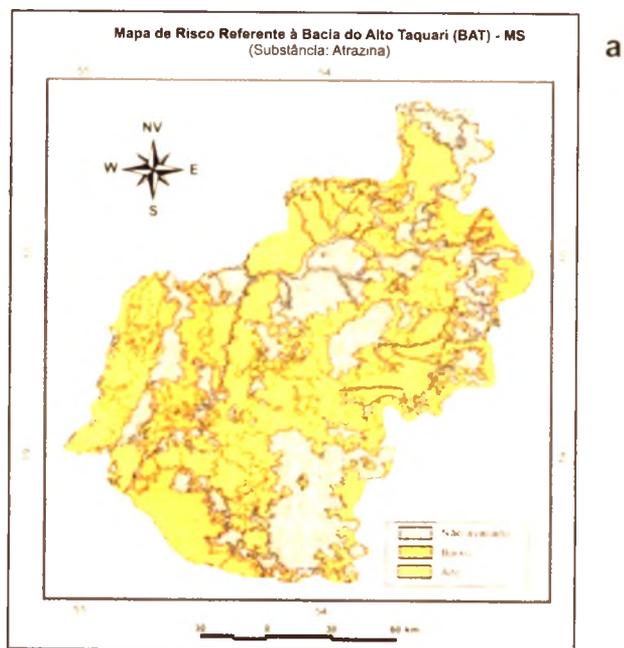
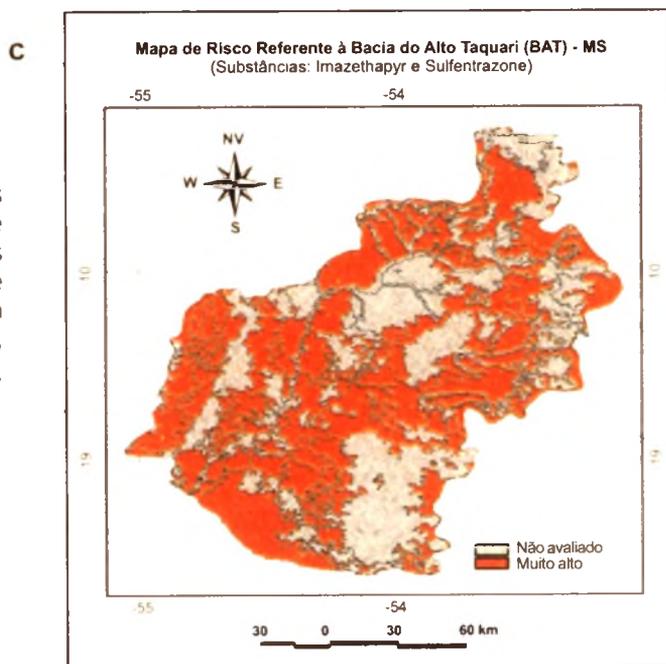


Fig. 2a,b. Espacialização das classes de potencial de lixiviação dos herbicidas (a) atrazina; e (b) diclosulam e fomesafen, na Alta Bacia do Rio Taquari, escala 1.250.000.

Fig. 2c. Espacialização das classes de potencial de lixiviação dos herbicidas imazethapyr e sulfentrazone na Alta Bacia do Rio Taquari, escala 1:250.000.



As demais áreas que coincidem com os solos argilosos foram classificadas como de alto risco. O herbicida atrazina apresentou alto potencial de lixiviação na maior parte da área, associada aos solos arenosos, e baixo nas áreas cobertas com os Latossolos das regiões de Chapada.

Áreas de recarga do Aquífero Guarani

O cruzamento das informações espacializadas de solos e geologia gerou os mapas de áreas de recarga do Aquífero Guarani apresentados na Fig. 3. Os mapas de solos e geologia originais não estão apresentados e podem ser acessados nas suas respectivas fontes (BRASIL, 1997; ATLAS..., 2004). Os resultados indicam que no Município de São Gabriel do Oeste as áreas de recarga concentram-se em sua porção nordeste, sobre manchas de solos do tipo Neossolo Quartzarênico. No entanto, convém ressaltar que apesar da pouca representatividade em termos de área, a área de recarga localizada na parte sudoeste do município pode ter importância para os gestores ambientais, uma vez que ocorre junto às áreas de produção intensiva de

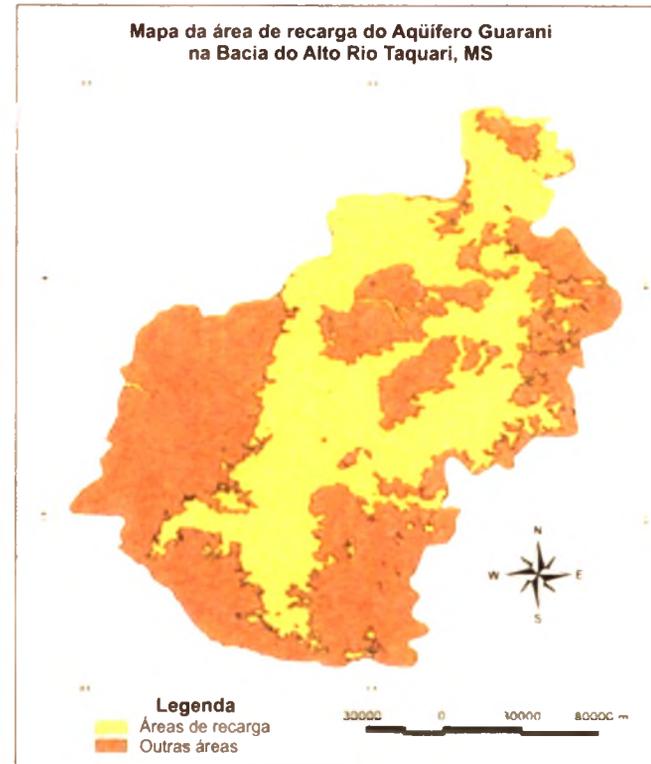
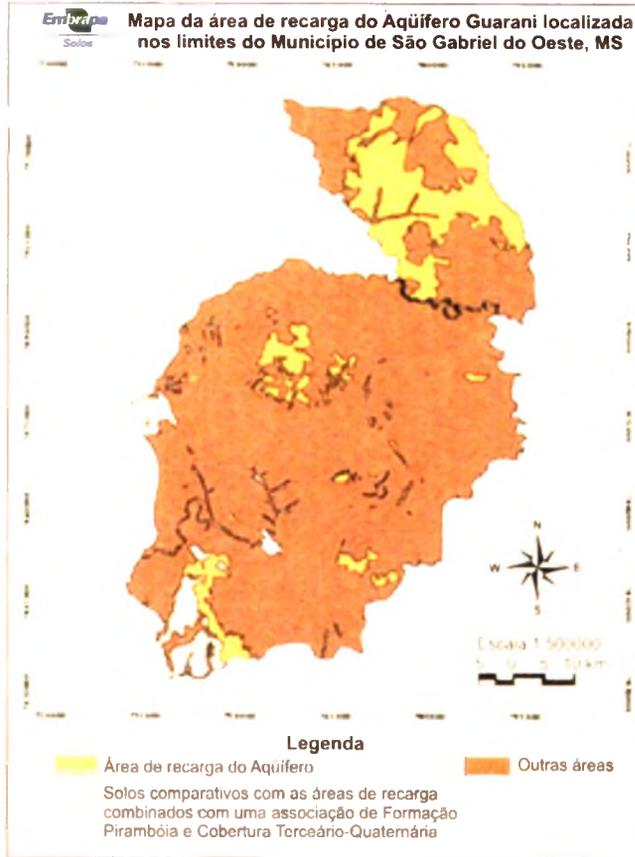


Fig. 3. Mapas de áreas de recarga do Aquífero Guarani para o Município de São Gabriel do Oeste, MS (escala 1:100.000) e para a Alta Bacia do Rio Taquari (escala 1:250.000).

grãos e, portanto, sujeita a contaminações por agroquímicos. A maior escala de análise em São Gabriel do Oeste (1:100.000) permitiu o mapeamento de áreas com cobertura terciário-aternária associada à Formação Frambóia, contíguas à área de recarga citada, na porção sudoeste do município. Isto demonstra a importância da obtenção de dados espaciais em escalas maiores das que atualmente estão disponíveis, para subsidiar o planejamento de uso da terra de forma mais eficiente. A extensão das áreas de recarga do Aquífero Guarani na Alta Bacia do Rio Taquari (BAT) é fator de grande preocupação para os gestores ambientais. Praticamente toda a área sob solos do tipo Neossolo Quartzarênico está sobre áreas de recarga. Na ausência de dados de maior escala que a utilizada neste trabalho, o princípio da precaução deveria ser adotado, e a aplicação de agroquímicos com potencial de contaminação das águas subterrâneas evitada, uma vez que o consumo de água de poços semi-artesianos é prática comum em toda a região.

Espacialização do risco de lixiviação nas áreas de recarga

Em quase toda a área de recarga do Aquífero Guarani localizada na BAT, os herbicidas imazethapyr, sulfentrazone, diclosulam e fomesafen apresentam potenciais de lixiviação muito alto, sendo alto para atrazina (Fig. 5). Em uma pequena parte das áreas de recarga os potenciais são baixo para atrazina e alto para diclosulam e fomesafen. Comportamento similar ocorre quando analisamos as áreas de recarga do Município de São Gabriel do Oeste, com a sua maior parte apresentando potencial de lixiviação muito alto para todos os herbicidas avaliados, com exceção da atrazina, que apresenta potencial alto (Fig. 4). A maior escala de análise do município permitiu a observação de áreas com potencial de lixiviação moderado para atrazina.

Conclusões

A utilização da ferramenta de álgebra de mapas contida em sistemas de informações geográficas (SIG) associada à modelagem matemática de simulação resulta em uma estratégia de análise que pode ser de grande utilidade para tomadores de decisão e gestores de bacias hidrográficas. Os

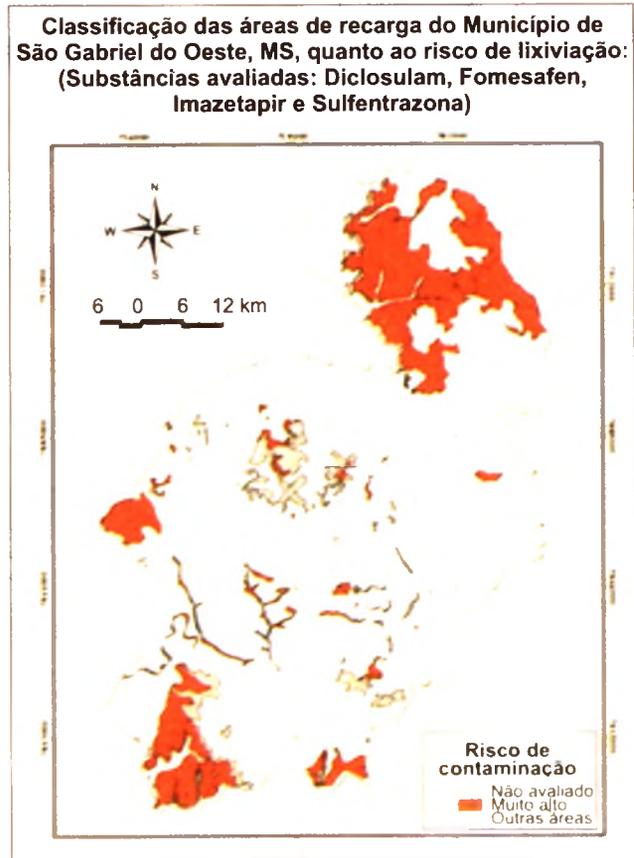
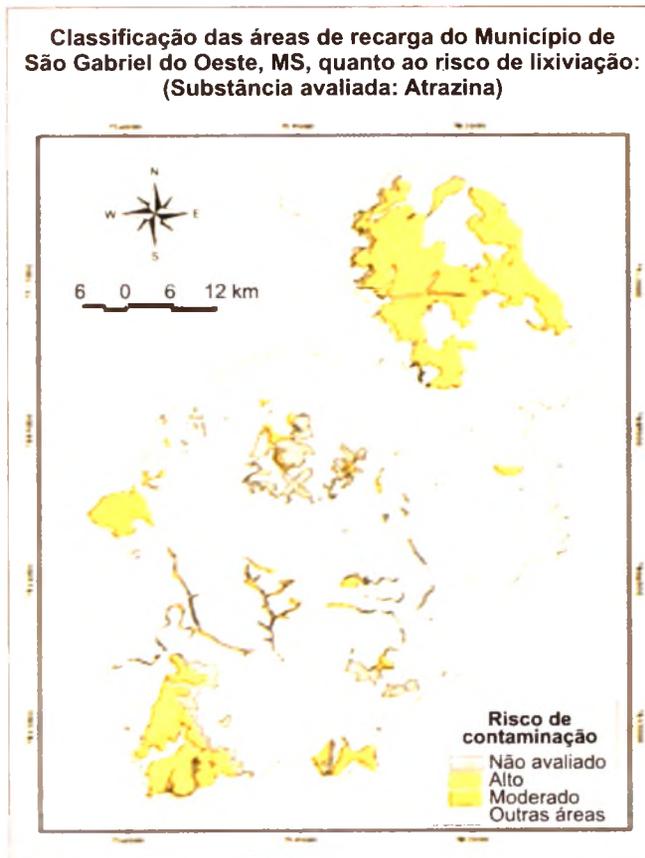


Fig. 4. Espacialização das classes de potencial de lixiviação dos herbicidas atrazina, diclosulam, fomesafen, imazetapir e sulfentrazone nas áreas de recarga do Aquífero Guarani localizadas no Município de São Gabriel do Oeste, MS, escala 1:100.000.

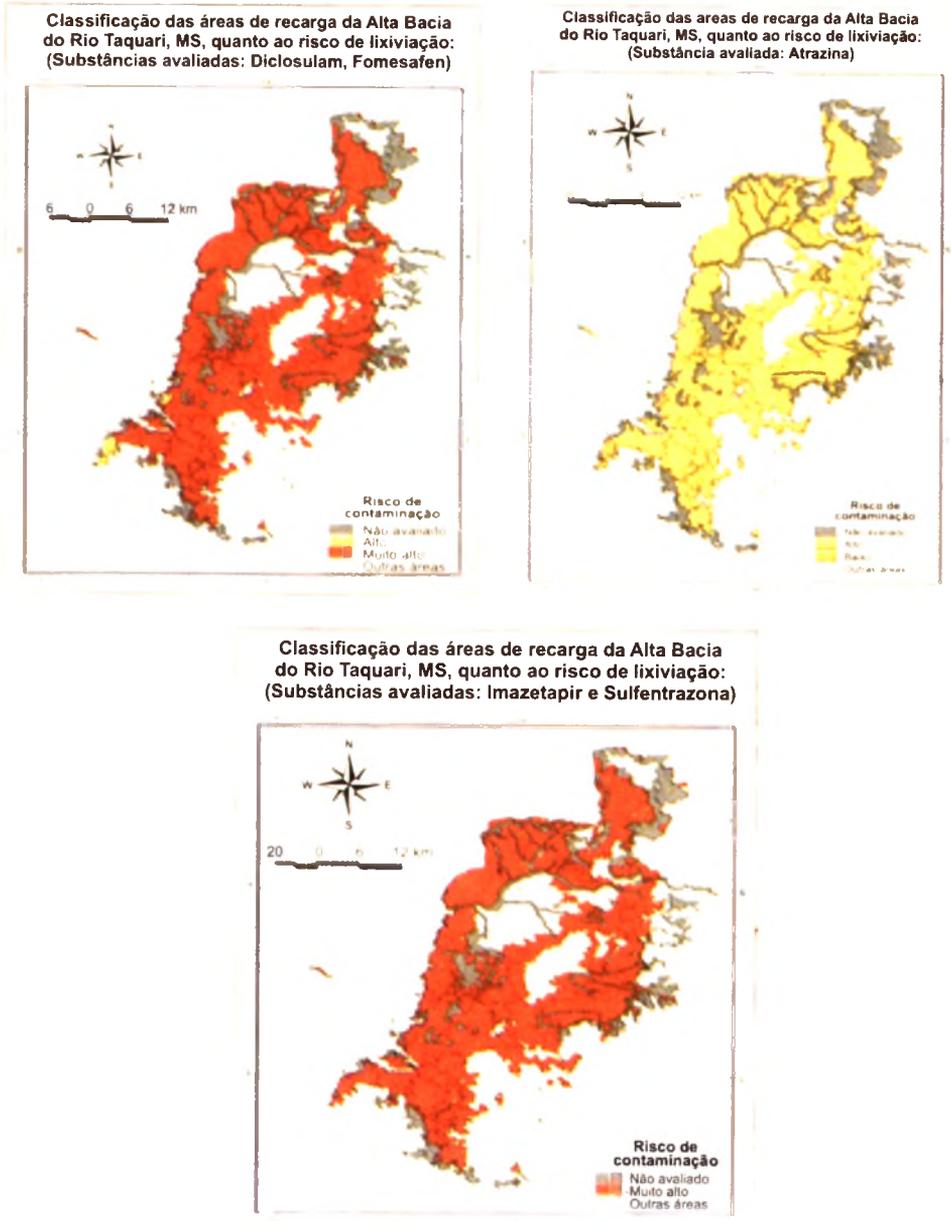


Fig. 5. Espacialização das classes de potencial de lixiviação dos herbicidas atrazina, diclosulam, fomesafen, imazetapyr e sulfentrazone nas áreas de recarga do Aquífero Guarani localizadas na Alta Bacia do Rio Taquari, escala 1:250.000.

resultados encontrados permitiram uma avaliação espacial dos potenciais de lixiviação de cinco herbicidas amplamente utilizados nas culturas de soja e milho na região estudada, a Alta Bacia do Rio Taquari, assim como em grande parte do Cerrado brasileiro.

Os resultados alcançados constituem-se em forte demanda para pesquisas aplicadas à detecção e monitoramento dos herbicidas estudados em situações de campo, de preferência sob sistemas de produção e manejo similares aos adotados na região, e idealmente em lisímetros, onde seria possível monitorar o processo de lixiviação pelo perfil do solo. Torna-se necessário analisar a presença de resíduos desses princípios ativos nas águas subterrâneas e superficiais dos locais onde são mais frequentes as aplicações. Estudos em laboratório também são necessários, para validar e calibrar o modelo utilizado (FLPI), ajustando-o para as condições de solos tropicais.

Este trabalho necessita ser complementado, utilizando dados referentes aos solos das áreas não analisadas, principalmente da classe Argissolos, que correspondem a aproximadamente 14 % da área da BAT (OLIVEIRA et al., 1998). A equipe envidará esforços para dar continuidade a esta pesquisa e viabilizar a coleta de amostras no campo na área de estudo e análise das propriedades de solo em laboratório. Mesmo que a presença destes compostos não tenha sido ainda verificada, recomenda-se o princípio da precaução e a interrupção imediata da aplicação dos herbicidas que apresentaram índices muito altos de potencial de lixiviação nas culturas de soja cultivadas sobre áreas de recarga do Aquífero Guarani (imazethapyr, sulfentrazone, diclosulam e fomesafen). Esse aquífero é transnacional e atinge interesses de todo o Mercosul, além de representar fonte de água potável para milhões de habitantes. Tendo em vista a crise de abastecimento de água potável que se vislumbra para o futuro, é estratégico para o Brasil adaptar seus sistemas de produção agrícola para que não sejam responsáveis pela deterioração de um dos maiores reservatórios de água de boa qualidade do mundo.

O avanço da fronteira agrícola, sobre áreas antes consideradas como inaptas para o cultivo de grãos, principalmente aquelas sobre solos de textura arenosa, como são a maior parte das áreas de recarga direta do aquífero, fazem dos resultados deste trabalho um importante alerta para as autoridades e gestores ambientais. Os sistemas de plantio direto, excelente arma contra a degradação do solo, estão sendo preconizados por alguns técnicos como tecnologia para permitir o cultivo de grãos em

solos arenosos. Nossos resultados demonstram que o cultivo intensivo de soja e milho sobre áreas de recarga pode ser extremamente arriscado no tocante a qualidade da água subterrânea, mesmo sob plantio direto. A recomendação para as zonas de recarga é que sejam consideradas áreas de proteção permanente ou cultivadas sob sistemas de produção agroecológicos com baixo aporte de insumos, como, por exemplo, sistemas agroflorestais orgânicos com manutenção de cobertura vegetal permanente.

Referências

ATLAS municipal de São Gabriel do Oeste: subsídio ao planejamento, gestão e monitoramento territorial. São Gabriel do Oeste, MS: Prefeitura Municipal de São Gabriel do Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos: IBGE, 2004. 1 CD-ROM.

BOESTEN, J. J. T. I. From laboratory to field: uses and limitations of pesticide behaviour models for the soil/plant system. **Weed Research**, Oxford, v. 40, p. 123-138, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Secretaria de Coordenação dos Assuntos de Meio Ambiente. Programa Nacional do Meio Ambiente. Projeto Pantanal. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) - PCBAP**: análise integrada e prognóstico da Bacia do Alto Paraguai. Brasília, DF: PNMA, 1997. v. 2. 369 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos-CNPQ, 1999. 412 p.

FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; MOREIRA, R. A.; BOULET, R. Genesis and evolution of voçorocas on Botucatu Formation rocks (Upper Araguaia river, Goiás and Mato Grosso states, Brazil). In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON GEOMORPHOLOGY, 6., 2005, Zaragoza **Proceedings...** Zaragoza, 2005. p. 62.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTE, V. Ocorrência do herbicida tebuthiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 169-179, 2002.

LAABS, V., AMELUNG, W.; PINTO, A.; ALTSTAEDT, A.; ZECH, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 256-268, 2002.

LANDERS, J. N. How and why the Brazilian zero-tillage explosion occurred? In: STOTT, D. E.; MOHTAR, R. H.; STEINHARDT, G. C. (Ed.). **Sustaining the global farm**. West Lafayette: University of Purdue: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 2001. p. 29-39.

MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; CERDEIRA, A. L.; MARIN, G. C. Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 83-90, 2003.

MEEKS, Y. J.; DEAN, J. D. Evaluating groundwater vulnerability to pesticides. **Journal of Water Resources Planning and Management**, New York, v. 116, p. 693-707, 1990

MENDES, C. A. B.; JOHNSTON, R. A. South American integration and their environmental impact at Pantanal. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TRANSBOUNDARY WATERS MANAGEMENT, 1., 2002, Monterrey. **Proceedings...** Monterrey: Mexican Association of Hydraulics, 2002.

OLIVEIRA, H. de; OLIVEIRA, F. D. A.; SANO, E. E.; ADAMOLI, J. **Caracterização do meio físico da bacia hidrográfica do Alto Taquari utilizando o sistema de informações geográficas SGI/INPE**. Dourados: Embrapa-CPAO, 1998. 28 p. (Embrapa-CPAO. Documentos, 19).

PARAÍBA, L. C.; CERDEIRA, A. L.; SILVA, E. F.; MARTINS, J. S.; COUTINHO, H. L. C. Evaluation of soil temperature effect on herbicide leaching potential into groundwater in the Brazilian Cerrado. **Chemosphere**, Oxford, v. 53, p. 1087-1095, 2003.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; SOUSA, M. D.. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 111-122, 2003.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUSA, M. D. de; NICOLELLA, G.; CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação de herbicidas utilizados no monocultivo de cana-de-açúcar em latossolos da área de recarga do Aquífero Botucatu (Guarani) em Ribeirão Preto, SP. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 4, n. 1, p. 15-24, 1999.

RACKE, K. D.; SKIDMORE, M. W.; HAMILTON, D. J.; UNSWORTH, J. B.; MIYAMOTO, J.; COHEN, S. Z. Pesticide fate in tropical soils. **Pure and Applied Chemistry**, London, v. 69, p.1349-1371, 1997.

ROCHA, G. A. **Mega reservatório de água subterrânea do Cone Sul**: bases para uma política de desenvolvimento e gestão. Curitiba: UFPR IDRC, 1996 25 p.

ROSA FILHO, E. F.; FORLIN, M.; XAVIER, J. M. Informações básicas sobre a distribuição do Sistema Aquífero Guarani nas regiões sul e sudeste do Brasil. **A Água em Revista**, Belo Horizonte, v. 10, p. 23-26, 1998.

**Estimativa da contaminação
do Aqüífero Guarani por
agrotóxicos e avaliação dos
riscos à saúde humana**

*Cláudio Aparecido Spadotto
Marco Antonio Ferreira Gomes
Marcus Bariffouse Matallo
Luís Carlos Luchini*

O uso de agrotóxicos no Brasil

Aproximadamente 2,5 milhões de toneladas de agrotóxicos são usados no mundo anualmente. No Brasil o consumo anual de agrotóxicos tem sido superior a 300 mil toneladas de produtos comerciais. Expresso em quantidade de ingrediente-ativo (i.a.), são consumidas anualmente no país cerca de 130 mil toneladas, representando um aumento no consumo de agrotóxicos de 700 % nos últimos 40 anos, enquanto a área agrícola aumentou 78 % nesse período (SPADOTTO et al., 2004).

O consumo desses produtos difere nas várias regiões do país, nas quais se misturam atividades agrícolas intensivas e tradicionais, sendo que estas últimas não incorporaram o uso intensivo de produtos químicos. Os agrotóxicos têm sido mais usados nas regiões Sudeste (cerca de 38 %), Sul (31 %) e Centro-Oeste (23 %). O consumo de agrotóxicos na região Norte é, comparativamente, muito pequeno (pouco mais de 1 %), enquanto na região Nordeste (aproximadamente 6 %) o uso está principalmente concentrado nas áreas de agricultura irrigada, nas quais grandes quantidades de agrotóxicos são usadas. O consumo de agrotóxicos na região Centro-Oeste aumentou nas décadas de 1970 e 1980 devido à ocupação do Cerrado e continua crescendo pelo aumento da área plantada de soja e algodão naquela região. Destacam-se quanto à utilização de agrotóxicos os estados de São Paulo (25 %), Paraná (16 %), Minas Gerais (12 %), Rio Grande do Sul (12 %), Mato Grosso (9 %), Goiás (8 %) e Mato Grosso do Sul (5 %). Quanto ao consumo de agrotóxicos, por unidade de área cultivada, a média geral no Brasil passou de 0,8 kg i.a. ha⁻¹, em 1970, para 7,0 kg i.a. ha⁻¹, em 1998. Em termos de quantidade total de ingredientes ativos, as culturas agrícolas brasileiras nas quais mais se utilizam agrotóxicos são: soja, milho, citros, cana-de-açúcar, conforme pode ser observado na Tabela 1. Com a atual expansão das áreas com cultura de cana-de-açúcar, o perfil de consumo de agrotóxicos no Brasil vem se modificando rapidamente.

Pela quantidade total elevada de agrotóxicos usados, algumas culturas agrícolas merecem atenção, não por esses produtos serem aplicados intensivamente por unidade de área cultivada, e sim por essas culturas ocuparem extensas áreas no Brasil, como é o caso da soja, do milho e da cana-de-açúcar. Essas culturas apresentam-se como fontes potenciais de contaminação pelo uso de agrotóxicos em grandes áreas. Outras culturas

agrícolas, apesar de ocuparem áreas pouco extensas, destacam-se pelo uso intensivo de agrotóxicos por unidade de área cultivada, como as culturas de tomate e batata (Tabela 2).

Tabela 1. Consumo de agrotóxicos em algumas culturas agrícolas no Brasil, em quantidade de ingredientes ativos, 1998.

Cultura agrícola	Quantidade (ton)	Participação (%)
Soja	42.015	32,6
Milho	15.253	11,8
Citros	12.672	9,8
Cana-de-açúcar	9.817	7,6
Café	8.780	6,8
Batata	5.122	4,0
Algodão	4.851	3,8
Arroz irrigado	4.241	3,3
Feijão	4.199	3,3
Tomate	3.359	2,6
Total	128.712	

Fonte: Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola (SINDAG).

Tabela 2. Consumo de agrotóxicos por unidade de área em algumas culturas agrícolas no Brasil, em quantidade de ingredientes ativos, 1998.

Cultura	Quantidade (kg ha⁻¹)
Tomate	52,5
Batata	28,8
Citros	12,4
Algodão	5,9
Café	4,2
Cana-de-açúcar	2,0
Soja	3,2
Geral	2,9

Fonte: dados básicos para os municípios: Sindag (2006), e IBGE (1985).

Avaliação de riscos dos agrotóxicos ao meio ambiente e à saúde humana

O Comitê Técnico de Assessoramento para Agrotóxicos, instituído pelo Decreto 4.074/2002, tem como atribuição elaborar rotinas e procedimentos visando à implementação da avaliação de risco de agrotóxicos e afins. O referido Decreto define as competências de órgãos federais e estaduais no processo de registro de novos produtos e de reavaliação dos produtos já registrados.

A avaliação de risco já era definida em 1983 pelo Conselho Nacional de Pesquisa dos EUA (National Research Council – NRC) como “o uso de bases reais para definir os efeitos à saúde da exposição de indivíduos ou populações a material perigoso ou situação de perigo”. Apesar de aparecerem como sinônimos em alguns trabalhos, existem controvérsias quanto ao uso dos termos análise de risco e avaliação de risco. A avaliação de risco pode ser tida como o processo de definição dos componentes de um risco em termos quantitativos (NRC, 1996), entretanto no presente trabalho adota-se a definição dada por Westman (1985), que usou o termo avaliação o mais amplo. Nesse caso, o termo análise é usado de maneira mais restrita para se referir às técnicas quantitativas de estimativa do risco ambiental, considerando seus componentes: perigo (ou efeitos) e exposição.

O mesmo acontece com os termos avaliação de risco ecológico e avaliação de risco ambiental, que às vezes são usados como sinônimos. No entanto, alguns autores já incluem os aspectos relacionados à saúde humana no risco ecológico, outros preferem o termo risco ambiental como o mais abrangente. Nesse trabalho tratamos especificamente da avaliação de risco à saúde humana decorrente da contaminação da água subterrânea. Aqui não são considerados os riscos ocupacionais do uso de agrotóxicos. Na segurança do trabalho, riscos ambientais são caracterizados pela exposição do trabalhador (ocupacional) a perigos do meio.

É senso comum que a avaliação de risco deve ser feita para o produto formulado do agrotóxico, considerando-se os dados do produto técnico com suas impurezas e dos produtos de degradação relevantes. Componentes da formulação dos agrotóxicos podem também ser levados em conta na avaliação.

Alguns autores apregoam que toda e qualquer avaliação de risco tem que ser probabilística em todas as suas etapas, no entanto, defende-se aqui a importância de se realizar a avaliação de risco mesmo que não seja plenamente probabilística, apesar da natureza estocástica do risco. A adoção da avaliação de riscos pode representar um avanço metodológico na consideração dos possíveis problemas ambientais e à saúde humana associados aos agrotóxicos e a outros estressores. Isso é particularmente importante em países ainda em desenvolvimento, onde a carência de dados e recursos pode limitar a adoção da avaliação e do gerenciamento de riscos.

Por definição geral aplicada ao contexto deste capítulo, o termo perigo indica o potencial de dano à saúde humana, enquanto risco é a probabilidade ou possibilidade de ocorrência de um certo dano. Perigo diz respeito à toxicidade (efeitos sobre o ser humano), e risco é uma função da exposição e do perigo (Fig.1). Quanto maior a exposição de organismos e o perigo intrínseco do agrotóxico, maior é o risco.

Em 1989, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 1989) publicou um guia sobre critérios ambientais para o registro de produtos para proteção de plantas (agrotóxicos), apresentando os princípios de como a avaliação de risco ambiental deveria ser conduzida.

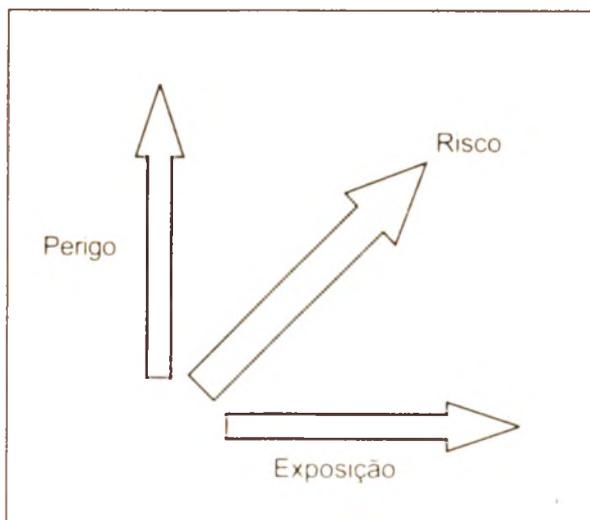


Fig. 1. Representação esquemática do risco como função da exposição e do perigo (efeito adverso).

Nos Estados Unidos, o Conselho Nacional de Pesquisa (NRC, 1983) desenvolveu um esquema geral de avaliação de risco, o qual foi posteriormente modificado pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) e, então, adotado oficialmente pela EPA em 1998 (EPA, 1998). O esquema da EPA adicionou aos princípios apresentados pela FAO o conceito de três etapas formais de avaliação de risco ambiental que deveriam ser realizadas como segue: (1) identificação do problema, (2) análise do risco: análise da exposição e dos efeitos e (3) caracterização do risco.

Identificação do problema

A identificação do problema consiste na formulação de uma hipótese, relativa à ocorrência de efeitos ambientais adversos e o perigo a certos organismos provocados pelo agrotóxico em estudo. Nessa etapa são determinadas as finalidades específicas da avaliação e é feita explicitamente a identificação do perigo, que é a determinação da natureza intrínseca da toxicidade do agrotóxico.

Análise do risco

Na etapa de análise do risco, as caracterizações da exposição e dos perigos devem ser executadas de forma integrada para garantir que os efeitos ecológicos caracterizados sejam relacionados com as rotas de contaminação dos compartimentos ambientais e organismos identificados na caracterização da exposição.

A exposição pode ser expressa como coocorrência (presença nos habitats dos organismos ou compartimento ambiental) ou como contato (sobre ou em organismos), dependendo do agrotóxico e dos organismos. Um perfil de exposição pode então ser desenvolvido com a descrição da magnitude e das distribuições espacial e temporal da exposição para a modalidade de uso do agrotóxico em estudo. Exposição depende da concentração do agrotóxico no compartimento ambiental, da sua biodisponibilidade e da biologia do organismo. Caracterização da exposição é a identificação das várias quantidades e durações da exposição a um dado químico, via todas as rotas possíveis de contaminação. A caracterização da exposição e a estruturação de toda a avaliação de riscos ambientais com a utilização de modelos matemáticos são recomendáveis, lembrando que

um modelo é uma representação de um sistema real. Assim como um modelo físico, um modelo matemático apresenta algum grau de simplificação e abstração, e pode representar um ou mais processos (SPADOTTO, 2002).

A caracterização dos perigos (efeitos) envolve a consideração dos resultados dos testes de laboratório, nos quais se variam a concentração e a duração da exposição, levando em conta a resposta dos organismos. No caso mais simples, a proporção de organismos respondendo com um particular efeito é uma função da concentração. Essa relação é não-linear, porém pode ser analisada por um modelo linear onde a concentração é expressa na forma logarítmica e a porcentagem de organismos respondendo como uma probabilidade. Trata-se dos estudos de dose resposta, que são caracterizações quantitativas da relação entre a magnitude da exposição e a incidência de efeitos tóxicos.

Caracterização do risco

Na caracterização do risco, os efeitos (em grande parte dados de toxicidade média ou valores limites) sobre os diferentes organismos são comparados com as concentrações ambientais estimadas (previstas) em compartimentos ambientais relevantes ou em elementos da dieta de espécies de organismos.

Portanto, na caracterização do risco as concentrações estimadas em compartimentos ambientais são consideradas para determinar se e como a exposição ao agrotóxico pode ocorrer - a caracterização da exposição - e, uma vez ocorrida essa exposição, qual é a magnitude e o tipo de efeitos ambientais que podem ser esperados ou observados – a caracterização dos efeitos ecológicos (ou biológicos). Ambos fazem parte da etapa de análise e são elementos essenciais para a caracterização do risco, que é o processo de comparação e interpretação dos resultados da exposição (concentrações estimadas) com os dados e as informações dos efeitos ecológicos adversos caracterizados por estudos laboratoriais toxicológicos (toxicidade aguda e crônica) previamente realizados.

A avaliação de risco pode ser usada tanto para rejeitar como para quantificar os efeitos potencialmente danosos, com respeito à sua natureza, magnitude, importância, abrangência, duração, assim como quanto ao potencial de recuperação do meio.

O processo de avaliação de risco, contemplando as três etapas, pode ser ordenado em níveis seqüenciais (WWF, 1992; SUTER, 1993; SOLOMON, 1996a, 1996b; EPA, 1998; AMERICAN CROP PROTECTION, 1999). O primeiro nível é planejado para permitir a identificação rápida daqueles agrotóxicos que não apresentam risco significativo para o ambiente. Nesse nível, os cálculos das concentrações ambientais, invariavelmente, superestimam a exposição, resultando em uma avaliação conservadora.

Conforme a avaliação é refinada, com estimativas mais prováveis das concentrações ambientais, critérios menos conservadores e mais realistas podem ser usados, culminando, se necessário, com uma etapa de monitoramento (SPADOTTO et al., 2004).

Qualquer proposta de avaliação dos riscos dos agrotóxicos deve considerar os esquemas existentes, incorporando seus principais componentes, levar em conta as particularidades das condições brasileiras, especialmente a escassez de meios necessários para a avaliação de riscos baseada diretamente em esquemas trazidos diretamente de países desenvolvidos. A caracterização da exposição dos diferentes organismos seria feita a partir das estimativas das concentrações (ou doses) nos diferentes compartimentos ambientais (ou em elementos da dieta dos organismos), com base na modalidade de uso e nos dados de transporte, persistência e bioacumulação (Fig. 2).



Fig. 2. Etapas da avaliação de risco de agrotóxicos.

Na caracterização do risco o que se faz é a comparação dos resultados da exposição com os dados dos efeitos adversos sobre os organismos considerados. Um procedimento simples para integrar ambos (exposição e perigo) é o Método do Quociente (SOLOMON, 1996a, 1996b), no qual divide-se a concentração ambiental estimada (CAE) pelo dado toxicológico agudo ou crônico. O Quociente de Risco (QR) obtido é então comparado ao nível aceitável e ao nível crítico.

Estimativa das concentrações de agrotóxicos na água subterrânea

Na caracterização da exposição, a estimativa das concentrações nos diferentes compartimentos ambientais é um componente fundamental da avaliação de risco. Em um levantamento de dados de literatura, Carter (2000) encontrou, para a classe de herbicidas, perdas por lixiviação de menos de 1 % até 5 %, com relação à quantidade aplicada. No entanto, Matallo et al. (2005), ao trabalhar em lisímetros, determinaram que 52 % da quantidade aplicada de um herbicida usado na cultura de cana-de-açúcar no Brasil lixiviou abaixo de 50 cm em um solo arenoso (Neossolos Quartzarênico) durante um ano. Baseado nos dados experimentais, um modelo matemático prevê que 96 % da quantidade aplicada do herbicida passaria pelos primeiros 12 cm (profundidade na qual seu efeito desejado de controle das plantas daninhas é esperado) em 67 dias.

A concentração (C) em $\mu\text{g L}^{-1}$ de um agrotóxico em água subterrânea pouco profunda (aquífero não confinado) pode ser estimada através da expressão:

$$C = \frac{100 M}{p \cdot d \cdot A} \quad (1)$$

onde M é a massa prevista do agrotóxico chegando até o lençol freático (kg), p representa a porosidade do aquífero ($v \cdot v^{-1}$) e d é a profundidade de mistura dentro do corpo d'água subterrâneo (m), considerando uma área (a) de 1 ha (10.000 m²).

Assim, uma estimativa preliminar da concentração ambiental (CAE) na água subterrânea de um agrotóxico aplicado a 1 kg i.a. ha⁻¹, sendo 5 %

perdidos por lixiviação - valor levantado por Carter (2000) - chegando em um aquífero com 50 % de porosidade, considerando 2 m de profundidade de mistura, resultaria em $5 \mu\text{g L}^{-1}$. Porém, se elevarmos a perda estimada para 50 % da quantidade aplicada teríamos uma CAE de $50 \mu\text{g L}^{-1}$.

Um modelo simples de lixiviação de agrotóxicos na água subterrânea poderá ter como base o conjunto de equações apresentadas por Rao et al. (1976) e Rao et al. (1985), o qual estima o Attenuation Factor (AF), que representa a fração da quantidade do agrotóxico que chega na superfície do solo e que lixivia através de uma dada profundidade. Poderá ser usada sua forma generalizada para solos com várias camadas (ou horizontes), a qual deve ser modificada para considerar o comportamento de agrotóxicos em solos brasileiros e em nossas condições climáticas.

A expressão apresentada por Rao et al. (1985) é:

$$AF = \exp(-tr \cdot k) \quad (2)$$

onde tr representa o tempo de percurso, e k a constante da taxa de degradação do agrotóxico no solo. Como visto anteriormente, a concentração (C) do agrotóxico em água subterrânea pode ser estimada através da equação (1).

Esse conjunto de equações, depois de devidamente desenvolvido, pode ser utilizado nos níveis iniciais da caracterização da exposição humana à água subterrânea contaminada. Modelos matemáticos são importantes ferramentas para estimativa das concentrações ambientais de diferentes agrotóxicos em várias condições ambientais e de uso. Assim sendo, devem levar em consideração os resultados obtidos e as expressões matemáticas desenvolvidas, mais recentemente, por Paraíba e Spadotto (2002), Spadotto et al. (2003), Spadotto e Hornsby (2003), Matallo et al. (2005) e Spadotto et al. (2005) para condições climáticas e de solos do Brasil.

Exemplo de aplicação

Para fins de exemplo, foram selecionadas as condições da Microbacia do Córrego do Espreado por estar localizada em área representativa do monocultivo de cana-de-açúcar, que ocupa 67 % da área total da microbacia e, ainda, por possuir áreas consideradas vulneráveis do ponto de vista da

contaminação da água subterrânea e reconhecidas como áreas de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani, com uma extensão de 16.000 km. A Microbacia do Córrego do Espriado possui uma área de 4.463 ha, estando localizada à sudeste da Cidade de Ribeirão Preto, SP, na divisa entre os municípios de Ribeirão Preto, Cravinhos e Serrana, pertencendo à Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, e apresenta solos semelhantes a outras áreas de recarga no Estado de São Paulo. Por sua vez, o tebutiuron (N-(5-(1,1-dimetiletil)-1,3,4-tiadiazol-2-il)-N,N'-dimetilureia) é um herbicida do grupo dos derivados da uréia recomendado para uso na cultura da cana-de-açúcar.

As propriedades do solo de textura arenosa (Neossolo Quartzarênico) e do tebutiuron foram as mesmas obtidas e utilizadas por Matallo et al. (2005). Abaixo de 50 cm até as diferentes profundidades da zona saturada foram usados valores médios das propriedades do solo e do material rochoso (Arenito Botucatu) na região de estudo. A taxa de recarga hídrica líquida de 442 mm ano⁻¹ foi estimada como a diferença entre chuva e evapotranspiração na microbacia.

Os valores do coeficiente de sorção (K_d) foram 0,4; 0,2 e 0,1 mL g⁻¹, respectivamente, nas profundidades até 12 cm, de 12 cm a 22 cm e maior que 22 cm. Segundo resultados apresentados por Matallo et al. (2005), os dados do estudo de degradação do tebutiuron em laboratório, mesmo no horizonte superficial do solo (0 cm a 12 cm), ajustaram-se melhor à função bi-exponencial, o que significa que sua degradação inicialmente é rápida ($t_{1/2} = 1,3$ dias) e posteriormente lenta ($t_{1/2} = 1.386$ dias). Assim, para os cálculos realizados neste trabalho, a dose de tebutiuron foi considerada pela metade e, concomitantemente, foi usada a meia-vida mais longa. Isso porque se não houver ocorrência de chuvas logo após a aplicação, o tebutiuron permanecerá na superfície do solo, onde será rapidamente degradado até metade da sua massa inicialmente aplicada, sendo posteriormente degradado lentamente. Por outro lado, se houver chuvas logo após a aplicação, o herbicida será lixiviado rapidamente para as camadas mais profundas do solo, onde a degradação é mais lenta.

A previsão da lixiviação do herbicida até a zona saturada foi baseada no conjunto de equações do AF, considerando as várias camadas do solo. Para efeito da estimativa da concentração no aquífero, foi usada a equação [1], considerando uma área de 1 ha (10.000 m²), sendo assumido que a profundidade de mistura é de 2 m e a porosidade do aquífero de 30 %.

As concentrações estimadas, considerando diferentes profundidades do topo do aquífero, a partir da superfície do solo, estão representadas na Fig. 3. A concentração do tebutiuron na água subterrânea é reduzida exponencialmente conforme a profundidade do topo do aquífero aumenta, e a concentração que atende o padrão de qualidade de água para consumo humano da Comunidade Européia ($0,1 \mu\text{g L}^{-1}$) ocorreria quando o aquífero estivesse a cerca de 53 m de profundidade. A média regional das profundidades das áreas de recarga é de 42 m, enquanto que na área da Microbacia do Corrêgo do Espriado somente com a cobertura de Neossolo Quartzarênico, a profundidade é de 10 m em média, onde a concentração estimada seria de $23,0 \mu\text{g L}^{-1}$. É importante notar que neste trabalho não se considerou a eventual presença de camadas de impedimento e de lençóis freáticos suspensos.

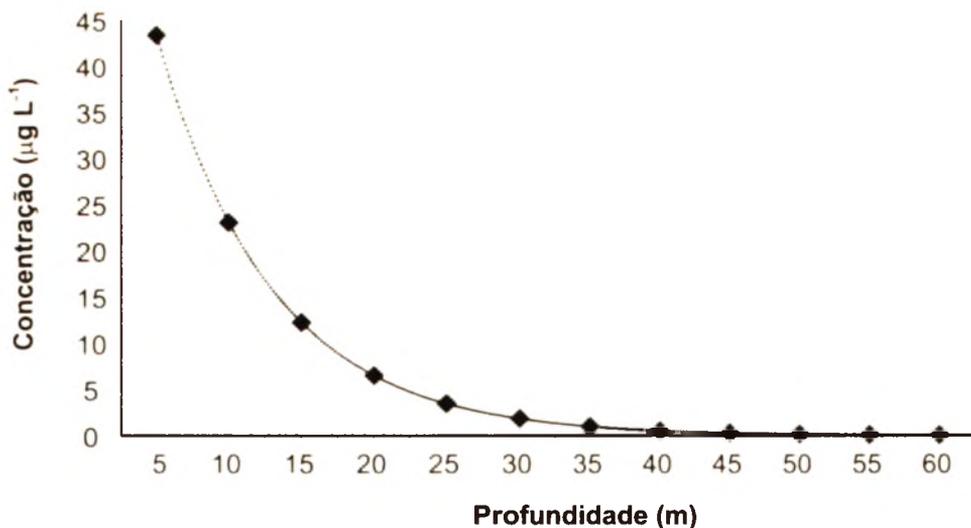


Fig. 3. Concentrações estimadas de tebutiuron no Aquífero Guarani, considerando diferentes profundidades do topo do aquífero, a partir da superfície do solo.

Na condição da área de recarga na Microbacia do Corrêgo do Espriado com cobertura de Latossolo Vermelho de textura média, a profundidade média do aquífero é de 20 m. Nesse caso, o aquífero estaria mais protegido pelo Latossolo, no qual a lixiviação do tebutiuron encontrada por Matallo et al. (2005) foi bem menor que no Neossolo. No entanto, seguindo-se das

partes mais altas da microbacia em direção ao Córrego do Espriado, essa cobertura diminui até chegar somente no Neossolos (próximo ao córrego), diminuindo também a distância entre a superfície do solo e a zona saturada. Deve-se lembrar de que nesse trabalho não foi considerado o eventual transporte do tebutiuron por escoamento superficial. Se ocorrer, esse transporte poderia levar o herbicida aplicado em outras áreas para aquelas de Neossolos.

A aplicação do tebutiuron na área do Neossolos apresenta alto potencial de contaminação do Aquífero Guarani, podendo ultrapassar o padrão da Comunidade Européia para consumo humano. Entretanto, o uso desse herbicida fora das áreas com Neossolo, restringindo-se às áreas com Latossolos na Microbacia do Córrego do Espriado, pode diminuir seu potencial de contaminação da água subterrânea, tanto pela maior distância até o aquífero, quanto pela maior proteção ou barreira imposta pelos Latossolos. A manutenção, ou a recuperação, da mata ciliar ao longo do Córrego do Espriado seria uma medida ambientalmente adequada, assim como legalmente requerida.

Assim, fica claro que a adoção de boas práticas agroambientais, além de diminuir as perdas de agrotóxicos e de melhorar a eficiência agrônômica, pode levar à diminuição dos riscos ambientais e à saúde humana.

Caracterização dos riscos à saúde humana

No caso mais simples, a proporção de organismos respondendo com um efeito particular ou específico é uma função da concentração (ou dose em elementos da dieta dos organismos). Assim, a determinação dos efeitos envolve a consideração da concentração (ou dose) do agrotóxico e da duração da exposição, levando em conta a resposta dos organismos. Essas substâncias químicas podem ser diferentemente tóxicas a vários organismos (toxicidade aguda e crônica, sistêmica e tópica). Os agrotóxicos podem ser agentes mutagênicos, teratogênicos, carcinogênicos, e afetar a reprodução de mamíferos.

Alguns organismos possuem grande capacidade de bioacumular substâncias químicas, caracterizando o processo de bioacumulação ou bioconcentração. Esse fenômeno, no entanto, depende de dois fatores básicos: (a) da presença de um mecanismo de absorção ou sorvedouro representado principalmente pelos lipídios do organismo e (b) das propriedades físico-

químicas do agrotóxico que podem favorecer ou não sua entrada no organismo.

Determinados produtos químicos são rapidamente decompostos no solo, enquanto outros não são degradados tão facilmente. Algumas moléculas são moderadamente persistentes, e seus resíduos podem permanecer no solo durante um ano inteiro, outras podem persistir por mais tempo. No ambiente aquático, além da hidrólise e da fotólise, os agrotóxicos podem também sofrer a degradação biológica e, ainda, a bioacumulação e a biomagnificação (bioacumulação em níveis elevados da cadeia trófica), diferenciando apenas os microrganismos nesse ambiente em relação àqueles presentes no solo.

Além da molécula original, os metabólitos ou produtos de degradação dos agrotóxicos devem ser considerados no monitoramento. O comportamento ambiental e a toxicidade e eco-toxicidade dos produtos de degradação do agrotóxico podem diferir enormemente da molécula-mãe. Alguns produtos de degradação podem ser mais tóxicos que o ingrediente ativo original. Na Tabela 3, os produtos de degradação ou metabólitos de importância ambiental de alguns agrotóxicos são apresentados.

Tabela 3. Produtos de degradação ou metabólitos de alguns agrotóxicos.

Agrotóxico (ingrediente ativo)	Produto de degradação ou metabólito
Atrazina	desetil atrazina (DEA), desisopropil atrazina (DIA)
Benomil	carbendazim, 2-aminobenzimidazólio
Carbendazim	2-aminobenzimidazólio
Carbofurano	3-hidroxi-carbofuram
Carbosulfam	carbofurano, 3-hidroxi-carbofuram
Endossulfam (isômeros α e β)	sulfato de endossulfam
Glifosato	ácido aminometil fósfônico (AMPA)

Se o interesse é caracterizar os riscos para a saúde humana com respeito à potabilidade da água para consumo, pode-se usar o padrão geral de qualidade de água para consumo humano da Comunidade Européia, que é de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para cada agrotóxico e de $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para o conjunto de agrotóxicos encontrados. Outro indicador de risco pode ser o valor máximo permitido específico para alguns agrotóxicos segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 4).

Tabela 4. Padrões de potabilidade de água para consumo humano de alguns agrotóxicos⁽¹⁾.

Agrotóxico	Valor máximo permitido ($\mu\text{g L}^{-1}$)
2,4-D	30
Alaclor	20
Atrazina	2
Bentazona	300
Endossulfam	20
Glifosato	500
Metolaclor	10
Molinato	6
Pendimetalina	20
Permetrina	20
Propanil	20
Simazina	2
Trifluralina	20

⁽¹⁾Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.

A *Environmental Protection Agency* (EPA) dos EUA apresentou limites máximos permitidos de contaminação de água (*Maximum Contaminant Level – MCL*), como padrões obrigatórios para consumo humano de alguns agrotóxicos (EPA, 2001), que são mostrados na Tabela 5; na qual estão também os níveis aceitáveis (*Health Advisory – HA*) baseados em informações sobre efeitos na saúde humana para outros agrotóxicos (EPA, 1989). O *HA* aqui considerado é a concentração do agrotóxico na água a qual se espera não causar efeitos adversos à saúde humana em uma exposição dentro da expectativa de vida de 70 anos. Assim, esses valores podem ser usados como indicadores de risco.

Considerações finais

As características físicas das áreas de recarga do Aquífero Guarani favorecem uma situação de alto potencial de contaminação, principalmente para produtos químicos que apresentam elevada capacidade de lixiviação em solos tropicais, a exemplo dos agrotóxicos quimicamente neutros ou básicos. Assim, para a proteção das áreas em questão e, conseqüentemente do Aquífero Guarani a partir das mesmas, torna-se necessária a adoção de

Tabela 5. Padrões e níveis aceitáveis de alguns agrotóxicos nos EUA quanto à potabilidade da água de abastecimento (EPA, 1989, 2001).

Agrotóxico	Padrão MCL⁽¹⁾ (µg L⁻¹)	Nível aceitável HA⁽²⁾ (µg L⁻¹)
2,4-D	70	N.N.
Alaclor	2	N.N.
Ametrina	N.E.	60
Atrazina	3	3
Bentazona	N.E.	20
Butilate	N.E.	350
Carbofurano	40	N.N.
Dicamba	N.E.	200
Diquat	20	N.N.
Diuron	N.E.	10
Glifosato	700	N.N.
Linuron	N.E.	10
Metolaclor	N.E.	100
Metribuzin	N.E.	200
Oxifluorfem	N.E.	20
Paraquate	N.E.	30
Pendimetalin	N.E.	300
Permetrina	N.E.	400
Picloram	500	N.N.
Simazina	4	N.N.
Trifluralina	N.E.	5

⁽¹⁾ *Maximum Contaminant Level*: limite máximo de um contaminante que é permitido em água para consumo humano (padrão obrigatório).

⁽²⁾ *Health Advisory* nível aceitável de um contaminante em água para consumo humano (consultivo). N.E. não estabelecido; N.N. não necessário, pois existe o padrão obrigatório estabelecido.

práticas agrícolas e de manejo que promovam o uso racional de agroquímicos, quando então os riscos de contaminação da água subterrânea e de saúde serão minimizados ou mesmo extintos. Para tanto, há necessidade de uma política de proteção das áreas de recarga dos aquíferos brasileiros, com destaque para o Guarani, como também a necessidade de avanço na definição de limites de concentração, em relação ao padrão de potabilidade, para um número maior de agrotóxicos. Tais conhecimentos, sem dúvida, trarão benefícios expressivos para as comunidades que utilizam água do Aquífero Guarani, como também para toda a sociedade brasileira, pois novos padrões de potabilidade constituem referenciais de maior rigor nas questões relacionadas à saúde da população.

Referências

- AMERICAN CROP PROTECTION. European Crop Protection. **Framework for the ecological risk assessment of plant protection products**. Washington: American Crop Protection: European Crop Protection, 1999. 52 p. (ACP/ECP. Technical Monograph, 21).
- EPA. Environmental Protection Agency. **Drinking water health advisory: pesticides**. Chelsea. United States Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water Health Advisories: Lewis Publishers, 1989. 819 p.
- EPA. Environmental Protection Agency. **Guidelines for ecological risk assessment: risk Assessment Forum**. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1998 (EPA/630/R-95/002F).
- EPA. Environmental Protection Agency. **National primary drinking water standards** Washington: United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 2001. 6 p. (EPA 816-F-01-007). Disponível em: www.epa.gov/safewater. Acesso em: 28 out. 2007.
- IBGE **Sinopse preliminar do censo agropecuário**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1985. 91 p.
- MATALLO, M. B.; SPADOTTO, C. A.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F. Sorption, degradation, and leaching of tebuthiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 40, n. 1, p. 39-43, 2005.
- NRC. National Research Council. **Understanding risk: informing decisions in a democratic society**. Washington, DC: National Academy Press, 1996. 264 p.
- NRC. National Research Council. **Risk assessment in the federal government: managing the process**. Washington, DC: National Academy Press, 1983. 191 p.
- PARAÍBA, L. C.; SPADOTTO, C. A. Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors. **Chemosphere**, Oxford, v. 48, n. 9, p. 950-912, 2002
- RAO, P. S. C.; DAVIDSON, J. M.; HAMMOND, L. C. Estimation of nonreactive and reactive solute front locations in soils. In: HAZARDOUS WASTES RESEARCH SYMPOSIUM, 1976, Tucson. **Proceedings...** Tucson: EPA, 1976. p.235-241. (EPA-600/19-76-015)
- RAO, P. S. C.; HORNSBY, A. G.; JESSUP, R. E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Proceedings of the Soil and Crop Science Society of Florida**, Belle Glade, v. 44, p 1-8, 1985
- SCS Soil Conservation Service **National engineering handbook**. Washington: USDA, 1972. (Section 4: Hydrology).

SINDAG. **Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola** Disponível em: <www.sindag.com.br> . Acesso em: 3 jun. 2006

SOLOMON, K. R. **Avaliação de riscos ecotoxicológicos dos produtos fitossanitários**. Guelph: Universidade de Guelph, 1996a. 76 p.

SOLOMON, K. R. **Ecotoxicological risk assessment of pesticides**. Guelph: University of Guelph, 1996b. 76 p.

SPADOTTO, C. A. Comportamento de pesticidas em solos brasileiros. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 27, n. 2, p. 19-22, 2002.

SPADOTTO, C.A.; HORNSBY, A.G. Soil sorption of acidic pesticides: Modeling pH effects. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, n. 3, p. 949-956, 2003.

SPADOTTO, C. A.; MATALLO, M. B.; GOMES, M. A. F. Sorção do Herbicida 2,4-D em solos brasileiros. **Pesticidas, Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p.103-110, 2003.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDREA, M. M. de. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 42).

SPADOTTO, C. A.; HORNSBY, A. G.; GOMES, M. A. F. Sorption and leaching potential of acidic herbicides in Brazilian soils. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 40, n. 1, p. 29-37, 2005.

SUTER, G. W. **Ecological risk assessment**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 538 p.

WESTMAN, W. E. **Ecology: impact assessment and environmental planning**. New York: John Wiley, 1985. 544 p.

WWF. World Wildlife Foundation. **Improving aquatic risk assessment under FIFRA**. report of the aquatic effects dialogue group. Washington, D.C.: WWF, 1992. p. 23-24.

**Modelos *screening* e simulação
de sistemas aplicados à
avaliação de risco de
contaminação da água por
herbicidas em área de cultivo
de cana-de-açúcar**

**Estudo de caso na Microbacia
do Córrego do Espriado**

Maria Conceição Peres Young Pessoa

Antonio Luiz Cerdeira

Marco Antonio Ferreira Gomes

Marcos Corrêa Neves

Manoel Dornelas de Souza

Regina Helena Costa Queiroz

Vera Lúcia Lanchote

Julieta Mieko Ueta

Introdução

A agricultura moderna, altamente dependente do uso de defensivos (agrotóxicos, fertilizantes e outros insumos) para assegurar ganho crescente de produtividade, vem expondo os recursos hídricos ao risco de contaminação por esses produtos. Incidentes freqüentes indicam que, geralmente, a origem desses problemas está associada à escolha, aplicação ou às práticas agrícolas inadequadas, mostrando que tais causas estão fortemente ligadas à falta de conhecimento não só em relação às características desses produtos, como também em relação ao meio onde são aplicados. Nesse sentido, reforça-se a necessidade de estabelecimento ou de avaliação da tendência potencial do risco de utilização desses produtos em diferentes ecossistemas, antes que qualquer decisão seja tomada no sentido de estimular, orientar ou priorizar o uso de agrotóxicos na produção agrícola (CHENG, 1990).

A Microbacia do Córrego do Espriado, em Ribeirão Preto, SP, objeto da presente abordagem, apresenta predominância de monocultivo de cana-de-açúcar, com demandas constantes de aplicações de diversos herbicidas. Por tratar-se de área de recarga do Aquífero Guarani¹, é crescente a preocupação com a conservação de seus recursos hídricos, a começar por essas áreas que são naturalmente frágeis e que exibem alta vulnerabilidade natural (SÃO PAULO, 1997; GOMES et al., 2002). Assim, uma das atividades do chamado Projeto Ribeirão Preto (EMBRAPA, 1998), da Embrapa Meio Ambiente, foi a de avaliar as tendências futuras às potenciais contaminações das águas subterrâneas por alguns desses herbicidas, já aplicados ou ainda em uso na área, com a adoção de técnicas de simulação de sistemas, modelagem matemática *screening* e de geoprocessamento.

A utilização dessas técnicas vem auxiliando a compreensão da dinâmica dos principais processos físico-químicos, bióticos e antrópicos, quando da utilização de herbicidas em cana-de-açúcar que, existentes nesse ambiente produtivo, não ocorrem de forma isolada. Desse modo, a partir de análises expeditas e integradas dos principais fatores que descrevem esses processos, foi possível viabilizar o acompanhamento de suas interações ao longo de um tempo pré-definido e dinâmico para a avaliação,

¹ O nome do aquífero foi alterado de Botucatu para Guarani, em virtude de sua abrangência geográfica incluir a maior parte das áreas ocupadas pelo povo indígena Guarani (ROCHA, 1996).

considerando as limitações de ordem financeira para investigações locais. Essas técnicas de simulação têm, também, proporcionado o conhecimento mais detalhado da dinâmica dos agrotóxicos em relação à influência climática, à utilização de dados médios de literatura e de dados calculados para as condições locais em relação à meia vida no solo ($t_{1/2}$) e à constante de adsorção ao carbono orgânico (Koc) dos seus princípios ativos.

Modelos matemáticos *screening* (PESSOA et al., 1997a), já consagrados mundialmente, tais como aqueles representados pelo Índice de GUS (GUSTAFSON, 1989), pelo Método de GOSS (GOSS, 1992) e pelos principais critérios de Cohen et al. (1995), utilizados pela *Environmental Protection Agency* (EPA), favoreceram uma identificação expedita inicial voltada à identificação de herbicidas, quanto ao potencial de lixiviação e de tendência de transporte (associado a sedimento ou dissolvido em água), prioritário às avaliações mais detalhadas realizadas posteriormente por simulação de sistemas.

O método de GOSS propiciou a avaliação do potencial de transporte do princípio ativo do agrotóxico associado a sedimento e dissolvido em água, enquanto o índice de GUS viabilizou a identificação do potencial de provável lixiviação, de não lixiviação ou do produto encontrar-se em faixa de transição (quando encontrado entre as duas últimas categorias anteriores). Já os critérios de Cohen (conhecido como do “EPA”), utilizados para a avaliação dessas tendências de transporte, forneceram uma avaliação bem mais rigorosa na priorização, em comparação aos modelos anteriores, por fazer uso de mais informações relativas às propriedades físico-químicas do princípio ativo e do ambiente local onde o agrotóxico é aplicado. Assim, para efeito das análises realizadas no âmbito das atividades da Embrapa Meio Ambiente na área do Córrego do Espriado, foi inicialmente utilizado apenas o índice de GUS, calculado em planilha eletrônica e, posteriormente, com o auxílio do programa computacional Agroscre (PESSOA et al., 2004b), possibilitou-se uma análise expedita do potencial de transporte dos princípios ativos dos herbicidas mais utilizados na área e em outras regiões de afloramento do Aquífero Guarani, como serão apresentados em outro capítulo, pelos três modelos *screening* citados, com maior rapidez na obtenção da resposta (GOMES et al., 2004; PESSOA et al., 2004).

Concomitantemente, avaliações da tendência futura de risco de contaminação dos lençóis subterrâneos locais foram realizadas por meio

de simulação de sistemas. Essa técnica possibilitou avaliar a dinâmica dos princípios ativos por meio da geração de cenários individuais que possibilitaram observar os seus respectivos deslocamentos no perfil vertical dos principais tipos de solos existentes no local, bem como igualmente sujeitos às suas condições climáticas. Essas simulações foram refinadas gradativamente a partir da disponibilidade de novas informações, resultantes de monitoramentos de solo e água locais e de análises de solo, água e de resíduos de herbicidas, realizadas em laboratórios pela Embrapa Meio Ambiente e da Universidade de São Paulo, campus de Ribeirão Preto.

Assim sendo, as simulações de sistemas realizadas ao longo dos últimos 12 anos na área de estudo utilizaram o simulador *Chemical Movement in Layered Soil* – CMLS94 (NOFZIGER; HONSBY, 1994). Esse simulador foi escolhido em função dos recursos financeiros necessários para obtenção dos seus dados de entrada e das respostas que propicia. Por meio delas, foi possível acompanhar a dinâmica espaço-temporal dos principais herbicidas aplicados em cana-de-açúcar cultivada nos diferentes tipos de solos, prioritariamente para Latossolo Vermelho Eutroférico (LVf), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Neossolo Quartzarênico Órtico (RQ), realizada com informações coletadas in loco ou disponibilizadas na literatura (MELLO FILHO et al., 1985; PARANHOS, 1987; IPT, 1994; MUSUMECI et al., 1995; VAZ et al., 1995; MIKLÓS; GOMES, 1996; ROCHA, 1996; SÃO PAULO, 1997; LUCHINI, 1997; MONTEIRO, 1998; EMBRAPA, 1998; SOUZA et al., 2001, 1997). A partir desses resultados, fez-se a análise das tendências futuras do comportamento dos princípios ativos dos produtos comerciais, mais utilizados, com vistas à avaliação da tendência potencial de risco de contaminação para a água subterrânea. Esses resultados foram disponibilizados pelo Projeto Ribeirão (PESSOA et al., 1997a, 1997b; PESSOA et al., 1998; PESSOA et al., 1999; CERDEIRA et al., 2000; CERDEIRA et al., 2002a, 2002b; PESSOA et al., 2003; CERDEIRA et al., 2005a, 2005b, 2005c).

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) viabilizou a elaboração de mapas, que permitiram identificar as áreas de maior potencial de risco de contaminação da água subterrânea para três desses herbicidas, a saber, diuron, tebutiuron e atrazina, por meio do cruzamento das informações obtidas pelas simulações com aquelas disponibilizadas em mapas de solo, níveis de profundidade dos lençóis subsuperficiais e uso das terras, em formato georreferenciado do programa Idrisi (EASTMAN, 1995). Com a

utilização de outro recurso do Idrisi (AREA), foi possível estimar, nesses casos, a percentagem da área da Microbacia do Córrego do Espriado com maior potencial de risco para cada um desses princípios ativos dos herbicidas avaliados.

Este capítulo tem por objetivo apresentar as principais considerações obtidas a partir dos resultados dos trabalhos realizados na área do Córrego do Espriado, região de Ribeirão Preto, SP, utilizando técnicas de modelagem *screening*, simulação de sistemas e georreferenciamento.

Material e métodos

Modelos matemáticos tipo *screening*

Foram utilizados os métodos de GOSS (GOSS, 1992), Índice de GUS (GUSTAFSON, 1989) e o método de Cohen et al. (1995), este utilizado regularmente pelo EPA. As análises iniciais pelo índice de GUS foram realizadas utilizando-se planilha eletrônica Excell e, posteriormente, para todos os três modelos *screening* concomitantemente, utilizando-se o programa Agroscre (PESSOA et al., 2004b) desenvolvido pela Embrapa Meio Ambiente.

Simulador CMLS94

O simulador CMLS-94 (NOFZIGER; HORNSBY, 1994) estima a concentração de agrotóxicos e o movimento desses compostos através do solo em reposta ao movimento da água para maiores profundidades do solo. Embora esse simulador possua uma base de dados de princípios ativos, de culturas e de alguns solos americanos, permite ao usuário entrar com informações de novos princípios ativos, ou dos já existentes em avaliações específicas, a partir da disponibilidade de dados de seus respectivos coeficientes de adsorção ao carbono orgânico ou coeficiente de partição (Koc) e de tempo de meia vida ($t_{1/2}$) do produto no solo. Requer, de fato, dados diários de temperaturas máxima e mínima, de pluviosidade, de evapotranspiração e de infiltração, assim como informações detalhadas do solo em diferentes horizontes (para cada horizonte: profundidade (m); % de carbono orgânico; densidade do solo (mg.m^{-3}); conteúdo volumétrico de

água (%) e, para as informações de capacidade de campo, ponto de murcha e saturação). Também possibilita a inserção de novas culturas em sua base de dados desde que apresentadas as informações sobre o coeficiente cultural (Kc). O CMLS-94 não possibilita avaliar o efeito de reaplicações sucessivas de produtos aplicados, em termos de concentrações residuais ainda presentes no solo advindas de aplicações anteriores, motivo pelo qual avaliou-se a tendência de movimentação para uma única aplicação ao longo do tempo de simulação especificado.

As informações sobre o Kc da cultura de cana-de-açúcar tipo anual (soqueira) foram obtidas em Paranhos (1987).

Os tipos de solos predominantes na área de estudo, a saber, Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Neossolo Quartzarênico (RQ), típicos de regiões tropicais, apresentam peculiaridades que não são encontradas em solos similares americanos. Disponibilizados no Banco de Dados do CMLS-94, os tipos de solos foram inseridos na base de dados de solo do programa a partir de informações coletadas no local e analisadas pelo Laboratório de Solos da Embrapa Meio Ambiente.

Os dados climáticos diários de Ribeirão Preto, SP, fornecidos pela Estação de Climatologia do Instituto Agrônomo de Campinas, SP (IAC-APTA), foram digitados no formato exigido pelo CMLS-94 para o período de quatro anos.

As informações sobre os princípios ativos dos herbicidas avaliados, a saber atrazina, ametrina, simazina, 2,4-D, picloram, hexazinone, diuron e tebutiuron, foram obtidas em Mello Filho et al. (1985), Musumeci et al. (1995), Vaz et al. (1995), Luchini (1997), Monteiro (1998) e Souza et al. (1997, 2001), em bases de dados do CMLS-94 e de fontes internacionais disponíveis na Internet (EXTOXNET, SYRRES, PAN, entre outras) e em manuais de pesticidas. Assim sendo, as informações ainda não disponíveis nas bases do simulador foram gradativamente a elas incorporadas por Pessoa et al. (1998, 1999, 2003) e Cerdeira et al. (2000, 2002a, 2005a, 2005b, 2005c) para os trabalhos realizados na área de estudo.

O desempenho do CMLS-94 também foi avaliado ao longo desses trabalhos com relação aos resultados obtidos e dificuldades operacionais para a inclusão de dados nas condições brasileiras e outras facilidades computacionais por Pessoa et al. (1999).

Avaliação do uso dos herbicidas em cana-de-açúcar

As avaliações realizadas pelos modelos *screening* (PESSOA et al., 2001; GOMES et al., 2004; PESSOA et al., 2004) indicaram maior potencial de lixiviação para atrazina, hexazinone, tebutiuron, picloram, simazina e ametrina. Outros produtos também foram priorizados em função da quantidade e freqüência de uso na área, a saber, diuron e 2,4-D.

Ao longo dos últimos 12 anos, a Embrapa Meio Ambiente realizou diversas simulações aplicadas ao estudo da dinâmica desses herbicidas no perfil vertical dos principais tipos de solos da Microbacia do Córrego do Espreado, inclusive em área no entorno, com a geração de vários trabalhos. Assim, foram disponibilizadas informações geradas na medida em que as ferramentas, métodos e análises de resíduos e de comportamento dos produtos aplicados, em laboratório, puderam ser usados e integrados (MELLO FILHO et al., 1985; BARRIUSO et al., 1992; SÃO PAULO, 1994; MUSUMECI et al., 1995; VAZ et al., 1995; ROCHA, 1996; MICKLÓS; PESSOA; GOMES 1996; SÃO PAULO, 1997; LUCHINI, 1997; PESSOA et al., 1997a, 1997b; CERDEIRA et al., 1998a, 1998b; MONTEIRO, 1998; PESSOA et al., 1998; SOUZA et al., 2001).

A seguir, são apresentados de forma resumida os avanços registrados que permitiram o refinamento gradativo das informações utilizadas como entrada de dados do simulador CMLS-94, bem como daquelas que foram resultantes das simulações realizadas e da integração das mesmas às técnicas de geoprocessamento ou de trabalhos que realizaram sua comparação com informações analíticas.

As primeiras avaliações por simulação, utilizando o simulador, foram realizadas para os herbicidas atrazina, simazina, ametrina, diuron e hexazinone por Pessoa et al. (1997b) a partir dos primeiros dados locais disponibilizados pelo Projeto Ribeirão Preto (SEP 11.94.221) (EMBRAPA, 1998). Apesar de não estar mais sendo utilizado na área, o herbicida atrazina foi empregado maciçamente em anos anteriores (até 1992/1993), justificando a investigação de tendências de transporte desse princípio ativo pelo índice de GUS (modelo *screening*) como pelos demais métodos, dada a possibilidade de ocorrência de resíduos na área. Dessa forma, o trabalho realizou simulações para um período de quatro anos consecutivos, sem considerar reaplicação sucessiva dos produtos, em cenários que levaram em

consideração a aplicação de apenas um produto e com a utilização de dados médios de literatura internacional para Koc e $t_{1/2}$ solo, disponíveis na base de dados do CMLS-94. Os dados climatológicos locais, necessários para uso do CMLS-94, foram fornecidos pela Seção de Climatologia do Instituto Agrônomo de Campinas (APTAVIAC). As dosagens iniciais simuladas obedeceram a limites superiores àquelas recomendadas, com exceção para diuron e hexazinone cujas dosagens foram representativas do produto comercial utilizado na área e que continua sendo amplamente utilizado desde 1994. Assim as dosagens foram: atrazina – 4,0 kg ha⁻¹; ametrina – 3,0 kg ha⁻¹; simazina – 4,0 kg ha⁻¹; diuron – 1,2 kg ha⁻¹ e hexazinone – 0,30 kg ha⁻¹. Esse trabalho avaliou a movimentação vertical dos produtos no perfil de quatro solos, a saber, Areia Quartzosa e nos Latossolos Vermelho-Escuro, Roxo e de Transição (PESSOA et al., 1997b).

Esses mesmos resultados foram comparados, posteriormente, com resultados obtidos por Cerdeira et al. (1998a) que agregaram maiores informações sobre as amostragens dos solos predominantes na área, bem como o mapa de solos conforme conteúdos de areia, de argila, de silte e textura. Ainda Cerdeira et al. (1998a), bem como Gomes et al. (1996a) e Gomes et al. (1996b), caracterizaram os solos quanto à condutividade hidráulica, declividade, infiltração e potencial de escoamento superficial. Cerdeira et al. (1998b) apresentaram considerações sobre métodos de determinação analítica dos produtos em água e solo e os resultados das análises de resíduos de águas superficiais e poços (para tebutiuron, diuron, simazina, atrazina e ametrina) realizadas pela Faculdade de Ciências Farmacêuticas da Universidade de São Paulo – USP de Ribeirão Preto, parceira do projeto (BONATO et al., 1999; QUEIROZ et al., 1999; LANCHOTE et al., 2000).

A partir desses estudos e à medida que os projetos da Embrapa Meio Ambiente e de outros centros de pesquisa nessa temática avançavam concomitantemente às apresentações de teses e de outras informações técnicas disponibilizadas em literatura nacional (a respeito dos solos locais e do comportamento dos herbicidas em cana-de-açúcar em solos da região ou em ambientes brasileiros), vários trabalhos foram realizados, outros continuam em andamento, por intermédio dos projetos subseqüentes da Embrapa Meio Ambiente em continuidade às ações do Projeto Ribeirão na área do Córrego do Espriado (PESSOA et al., 1998,1999; UETA et al., 2001; CERDEIRA et al. 2002a, b; PESSOA et al., 2003; CERDEIRA et al., 2004a,

2004b; GOMES et al., 2004; PESSOA et al., 2004; CERDEIRA et al., 2005a, 2005b, 2005c). Alguns desses trabalhos apresentam métodos laboratoriais de avaliação de lixiviação em coluna, de análises de resíduos, de coletas de solo/água, de coleta e tratamento de informações georreferenciadas, de biodegradação e biorremediação, entre outros, e, assim, propiciaram a incorporação de seus resultados e discussões nesses trabalhos, como serão vistos a seguir.

Pessoa et al. (1999) realizaram as primeiras avaliações integrando os resultados obtidos pelas simulações da movimentação vertical de atrazina, diuron e tebutiuron, para um período de três anos consecutivos sem reaplicações de produtos, com técnicas de geoprocessamento que viabilizaram o cruzamento de informações georreferenciadas e a decorrente geração de mapas da tendência potencial de risco de contaminação da água subterrânea da área de estudo para esses produtos. Assim, foram simulados cenários para cada herbicida separadamente, nas respectivas dosagens máximas aplicadas na região (considerando o pior caso), em Latossolo Vermelho Eutroférico, Latossolo Vermelho Distrófico e Neossolo Quartzarênico (antiga Areia Quartzosa) recém disponibilizados pelas novas análises de solos coletados na área. Os dados de Koc e de $t_{1/2}$ nos solos utilizados foram calculados para os solos da área de estudo ou disponibilizados em trabalhos realizados por pesquisadores de outras instituições em São Paulo ou para avaliação do comportamento desses em ambiente brasileiro (MELLO FILHO et al., 1985; LUCHINI, et al., 1989; VAZ et al., 1995; MUSUMECI et al., 1995; LUCHINI, 1997; MONTEIRO, 1998; SOUZA et al., 2001). Os dados obtidos pelas simulações foram posteriormente cruzados com aqueles de uso das terras, níveis de profundidade dos lençóis subterrâneos e dos solos na área da microbacia, previamente digitalizados no Sistema de Informações Geográficas (Idrisi). O trabalho realizado por Pessoa et al. (1999) na Microbacia do Córrego do Espreado apresentou os primeiros mapas de localização das áreas onde os produtos químicos teriam maior possibilidade de serem encontrados, caso necessário monitoramento in loco. Posteriormente, Pessoa et al. (2003) realizaram novo trabalho, enriquecendo essa avaliação inicial com a inclusão de técnicas de interpolação matemática, realizada no SIG Idrisi (EASTEMAN, 1995) para as faixas de níveis de profundidade dos lençóis subterrâneos, possibilitando a geração dos mapas de interesse com um refinamento maior que o apresentado no trabalho original, onde, pela ausência desse detalhamento, não se tornavam perceptíveis algumas diferenças existentes entre as áreas

de risco potencial nos mapas de diuron e atrazina. Este trabalho também disponibilizou a porcentagem total de área de risco pela exposição a cada um desses princípios ativos. Tais resultados reforçaram também a investigação mais detalhada do comportamento dos herbicidas tebutiuron e hexazinone na área de estudo, com a intensificação de ações e de adoção de métodos analíticos mais sensíveis, de avaliação de Koc e $t_{1/2}$ desses produtos nos solos da Microbacia do Córrego do Espreado. A partir de 2002, foram iniciados novos projetos na área, conduzidos pela Embrapa Meio Ambiente, com o intuito de dar continuidade aos trabalhos anteriores e também realizar investigação mais detalhada in loco dos produtos que vinham sendo monitorados, com a previsão de futuras simulações cada vez mais próximas da realidade local.

Cerdeira et al. (2004a) também intensificaram avaliações de atrazina em água, por cromatografia líquida HPLC, seguida de confirmação por cromatografia gasosa por espectrometria de massa GC-MS, para mais de 252 amostras de água superficial durante o período de 1995 a 1998; o mesmo procedimento foi adotado nos anos de 1999 e 2002 para amostras de água subterrânea provenientes de sete poços localizados próximo à Microbacia do Córrego do Espreado, sendo alguns deles fora da área afloramento do Aquífero Guarani. Nessas avaliações foram feitas algumas considerações dos resultados em relação às tendências de atrazina, verificadas pelo CMLS-94 por Pessoa et al. (2003).

Ueta et al. (2001) e Cerdeira et al. (2004b) também relataram a existência de estudos de atrazina voltados para a avaliação microbiológica e de biodegradação. Cerdeira et al. (2004b) amostraram solos coletados de 1996 a 1997, bem como realizaram análise de resíduos em águas superficial e subterrânea em 1999 e 2002, discutindo esses resultados em relação às informações obtidas pelas simulações com o CMLS-94 para esse produto em três anos consecutivos. Também em Cerdeira et al. (2005c) foram comparados resultados obtidos por análises de resíduo por método analítico de cromatografia gasosa-espectrometria de massa para atrazina em amostras de águas superficiais e subterrâneas (coletadas de 2000 a 2002) com os resultados gerais de tendências encontrados para esse herbicida por simulação pelo CMLS-94. Posteriormente Cerdeira et al. (2005b) apresentaram uma avaliação da mobilidade de atrazina, simazina e ametrina em ambiente brasileiro, considerando o sistema de plantio (plantio direto ou tradicional). Esse mesmo trabalho avaliou as propriedades do solo

submetidas a esses diferentes sistemas de plantio, bem como realizou estudos de coluna de solos para atrazina e simazina.

Gomes et al. (2004) também avaliaram a dinâmica de tebutiuron e hexazinone por simulação, apresentando considerações sobre a escolha desses produtos químicos em decorrência dos valores encontrados pelo índice de GUS, que indicaram potencial de lixiviação para ambos. O mesmo trabalho apontou a realização de monitoramentos dos herbicidas em sete poços de diversos tipos e em diferentes profundidades, localizados na área de afloramento do aquífero, e os respectivos padrões de potabilidade para esses produtos conforme a EPA, menos rigoroso do que aquele adotado pela Comunidade Econômica Européia. Também em Gomes (2003) foram apresentados resultados de avaliação de tebutiuron, ametrina, diuron e hexazinone por modelo *screening* (índice de GUS), dosagens utilizadas nesses produtos na área de estudo de 1993 a 1998 e resultados de avaliações por simulação CMLS-94 e monitoramento de água subterrânea de 1995 a 1999.

Pessoa et al. (2004) também apresentaram, em um dos exemplos de utilização do programa Agroscre, uma avaliação da utilização de dado médio de literatura e de informações calculadas para Koc em solos da área para tebutiuron, na resposta obtida pelos modelos *screening* (índice de GUS, Método de GOSS e Método de Cohen).

Em anos seguintes, Cerdeira et al. (2005a, 2002a) avaliaram a dinâmica do herbicida 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético) em cana-de-açúcar para fins de avaliação de potencial de transporte por lixiviação e para a determinação de metodologia de análise de resíduos e estudo de simulação pelo CMLS94. Cerdeira et al. (2002a) avaliaram a dinâmica do 2,4-D na dosagem de 2,0 kg ha⁻¹ de ingrediente ativo, utilizada desde 1996 na área. A simulação foi realizada em cenários independentes de aplicação nos tipos de solos Latossolo Vermelho-Escuro e Latossolo Roxo (atualmente classificados como Latossolo Vermelho Distrófico e Latossolo Vermelho Eutroférico respectivamente) para três anos consecutivos sem reaplicação do produto. Os dados relativos às características climáticas e dos solos simulados foram os mesmos já apresentados por Pessoa et al. (1999). Posteriormente, Cerdeira et al. (2005a) relataram detalhadamente a metodologia analítica utilizada para as avaliações de resíduos de 2,4-D, coletadas de água superficial e de poços existentes na área, e das simulações realizadas por Cerdeira et al. (2002a), utilizando valores médios

do produto fornecidos na base de dados do simulador (que corroboram com os fornecidos pelo fabricante do produto quanto ao perfil técnico do seu princípio ativo).

Cerdeira et al. (2002b) também disponibilizaram avaliações de resíduos e de potencial de transporte por lixiviação para picloram, na área de estudo. Além das simulações do herbicida realizadas para os solos de tipos Areia Quartzosa cinza, Areia Quartzosa amarela, Areia Quartzosa rosa, Latossolo Roxo e Latossolo Vermelho-Escuro, esse trabalho também disponibilizou um método de análise de resíduo de picloram para amostras de águas coletadas na microbacia no período de 1996 a 2001. Os parâmetros físico-químicos do produto utilizado foram os reportados em Wauchope et al. (1992), uma vez que também não foram encontradas informações técnicas sobre esses valores na literatura para condições do Brasil. A aplicação do produto deu-se em outubro no primeiro ano simulado, um mês após a brotação da cana, na dosagem de $0,1 \text{ kg ha}^{-1}$. As simulações foram realizadas separadamente para os tipos de solos citados para um período de três anos consecutivos sem reaplicações sucessivas do produto, contando com os dados climáticos locais fornecidos pela Seção de Climatologia do IAC/Apta de Campinas, SP.

Resultados

Os resultados obtidos pelas primeiras simulações utilizando o CMLS-94 para os herbicidas atrazina, simazina, ametrina, diuron e hexazinone, realizadas por Pessoa et al. (1997b) a partir dos primeiros dados locais disponibilizados pelo Projeto Ribeirão Preto (SEP 11.94.221) (EMBRAPA, 1998), indicaram maior deslocamento do herbicida hexazinone no perfil vertical de Areia Quartzosa (atual Neossolo Quartzarênico órtico) onde, ao final do período de quatro anos simulados, atingiu 30,3 m de profundidade, embora em quantidade final na ordem de $10^{-5} \text{ kg ha}^{-1}$. Ao término desse mesmo período simulado, esse estudo também constatou que atrazina apresentou grande mobilidade vertical no perfil do solo arenoso, atingindo 20,5 m de profundidade e quantidade final na ordem de $10^{-6} \text{ kg ha}^{-1}$; simazina atingiu profundidade final de 16,8 m e quantidade final na ordem de $10^{-6} \text{ kg ha}^{-1}$; ametrina atingiu profundidade final de 8,0 m e quantidade final na ordem de $10^{-6} \text{ kg ha}^{-1}$; e diuron atingiu a profundidade final de 4,9 m e quantidade final na ordem de $10^{-4} \text{ kg ha}^{-1}$. As profundidades finais registradas nos Latossolos foram bem inferiores àquelas registradas para o solo arenoso

e menores em Latossolo Roxo, onde para hexazinone atingiu 4,7 m; atrazina atingiu 3,1 m; simazina atingiu 2,4 m; ametrina atingiu 0,99 m; e diuron atingiu 0,55 m. Embora as quantidades remanescentes de produtos fossem muito pequenas ao final do período simulado, as profundidades atingidas principalmente para hexazinone, atrazina e simazina tornaram esses herbicidas prioritários para uma maior investigação, uma vez que na área de estudo ocorre o afloramento do aquífero, existindo lençóis subterrâneos variando em níveis de profundidades de 0 m a 20 m. Em virtude dessa variação, optou-se por avaliar diuron também nos trabalhos posteriores, uma vez que esse produto vem sendo amplamente utilizado no local.

Assim, a partir de novas informações relativas às propriedades dos produtos nos solos estudados, foram refeitas novas simulações por Pessoa et al. (1999) que também fizeram uso de geoprocessamento, SIG Idrisi, para cruzar informações de planos georreferenciados contendo tipos de solos, uso das terras e níveis de profundidades dos lençóis. Nessa oportunidade, novamente foi enfatizada a necessidade de maior atenção ao potencial de risco de contaminação da água local à exposição por tebutiuron. O mesmo trabalho viabilizou mapas onde as amostragens deveriam ser orientadas para as coletas de água, particularmente aquelas destinadas às avaliações de resíduos em laboratório. Os resultados encontrados por Pessoa et al. (1999, 2003) são apresentados na Tabela 1. Esses resultados, refinados posteriormente pela inclusão de interpolações matemáticas para suavizar a troca de faixas de níveis de profundidades dos lençóis, propiciaram os resultados disponibilizados nos mapas apresentados nas Fig. 1, 2 e 3 viabilizados por Pessoa et al. (2003), apresentadas a seguir.

Tabela 1. Valores de profundidade (m) e de quantidade do herbicida (em 10^{-4} kg ha⁻¹) encontrados ao final das simulações realizadas para cada solo por Pessoa et al. (1999, 2003).

Solo	Atrazina		Diuron		Tebutiuron	
	PRO	QTD	PRO	QTD	PRO	QTD
LVd	1,67	0,0092	0,71	40,0	4,25	1.200,0
LVef	1,43	1.400,0	0,40	77,0	1,96	1.200,0
RQ	2,88	340,0	1,45	1,6	9,43	1.200,0

PRO = profundidade (m), QTD = quantidade de produto (em 10^{-4} kg ha⁻¹), LVd = Latossolo Vermelho distrófico; LVef = Latossolo Vermelho eutrófico; RQ = Neossolo Quartzarênico

Fonte: Pessoa et al. (1999; 2003).

Fig. 1. Mapa do potencial de exposição da Microbacia do Córrego do Espraiado ao risco de contaminação da água subterrânea por diuron.

Fonte: Pessoa et al (2003).

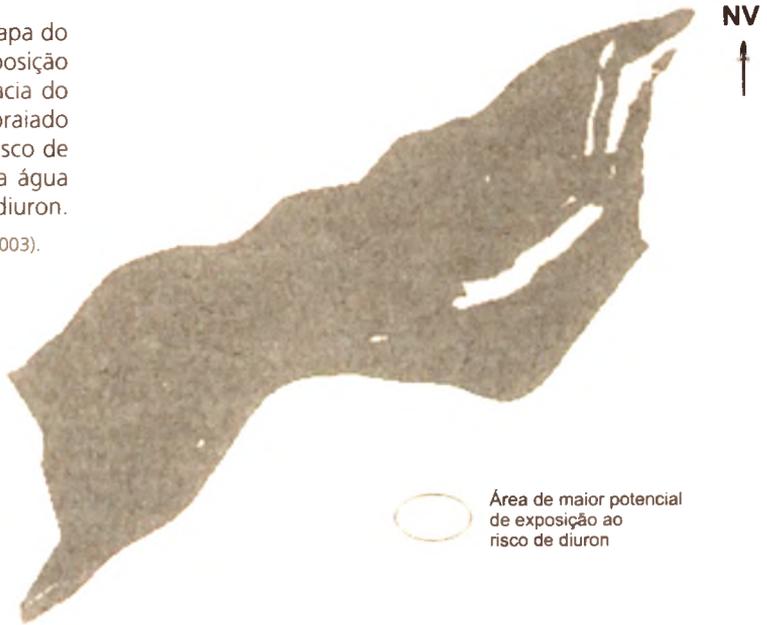


Fig. 2. Mapa do potencial de exposição da Microbacia do Córrego do Espraiado ao risco de contaminação da água subterrânea por atrazina.
Fonte: Pessoa et al. (2003).

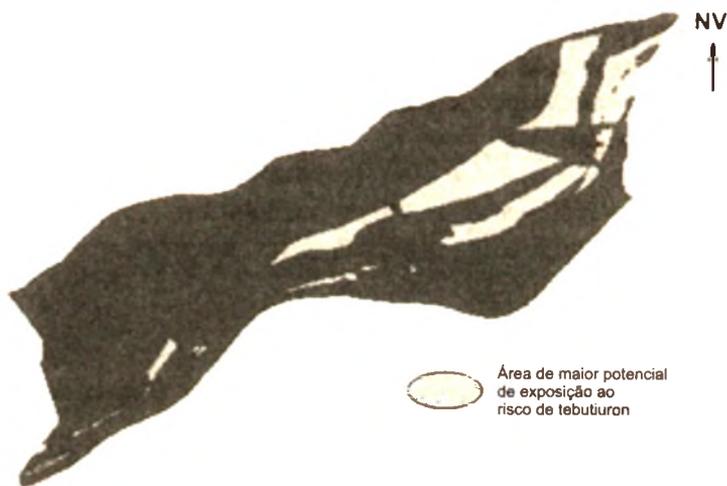


Fig. 3. Mapa do potencial de exposição da Microbacia do Córrego do Espriado ao risco de contaminação da água subterrânea por tebutiuron.

Fonte: Pessoa et al., 2003

O trabalho de Pessoa et al. (2003) também indicou que cerca de 5,6 % da área de estudo apresentavam potencial de exposição ao risco de contaminação de água subterrânea para atrazina, 3,9 % para diuron e 13,1 % para tebutiuron. Entretanto, os autores não encontraram evidências de concentrações de risco para a saúde humana, conforme padrão de referência da diretiva 89/778/EEC para todos os produtos nos cenários analisados.

Cerdeira et al. (2004a) reportaram que os dados de simulação de atrazina pelo CMLS-94, que indicaram tendência de não chegar a regiões do aquífero confinado e de serem encontrados em quantidades próximas a zero, ficaram em conformidade com as avaliações de atrazina obtidas pelas análises de resíduos por cromatografia HPLC, seguida de confirmação por GC-MS para as 252 amostras de água superficial coletadas de 1995 a 1998, onde o herbicida não foi detectado, nem nas águas obtidas dos sete poços em 1999 e 2002.

Em Cerdeira et al. (2004b) foi relatado o potencial de risco encontrado por simulação CMLS-94 de atrazina entrar em contato com os lençóis sub-superficiais, encontrados na região de afloramento do aquífero e que variam de 0 m a 20 m de profundidade. A maior mobilidade do produto foi em Areia Quartzosa, vista por simulação. O mesmo trabalho também relatou que não foram detectados resíduos de atrazina em águas superficiais e subterrâneas (poços) das amostras coletadas em 1999 e 2002 pelas

avaliações realizadas pela Faculdade de Farmácia da USP, Ribeirão Preto, por cromatografia HPLC, seguida de confirmação por GC-MS. Os autores também ressaltaram a presença de biodegradadores de atrazina encontrados nas avaliações das amostras de solos coletadas na área no período de 1996 a 1997.

Nas avaliações de atrazina conduzidas por Cerdeira et al. (2005c), que contaram com financiamento parcial da Fapesp (Projeto 2002/05067-1) para a realização deste trabalho, foram amostrados solos para as análises físicas e de águas superficiais e subterrâneas para amostras coletadas de 2000 a 2002 e analisadas pela Faculdade de Farmácia da USP, Ribeirão Preto. Quatro amostras de águas superficiais avaliadas por cromatografia líquida de alta eficiência apresentaram resíduos de atrazina (duas com $0,04 \mu\text{g L}^{-1}$ e as demais com $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,09 \mu\text{g L}^{-1}$), que não foram confirmados, posteriormente, por cromatografia gasosa-espectrometria de massa (GC-MS). Nas amostras de água subterrânea, analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência, somente uma amostra apresentou resíduo de $0,03 \mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina, que também não foi confirmado por GC-MS. Os autores também relataram que os resultados obtidos por simulação para o período de quatro anos, sem reaplicação do produto após o lançamento inicial, indicaram que o produto não apresenta tendência de atingir profundidades comprometedoras ao aquífero confinado (40 m de profundidade), mas ressaltaram que, em função da presença dos lençóis sub-superficiais nas profundidades de 0 m a 20 m e dos demais resultados obtidos, existe necessidade de se priorizar avaliações do produto nos locais onde os lençóis estejam presentes principalmente nas profundidades de 0 m a 3 m em Areia Quartzosa.

A avaliação da dinâmica de atrazina, ametrina e simazina em função do sistema de cultivo (tradicional ou plantio direto) e dos estudos realizados em coluna de solo para atrazina e simazina por Cerdeira et al. (2005b) indicaram que, sob as condições de plantio direto, atrazina desceu mais que simazina, conforme esperado pelos resultados obtidos pelas simulações com o CMLS-94. Já para os resultados obtidos em coluna de solo, atrazina e simazina lixiviaram até 20 cm enquanto ametrina não foi detectada.

Gomes et al. (2004), apresentando resultados obtidos para avaliações de tebutiuron e hexazinone decorrentes do monitoramento de água amostrada em sete poços de diversos tipos e profundidades diferentes (4 m a 53 m), indicaram a não detecção dos dois herbicidas em níveis

comprometedores à potabilidade ($500 \mu\text{g L}^{-1}$ para tebutiuron e $400 \mu\text{g L}^{-1}$ para hexazinone, conforme padrão de potabilidade do EPA). O índice de GUS indicou potencial de lixiviação para ambos herbicidas.

Gomes (2003) também relatou avaliação do índice de GUS para tebutiuron, ametrina, diuron e hexazinone, que indicou potencial de lixiviação para tebutiuron e hexazinone. Os resultados de simulação CMLS-94 apresentados neste trabalho indicaram que para tebutiuron as maiores quantidades remanescentes, após o período simulado, foram encontradas em Areia Quartzosa em profundidades próximas a 10 m, ainda significativas à avaliação local. A avaliação simulada de hexazinone indicou um maior potencial de lixiviação para maiores profundidades, próximas a 22 m, mas com valores finais já pouco significativos. Entretanto, a grande mobilidade inicial do hexazinone causou preocupação principalmente nas áreas mais próximas ao afloramento. O autor também apresentou as dosagens aplicadas na área no período de 1993 a 1998 para ametrina, tebutiuron e hexazinone e resultados de monitoramento da água subterrânea de 1995 a 1999 por amostragem e análise de resíduo por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC).

Pessoa et al. (2004) apresentou o resultado da implicação da modificação da entrada de dados de Koc e $t_{1/2}$ solo para o herbicida tebutiuron, considerando o dado médio de literatura e os dados obtidos para os solos da área alvo. A avaliação foi feita pelo programa Agroscre que disponibiliza a avaliação dos índices de GUS, método de GOSS e critérios de Cohen et al. (1995) adotado pelo EPA. Em todas as avaliações realizadas, tebutiuron atingiu potencial de lixiviação por GUS e pelo critério *screening* do EPA (COHEN et al., 1995), este último muito mais rígido em termos de seleção que os demais. Pelo método de GOSS, o herbicida apresentou médio potencial de transporte adsorvido a sedimento e alto potencial de transporte dissolvido em água. Os resultados finais obtidos pelos modelos *screening* acima foram os mesmos para avaliações considerando solo arenoso (NQ), Latossolos (LVd e LVef) e para o dado médio de literatura.

Cerdeira et al. (2002a), apresentando resultados obtidos para avaliação da dinâmica de 2,4-D em Latossolo Roxo e Latossolo Vermelho-Escuro utilizando simulação CMLS-94, relataram que ao final do segundo ano simulado a lixiviação do produto atingiu 60 cm quando se evidenciavam quantidades do produto em valores próximos ao zero absoluto. Os métodos analíticos e protocolos, bem como as análises de resíduos por HPLC,

realizados pela Faculdade de Farmácia da USP, Ribeirão Preto, possibilitaram evidenciar que nenhum resíduo de 2,4-D foi detectado para as amostras coletadas de águas superficiais e subterrâneas (poços). Posteriormente, Cerdeira et al. (2005a) apresentaram resultados obtidos por simulação de 2,4-D (Tabela 2) que indicaram que o produto possui baixa persistência nos solos simulados, bem como baixo potencial de lixiviação, permanecendo, ao final de três anos simulados, em profundidades inferiores a um metro e em quantidades já muito próximas a zero absoluto. Assim, o produto não apresentou tendência a risco de contaminação de água subterrânea local já a partir do segundo ano, quando foram registrados valores imperceptíveis de concentrações.

Tabela 2. Profundidades atingidas por 2,4-D nos diferentes anos simulados, em Latossolo Roxo e em Latossolo Vermelho-Escuro presentes na área do Córrego do Espraiado, Ribeirão Preto, SP. (Prof = Profundidade em metros; Qtd = Quantidade em kg ha⁻¹).

Período	Latossolo Roxo		Latossolo Vermelho-Escuro	
	Prof. (m)	Qtd. (kg ha ⁻¹)	Prof. (m)	Qtd. (kg ha ⁻¹)
Ano 1	0,453	3,4x10 ⁻¹²	0,463	3,4x10 ⁻¹²
Ano 2	0,601	2,2x10 ⁻²⁴	0,591	1,4x10 ⁻²³
Ano 3	0,847	0	0,877	0

Fonte: Pessoa et al. (1999; 2003).

O herbicida picloram foi avaliado por Cerdeira et al. (2002b). Os resultados obtidos indicaram grande mobilidade inicial do herbicida no perfil vertical do solo, atingindo profundidades de até 3,0 m já na metade do primeiro ano de aplicação do produto para todos os cinco tipos de solos avaliados, a saber, Latossolo Roxo (atual Latossolo Vermelho Distroférico), Areia Quartzosa cinza (atual Neossolo Quartzarênico Órtico), Areia Quartzosa amarela (atual Neossolo Quartzarênico Órtico), Areia Quartzosa rosa (atual Neossolo Quartzarênico Órtico) e Latossolo Vermelho-Escuro (Latossolo Vermelho Distrófico psamítico) da área. Entretanto, a profundidade alcançada no mesmo período de tempo foi maior quando picloram foi simulado em Areia Quartzosa cinza, onde alcançou 5,18 m de profundidade. Neste trabalho também pode ser verificado que nas areias avaliadas foram registradas as maiores profundidades para esse mesmo

período, a saber, 4,3 m em Areia Quartzosa amarela, e 4,62 m em Areia Quartzosa rosa, sendo que os valores obtidos para Latossolo Roxo de 3,2 m e para Latossolo Vermelho-Escuro de 3,5 m.

Essa informação é importante para o monitoramento local da área de estudo, pois nela também se encontram lençóis com níveis de profundidade de 0 m a 5,0 m. Após essa rápida movimentação inicial, pode ser observado, também por simulação, que picloram sofreu uma desaceleração na movimentação, muito embora ele ainda tenha persistido até o final do período simulado. Para todos os solos a quantidade simulada de produto após o primeiro ano foi da ordem de 10^{-3} kg ha⁻¹. Ressalta-se que não foi encontrado resíduo nas medições laboratoriais com cromatografia realizadas pela Faculdade de Ciências Farmacêuticas da USP, Ribeirão Preto, também apresentadas em Cerdeira et al. (2002a). Ao final do segundo ano simulado, o produto novamente registrou maiores profundidades nas areias tendo sido a maior delas encontrada na simulação em Areia Quartzosa cinza (6,4 m). Aqui vale ressaltar que os valores encontrados para os Latossolos (4,4 m para Latossolo Vermelho-Escuro e 4,2 m para Latossolo Roxo) já se encontravam mais próximos ao observado para Areia Quartzosa amarela, a saber 5,2 m. A quantidade de produto simulada após o segundo ano foi da ordem de 10^{-4} kg ha⁻¹. Nessas simulações também foram apontados potenciais de risco para a água nas áreas onde predominam os lençóis subterrâneos de 0 m a 5 m. Já ao final do terceiro ano simulado, os resultados indicaram maiores profundidades em Areia Quartzosa cinza (8,2 m), Areia Quartzosa rosa (7,3 m) e Areia Quartzosa amarela (6,7 m), seguidas pelos Latossolos Vermelho-Escuros (5,7 m) e Roxo (5,3 m) que indicam potencial para atingir os lençóis da área de afloramento encontrados nos níveis de 0 m a 5 m e de 5 m a 10 m, muito embora a quantidade simulada de produto, ainda presente nessa profundidade (na ordem de 10^{-4} kg ha⁻¹), não seja significativa para influenciar na saúde. Desse modo, o trabalho de Cerdeira et al. (2002b) indicou que, devido à maior mobilidade inicial do produto, existe necessidade de monitoramento in loco do mesmo desde a sua aplicação, prioritariamente nos solos arenosos (onde os maiores registros simulados foram em Areia Quartzosa cinza), quando as quantidades dos produtos simuladas ainda são significativas durante o primeiro ano até o quarto ano de aplicação. Esse resultado também corroborou com as avaliações realizadas por Pessoa et al. (2001) que acompanhou o picloram utilizando modelos *screening*, como o índice de GUS (GUSTAFSON, 1989) e o método de GOSS (GOSS, 1992), onde foi

verificado que esse herbicida apresentou também potencial para provável lixiviação por ¹⁴C-GUS bem como potencial de transporte dissolvido em água pelo método de GOSS. Esses métodos são também muito utilizados pela Environmental Protection Agency (EPA) para priorizar e selecionar produtos a serem monitorados em campo.

Conclusões

Foram realizados vários trabalhos para a área da Microbacia do Córrego do Espriado, região de Ribeirão Preto, SP, abordando técnicas de simulação de sistemas pelo CMLS-94 e modelagem *screening* (índice de GUS, método de GOSS e critérios de Cohen utilizados pela EPA) que integradas, ou não, às técnicas de geoprocessamento e de avaliações analíticas laboratoriais de solo e água, possibilitaram a realização de trabalhos de análise da dinâmica dos principais herbicidas aplicados na área, com relação à sua provável movimentação no perfil vertical dos principais solos nela encontrados. Assim, foi possível avaliar a tendência potencial ao risco de contaminação da água subterrânea pela exposição da área aos herbicidas atrazina, simazina, ametrina, 2,4-D, diuron, tebutiuron, hexazinone e 2,4-D.

À medida que surgiram ou foram geradas novas informações, também foram realizados refinamentos nas avaliações.

Mapas georreferenciados também foram gerados a partir das informações disponibilizadas pelas simulações, subsidiando a identificação de áreas de maior tendência potencial ao risco de contaminação da água pela exposição aos herbicidas tebutiuron, atrazina e diuron utilizados em cana-de-açúcar, orientando assim pontos ou locais prioritários para as coletas de solo e de água.

O principal problema encontrado ao longo dos anos foi em relação à dificuldade em se obter informações das propriedades físico-químicas dos herbicidas estudados nos tipos de solos encontrados na área de estudo, nas suas condições climáticas e sob cultivo de cana-de-açúcar. Assim, vários trabalhos foram iniciados após os primeiros resultados obtidos por simulação e modelagem *screening*, também por pesquisadores ligados à área de análise de resíduos na tentativa de determinação dos principais parâmetros desses produtos para uso nos modelos e simuladores, ou seja, Koc e t_{1/2} em solo.

De forma geral, os herbicidas aplicados na área de recarga do Aquífero Guarani localizada na Microbacia do Córrego do Espriado e avaliados pela Embrapa Meio Ambiente, fazendo uso do CMLS-94, não apresentaram tendências de risco potencial de contaminação das águas subterrâneas locais em níveis prejudiciais ao consumo humano. Cabe ressaltar que essas análises, mesmo realizadas em estudos de pior caso (dosagens máximas e priorizando a descida do produto), não consideraram reaplicações sucessivas dos produtos por limitação, para esse fim, do simulador utilizado.

Devido à maior mobilidade inicial de picloram, verificada por simulação, existe necessidade de seu monitoramento in loco desde a sua aplicação até o final do primeiro ano nos solos arenosos (prioritariamente em Areia Quartzosa cinza).

Também foi identificada, por simulação, uma grande mobilidade de hexazinone, atrazina e simazina em Areia Quartzosa (que variou de 17 m a 30 m de profundidade), embora as quantidades finais obtidas não sejam comprometedoras à qualidade da água. O que preocupa, no entanto, é a grande mobilidade inicial para profundidades maiores, justificando avaliações maiores desses produtos em Areia Quartzosa. Cita-se também que, nos Latossolos avaliados, a maior mobilidade deu-se em Latossolo Vermelho-Escuro. Devem ser priorizados, entretanto, os produtos ainda em uso na área estudada.

Também deve ser dada atenção em novos trabalhos ao herbicida tebutiuron, que apresentou grande potencial de lixiviação pelos modelos *screening* utilizados e pelas simulações realizadas, em que ainda foram registradas quantidades significativas que devem ser investigadas com mais propriedade.

Os trabalhos de simulação realizados pela Embrapa Meio Ambiente e aqui citados foram viabilizados graças ao esforço da equipe multidisciplinar e dos parceiros externos que os integraram.

Recomendações finais

Os estudos de simulação de sistemas e de modelagem para fins do tipo de avaliação apresentada neste capítulo são muito dependentes de pesquisas básicas e, principalmente, da disponibilidade de informações em

literatura ou meios de fácil acesso a informações. A entrada de dados da maioria dos simuladores e modelos *screening* utilizados mundialmente requerem acesso mais amplo aos valores dos parâmetros físico-químicos dos princípios ativos dos agrotóxicos aplicados nos solos, além de informações mais detalhadas das áreas de estudo para a melhor representação dos processos associados à dinâmica desses produtos no ambiente. Várias iniciativas brasileiras indicam a existência de um aumento gradativo na disponibilidade dessas informações, mas que ainda carecem de ferramentas que as tornem acessíveis de forma mais rápida e atualizada, a exemplo das bases de dados internacionais.

Referências

- BARRIUSO, E.; FELLER, C. H.; CALVET, R.; CERRI, C. Sorption of atrazine, terbutryn and 2,4-D herbicides in two Brazilian Oxisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 53, n. 1-2, p.155-167, 1992.
- BONATO, P. S.; LANCHOTE, V. L.; GOMES, M. A. F.; DREOSSI, S. A. C.; CARVALHO, D. de; CERDEIRA, A.L. High performance liquid chromatographic screening and gas chromatography-mas spectrometry confirmation of tebuthiuron residues in drinking water. **Journal of High Resolution Chromatography**, Weinheim, v. 22, n. 4, p. 239-241, 1999.
- CERDEIRA, A. L.; SANTOS, N. A. G. dos; PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; LANCHOTE, V. L. Herbicide leaching on a recharge área of the Guarany aquifer in Brazil. **Journal of Environmental Science and Health, Part B, Pesticides, food contaminants, and agricultural wastes**, New York, v. 40, p. 159-165, 2005a.
- CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D. de; BOLONHEZI, D.; QUEIROZ, S. C. N. de; FERRACINI, V. L.; LIGO, M. A. V.; PESSOA, M. C. P.Y.; SMITH JUNIOR., S. Effects of sugar cane mechanical harvesting followed by no-tillage crop systems on leaching of triazine herbicides in Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 75, n. 4, p. 805-812, 2005b.
- CERDEIRA, A. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; SANTOS, N. A. G.; LANCHOTE, V. L. Lixiviação de atrazina em solo em área de recarga do aquífero Guarani. **Revista Brasileira de Herbicidas**, Brasília, DF, v. 2, p. 92-101, 2005c.
- CERDEIRA, A. L.; SANTOS, N. A. G.; PESSOA, M. C.; SMITH JUNIOR., S.; LANCHOTE, V. L. Presence of atrazine in water in a recharge área of Guarany aquifer in Brasil. In: MISSISSIPPI WATER RESOURCES RESEARCH CONFERENCE, 34., 2004, Raymond. **Proceedings...** Baton Rouge: USDA-ARS, 2004a. 2 p.

CERDEIRA, A. L.; SANTOS, N. A. G.; UETA, J.; SHUHAMA, I. K.; PESSOA, M. C. P. Y.; SMITH JUNIOR, S.; LANCHOTE, V. L. Atrazine in water and biodegradation in a recharge área of Guarany Aquifer in Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 73, n. 1, p. 117-124, 2004b.

CERDEIRA, A.; PESSOA, C., ROCHA, A.; COSTA, F.; SHUHAMA, I.; LANCHOTE, V. L.; UETA, J. Soil type and 2-4D leaching on a sugarcane waterched in Brazil. In. MISSISSIPI WATER RESOURCES CONFERENCE, 32., 2002a, Raymond. **Proceedings...** Raymond, 2002a. Baton Rouge: USDA-ARS, 10 p.. (Manuscript number 25)

CERDEIRA, A. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; BONATO, P. S.; QUEIROZ, R. H. C.; LANCHOTE, V. L. Resíduos e lixiviação do herbicida picloram em água, em área de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Herbicidas**, Brasília, DF, v. 3, n. 1, p. 75-81, 2002b.

CERDEIRA, A. L.; GOMES, M. A. F.; PESSOA, M. C. P. Y.; BONATO, P. S.; LANCHOTE, V. L. Tebuthiuron in soil and groundwater in sugarcane area in Brazil. **Bollettino dei Chimici Igiesnisti**, Torino, v. 51, n. 4, p. 51-57, 2000.

CERDEIRA, A. L.; LANCHOTE, V. L.; QUEIROZ, R. C.; GOMES, M. A. F.; UETA, J. Resíduos de herbicidas em amostras de solo e água de área de cana-de-açúcar no Brasil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE AGRICULTURE IN TROPICAL AND SUBTROPICAL HIGHLANDS WITH ESPECIAL REFERENCE TO LATIN AMERICA, 1998, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1998a. 1 CD-ROM.

CERDEIRA, A. L.; LANCHOTE, V. L.; QUEIROZ, R. H. C.; GOMES, M. A. F.; UETA, J. Herbicide residues in soil and water from sugar cane area in Brazil. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 16., Montpellier, 1998. **Proceedings...** Montpellier: ISSS: AISS: SICS: AFES: INRA, 1998b. 7 p. 1 CD-ROM.

CHENG, H. H. (Ed). **Pesticides in the soil environment**: processes, impact and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. 230 p.

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**, London, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, 1995.

EASTEMAN, J. R. **IDRISI**: user guide, version 4.1. Worcester: Clark University, 1995. 128 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. **Impacto ambiental e aplicações sócio-econômicas da agricultura intensiva em água subterrânea**: relatório final de atividades. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1998. 36 p. Projeto Ribeirão Preto - SEP11.0.94.221, relatório final 1998.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-CNPQ, 1999. 412 p.

GOMES, M. A. F. Potencial de contaminação das águas subterrâneas pelo herbicida Tebuthiuron: estudo de caso na microbacia do Córrego espraiado, Ribeirão Preto-SP. In: SEMINÁRIO AQUÍFERO GUARANI, 2003, Ribeirão Preto. **Memória...** Ribeirão Preto: Faculdades COC, 2003. p. 98-102.

GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B. Mapeamento expedito dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água para os solos da microbacia do Córrego Espraído em Ribeirão Preto-SP. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Campinas: SBCS: ESALQ, 1996a. 4p. 1 CD-ROM.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B.; NEVES, M. C. Método de classificação preliminar dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água do solo: subsídio à avaliação do risco de contaminação por agroquímicos. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Campinas: SBCS: ESALQ, 1996b. 4 p. 1 CD-ROM.

GOMES, M. A. F.; QUEIROZ, S. C. do N.; FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; PEREIRA, A. S.; FILIZOLA, H. F.; SOUZA, M. D. de. Ocorrência dos herbicidas Tebutiuron e Hexazinone e implicações na qualidade da água subterrânea: estudo de caso na microbacia do córrego Espraído, Ribeirão Preto-SP In: CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DEPAULÍNIA E REGIÃO METROPOLITANA DE CAMPINAS, 1., 2004, Paulínia. **Anais...** Paulínia: Prefeitura Municipal: Região Metropolitana de Campinas, 2004. p.150-151.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 169-179, 2002.

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

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 8, n. 4, p. 339-357, 1989.

IPT. Caracterização do potencial de contaminação das águas subterrâneas por agroquímicos. São Paulo: IPT, 1994. 15 p. (Relatório n. 32605).

LANCHOTE, V. L.; BONATO, P. S.; CERDEIRA, A. L.; SANTOS, N. A. G.; CARVALHO, D. de; GOMES, M. A. F. HPLC screening and GC-MS confirmation of triazine herbicides residues in drinking water from sugar cane area in Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 118, n. 3-4, p. 329- 337, 2000.

LUCHINI, L. C.; WIENDL, F. M.; RUEGG, E. F. Comportamento sortivo de herbicidas em solos. In: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, 2., 1989, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: CENA: USP, 1989. p. 339-347.

LUCHINI, L. C. Adsorptive behaviour of herbicides in Brazilian soils. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 64, n. 1, p. 43-49, 1997.

MELLO FILHO, A. T. de; ROCHA, C. L.; SILVA, S. A. da; HONDA, T. Estudo de lixiviação e degradação de Tebutiuron em solos dos estados de São Paulo e Alagoas. **Stab: Açúcar Álcool e Subprodutos**, Piracicaba, v. 2, n. 3, p. 47-51, 1985.

MIKLÓS, A. A. W.; GOMES, M. A. F. **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia hidrográfica do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto-SP**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1996. 48 p. (Relatório técnico).

MONTEIRO, R. T. S. **Meia vida de degradação de atrazina em solos brasileiros** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <young@cnpmma.embrapa.br> em 25 set. 1998.

MUSUMECI, M. R.; NAKAGAWA, L. E.; LUCHINI, L. C.; MATALLO, M. B.; ANDREA, M. M. de. Degradação do Diuron-14C em solo e em plantas de cana-de-açúcar (*Saccharum spp*). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 30, n. 6, p.775-778, 1995.

NOFZIGER, D. L.; HORNSBY, A. G. **CMLS-94: chemical movement in layered soils**. Oklahoma: University of Florida, 1994. 76 p.

PARANHOS, S. B. **Cana-de-açúcar: cultivo e utilização**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. 856 p.

PESSOA, M. C. P. Y.; FERRACINI, V. L.; CHAIM, A.; SCRAMIN, S. Programa computacional de apoio a avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxicos: AGROSCORE. In: CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DEPAULÍNIA E REGIÃO METROPOLITANA DE CAMPINAS, 1., 2004, Paulínia. **Anais...** Paulínia: Prefeitura Municipal. Região Metropolitana de Campinas, 2004a. p. 196-197.

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, 2004b. 24 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 26).

PESSOA, M. C. P. Y., GOMES, M. A. F. Visão holística do impacto da cultura de cana-de-açúcar na Microbacia do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto, SP: uma abordagem preliminar. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Resumos...** Águas de Lindóia: Sociedade Brasileira de ciência do Solo, 1996. 1 CD-ROM.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C., CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D. de Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas Atrazina, Diuron e Tebutiuron **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 111-122, 2003.

PESSOA, M. C. P. Y., SCRAMIN, S., FERRACINI, V. L., CHAIM, A., SILVA, A. de S.; CERDEIRA, A. L.; GOMES, M. A. F.; GUSSAKOV, K. C. **Impacto ambiental do uso de agrotóxicos na**

qualidade das águas das bacias hidrográficas brasileiras: estado da arte. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 222 p.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. de; CERDEIRA, A. L.; NEVES, M. C.; NICOLELLA, G. **Estudos de simulação da movimentação vertical de herbicidas em solos com cana-de-açúcar na microbacia do córrego Espreado, Ribeirão Preto-SP.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 44 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa, 1).

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. de; NICOLELLA, G.; CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação do movimento de herbicidas utilizados no monocultivo de cana-de-açúcar em Areia Quartzosa da área de recarga do Aquífero Guarani (antigo Botucatu) em Ribeirão Preto, SP. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 3, n. 2, p. 11-19, 1998.

PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI JÚNIOR, A.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M. A. de. **Principais modelos e simuladores usados em análise de impacto ambiental da agricultura** Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1997a. 87 p. (Embrapa-CNPMA Documentos, 8).

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NICOLELLA, G.; SOUZA, M. D. de; CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação do movimento vertical dos herbicidas hexazinone, diuron, atrazina, ametrina e simazina aplicados na cultura de cana-de-açúcar em solos da Microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto-SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997b. p. 479.

QUEIROZ, R. H. C.; LANCHOTE, V. L.; BONATO, P. S.; TOZZATO, E.; CARVALHO, D.; GOMES, M. A. F.; CERDEIRA, A. L. Determination of ametryn herbicide by bioassay and gas chromatography-mass spectrometry in analysis of residues in drinking water. **Bolletino Chimico Farmaceutico**, Milano, v. 138, n. 5, p. 251-254, 1999.

RQCHA, G.A. **Mega reservatório de água subterrânea do Cone Sul:** bases para uma política de desenvolvimento e gestão. Curitiba: UFPR/IDRC, 1996. 25p

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto Geológico: CETESB, 1997. 176 p. (Série Documentos).

SOUZA, M. D. de; BOEIRA, R. C.; GOMES, M. A. F.; FERRACINI, V. L.; MAIA, A. H. N. Adsorção e lixiviação de tebutiuron em três tipos de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 25, p. 1053-1061, 2001.

UETA, J.; PEREIRA, N. L.; SHUHAMA, I. K.; CERDEIRA, A. L. Biodegradação de herbicidas e biorremediação: microrganismos degradadores de atrazina provenientes de solos da região do aquífero Guarani. **Revista Plantio Direto**, Passo Fundo, v. 24, p. 25-30, 2001

VAZ, C. M. P.; MACHADO, S. A. S.; MAZO, L. H.; AVACA, L. A.; CRESTANA, S. Adsorção do herbicida atrazina em diferentes solos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., 1995. **Resumos...** Florianópolis: SBCS, 1995. p. 356-357

Capítulo 12

Modelos *screening* e simulação de sistemas aplicados à avaliação de risco de contaminação da água por agrotóxicos em áreas de cultivo de soja, milho e arroz

Estudo de caso nas nascentes do Rio Araguaia, região de Mineiros, GO, e na Microbacia do Arroio Jacaguá, região de Alegrete, RS

Maria Conceição Peres Young Pessoa

Marco Antonio Ferreira Gomes

Heloisa Ferreira Filizola

Sônia Cláudia do Nascimento de Queiroz

Vera Lúcia Ferracini

Isabel Cristina Sales Fontes Jardim

Introdução

A preocupação com o risco de contaminações indesejáveis dos recursos naturais brasileiros em áreas agrícolas vem se tornando alvo crescente de investigações que fundamentam cada vez mais a proposição de Boas Práticas Agrícolas voltadas para a qualidade ambiental dos sistemas produtivos (PESSOA et al., 2006). Nesse contexto, risco deve ser entendido como a “probabilidade de que uma situação física com potencial de causar danos (perigo) possa acontecer, em qualquer nível, em decorrência da exposição, durante um determinado espaço de tempo, a essa situação” (PESSOA; SRAMIN, 2004). Essas mesmas autoras ressaltam ainda que, “para descrever o processo de avaliação de risco, a Academia Nacional de Ciência dos Estados Unidos (NAS) identificou quatro passos distintos a serem considerados (NEELY, 1994):

- Identificação de perigo: avalia o tipo de consequência causada pelo risco de exposição ao agente.
- Estabelecimento de relações entre a quantidade representativa da presença do agente (concentração ou dose) e a incidência de efeito adverso.
- Avaliação de exposição ao perigo: estuda a frequência e incidência de exposição ao perigo, na presença do agente, em quantidades causadoras de efeitos adversos.
- Caracterização do Risco: estima a incidência de efeitos sob diferentes condições de avaliação de exposição.”

As áreas de recarga do Aquífero Guarani localizadas no Brasil e seus recursos naturais, principalmente águas superficiais e subterrâneas, vêm sendo expostas às aplicações de agrotóxicos utilizados nas diversas culturas.

Na área de afloramento do aquífero localizada no Município de Mineiros, GO, próxima à voçoroca Chitolina, nascentes do Rio Araguaia, predominam os cultivos de soja, milho e milho safrinha, expondo essa área de recarga às aplicações intensivas de agrotóxicos. As características pedomorfoagroclicmáticas da área conferem a ela um cenário de vulnerabilidade natural que, quando associado à exposição aos agrotóxicos utilizados, demanda uma avaliação local da tendência potencial de risco de contaminação, tanto para as águas superficiais quanto subterrâneas. Essa tendência, associada às demais informações locais, contribui para a avaliação do risco de contaminação das águas pelos produtos aplicados.

Os produtos aplicados na região de Mineiros, GO, foram avaliados por modelos *screening* e por simulação de sistemas (PESSOA et al., 1997). A avaliação por modelos *screening* foi resultante do trabalho de Pessoa et al. (2004a) que, utilizada para classificar de forma expedita os produtos de maior potencial de lixiviação, permitiu uma análise preliminar do potencial de transporte dos produtos aplicados. Nesse contexto, Pessoa et al. (2004a) utilizaram modelos matemáticos *screening* já consagrados mundialmente: Índice de GUS (GUSTAFSON, 1989), Método de GOSS (GOSS, 1992) e Critérios de Cohen et al. (1995), adotados pela Environmental Protection Agency (EPA).

A movimentação vertical dos principais produtos químicos, aplicados nas culturas de soja, milho e milheto, foi avaliada por meio de simulação de sistemas, conforme Pessoa et al. (2005), utilizando o simulador CMLS-94 (HORNSBY; NOFZIEGER, 1994), uma vez que os dados necessários para execução dessa avaliação na área tornaram-se disponíveis também pelas atividades dos projetos da Embrapa Meio Ambiente.

Outra área de afloramento do Guarani igualmente importante para investigação é a localizada na região de Alegrete, RS. Nessa área, registra-se intensa atividade agrícola, predominando a lavoura de arroz irrigado por inundação (tabuleiros inundados), seguida da atividade pecuária com a criação de bovinos e ovinos.

Os produtos aplicados na região de Alegrete, RS, também foram avaliados pelos modelos *screening*, já citados, por Pessoa et al. (2004b), entretanto as avaliações por simulação ainda não foram realizadas por problemas nas coletas dos dados necessários para realizá-las.

Este capítulo visa apresentar as principais considerações sobre os resultados obtidos nesses trabalhos realizados nas áreas de afloramento de Mineiros, GO, e de Alegrete, RS.

Material e métodos

Modelos matemáticos tipo *screening*

O programa Agroscre (Pessoa et al., 2005), desenvolvido em projeto da Embrapa Meio Ambiente, foi utilizado para a avaliação simultânea dos modelos *screening* nas áreas de Mineiros, GO, e de Alegrete, RS, realizada por Pessoa et al. (2004a, b). O programa avalia os métodos de GOSS (GOSS,

1992), Índice de GUS (GUSTAFSON, 1989) e o método de Cohen et al. (1995), utilizado regularmente pelo EPA.

Os parâmetros necessários para a avaliação dos princípios ativos utilizados na região de Alegrete, RS, pelo programa Agroscre, realizada por Pessoa et al. (2004b), foram obtidos em bases de dados de agrotóxicos disponibilizadas em literatura científica nacional e internacional e bases na internet. Neste trabalho, oito produtos foram elencados como de maior uso na região, a saber, byspiribac-sodium, carbofuran, clomazone, fipronil, glyphosate, molinate e quinclorac para a avaliação pretendida que também considerou a pluviosidade local de 1.190 mm/ano e as presenças de solo poroso e de aquífero confinado.

Para Mineiros, GO, as informações necessárias para a avaliação dos princípios ativos chlorimuron-ethyl, lactofen, haloxifop-methyl, isoxaflutole, nicosulfuron, foramsulfuron e iodosulfuron pelo Agroscre, realizada por Pessoa et al. (2004a), foram obtidas em bases de dados de agrotóxicos disponibilizadas na literatura científica nacional e internacional e na internet. O trabalho considerou a pluviosidade local de 1.863 mm/ano e as presenças de solo poroso e de porção do aquífero não confinada.

Simulação CMLS-94 aplicada a Mineiros, GO

As avaliações da movimentação dos agrotóxicos aplicados em milho, milho safrinha e soja em Mineiros, Goiás, utilizando o simulador CMLS-94 – Chemical Movement in Layered Soil, versão 95.09.18 –, foram realizadas por Pessoa et al. (2005).

Os produtos foram avaliados isoladamente, em cenários específicos para cada tipo de solo, a saber, Latossolo Vermelho Distroférico típico (V01) e Neossolo Quartzarênico Órtico típico (V07), conforme detalhadamente apresentados em Pessoa et al. (2005).

Os dados climáticos foram fornecidos pela Estação Climática dos Monges Beneditinos de Mineiros, GO, e inseridos no formato exigido pelo CMLS-94 para avaliações por simulação para um período de três anos consecutivos.

As informações sobre o coeficiente cultural (Kc) de milho/milho safrinha utilizadas foram as disponibilizadas na base do CMLS-94. Para soja, optou-se pela utilização de valores de Kc dessa cultura para ambiente tropical disponibilizados pela FAO.

Foram utilizadas as seguintes datas de plantio das culturas, representativas da situação local da área de estudo: soja – plantio em 30/11; milho – plantio em 30/11; e milho safrinha – plantio em 15/2.

Foram avaliados os principais princípios ativos dos produtos utilizados nas respectivas culturas, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Produtos aplicados nas culturas de milho, soja e milho safrinha de Mineiros, GO.

Código produto/ Princípio ativo (dosagem)	Culturas	Tipo	Classe toxicológica
Prod1/dimethylaminesalt (2,5 L ha ⁻¹)	Milho, soja, milho safrinha	Herbicida	I
Prod2/atrazina (2,5 kg ha ⁻¹)	Milho, milho safrinha	Herbicida	III
Prod3/atrazina (2,5 L ha ⁻¹)	Milho, milho safrinha	Herbicida	III
Prod11/atrazina (500 g L ⁻¹)	Milho, milho safrinha	Herbicida	III
Prod4/deltamethrin (2,0 L ha ⁻¹)	Milho, milho safrinha, soja	Inseticida	III
Prod5/deltamethrin (0,30 L ha ⁻¹)	Milho, milho safrinha, soja	Inseticida	II
Prod6/deltamethrin (0,15 L ha ⁻¹)	Milho, milho safrinha	Inseticida	IV
Prod7/monocrotophos (1,5 L ha ⁻¹)	Soja	Inseticida/acaricida	I
Prod8/benomyl (0,5 L ha ⁻¹)	Soja	Fungicida	III
Prod9/captan (0,25 L ha ⁻¹)	Milho, milho safrinha	Fungicida (sementes)	III
Prod12/chlorimuron-ethyl (40 g ha ⁻¹)	Soja	Herbicida	III
Prod13/lactofen (0,3 L ha ⁻¹)	Soja	Herbicida	I
Prod14/fomesafen (1,0 L ha ⁻¹)	Soja	Herbicida	I
Prod15/fomesafen (1,0 L ha ⁻¹)	Soja	Herbicida	II
Prod16/fluazifop-p-buthyl (não informada)	Soja	Herbicida	II
Prod17/glyphosate (3,0 L ha ⁻¹)	Soja	Herbicida	IV
Prod18/endsulfan (350 g L ⁻¹)	Soja	Inseticida	II
Prod19/endsulfan (250 g L ⁻¹)	Soja	Inseticida	III
Prod20/haloxifop (0,5 L ha ⁻¹)	Soja	Herbicida	II
Prod21/lambda-cyhalothrin (não informada)	Milho, milho safrinha, soja	Inseticida	II
Prod22/sulfosate (não informada)	Milho, milho safrinha, soja	Herbicida	IV

Fonte: Pessoa et al. (2005).

A aplicação dos produtos deu-se nas seguintes datas:

- Herbicidas pré-emergentes em soja e milho: 15 de novembro.
- Herbicidas pré-emergentes em milho safrinha: 1 de fevereiro.
- Inseticidas e fungicidas em soja e milho: 30 de dezembro.
- Inseticida e fungicida em milho safrinha: 15 de março.

Os valores de K_{oc} e de $t_{1/2}$ utilizados nas simulações dos princípios ativos são os apresentados na Tabela 2.

Foram simulados todos os produtos com informações de dosagens disponíveis de forma separadamente para soja, milho safrinha e milho.

As simulações foram realizadas para um período de três anos consecutivos, para todos os cenários de aplicação dos produtos nas três culturas nos solos V01 e V07, em estudo de pior caso. O simulador não avalia reaplicações consecutivas do produto aplicado.

Também foi realizado por Pessoa et al. (2005) um estudo comparativo de um mesmo cenário de milheto, para o período de simulação de um ano, realizado em anos com registros de pluviosidade muito acima do padrão local, de pluviosidade muito abaixo do padrão local e de ano representativo da média de pluviosidade local.

Tabela 2. K_{oc} e $t_{1/2}$ solo utilizados nas simulações.

Princípio ativo	K_{oc}	$t_{1/2}$ solo
2,4D dimethylamine salt	20	10
Atrazine	100	60
Captan	200	2
Deltamethrin	4,6	22
Lambda-cyhalothrin	180.000	30
Sulfosate	não encontrado	não encontrado
Monocrotophos	1	30
Benomyl – valor médio Koc literatura	1.900	240
Benomyl – valor Koc muito utilizado na literatura	1.900	67
Chlorimuron-ethyl – valor médio Koc literatura	110	40
Chlorimuron-ethyl – valor Koc muito utilizado na literatura	110	25
Lactofen	10.000	3
Fomesafen	60	100
Fluazifop-p-buthyl – valor médio Koc literatura	5.700	15
Fluazifop-p-buthyl – valor Koc muito utilizado na literatura	5.700	6
Glyphosate	240.000	47
Endosulfan	12.400	50
Haloxifop – valor médio Koc literatura	10.000	1
Haloxifop – valor Koc muito utilizado na literatura	10.000	55

Fonte: Pessoa et al (2005)

Resultados

Os resultados obtidos por Pessoa et al. (2004b) por modelagem *screening* para Alegrete, RS, indicaram que:

- a) Glyphosate – Não apresenta potencial para lixiviação por GUS e EPA, mas apresenta, por GOSS, alto potencial de transporte em sedimento e em água, quando $t_{1/2_solo} \geq 47$ dias e $t_{1/2_água} \geq 12$ dias.
- b) Molinate – No geral apresentou tendência em faixa de transição, porém com valores de GUS muito próximos da faixa limite para lixiviação (quando $t_{1/2_solo} \geq 41$ dias e $t_{1/2_água} \geq 1.560$ dias). Se investigado, deve ser priorizado o transporte do p.a. dissolvido em água.
- c) Clomazone – No geral fica em faixa de transição para GUS, com alguns valores próximos do limite de lixiviação, e médio potencial por GOSS para transporte dissolvido em água. Apresentou potencial de lixiviação quando o valor de $t_{1/2}$ no solo utilizado encontrava-se no seu limite superior em condições de campo. Nesse caso, GOSS sinalizou alto potencial para transporte dissolvido em água e médio potencial associado a sedimento.
- d) Carbofuran – Potencial de lixiviação. Foram registrados valores altos para GUS, embora não tenham sido identificadas tendências pelo método usado pelo EPA. Por GOSS, houve indicativos de alto potencial de transporte dissolvido em água, e médio associado a sedimento.
- e) Fipronil – Não apresenta potencial de lixiviação por GUS e pelo método EPA. GOSS indica médio potencial para transporte dissolvido em água e baixo potencial associado a sedimento.
- f) Quinclorac – Potencial de lixiviação. Foram identificadas tendências de lixiviação por GUS e transporte médio dissolvido em água por GOSS, em areia. Pelo método EPA não pode ser avaliado, pois faltou informação da constante de Henry, não encontrada nas bases de dados disponíveis.
- g) Propanil – Não apresentou potencial de lixiviação. Foi constatado médio potencial para transporte dissolvido em água por GOSS.
- h) Byspiribac-sodium – Não pode ser avaliado por não terem sido encontradas as informações necessárias para avaliar o produto.

Em função dos resultados obtidos, constatou-se que deve ser dada alta prioridade para monitoramento de carbofuran, quinclorac e clomazone;

média para molinate, e baixa para propanil, fipronil e glyphosate. Byspiribac-sodium não pode ser avaliado.

A mesma avaliação realizada para a região de Mineiros, GO, por Pessoa et al. (2004a) indicaram que:

- a) Chlorimuron-ethyl – Potencial de lixiviação por GUS quando $t_{1/2_solo} \geq 40$ dias. Não pode ser avaliado por GOSS nem pelo método EPA dada a ausência de valores para $t_{1/2_água}$ na literatura.
- b) Lactofen – Não apresenta potencial de lixiviação pelo método EPA nem por GUS, entretanto apresentou potencial médio de transporte associado a sedimento quando $t_{1/2_solo} \geq 3$ dias e $t_{1/2_água} \geq 5$ dias.
- c) Haloxifop-methyl – Não apresentou potencial de lixiviação pelos critérios EPA e nem por GUS, embora tenha apresentado alto potencial de transporte dissolvido em água e associado a sedimento por GOSS. Este último reforça indicativo de tendência de contaminação de águas superficiais.
- d) Isoxaflutole – Apresentou potencial de lixiviação por GUS, médio potencial associado a sedimento e alto potencial dissolvido em água por GOSS. Não apresentou tendência de lixiviação pelo critério da EPA. Os resultados reforçam indicativos de tendências de lixiviação para água subterrânea e de contaminação de águas superficiais.
- e) Nicosulfuron – Apresentou potencial de lixiviação por GUS e médio potencial de transporte dissolvido em água. Não apresentou tendências de lixiviação pelo critério da EPA.
- f) Foramsulfuron – Apresentou tendências de lixiviação por GUS e alto potencial de transporte dissolvido em água. Não apresentou potencial para lixiviação pelo critério da EPA.
- g) Iodosulfuron – Permaneceu na faixa de transição para lixiviação segundo GUS e apresentou médio potencial de transporte dissolvido em água. Não foram evidenciadas tendências de lixiviação pelo critério da EPA.

Assim, as prioridades para monitoramento foram apresentadas: ALTA – isoxaflutole, foramsulfuron, nicosulfuron e chlorimuron-ethyl; MÉDIA – iodosulfuron, haloxifop-methyl (potencial água superficial); BAIXA – lactofen.

Os resultados obtidos por Pessoa et al. (2005) para as simulações realizadas em Mineiros, GO, são apresentados na Tabela 3 e na Tabela 4.

Tabela 3. Valores obtidos ao final de cada ano simulado para os produtos aplicados nas culturas, considerando o solo do tipo Latossolo Vermelho Distroférico típico (V01).

Princípio ativo (dosagem)	Milho		Soja		Milho safrinha	
	Prof. (m)	Qtd.	Prof.	Qtd.	Prof.	Qtd.
2,4D dimethylamine (2,5 L ha ⁻¹)						
1 ano	1,06	1,0X10 ⁻¹	0,92	1,1X10 ⁻¹	2,76	4,3 X10 ⁻⁹
2 ano	4,01	5,210 ⁻¹²	3,95	5,2X10 ⁻¹²	5,86	2,2X10 ⁻¹⁸
3 ano	5,86	1,1X10 ⁻²³	5,74	1,1X10 ⁻²³	8,20	0,0
Atrazina (2,5 kg ha ⁻¹)						
1 ano	0,35	1,5			2,61	8,7X10 ⁻²
2 ano	1,47	2,8X10 ⁻²			5,72	1,7X10 ⁻³
3 ano	2,13	3,4X10 ⁻⁴			8,26	1,9X10 ⁻⁵
Atrazina (500 g L ⁻¹)						
1 ano	0,35	290			1,11	17
2 ano	1,47	5,7			2,27	3,3X10 ⁻¹
3 ano	2,16	6,5X10 ⁻²			3,24	3,8X10 ⁻³
Deltamethrin (2,0 L ha ⁻¹)						
1 ano	0,24	1,9	0,24	1,9	3,92	2,1X10 ⁻⁴
2 ano	4,59	4,1X10 ⁻⁵	4,72	4,1X10 ⁻⁵	8,43	4,4X10 ⁻⁹
3 ano	7,29	2,0X10 ⁻¹⁰	7,33	2,0X10 ⁻¹⁰	12,28	2,1X10 ⁻¹⁴
Deltamethrin (0,30 L ha ⁻¹)						
1 ano	0,24	2,9X10 ⁻¹	0,24	2,9X10 ⁻¹	3,92	3,1X10 ⁻⁵
2 ano	4,59	6,1X10 ⁻⁶	4,72	6,1X10 ⁻⁶	8,43	6,5X10 ⁻¹⁰
3 ano	7,29	3,0X10 ⁻¹¹	7,33	3,0X10 ⁻¹¹	12,28	3,2X10 ⁻¹⁵
Deltamethrin (0,15 L ha ⁻¹)						
1 ano	0,24	1,9X10 ⁻¹			3,92	2,0X10 ⁻⁵
2 ano	4,59	4,1X10 ⁻⁶			8,43	4,4X10 ⁻¹⁰
3 ano	7,29	2,0X10 ⁻¹¹			12,28	2,1X10 ⁻¹⁵
Monocrotophos (1,5 L ha ⁻¹)						
1 ano			1,58	5,7X10 ⁻¹		
2 ano			6,61	1,9X10 ⁻⁴		
3 ano			9,58	2,5X10 ⁻⁶		
Benomyl (0,5 kg ha ⁻¹) – Koc média literatura						
1 ano			0,001	5,0X10 ⁻¹		
2 ano			0,052	1,9X10 ⁻¹		
3 ano			0,082	7,1X10 ⁻²		
Benomyl (0,5 kg ha ⁻¹) – outro valor muito usado na literatura para Koc						
1 ano			0,001	5,0X10 ⁻¹		
2 ano			0,052	1,4X10 ⁻¹		
3 ano			0,082	4,7X10 ⁻⁴		

Continua

Tabela 3. Continuação.

Princípio ativo (dosagem)	Milho		Soja		Milho safrinha	
	Prof. (m)	Qtd.	Prof.	Qtd.	Prof.	Qtd.
Chlorimuron-ethyl (40 g ha ⁻¹) – valor médio literatura						
1 ano			0,29	18		
2 ano			1,39	4,8X10 ⁻²		
3 ano			2,00	6,3X10 ⁻⁵		
Chlorimuron-ethyl (40 g ha ⁻¹) – outro valor muito usado na literatura para Koc						
1 ano			0,29	11		
2 ano			1,39	8,5X10 ⁻⁴		
3 ano			2,00	2,1X10 ⁻⁸		
Lactofen (0,3 L ha ⁻¹)						
1 ano			0	3,0X10 ⁻¹		
2 ano			0	3,0X10 ⁻¹		
3 ano			0,010	0		
Fomesafen (1,0 L ha ⁻¹)						
1 ano			0,51	7,3X10 ⁻¹		
2 ano			2,16	6,8X10 ⁻²		
3 ano			3,13	4,6X10 ⁻³		
Glyfosate (3,0 L ha ⁻¹)						
1 ano			0	2,8		
2 ano			-	-		
3 ano			-	-		
Endósulfan (350 g L ⁻¹)						
1 ano			0	350		
2 ano			0	350		
3 ano			0,010	8,7X10 ⁻²		
Endosulfan (250 g L ⁻¹)						
1 ano			0	250		
2 ano			0	250		
3 ano			0,010	6,2X10 ⁻¹		
Haloxifop (0,5 L ha ⁻¹) – Koc médio literatura						
1 ano			0	3,1X10 ⁻²		
2 ano			0,010	0		
3 ano			0,020	0		
Haloxifop (0,5 L ha ⁻¹) – outro valor muito usado na literatura para Koc						
1 ano			0	3,1X10 ⁻²		
2 ano			0,010	0		
3 ano			0,020	0		

Obs. produtos não aplicados na cultura são assinalados no quadro de forma hachureada cinza; possíveis problemas com resultados obtidos pelo programa são apresentados em vermelho; alguns produtos apresentam o mesmo princípio ativo aplicado na mesma dosagem, diferenciando-se algumas vezes na classe toxicológica, e, por esse motivo, as simulações não foram repetidas.

Fonte: Pessoa et al (2005).

Tabela 4. Valores obtidos ao final de cada ano simulado para os produtos aplicados nas culturas considerando o solo do tipo Neossolo Quartzarênico Órtico típico (V07).

Princípio ativo (dosagem)	Milho		Soja		Milho safrinha		
	Prof. (m)	Qtd.	Prof.	Qtd.	Prof.	Qtd.	
2,4D dimeth.salt (2,5 L ha ⁻¹)	1 ano	2,45	1,0X10 ⁻¹	1,94	1,1X10 ⁻¹	5,76	4,3 X10 ⁻⁹
	2 ano	9,06	3,0X10 ⁻¹²	8,67	5,2X10 ⁻¹²	13,04	2,2X10 ⁻¹⁹
	3 ano	13,4	1,1X10 ⁻²³	13,20	1,1X10 ⁻²³	18,30	0,0
Atrazina (2,5 kg ha ⁻¹)	1 ano	0,90	1,5			2,61	8,7X10 ⁻²
	2 ano	3,82	2,8X10 ⁻²			5,72	1,7X10 ⁻³
	3 ano	5,68	3,4X10 ⁻⁴			8,26	1,9X10 ⁻⁶
Atrazina (500 g L ⁻¹)	1 ano	0,90	290			2,61	17
	2 ano	3,82	5,7			5,72	3,3X10 ⁻¹
	3 ano	5,68	6,5X10 ⁻²			8,26	3,8X10 ⁻³
Deltamethrin (2,0 L ha ⁻¹)	1 ano	0,46	1,9	0,45	1,9	7,56	2,1X10 ⁻⁴
	2 ano	9,55	3,1X10 ⁻⁵	9,44	4,1X10 ⁻⁵	17,26	3,4X10 ⁻⁹
	3 ano	15,34	2,0X10 ⁻¹⁰	15,48	2,0X10 ⁻¹⁰	25,15	2,1X10 ⁻¹⁴
Deltamethrin (0,30 L h ⁻¹)	1 ano	0,46	2,9X10 ⁻¹	0,45	2,9X10 ⁻¹	7,56	3,1X10 ⁻⁵
	2 ano	9,55	4,7X10 ⁻⁶	9,44	6,1X10 ⁻⁶	17,26	5,1X10 ⁻¹⁰
	3 ano	15,34	3,0X10 ⁻¹¹	15,48	3,0X10 ⁻¹¹	25,15	3,2X10 ⁻¹⁵
Deltamethrin (0,15 L ha ⁻¹)	1 ano	0,46	1,0X10 ⁻¹			7,56	2,0X10 ⁻⁵
	2 ano	9,55	3,1X10 ⁻⁶			17,26	3,4X10 ⁻¹⁰
	3 ano	15,34	2,0X10 ⁻¹¹			25,15	2,1X10 ⁻¹⁵
Monocrotophos	1 ano			2,90	5,2X10 ⁻¹		
	2 ano			12,76	1,9X10 ⁻⁴		
	3 ano			19,39	2,5X10 ⁻⁸		
Benomyl	1 ano			0,002	5,0X10 ⁻¹		
	2 ano			0,195	1,9X10 ⁻¹		
	3 ano			0,39	6,1X10 ⁻²		
Benomyl (outro valor muito usado)	1 ano			0,002	5,0X10 ⁻¹		
	2 ano			0,195	1,5X10 ⁻²		
	3 ano			0,39	2,7X10 ⁻⁴		
Chlorimuron-ethyl	1 ano			0,73	18		
	2 ano			3,42	4,8X10 ⁻²		
	3 ano			5,23	5,8X10 ⁻³		
Chlorimuron-ethyl (outro valor muito usado)	1 ano			0,73	11		
	2 ano			3,42	8,5X10 ⁻⁴		
	3 ano			5,23	1,8X10 ⁻⁶		

Continua.

Tabela 4. Continuação.

Princípio ativo (dosagem)	Milho		Soja		Milho safrinha	
	Prof. (m)	Qtd.	Prof.	Qtd.	Prof.	Qtd.
Lactofen	1 ano		0	$3,0 \times 10^{-1}$		
	2 ano		0,021	$3,0 \times 10^{-28}$		
	3 ano		0,031	0		
Fomesafen	1 ano		-1,13	7,c		
	2 ano		5,16	$6,8 \times 10^{-3}$		
	3 ano		7,88	$4,6 \times 10^{-1}$		
Glyphosate	1 ano		0	2,8		
	2 ano		0,010	$1,3 \times 10^{-1}$		
	3 ano		0,020	$2,8 \times 10^{-4}$		
Endosulfan (350 g L ⁻¹)	1 ano		0	350		
	2 ano		0,021	4,1		
	3 ano		0,041	$2,0 \times 10^{-2}$		
Endosulfan (250 g L ⁻¹)	1 ano		0	250		
	2 ano		0,021	2,9		
	3 ano		0,041	$1,4 \times 10^{-1}$		
Haloxifop (0,5 L ha ⁻¹)	1 ano		0	$3,1 \times 10^{-2}$		
	2 ano		0,031	0		
	3 ano		0,051	0		
Haloxifop (0,5 L ha ⁻¹) (outro valor muito usado)	1 ano		0	$4,8 \times 10^{-1}$		
	2 ano		0,031	$5,1 \times 10^{-3}$		
	3 ano		0,051	7,7 x 10		

Obs. produtos não aplicados na cultura são assinalados no quadro de forma cinza; os quadros vermelhos apresentam produtos que continuaram descendo apesar das ínfimas quantidades residuais (identificadas pelo zero absoluto por problemas de apresentação do software utilizado – já reportado aos autores do CMLS-94).

Fonte: Pessoa et al. (2005).

A partir das informações disponibilizadas nas Tabelas anteriores, tem-se que a avaliação de tendências de contaminação de águas pelos produtos aplicados em Latossolo Vermelho Distroférico típico (V01) indicam que devam ser priorizados monitoramentos em água superficial dos produtos: 2,4-D dimethylamine salt (prod 1) em milho e soja no primeiro ano; atrazina (prod 2 e prod 3) até o segundo ano em milho e no primeiro ano em milho; atrazina (prod 11) até o segundo ano em milho e milho; deltamethrin (prod 4 e prod 5) no primeiro ano em milho e soja; deltamethrin (prod 6) no primeiro ano em milho; monocrotophos (prod 7) em soja no primeiro ano; benomyl (prod 8) aplicado em soja até o terceiro ano; chlorimuron ethyl

(prod 12) em soja no primeiro ano; fomesafen (prod 14 e prod 15) em soja até o terceiro ano; endosulfan (prod 18 e prod 19) em soja até o final do segundo ano; haloxifop (prod 20) em soja no primeiro ano. Essa mesma análise indica que devam ser priorizados monitoramentos locais em água subterrânea. Vários produtos atingiram profundidades significativas para avaliação de água subterrânea, mas em concentrações insignificantes (próximas a zero).

A avaliação de tendências de contaminação de águas pelos produtos aplicados no Neossolo Quartzarênico Órtico típico (V07) indicou que devam ser priorizados monitoramentos em água superficial para os produtos: 2,4-D dimethylamine salt (prod 1) em milho e soja no primeiro ano; atrazina (prod 2 e prod 3) até o segundo ano após a aplicação em milho e no primeiro ano em milheto; atrazina (prod 11) até o segundo ano em milho e milheto; deltamethrin (prod 4 e prod 5) no primeiro ano em milho e soja; deltamethrin (prod 6) no primeiro ano em milho; monocrotophos (prod 7) em soja no primeiro ano; benomyl (prod 8) aplicado em soja até o terceiro ano; chlorimuron ethyl (prod 12) em soja no primeiro ano; fomesafen (prod 14 e prod 15) em soja até o terceiro ano; endosulfan (prod 18 e prod 19) em soja até o final do segundo ano; haloxifop (prod 20) em soja no primeiro ano. A mesma avaliação possibilitou apontar que deva existir prioridade de monitoramento em água subterrânea para fomesafen (prod 14 e prod 15) aplicado em soja, até o terceiro ano. Vários produtos atingiram grandes profundidades para avaliação de água subterrânea, mas em concentrações insignificantes (próximas a zero e, muitas vezes, identificadas por zero absoluto pelo simulador).

Os resultados obtidos por simulação apontam que os produtos que foram priorizados para fins de avaliação de água subterrânea estão em conformidade com aqueles priorizados em testes utilizando modelos do tipo *screening* apresentados por Pessoa et al. (2001) que utilizou GUS e Goss e por Pessoa et al. (2004b).

Influência da pluviosidade nos resultados comparativos de um mesmo cenário simulado para milho safrinha

Visando avaliar a influência da pluviosidade no processo de lixiviação da área de estudo, Pessoa et al. (2005) escolheram a cultura de milho safrinha para a proposição de cenários utilizando o 2,4-D dimethylamine salt (prod 1) na dosagem inicial aplicada de 2,5 L ha⁻¹. Esse cenário base foi

utilizado em cenários realizados separadamente para os dois solos (V01) e (V07), sem reaplicação do produto, fazendo uso de informações locais registradas para anos de baixa pluviosidade (pouca chuva) e alta pluviosidade (muita chuva), assim como para um ano representativo da média de chuva registrada nos últimos 10 anos (média chuva). Os resultados obtidos pelas simulações são apresentados na Tabela 5 e na Tabela 6, ressaltando as profundidades (m) e quantidades de produtos (em L ha⁻¹) nos meses subseqüentes à aplicação do produto.

Tabela 5. Resultados obtidos para simulação em ano de pouca pluviosidade em Latossolo Vermelho Distroférico típico (V01).

Mês	Pouca chuva		Média chuva		Muita chuva	
	Prof. (m)	Qtd. (L ha ⁻¹)	Prof. (m)	Qtd. (L ha ⁻¹)	Prof. (m)	Qtd. (L ha ⁻¹)
Março	0,013	2,3	0,20	9,4 X10 ⁻¹	0,11	8,2 X10 ⁻¹
Abril	0,18	2,9 X10 ⁻¹	0,40	2,4 X10 ⁻¹	0,29	2,9 X10 ⁻¹
Maio	0,18	2,9 X10 ⁻¹	0,45	3,2 X10 ⁻²	0,29	2,9 X10 ⁻¹
Junho	0,18	2,9 X10 ⁻¹	0,45	3,2 X10 ⁻²	0,29	2,9 X10 ⁻¹
Julho	0,18	2,9 X10 ⁻¹	0,45	3,2 X10 ⁻²	0,29	2,9 X10 ⁻¹
Agosto	0,18	2,9 X10 ⁻¹	0,45	3,2 X10 ⁻²	0,29	2,9 X10 ⁻¹
Setembro	0,19	5,9 X 10 ⁻⁶	0,45	3,2 X10 ⁻²	0,60	3,1 X10 ⁻⁶
Outubro	0,32	3,0 X 10 ⁻⁷	0,45	3,2 X10 ⁻²	1,46	3,0 X10 ⁻⁷
Novembro	0,49	4,6 X 10 ⁻⁸	0,66	4,6 X10 ⁻⁸	2,17	3,7 X10 ⁻⁸
Dezembro	0,72	5,0 X 10 ⁻⁹	1,05	6,1 X10 ⁻⁹	2,81	4,3 X10 ⁻⁹

Fonte: Pessoa et al. (2005).

Tabela 6. Resultados obtidos para simulação em ano de pouca pluviosidade em Neossolo Quartzarênico Órtico típico (V07).

Mês	Pouca chuva		Média chuva		Muita chuva	
	Prof. (m)	Qtd. (L ha ⁻¹)	Prof. (m)	Qtd. (L ha ⁻¹)	Prof. (m)	Qtd. (L ha ⁻¹)
Março	0,04	1,9	0,45	9,5 X10 ⁻¹	0,25	8,2 X10 ⁻¹
Abril	0,36	2,9 X10 ⁻¹	0,67	5,8 X10 ⁻¹	0,49	2,9 X10 ⁻¹
Maio	0,36	2,9 X10 ⁻¹	0,87	3,2 X10 ⁻²	0,49	2,9 X10 ⁻¹
Junho	0,36	2,9 X10 ⁻¹	0,87	3,2 X10 ⁻²	0,51	1,7 X10 ⁻³
Julho	0,36	2,9 X10 ⁻¹	0,87	3,2 X10 ⁻²	0,51	1,7 X10 ⁻³
Agosto	0,36	2,9 X10 ⁻¹	0,87	3,2 X10 ⁻²	0,51	1,7 X10 ⁻³
Setembro	0,39	5,9 X 10 ⁻⁶	0,87	3,2 X10 ⁻²	1,15	2,7 X10 ⁻⁶
Outubro	0,64	3,0 X 10 ⁻⁷	0,98	3,4 X10 ⁻⁷	2,97	3,0 X10 ⁻⁷
Novembro	0,89	4,6 X 10 ⁻⁸	1,45	4,6 X10 ⁻⁸	4,49	3,0 X10 ⁻⁸
Dezembro	1,37	5,0 X 10 ⁻⁹	2,28	6,1 X10 ⁻⁹	5,85	4,3 X10 ⁻⁹

Fonte: Pessoa et al. (2005).

Os resultados obtidos a partir dos cenários simulados sob diferentes influências de pluviosidade indicam que o simulador é fortemente influenciado pelas informações pluviométricas. Assim, anos atípicos utilizados na entrada de dados podem sugerir interpretações equivocadas para a profundidade máxima alcançada pelo produto aplicado.

Conclusões

Foram apresentados os principais resultados obtidos em trabalhos realizados por modelos *screening* e por simulação de sistemas aplicados às áreas de Mineiros, GO, e Alegrete, RS, para fins de avaliação do potencial de risco de contaminação das águas por agrotóxicos.

A avaliação *screening* realizada por Pessoa et al. (2004b) para Mineiros, GO, evidenciou necessidade de alta prioridade para monitoramento de isoxaflutole, foramsulfuron, nicosulfuron e chlorimuron-ethyl; média prioridade para iodossulfuron, haloxifop-methyl (potencial água superficial); e baixa prioridade de monitoramento para lactofen.

A avaliação *screening* realizada por Pessoa et al. (2004a) para Alegrete, RS, constatou que deve ser dada alta prioridade para monitoramento de carbofuran, quinclorac e clomazone; média, para molinate; e baixa, para propanil, fipronil e glyfosate. Byspiribac-sodium não pode ser avaliado.

A avaliação da tendência de movimentação vertical (lixiviação) dos produtos aplicados em milho, milheto e soja em Mineiros, GO, por simulação com vista à determinação do potencial de risco de contaminação de águas, conforme Pessoa et al. (2005), indicou que para Latossolo Vermelho Distroférico típico (V01) devem ser priorizados monitoramentos em água superficial dos produtos: 2,4-D dimethylamine salt (prod 1) em milho e soja no primeiro ano; atrazina (prod 2 e prod 3) até o segundo ano em milho e no primeiro ano em milheto; atrazina (prod 11) até o segundo ano em milho e milheto; deltamethrin (prod 4 e prod 5) no primeiro ano em milho e soja; deltamethrin (prod 6) no primeiro ano em milho; monocrotophos (prod 7) em soja no primeiro ano; benomyl (prod 8) aplicado em soja até o terceiro ano; Chlorimuron ethyl (prod 12) em soja no primeiro ano; fomesafen (prod 14 e prod 15) em soja até o terceiro ano; endossulfan (prod 18 e prod 19) em

soja até o final do segundo ano; haloxifop (prod 20) em soja no primeiro ano. Essa mesma análise indica que deve ser priorizado monitoramento local em água subterrânea.

A avaliação de tendências de potencial de risco de contaminação de águas pelos produtos aplicados no Neossolo Quartzarênico Órtico típico (V07), por simulação conduzida em milho, milheto e soja em Mineiros, GO por Pessoa et al. (2005), indicou que devem ser priorizados monitoramentos em água superficial para os produtos: 2,4-D dimethylamine salt (prod 1) em milho e soja no primeiro ano; atrazina (prod 2 e prod 3) até o segundo ano após a aplicação em milho e no primeiro ano em milheto; atrazina (prod 11) até o segundo ano em milho e milheto; deltamethrin (prod 4 e prod 5) no primeiro ano em milho e soja; deltamethrin (prod 6) no primeiro ano em milho; monocrotophos (prod 7) em soja no primeiro ano; benomyl (prod 8) aplicado em soja até o terceiro ano; chlorimuron ethyl (prod 12) em soja no primeiro ano; fomesafen (prod 14 e prod 15) em soja até o terceiro ano; endosulfan (prod 18 e prod 19) em soja até o final do segundo ano; haloxifop (prod 20) em soja no primeiro ano. A mesma avaliação possibilitou apontar que deva existir prioridade de monitoramento em água subterrânea para fomesafen (prod 14 e prod 15) aplicado em soja, até o terceiro ano.

Para os dois solos simulados, os resultados mostraram que vários produtos químicos, dentre os aqui abordados, atingiram grandes profundidades, o que sugere uma avaliação mais específica para água subterrânea, considerando tais produtos; todavia, as concentrações aqui obtidas foram insignificantes (próximas a zero, muitas vezes identificadas por zero absoluto pelo simulador).

Recomendações finais

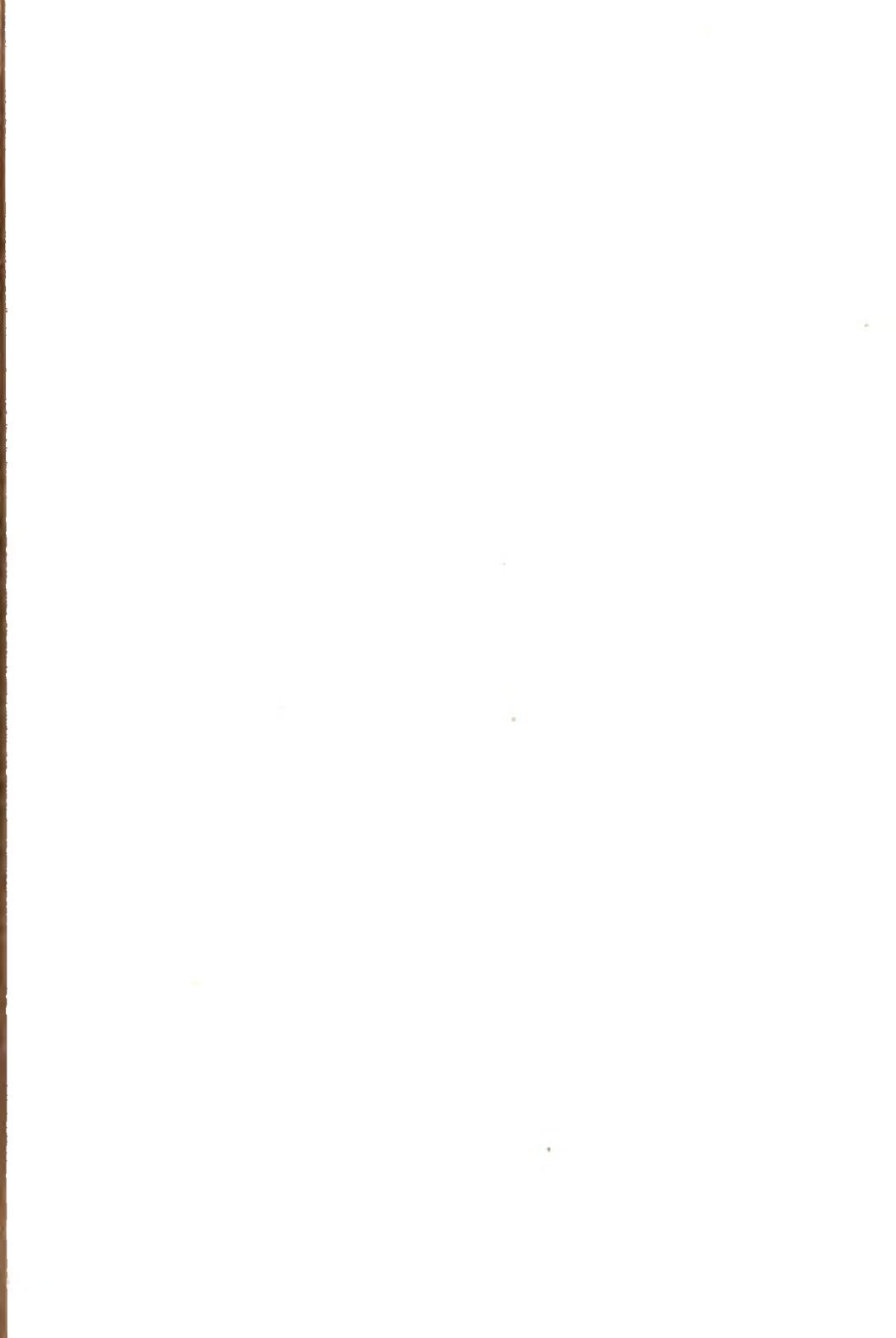
Trabalhos analíticos e de monitoramento *in loco*, mais detalhados, devem ser realizados para os produtos identificados como sendo de maior potencial de risco, visando uma investigação mais específica do potencial de lixiviação ou de *run-off*, identificado pelos modelos *screening* e por meio das tendências apresentadas como resultados das simulações. Esses trabalhos conduzirão a um maior refinamento dos resultados, orientando inclusive, futuras simulações específicas para os locais onde os produtos são aplicados.

Referências

- 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**, London, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, 1995.
- GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, Champaign, v. 6, n. 3, p. 701-708, 1992.
- GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 8, n. 4, p. 339-357, 1989.
- NEELY, W. B. **Introduction to chemical exposure and risk assessment** Boca Raton: Lewis, 1994. 190 p.
- NOFZIGER, D. L.; HORNSBY, A. G. **CMLS-94: chemical movement in layered soils**. Gainesville: University of Florida, 1994. 76 p.
- PESSOA, M. C. P. Y.; SCRAMIN, S.; FERRACINI, V. L.; CHAIM, A.; SILVA, A. de S.; CERDEIRA, A. L.; GOMES, M. A. F.; GUSSAKOV, K. C. **Impacto ambiental do uso de agrotóxicos na qualidade das águas das bacias hidrográficas brasileiras: estado da arte**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 218 p.
- PESSOA, M. C. P. Y.; SCRAMIN, S. Modelagem matemática e simulação da exposição do ambiente à aplicação de agrotóxicos: apoio à avaliação de risco ambiental. In: SILVA, C. M. M. de S.; FAY, E. F. (Ed.). **Agrotóxicos e ambiente**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 319-364.
- PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI JÚNIOR, A.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M. A. de. **Principais modelos e simuladores usados em análise de impacto ambiental da agricultura** Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1997. 87 p. (Embrapa-CNPMA. Documentos, 8).
- PESSOA, M. C. P. Y., FERRACINI, V. L., QUEIROZ, S. C. N.; MATTOS, M. L. T.; GOMES, M. A. F. Priorização de agrotóxicos aplicados em Alegrete, RS, para estudos de dinâmica em solo e água. In: CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DE PAULÍNIA E REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, 1., 2004, Paulínia. **Resumos Expandidos...** Paulínia: Prefeitura Municipal de Paulínia: Rede Metropolitana de Campinas, 2004a. p. 200-201.
- PESSOA, M. C. P. Y., QUEIROZ, S. C. N.; FERRACINI, V. L.; JARDIM, V. L.; GOMES, M. A. F. Agrotóxicos priorizados por modelos screening para monitoramento local na região de Mineiros, GO. In: CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DE PAULÍNIA E REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, 1., 2004, Paulínia. **Resumos Expandidos...** Paulínia: Prefeitura Municipal de Paulínia: Rede Metropolitana de Campinas, 2004b. p. 198-199.
- PESSOA, M. C. P. Y., FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F. **Simulação da movimentação vertical de produtos aplicados em milho, milho safrinha e soja em Latossolos Vermelhos e Neossolos Quartzarênicos de Mineiros, GO** Jaguariúna: Embrapa Meio

Ambiente, 2005. 27 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 31).

PESSOA, M. C. P. Y.; CHAIM, A.; CAPALBO, D. M. F.; HAMADA, E.; TAMBASCO, F. J.; FERRAZ, J. M. G.; SKORUPA, L. A.; ASSAD, M. L. L.; SCRAMIN, S. Boas práticas agrícolas e meio ambiente. In: ELEMENTOS de apoio para as boas práticas agrícolas e o sistema APPCC. 2.ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2006. p. 13-33. (Série Qualidade e Segurança dos Alimentos).



**Processos erosivos
em áreas de afloramento
do sistema Aquífero
Guarani no Brasil**

Heloisa Ferreira Filizola

Kátia Canil

Gerson Salviano de Almeida Filho

Marco Antonio Ferreira Gomes

Introdução

A erosão é um processo natural e ocorre mesmo em ecossistemas em equilíbrio, porém sua escala de tempo é geológica, ou seja, de centenas de milhões de anos. A intervenção humana, quando conduzida de forma desordenada e mal planejada, proporciona o aumento da taxa de incidência do processo natural gerando a erosão acelerada. Essa constitui um fenômeno de grande importância em razão da rapidez de seu desencadeamento e por acarretar grandes prejuízos não só para a exploração agropecuária, mas também para diversas outras atividades econômicas e ao meio ambiente.

A susceptibilidade natural dos solos aos processos erosivos decorrentes da água superficial é uma função da interação entre as condições climáticas, modelado do terreno e tipo de solo. A água que provém das chuvas ou da irrigação, quando atinge a superfície do solo, pode infiltrar ou escorrer pela superfície. A água infiltrada pode chegar até o lençol freático, abastecendo-o. Mas quando, pelos motivos mais diversos, esta água escorre pela superfície, devido ao potencial gravitacional, ela carrega consigo partículas do solo, erodindo-o. Conforme o tipo de cobertura vegetal que protege o solo, o processo pode ser mais ou menos intenso:

Nas áreas de afloramento do Aquífero Guarani, localizadas nos estados de São Paulo, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, extensas áreas de Cerrado foram desmatadas e utilizadas em atividades agropastoris, cuja maior parte é destinada à cultura de cana-de-açúcar e produção de soja para exportação. O desmatamento do Cerrado para fins de produção agropecuária e a adoção de práticas de preparo do solo pouco recomendáveis para áreas susceptíveis à erosão constituem-se nas causas para o desenvolvimento dos processos erosivos nessas áreas. Como consequência, os sedimentos produzidos pela erosão são transportados para os cursos d'água, provocando o assoreamento dos mesmos (Fig. 1), diminuindo a capacidade de transporte e aumentando o processo de inundação. Um dos impactos pode ser observado pela perda das matas de galeria (Fig. 2 e 2a). A perda de solo por erosão pode também contribuir para a contaminação dos corpos d'água, pois há o risco de existirem agroquímicos e metais pesados associados às partículas transportadas.

Foto: René Georges Leon Brault

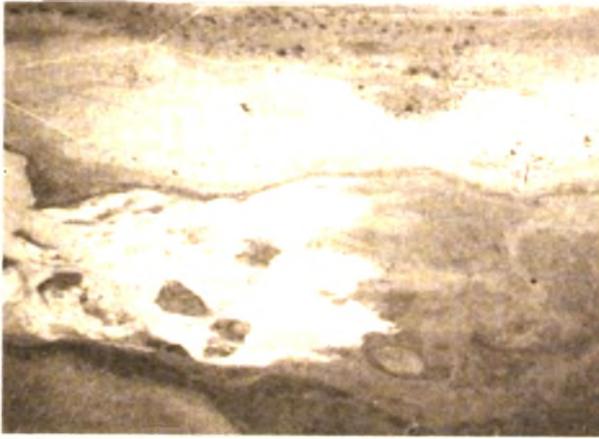


Fig. 1. Assoreamento do Rio Araguaia próximo às suas nascentes.

Fig. 2. Parte da mata galeria submersa em consequência do assoreamento.



Foto: Helosa Ferreira Filizola

Foto: René Georges Leon Brault



Fig. 2a. Detalhe da foto anterior.

Como os solos das áreas de recarga são naturalmente frágeis (Neossolos Quartzarênicos originários do arenito da Formação Botucatu), pois são extremamente arenosos (< 9 % de argila), os processos erosivos laminar e linear instalam-se mais rapidamente, e o processo de evolução também é mais acelerado do que nas áreas que comportam Latossolos mais estáveis do ponto de vista físico.

Os dois locais estudados no interior da área do Sistema Aquífero Guarani, o Córrego do Espraiado, em Ribeirão Preto, SP, e as nascentes do Rio Araguaia, na divisa entre Goiás e Mato Grosso, mostram características bem diferenciadas quanto ao uso da terra e aos processos erosivos.

Córrego do Espraiado

Na região de Ribeirão Preto a cana é a cultura predominante. O relevo apresenta predomínio nas classes de declividade de 3 % a 8 % (relevo suave ondulado) e de < 3 % (plano). Nas fotografias aéreas, na escala 1:25.000, identificou-se nos canais a predominância de áreas com terraços e o cultivo em nível destinado ao controle da erosão. Nenhuma erosão linear ou sinais de assoreamento dos cursos d'água foi observado, em especial, na Bacia do Córrego do Espraiado, uma das áreas piloto.

Mas, se hoje não se observa na área problemas erosivos graves, Politano e Pissarra (2005), em avaliação sobre fotos aéreas na escala 1:40.000, assinalam que, por ocasião do final da década de 1980, a erosão acelerada do solo se constituía em um fator muito importante de degradação do solo agrícola, tanto nos canais como nos pomares de citros e em especial sobre os Argissolos, que ocupam as áreas de maior declive.

Como nessa área piloto não há problemas de erosão linear, as pesquisas realizadas deram ênfase à região onde estão localizadas as nascentes do Rio Araguaia e ao alto curso desse rio.

Nascentes do Rio Araguaia

O relevo das nascentes do Rio Araguaia é diversificado, resultante de um processo de modelagem principalmente por erosão geológica a partir de encostas escarpadas. Podemos dividi-lo em três domínios morfológicos: os chapadões, as colinas e a várzea.

Os chapadões

O termo chapadão é a denominação local dada aos platôs que circundam as áreas das nascentes do Rio Araguaia. Esses localizam-se entre 700 m e 900 m de altitude, distribuídos em uma faixa contínua, mas de largura irregular, formando uma série de anfiteatros (Fig. 3 e 4). Apresentam baixa declividade, com predomínio de solos argilosos a argilo-arenosos espessos. Essas características são fatores restritivos à instalação de processos erosivos mais intensos. O uso agrícola nessa área contempla parcialmente procedimentos e práticas de boa técnica de manejo agrícola que minimizem os impactos decorrentes de sua ocupação.



Esses chapadões têm suas vertentes constituídas, em grande parte, por escarpas (Fig. 3 e 4) com declividade acima de 30 %, desenvolvidas sobre a alteração dos basaltos da Formação Serra Geral, sobre as cascalheiras terciárias (NAHON et al., 1989; TARDY, 1993) ou ainda sobre os arenitos da Formação Botucatu, silicificados ou não e, em menor área, sobre as rochas do Grupo Bauru. Dada a declividade, o potencial de escoamento superficial é alto, sendo essas escarpas vulneráveis à erosão. Os escorregamentos de taludes e queda de blocos são os principais processos erosivos atuantes nesse compartimento.

A comparação entre as fotos aéreas da região de 1977 e de 2005 mostrou que, apesar dessas características desfavoráveis, a erosão dessas vertentes pode ser considerada natural ou geológica. As escarpas têm sua vegetação natural preservada, mas em alguns pontos a mesma foi removida para a instalação de estradas ou para a retirada de cascalho ferruginoso como material de empréstimo para revestimento de estradas ou ainda pelo escorregamento natural de seus taludes (Fig.5).

As áreas onde se concentram as cascalheiras de nódulos ferruginosos, provenientes da destruição da couraça terciária (NAHONET al., 1989; TARDY,

Fig. 5. Feição de escorregamento na vertente da escarpa do Chapadão.



Foto: Heliana Ferreira Filizola

1993), geralmente aparecem no relevo como pontões ou proeminências que se projetam a partir da borda do Chapadão, como resultado de uma maior resistência à erosão em relação ao material das áreas onde o mesmo não ocorre.

As colinas

À jusante dos chapadões, o relevo é composto por uma série de colinas (Fig. 3 e 4) desenvolvidas sobre Latossolos Vermelho-Amarelos, argilosos, quando estão próximas às escarpas, gradando para areno-argilosos em cotas mais baixas. A partir da cota 780, as vertentes dessas colinas passam a ser constituídas pelo Neossolo Quartzarênico, com menos de 9 % de argila. Contrastando com os chapadões, esse setor apresenta alta densidade de drenagem. Nas porções a montante das várias nascentes existentes na área, próximas à base da escarpa, o relevo é mais ondulado e apresenta muitos recortes. Em direção à várzea, as colinas perdem altitude e tornam-se mais suaves (Fig. 3). Os principais processos instalados contemplam o transporte de massa por erosão laminar e linear, sendo o mais intenso deles o desenvolvimento de voçorocas.

Esse compartimento encontra-se, de maneira geral, totalmente desmatado, à exceção de pequenas manchas de vegetação natural remanescente. As atividades agrícolas (pecuária, cultivos de soja, algodão e milho) a que essa área está submetida favorecem os processos de movimentação de solo como erosão laminar, sulcos, voçorocas e assoreamento de áreas topograficamente mais rebaixadas e canais de drenagem (Fig. 1).

A várzea

De caráter coluvionar e aluvionar, esse compartimento é representado por superfícies planas, desenvolvidas sobre sedimentos recentes, areia, silte, argila e muita matéria orgânica. A planície aluvial de inundação, de idade quaternária, é geralmente constituída por uma alternância de Fluvisolos e Gleissolos. Nas porções média e baixa da área das nascentes, a planície de inundação é bordejada por terraços aluviais bem marcados por uma ruptura de declive e pelo acúmulo de areia branca que a delimitam (Fig. 6).

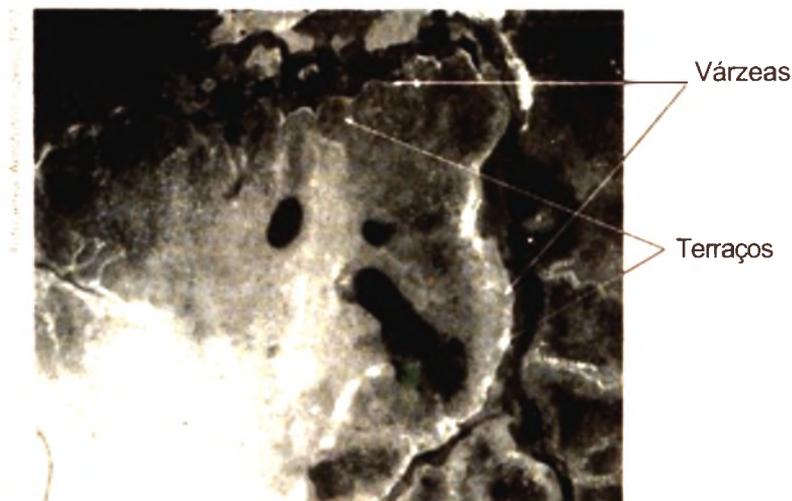


Fig. 6. Várzea, terraços, com-suas bordas de areia branca, do Rio Araguaia e de seu afluente, o Córrego Cabeceira Alta.

Os processos erosivos nas nascentes e no alto curso do Rio Araguaia

Moreira (1999) identificou 196 feições erosivas (ravinas e voçorocas) na bacia que se distribuem heterogeneamente, mas sempre conectadas ao sistema de drenagem e geralmente associadas aos canais de primeira ordem.

As voçorocas apresentam grandes dimensões, alcançando freqüentemente mais de 500 metros de extensão e profundidades acima de 20 metros. Essas voçorocas evoluem por meio de vários mecanismos, com destaque para os escorregamentos rotacionais, favorecidos pelos altos gradientes hidráulicos nos taludes e por *piping*. Atualmente a maioria das voçorocas encontra-se estabilizada ou com pequenas taxas de recuo, pois muitas já atingiram os divisores de drenagem no seu recuo remontante.

A imagem de satélite (Fig. 7) mostra a localização das maiores voçorocas da área em estudo. Essas se localizam no domínio das colinas, em especial naquelas desenvolvidas sobre o Neossolo Quartzarênico, próximas ao Rio Araguaia. Essas voçorocas são mais freqüentes nas concavidades do relevo, que são feições criadas por perda de matéria, numa

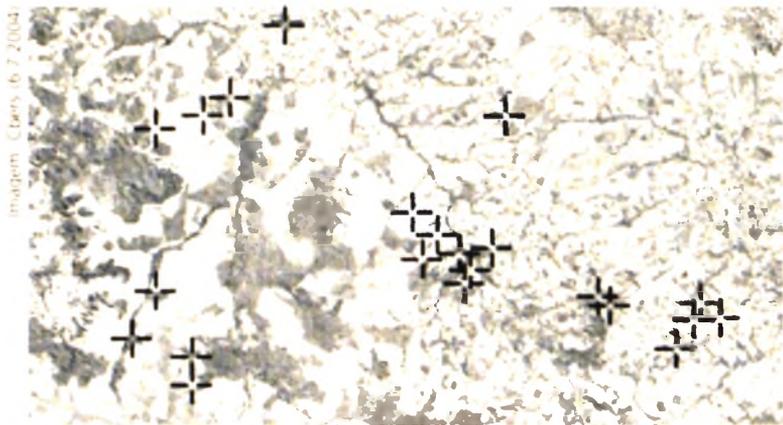


Fig. 7. Imagem de satélite das nascentes e do alto Rio Araguaia. As marcas em cruz indicam a localização das voçorocas visitadas.

prova que a erosão tende a avançar pelas mesmas rotas já seguidas anteriormente, certamente devido ao condicionamento hídrico superficial e subsuperficial.

As pesquisas na área de recarga do sistema Aquífero Guarani nas cabeceiras e no alto curso do Rio Araguaia começaram, em 2000, com um estudo em detalhe de uma voçoroca denominada Chitolina, situada em sua margem direita. Este trabalho mostrou que algumas voçorocas da região têm sua gênese num processo erosivo pouco habitual.

Geralmente os processos erosivos lineares começam gradativamente pela formação de sulcos pelo escoamento superficial concentrado, sulcos estes que vão se aprofundando e tornando-se mais largos, passando pelo estágio de ravinas, se não forem controlados a tempo e finalmente, ao se aprofundarem e atingirem o nível do lençol freático, tornam-se voçorocas. A partir daí, o controle das mesmas torna-se complexo e oneroso, pois tendem a crescer até encontrar novo equilíbrio dinâmico. O escoamento da água superficial provocado pela ação antrópica é o principal fator externo que contribui para a formação dessas erosões.

A voçoroca Chitolina (Fig. 8) e o braço esquerdo da voçoroca Olho d'Água, localizada na margem esquerda do Rio Araguaia, quase em frente àquela, tiveram início devido à sobrealimentação do lençol freático que provocou a fluidificação de seu armazém e determinou uma corrida de lama

Fig. 8. Foto aérea de 2000 da voçoroca Chitolina.



Foto: René Georges Leon Bouquet

(FILIZOLA et al., enviado). Nesse caso, a feição erosiva não passou pelo processo de formação de sulco e ravina, ou seja, ambas nasceram voçorocas. É quase impossível prever o aparecimento desse tipo de voçoroca.

A maior parte das erosões dessa região foi evoluindo ao longo do tempo devido principalmente a:

- a) Solos extremamente suscetíveis à erosão por terem textura arenosa e grande espessura, além da presença constante do nível d'água ao longo dos talwegues.
- b) Desmatamento generalizado, envolvendo as áreas de cabeceiras de drenagem e linhas de talvegue, para a implantação de culturas anuais e pastagem.
- c) Falta de práticas de conservação e manejo do solo nas bacias de contribuição das erosões.
- d) Estradas vicinais sem um eficiente sistema de drenagem de águas superficiais, tanto nas formas de captação como na dissipação.
- f) Trilhas feitas pelo gado.

A avaliação de várias voçorocas e das respectivas bacias de contribuição, nas áreas das nascentes e Alto Araguaia, permitiu identificar

três conjuntos de erosão linear que apresentam causas e mecanismos de desenvolvimento diferenciados, apresentados a seguir:

- a) Voçorocas de grande porte, desenvolvidas em cabeceiras de drenagens com surgências d'água ao longo de toda erosão, evoluem principalmente pela ação do *piping*, com solapamento da base das paredes, e por *tension crack*, como as voçorocas Chitolina, Olho d'Água e Granada. Essas erosões estão ainda em atividade, evoluindo tanto longitudinalmente como lateralmente. A contribuição da água superficial para o crescimento das mesmas é pequena hoje, uma vez que estão todas terraceadas em suas cabeceiras, mas a grande quantidade de surgências d'água é responsável pelo processo de desenvolvimento dessas voçorocas. Um dos maiores impactos, além da perda do solo, é a grande quantidade de sedimentos produzidos por essas voçorocas, provocando o assoreamento do Rio Araguaia (Fig. 8) e de seus afluentes. A formação e evolução da voçoroca Chitolina provocou a perda de 229.606,5 m³ de solo (avaliação feita em 2000) (Fig. 9). A maior dessas na região é a voçoroca denominada do Urtigão (Fig. 10).



Fig. 9. Vista em 3D da voçoroca Chitolina (Mineiros, GO).

Fig. 10. Voçoroca do Urtigão (Mineiros, GO).

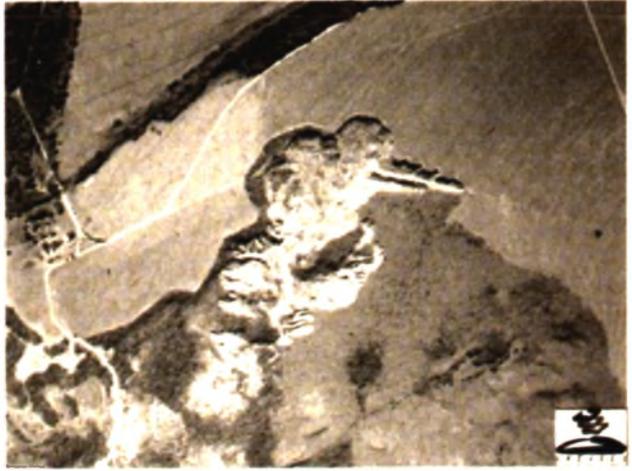


Foto: Fundação Ecológica de Mineiros, GO (Emax)

b) Voçorocas com cabeceira na forma de ravina (Fig. 11), ou seja, a surgência d'água aparece a partir do terço superior para a jusante, onde a erosão torna-se mais profunda provocando o aparecimento do lençol freático. Normalmente são erosões de médio a grande porte, podendo apresentar ou não ramificações, principalmente nas cabeceiras (Fig. 12). Não há linhas preferenciais de escoamento superficial bem definidas.

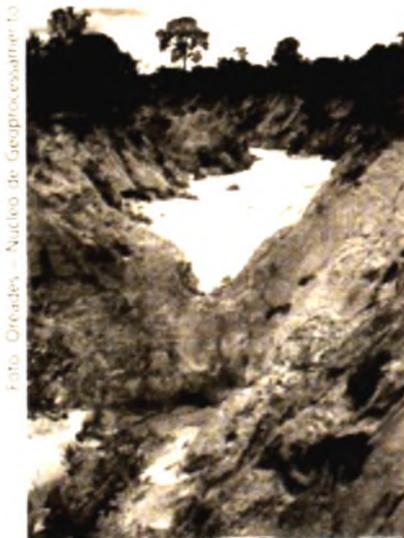


Foto: Orreades - Núcleo de Geoprocessamento

Fig. 11. Um exemplo de voçoroca com cabeceira em ravina.



Foto: Heloisa Ferreira Fozzola

Fig. 12. Voçoroca com a cabeceira em ravinas (ramificada).

- c) Ravinas, ou seja, erosões lineares onde não há surgências d'água ao longo de toda erosão; às vezes o lençol subsuperficial aflora bem próximo à confluência com um curso d'água. A maioria dos taludes apresentam-se semi-estabilizados, a ação de desmonte e aprofundamento é somente da água superficial durante o período chuvoso (outubro a março). Os sedimentos tendem a se depositar dentro da própria ravina, pois apenas durante eventos chuvosos mais intensos é que os materiais provenientes das vertentes são carregados para os curso d'água a jusante.

Assim, dentre os diversos mecanismos responsáveis pelo processo erosivo que atua em diversas escalas de tempo e de espaço, sobressaem: o escoamento de águas superficiais, em especial a água pluvial e o fluxo de água subterrânea; a rede de drenagem intermitente, não canalizada, mas bem marcada na paisagem, que alimenta os canais fluviais durante as chuvas, e é de particular interesse e pode ser associada ao processo de erosão linear.

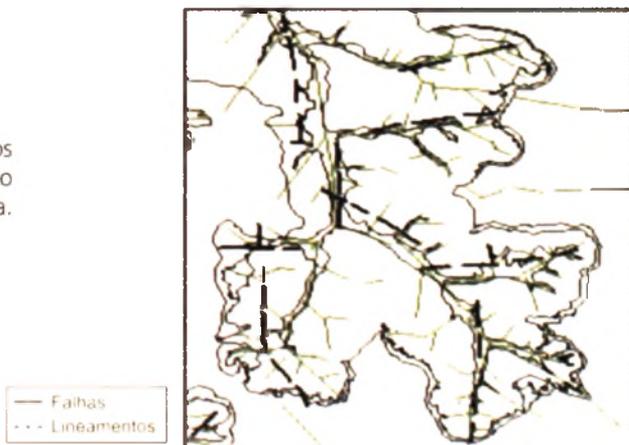
A erosão laminar e eólica também estão presentes, sendo que sobre a última não há dados de nenhuma espécie. A erosão laminar também não foi ainda avaliada quantitativamente, mas se não sabemos o quanto é perdido em solo, podemos vê-la por suas marcas deixadas na paisagem, em especial a presença de areia lavada em superfície. Essa nos indica que a argila e a matéria orgânica estão sendo retiradas pela água superficial, deixando somente os grãos de areia que, além de serem inertes, pelo fato de estarem soltos, pois os elementos de agregação foram retirados, serão mais facilmente carregados pela chuva ou pelo vento.

Registros históricos apontam que as voçorocas se originaram com o início da agricultura em grande escala na região e com práticas inadequadas de manejo do solo. Na Bacia do Alto Araguaia, cerca de 90 % das voçorocas estão diretamente associadas às atividades antrópicas, principalmente a estradas mal posicionadas (MOREIRA, 1999).

No entanto, os fatores antrópicos não explicam a concentração diferencial da erosão, pois, em alguns trechos da bacia intensamente modificados pelo homem, as voçorocas são raras, enquanto que em outros trechos, relativamente menos perturbados, as voçorocas são abundantes. Portanto, outro fator, que não o antrópico, parece condicionar o desenvolvimento da erosão na bacia.

Embora condicionadas pelo homem, as voçorocas só se desenvolvem plenamente nos trechos mais favoráveis, ditados pela litologia, no caso sobre os Neossolos Quartzarênicos desenvolvidos sobre as formações sedimentares arenosas. De fato, sobre os solos desenvolvidos a partir do basalto da Formação Serra Geral ou sobre as couraças ferruginosas terciárias, as erosões são raras. Parece existir um outro fator que seria as condicionantes tectônicas que também têm um papel importante (Fig. 13). Porém, a geologia (litologia e tectônica) não explica por completo a concentração diferencial do voçorocamento, uma vez que áreas semelhantes geologicamente apresentam incidências variáveis do fenômeno. Na verdade, as voçorocas se concentram nas regiões com maior declividade e em especial com relevo côncavo, como dito anteriormente.

Fig. 13. Falhas e lineamentos na região das cabeceiras do Rio Araguaia.



Considerando que curvas de contenção construídas nas cabeceiras de várias das voçorocas analisadas não foram suficientes para a diminuição do crescimento longitudinal da maior parte das voçorocas, o papel dessas curvas de contenção se restringe assim a impedir que a água superficial provoque a instabilidade dos taludes da voçoroca; mas isso não garante o impedimento do processo, considerando que a presença do *piping* contribui para a desestabilização desses taludes. Ao longo dos anos, o acompanhamento da evolução de algumas dessas voçorocas mostrou que a diminuição do ritmo de crescimento ou mesmo a estabilização de algumas delas acontece quando elas atingem o material argilo-arenoso de montante, com 25 % a 40 % de argila. Um exemplo desse comportamento são os dois divertículos funcionais da voçoroca Chitolina que se localizam sobre o solo arenoso (Fig. 14), os outros e a própria cabeceira da voçoroca permanecem estabilizados desde 2002.

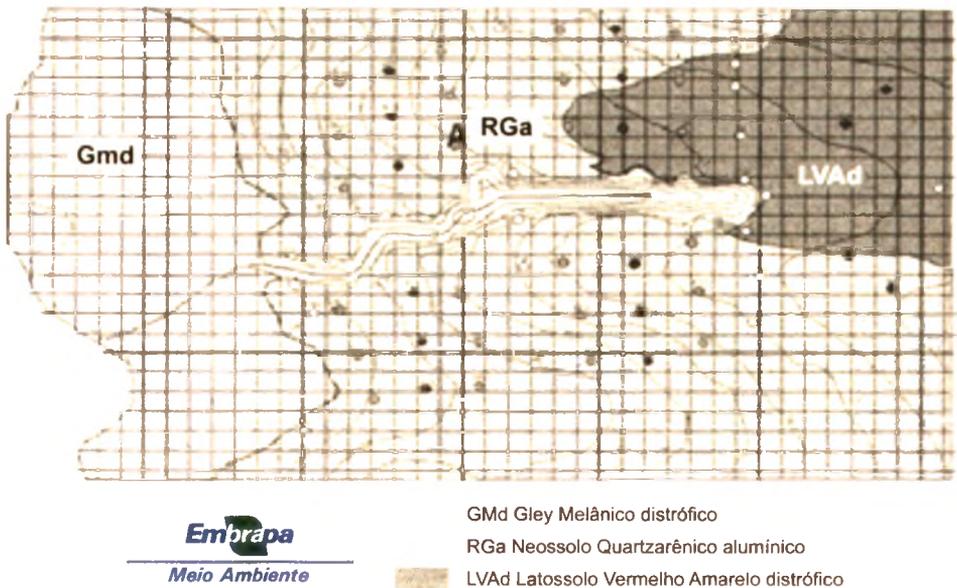


Fig. 14. Mapa de solos da área onde se encontra a voçoroca Chitolina. O divertículo A, que está se desenvolvendo sobre o solo arenoso (RQ), tem maior dimensão que os outros localizados no limite dos solos argilosos.

Discussão e conclusão

Se uma paisagem é a expressão da atuação do clima e do homem sobre seus componentes abióticos e bióticos, podemos, dentro dessa ótica, falar em paisagens em equilíbrio ou em desequilíbrio biogeodinâmico, isto é, em fluxos de entrada e saída de matéria e de energia em equilíbrio dinâmico ou em desequilíbrio. No caso presente, na região das nascentes e do Alto Araguaia há vários pontos em desequilíbrio em decorrência da ação antrópica. O desequilíbrio produzido pelo aumento de matéria disponibilizada no sistema nascentes-Alto Araguaia, provocado pela convergência do solo perdido para a rede de drenagem, poderá, num futuro não muito remoto, colocar seus afluentes e as próprias nascentes em risco, se o assoreamento das mesmas superar capacidade e competência de transporte.

Referências

- MOREIRA, R. A. **Aquífero Guarani**: caracterização agrícola das áreas de recarga na região de Mineiros-GO. 1999. 61 p. Monografia (Graduação). Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior, Mineiros.
- NAHON, D.; MELFI, A. J.; CONTE, C. N. Présence d'un vieux système de cuirasses ferrugineuses latéritique en Amazonie du sud. Sa transformation in situ en latosols sous forêt équatoriale actuelle. **Comptes Rendus de l' Academie de Sciences**. Paris, v. 308, n. 2, p. 755-760, 1989.
- POLITANO, W.; PISSARRA, T. C. T. Avaliação por fotointerpretação das áreas de abrangência dos diferentes estados da erosão acelerada do solo em canaviais e pomares de citros. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 242-252, 2005.
- TARDY, Y. Climat, paléoclimats et biogéodynamique du paysage tropical. In: PAQUET, H.; CLAUER, N. (Ed.). **Sédimentologie et géochimie de la surface**: colloque à la mémoire de Georges Millot. Paris: Académie des Sciences, 1993. (Les Colloques de l'Académie des Sciences et du Cadast), p. 141-175, 1993.

**Controle dos processos
erosivos em áreas de
afloramento do Aquífero
Guarani no Brasil**

Heloisa Ferreira Filizola

Gerson Salviano de Almeida Filho

Kátia Canil

Manoel Dornelas de Souza

Introdução

A erosão acelerada, ou erosão antrópica, é um problema mundial. Vastas áreas estão sujeitas à degradação do solo, às vezes de forma irreversível, por uma série de processos como erosão e desertificação acelerada, compactação e selamento, salinização, acidificação, declínio da matéria orgânica, da biodiversidade e da fertilidade do solo. O pesquisador Rattan Lal (1994) estima que nas regiões tropicais a perda de solos por erosão pluvial é da ordem de 915×10^6 ha e de 474×10^6 ha por erosão eólica.

No Brasil, a perda da camada superficial é a principal forma de degradação dos solos. Em 1949, estimava-se que o Brasil perdia anualmente, por erosão laminar, cerca de 500 milhões de toneladas de solo (MARQUES, 1951, citado por BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990), e em 1992 as perdas anuais foram avaliadas em 600 milhões de toneladas (BAHIA et al., 1992). Hoje, em razão da ampliação da fronteira agrícola e do uso intensivo do solo, as perdas de solo por erosão se ampliaram; Hernani et al. (2002) estimaram que as perdas totais anuais de solo em áreas de lavoura eram de 751,6 milhões de toneladas e 71,1 toneladas para as áreas de pastagens, totalizando 822,7 milhões de toneladas.

Sob clima tropical úmido, nas áreas florestadas, o processo mais atuante é a erosão química (BOEGLIN et al., 1998), pois a água das chuvas, pelo fato de ser interceptada pelas árvores, não atua mecanicamente e, assim, os processos erosivos superficiais, diretamente relacionados à ação pluvial, são praticamente inexistentes nessas condições.

Como já visto no capítulo anterior, nas áreas de afloramento do Aquífero Guarani, nos estados de São Paulo, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, grandes porções de vegetação de Cerrado foram desmatadas, cujas áreas foram utilizadas em atividades agropastoris. O desmatamento do Cerrado para fins de produção agrícola, em especial a monocultura, e a adoção de práticas de preparo do solo pouco recomendáveis para áreas susceptíveis à erosão têm aumentado os processos erosivos nessas áreas e, como consequência, o assoreamento dos cursos d'água, reservatórios e açudes, ocasionando inclusive a perda das matas galeria.

Nas nascentes do Rio Araguaia, os solos das áreas de recarga são naturalmente frágeis (Neossolos Quartzarênicos originários do Arenito

Botucatu) e os processos erosivos instalam-se com maior rapidez do que nas áreas adjacentes, que comportam Latossolos, mais estáveis fisicamente. É interessante notar que, no Estado de São Paulo, a maior ocorrência de erosões lineares não é sobre o solo desenvolvido sobre a Formação Botucatu, mas relacionada aos solos associados às formações Marília e Adamantina, arenitos com cimentação carbonática (SÃO PAULO; INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA, 1989).

Os chapadões da região de Mineiros, GO, têm suas vertentes constituídas, em grande parte, por escarpas com declividade acima de 30 %. Dada a declividade, o potencial de escoamento superficial é alto, sendo essas escarpas vulneráveis à erosão. Os escorregamentos de taludes e queda de blocos são os principais processos erosivos atuantes nesse compartimento. A comparação entre as fotos aéreas da região de 1977 e de 2005 mostrou que, apesar dessa característica desfavorável, a erosão dessas vertentes pode ser considerada natural ou geológica. Os principais fatores da preservação desses ambientes é que essas escarpas são mantidas pela couraça ferruginosa, pelo Latossolo argiloso e pela vegetação natural preservada. Em toda a escarpa que circunda o Alto Rio Araguaia há somente uma voçoroca, apesar de existirem escorregamentos e outras erosões de menor porte (Fig. 1).

Foto: José Luis Ribente-Jahnir



Fig. 1. Exemplo de uma voçoroca de escarpa na área das nascentes do Rio Araguaia

Contrastando com os chapadões, o compartimento das colinas, em especial aquelas desenvolvidas sobre os solos arenosos, ou mesmo areno-argilosos, apresenta alta densidade de drenagem, e os principais processos erosivos lineares (ravinas e voçorocas) aí encontrados estão geralmente associados às cabeceiras dos cursos d'água de primeira ordem, como mostrou o levantamento feito por Moreira em 1997 (MOREIRA, 2000). Esse compartimento encontra-se, de maneira geral, totalmente desmatado, à exceção de pequenas áreas de vegetação natural remanescente. As atividades agrícolas (pecuária, cultivos de soja, algodão e milho) da região favorecem os processos erosivos com a formação de sulcos, ravinas e voçorocas. Outro impacto observado é o assoreamento de áreas topograficamente mais rebaixadas, fundos de vale e canais de drenagem.

As voçorocas apresentam grandes dimensões, alcançando freqüentemente mais de 500 metros de extensão e profundidades da ordem de 20 metros. Essas voçorocas evoluem por meio de vários mecanismos, com destaque para os escorregamentos rotacionais, favorecidos pelos altos gradientes hidráulicos nos taludes e por *pipirig*.

Formas de controle da erosão linear

Estudos de controle da erosão exigem a caracterização dos fatores e mecanismos relacionados às causas do desenvolvimento dos processos erosivos já explicitados no capítulo anterior. Assim, o primeiro ponto a ser considerado são os locais onde há maior concentração de erosões lineares que, como mostrou Moreira (2000), são as cabeceiras dos cursos d'água de primeira ordem. Esses locais são zonas de convergência dos fluxos superficial e subterrâneo, havendo assim uma interação sinérgica favorável aos processos causadores de incisões sobre vertentes. Em função dessa característica, áreas de cabeceira de drenagem (submicrobacia) devem ser consideradas como áreas de risco de erosão e, portanto, de formação de voçorocas.

Outro condicionante importante é o tipo de solo, uma vez que solos com textura arenosa são extremamente suscetíveis aos processos erosivos, em especial quando sofrem desmatamento generalizado e concentração do escoamento das águas pluviais. Um terceiro fator é a declividade, que interfere de maneira direta no escoamento superficial, sendo função inversa

da infiltração da água no solo, ou seja, quanto maior a declividade, menor a taxa de infiltração.

O poder erosivo da água depende da densidade e velocidade do escoamento, da espessura da lâmina d'água, da declividade e do comprimento da vertente e da presença de vegetação (MAGALHÃES, 1995). Conforme o tipo de vegetação e a extensão da área vegetada, esse processo pode ser mais ou menos intenso.

A partir do momento da retirada da cobertura vegetal, o solo fica exposto às ações intempéricas, sobretudo da água das chuvas, que anteriormente infiltrava lentamente no solo, que passa então a escoar superficialmente, dependendo da intensidade da chuva. A capacidade de transporte da água que escoa superficialmente depende do volume de água e da declividade do terreno. Dessa forma, o escoamento pode ser difuso ou concentrado. O escoamento difuso, que começa a aparecer quando a quantidade de água precipitada é maior que a velocidade de infiltração, pode transportar consigo partículas de solo, provocar, de início, sulcos pouco profundos, que podem evoluir e chegar a ravinas e voçorocas.

O controle dos processos erosivos deve então estar fundamentado em princípios básicos de controle da erosão: evitar o impacto das gotas de chuva; disciplinar o escoamento superficial, seja ele difuso ou, em especial, concentrado e facilitar a infiltração de água no solo.

Controle de voçorocas em área rural

Os procedimentos para o controle desse tipo de erosão expostos a seguir estão organizados a partir das propostas de São Paulo e Instituto de Pesquisa Tecnológica (1989), Bertolini e Lombardi Neto (1994), Almeida e Ridente Júnior (2001):

- Cercar a área em torno da voçoroca para impedir o acesso ao gado e o trânsito do maquinário agrícola.
- Drenar a água subterrânea que aflora no fundo e nas laterais da voçoroca (*piping*). O sucesso do controle desse tipo de erosão é a coleta e a condução dessa água até o curso d'água mais próximo, que pode ser feito com dreno de pedra, de feixes de bambu ou de material geotêxtil (Fig. 2).

A ação das águas subterrâneas é uma das principais causas da evolução lateral e remontante das voçorocas. Dessa forma, é necessário o

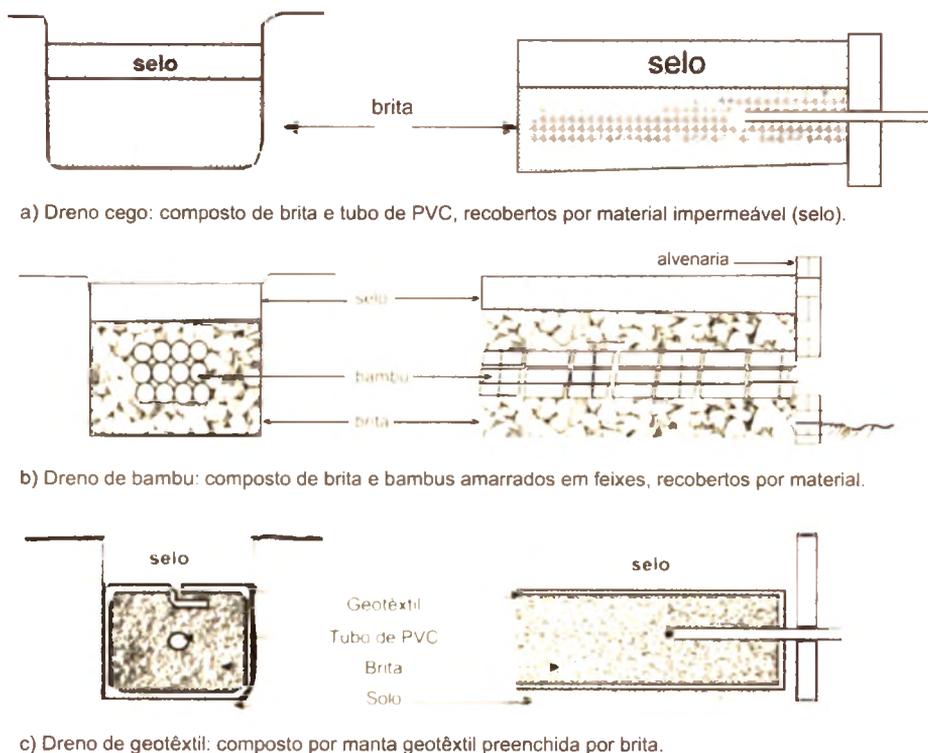


Fig. 2. Exemplos de drenos usados para disciplinamento da água do lençol.

Fonte: São Paulo é Instituto de Pesquisa Tecnológica (1989)

rebaixamento do lençol aflorante, para diminuir a ação do *piping* e implementar as obras necessárias de estabilização.

O tratamento recomendado é a implantação de drenos enterrados, visando a drenagem das águas subsuperficiais, na forma de espinha de peixe, que consiste de um dreno central principal e drenos coletores laterais, estendidos até a base do talude (Fig. 2).

O dreno central, uma valeta trapezoidal ou retangular, deverá ser preenchido com brita 4, ou feixe de bambu, envolta em manta geotêxtil. O dimensionamento deve ser de acordo com a vazão das águas das surgências do fundo da erosão.

Os principais tipos de drenos laterais podem ser do seguinte tipo: dreno cego, drenos de bambu e drenos com material sintético geotêxtil (Fig. 2).

Dreno cego (Fig. 2a) – é composto de uma valeta revestida com material filtrante e de um seguimento de tubo perfurado, colocado na saída do dreno. Sobre o material filtrante é instalado o material impermeável, normalmente constituído por argila ou plástico (selo).

Dreno de bambu (Fig. 2b) – é executado com bambus amarrados em feixes, assentados em vala e envolvidos com manta geotêxtil. O fechamento da vala é feito com material impermeável.

Dreno com material sintético geotêxtil (Fig. 2c) – trata-se do revestimento de uma vala com manta geotêxtil e de preenchimento com material filtrante de enchimento. Após o envolvimento total do material filtrante com a manta de geotêxtil, procede-se o fechamento da vala com material impermeável que funciona como selo. Esse tipo de dreno é mais caro, mas é o mais aconselhado para locais mais problemáticos por ter melhor performance.

A construção dos drenos deve ser realizada de jusante para montante, fazendo sempre interligações laterais com grandes surgências d'água existentes. A ligação entre as linhas deve ser feita por meio de caixas a cada 100 m, com a construção de septos (chicanas ou caixas) para aumentar o percurso da água, diminuindo sua energia. A manta geotêxtil deve sobrepor suas abas em pelo menos 20 cm.

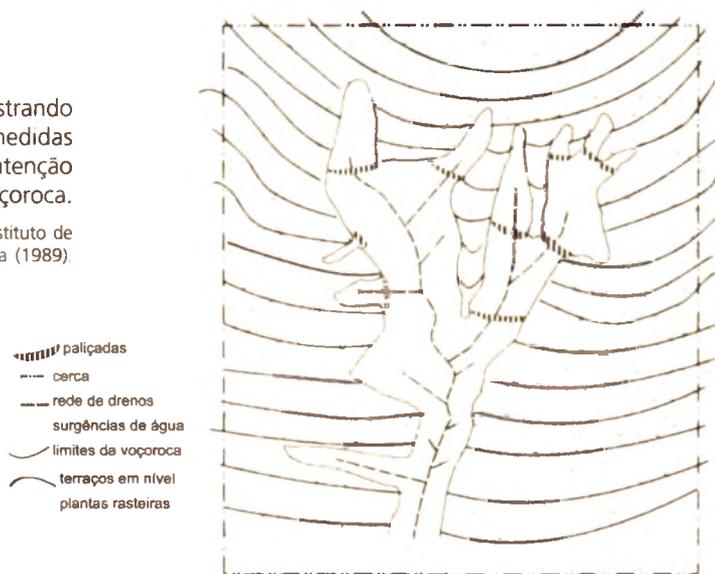
No fundo da erosão, caso o canal esteja assoreado, o material deve ser escavado para melhor assentamento do dreno subterrâneo.

Deve-se controlar a erosão em toda bacia de captação para evitar que o escoamento concentrado em um ou mais canais, como costuma acontecer, chegue até a voçoroca. O controle é feito de duas formas, mecânica e vegetativa. A contenção mecânica é conseguida por meio de um sistema de terraços em nível que propicie a redução da velocidade e a divergência da água pluvial, diminuindo o aporte de águas pluviais para a cabeceira da voçoroca; disciplinando e conduzindo o escoamento até um leito estável de drenagem natural. Os terraços são constituídos de um canal e um camalhão ou dique levantado com terra removida do canal. O terraceamento corresponde ao conjunto de terraços de uma determinada vertente, nos quais seus espaçamentos e características são determinados por algumas variáveis, como declividade da vertente onde serão instalados, tipo de solo e pluviosidade.

As medidas de ordem vegetativa (Fig. 3), apresentadas a seguir, são uma síntese das melhores formas de cultivo para o controle da erosão na bacia de captação (Dias et al., 2000; Lima et al., 2006).

Fig. 3. Esquema mostrando algumas obras/medidas necessárias para a contenção de uma voçoroca.

Fonte: São Paulo e Instituto de Pesquisa Tecnológica (1989).



Plantio em nível

No plantio em nível, as fileiras de plantas e as operações de cultivo devem ser feitas no sentido transversal ao da pendente, em curvas de nível. É um tipo de prática de conservação do solo que não deve ser aplicada isoladamente, pois a destruição de uma das leiras pode vir a desencadear o processo com prejuízo acumulativo; mas sim, como complemento de terraceamentos, canais escoadouros, faixas de vegetação permanente, além de outras práticas.

Plantio direto

Trata-se de um sistema de semeadura no qual o solo não é revolvido. Somente é aberto um pequeno sulco, de profundidade e largura suficiente para garantir uma boa cobertura e contato da semente com o solo. O extermínio de ervas daninhas, antes e depois do plantio é feito com herbicidas.

Suas limitações residem no manejo adequado de herbicidas e das ervas daninhas, além da exigência de assistência técnica especializada. O plantio direto é um sistema muito adequado para o controle da erosão superficial em razão da manutenção dos restos vegetais na superfície e da mínima movimentação do solo.

Culturas em faixas ou consorciamento de culturas

Consiste no plantio de culturas em faixas de largura variável, de forma que se alternem a cada ano as plantas que oferecem pouca proteção ao solo com outras de crescimento denso. Trata-se de uma prática complexa, pois necessita da combinação com outras práticas como plantio em contorno, rotação de culturas e terraços.

Como a prática de controle de erosão laminar é bastante eficiente, principalmente no emprego em culturas anuais, deve ser orientada no sentido das curvas de nível do terreno, alternando a disposição das culturas mais densas (soja, milho, milheto, sorgo), com culturas menos densas (amendoim, algodão, feijão, mandioca).

Adubação verde

É a incorporação ao solo de plantas especialmente cultivadas para esse fim, ou de outras vegetações cortadas quando ainda verdes para serem enterradas. Como controle da erosão, essas plantas servem para a proteção do solo contra a ação direta da chuva quando estão vivas e, depois de enterradas, melhoram as condições físicas do solo pelo aumento de conteúdo de matéria orgânica, favorecendo o crescimento de novas espécies. As espécies mais utilizadas são as leguminosas, pois além de matéria orgânica, incorporam também o nitrogênio ao solo.

Alternância de capinas

A alternância de épocas de capinas em faixas paralelas, principalmente durante o período chuvoso, prática sem nenhum custo adicional ao produtor e que muito colabora para reduzir as perdas por erosão, tanto em culturas

anuais como perenes, consiste em fazer as capinas sempre com intervalo entre uma ou duas faixas e, depois de algum tempo, voltar a capiná-las. A capina deve sempre ser iniciada do ponto mais alto da vertente em direção à jusante. E pode ser aplicada também para o lançamento de herbicidas nas culturas, como substituição à capina.

Faixa de vegetação permanente

São faixas ou cordões de vegetação permanente, com fileiras de plantas perenes e de crescimento denso, dispostas com determinado espaçamento horizontal e sempre em nível. Nas culturas anuais cultivadas continuamente na mesma faixa, ou em rotação, são intercaladas faixas estreitas de vegetação cerrada, formando os cordões de vegetação permanente.

A eficácia dessa prática é a quebra de energia do escoamento da enxurrada e a deposição dos sedimentos transportados. Sua grande vantagem é a facilidade de execução em relação aos terraços. Seu grande inconveniente é a diminuição da área destinada às culturas anuais. Esse tipo de prática é bastante utilizado no controle da erosão eólica, como barramentos das sedes de fazendas, valendo-se principalmente de espécies de eucaliptos.

Quanto à área isolada pela cerca, essa deverá obedecer aos seguintes critérios:

1. Plantio em nível.

2. Iniciar com plantas rasteiras, pois são as melhores opções para diminuir o impacto das gotas de chuva e evitar o escoamento concentrado. Após a pega dessas, a vegetação de maior porte pode ser plantada na área cercada, que deverá permanecer intocada.

Experimentos feitos com várias espécies têm mostrado que as rasteiras *Arachis pintoi* (amendoim-forrageiro), ou *Digitaria swazilandensis* (capim-Suázi), a *Vetiveria zizanioides* Stapf. (vetiver), a *Brachiaria brizantha* (marandu) e o *Melinis minutiflora* (capim-gordura) têm apresentado bons resultados. Antes do plantio, o solo deverá ser submetido à calagem e à adubação química, mediante análise prévia de fertilidade. O plantio deverá obedecer ao espaçamento máximo de 70 cm entre linhas, com 25 sementes/m².

No caso de mudas, o espaçamento deverá ser de 1 m entre linhas por 0,50 m entre plantas. Dependendo das condições de degradação da área, deve-se fazer algum tipo de descompactação. Outra recomendação é aplicar uma cobertura morta após o plantio, caso a temperatura seja alta. A melhor época para o plantio é o início da estação chuvosa. No caso do vetiver o espaçamento entre as linhas pode variar mais de 2,0 m, mas o espaçamento na linha é de no máximo 0,20 m.

Leguminosas de médio e pequeno porte, como a *Crotalaria juncea* ou a *Canavalia ensiformis* (feijão-de-porco), ou leguminosas arbóreas como a *Erythrina velutina* (suinã ou mulungu), só deverão ser plantadas em declividades menores que 20°. As leguminosas arbóreas deverão ser plantadas em covas de 5 m em 5 m, cujas dimensões deverão ser de 50 cm x 50 cm x 50 cm. Antes do plantio, a área deverá ser roçada, e a palhada do corte deverá permanecer no local. O plantio dessas últimas deverá ser feito no sentido da curva de nível.

Deve-se suavizar os taludes da erosão, pois as vertentes das voçorocas são geralmente muito íngremes, havendo a necessidade de diminuir a declividade, não só porque essa diminuição favorece a estabilização dos taludes, reduz a ação da força gravitacional, como também facilitará o plantio da vegetação protetora do solo dentro da voçoroca. Esse tipo de controle só deverá ser feito após a implantação de toda a rede de drenagem subterrânea. O retaludamento deve resultar em taludes 2:1, que devem ser protegidos por meio de obras de drenagem superficial (canaletas de crista e pé de talude, e revegetação com gramíneas). Às vezes, a movimentação de terra para o retaludamento não é possível por causa da profundidade da voçoroca, como é o caso da voçoroca do Urtigão.

A construção de paliçadas ou pequenas barragens pode ser feita com madeira, pedra, galhos ou troncos de árvores, entulho ou terra, tendo a finalidade de evitar o escoamento em velocidade no interior da erosão.

A vegetação da erosão deve ser feita com plantas rústicas que desenvolvam bem em solos erodidos, proporcionem boa cobertura do solo e tenham um sistema radicular abundante. Os tipos de vegetação mais apropriados à proteção de áreas atingidas por voçorocas são as gramíneas (batatais, seda, capim-quicuí e a braquiária) e leguminosas (cudzu e as diversas espécies de *Lespedeza* spp.). O bambu também é uma boa proteção quando plantado junto às laterais internas das voçorocas.

Controle da erosão associada a estradas

Os problemas mais graves de erosão, nas nascentes e no Alto Araguaia, são causados por estradas vicinais e trilhas de gado (como visto no capítulo anterior), por isso o controle desse fator de erosão é primordial.

A principal causa desse processo que atinge as estradas é a ausência de estruturas para captação e o disciplinamento das águas pluviais superficiais. O controle da erosão de estradas vicinais e trilhas de gado deve ser integrado com as práticas de manejo de solo e deve levar em consideração dois fatores importantes:

1. Não permitir que a água das áreas de agropecuária chegue às estradas.

2. A água captada pelo leito da estrada deve ser distribuída nas áreas de agropecuária de modo a não causar erosão.

As estradas internas às propriedades, na região das nascentes e do Alto Araguaia, são geralmente retas e perpendiculares às curvas de nível, o que favorece a concentração do escoamento superficial; é comum também a presença de estradas coincidentes com as linhas de talvegue. No caso das trilhas de gado, não há como realocá-las, sendo hoje a prática mais segura levar a água ao gado, impedindo-o assim de se deslocar até o córrego ou rio que lhes serve de bebedouro. A ONG International Conservation, no âmbito de um projeto que está sendo desenvolvido na região, cedeu a alguns proprietários da região, a título de experiência, alguns bebedouros para gado que foram colocados nos pastos. A experiência parece estar dando certo.

Quanto às estradas, a primeira medida é posicioná-las em nível para que funcionem como terraços e colaborem na interrupção do escoamento superficial. Destaca-se também, como técnica de controle do escoamento das águas superficiais nas estradas, a construção de lombadas e sangradouros laterais. Essas medidas servem para diminuir o volume e a velocidade da enxurrada no leito dessas vias de circulação.

Diques ou barragens de terra

Em vista das particularidades locais e da natureza não coesiva do solo originário dos arenitos da Formação Botucatu, a construção de dique de

terra com sistema interno de drenagem tem apresentado bons resultados na região das nascentes e do Alto Araguaia, como medida de segurança para a obra de estabilização dos taludes laterais da voçoroca.

A opção por dique de terra, em vez de outros tipos de contenção, tem como vantagem a utilização do próprio solo local, possibilitando a compactação das ombreiras, criando um substancial aumento de resistência à erosão nesses locais. O local de construção do (s) dique (s) de contenção deve ser escolhido por meio de análise geotécnica do terreno, realização de ensaios e, se necessário, sondagens.

A área de instalação dos diques deve ser escavada superficialmente para a instalação da obra diretamente sobre o arenito pouco alterado, procurando-se evitar problemas de recalque na base da obra (conforme os dados das sondagens). Com base nas experiências locais, mesmo sendo construído sobre o arenito, o dique deve ter sua base construída com solos mais argilosos, em pelo menos 1 m de altura, visto que os solos originados do arenito nunca têm mais que 9 % de argila em sua constituição e, mesmo que bem compactados, são muito friáveis.

Para permitir a drenagem da água, o ideal é construir uma cava drenante, com manta de geotêxtil envolvendo uma camada de 20 cm de brita e tubo dreno ao longo do dique, garantindo-se o escoamento da água do lençol freático de forma controlada. Esse procedimento garante a estabilidade do dique que, no talude de jusante, deve receber uma proteção especial com manta drenante e sacos de solo/cimento, formando uma escada hidráulica em toda sua face.

Concluída essa etapa, deve ser construído um vertedouro de superfície para permitir o escoamento da água superficial que corre no fundo da erosão. O dique deve ser construído com o lançamento de terra e a compactação criteriosa do material. Esse procedimento deve tornar o dique mais impermeável (permeabilidade da ordem de 10^{-6} cm s⁻¹) que o solo (permeabilidade de 10^{-3} cm s⁻¹), direcionando o fluxo da água para o sistema de drenagem subterrânea. Os diques devem ter taludes de jusante 3:1, e de montante 2:1.

Represas com sistemas de aterramentos muito simples têm dado certo na região para o controle de voçorocas, cujas cabeceiras estejam em torno de 10 m de profundidade e no máximo 50 m de largura. Esse tipo de

barragem não necessita da cava drenante, comportando somente um sistema de vertedouro tipo cachimbo. O diâmetro do vertedouro deve estar de acordo com a vazão e com o máximo de chuva já ocorrido na região. Dependendo do comprimento e das ramificações existentes, as barragens de terra devem ser distribuídas ao longo da voçoroca e ramificações.

Revegetação das áreas com movimento de terra

Ao longo de toda a obra de terra, consorciados com os terraços da bacia de contribuição, devem ser construídos terraços (camalhões). Nas porções onde foi realizado movimento de terra, é necessário o plantio imediato de espécies rasteiras de rápido crescimento e que sejam resistentes a terrenos de baixa fertilidade, como capins e gramíneas consorciadas a leguminosas. O plantio pode ser direto, ou em touceiras, ou por semeadura. Nos camalhões, recomenda-se que seja realizado o plantio de rasteiras em touceiras ou placas. Tais medidas são importantes para evitar a formação de erosão nos taludes da obra, principalmente nos períodos chuvosos.

Posteriormente, a vegetação deverá ser consorciada com espécies arbóreas do Cerrado, em especial leguminosas, permitindo assim a recomposição do Cerrado original.

Conservação das obras

A realização completa das obras propostas acima deve ser prevista para a época do ano em que não ocorrem chuvas intensas, evitando-se, assim, que essas atinjam as obras parcialmente executadas, o que poderia levar à sua destruição e à necessidade de revisão completa do projeto.

A manutenção periódica dos terraços, camalhões de estradas, canais e drenos é de fundamental importância para se atingir o objetivo de recuperação de áreas erodidas. O colapso de uma simples estrutura pode geralmente comprometer toda a obra. As medidas de manutenção, como limpeza, desobstrução e reparos de canais e tubulações, contribuem também para prolongar a vida útil das obras.

Referências

- ALMEIDA, G. S.; RIDENTE JÚNIOR, J. L. **Diagnóstico, prognóstico e controle de erosão**. Apostila de curso ministrado no VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão, Goiânia, 2001. 70 p.
- BAHIA, V. G.; CURI, N.; CARMO, D. N.; MARQUES, J. J. G. S. M. Fundamentos de erosão do solo: tipos, formas, mecanismos, fatores determinantes e controle. **Informe Agropecuário**, v. 16, n. 176, p. 25-31, 1992.
- BÉRTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F. Controle de voçorocas. In: BERTOLINI, D.; KROLL, F. M.; LOMBARDI NETO, F.; CRESTANA, M. de S. M.; DRUGOWICH, M. I.; ELIAS, R.; CORRÊA, R. O.; BELLINAZZI JÚNIOR, R. (Ed.). **Manual técnico de manejo e conservação do solo e água**: tecnologias disponíveis para a implementação de técnicas complementares no solo. Campinas: CATI, 1994. 65 p.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.
- BOEGLIN, J. L.; ROQUIN, C.; MORTATTI, J.; TARDY, Y. Erosion chimique et mécanique sur les bassins du Niger et de l'Amazonie. Evolution climatique et paléoclimatique des paysages tropicaux. **Comptes rendus de l'Académie des sciences**. Série 2. Sciences de la terre et des planètes, v. 326, p. 625-632, 1998.
- DIAS, P. F.; ROCHA, G. P.; ROCHA FILHO, R. R.; LEAL, M. A. de A.; ALMEIDA, D. L. de; SOUTO, S. M. Produção e valor nutritivo de gramíneas forrageiras tropicais, avaliadas no período das águas, sob diferentes doses de nitrogênio. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v. 24, n. 1, p. 260-271, 2000.
- HERNANI, L. C.; PRUSKI, F.; MARIA, I. C. de; CASTRO FILHO C.; FREITAS, P. L. de; LANDERS, J. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, J. R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 174 p.
- LAL, R. **Methods and guidelines for assessing sustainable use of soil and water resources in the tropics**. Columbus: The Ohio State University, 1994. (Technical Monograph, 21).
- LIMA, J. A. de; PINTO, J. C.; EVANGELISTA, A. R.; SANTANA, R. A. V. **Amendoim forrageiro** (*Arachis pintoi* Krapov. & Gregory). Lavras: UFLA, 2006. 21 p. (Boletim técnico, 04).
- MAGALHÃES, R. A. **Processos erosivos e métodos de contenção**. Ouro Preto: CEEB, 1995.
- SÃO PAULO. Secretaria de Saneamento e Energia. Departamento de Águas e Energia Elétrica; INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. **Controle de erosão**: bases conceituais e técnicas, diretrizes para o planejamento urbano e regional: orientações para o controle de voçorocas urbanas. São Paulo, 1989. 92 p.

Capítulo 15

Realidade socioeconômica das propriedades rurais na região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT

Márcia Maria de Paula

Alcebiades Diogo

Manuel Rodriguez Carballal

Marco Antonio Ferreira Gomes

Introdução

A região das nascentes do Rio Araguaia, nos últimos anos, tem sido manchete de muitos jornais. Diferentes segmentos da sociedade, principalmente as comunidades ambientalista e científica, têm-se mostrado preocupadas com a situação atual de degradação de suas nascentes, como resultado de uma proposta de política desenvolvimentista recente, voltada para a busca de solução e mesmo de uma série de estudos e ações para tentar reverter o quadro de impacto ambiental que ora se mostra evidente na região.

A ocupação na região foi intensificada na década de 1970, fomentada principalmente pelo Programa de Desenvolvimento do Cerrado (Polocentro) (ALHO; MARTINS, 1995) que, entre os vários instrumentos de apoio, não considerou o componente ambiental em sua implementação. O resultado foi o descumprimento das diversas legislações inerentes ao meio ambiente, com ausência de vegetação nativa, ciliar e de proteção às nascentes, ineficiência das práticas conservacionistas de água e solo, além de outros que contribuíram para a concentração de escoamento superficial, processo erosivo acelerado principalmente na forma de voçorocas e assoreamento ao longo dos cursos d'água.

As nascentes do Rio Araguaia situam-se na região *core* do Cerrado, na porção noroeste do Parque Nacional das Emas, uma das mais representativas unidades de conservação do bioma Cerrado e reconhecida, mundialmente, como Patrimônio Natural da Humanidade, elevado pela Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) para o desenvolvimento em 2001. A região assume ainda uma grande importância no que diz respeito aos recursos hídricos, pois nela encontram-se as nascentes de rios que drenam três grandes bacias hidrográficas da América do Sul (região divisora de águas): Bacia do Prata, Bacia Amazônica e Bacia do Paraguai (Fig.1) (FUNDAÇÃO ECOLÓGICA DE MINEIROS, 1998), além de ser área de recarga do Aquífero Guarani, o maior aquífero da América do Sul e um dos maiores do mundo.

A região ainda foi considerada como área crítica nas porções de recarga do Aquífero Guarani. Gomes et al., 2000 evidenciam os impactos ambientais, representados principalmente pelos processos erosivos com presença de enormes voçorocas e assoreamento dos cursos d'água. Moreira,



Fig. 1. Bacias hidrográficas na região do entorno do Parque Nacional das Emas (Laboratório de Geoprocessamento da Fundação Ecológica de Mineiros).

1999, identificou na região, a partir de imagem de satélite, mais de uma centena de voçorocas de grande porte graças ao manejo inadequado dos solos, principalmente os Neossolos Quartzarênicos.

Apesar do Parque Nacional das Emas ser uma área relevante nas pesquisas ambientais e diversos trabalhos já terem sido publicados tendo como objeto de estudo essa importante Unidade de Conservação, a região do seu entorno só despertou a comunidade científica na década de 1990. Diversas instituições, entre organizações não-governamentais, universidades e órgãos do governo, vêm desenvolvendo uma série de estudos para propor ações que revertam o atual quadro (FUNDAÇÃO ECOLÓGICA DE MINEIROS, 1998; MOREIRA, 1999; GOMES et al., 2000; BRANDÃO, 2001; MEDEIROS, 2001; BRANDÃO, 2001; OLIVEIRA et al., 2003; VILHENA, 2003; BARBIERI, 2004).

O atual Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei do SNUC, n. 9.985 de 18 de julho de 2000) diz "Art. 2º, XVIII - Zona de Amortecimento é o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade". Com a implantação do novo Plano de Manejo do Parque Nacional das Emas, os agricultores do entorno, e entre eles os produtores rurais, da região das nascentes do Rio Araguaia, estão sujeitos às condições de produção e manejo propostos no referido plano (IBAMA, 2004).

O presente estudo teve por objetivo fazer uma avaliação socioeconômica da região das nascentes do Rio Araguaia, a partir de uma revisão bibliográfica de estudos já realizados na área, e retomar um trabalho iniciado em 2000, em que um grupo de técnicos do serviço de extensão rural – Agenciarual – Unidade Mineiros, e da faculdade local – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior (Fimes), no âmbito do Projeto de Recuperação Ambiental das Nascentes do Rio Araguaia, coordenado pela Fundação Ecológica de Mineiros, aplicou um questionário aos agricultores da região, com o objetivo de conhecer a realidade local. Os dados levantados em 2000 foram atualizados em 2005 por uma equipe técnica coordenada por professores da Fimes.

Na primeira parte do trabalho, procurou-se fazer uma abordagem macro da agricultura no contexto da sustentabilidade. Posteriormente, uma avaliação do desenvolvimento agrícola no Cerrado e especificamente na região das nascentes do Rio Araguaia e, finalmente, a apresentação dos dados coletados no trabalho de campo.

Agricultura e sustentabilidade

O desenvolvimento da agricultura ocorreu nas mais diferentes regiões do mundo sem considerar os aspectos ambientais e sempre com a justificativa da necessidade constante da produção de alimentos. Novas áreas foram e são abertas para a atividade agrícola de forma desordenada, e admitiu-se até então a expansão agrícola a qualquer custo.

Atualmente, o setor agrícola tem sido palco de grandes debates enfocando a sustentabilidade da atividade, ou seja, a agricultura, que é inteiramente dependente do meio ambiente, tem um grande desafio, que é a produção de alimentos, aliada à conservação dos recursos naturais dos quais ela faz uso (ZYLBERSZTAJN; NEVES, 2000).

No âmbito internacional, além dos aspectos da sustentabilidade, os assuntos relacionados ao desenvolvimento do meio rural passam, também, pela questão da multifuncionalidade (PINAZZA; ALIMANDRO, 2000). Esse conceito de multifuncionalidade da agricultura diz que, além da produção em massa de alimentos para o consumo, o meio rural é responsável também pela produção de alimentos sofisticados, produtos orgânicos e de menor

impacto ambiental, produção de bens orientados a nichos e segmentos de mercados e ainda serviços ligados a turismo, lazer e preservação ambiental.

O termo Agricultura Sustentável começou a ser difundido em razão da necessidade que a sociedade, acadêmica, técnica, produtores, enfim por todos os atores envolvidos no setor, sentiu de mostrar sua preocupação em torno do modelo instalado nos pós-guerra (década de 1950) – a chamada Agricultura Moderna. Tal modelo, também conhecido como convencional, é baseado em insumos criados pelo homem (adubos, pesticidas, máquinas, sementes melhoradas e, no caso do Brasil, sustentados pelo crédito agrícola), usados intensivamente e fundamentados nos conhecimentos do mecanismo de nutrição de plantas e nas leis de herança. Pouco dependente e bastante depredatório dos recursos naturais, esse modelo de agricultura vê o solo apenas como um sustentáculo, desconsiderando a dinâmica da matéria orgânica e os demais fatores que se interagem no meio produtivo.

A definição da Agricultura e Desenvolvimento Rural Sustentado foi primeiramente dada em uma reunião da Food and Agriculture Organization (FAO), organização ligada à Organização das Nações Unidas (ONU), em Den Bosh, 1991. O documento definia da seguinte forma o Desenvolvimento Agrícola Sustentado:

O manejo e a conservação da base de recursos naturais, e a orientação da mudança tecnológica e institucional, de maneira a assegurar a obtenção e a satisfação contínua das necessidades humanas para as gerações presentes e futuras. Tal desenvolvimento sustentável (na agricultura, na exploração florestal e na pesca) resulta na conservação do solo, da água e dos recursos genéticos animais e vegetais, além de não degradar o ambiente, ser tecnicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceito. (ZYLBERSZTAJN; NEVES, 2000).

Em momento algum, deve-se desconsiderar os ganhos da Revolução Verde, período conhecido quando a Agricultura Moderna começou a ser difundida. Nesse período, observou-se um extraordinário aumento da produção de cereais em diversos países no mundo inteiro, principalmente nos países em desenvolvimento, o que garantiu a segurança alimentar, não no sentido da qualidade, mas sim nos aspectos quantitativos dos povos daqueles países.

Com o surgimento ou ainda a ativação de vários grupos (Agricultura Biodinâmica na Alemanha, Agricultura Natural no Japão, Agricultura Biológica na França entre outros), espalhados pelo mundo inteiro, a idéia de uma

agricultura alternativa ao modelo então instalado foi sendo difundida. E a percepção de que os problemas ambientais, antes entendidos como específicos e controláveis, passam a ser preocupantes devido ao alto grau de degradação instalado pelo modelo de agricultura utilizado.

Os problemas ambientais decorrentes de tal modelo podem ser representados pela degradação do solo (erosão com conseqüente assoreamento dos cursos d'água, por exemplo), contaminação de recursos hídricos pelos agroquímicos (inseticidas, fungicidas, herbicidas, etc), perda e comprometimento da biodiversidade. Tais problemas são comuns aos grandes projetos agropecuários, que sempre priorizam as monoculturas e não consideram o componente ambiental como parte importante do processo (EMBRAPA, 1994).

A nova visão instituída tem, como premissa, o uso controlado dos recursos naturais, com a utilização de práticas que minimizem os impactos ambientais. Tais ações vêm ao encontro de vários acordos internacionais, que têm nas restrições ambientais e sociais as bases para as mais diversas negociações. Isso sem contar a preocupação crescente dos consumidores que, a cada dia mais, têm optado por produtos seguramente saudáveis, como no caso dos produtos orgânicos e de origem conhecida.

O desenvolvimento da agricultura e pecuária na região do Cerrado

O Brasil é reconhecido mundialmente pelo seu potencial agrícola e, ainda mais com a incorporação da região do Cerrado, nos últimos 30 anos, como uma das últimas fronteiras agrícolas. Em entrevista concedida à Revista VEJA de 2/4/1997, o engenheiro agrônomo norte-americano Ernest Borlang (Prêmio Nobel na década de 1970 e um dos pais da Revolução Verde) diz que: “Poucos países no mundo conseguiram uma eficiência na produção agrícola como o Brasil. O desenvolvimento do Cerrado é um feito único. Na década de 1970, era uma região de solo ácido. Agora é uma das últimas fronteiras agrícolas do planeta”.

As áreas do Cerrado brasileiro ocupam cerca de 25 % do território nacional, constituindo o segundo maior bioma em tamanho da América Latina. De toda essa área, apenas 3 % de sua extensão está legalmente protegida em Unidades de Conservação (IBAMA, 2004). Uma das mais

representativas delas é o Parque Nacional das Emas, com mais de 130 mil hectares e situado na região do Planalto Central. A região assume ainda uma grande importância no que diz respeito aos recursos hídricos, pois nela encontram-se as nascentes de rios que drenam três grandes bacias hidrográficas da América do Sul (região divisora de águas): Bacia do Prata, Bacia Amazônica e Bacia do Paraguai (Pantanal Matogrossense), além de ser área de carga e recarga do Aquífero Guarani.

O regime hídrico conta com estação seca e estação chuvosa bem definidas, com uma pluviosidade que varia de 800 mm a 2.000 mm anuais. Os solos são de origem antiga e predominam os Latossolos, profundos, bem drenados e com topografia plana (menos de 3 % de inclinação) na sua maioria. São ricos em argilas e óxidos de ferro e alumínio e aproximadamente 90 % são distróficos, ou seja, são ácidos e de baixa fertilidade natural, no entanto apresentando condições ideais para a fertilidade construída, topografia plana, facilmente mecanizável e tecnologia disponível para a adequação nutricional dos solos.¹¹

O Cerrado, além de apresentar as características adequadas à produção agrícola, o que foi notório nas últimas décadas com a conversão do ambiente natural em imensas áreas de produção, possui uma das maiores diversidades biológicas, sendo considerada uma das savanas tropicais mais ricas, apresentando um alto índice de endemismo. No entanto, com a conversão das áreas originais em áreas produtivas, o Cerrado foi considerado um *Hotspot* (estudo realizado pelo Instituto Conservação Internacional – ICI do Brasil), pois as áreas nativas sofreram forte pressão antrópica, restando apenas 20 % da sua vegetação original (IBAMA, 2004).

Considerando a ocupação econômica na região do Cerrado, torna-se importante dividir em duas fases, antes e depois da década de 1970. Até os meados da década de 1960, o Cerrado, por suas características e restrições edáficas e hídricas, era inapropriado para a agricultura. Sua ocupação se baseou na pecuária extensiva, conduzida em grandes propriedades, e a agricultura se restringia às áreas de vertentes, de vegetação de mata, com caráter de agricultura de subsistência (SHIKI, 1995). Na década de 1970, com programas governamentais, aliando pesquisa, infra-estrutura e crédito subsidiado, a região se transformou na mais nova fronteira agrícola do mundo. Agricultores experientes, principalmente vindos do Sul do País, foram atraídos pela grande disponibilidade de terras a preços mais baixos e pelos incentivos fiscais para abertura de novas áreas (ALHO; MARTINS, 1995).

O Cerrado possui uma área de 200 milhões de hectares: destes, 35 milhões são de pastagens cultivadas, na sua maioria, apresentando-se como pastagens degradadas, com baixa capacidade de suporte; 10 milhões de hectares de culturas anuais e 2 milhões de hectares ocupados com fruteiras, café e essências florestais. Essa produção corresponde, atualmente, por 30 % das principais lavouras do País, 40 % do rebanho bovino e 20 % do rebanho suíno nacional (ASSAD; ASSAD, 1999 citado por BEZERRA; VEIGA, 2000).

Os estudos mostram que duas correntes discutem o desenvolvimento na região do Cerrado; uma tem a visão única da fronteira agrícola, ainda com uma vasta disponibilidade de terra a ser cultivada, que desconsidera a riqueza da biodiversidade. E a outra, com a visão de se potencializar as áreas já abertas, com tecnologias verdadeiramente adaptadas à região, como o plantio direto e ainda a integração agricultura e pecuária, principalmente no intuito de melhorar o nível das pastagens, que se encontram bastante degradadas (Fig. 2) (BEZERRA; VEIGA, 2000).



Foto: Marcia Maria de Paula

Fig. 2. Pastagem degradada em áreas de Neossolo Quartzarênico situadas na região das nascentes do Araguaia.

Estudos realizados pelo Ministério da Agricultura (COELHO, 2000) mostram que, da área total do território brasileiro – 851 milhões de hectares, 700 milhões são ocupados da seguinte forma: Floresta Amazônica – 350 milhões, pastagens – 220 milhões, reflorestamento – 5 milhões, centros urbanos, estradas, lagos e pântanos – 20 milhões, reservas legais – 55 milhões, e

lavouras – 50 milhões. Desses, 36 milhões correspondem à área cultivada com grãos. Os 151 milhões de hectares restantes estão na região do Cerrado (Tabela 1).

Do ponto de vista da conservação, essa visão de fronteira agrícola, apresentada neste quadro, é extremamente preocupante, sendo que o Cerrado, até então ocupado por grandes projetos sem o planejamento adequado, é visto apenas como uma área vazia a ser ocupada. É necessário, e com urgência, que a riqueza de sua biodiversidade seja considerada, e que os programas de desenvolvimento contemplem na sua essência os componentes ambientais, pois só assim ter-se-á a segurança da preservação desse grande patrimônio genético.

Tabela 1. Área disponível para a produção agrícola no Brasil.

1. Área total do Brasil	850.000.000 ha
2. Cerrado	200.000.000 ha
3. Outras	650.000.000 ha
4. Áreas ocupadas, reservas e florestas nativas	700.000.000 ha
• Floresta Amazônica	350.000.000 ha
• Lavouras perenes	9.000.000 ha
• Lavouras temporárias (ciclo anual)	41.000.000 ha
• Pastagens naturais e plantadas	220.000.000 ha
• Reflorestamento	5.000.000 ha
• Centros urbanos, estradas, lagos e pântanos	20.000.000 ha
• Reservas legais	55.000.000 ha
5. Áreas agricultáveis ainda não utilizadas	150.000.000 ha
• Apropriadas para grãos no Cerrado	90.000.000 ha
• Aptas para outras atividades agrícolas	30.000.000 ha
• Reservas	30.000.000 ha

Fonte: Revista de Política Agrícola, Ministério da Agricultura e do Abastecimento (COELHO, 2000).

A região das nascentes do Rio Araguaia

A região das nascentes do Rio Araguaia, objeto deste estudo, compreende uma área aproximada de 50 mil hectares, situada no sudoeste goiano. A referida área é formada pelas nascentes e se estende a aproximadamente 30 quilômetros rio abaixo, na divisa dos estados de Goiás e Mato Grosso, englobando os municípios de Mineiros, GO e Alto Taquari, MT.

Tais nascentes encontram-se altamente comprometidas devido ao modelo inadequado de exploração dos recursos naturais, que passou a vigorar na região nas últimas três décadas, principalmente com a monocultura da soja e a pecuária extensiva. A região ainda foi considerada como área crítica nas porções de recarga do Aquífero Guarani. Gomes et al. (2000), evidenciam os impactos ambientais, representados principalmente pelos processos erosivos com presença de enormes voçorocas e assoreamento dos cursos d'água. A situação da região exige medidas eficazes no manejo dos recursos naturais e uma série de ações vem sendo implementada na região, como a implantação do Corredor Ecológico Cerrado-Pantanal, coordenado pelas organizações não-governamentais Instituto Conservação Internacional (CI do Brasil) e Oréades Núcleo de Geoprocessamento, Projeto de Agricultura e Conservação (Instituto The Nature Conservancy e Fundação Ecológica de Mineiros), entre outras.

Até os meados da década de 1970, a região das nascentes era considerada imprópria à agricultura, vista como um grande vazio econômico. Sua ocupação baseava-se na pecuária extensiva, que utilizava as pastagens nativas e o fogo como manejo para aproveitar a rebrota do capim. Algumas áreas eram utilizadas como pousada de boiadas, nas grandes comitivas, como no caso da Lagoa Azul (também conhecida como Nascente A), próximo ao Portão do Bandeira do Parque Nacional das Emas.

No final da década de 1970 e em meados da década de 1980, a região ganhou um novo impulso com a implantação dos programas governamentais e, conseqüentemente, com a chegada dos experientes agricultores do Sul do País. Silva, 1991, relata as primeiras famílias que vieram do Sul, das cidades de Palmeiras das Missões, Carazinho, Não Me Toque e Alegrete, Rio Grande do Sul, mudando drasticamente a paisagem local. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 1974 Mineiros, GO, plantava 92 hectares de soja, e a cada ano que se passava a produção crescia. Atualmente a produção de soja no município é de 133 mil hectares na primeira safra – safra de verão, excluindo as outras culturas (milho, sorgo, algodão e arroz) – Tabela 2 – (AGÊNCIA GOIANA DE DESENVOLVIMENTO RURAL E FUNDIÁRIO, 2006).

Nas últimas décadas, a produção agrícola na região, principalmente a produção de grãos, foi fortemente implementada. As terras, que antes eram desvalorizadas, passaram a ter um grande valor. Hoje, as áreas conhecidas por chapadões (áreas planas com vegetação original caracterizada por campos) são as mais valorizadas da região, sendo o Cerrado totalmente

substituído por áreas de agricultura (monocultura) mecanizada, exceto a área do Parque Nacional das Emas (MACEDO, 1995).

As inovações ocorridas com o uso de pastagens plantadas e a chegada da tecnologia de cultivo nos chapadões trouxeram mudanças na economia da região. Mudanças sociais também ocorreram, tanto com a chegada de migrantes do Sul do Brasil, quanto com o aumento de importância da agricultura em relação à pecuária que, na região, é praticada nas áreas conhecidas por furnas (ao contrário dos chapadões, são áreas de maior declive e apresentam, na sua maioria, solos arenosos).

Tabela 2. Demonstrativo da produção agrícola, Safra 2005/2006, para o Município de Mineiros, GO (Safra Normal e Safrinha)⁽¹⁾.

Cultura	Área plantada (ha)	Produtividade média (kg ha⁻¹)
Safra normal	xxx	xxx
Soja	133.000	2.400
Milho	3.500	6.600
Algodão	2.496	3.000
Arroz	500	1.800
Safrinha	xxx	xxx
Milho	22.000	4.200
Sorgo	18.000	2.100
Trigo	200	1.200

Safra Normal – plantio de verão, feito no início do período chuvoso que, na região, ocorre em outubro. Safrinha é a segunda safra, ou a safra de inverno, que é plantada depois da colheita da safra normal (subseqüente ao plantio da soja), e a cultura é semeada no final de fevereiro e início de março.

Fonte: Agência Goiana de Desenvolvimento Rural e Fundiário (2006)

Atualmente, temos na região uma agricultura de primeiro mundo, com uso de altas tecnologias, produção de grãos em escala para exportação (monocultura), convivendo com uma pecuária extensiva, de poucos investimentos e de retornos econômicos baixos.

A pecuária é praticada na região de forma extensiva, ocorre predominantemente em locais de solos arenosos e de boa disponibilidade de água. Ao contrário do que ocorreu com a agricultura, a pecuária não recebeu incentivos para investimentos na melhoria das técnicas utilizadas,

fato que justifica o perfil encontrado como pecuarista descapitalizado, extensas áreas com pastagens degradadas e atividade em dificuldade.

Boa parte dos solos ocupada por pastagens não apresenta as práticas de manejo recomendadas, facilitando sua degradação. Para os pecuaristas, as pastagens não são consideradas como cultura, mas sim como um recurso natural a ser explorado, fazendo com que o produtor abra novas áreas de vegetação nativa. No Cerrado, a pastagem é uma das mais fortes pressões para conversão de áreas naturais em áreas exploradas. Ao mesmo tempo, as pastagens degradadas tornam-se áreas potenciais para processos erosivos (Fig. 3), que, dada à fragilidade dos solos arenosos, ocorrem com frequência.



Foto: Demerval Gonçalves

Fig. 3. Vista área da Fazenda Retiro do Araguaia, na região das nascentes do Rio Araguaia. Em destaque a voçoroca Chitolina.

No entanto, numa perspectiva ambiental, há uma visão positiva nas áreas de pastagem na região do entorno do Parque Nacional das Emas e que, conseqüentemente, engloba as nascentes do Rio Araguaia. Em seus estudos, Barbieri (2004) observou que nas áreas de pecuária, os produtores rurais conservam mais a vegetação nativa que nas áreas de produção de grãos. Apesar do não cumprimento efetivo da legislação ambiental, os pecuaristas são mais propensos a cumpri-lo, contribuindo de certa forma com a manutenção da biodiversidade na região.

Metodologia utilizada no levantamento socioeconômico da região

A área de abrangência do projeto situa-se na região das nascentes do Rio Araguaia, pertencente aos estados de Goiás e Mato Grosso, região de recarga do grande manancial subterrâneo Aquífero Guarani; além da importância deste, é também uma região de agricultura altamente tecnificada conforme os dados subseqüentes. Essa área possui, aproximadamente, 50 mil hectares que se estende desde as nascentes até cerca de 30 quilômetros rio abaixo. Nos fundos de vale (região de furnas), os solos são predominantemente Neossolos Quartzarênicos, apresentando também Latossolos Vermelhos de textura média. O relevo na área das nascentes é diversificado, constituído por furnas e chapadas, como são conhecidos na região, com altitude média de 850 m, com escarpas retilíneas entalhando o Latossolo Vermelho argiloso.

O clima da área de pesquisa pode ser classificado como tropical úmido com estação seca de três a quatro meses. Os dados pluviométricos da região mostram que nos períodos chuvosos normalmente a pluviosidade ultrapassa 1.000 mm, sendo que os meses de dezembro, janeiro e fevereiro concentram 70 % do total das chuvas. A temperatura média anual está em torno de 20 °C, as mínimas raramente são menores que 15 °C, enquanto que as máximas ultrapassam facilmente os 25 °C.

O presente levantamento foi realizado no ano de 2005 com dados de levantamentos anteriores (questionário aplicado em 2000, no âmbito do Projeto de Recuperação Ambiental das nascentes do Rio Araguaia, coordenado pela Fundação Ecológica de Mineiros – Anexo), e atualizados em 23 propriedades pertencentes à área de abrangência do projeto.

Socioeconomia na região das nascentes do Rio Araguaia – resultados e discussão

Nos dados apresentados abaixo estão contidas informações referentes aos proprietários rurais da região das nascentes do Rio Araguaia, suas propriedades, como local de residência dos produtores rurais, escolaridade, origem, atividades agropecuárias desenvolvidas bem como a percepção ambiental dos mesmos.

As referidas propriedades estão localizadas 75 % (16 propriedades) no Estado de Goiás e 25 % (7 propriedades) no Estado de Mato Grosso. A grande maioria dos proprietários reside em Mineiros, GO, com 75 % (16), sendo o restante 25 % (7) moradores de Alto Taquari, MT, dois (2) e cidades distantes da região inclusive outros estados, cinco (5) proprietários. O nível de escolaridade dos proprietários está dividido em 20 % (4 proprietários) somente primeira fase do Ensino fundamental, 30 % (6 proprietários) Ensino Fundamental completo, 15 % (3 proprietários), 35 % (7 proprietários) nível Superior, ficando 3 proprietários sem resposta.

A origem desses produtores teve uma grande influência do avanço dos sulistas que ocorreu principalmente nas décadas de 1970 e 1980, perfazendo 64 % (15) oriundos do Rio Grande do Sul, 23 % (5) de São Paulo, 5 % (1) do Paraná, 5 % (1) do Mato Grosso do Sul e 5 % (1) do Mato Grosso; 77 % (17) estão na região há mais de 25 anos, 5 % (1) entre 20 e 25 anos, 13 % (3) entre 15 e 20 anos e apenas 5 % (1) há menos de 5 anos. Um detalhe importante dessa ocupação é que todos os que vieram do Rio Grande do Sul têm a agricultura como atividade principal (75 %), ficando somente a pecuária pelos ocupantes dos outros estados (25 %). A tradição de cultivar a terra com agricultura faz parte de 77 % (17) dos proprietários, ficando os 23 % restantes (6) com outras atividades.

Quanto ao nível organizacional, cerca de 72 % (17) participam de alguma forma de organização, destacando-se principalmente a Associação dos Produtores de Grãos de Mineiros (APGM), com 14 associados, e o Sindicato Rural com 10 associados, mostrando um bom nível de organização. Somente 27 % (6) não participam de nenhuma forma de organização, destacando-se os pecuaristas (100 %) nesta classe.

Com relação à administração das atividades agropecuárias destaca-se a agricultura com um grande nível de controle, pois 87 % (14) fazem custo de produção (somente 2 não fazem), em contrapartida a pecuária mostra um baixo nível de controle com 100 % (6) dos produtores que não fazem custo de produção. Na agricultura, 82 % (18 de 22) tem um técnico responsável pelo controle da atividade, sendo que na pecuária somente 27 % (6 de 22) tem profissional responsável.

As culturas estão distribuídas da seguinte forma: milho é plantado por 17 % (5) das propriedades em safra normal com área média de 300 hectares e produtividade de 7.200 kg ha⁻¹; soja é plantada por 61 % (17) das fazendas

com área média de 1.120 hectares e produtividade de 3.480 kg ha⁻¹; algodão é plantado por 7 % (2) das propriedades com produtividade de 26 kg ha⁻¹; a safrinha é praticada por 53 % (15) dos produtores, e são cultivados o milho, milheto, sorgo, trigo, aveia e outros. Áreas de pastagem estão presentes em 67 % (19) das fazendas com área média de 510 hectares e rebanho de 420 cab/propriedade, mostrando grande participação na área explorada.

Conforme os dados citados, pode-se notar que a agricultura tem o perfil empresarial de alto nível tecnológico e de produtividade excelente. Os dados da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), 2006, mostram que a média de produtividade no Brasil na safra normal 2004/2005 para o milho foi de 3.026 kg ha⁻¹, e para a soja, 2.208 kg ha⁻¹. A pecuária é uma atividade presente em boa parte das fazendas, mas com nível tecnológico utilizado ainda baixo como podemos ver na lotação animal onde se tem 0,7 UA/ha (420 cab/510 ha), muito próximo da média na região do Cerrado de 0,6 UA/ha (BARBIERI, 2004).

A infra-estrutura das fazendas é vista da seguinte forma pelos produtores: as estradas rurais são problemáticas na opinião de 42 % (8) dos que opinaram a respeito, estando os maiores problemas na área pertencente ao Estado de Mato Grosso e onde a pecuária é a principal atividade; o lixo é enterrado por 77 % (17) dos entrevistados e queimado por 50 % (11) dos mesmos, sendo que somente 14 % (3) faz a reciclagem dentro do possível, sendo que neste caso as propriedades poderiam ter mais de uma alternativa. As embalagens de agrotóxicos são devolvidas nas centrais de recebimento de Mineiros, GO e Alto Taquari, MT, somente aquelas que não têm obrigatoriedade (como de uso veterinário) são enterradas por 30 % dos proprietários (7).

A preocupação com a área legal de reserva está distribuída da seguinte forma: 91 % (20) dos produtores têm reserva legal, sendo 95 % (19) na propriedade e 5 % (1) fora da mesma, ficando somente 9 % (2) que não têm reserva. A averbação foi confirmada por 60 % (12) dos produtores, ficando 15 % (3) que não averbou e de 25 % (5) não foi obtida informação correta (não sabia).

Quando questionados quanto à existência de áreas degradadas em sua propriedade, foi respondido por 50 % (11) dos entrevistados que havia certa forma de degradação, tanto pelos agricultores como pelos pecuaristas.

Isso pode indicar que mais de 50 % pode estar em processo de degradação, pois existe certa resistência do produtor em responder esse questionamento.

A percepção da importância da preservação dos recursos naturais pode ser levantada quando da resposta por 86 % (19) dos entrevistados acharem ótima ou boa a preocupação em definir manejos adequados para se preservar as áreas das nascentes do Rio Araguaia, em que 95 % (21) se dispuseram a colaborar quando solicitado. Houve também respostas, relativamente pessimistas, em que 23 % (5) dos entrevistados não acreditam na obtenção de respostas às suas necessidades, pois, segundo eles, muitos projetos já foram iniciados, e poucos levaram respostas práticas aos produtores, ou seja, o produto final não foi divulgado aos maiores interessados, os próprios agricultores.

Considerações finais

A região das nascentes do Rio Araguaia encontra-se na faixa de recarga do Aquífero Guarani e são consideradas áreas frágeis, visto a atual situação em que se encontram. O uso agrícola intensivo e a forma de manejo inadequado, associada à vulnerabilidade natural, favorecem os processos erosivos, culminando na presença de grandes voçorocas e assoreamento dos cursos d'água.

A ocupação na região das nascentes do Rio Araguaia foi intensificada na década de 1970, fomentada principalmente pelos programas governamentais de desenvolvimento, que entre os vários instrumentos de política agrícola, não consideraram o componente ambiental em sua implementação. O resultado foi o descumprimento das diversas legislações inerentes ao meio ambiente, com ausência de vegetação nativa, ciliar e de proteção às nascentes, ineficiência das práticas conservacionistas de água e solo, além de outros, que contribuíram para a concentração de escoamento superficial e conseqüentemente processo erosivo acelerado.

A presença dos imigrantes do Sul do País é bastante representativa na região das nascentes do Rio Araguaia, e eles vieram atraídos pela grande disponibilidade de terras a preços mais baixos que as do Sul do País e pelos incentivos dos programas governamentais, principalmente o Programa de Desenvolvimento do Cerrado (Polocentro).

As atividades econômicas na região são a agricultura e pecuária. Na agricultura o cultivo é feito em dois períodos: a safra normal, plantio de verão, início do período chuvoso, que na região ocorre em outubro e são cultivados soja, milho e algodão; a safrinha é a segunda safra, ou a safra de inverno, que é plantada depois da colheita da safra normal (subseqüente ao plantio da soja), e a cultura é semeada no final de fevereiro e início de março e são cultivados milho, sorgo, trigo, aveia, girassol e milheto como palha para cobertura de solo.

A agricultura na região alcança altos índices de produtividade, destacando-se no âmbito nacional; já a pecuária não apresenta índices tão satisfatórios como os da agricultura. O que se observa, na prática, são pastagens degradadas e baixo uso de tecnologia no seu manejo. Considerando a fragilidade das áreas como porções de recarga do Aquífero Guarani, é notória a necessidade de adequação do manejo, tanto nas áreas de alta produção de grãos, principalmente no que diz respeito à utilização dos agroquímicos, quanto nas áreas de pecuária, visto à vulnerabilidade natural na formação dos processos erosivos.

Referências

- AGÊNCIA GOIANA DE DESENVOLVIMENTO RURAL E FUNDIÁRIO. Unidade Local Mineiros. **Programa Anual de Trabalho**. Mineiros, 2006. Documento Interno.
- ALHO, C. J. R.; MARTINS, E. de S. **De grão em grão o cerrado perde espaço**; (cerrado : impactos do processo de ocupação). Brasília, DF: WWF/PRO-CER, 1995. 66 p. (Documento para discussão).
- BARBIERI, R. F. **Cerrados sob fazendas**: história agrária do domínio do cerrado. 2004. 276 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, São Paulo.
- BEZERRA, M. do C. L., VEIGA, J. E. de (Coord.). **Agricultura sustentável**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: Ibama: Consórcio Museu Emílio Goeldi, 2000. 190 p.
- BRANDÃO, S. L. de O. **Levantamento dos herbicidas mais utilizados na região do entorno do Parque Nacional das Emas**. Mineiros: FIMES, 2001. (Monografia de conclusão do curso de graduação em Agronomia - Faculdades Integradas de Mineiros).
- COELHO, C. N. O. "Agribusiness" brasileiro e as macrotendências mundiais. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, DF, n. 1, p. 27-36, 2000.

CONAB. **Indicadores da agropecuária**. Brasília, DF, v. 15, n. 4, 2006.

DIAS, B. F. de S. (Coord.). **Alternativas de desenvolvimento dos cerrados**: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis. Brasília, DF: FUNATURA: IBAMA, 1996. 97 p.

EMBRAPA. **Atlas do meio ambiente do Brasil**. Brasília, DF: Embrapa-SPI: Terra Viva, 1994. 138 p.

FUNDAÇÃO ECOLÓGICA DE MINEIROS. **Cumeeira do Brasil**: projetos de preservação ambiental. Brasília, DF: ABEAS, 1998. 96 p.

GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F.; PAULA, M. M. de; DIOGO, A.; CERDEIRA, A. L. **Áreas críticas nas porções de recarga do Aquífero Guarani localizadas nas nascentes do Rio Araguaia**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 16 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 17).

IBAMA. **Plano de Manejo do Parque Nacional das Emas**: GO/MS/MT. Brasília, DF: Ibama: Cebrac, 2004.

MACEDO, J. Os cerrados brasileiros: alternativas para a produção de alimentos no limiar do século XXI. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, DF, v. 4, n. 2, p. 11-18, 1995.

MEDEIROS, C. M. de. **Análise da estrutura fundiária e o uso e manejo da terra nas sub-bacias críticas de erosão linear do Alto Rio Araguaia**. Goiânia: Universidade Federal de Goiás. Instituto de Estudo Sócio-Ambientais, 2001. (mimeo.).

MOREIRA, R. A. **Aquífero Guarani**: caracterização agrícola das áreas de recarga e estimativa do risco de contaminação da água subterrânea na região de Mineiros-GO. 1999. Monografia (Graduação) - Faculdades Integradas de Mineiros, Mineiros.

OLIVEIRA, V. A.; BORGES, L. C.; CALIL, P. M.; ALMEIDA, L. LL. do C., AZEVEDO, W. R., NOGUEIRA, S. de. A. J.; SILVA, M. T. G. **Diagnóstico agroambiental do entorno do Parque Nacional das Emas**: 1ª fase - pedologia, aptidão agrícola e uso atual das terras. Goiânia: AGENCIARURAL, 2003. 13 p. (AGENCIARURAL. Documentos, 2)

PINAZZA, L. A.; ALIMANDRO, R. Novo mundo rural. **Agroanalysis**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 12-24, 2000.

SHIKI, S. Sustentabilidade do sistema agroalimentar nos cerrados; em busca de uma abordagem incluyente. **Revista Agricultura Sustentável**, Jaguariúna, v. 2, n. 1, p. 17-30, jan./jun. 1995.

SILVA, M. J. **Parque das Emas**: última pátria do cerrado: bioma ameaçado. Goiânia: Três Poderes, 1991. 162 p.

VILHENA, F. **Parâmetros para el manejo adaptativo de zonas de amortiguamento en parques nacionales del Cerrado, Brasil**. 2002. 202 p. Thesis (Maestria) – CATIE, Costa Rica.

ZYLBERSZTAJN, D.; NEVES, M. F. (Org.). **Economia e gestão dos negócios agroalimentares**: indústria de alimentos, indústria de insumos, produção agropecuária, distribuição. São Paulo: Pioneira, 2000. 428 p.

Anexo

Questionário: levantamento socioeconômico das propriedades pertencentes à região do projeto *Manejo agroecológico das áreas de recarga do Aquífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT*

Data:

Horário:

Dados do entrevistado

Entrevistado: () Proprietário () Outros (gerente, administrador)

Se for gerente, diga:

Nome:

Escolaridade: () Primário () Médio () Superior () Técnico agrícola

1) Nome do proprietário:

2) Endereço do proprietário:

3) Nível de escolaridade: () Primário () Médio () Superior () Técnico agrícola

4) Local de origem:

5) Há quanto tempo está na região:

- () até 1 ano () de 15 a 20 anos
() de 1 a 5 anos () de 10 a 15 anos
() de 5 a 10 anos () acima de 20 anos

6) Atividade exercida anteriormente:

- () A mesma exercida atualmente
() Outras

Cite:

7) Participa de alguma entidade de classe voltada à agropecuária (sindicato rural, cooperativa, APMG, outros)?

- () Sim () Não

Se sim, qual (is)?

Dados da propriedade

1) Nome:

2) Município:

3) Coordenadas da sede:

4) Microbacia:

5) Regime de uso:

6) Roteiro de acesso:

7) Administração da propriedade

- Local: () Propriedade () Cidade/Estado
Cite:
Realiza custo de produção? () Sim () Não
Possui computador(es)? () Sim () Não
Se sim, é utilizado? () Sim () Não
Possui softwares específicos na área? () Sim () Não
Qual (is)?

8) Profissional responsável

Agricultura

Nome:

Escolaridade: () Primário () Médio () Superior () Técnico agrícola

Pecuária

Nome:

Escolaridade: () Primário () Médio () Superior () Técnico agrícola

As demais áreas de serviço são ocupadas por profissionais com formação adequada?

() Todos () A maioria

() Alguns () Nenhum

Outras áreas? Qual a formação?

9) Qual é a situação da estrada vicinal?

Dados da produção

1) Plantio

Cultura: Área plantada – ha: Produtividade – kg ha⁻¹:

2) Pastagem

Tipo: Área: Situação: Conservação do solo:

3) Pecuária

Extensiva ()

Intensiva ()

Nº de cabeças:

Ocupação e exploração da propriedade

1) Qual o destino do lixo doméstico?

() Enterrado () Reciclado

() Queimado () Outros. Cite:

Embalagens (agrícola, pecuária):

() Enterrado () Reciclado

() Queimado () Outros. Cite:

2) Técnica de produção/manejo:

() Cultivo convencional () Integração pecuária agricultura

() Cultivo mínimo () Safrinha

() Plantio direto () Área em pousio

3) Técnica de conservação do solo:

- | | |
|--|--|
| <input type="checkbox"/> Curvas de nível | <input type="checkbox"/> Bacias de captação |
| <input type="checkbox"/> Terraceamento | <input type="checkbox"/> Proteção de nascentes |
| <input type="checkbox"/> Encabeçamento de terraços | <input type="checkbox"/> Outros. Cite: |
| <input type="checkbox"/> Levantamento topográfico | |

4) Presença de áreas degradadas?

- Sim Não

5) Possui nascentes d'água/rios?

- Sim Não

6) Possui reserva?

- Sim Não

Onde se localiza? Na propriedade Fora da propriedade

Se for fora da propriedade, qual? Condomínio Individual

Averbada? Sim Não Está fazendo a averbação

Existe profissional que presta assistência na área de meio ambiente?

- Sim Não

Se sim, qual a formação?

7) Como você vê a iniciativa para recuperação das nascentes do Araguaia?

- | | | |
|--------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Ótima | <input type="checkbox"/> Regular | <input type="checkbox"/> Péssima |
| <input type="checkbox"/> Boa | <input type="checkbox"/> Ruim | <input type="checkbox"/> Muito tarde |

Por quê? (Regular, ruim, péssima)

8) Você está disposto a participar deste projeto?

- Sim Não

Por quê? (Não)

Parte 3

Ações de Gestão Agroambiental para as Áreas de Afloramento do Aqüífero Guarani no Brasil

Capítulo 1

Ordenamento agroambiental das áreas de afloramento do Aquífero Guarani

Conceitos e aplicações

Marco Antonio Ferreira Gomes

Lauro Charlet Pereira

Anderson Soares Pereira

Marta Camargo de Assis

Emília Hamada

Maria Leonor Ribeiro Casimiro Lopes Assad

Introdução

Com o surgimento de uma demanda sobre o uso sustentável das áreas de recarga do Aquífero Guarani, a partir de uma proposta de agenda básica apresentada em Curitiba em 1996 (ROCHA, 1996), a Embrapa Meio Ambiente propôs, em 1999, um trabalho com abrangência para todas as áreas de recarga em território brasileiro. Esse trabalho, com duração de três anos, aliado a outros posteriores (EMBRAPA, 2002, 2006a, 2006b), possibilitou o levantamento de informações sobre geologia, solos, relevo, vegetação, dados de clima e de uso agrícola em escalas de maior detalhe. A integração dessas informações permitiu a definição das áreas de recarga direta em Domínios Pedomorfoagroclimáticos, importantes nos estudos para proposição do ordenamento agroambiental ora em questão, cujas informações podem ser observadas mais detalhadamente no capítulo um, parte dois, deste livro.

O princípio metodológico simplificado para a caracterização dos domínios leva em conta as atividades agrícolas dominantes, as quais já indicam previamente a carga potencial de entrada de insumos ou agroquímicos, aliada ao manejo do solo; assim, podem ser definidas as áreas que oferecem maiores riscos, tanto em relação à contaminação do lençol freático quanto em relação aos processos erosivos, conforme ilustração da Fig. 1.

Informações adicionais, tais como precipitação pluviométrica e tipo de solo, permitem uma caracterização de risco em escala genérica, de pouco detalhe, a exemplo do que foi feito para toda a área de recarga direta em território brasileiro – Fig. 2 (EMBRAPA, 2002). Essa caracterização fundamentou-se em três níveis: baixo, médio e alto, conforme o tipo de atividade agrícola predominante em cada um dos domínios estabelecidos para essas áreas.

Ao se considerar uma escala de maior detalhe (1:25.000 e 1:50.000), o acréscimo de informações torna-se fundamental, como se observa na Tabela 1, onde foram inseridos parâmetros como condutividade hidráulica e profundidade do nível d'água.

A partir da caracterização dos riscos, por domínio, contida na Fig. 2, foram selecionadas cinco áreas críticas, *worst case*, distribuídas em cinco estados, conforme a seguinte descrição: a) Microbacia do Córrego do

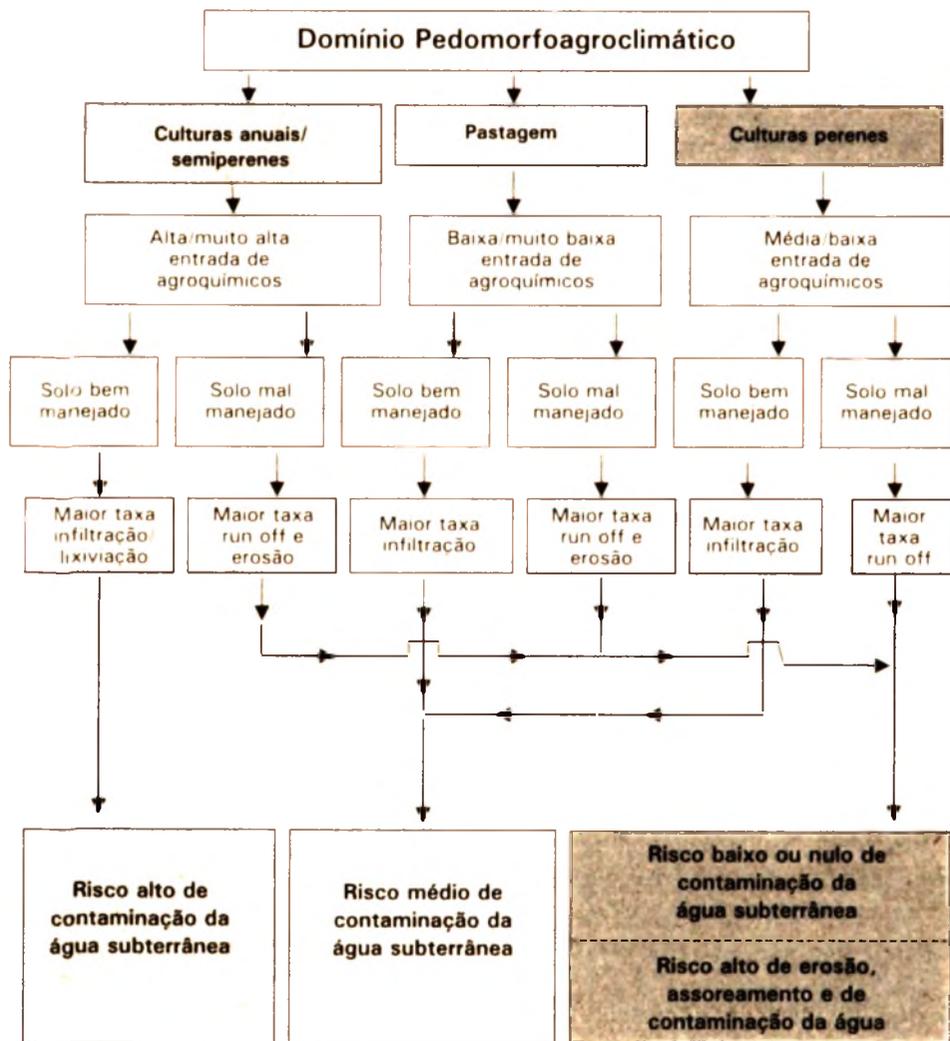


Fig. 1. Esquema adotado para identificação prévia e seleção das áreas críticas por Domínio Pedomorfoagroclimático, considerando cenários de riscos de contaminação e de processos erosivos a partir de três sistemas de uso agrícola principais.

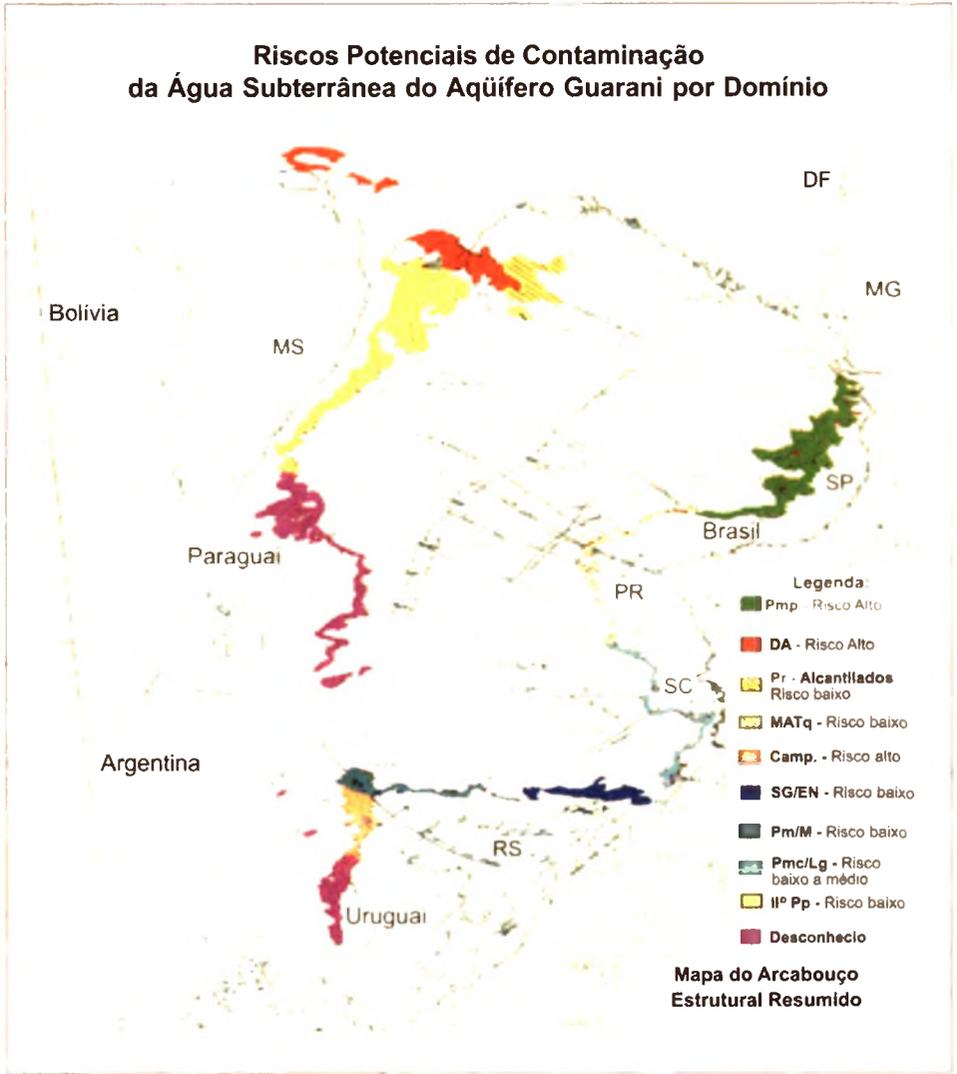


Fig. 2. Mapa de riscos potenciais de contaminação da água subterrânea do Aquífero Guarani por Domínio Pedomorfoagroclicmático (escala 1:5.000.000).

Fonte: mapa obtido da base proposta por Araújo et al (1995).

Tabela 1. Classificação dos riscos potenciais de contaminação da água subterrânea nas áreas de recarga do Aquífero Guarani, em quatro estados brasileiros, considerando a presença de cinco herbicidas.

Produto aplicado	Quantidade (L ha ⁻¹)	Características do produto	Cultura	Estado	Área (ha)	Precipitação média ⁽³⁾ (mm ano ⁻¹)	Vulnerabilidade			Risco Potencial ⁽⁴⁾ de contaminação da água subterrânea
							Condutividade hidráulica ⁽¹⁾ (cm h ⁻¹)	Nível d'água ⁽²⁾ NA (m)	Índice	
Imazetaphyr	1,0	Koc = 70; T _{1/2} vida = 100 dias.	Soja	Goiás	4.000	1.863	Alta	<10	ALTO alto (Aa)	Alto
	1,5		Milho	Goiás	10.000		Média/alta	10-20	ALTO baixo (Ab)	Médio/Alto
Atrazina	1,0	Koc = 100; T _{1/2} vida = 100 dias.	Milho	Mato Grosso	5.800	2.130	Média/alta	<10	ALTO alto (Aa)	Médio
	2,0							10-20	ALTO baixo (Ab)	Médio/Baixo
Simazina	2,0	Koc = 100; T _{1/2} vida = 60 dias.	Milho	Mato Grosso do Sul	2.600	1.460	Alta	>20	MÉDIO alto (Ma)	Baixo
								<10	ALTO alto (Aa)	Médio
Tebutiuron	1,3	Koc = 80; T _{1/2} vida = 360 dias.	Cana-de-açúcar	São Paulo	980.000	1.600	Alta	10-20	ALTO baixo (Ab)	Médio/Alto
								>20	MÉDIO alto (Ma)	Médio
Metolachlor	2,3	Koc = 14; T _{1/2} vida = 90 dias.	Cana-de-açúcar	São Paulo	980.000	1.600	Alta	<10	ALTO alto (Aa)	Alto
								10-20	ALTO baixo (Ab)	Médio/Alto
								>20	MÉDIO alto (Ma)	Médio

Classificada em alta (> 25 cm h⁻¹); média (12,5 a 25 cm h⁻¹) e baixa (2,5 a 12,5 cm h⁻¹), adaptado de Smith e Browning (1946) e Kramer (1969).

NA < 10 m (vulnerabilidade do tipo alto-alto); NA 10 a 20 m (alto-baixo); NA > 20 (médio-alto) conforme São Paulo (1997).

Média dos últimos 5 anos.

⁽¹⁾ Define-se aqui risco potencial como sendo o risco estimado em função da integração das informações relativas aos produtos aplicados com suas respectivas quantidades (carga contaminante estimada) com aquelas relacionadas à vulnerabilidade natural.

Fonte: Embrapa (2002).

Espraiado, região de Ribeirão Preto, SP – Domínio do Planalto Médio Paulista; b) Nascentes do Rio Araguaia/Microbacia dos córregos Cabeceira Alta e Buracão, Município de Mineiros, GO – Domínio da Depressão ou Nascentes do Rio Araguaia; c) Afluentes da margem direita do Rio Taquari, Município de Alcinópolis, MS – Domínio do Médio/Alto Taquari e Coxim; d) Nascentes do Rio Ivaí, Município de Cândido de Abreu, PR – Domínio do Segundo Planalto Paranaense; e) Arroio Jacaguá, margem esquerda do Rio Ibicuí, região de Alegrete, RS – Domínio da Campanha. Posteriormente, foi identificada mais uma área na região de Lages/Ponte Alta, SC, envolvendo as nascentes dos rios Caveiras e dos Cachorros, dentro do Domínio definido como Planalto Médio Catarinense, que assim servirão de estudos de caso e de suporte a uma proposta de gestão, fundamentada nos princípios de sustentabilidade.

O objetivo principal do presente trabalho foi o de desenvolver uma proposta de ordenamento agroambiental específica para as áreas de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani em território brasileiro, como subsídio a uma proposta de gestão ambiental, apoiada nas técnicas de Boas Práticas Agrícolas; para tanto, foram selecionadas duas áreas a partir das cinco descritas acima – a Microbacia do Córrego do Espraiado, Município de Ribeirão Preto, SP, no Domínio do Planalto Médio Paulista, e a região das Nascentes do Rio Araguaia no Domínio da Depressão do Araguaia.

Metodologia de trabalho

Levantamento de informações

A seleção das duas microbacias, as quais serviram como áreas pilotos para estudo de caso e de suporte à elaboração do ordenamento agroambiental das áreas de recarga, foi realizada com base em dois critérios fundamentais: a) estar localizada em área de recarga do Aquífero Guarani e b) possuir predominância da atividade agrícola, preferencialmente intensiva, com alta entrada de insumos.

O levantamento das características fisiográficas das áreas selecionadas foi realizado por meio do material cartográfico e bibliográfico já existente, enquanto que os dados climáticos, pluviosidade e temperatura, foram obtidos a partir de dados já compilados pelo Instituto Agrônomo de Campinas

(IAC) para o Estado de São Paulo e junto aos levantamentos realizados pela Agenciarrural de Goiás, Fundação Emas e Oréades (Núcleo de Geoprocessamento, com instituições localizadas na região das nascentes do Araguaia).

O levantamento do uso agrícola atual das áreas pilotos foi realizado a partir de imagens de satélite Landsat TM, utilizando técnicas de processamento digital de imagem (correções radiométrica e geométrica) e identificação e classificação dos diferentes alvos agrícolas, com confirmação em campo.

Esse trabalho teve como suporte básico a utilização das técnicas de geoprocessamento para o armazenamento, manipulação e integração de dados ambientais referenciados espacialmente. A elaboração dos Planos de Informação (PIs) foi feita a partir das informações citadas acima, utilizando técnicas de captura digital e de geoprocessamento para montagem do banco de dados. Nesse estudo, a entrada dos dados foi realizada através de mesa digitalizadora, utilizando o software de digitalização AutoCAD, da Autodesk Inc. Como controle da qualidade da digitalização foi adotado o Quadrado Médio do Resíduo (QMR), que é uma medida da precisão, visando garantir a qualidade dos dados no Sistema de Informação Geográfica (SIG). Os mapas foram digitalizados na projeção cartográfica Universal Transversa de Mercator (UTM).

Para o levantamento dos agrotóxicos mais utilizados foi aplicado um questionário junto ao(s) proprietário(s) rurais, técnicos e revendedores buscando informações quanto aos produtos aplicados (dose, número médio de aplicações e histórico das aplicações). Foram também levantadas informações desses agrotóxicos, a partir de dados da literatura, referentes ao princípio ativo e às características físico-químicas. Essas informações foram utilizadas, posteriormente, no cálculo do índice de GUS (Gustafson, 1989).

Avaliação da vulnerabilidade natural

O levantamento da profundidade do lençol freático nas áreas pilotos foi realizado por meio de sondagem elétrica, com o uso do método da eletrorresistividade (INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA, 1994), específico para a Microbacia do Córrego do Espreado, e por catalogação

de poços existentes no caso das nascentes do Rio Araguaia (EMBRAPA, 2006a), tendo como referências pontos de amostragem georreferenciados, cotas altimétricas e locais que representam mudanças de expressão no relevo da área, conforme proposição de Fernandes (1984).

O método de avaliação da vulnerabilidade natural das áreas objeto deste estudo, fundamentou-se nas proposições de Foster e Hirata (1993) e se baseou na exposição do lençol freático a uma carga contaminante, que passa a ser função de: a) profundidade do solo, que influencia na acessibilidade da carga contaminante à zona saturada e b) capacidade de atenuação da carga contaminante, controlada principalmente pelos parâmetros geológicos e de cobertura de solos, ajustados para este trabalho com inclusão de dados de condutividade hidráulica (integração de dados de textura, estrutura e profundidade do lençol freático) e declividade do solo, como também da taxa média de precipitação anual que dá indicativos do potencial do veículo condutor (água) de movimentar a suposta carga contaminante (GOMES et al., 1996, 2002a, 2002b).

A profundidade do solo foi avaliada por meio de tradagens. Análises de condutividade hidráulica foram realizadas em laboratório, adotando-se o método da coluna de solo (20 cm) saturada em água e com lâmina constante (carga hidráulica) de 2,0 cm (EMBRAPA, 1997). Informações pré-existentis tais como mapas geológicos, geofísicos e geomorfológicos deram subsídios a esses estudos. Considerações específicas sobre essa abordagem para a Microbacia do Córrego do Espreado na região de Ribeirão Preto, SP, já foram comentadas no capítulo três, parte dois deste livro.

A avaliação dos processos erosivos lineares (voçorocas e ravinas) nas áreas selecionadas foi feita por meio de fotointerpretação e de análise de imagens de satélite, conforme procedimentos propostos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE) e Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) (SÃO PAULO, 1989).

Capacidade de uso das terras

Na avaliação do potencial de uso das terras, os métodos adotados foram o Sistema de Classificação da Capacidade de Uso da Terra (LESPCH et al., 1991) e o Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras (RAMALHO FILHO et al., 1995), este com adaptações conforme Pereira (2002).

Nesses métodos foram utilizadas as informações de levantamento de solo (MIKLÓS; GOMES, 1996; EMBRAPA, 2006a, 2006b), bem como de classes de declividade e climáticas. Empregou-se um Sistema de Informação Geográfica (SIG), de forma a utilizar-se de suas operações espaciais. A declividade foi obtida do mapa de curvas de nível, utilizando-se de modelo de interpolação do próprio SIG e, posteriormente, separadas em classes. A determinação do balanço hídrico para as culturas predominantes nas áreas estudadas foi feita com base no modelo proposto por Franquin e Forest (1984). Os resultados obtidos pelos dois métodos foram comparados, utilizando-se as técnicas de geoprocessamento.

Apesar do método de avaliação da aptidão agrícola contemplar três níveis de manejo (A, B e C), correspondentes aos níveis tecnológicos baixo, médio e alto respectivamente, foram adotados para este trabalho apenas os níveis B e C, dado ao padrão tecnológico médio e elevado na área de estudo.

Utilizando-se do plano de informação de ocupação e uso atual, obtido de imagens recentes (2004) do satélite Landsat TM das áreas pilotos e confrontando-o com os mapas de capacidade de uso, foram obtidos os mapas de conflito das respectivas áreas.

Foram utilizados os seguintes softwares de SIG: o Idrisi for Windows, da Universidade de Clark (EUA), e o Spring, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, este último de domínio público.

Estudo dos agrotóxicos

A avaliação do potencial de contaminação de água subterrânea pelos agrotóxicos foi realizada utilizando-se o método proposto por GUS (GUSTAFSON, 1989).

Foram desenvolvidos/ajustados métodos para a determinação dos agrotóxicos selecionados na matriz água, considerando nove pontos/poços de coleta na área das nascentes do Rio Araguaia e sete pontos/poços na Microbacia do Córrego do Espriado. Antes da análise instrumental foi necessária a execução das seguintes etapas: extração, remoção de interferentes, *cleanup* e pré-concentração dos agrotóxicos da matriz a fim de ajustar as concentrações do analito de interesse à sensibilidade do detector, bem como remover a maior parte dos interferentes. Assim foram

testados diversos métodos de extração e pré-concentração para escolher o que fornece melhor recuperação e seletividade (cromatogramas relativamente livres de interferentes nos tempos de retenção dos compostos a serem analisados). Os extratos foram analisados por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) para compostos polares e instáveis termicamente, ou cromatografia gasosa (CG) para compostos voláteis. Foram desenvolvidos e adaptados métodos da literatura para determinação de resíduos dos agrotóxicos nas matrizes de solo a fim de serem utilizados nas determinações dos seguintes parâmetros: coeficiente de adsorção do agrotóxico no solo; determinação da meia-vida e estudos de lixiviação. Foram também desenvolvidos métodos para a determinação de multirresíduos dos agrotóxicos em águas subterrâneas coletadas nas áreas de estudo, cujas descrições estão detalhadas nos capítulos quatro e cinco da parte dois deste livro.

Risco de contaminação

O simulador CMLS-94, *Chemical Movement in Layered Soils* (NOFZIGER; HORNSBY, 1994), foi utilizado nas áreas pilotos em função: a) da menor quantidade de dados de entrada para sua utilização em relação a outros simuladores elaborados para o mesmo fim; b) pela facilidade de obtenção do software disponível na internet e c) pela qualidade das informações que disponibiliza como resultados (profundidade e quantidade de produto), os quais são fundamentais aos estudos de previsão de contaminação de águas subterrâneas.

Para efeito de simulações foram realizados cenários que permitem estimar a quantidade relativa de agrotóxicos presente no solo em qualquer instante de tempo, dentro do período estipulado para a simulação (3 anos), conforme informações contidas no capítulo sete, parte dois, deste livro.

Os resultados obtidos indicaram, para cada período simulado, se os agrotóxicos iriam ou não atingir profundidades comprometedoras ao lençol subterrâneo.

Os resultados obtidos dessas simulações foram inseridos como mais um Plano de Informação no SIG. Esse Plano de Informação, com as simulações realizadas, mais os Planos de Informação de Profundidades dos Lençóis e de Uso das Terras foram integrados (operações de análise geográfica) de forma a obter um mapa de alto risco de contaminação.

A partir da informação da localização das áreas pilotos, representativas dos sistemas produtivos, foram identificados os pontos de coleta das amostras de água. As coletas corresponderam a nove amostras, com frequência a cada três meses, por um período de três anos (2004–2006) para a região das nascentes do Rio Araguaia, conforme descrito no capítulo cinco, parte dois deste livro. Já para a Microbacia do Córrego do Espriado, em Ribeirão Preto, as informações estão contidas no capítulo quatro, parte dois, com a mesma frequência de coleta, diferindo da outra área apenas no número de pontos de amostragem de água que corresponde a sete.

Ordenamento agroambiental

A concepção do ordenamento agroambiental engloba a proposta de Figueiredo et al. (2000) para o zoneamento agrícola/florestal com aquela do zoneamento ambiental proposto por Ribeiro (1994) e por Becker e Egler (1997). Essa integração requer uma base de informações fundamentada em: a) levantamento das características fisiográficas e de uso agrícola das áreas a serem estudadas; b) avaliação da vulnerabilidade natural; c) classificação da capacidade de uso das terras e determinação de áreas de conflito; c) qualificação e quantificação dos agrotóxicos de maior risco para a água subterrânea; d) realização de estudos de risco de contaminação da água subterrânea; e) identificação do perfil socioeconômico e cultural dos produtores localizados nas áreas de estudo.

A Fig. 3, a seguir, exibe o diagrama com a proposição do ordenamento agroambiental, considerando uma área em São Paulo e outra nas nascentes do Rio Araguaia, envolvendo os estados de Goiás e Mato Grosso.

Resultados

Os resultados obtidos estão expressos nas Tabelas 2 e 3 e nos mapas das Fig. 4 e 5, respectivamente, que exibem o ordenamento agroambiental das áreas de São Paulo (Microbacia do Córrego do Espriado) e de Goiás/Mato Grosso (nascentes do Rio Araguaia).

Proposta de ordenamento agroambiental das áreas de recarga do Aquífero Guarani: estudo de caso nos estados de São Paulo e de Goiás/Mato Grosso

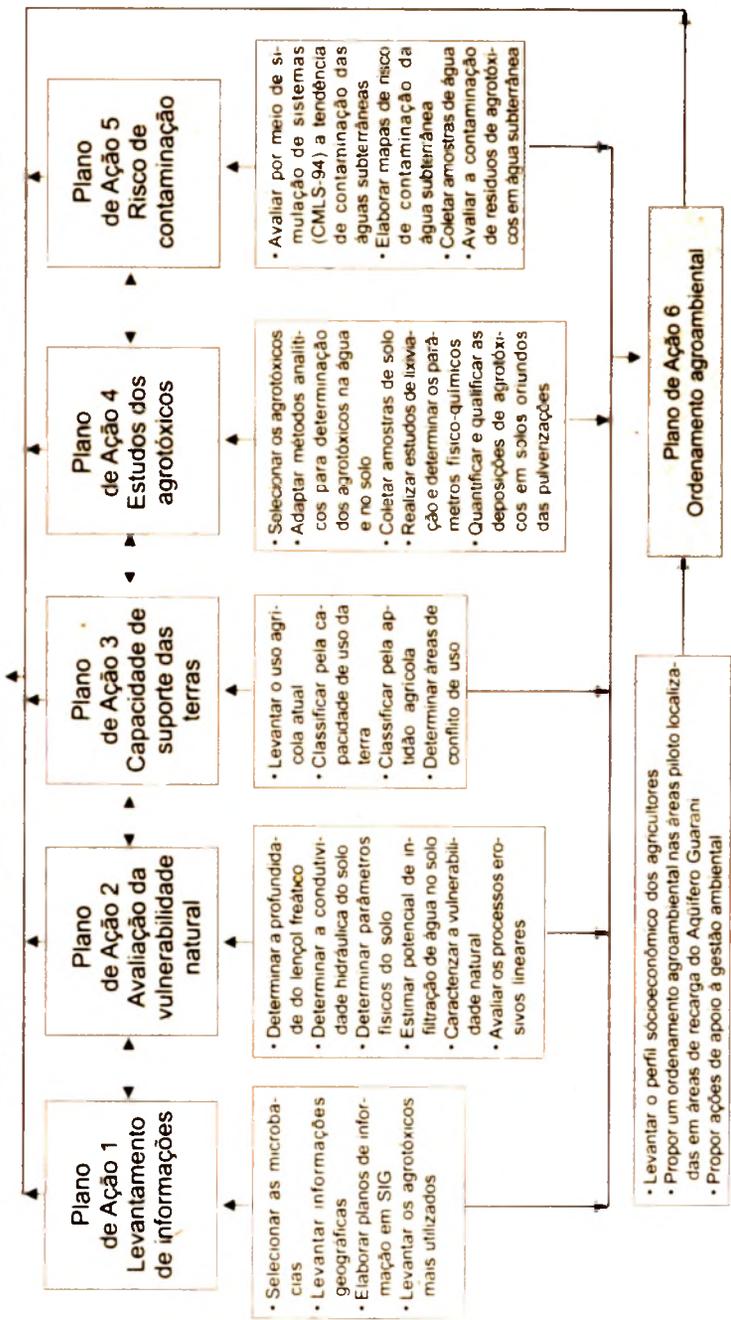


Fig. 3. Diagrama dos planos de execução para obtenção do ordenamento agroambiental.

Tabela 2. Proposta de ordenamento agroambiental a partir da integração aptidão agrícola x vulnerabilidade natural dos solos da Microbacia do Córrego do Espraiado, região de Ribeirão Preto, SP.

Material de origem (geologia)	Classe de solo	Aptidão agrícola ¹⁾ (níveis de manejo B e C)	Vulnerabilidade ²⁾	Ordenamento agroambiental
Basaltos (Fm Serra Geral)	Latossolos Vermelhos Eutroféricos (LVef)	1Bc		Áreas adequadas para cultivo anual com adoção do sistema de controle biológico de pragas e doenças (cbpd). Recomenda-se cultivo com alternância ou rotação de espécies leguminosas e gramíneas – Ca _{cbpd} + (Rc)
	Latossolos Vermelhos Acriféricos (LVwf)	2(b)c		
	Latossolos Vermelhos Distroféricos (LVdf)		Baixa/Média	Podem ser usadas também para culturas semi-perenes (Csp) e culturas perenes (Cp). Recomenda-se, nesses casos, um controle rígido dos defensivos agrícolas utilizados
Basaltos (Fm Serra Geral) + Arenitos (Formação Botucatu) em menor proporção	Latossolos Vermelho-Amarelos Distrofícos/állicos argilosos (LVAdb/ab)	2bc		Áreas adequadas para cultivo anual com adoção do sistema de controle biológico de pragas e doenças – Ca _{cbpd} integrado com pastagem plantada (Pp) ou sistema integrado lavoura/pecuária (i _{lp}), além de outros que minimizem a entrada de insumos agrícolas
Basaltos (Fm Serra Geral) + Arenitos (Formação Botucatu) em proporções semelhantes	Latossolos Vermelhos Distrofícos/állicos psamíticos (LVdq/aq)		Média/Alta	
Basaltos (Fm Serra Geral)	Nitossolos Vermelhos Eutroféricos (NVef)	2b(c)	Muito baixa/Baixa	Áreas adequadas para atividades de olericultura e agricultura de subsistência – (O.) + (A.)
	Basaltos (Fm Serra Geral)	Neossolos Litólicos Eutrofícos/distrofícos (RLe/d)	6ff	Nula/Muito baixa
Material detrito-laterítico retrabalhado (TQdl)	Gleissolos Háplicos (Gxa/d)	6FF	Alta/Muito alta	Áreas frágeis, protegidas por lei, que devem ser indicadas para proteção da fauna e flora. Enquadram-se, nessa categoria, as Áreas de Preservação Permanente (APP). Ex: mata ciliar, nascentes, escarpas, dentre outras
Arenito (Fm Botucatu)	Neossolo Quartzarênico (RQoa/d)	5(n)	Alta	Áreas adequadas para cobertura de vegetação natural de porte médio (típica do ambiente intermediário das vertentes) integrado com pastagem natural – (APP) + (Pn)

1Bc – Grupo 1, terras com aptidão boa para lavouras no nível de manejo B e regular no nível de manejo C; **2(b)c** – Grupo 2, terras com aptidão regular para lavouras nos níveis de manejo B e C; **2b(c)** – Grupo 2, terras com aptidão agrícola regular para lavouras no nível de manejo B e restrita no nível de manejo C; **5(n)** – Grupo 5, terras com aptidão agrícola restrita para pastagem natural; **6ff** – Grupo 6, terras sem aptidão ao uso agrícola, com fortíssima restrição agroambiental, indicadas para preservação da fauna e flora; **6FF** – Grupo 6, terras sem aptidão ao uso agrícola, protegidas por lei, indicadas para preservação da fauna e flora; **nula** (0 % exposição ao risco de contaminação do lençol freático ou o nível de base do curso d'água); **muito baixa** (0 % a 10 %); **baixa** (10 % – 20 %); **média** (20 % – 40 %); **alta** (40 % – 60 %); **muito alta** (> 60 %).

Tabela 3. Proposta de ordenamento agroambiental a partir da integração aptidão agrícola versus vulnerabilidade natural dos solos das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT.

Material de origem (geologia)	Classe de solo	Aptidão agrícola (níveis de manejo B e C)	Vulnerabilidade	Ordenamento agroambiental
Basaltos (Fm Serra Geral) + arenitos da Formação Bauru	Latossolos Vermelhos Distróficos típicos (LVd)	1bC	Muito baixa/Baixa	Áreas adequadas para cultivo anual com adoção do sistema de controle biológico de pragas e doenças (cbpd). Recomenda-se cultivo com alternância ou rotação de espécies leguminosas e gramíneas – Ca _{v,cbpd} + (RC)
Basaltos (Fm Serra Geral) + arenitos e calcários da Formação Bauru	Latossolos Vermelhos Ácricos típicos (LVw)	2(b)c	Média/Alta	Podem ser usadas também para culturas semi-perenes (Csp) e culturas perenes (Cp). Recomenda-se, nesses casos, um controle rígido dos defensivos agrícolas utilizados
Basaltos (Fm Serra Geral) + arenitos da Formação Botucatu	Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos psamíticos (LVAdq)	2bc	Média/Alta	Áreas adequadas para cultivo anual com adoção do sistema de controle biológico de pragas e doenças – Ca _{v,cbpd} – integrado com pastagem plantada (Pp) ou sistema integrado lavoura/pecuária (I _p), além de outros que minimizem a entrada de insumos agrícolas
Basaltos (Fm Serra Geral)	Plintossolos Pétricos Concrecionários distróficos	6FF	Nula/Muito baixa	Áreas frágeis, protegidas por lei, que devem ser indicadas para proteção da fauna e flora. Enquadram-se nessa categoria as Áreas de Preservação Permanente (APP). Ex.: mata ciliar, nascentes, escarpas, dentre outras
Arenito (Fm Botucatu)	Neossolos Flúvicos Psamíticos (RUq)		Alta/Muito alta	
Arenito (Fm Botucatu)	Neossolos Quartzarênicos (RQoa/d)	5(n)	Alta	Áreas adequadas para cobertura de vegetação natural de porte médio (típica do ambiente intermediário das vertentes) integrada com pastagem natural – (APP)+ (Pn)

1bC – Grupo 1, terras com aptidão agrícola regular para lavouras no nível de manejo B e boa no nível de manejo C; **2(b)c** – Grupo 2, terras com aptidão restrita para lavouras no nível de manejo B e regular no nível C; **2bc** – Grupo 2, terras com aptidão agrícola regular para lavouras nos níveis de manejo B e C; **6FF** – Grupo 6, terras sem aptidão ao uso agrícola, protegidas por lei, indicadas para preservação da fauna e flora; **5(n)** – Grupo 5, terras com aptidão agrícola restrita para pastagem natural.

nula (0 % exposição ao risco de contaminação do lençol freático ou o nível de base do curso d'água); **muito baixa** (0 % a 10 %); **baixa** (10 % – 20 %); **média** (20 % - 40 %); **alta** (40 % – 60 %); **muito alta** (> 60 %).

Fonte: Embrapa (2006a).

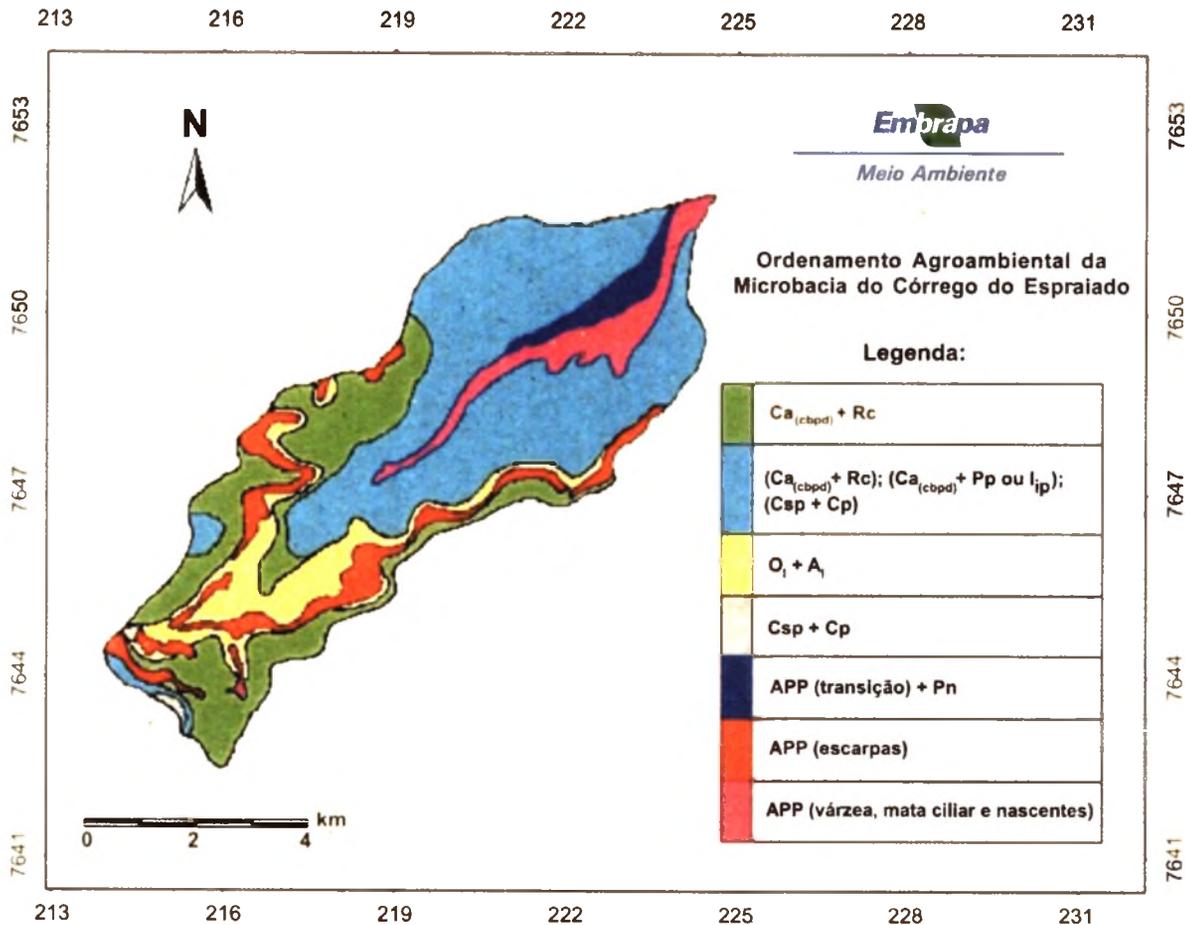


Fig. 4. Ordenamento agroambiental da Microbacia do Córrego do Espraiado, região de Ribeirão Preto, SP.

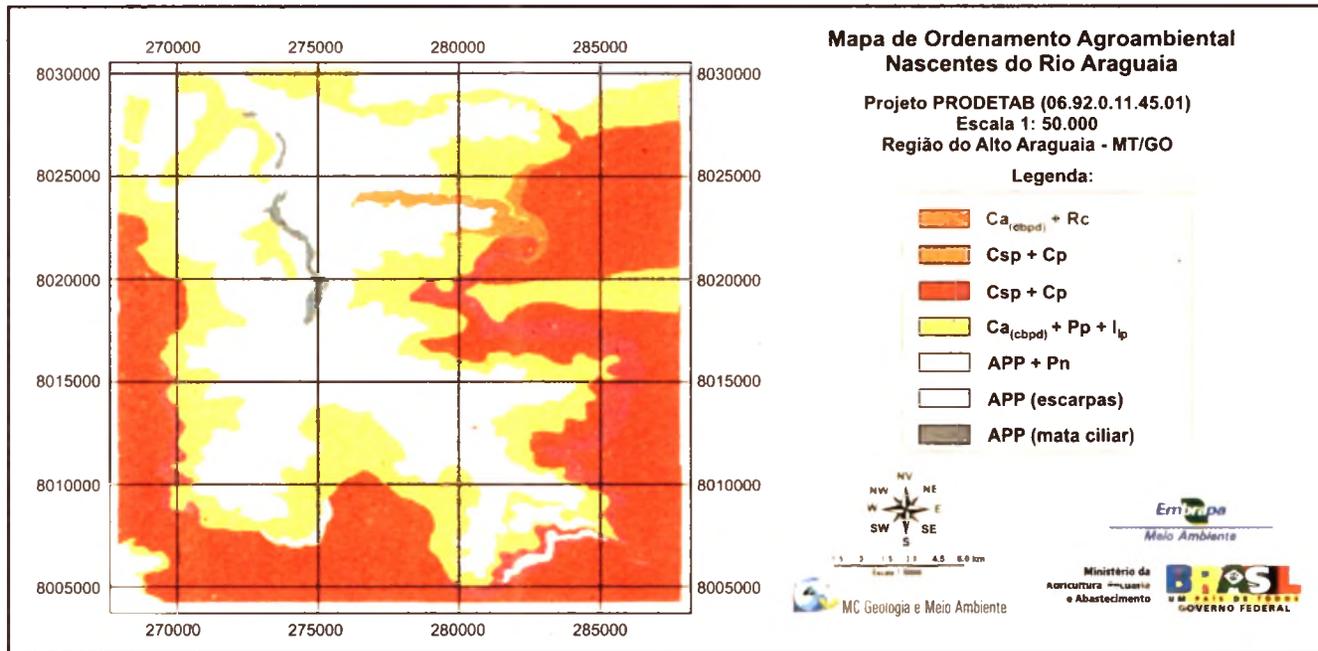


Fig. 5. Proposta de ordenamento agroambiental para a região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO.

Fonte: Marco Antonio Ferreira Gomes (adaptado de MC GEOLOGIA E MEIO AMBIENTE, 2005, citado por EMBRAPA, 2006a).

Considerações finais

A proposta de ordenamento agroambiental para as áreas de recarga do Aquífero Guarani em território brasileiro tem por objetivo dar subsídios a diversas ações voltadas para a sustentabilidade de áreas frágeis ou de alta vulnerabilidade natural. Os mapas contidos nas Fig. 4 e 5 dão uma boa visão de como usar racionalmente áreas com essas características, servindo de subsídios para a elaboração de um documento orientador, com vistas à formulação de políticas públicas para essas áreas, dentro de um conjunto de medidas que inclui as Boas Práticas Agrícolas, ajustadas para cada domínio pedomorfoagroclimático.

Nesse contexto, a presente proposta visa também contribuir para o Programa de Zoneamento Ecológico-Econômico do Ministério do Meio Ambiente, dentro do escopo de racionalização da ocupação do espaço territorial e do re-direcionamento das atividades, convergindo assim para o ordenamento agroambiental ora proposto.

Em síntese, espera-se que o presente trabalho possa, efetivamente, contribuir com o processo de gestão sustentável do Aquífero Guarani, considerando as atividades em suas áreas de afloramento no Brasil.

Referências bibliográficas

- ARAÚJO, L. M.; FRANÇA, A. B.; POTTER, P. E. **Aquífero gigante do Mercosul no Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai**: mapas hidrogeológicos das formações Botucatu, Pirambóia, Rosário do Sul, Buena Vista, Misiones e Tacuarembó. Curitiba: UFPR/Petrobrás, 1995. 16 p. (9 mapas).
- BECKER, B. K.; EGLER, C. A. G. **Detalhamento da metodologia para execução do zoneamento ecológico-econômico pelos estados da Amazônia Legal**. Brasília, DF: SAE-MMA, 1997. 43 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed.. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1997. 212 p. (Embrapa-CNPq. Documentos, 1).
- EMBRAPA. **Impacto ambiental e implicações sócio-econômicas da agricultura intensiva em água subterrânea**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 43 p. (Relatório técnico).

- EMBRAPA **Manejo agro-ecológico das áreas de recarga do Aquífero Guarani na região das nascentes do rio Araguaia, GO/MT.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006a. 18 p. (Relatório técnico).
- EMBRAPA **Proposta de ordenamento agroambiental das áreas de recarga do Aquífero Guarani:** estudo de casos nos estados de São Paulo e Rio Grande do Sul. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006b. 10 p. (Relatório técnico).
- EMBRAPA. **Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani e implicações na qualidade da água subterrânea.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2002. 32 p. (Relatório técnico).
- FERNANDES, C. E. M. **Fundamentos de prospecção geofísica.** Rio de Janeiro: Interciência, 1984. 190 p.
- FIGUEIREDO, E. O.; ASSIS, L. D.; COSTA, J.; RECCO, R. D. **Proposta metodológica para o zoneamento florestal pós-estratificado** Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 17 p. (Embrapa Acre. Documentos, 54).
- FOSTER, S.; HIRATA, R. **Determinação de risco de contaminação das águas subterrâneas. Um método baseado em dados existentes.** São Paulo: Instituto Geológico, 1993. 92 p. (Instituto Geológico. Boletim, 10).
- FRANQUIN, P.; FOREST, F. Des programmes d'évaluation et analyse fréquentielles des termes du balance hydrique. **L'agronomie Tropicale**, v. 32, n. 1, p. 1-22, 1984.
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 169-179, 2002a.
- GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F.; SPADOTTO, C. A. Uso agrícola das áreas de recarga do Aquífero Guarani e implicações na qualidade da água subterrânea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA E MERCOSOJA, 2., 2002, Londrina. **Anais...** Londrina: Embrapa Soja, 2002b. p. 36-42.
- GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B. Mapeamento expedito dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água para os solos da microbacia do Córrego do Espreado em Ribeirão Preto-SP. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Piracicaba: SBCS: ESALQ, 1996. 4 p. 1 CD-ROM.
- GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 8, n. 4, p. 339-357, 1989.
- INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. **Caracterização do potencial de contaminação das águas subterrâneas por agroquímicos:** hidrogeologia da microbacia. São Paulo, 1994. 33 p. (Relatório n. 32309).

KRAMER, P. J. **Plant and soil water relationships**: a modern synthesis. New York: McGraw-Hill, 1969. 482 p.

LESPCH, I. F.; BELLINAZI JÚNIOR, R.; BERTOLINI, D.; ESPINDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 2. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo, 1991. 175 p. 4ª aproximação do manual brasileiro para levantamento da capacidade de uso da terra.

NOFZIGER, D. L.; HORNSBY, A. G. **CMLS-94**: chemical movement in layered soils. Oklahoma: University of Florida, Department of Agronomy, 1994. 76 p.

PEREIRA, L. C. **Aptidão agrícola das terras e sensibilidade ambiental**: proposta metodológica. 2002. 122 p. Tese (Doutorado em Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas

RAMALHO FILHO, A.; PEREIRA, E. G.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPQ, 1995. 65 p.

RIBEIRO, M. A. **Zoneamento ambiental**. Belo Horizonte: IGA-CETEC-MG, 1994. 21 p.

ROCHA, G. A. **Mega reservatório de água subterrânea do Cone Sul**: bases para uma política de desenvolvimento e gestão. Curitiba: UFPR-IDRC, 1996. 25 p.

SÃO PAULO. Secretaria de Energia e Saneamento. Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Controle de erosão**: bases conceituais e técnicas, diretrizes para o planejamento urbano e regional, orientações para o controle de boçorocas urbanas. São Paulo: DAEE-IPT, 1989. 92 p.

**Geoprocessamento como
ferramenta integradora
para o planejamento do uso
agrícola das terras e a
manutenção da qualidade
das águas subterrâneas
nas áreas de afloramento
do Aqüífero Guarani**

Emília Hamada

Mafía Leonor Ribeiro Casimiro Lopes Assad

João dos Santos Vila da Silva

Marco Antonio Ferreira Gomes

Introdução

O termo geoprocessamento, segundo Câmara e Medeiros (1998), denota uma disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento de informações geográficas, ao passo que sistemas de informações geográficas (SIGs) são os instrumentos computacionais do geoprocessamento.

Segundo Silva (1999), para ser considerado um SIG, o sistema deve usar o meio digital (tornando imprescindível o uso intensivo da informática), uma base integrada de dados geo-referenciados, com controle de erro, e conter funções de análises de álgebra cumulativa (operações soma, subtração, multiplicação, divisão, etc.) e não cumulativa (operações lógicas) de dados.

A crescente preocupação com as questões ambientais tem tornado cada vez mais usual a utilização da tecnologia de SIGs em seus estudos e nas soluções dos problemas. As questões ambientais envolvem geralmente interações complexas entre os recursos naturais e a sociedade, requerendo uma abordagem integrada do desenvolvimento e gerenciamento dos recursos naturais, de forma a reduzir os conflitos ao mínimo e vincular o desenvolvimento social e econômico à proteção e melhoria do meio ambiente, conforme cita a Agenda 21 (BRASIL, 1999). Nesse sentido, o SIG é bastante útil nos estudos relacionados às questões ambientais, apresentando como vantagens mais comuns de sua utilização os dados que, uma vez inseridos no sistema, são manipulados com rapidez, permitindo análises (especialização e integração) de forma mais eficiente e o emprego de ferramentas matemáticas e estatísticas sofisticadas, resultando em produtos com menor subjetividade do que se fossem realizadas de forma manual. Além disso, o SIG pode integrar grandes bancos de dados, de diferentes setores, facilitar a disponibilidade, a atualização dos dados e a produção de mapas com rapidez, permitindo também a simulação de diferentes cenários.

No SIG ocorrem, em geral, os processos de entrada de dados, gerenciamento de dados, armazenamento e análise de dados. A partir daí são geradas informações que, em sua forma mais usual, são produtos cartográficos (cartas, gráficos e tabelas), que auxiliam ou dão subsídio aos usuários para uma tomada de decisão. Com o consenso na decisão

escolhida, ela é então colocada em ação, agindo sobre o mundo real e eventualmente modificando-o, necessitando, então, de novas aquisições de dados de uma realidade diferente e assim por diante.

A qualidade de dados e erros são assuntos que merecem uma consideração especial em SIG porque eles se relacionam ao dado espacial no formato digital e como esse é armazenado no computador. Conforme Miranda (2005), incertezas e erros são conceitos intrínsecos ao dado espacial e um entendimento do conceito de qualidade é muito importante, tornando-se necessária a identificação dos dados (diferentes fontes de dados) de acordo com seu grau de qualidade. Ainda segundo esse autor, a escala do mapa e sua conseqüente resolução desempenham papel importante na qualidade dos dados, sendo importante que a escala do mapa fonte combine com a resolução requerida pelo estudo que se deverá desenvolver.

Utilizar um SIG envolve aprender a pensar – aprender a pensar sobre os padrões, sobre o espaço e sobre os processos que agem no espaço. À medida que se aprende sobre os procedimentos específicos, eles freqüentemente serão encontrados no contexto das aplicações específicas e geralmente serão designados por nomes que sugerem essas aplicações típicas. Porém, deve-se resistir à tentação de categorizar essas rotinas. A maioria dos procedimentos tem aplicações muito mais gerais e pode ser utilizada de muitos modos inesperados e inovadores.

Exemplos com geoprocessamento na agricultura são apresentados por Assad e Sano (1998), com aplicações no contexto de fazenda experimental, de microbacia hidrográfica, municipal e de outras relacionadas ao ambiente rural. Já Mendes e Cirilo (2001) apresentam exemplos de aplicação de geoprocessamento em recursos hídricos e, em Silva e Zaidan (2004), são reunidos exemplos práticos do uso da tecnologia na análise ambiental, com enfoques na proteção ambiental, diagnose de áreas municipais e diagnósticos nacionais: Embora essas três publicações se destinem às diferentes áreas de aplicação, muitos desses exemplos utilizam bases temáticas comuns de informações de recursos naturais, evidenciando o aspecto de integração e da multidisciplinaridade. Esses aspectos são também característicos nos estudos de aplicação de geoprocessamento na gestão ambiental, como é o presente caso das áreas de afloramento do Aquífero Guarani ocupadas com atividades agrícolas.

O Aquífero Guarani encontra-se confinado em 90 % de sua superfície, e os 10 % restantes têm característica de aquífero livre e constituem sua principal área de recarga direta (CAMPOS, 2000). Tanto as faixas de recarga direta ou de afloramento do pacote arenoso quanto as áreas de recarga lenta são regiões de infiltração natural das águas, com elevada vulnerabilidade, sendo imperativo o controle das fontes de poluição aí existentes para que o aquífero possa ser utilizado ao longo das gerações (ROCHA, 1996). Nas áreas de recarga direta do Guarani ocorrem afloramentos de arenito, associados aos seus produtos de alteração. No Brasil, nas áreas de recarga direta estão presentes diferentes sistemas de produção agrícola (arroz irrigado, cana-de-açúcar, milho, soja, entre outros). Alguns desses sistemas são de agricultura intensiva, que utiliza grande quantidade de insumos. Dessa forma, é necessário o estudo da adequação do uso agrícola das terras, analisando de forma integrada a vulnerabilidade dos recursos naturais, de modo a subsidiar a gestão ambiental das áreas críticas quanto aos riscos de contaminação do aquífero.

Neste capítulo são apresentados dois estudos de caso, demonstrando a utilização do geoprocessamento como ferramenta integradora para o planejamento do uso agrícola das terras e a manutenção da qualidade das águas subterrâneas das áreas do Aquífero Guarani. Esses são resultados de dois projetos de pesquisa coordenados pela Embrapa Meio Ambiente, com a participação de diversas instituições parceiras.

Estudo da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto, SP

Uma abordagem integrada do planejamento e do gerenciamento dos recursos terrestres enfoca, entre outros aspectos, a necessidade de facilitar a alocação de terras a usos que proporcionem os maiores benefícios de forma sustentável, com a participação ativa nesse processo de tomada de decisão de todas as pessoas ou grupos afetados, por meio da aplicação de instrumentos de planejamento e gerenciamento (BRASIL, 1999).

Este estudo aborda alguns resultados do subprojeto Estabelecimento da Capacidade de Suporte das Terras (Sistema Embrapa de Gestão – SEG Embrapa 02.02.2.12.00,04) e do projeto Proposta de Ordenamento

Agroambiental das Áreas de Recarga do Aquífero Guarani: estudo de caso nos estados de São Paulo e Rio Grande do Sul. Como ponto de partida no planejamento, o estudo objetivou a determinação da aptidão agrícola da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto, SP, compatibilizada com a exploração racional das águas. Essa avaliação das terras foi feita considerando o sistema de produção agrícola intensivo predominante na microbacia, ajustado para a vulnerabilidade das áreas de recarga do aquífero e para a metodologia de emprego de SIG.

A área de estudo possui aproximadamente 4.131 ha, com ocupação predominante da lavoura de cana-de-açúcar. São encontradas também pequenas áreas de matas ciliares marginais aos cursos d'água e campos higrófilos nas áreas mal drenadas das planícies de inundação.

O projeto do banco de dados foi estruturado no Sistema de Informação Geográfica (SIG) Idrisi 32, com sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), limites da área de 213.002 m e 224.498 m e 7.642.943 m e 7.654.502 m (coordenadas x e y, respectivamente), Datum 23 S e resolução espacial 5 m x 5 m.

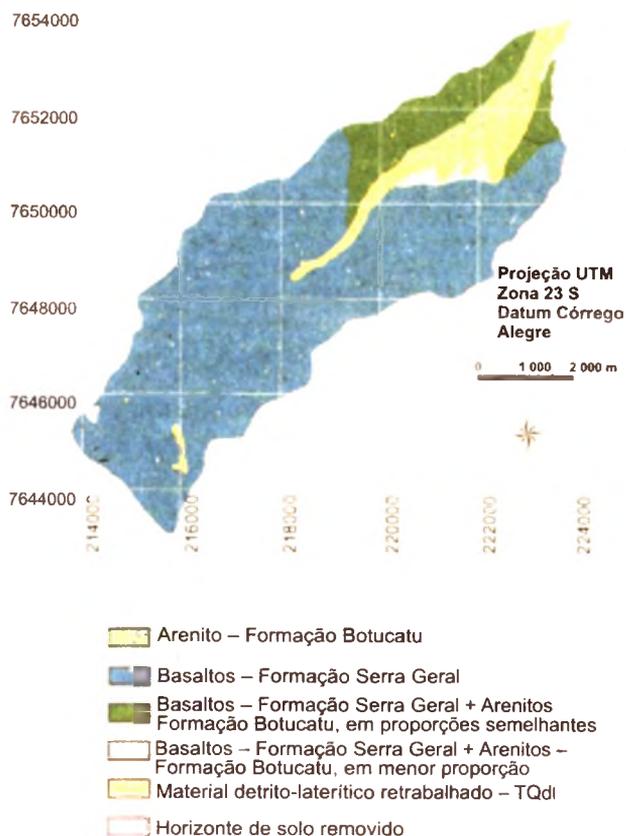
Foram utilizadas as seguintes informações como dados de entrada do SIG: cartas topográficas, na escala de 1:10.000, elaboradas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC) – Fazenda Santa Rita do Picadão (SF-23-V-C-I-2-SO-E), Fazenda Santa Maria (SF-23-V-C-I-2-SO-F), Fazenda São Tomáz (SF-23-V-C-I-4-NE-B) e Córrego do Espriado (SF-23-V-C-I-4-NO-A) – o mapa de solos da microbacia na escala de 1:25.000 (MIKLÓS; GOMES, 1996) e o mapa de geologia na escala de 1:25.000 (IPT, 1994).

A entrada dos dados foi realizada com mesa digitalizadora e o software Cartalinx. O Modelo de Elevação Digital (MED) foi obtido pelo método de interpolação de triangulação linear, utilizando o software Surfer 8.02. Posteriormente, foi obtido o mapa de declividade em percentagem e classificado, a fim de se obter o mapa de classes de declive.

A avaliação da aptidão agrícola das terras foi feita com base no sistema proposto por Ramalho Filho e Beek (1995), considerando o sistema de produção agrícola intensivo predominante na microbacia, ajustado para a vulnerabilidade das áreas de recarga do aquífero e a metodologia de emprego de SIG proposta por Assad et al. (1998).

Na Microbacia do Córrego do Espreado predominam áreas de relevo plano a suave ondulado (0 % a 8 %), seguidas por áreas de relevo ondulado (8 % a 20 %). Predomina o material de origem de basaltos, com 76 % da área, seguida de basaltos e arenitos, em proporções semelhantes (12 %) (Fig. 1). Nessas áreas predominam Latossolos e Nitossolos (Fig. 2), que possuem aptidão boa ou regular para culturas em sistemas de produção intensivos (Fig. 3). Constata-se também a presença de Neossolos Quartzarênicos, que ocorrem em pequena faixa (123 ha). Esses solos desempenham um importante papel na recarga direta do aquífero devido à sua elevada permeabilidade. Entretanto, eles apresentam teor de argila muito baixo (< 15 %), o que lhes confere reduzida capacidade de retenção de cátions e ânions. Portanto, o uso agrícola intensivo desses solos deve ser restrito (Fig. 3), pois aumenta a vulnerabilidade do aquífero.

Fig. 1. Geologia da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Espreado, Ribeirão Preto, SP.



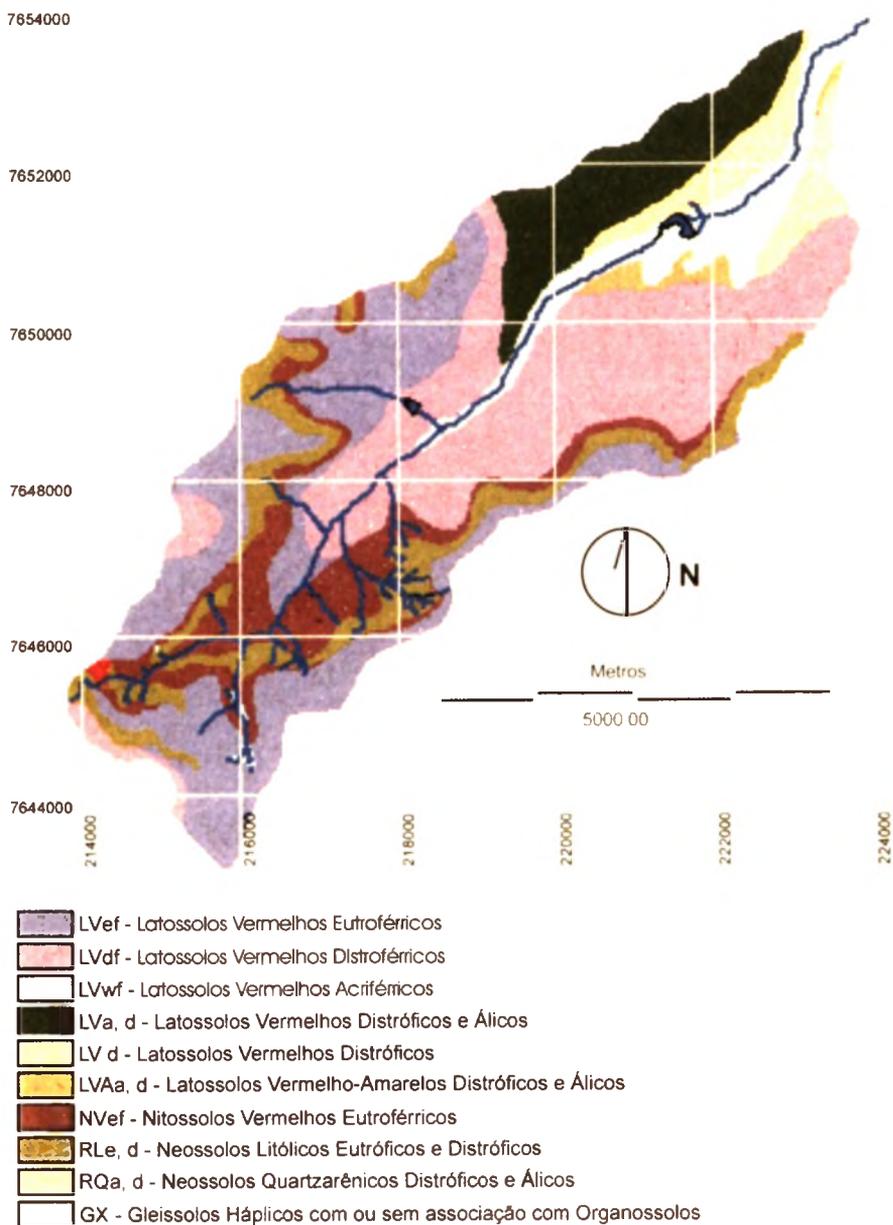


Fig. 2. Solos da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto, SP.

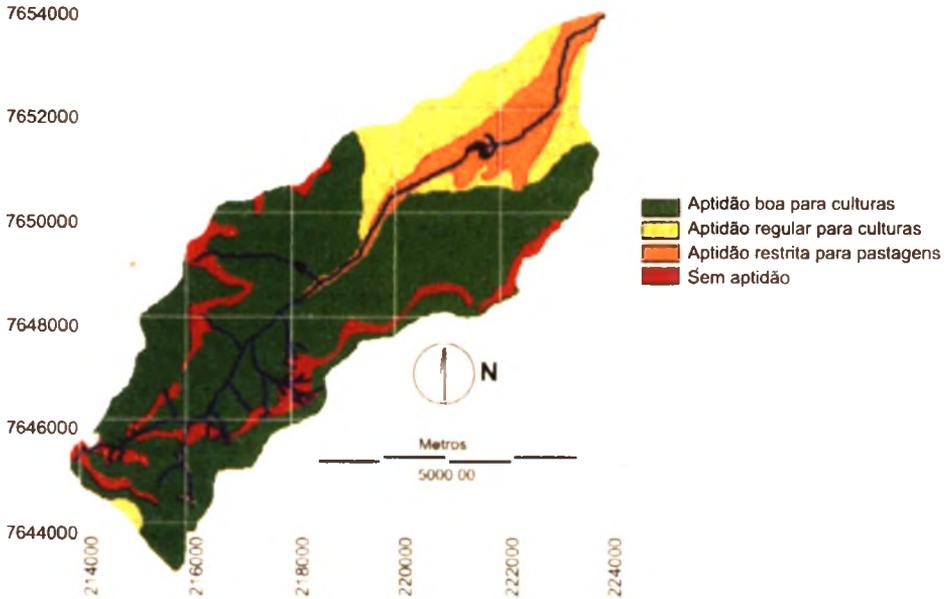


Fig. 3. Aptidão agrícola da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Espreado, Ribeirão Preto, SP.

A avaliação de aptidão agrícola de terras, em particular na área de abrangência do Aquífero Guarani, deve considerar tanto as potencialidades do solo, quanto o impacto que o uso agrícola pode causar na quantidade e na qualidade da água infiltrada.

Estudo na região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO

Neste item serão apresentados alguns resultados do subprojeto Desenvolvimento de Critérios Agroecológicos para a tomada de decisão na ocupação racional de áreas agrícolas (Embrapa – Prodetab SEG 06.92.0.11.45.01), do projeto Manejo Agroecológico das Áreas de Recarga do Aquífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, GO/MT. Esses são resultados parciais, mas servem como exemplo de estruturação do trabalho com o emprego da ferramenta SIG.

Dentre os objetivos deste trabalho estão a determinação da aptidão agrícola da área de recarga do Aquífero Guarani na região das nascentes do Rio Araguaia, considerando a manutenção da qualidade das águas subterrâneas e a determinação das áreas críticas de maior vulnerabilidade nessa área.

A área de estudo abrange 51.850 ha, localizada sobre as folhas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:100.000, de Taquari (SE-22-V-C-V) e Baús (SE-22-Y-A-III), na região do Alto Rio Araguaia, nos municípios de Mineiros, GO, e de Alto Taquari, MT. Ela é delimitada pelas coordenadas em metros UTM X,Y (E 268.000, S 8.004.000) e X,Y (E 288.000, S 8.030.000).

A drenagem principal é o próprio Rio Araguaia, sendo que na sua margem esquerda, Município de Alto Taquari, MT, os principais cursos d'água são os córregos Araguainha e Furnas. Na margem direita, Município de Mineiros, GO, os principais cursos d'água são os córregos Buracão, Queixada, Cabeceira Alta e Ribeirãozinho.

Foram utilizadas as folhas topográficas de Taquari e Baús do IBGE, na escala de 1:100.000; imagem de alta resolução espacial georreferenciada Ikonos II de 7/6/2003 na banda pancromática (0,45 μm a 0,90 μm) com um metro de resolução espacial e nas bandas multiespectrais B1 (azul – 0,45 μm a 0,52 μm), B2 (verde – 0,52 μm a 0,60 μm), B3 (vermelho – 0,63 μm a 0,69 μm) e B4 (infravermelho – 0,76 μm a 0,90 μm), com quatro metros de resolução; mapas geológicos do Projeto RADAMBRASIL (1983), Folha SE 22 de Goiás, na escala de 1:1.000.000; e dados de elevação do satélite Shuttle Radar Topography Mission – 90 (SRTM). Foram realizados trabalhos de campo para o levantamento de uso atual das terras para a imagem Ikonos. Foram também realizados o mapeamento geológico estrutural e o levantamento de solos.

O banco de dados foi criado no ambiente do Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING 4.1), com projeto no sistema de projeção UTM e Datum SAD69, abrangendo a área de estudo e adjacências.

É essencial ao estudo da adequação do uso agrícola das terras analisar de forma integrada as informações dos recursos naturais, de modo a subsidiar a gestão ambiental das áreas críticas quanto aos riscos de contaminação

do aquífero. Desta forma, foram obtidas as informações na escala de 1:50.000 de toda a área de estudo do mapeamento das curvas de nível (Fig. 4), morfoestrutural, litoestrutural (Fig. 5), densidade de fraturas, geomorfologia e solos. Além disso, essas mesmas informações foram obtidas na escala de 1:25.000 em três áreas consideradas críticas, localizadas na Fazenda Babilônia, Fazenda Olho d'Água e Fazenda Dallás. O uso atual foi obtido em escala de 1:25.000 para toda a área, possibilitada pela alta resolução da imagem Ikonos.

Com a base de dados básicos estruturada é então possível realizar cruzamentos e operações de análise de álgebra dos dados, de forma a se obter outros produtos, como a aptidão agrícola das terras.

Conclusões

O impacto das atividades agrícolas sobre o território é indiscutível, com conflito entre a necessidade de preservação ambiental e a produção agrícola. Dessa forma, esses estudos envolvem interações complexas entre a preservação dos recursos naturais e o desenvolvimento agrícola atual, pressionados cada vez mais pelos aspectos socioeconômicos.

Pode-se concluir que o emprego da ferramenta de SIG em estudos como este é muito importante, pois permite a integração de diversas informações de recursos naturais e a análise complexa delas. No entanto, destaca-se que aliada à ferramenta, é essencial a adoção de uma metodologia eficiente, de forma a se obter ganhos de conhecimentos, análises e integrações relativas ao ambiente. A importância do SIG é enfatizada como resultado da implementação de um bem projetado sistema de banco de dados.

Cabe ainda destacar que apesar do grande desenvolvimento tecnológico do SIG, existe ainda no Brasil um grave problema de falta de informação ou de base de dados espaciais confiáveis, por diversas razões, e que estudos como os apresentados aqui são de grande importância não somente para disponibilizar essas informações, mas também para o avanço do conhecimento nos estudos de planejamento do uso agrícola das terras nas áreas de recarga do Aquífero Guarani.

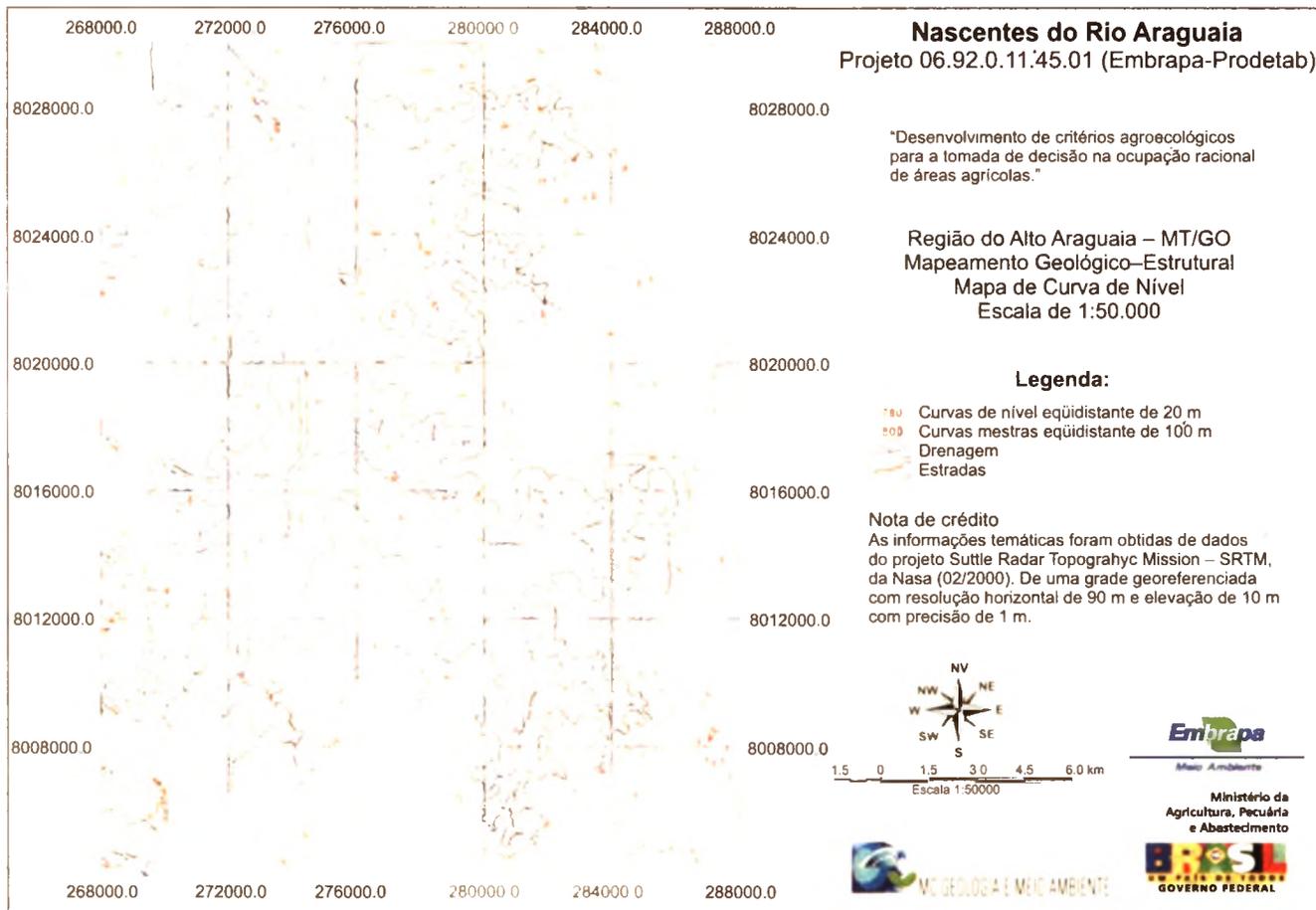


Fig. 4. Curvas de nível da área de estudo da região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO.

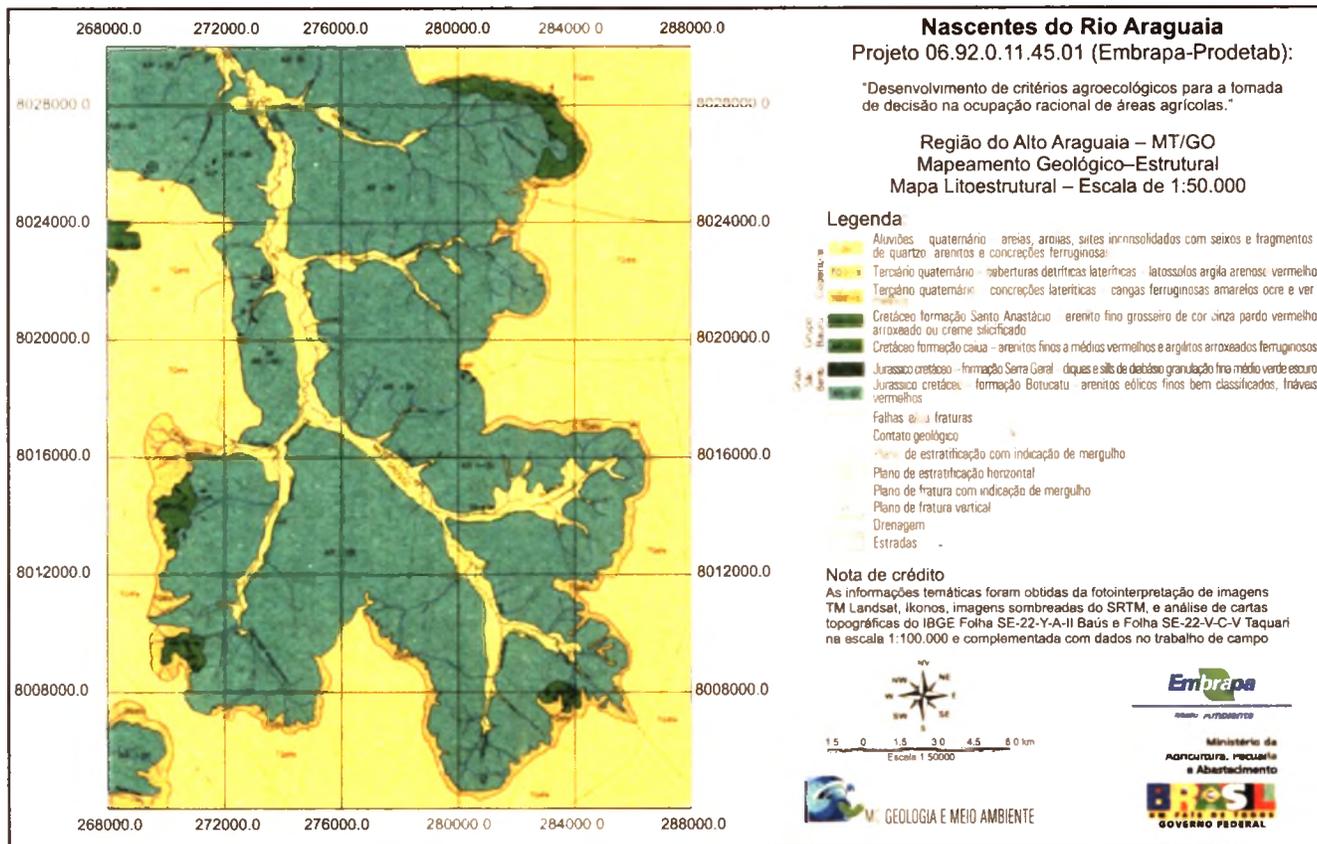


Fig. 5. Litoestrutura da área de estudo da região das nascentes do Rio Araguaia, MT/GO.

Referências

- ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.). **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa-SPI: Embrapa-CPAC, 1998. 434 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21**. Brasília, DF: MCT: MMA, 1999. 130 p. (Projeto PNUD BRA/94/016).
- CÂMARA, G.; MEDEIROS J. S. E. Princípios básicos em geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.). **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa-SPI: Embrapa-CPAC, 1998. p. 3-11.
- CAMPOS, H. C. N. S. Modelación conceptual y matemática del Acuífero Guarani, Cono Sur. **Acta Geologica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 23, n. 4, p. 3-50, 2000.
- IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Caracterização do potencial de contaminação das águas subterrâneas por agroquímicos: hidrogeologia da microbacia**. São Paulo, 1994. 15 p. (Relatório técnico, 32605).
- ASSAD, M. L. L.; HAMADA, E.; CAVALIERI, A. Sistema de informações geográficas na avaliação de terras para agricultura. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.). **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. Brasília, DF: Embrapa-SPI: Embrapa-CPAC, 1998. p.191-232.
- MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 536 p.
- MIKLÓS, A. A. de W.; GOMES, M. A. F. **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia hidrográfica do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto - SP**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1996. 48 p. (Relatório técnico).
- MIRANDA, J. I. **Fundamentos de sistemas de informações geográficas**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. 425 p.
- PROJETO RADAMBRASIL. **Folha SD.22 Goiás: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro: MME, 1983. 768 p. (Levantamento de recursos naturais, 31).
- RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPIS, 1994. 65 p.
- ROCHA, G. A. **Mega reservatório de água subterrânea do Cone Sul: bases para uma política de desenvolvimento e gestão**. Curitiba: UFPR, 1996. 25 p.
- SILVA, A. B. **Sistemas de informações geo-referenciadas: conceitos e fundamentos**. Campinas: Editora da Unicamp, 1999. 236 p.
- SILVA, J. X. da; ZAIDAN, R. T. (Org.). **Geoprocessamento e análise ambiental: aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. 368 p.

Capítulo 3

Proposta de Boas Práticas Agrícolas para as áreas de afloramento do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, SP

Antonio Luiz Cerdeira

Maria Conceição Peres Young Pessoa

Marco Antonio Ferreira Gomes

Denizart Bolonhezi

Manoel Dornelas de Souza

Carlos Farjani Neto

Introdução

A intensificação tecnológica no setor agropecuário brasileiro foi incorporada rapidamente às suas atividades a partir da década de 1970, por meio da chamada Revolução Verde. Essas atividades propunham a substituição dos moldes de produção locais ou tradicionais por um conjunto bem mais homogêneo de práticas tecnológicas (EHLERS, 1999). Entre essas práticas citam-se: o uso de material geneticamente melhorado para cultivos e para a produção animal; a adoção de novas práticas agrícolas que incluíam principalmente uso intensivo de agroquímicos (fertilizantes inorgânicos e agrotóxicos, entre outros insumos) para o controle de pragas e doenças e nutrição da cultura; uso de máquinas agrícolas e a diminuição da mão de obra; o uso da irrigação em áreas com limitações hídricas ou com períodos críticos de estiagem; o acesso ao crédito e a subsídios; e o desenvolvimento da pesquisa e da assistência técnica.

Todavia, os benefícios da Revolução Verde, em termos de maior oferta de alimentos, não compensaram os efeitos negativos no meio ambiente, muito embora os processos de degradação decorrentes de atividades agrícolas apresentem registros desde a Pré-História e estiveram presentes em todas as fases da História (DORST, 1978). Além disso, vários estudos associaram os efeitos da Revolução Verde a um agravamento de problemas socioeconômicos, tais como o desemprego e a desigualdade na distribuição de renda. Essas práticas também não levaram em consideração as diferentes características ecorregionais do País, bem como pouco atentaram aos padrões culturais, sociais e econômicos dos sistemas produtivos neles inseridos.

A degradação dos solos das áreas agrícolas em diferentes regiões do País tem sido uma realidade evidente, constatada visivelmente pelas crescentes taxas de erosão, de redução da produtividade das culturas, do aumento populacional de pragas e doenças das culturas e da exposição ambiental a riscos de contaminação da água, tanto superficial quanto subterrânea. Várias práticas vêm sendo estudadas na tentativa de amenizar tais problemas, como a introdução do sistema de plantio direto no País, no início da década de 1980. Porém, ainda persistem algumas dúvidas principalmente em relação à cobertura do solo com diferentes espécies de adubos verdes e o respectivo manejo.

A forma convencional de produção agrícola já não é mais compatível com o novo cenário mundial, onde a globalização de mercados e a busca do desenvolvimento sustentável, fomentada pela Agenda 21 brasileira, surgem como questões imprescindíveis a serem consideradas na busca de melhoria contínua dos seus diferentes processos produtivos.

No contexto da Agenda 21, Novaes (2001) ressalta as seis principais razões que ameaçam a sustentabilidade na agricultura: 1) predominância do chamado padrão revolução verde; 2) a presença no agronegócio de grandes passivos ambientais (principalmente, alto nível de erosão do solo, degradação de recursos hídricos e perda da diversidade biológica); 3) a dependência científica e tecnológica do exterior; 4) predominância, no setor, do modelo exportador, pautado de fora e arcando com custos ambientais e sociais cuja prevenção/eliminação os países importadores não querem incorporar nos preços; 5) rentabilidade que decorre da recusa interna de incorporar esses custos e da necessidade de utilizar mais capital natural como se fosse financeiro; e 6) estrutura fundiária fortemente concentrada e com tendência para maior concentração em muitas partes.

Surgem então várias definições para o termo Agricultura Sustentável (EHLERS, 1999). Entretanto, em todas elas percebe-se que não é esperada apenas uma modificação para um conjunto de práticas agrícolas que incorpore as práticas de agricultura alternativa, pois esta não poderia, de imediato, substituir a agricultura convencional na quantidade de alimento produzido (que se reflete também no preço dos produtos e na sua disponibilidade para a população). Assim, trata-se de repensar no processo de produção agrícola, de forma mais abrangente, com o intuito de conciliar a sustentabilidade ecológica, mantendo as inter-relações e características dos ecossistemas; econômica, viabilizando renda constante e estável para que a atividade continue atrativa; e social, fomentando o manejo dos recursos naturais de forma compatível com valores sociais e culturais das comunidades e grupos envolvidos (EHLERS, 1999). Como consequência, a pesquisa agropecuária brasileira também vem desenvolvendo e adaptando novas técnicas que, associadas às práticas de manejo, podem contribuir para a efetiva adoção de técnicas sustentáveis de produção.

Enfocando o novo paradigma da sustentabilidade e os aspectos relativos à segurança alimentar, as Boas Práticas Agrícolas (BPA's) propõem

recomendações que incorporem ao sistema de produção questões ambientais (visões ecológicas, sociais e econômicas), bem como outros que propiciem o uso eficiente de energia (CHAIM et al., 2004). São, portanto, a base para programas de fomento à melhoria de qualidade do produto, difundidos em âmbito mundial, e outros protocolos para fins de certificação com reconhecimento internacional. Assim, buscam também contribuir para minimizar o processo migratório do homem para as grandes cidades e aumentar a qualidade de vida no ambiente rural.

Diante do exposto e pelo fato das áreas de afloramento do Aquífero Guarani, objeto do presente trabalho, serem muito frágeis, propõe-se aqui a adoção das BPA's como alternativa de uso sustentável das mesmas, com ênfase para o Município de Ribeirão Preto, onde existe forte pressão de ocupação dessas áreas, frente à discussão de reavaliação do Plano Diretor vigente.

Áreas de afloramento

As áreas de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani na região de Ribeirão Preto são representadas pelos arenitos de granulação média da Formação Botucatu (KJb) e pelos arenitos de granulação fina e siltitos da Formação Pirambóia (TJp), e estão distribuídas na parte nordeste do município, envolvendo a porção que abrange todo perímetro do trevo da Via Anhanguera, que dá acesso à cidade de Serrana, estendendo-se ao longo da Microbacia do Córrego do Espriado e Ribeirão Tamanduá até sua desembocadura no Rio Pardo. Nos municípios vizinhos, essas áreas ocupam extensas porções, principalmente em São Simão e Serra Azul. Em seguida, aparecem Altinópolis e Brodósqui com porções menores de áreas de recarga, conforme pode-se observar por meio do mapa geológico (Fig. 1).

De forma mais ampla, a geologia de toda a região inclui, ainda, as rochas basálticas da Formação Serra Geral, presentes na bordas e locais mais elevados; já as rochas areníticas da Formação Botucatu encontram-se nas partes mais baixas ou sotopostas à Formação Serra Geral, ocupando, respectivamente, 70 % e 30 % da superfície do terreno (INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA, 1994).

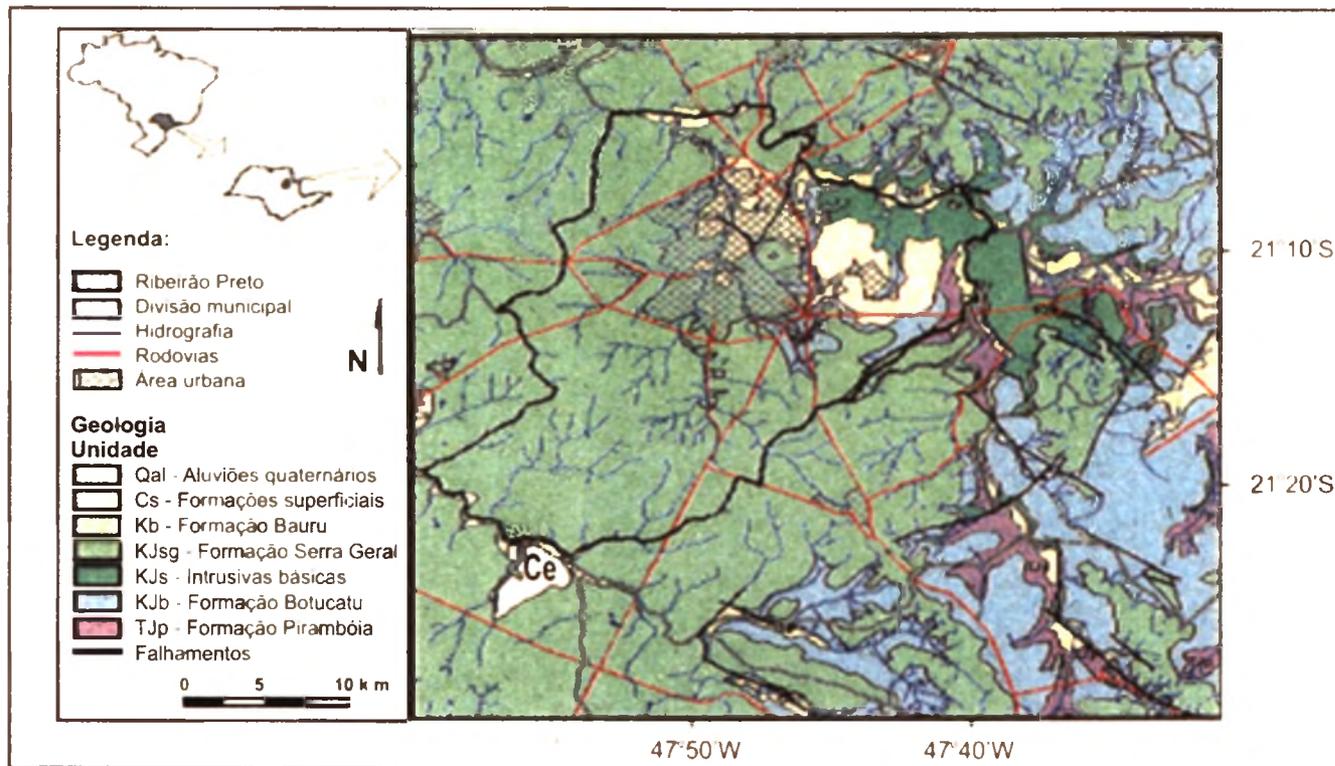


Fig. 1. Mapa geológico da região de Ribeirão Preto (SINELLI et al., 1973)

Solos representativos

Os solos representativos das áreas de recarga, incluindo aqueles circunvizinhos, são constituídos, predominantemente, por Latossolo Vermelho Eutrófico (LVef) e Latossolo Vermelho Ditrófico (LVdf), conforme Embrapa (1999b), classificados pelo Sistema Brasileiro mais antigo como Latossolos Roxos dos tipos eutrófico e distrófico em proporções semelhantes (MIKLÓS; GOMES, 1996; EMBRAPA, 1999a). Estudos realizados por Gomes et al. (2002) promoveram a caracterização da vulnerabilidade natural das áreas de recarga, a partir dos tipos de solos existentes; ficou evidente nessa caracterização que os solos mais arenosos são os mais vulneráveis, com destaque para o Neossolo Quartzarênico Órtico (RQo).

Susceptibilidade das áreas de afloramento à infiltração de solutos

A susceptibilidade das áreas de recarga direta ou de afloramento do aquífero à infiltração de solutos é elevada, considerando que o predomínio de solos arenosos, principalmente RQo, constitui-se em fator determinante dessa condição. Estudos de condutividade hidráulica realizados por Gomes et al. (1996; 2002) revelaram valores elevados para os dois solos representativos das áreas de recarga.

Foram realizados também estudos de avaliação da vulnerabilidade natural, traduzida pela combinação de vários parâmetros de solo, dentre eles o potencial de infiltração. Essas informações permitiram concluir que a condição de potencial de infiltração de água no solo, classificado como alto, indica uma condição ambiental de vulnerabilidade alta frente a uma carga contaminante, o que pode ser indicativo de uma condição favorável, a priori, à contaminação do lençol freático. Para a condição de potencial de escoamento alto/médio, a vulnerabilidade do lençol freático passa a ser baixa, uma vez que o contaminante tende a se escoar superficialmente, tornando o solo e, conseqüentemente, o lençol freático menos exposto à condição de contaminação. Para maiores informações sobre a vulnerabilidade dessas áreas, o leitor deve consultar o capítulo III da parte 2 deste livro.

Outra particularidade importante dos solos das áreas de recarga da Microbacia do Córrego do Espriado é em relação à taxa de infiltração (vertical) da água que ocorre à velocidade de 0,8 m/mês, enquanto que a taxa de movimentação horizontal na direção do Córrego do Espriado apresenta velocidade de propagação de 3,3 m/mês (INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA, 1994). Tais características, associadas às condições de ausência de rocha até a zona saturada, baixa profundidade do lençol freático e precipitação média anual em torno de 1.500 mm, colocam essas áreas como sendo de alta vulnerabilidade natural. Estudos desenvolvidos pelo Instituto Geológico (1997), evidenciam tais características, mostrando que o Aquífero Guarani apresenta alta vulnerabilidade natural à contaminação, a partir de suas áreas de recarga, considerando como carga potencial poluidora, para Ribeirão Preto, a presença de usinas de açúcar e álcool, de indústrias de papel/papelão, de galvanoplastia, química, anodização, têxtil e de armazenamento de combustível.

Atividades agrícolas nas áreas de afloramento

As áreas de afloramento do Aquífero Guaráni na região de Ribeirão Preto, SP, encontram-se sob um processo de cultivo intensivo de cana-de-açúcar, com utilização de agroquímicos em grande quantidade, situação de exposição ao perigo potencial de contaminação da água subterrânea. Essa hipótese é reforçada pela característica de alta vulnerabilidade natural das áreas de recarga (INSTITUTO GEOLÓGICO, 1997; GOMES et al., 2002).

Nessas áreas são encontrados, também, cultivos de amendoim, café, soja entre outras culturas e atividades agropecuárias, mas em menor escala quando comparadas ao cultivo de cana-de-açúcar que é dominante. A Fig. 2, a seguir, mostra as diversas atividades agrícolas existentes em áreas de recarga do Aquífero Guarani, com predomínio da cultura de cana-de-açúcar.

Aspectos socioeconômicos

Carrieri e Bastos Filho (1994) destacaram que, em se tratando da forma de gestão da propriedade, cada produtor trabalha de forma isolada,

Microbacia do Córrego Espriado
Ribeirão Preto - SP
Uso atual

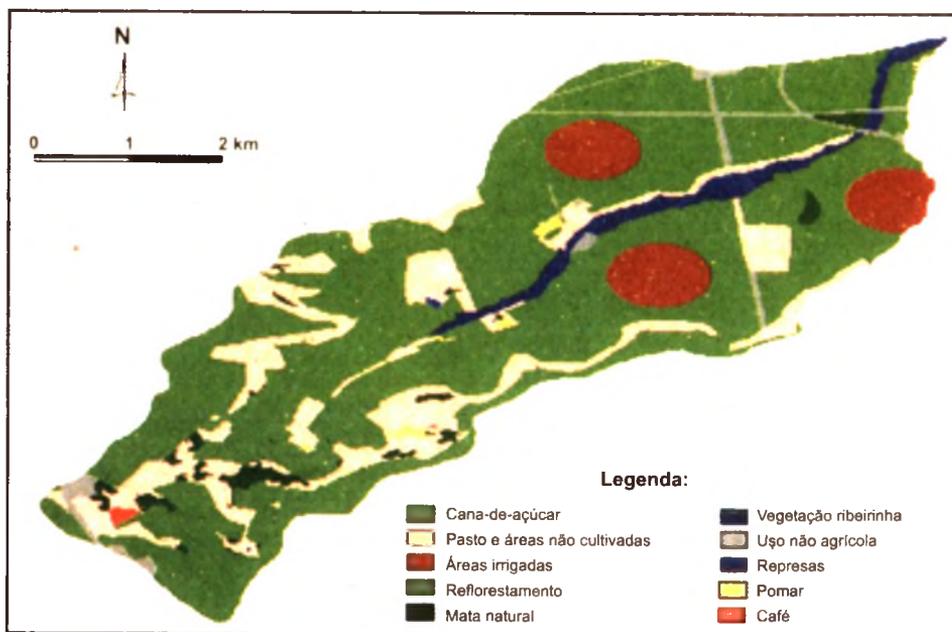


Fig. 2. Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani na Microbacia do Córrego do Espriado, região de Ribeirão Preto, SP.

Fonte: Adaptado de Embrapa (1999a).

fundamentando sua administração em laços de amizade, também ressaltados como existentes na área por Ribeiro (1986), ou caminhando para a gestão empresarial (profissionalização da administração). Destacaram que o crescimento urbano da Cidade de Ribeirão Preto motivou a passagem da então agricultura familiar local, em que o proprietário residia no local e cuja finalidade da produção diversificada era garantir o sustento da família e ganhos para aquisição de gado e terras principalmente, para o agronegócio (empresas agrícolas), em que a propriedade passa a ficar sob a guarda de um administrador e instalada para assegurar a manutenção de seus proprietários na cidade. Com a entrada da cana-de-açúcar e conseqüente arrendamento de terra a ela destinada, alguns produtores de outras atividades agropecuárias se mantiveram proprietários. No que se refere a

outros impactos ambientais negativos e positivos na área de recarga, Carrieri e Bastos Filho (1994) também destacaram:

- a) Existência de agricultura irrigada por pivô central.
- b) Intensa movimentação de máquinas: grade aradora, subsolador, grade niveladora, barra pulverizadora, cultivo mecânico.
- c) Intensa aplicação de agrotóxicos, corretivos e fertilizantes aliados a constante lâmina de água fornecida pela irrigação.
- d) Diminuição de custos de produção e manutenção de nível ecologicamente sustentável decorrente da diversificação de cultivo no talhão de cana, por cultivos de milho, amendoim e feijão.
- e) Presença de erosão por sulcos nas áreas de pastagens mais velhas.
- f) Presença de curvas de nível, terraceamentos, subsolagem e de outras práticas de conservação nas áreas de culturas e nas pastagens mais novas.
- g) Diversidade de produção, em algumas áreas, atrelada às oscilações de preços das atividades produtivas e a necessidade de autonomia econômica dos produtores.
- h) Aumento de áreas de pastagens para produção de massa verde para a pecuária local.
- i) Atendimento às recomendações técnicas por parte dos produtores.
- j) Presença de pecuária confinada.

Agroquímicos aplicados na área de afloramento e implicações ambientais

Agrotóxicos

No que se refere à aplicação de agrotóxicos em áreas frágeis, como são as de afloramento do aquífero, a orientação quanto aos procedimentos corretos de aplicação dos produtos e de avaliação de sua eficiência deve obedecer aos aspectos edafoclimáticos locais, os quais fornecem as conexões diretas entre as águas superficiais e subterrâneas. Também há que se considerar que a recarga de lençóis subterrâneos dá-se, muitas vezes, durante a percolação da água (chuva ou irrigação) através de um solo não saturado, onde o movimento vertical da água é controlado tanto pela força da gravidade, como pela força de capilaridade.

O risco de contaminação dos mananciais está associado a vários fatores, entre eles as propriedades inerentes dos produtos, as particularidades locais e o modo com que eles são aplicados no ambiente.

Fertilizantes

O uso de fertilizantes nas atividades agrícolas, sem o devido cuidado quanto às formas de aplicação, bem como quanto às dosagens adequadas, podem elevar a presença de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) na água e assim favorecer o crescimento populacional de algas e plantas aquáticas – eutrofização – comprometendo a qualidade e quantidade da água. Outro efeito adverso decorrente do uso inadequado de fertilizantes nitrogenados, de forma excessiva, é a elevação da concentração de nitrato na água e no solo, comprometendo a qualidade desses recursos.

Gomes et al. (2000) citam que “o valor de 10 mg L^{-1} de N-NO_3 é adotado em vários países como limite máximo tolerável para padrão de potabilidade da água”. Acrescentam que, acima desse valor, poderiam ocorrer sérios problemas à saúde humana (metahemoglobinemia ou síndrome do bebê azul, distúrbios da tireóide, problemas de reprodução e aborto), principalmente às crianças em seus primeiros anos de vida. Também salientaram problemas para animais, assim como a necessidade de se atentar ao uso de nitrato na área de afloramento do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, em função do uso de fertilizantes nitrogenados.

A Directiva 91/676/CEE, da Comunidade Européia, vem sendo usada como referência para a proposição de BPA's para os países membros no que se refere ao limite máximo de nitrato em água potável, qual seja, 10 mg L^{-1} .

Acrescente-se, ainda, que a proposição das BPA's deve considerar para a redução dos níveis de nitrato em água, além do aporte de fertilizantes nitrogenados de origem industrial, aqueles também de origem animal (esterco) e outras fontes ainda questionáveis, tais como lodo de esgoto, aplicado no solo. Nesse contexto, as diretrizes devem apontar épocas onde existam restrições para a aplicação de fertilizantes, em função da cultura, sistema de irrigação utilizado, tipos de solo e das condições climáticas locais. Há que se considerar também, se existentes, as condições encontradas nos criadouros de animais no que se refere ao descarte de dejetos.

Estudos recentes nas áreas de afloramento

Para a área de afloramento do Aquífero Guarani, em Ribeirão Preto, foi levantado e disponibilizado grande acervo de informações por parte de várias instituições. Entre elas, a Embrapa Meio Ambiente; Faculdade de Farmácia Bioquímica da Universidade de São Paulo, campus de Ribeirão Preto; Laboratório de Geoprocessamento da Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp); Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT); Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE); Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (Cetesb); Instituto Geológico (IG); Instituto Biológico (IB); Insituto Agrônômico de Campinas (IAC). Outras informações disponibilizadas pelo Programa Alimento Seguro do campo à mesa – segmento campo (convênio Sebrae/Senai/Embrapa) também são passíveis de serem utilizadas na proposição de BPA's para a área.

Entre elas citam-se:

- a) Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo (INSTITUTO GEOLÓGICO, 1997) e da vulnerabilidade na Microbacia do Córrego do Espriado (EMBRAPA, 2002; GOMES et al., 2002).
- b) Mapeamento georreferenciado das culturas (Embrapa Meio Ambiente).
- c) Mapeamento georreferenciado de solos (Embrapa Meio Ambiente; Unaerp, Ribeirão Preto).
- d) Avaliação do comportamento de agrotóxicos aplicados em cana-de-açúcar (Embrapa Meio Ambiente; USP, Ribeirão Preto; Insituto Biológico).
- e) Avaliação do potencial de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por modelos *screening* e simulação de sistemas (Embrapa Meio Ambiente).
- f) Análise de resíduos de herbicidas em água (USP, Ribeirão Preto e Embrapa Meio Ambiente).
- g) Avaliação de práticas de plantio direto (IAC, Apta).
- h) Métodos simples para quantificação das perdas de agrotóxicos (Embrapa Meio Ambiente).
- i) Geoestatística e simulação aplicadas à área de afloramento do aquífero (Embrapa Meio Ambiente).

- j) Manuais de segurança e qualidade para as culturas de milho, cenoura, alface minimamente processada, amendoim, café (PAS–campo – convênio Sebrae/Senai/Embrapa).
- k) Elementos de apoio para as BPA's (PAS–campo – convênio Sebrae/Senai/Embrapa).
- l) Elementos de apoio para as boas práticas agropecuárias da produção leiteira (PAS–campo – convênio Sebrae/Senai/Embrapa).
- m) Guia de verificação de sistemas de segurança na produção agrícola (PAS–campo – convênio Sebrae/Senai/Embrapa).
- n) Manual de segurança e qualidade para a produção leiteira (PAS–campo – convênio Sebrae/Senai/Embrapa).
- o) Manual de BPA e Sistema Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle APPCC (PAS–campo – convênio Sebrae/Senai/Embrapa).
- p) Material do projeto de educação ambiental da Embrapa Meio Ambiente para sensibilização dos agentes locais da área de afloramento para a questão ambiental atrelada às atividades humanas em diferentes formas de linguagem e estímulos, bem como para a formação de monitores ambientais locais (Embrapa Meio Ambiente).

Métodos de análise de riscos

O processo de planejamento rural vem sendo apontado por vários autores como o ponto chave para a integração harmoniosa entre o desenvolvimento e a necessidade de proteção e de conservação do meio ambiente. Segundo Mafra (1999), esse processo deve levar em conta a possibilidade de usos agrícolas diferentes do uso atual e suas respectivas limitações. Por essa razão, a avaliação de risco, inserida no contexto da análise de risco, vem sendo apontada como fase primordial tanto à planificação territorial, propriamente dita, quanto ao seu ordenamento.

Define-se por risco a probabilidade de que uma situação física com potencial de causar danos (perigo) possa acontecer, em qualquer nível, em decorrência da exposição durante um determinado espaço de tempo a essa situação.

Para descrever o processo de avaliação de risco, a Academia Nacional de Ciência dos Estados Unidos (NAS) identificou quatro passos distintos a serem considerados, quais sejam (NEELY, 1994):

- a) Identificação de perigo: avalia-se o tipo de conseqüência causada pelo risco de exposição ao agente.
- b) Estabelecimento de relações entre a quantidade representativa da presença do agente (concentração ou dose) e a incidência de efeito adverso.
- c) Avaliação de exposição ao perigo: são estudadas a freqüência e a incidência de exposição ao perigo na presença do agente em quantidades causadoras de efeitos adversos.
- d) Caracterização do risco: estima-se a incidência de efeitos à saúde sob diferentes condições de avaliação de exposição.

A análise de risco examina cada parte do processo de risco para conhecer a sua natureza como um todo. Assim, além de avaliar o risco, no sentido de estimar ou julgar a sua qualidade ou quantidade, ela também o valora, monitora e o comunica.

Segundo a Environmental Protection Agency (EPA), USA, o processo de avaliação de risco “fornece uma forma para desenvolver, organizar e apresentar informações científicas de modo que ela seja relevante à tomada de decisão ambiental”: Nesse sentido, a análise de risco é necessária principalmente para:

- a) Estabelecer a existência, ou não, de perigos ambientais (ecológicos, econômicos e sociais) que conduzam ao risco de ocorrência do efeito adverso.
- b) Identificar a necessidade de obtenção e organização de informações para as avaliações.
- c) Enfocar o perigo de um poluente específico ou o risco de exposição de um local específico à sua presença.
- d) Estabelecer tendências, probabilidades ou incertezas relacionadas à ocorrência de efeitos ou de condições propícias ao perigo em decorrência da exposição.
- e) Contribuir no desenvolvimento de planos de prevenção, mitigação e de outras respostas a poluentes, entre outras.

Os riscos de contaminações de solo e água na área de recarga do Aquífero Guarani, em Ribeirão Preto, intensificam-se pela associação da

vulnerabilidade natural da área à exposição aos agroquímicos, particularmente nitrato e agrotóxicos, e pelos fluxos preferenciais do solo. Acrescenta-se que o uso incorreto dos agroquímicos nas culturas potencializam a disseminação de compostos tóxicos também na cadeia trófica (bioacumulação), assim como transporte por lixiviação e por escoamento superficial de partículas de produtos aplicados adsorvidas ao solo, entre outros, com potencial também para impactar a qualidade das águas superficial e subterrânea, que influenciam na recarga dos sistemas hídricos das áreas rurais.

Uso e manejo da água nas áreas de afloramento

Para as áreas de afloramento do Aquífero Guarani, no entanto, vários procedimentos devem ser observados quanto ao manejo da água, visando proteção da água subterrânea, conforme observações e constatações *in loco*:

- a) Não utilização de práticas de irrigação, as quais podem favorecer a lixiviação de produtos potencialmente contaminantes até a zona saturada.
- b) Uso controlado de insumos, fertilizantes e agrotóxicos, com orientação técnica, a fim de evitar o uso excessivo e, conseqüentemente, favorecer o deslocamento dos mesmos em direção ao lençol freático.
- c) A abertura de poços nas áreas de recarga deve ser exclusivamente para uso doméstico da propriedade rural, pois o consumo excessivo interfere negativamente na disponibilidade de água, principalmente no período de estiagem, quando o nível estático normalmente diminui bastante.

Propostas de Boas Práticas Agrícolas (BPA's) visando a proteção das áreas de afloramento do Aquífero Guarani

Manejo Integrado de Pragas e Doenças (MIP)

Alternativas de controles biológico, cultural e químico devem ser formuladas no contexto de Programas de Manejo Integrado de Pragas e

Doenças da cana-de-açúcar para a região da área de afloramento. Essa proposta deve, assim, considerar características do cultivo local, bem como ter estratégias de controle pertinentes aos seus fatores abióticos. Nesse contexto, o programa de manejo integrado de pragas e doenças deve ser específico.

Nas áreas de afloramento do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto foram utilizados, nos últimos anos, os herbicidas atrazina (não mais aplicada), ametrina, simazina, tebutiuron, diuron, 2,4-D, 2,4-D dimethylamine salt, picloram e hexazinone. Trabalhos realizados pela Embrapa Meio Ambiente avaliaram o potencial de transporte desses produtos, considerando seu pior caso (movimentação de transporte vertical no perfil do solo) para fins de avaliação de tendência de contaminação de águas subterrâneas na Microbacia do Córrego do Espriado, usando sistemas de simulação (PESSOA et al., 1998, 1999; PESSOA et al., 2003; CERDEIRA, et al., 2004) para esses produtos nos principais solos da área, sem avaliar as aplicações sucessivas dos produtos em seus cenários isolados. Conforme já comentado, as áreas de afloramento do aquífero ficam expostas, apenas com o recobrimento de material arenoso que exhibe alta porosidade. Pessoa et al. (2004) identificaram áreas onde tebutiuron, diuron e atrazina deveriam ser prioritariamente controlados por projetos de pesquisa específicos para fins de monitoramento e, portanto, de coleta de água e solo para análises de resíduos em laboratórios. Essas análises dependem também da determinação e/ou adaptação de métodos passíveis de uso em aparelhos que sejam sensíveis à identificação da presença desses produtos em solo, água, ar e planta, nem sempre disponíveis para todos os produtos aplicados. À proposição das BPA's, acrescenta-se a necessidade de elaboração de um esquema de uso de agrotóxicos mais pertinentes ao local, baseada nos resultados obtidos dessas e de outras pesquisas de avaliação de resíduos, de ecotoxicidade dos produtos em organismos não alvo, de sua persistência no ambiente, de translocação do produto na planta, de contaminações ocorridas no homem e animais, entre outros.

Considerações relacionadas ao manejo de solo e ao sistema de plantio direto

As técnicas de preparo e manejo do solo são fundamentais para garantir práticas agrícolas sustentáveis e, assim, devem ser cautelosamente definidas nas BPA's.

O plantio direto é uma forma de manejo onde todo o procedimento “é feito diretamente sobre os restos culturais da lavoura anterior ou sobre as plantas daninhas, previamente dessecadas por herbicidas de contato ou sistêmicos, não tóxicos ao ambiente”, cujos benefícios “podem ser sentidos tanto na propriedade (on site effects) como fora dela (off site effects)” (CHAVES, 1997). Entre estes, o autor aponta “redução da enxurrada, da erosão, da diminuição das grandes variações na umidade e temperatura do solo, a diminuição do aporte de sedimento aos corpos d’água e a redução da poluição e, não menos importante, a maior produtividade e o menor custo de produção a longo prazo”.

O plantio direto ocasiona por um lado impactos positivos, como a redução da perda de solo por erosão, assoreamentos, turbidez e eutrofização. Por outro lado, aumenta também, principalmente no início da conversão, a dependência e aumento do volume de utilização de herbicidas. O acúmulo de matéria orgânica na superfície dos solos, que é uma característica marcante desse sistema de produção, reduz o fluxo superficial e aumenta a infiltração de água no perfil do solo. Essa maior taxa de infiltração, quando comparada ao sistema de produção convencional, ocorre basicamente devido à presença de macroporos, resultante de microcanais provocados pelas atividades de raízes e da mesofauna do solo. Essa maior taxa de infiltração resulta em um maior potencial de lixiviação de agrotóxicos para águas subterrâneas.

Essa atividade juntamente à posterior proposição do Programa Alimento Seguro do campo à mesa (PAS–campo, convênio Sebrae/Senai/Embrapa) viabilizaram a apresentação de estratégias e de documentos de apoio à implantação de Boas Práticas Agrícolas, concomitantemente ao sistema de Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle (APPCC) aplicados a alguns dos produtos agropecuários, já citados, como também para outros de interesse comercial do nosso País (ELEMENTOS..., 2004).

O PAS–campo elaborou materiais de apoio e um check-list para as BPA’s inseridas no seu programa atual, que poderão ser utilizados como referência para a elaboração das BPA’s na área de afloramento do Aquífero Guarani, para suas culturas agrícolas prioritárias.

Assim, o convênio Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)/Embrapa de 2002 e o Programa Alimento Seguro do campo à mesa – PAS–campo (Convênio Senai/Sebrae/Embrapa), já citados

anteriormente, viabilizaram procedimentos em consonância com orientações do guideline Good Agricultural Procedures do PRODS-PAIA da FAO. Este protocolo de BPA da FAO vem sendo utilizado em todo o mundo como referência de protocolos de BPA's que atendam às expectativas de produtores, consumidores e aspectos de conservação ecológica.

Dessa forma, surgiu um protocolo para elaboração de Boas Práticas Agrícolas, de modo que elas sirvam como diretrizes para:

- a) O desenvolvimento sustentável da agricultura.
- b) Conciliação de fatores de qualidade, de proteção e segurança do trabalhador e do consumidor, de redução imediata de impactos ambientais negativos e de economia e de maior confiança ao produto oferecido, decorrentes de maior conhecimento, percepção e compromisso de pessoal para as questões ambientais.
- c) O fomento ao maior reaproveitamento e conservação de recursos materiais e naturais, evitando refazer o mesmo trabalho.
- d) O fomento ao conhecimento mais amplo sobre o efeito da utilização de práticas agropecuárias no ambiente do sistema de produção.

Em diversos locais onde existem áreas de afloramento do Guarani, o monocultivo extensivo e intensivo de cana-de-açúcar é predominante, expondo-as a perigos potenciais. Esse cenário exige, conseqüentemente, maior cuidado com o manejo da cultura nessas áreas, com a adoção de práticas agrícolas sustentáveis que levem à proteção do recurso hídrico subterrâneo, bastante exposto a uma situação de risco.

O acervo documental gerado pelo PAS–campo, bem como outras ações conduzidas diretamente na área de afloramento ou que subsidiem ações do protocolo de BPA's, poderá ser utilizado como referência das BPA's específicas para as culturas agrícolas predominantes na área de afloramento do Aquífero Guarani localizada em Ribeirão Preto, SP.

Assim sendo, este trabalho apresenta considerações sobre conceitos agregados às Boas Práticas Agrícolas (BPA's) e às técnicas auxiliares na identificação de perigos e pontos críticos de controle, assim como de alternativas de manejo. Apresenta aspectos específicos das áreas de recarga do Aquífero Guarani, localizadas em Ribeirão Preto, como também se propõe a apresentar subsídios para a proposição de BPA's para a cultura de cana-de-açúcar, predominante nessas áreas.

Subsídios para a elaboração do protocolo de BPA's para culturas prioritárias

Para a adoção de uma proposta de agricultura sustentável, há sempre que se ter em mente que o foco desejado não é somente a produtividade das culturas e dos animais, mas sim o aproveitamento do potencial que todo ser vivo congrega (integração de plantas e animais em determinado ecossistema) para produção e reprodução, considerando os fluxos de energia a eles associados – a capacidade de suporte do meio ambiente. Para tanto são necessários esforços visando a melhor compreensão das inter-relações que ocorrem nos agroecossistemas, valendo-se dos conceitos de agroecologia, não se esquecendo de que, nesse contexto, deve existir uma relação harmônica do homem com o ambiente, onde os benefícios advindos são de caráter global e não uma conquista ou privilégio de grupos ou setores da sociedade (FERRAZ, 1999).

As Boas Práticas Agrícolas servem como diretrizes ao desenvolvimento sustentável, que conciliam fatores de qualidade, de proteção e segurança do trabalhador e do consumidor, de redução contínua e gradativa de impactos ambientais negativos e de economia e maior confiança ao produto oferecido, decorrentes de maior conhecimento, percepção e compromisso de pessoal para as questões ambientais; de se fomentar o maior reaproveitamento e conservação de recursos materiais e naturais, evitando refazer o mesmo trabalho; e de se inferir sobre o ambiente de produção baseado em utilização de práticas insustentáveis (CHAIM et al., 2004).

As BPA's específicas para as culturas de determinada área devem fomentar ações de melhoria contínua nos sistemas de produção, incorporando aspectos voltados para a sustentabilidade agrícola, assim como uma maior percepção ambiental e capacitação dos produtores locais implicando diretamente nos processos de qualidades ambientais dos produtos agropecuários (CHAIM et al., 2004). Nelas devem constar aspectos relacionados ao meio físico, aos sistemas de produção vigentes, à tecnologia de aplicação de agrotóxicos empregada, ao descarte de resíduos, à atenção à legislação vigente, entre outros. Trabalho desenvolvido por Chaim et al. (2004), por exemplo, evidencia os principais problemas ambientais passíveis de minimização pelas BPA's.

Em se tratando da implantação de uma nova área de cultivo, devem ser priorizados aspectos relacionados à escolha da variedade utilizada, consideração sobre as características agroambientais locais, aptidão agrícola e de capacidade de uso das terras e, ainda, o zoneamento agroclimático (CHAIM et al., 2004).

Também devem ser inseridas nas BPA's as estratégias de Manejo Integrado de Pragas (MIP), que estabelecem métodos de controle cultural, biológico e químico, visando restabelecer a população de pragas e doenças das culturas a níveis populacionais aceitáveis à sua produção comercial. Essa prática é recomendada, pois a utilização dos métodos de MIP tem favorecido amplamente a melhoria da qualidade ambiental do sistema de produção, uma vez que é dada prioridade aos métodos culturais e biológicos (sempre que disponíveis para a cultura) em caráter preventivo, em detrimento ao uso de métodos químicos (controle com uso de agrotóxicos), conforme preconizado por Chaim et al. (2004).

No que se refere ao controle químico, as BPA's devem estabelecer procedimentos voltados à aplicação de agrotóxicos, bem como orientações de uso correto do produto para culturas específicas, considerando a ecologia e a dinâmica populacional de suas pragas e doenças, a atenção a intervalos de segurança e a escolha de produtos químicos menos persistentes no ambiente, conciliando a demanda de produção agrícola com a conservação do meio ambiente. Também devem ser considerados aspectos relacionados aos equipamentos de aplicação do produto químico, calibração, preparo da calda, avaliação da eficiência da aplicação e descarte de calda e de embalagens de produtos. A manutenção e a calibração de equipamentos, em geral, também devem ser ressaltadas (CHAIM et al., 2004).

As BPA's devem indicar também diretrizes que alertem o produtor para a necessidade de monitoramento local nos pontos de controle do processo produtivo mais susceptíveis aos perigos de contaminações, onde devem ser realizadas análises laboratoriais (CHAIM et al., 2004). É indispensável que nessas práticas estejam salientadas as necessidades legais vigentes, como também destacados os cuidados essenciais em relação a implementos e máquinas agrícolas. Cuidados com o preparo do solo, irrigação da cultura, colheitas, transporte e outras etapas de pré e pós-colheita também devem ser salientadas (CHAIM et al., 2004). Os mesmos autores chamam a atenção, ainda, para a necessidade de fomentar recomendações

orientadoras, tais como a necessidade de avaliação de risco climático, aptidão agrícola, aspectos de conservação de solo, etc. Para isso, é recomendável um levantamento de informações detalhadas sobre aspectos fisiográficos da área de estudo, tais como a formação do solo, relevo, clima, fatores geológicos (material de origem) e biologia do solo.

Parâmetros ambientais, como os descritos, auxiliam na compreensão de problemas de toxicidade para a planta ou no seu processo de desenvolvimento, na avaliação da drenagem, percolação, lixiviação e escoamento superficial, na compreensão dos fluxos preferenciais que favorecem a lixiviação, na orientação correta do uso de insumos e fertilizantes, bem como no uso de implementos agrícolas mais apropriados às suas características (EMBRAPA, 1999; LEPSCH, 2002; VIDAL-TORRADO, 2002). Assim, a realização de análises de solos, com a avaliação de aspectos morfológicos do perfil, torna-se imprescindível na orientação de práticas adequadas, que minimizem os impactos ambientais negativos.

O tratamento de resíduos da propriedade também deve ser considerado nessas diretrizes. Além dos problemas relacionados à quantidade e à qualidade dos recursos hídricos, a presença de lixo aumenta a população de insetos, pragas e roedores na propriedade, podendo causar problemas à saúde do trabalhador rural e prejudicar a qualidade dos produtos agropecuários, implicando em maiores despesas para o controle. Acrescenta-se também que o reaproveitamento de materiais deve ser favorecido, sempre que possível, estimulando práticas de redução, reutilização e pré-ciclagem de materiais, bem como o descarte correto do lixo, principalmente os tóxicos, como pilhas e embalagens de produtos agropecuários, que devem ter descarte e destino apropriados para evitar contaminações do solo, água, culturas e do trabalhador (CHAIM et al., 2004).

As BPA's devem, ainda, sinalizar a importância das Áreas de Preservação Permanentes (APP) na propriedade agrícola presente no Código Florestal Brasileiro (Lei 4.771 de 15/9/1965). Tratam-se de áreas "...cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas". As definições e limites das APP são apresentadas, em detalhes, na Resolução CONAMA nº 303 de 20/3/2002 (CHAIM et al., 2004).

Propostas de Boas Práticas Agrícolas (BPA's) visando a proteção da área de afloramento do Aquífero Guarani – práticas passíveis de utilização nas BPA's para cana-de-açúcar

Práticas conservacionistas passíveis de adoção nas áreas de recarga do Aquífero Guarani na região de Ribeirão Preto

O preparo do solo é considerado no setor técnico canavieiro como uma das mais importantes práticas culturais e pode ser realizado por diversos objetivos. Estes compreendem a incorporação de fertilizantes e corretivos, a melhoria nas características químicas e físicas do solo, o aumento do contato das gemas e sementes com o solo, o nivelamento do terreno, o auxílio na redução da população de plantas daninhas, insetos, pragas e patógenos, entre outros. O número de operações, tipos e modelos de equipamentos, épocas de realização, dependem das características do solo, mas principalmente do planejamento de cada empresa sucroalcooleira. As operações de preparo, quando não realizadas dentro da tecnologia mais adequada, poderão ocasionar degradação das propriedades físicas, químicas e biológicas, influenciando profundamente no desenvolvimento das plantas e resultando na queda de produção entre cortes consecutivos. Barbieri et al. (1997) concluíram que o sistema convencional de preparo do solo proporcionou, na média de 5 cortes, aumentos na produção entre 6 % e 12 % em solo de textura argilosa (LR) e 13 % e 18 % em solo mais arenoso (LV).

Em razão sobretudo dos problemas de erosão, Corsini (1993) comenta que a sustentabilidade da produção de cana-de-açúcar deverá necessariamente incluir os sistemas de preparo reduzido ou mínimo. Convém mencionar que as estimativas mundiais mais recentes indicam que cerca de 5×10^{12} kg de solo são perdidos anualmente por erosão, dos quais 80 % por erosão hídrica.

Vários trabalhos encontrados na literatura assinalam as seguintes vantagens ao cultivo reduzido ou mínimo de preparo do solo: evita a destruição gradativa do solo; proporciona maior rendimento operacional ($ha \cdot h^{-1}$); reduz custo em 12 %; melhor aproveitamento do tempo disponível

de pessoal, equipamentos envolvidos; possibilita uso de máquinas de baixa potência; reduz perda de umidade; favorece a atividade biológica; evita assoreamento do sulco; diminui o processo gradativo de compactação do solo; apresenta maior eficiência na destruição das soqueiras; favorece o controle de ervas perenes; auxilia o plantio em dias chuvosos; permite o plantio direto de cereais e adubos verdes na entrelinha da cana morta; aumenta a produtividade e longevidade da soqueira, entre outros (CASAGRANDI, 1988).

As primeiras experiências sobre a viabilidade do uso de destruição química da soqueira de cana, por ocasião da renovação do canavial, foram realizadas na África do Sul, com doses de até 12 L ha⁻¹ de glifosate. Para nossas condições, em diferentes preparos de solo sobre alterações nos atributos químicos e produção da cana-de-açúcar, observou que nos sistemas de preparo de solo com destruição química da soqueira com glifosate, e com plantio direto na linha e na entrelinha, obteve-se maior produtividade no primeiro corte apresentando, também, maior saldo e melhor relação custo/benefício. Mais recentemente, Dias (2001) avaliou o efeito de quatro sistemas de preparo de solo sobre as características agrônômicas e tecnológicas de três variedades de cana (RB 85 5257, RB 85 5536, RB 85 5113) em experimentos conduzidos em Guariba, SP, conforme consta da Tabela 1.

Tabela 1. Produtividade e cana-de-açúcar (média de dois tipos de solo e variedades), brotação da soqueira e avaliação econômica em diferentes preparos de solo.

Preparo do solo	Produção de colmos (t ha ⁻¹)		Perfilhamento 2º Corte	Saldo relativo (R\$ ha ⁻¹)	
	1º Corte	2º Corte		LVA	LV
	Grade/Subsolador	178	98	18,3	0,00
Herbicida/Subsolador	172	93	16,0	-265,60	-79,84
Herbicida	167	92	16,0	-284,67	-124,20
Herbicida/Aiveca	181	100	18,7	+187,34	+290,30

Onde: Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVA) e Latossolo Vermelho Distrófico (LV).

Fonte: Adaptado de Dias (2001).

Prática de rotação de cultura na renovação de canaviais

No Brasil, são estimados atualmente cerca de 21 milhões de hectares cultivados no sistema plantio direto, os quais representam mais de 25 % da área utilizada com agricultura (DERPSCH, 2003). No Estado de São Paulo, as estatísticas mencionam que são cultivados mais de 1 milhão de hectares, porém a tendência ainda é de expansão devido, sobretudo, aos seguintes fatores: redução significativa nos custos de produção (principalmente economia de combustível); maior viabilidade da safrinha (semeadura imediatamente após colheita); viabilizar áreas infestadas com plantas daninhas (tiririca, grama seda); utilização de novos ambientes agrícolas (renovação de canaviais colhidos sem queima e pastagens); e otimização do uso da água pelas culturas, além de outras vantagens técnicas já consagradas pela pesquisa, com destaque à conservação do solo (BOLONHEZI; TANIMOTO, 2001). Todavia, a baixa adoção de esquemas de rotação de culturas tem comprometido sobremaneira a sustentabilidade deste sistema de cultivo, pois a permanência de resíduos na superfície do solo aumenta o potencial de inóculo de doenças, ocasionado por patógenos necrotróficos, e população de pragas. Dentre os muitos exemplos da vulnerabilidade da monocultura em plantio direto, merece destaque os sérios danos ocasionados pela cercosporiose na safra 2000, na região do sudoeste goiano, onde na ocasião predominavam monocultura de milho e semeadura direta.

Os benefícios da rotação com leguminosas já eram apregoados pelos chineses há mais de 2000 anos. Foram encontradas inscrições feitas em pedras durante o Império Romano, as quais mencionavam “agricultor sábio continua executar rotações”. São inúmeros os resultados científicos confirmando respostas positivas do emprego da rotação de culturas. Dunker (2003) sumariza os últimos resultados de experimento iniciado em 1876 na Universidade de Illinois, no qual a produção de milho aumentou em 7.061 kg ha⁻¹ e 3.026 kg ha⁻¹, nos tratamentos em rotação com aveia e soja, respectivamente. Trabalhos nacionais realizados no Sul do Brasil já confirmaram a importância da rotação de culturas no sistema plantio direto (DERPSCH et al., 1986, 1991).

Para as condições do Estado de São Paulo, os resultados de pesquisa clássicos que demonstram as vantagens da rotação de culturas,

principalmente com a utilização de adubação verde, foram realizados no sistema de preparo convencional. Talvez o principal exemplo seja a utilização de mucuna preta consorciada com milho, visando controle de nematóide no algodoeiro (CAVALIERI et al., 1963).

Muitos outros resultados estão relacionados ao fornecimento de nitrogênio por meio da fixação biológica por meio da associação das plantas leguminosas com bactérias. Pesquisas conduzidas em Mococa, SP, concluíram que a produção do milho aumenta significativamente após três anos de cultivo de soja, não havendo resposta à aplicação de 60 kg.ha⁻¹ de nitrogênio em cobertura.

Estudos envolvendo rotação de culturas no sistema plantio direto foram realizados nas condições edafoclimáticas de Assis, SP, nas quais ficou evidenciado que a produção de milho e o teor de nitrogênio nas folhas foram aumentados quando semeado após *Crotalaria juncea*, em relação aos tratamentos com aveia preta (CASTRO, 1989, 1991). Na mesma região também foram obtidos resultados bastante favoráveis com o cultivo de tremoço no inverno, antecedendo a cultura do milho.

Trabalhos relativos aos benefícios da rotação de culturas para cana-de-açúcar se iniciaram na década de 1950 (CARDOSO, 1956) e enfatizavam a utilização dos adubos verdes nos esquemas propostos. Com o aumento do uso de insumos na agricultura contemporânea, esta prática caiu em desuso e raramente é dotada no seu sentido *strictu sensu*. Na década de 1980, Mascarenhas et al. (1994) concluíram, para regiões produtoras de cana do nordeste do Estado de São Paulo, que a utilização de dois sistemas de cultivo com soja nas áreas de renovação aumenta significativamente as produções de colmos e açúcar (Tabela 2). Os benefícios dos adubos verdes estão relacionados principalmente com a redução de populações de nematóides e fixação biológica de nitrogênio, além da ciclagem de nutrientes que são extraídos da subsuperfície (Tabela 3).

Com o advento da colheita mecanizada de cana crua, a adoção da semeadura direta da soja sobre os resíduos de cana já é uma realidade. Abaixo estão apresentados resultados em escala comercial, os quais demonstram os ganhos de produtividade da soja neste sistema.

O cultivo de amendoim, que é outra importante cultura de sucessão com a cana, apresentava dúvidas técnicas que já foram solucionadas pela pesquisa, tornando-se possível recomendar a sua adoção.

Tabela 2. Comportamento da cana-de-açúcar em diferentes rotações de culturas.

Tratamento	Colmos	Produção (kg ha ⁻¹)	
	Número	Cana	Açúcar
Pousio–Pousio	63.973 c	122 d	14,0 d
Soja–Soja	79.256 a	154 bc	17,1 bc
Mucuna–Mucuna	80.491 a	162 ab	18,6 ab
Crotalaria–Crotalaria	79.300 a	169 a	19,5 a
Soja–Mucuna	76.042 ab	162 ab	18,6 ab
Mucuna–Soja	77.366 ab	155 bc	17,9 b
Pousio–Pousio + N	71.683 b	147 c	16,9 c
CV (%)	7,6	6,7	6,7

Fonte: Adaptado de Mascarenhas et al. (1994).

Tabela 3. Extração de nutrientes por diferentes adubos verdes em relação a uma cultura comercial.

Espécie	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha ⁻¹					
Mucuna preta	215	37	102	133	142	31
<i>Crotalaria juncea</i>	234	35	76	78	90	46
Soja	38	13	33	61	23	9

Fonte: Adaptado de Ambrosano et al. (1997).

Seqüestro de carbono em áreas de cultivo de cana crua

O dióxido de carbono contribui com 50 % no aquecimento global devido a sua grande concentração na atmosfera, por conseguinte é considerado o principal gás do efeito estufa. Os sistemas agropecuários são responsáveis por 22,9 % do total de CO₂ emitido.

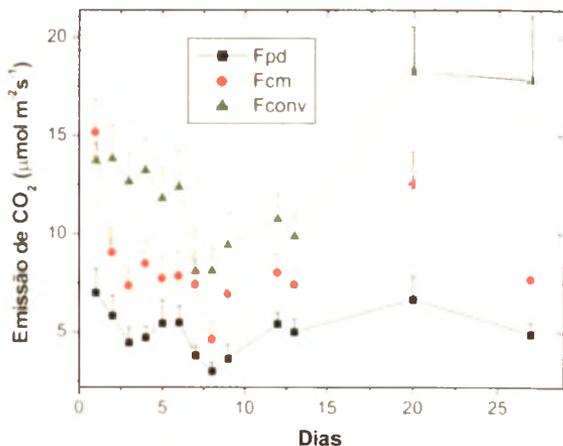
Pesquisas têm demonstrado que sistemas de preparo conservacionistas, além de contribuírem para a redução das emissões, podem seqüestrar carbono da atmosfera (DERPSCH, 1997; BAYER et al., 2000). Neste contexto,

Brasil apresenta grande potencial para seqüestro de carbono, pois atualmente são estimados cerca de 21 milhões de hectares cultivados com sistema de plantio direto (SPD). Esse sistema tem se expandido sobremaneira em áreas de rotação de canaviais no Estado de São Paulo, em razão da grande quantidade de resíduos (15 t.ha de matéria seca) deixados no processo de colheita mecanizada sem queima prévia (cana crua). Recentemente, Cerri et al. (2003) concluíram que em áreas de cana crua o seqüestro de carbono chega a 19,55 Mt de C.ano⁻¹. Bolonhezi et al. (2004) estudaram a emissão diária de CO₂ em três sistemas de preparo em condição de palhagem de cana crua com 17 t.ha⁻¹ de matéria seca. Os resultados podem ser visualizados nas Fig. 3, 4 e 5, com os quais os autores concluíram que o preparo convencional resultou em emissão total (período de 27 dias) de 3,55 t.h⁻¹ e 9 t.h⁻¹ de CO₂ maior que os sistemas cultivo mínimo e plantio direto, respectivamente. A variação temporal do fluxo de CO₂ acompanhou as variações nas temperatura e umidade do solo.

O sistema de produção da cana-de-açúcar na região de área de recarga do Aquífero Guarani, baseado no acervo de informações técnico-científicas acumulado até hoje, tem condições de incluir práticas poupadoras de insumos e menos agressivas ao ambiente. A colheita de cana crua já é realidade e deveria ser implantada em todas as áreas possíveis (declividade favorável), considerando que os benefícios são maiores que as indagações contrárias. As áreas sem condições de mecanização deveriam ser destinadas a outras atividades, conforme a melhor capacidade de uso e aptidão agrícola da terra.

Fig. 3.3. Média diária da emissão de CO₂ do solo ($\mu\text{mol de CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) em diferentes sistemas de cultivo sobre cana crua. Barras verticais correspondem à metade do erro padrão da média.

Fonte: Bolonhezi et al. (2004)



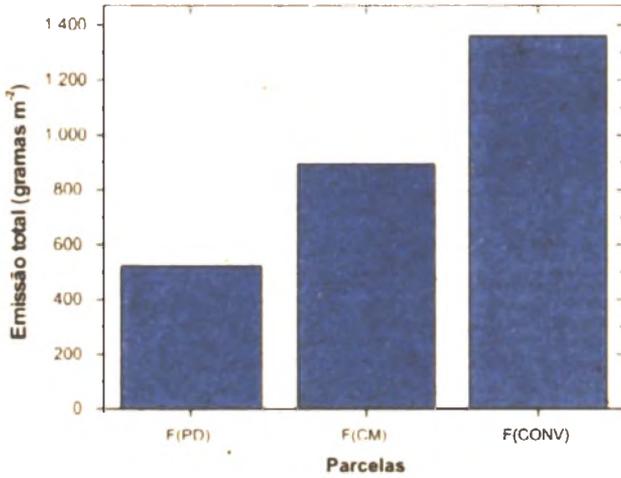
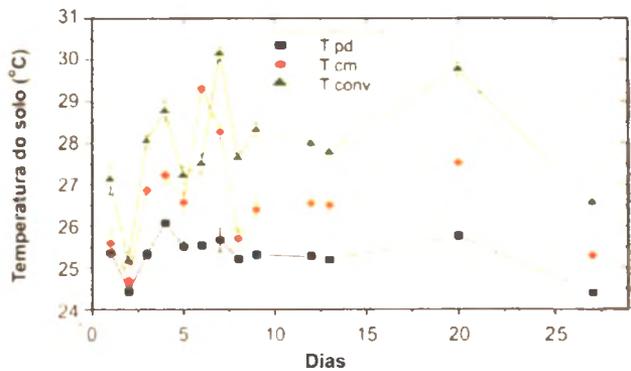
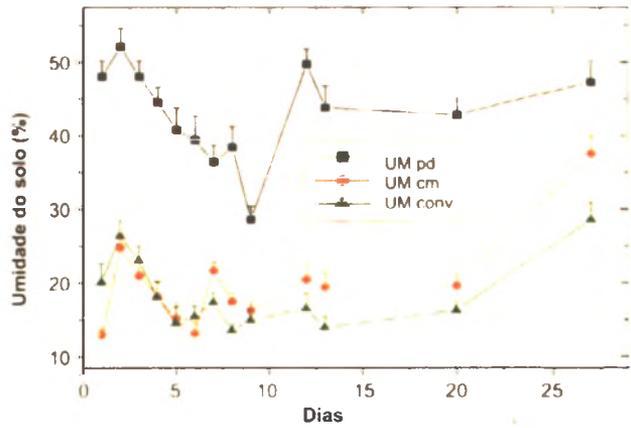


Fig. 4. Emissão total de CO₂ (g.CO₂ m⁻²) nos sistemas convencional (CONV), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD) em condição de palhada de cana-de-açúcar. Período considerado de aproximadamente 27 dias após o preparo do solo.
Fonte: Bolonhezi et al. (2004).

Fig. 5. Valores de temperatura (°C) e umidade do solo (%) na profundidade de 0 cm a 12 cm, obtidos em diferentes sistemas de cultivo sobre cana crua, ao longo dos dias estudados.

Fonte: Bolonhezi et al. (2004).



A adoção de sistemas conservacionistas de preparo de solo devem continuar contemplando práticas de caráter mecânico de combate à erosão, tais como o dimensionamento de terraços. A manutenção de pelo menos 30 % de resíduos na superfície é imprescindível para viabilização desses sistemas. A textura dos Neossolos Quartzarênicos permite a adoção do sistema plantio direto.

Considerando que a manutenção dos resíduos na superfície, associada com monocultivo, aumenta o potencial biótico de pragas e patógenos, são desejáveis cultivos de culturas de sucessão, tanto comerciais quanto espécies de adubos verdes. As duas principais culturas utilizadas (soja e amendoim) podem ser implantadas com grande viabilidade no sistema plantio direto sobre palhada de cana crua.

A integração do Sistema Plantio Direto com rotação de culturas com leguminosas e área de cana crua reduz significativamente a emissão de CO₂ para a atmosfera, vindo a contribuir para aumentar o seqüestro de carbono.

Sistema de produção de cana-de-açúcar no contexto da colheita mecanizada

No Brasil, na safra 2004, foram colhidos 5,4 milhões de hectares com cana-de-açúcar, dos quais cerca de 2,8 milhões de hectares foram cultivados no Estado de São Paulo. Este resultado reafirma a importância da cultura na atividade agrícola paulista e no cenário nacional.

A maior concentração de área de produção está localizada no norte/nordeste do Estado, principalmente na região de Ribeirão Preto, a qual abrange a zona de recarga do Aquífero Guarani. Esta região é responsável por cerca de 41,8 % da produção de cana-de-açúcar do País e caracteriza-se por altas produtividades e elevado perfil tecnológico. Uma marca deste perfil é o aumento crescente da utilização da colheita de cana crua (Tabela 4).

Vários trabalhos apresentam inúmeros argumentos favoráveis à adoção da colheita mecanizada sem queima prévia, bem como esclarecem os desafios para sua expansão, alguns dos quais estão listados a seguir.

Tabela 4. Evolução da área de colheita mecanizada e crua no Brasil.

Anos	São Paulo (%)	Centro-Sul (%)	Brasil (%)	Área colhida mecanicamente (ha)	Área colhida crua (ha)
1994	-----	-----	-----	128.300	1.026
1997	21,3	21,4	20,3	498.300	101.650
1998	40,3	35,1	33,5	917.700	307.358
1999	42,5	34,6	34,9	943.700	329.348
2000	42,0	44,4	40,7	910.700	370.650

Fonte: Adaptado de Nunes Júnior (2002).

Aspectos favoráveis da colheita de cana crua

- Proteção do solo contra erosão.
- Manutenção da umidade do solo.
- Redução na amplitude de variação térmica do solo.
- Aumento das taxas de infiltração de água no solo.
- Aumento da matéria orgânica (adoção da prática por vários anos).
- Favorecimento de controle biológico de nematóides, insetos e pragas.
- Controle de plantas daninhas (redução em 10 % uso de herbicidas).
- Possibilidade de utilização do palhico para geração de energia.
- Maior qualidade da matéria prima para indústria (diminuição de impurezas minerais).
- Redução da poluição atmosférica.

Desafios para adoção da colheita de cana crua

- Riscos de incêndios durante e após a colheita.
- Dificuldades na operação de cultivos mecânicos e adubação de soqueiras.
- Retardamento ou falhas na brotação e provável redução da produtividade.
- Maior incidência de cigarrinhas das raízes (*Mahanarva fimbriolata*) e broca.

- Em condição de alta infestação de *Sphenophorus levis*, é necessário um maior revolvimento do solo.
- Maior velocidade de deterioração da matéria prima.
- Aumento de matérias estranhas e mineral.
- Alto custo das colhedoras mecanizadas (inviável para médios produtores).

Neste sistema de colheita, a grande quantidade de palhicho depositada na superfície do solo (de 10 t ha⁻¹ a 15 t ha⁻¹ de matéria seca) forma uma camada com cerca de 8 cm de espessura que apresenta lenta decomposição. Na Tabela 5, pode-se verificar a constituição da palhada remanescente após uma período de 12 meses da colheita de cana crua.

Tabela 5. Matéria seca, nutrientes e carboidratos estruturais contidos na palhada amostrada em 1996 e remanescente em 1997. Variedade SP 79-1011, 2º corte.

Ano	MS (t ha ⁻¹)	N	P	K	Ca	Mg	S	C	Hemi. ⁽¹⁾	Cel. ⁽²⁾	Lig. ⁽³⁾	C.C. ⁽⁴⁾	C/N
------(kg ha ⁻¹)-----													
1996	13,9 a	64 a	6,6 a	66 a	25 a	13 a	9 a	6.255 a	3 747 a	5.376 a	1 043 a	3.227 a	97
1997	10,8 b	53 a	6,6 a	10 b	14 b	8 b	8 a	3.642 b	943 b	5.619 a	1.053 a	2.961 b	68

Hemicelulose; ⁽²⁾ Celulose; Lignina, ⁽³⁾ Conteúdo celular

Fonte: Oliveira et al. (1999).

Do ponto de vista agrônômico, a primeira vantagem observada desta peculiar cobertura de solo foi o efeito supressor de plantas daninhas e redução no uso de herbicidas. Arévalo (1979) informa que são estimadas cerca de 1.000 espécies de plantas daninhas habitando o agroecossistema da cana-de-açúcar, fato que coloca os herbicidas como os agrotóxicos utilizados em maior quantidade e que gerou em 2002 um mercado de U\$S 177 milhões. A palhada da cana-de-açúcar mantida na superfície do solo pode interferir na dormência e na germinação das plantas daninhas, tanto por meio da redução da luminosidade e temperatura, quanto por meio da liberação de substâncias químicas, fenômeno conhecido como alelopatia. Enquanto drásticas reduções são observadas em populações de gramíneas, espécies como *Euphorbia heterophylla* (amendoim bravo) e *Ipomoea* spp. têm aumentado nas áreas de colheita de cana crua, devendo-

se salientar também que a camada de palhicho pode interceptar a calda dos herbicidas aplicados, sobretudo os pré-emergentes. Em condições controladas, Correia e Durigan (2004) avaliaram quantidades crescentes de palhada de cana da variedade SP 79-2233, sobre a emergência de várias espécies, e concluíram que ocorreu redução na densidade populacional de *Brachiaria decumbens*, *Sida spinosa* e *Digitaria horizontalis* em quantidades de palha iguais ou superiores a 10 t.ha⁻¹. Constataram também que as espécies *Ipomoea grandifolia* e *Ipomoea heredifolia* não foram bem controladas, enquanto *Ipomoea quamoclit* poderá ter sua população aumentada em presença de palhada de cana-de-açúcar.

O advento da colheita de cana crua é semelhante à situação do sistema plantio direto, o qual favoreceu o controle de muitas espécies, mas propiciou a seleção de muitas outras. Enfatizam algumas medidas importantes no manejo de plantas daninhas em área de cana crua, procurando integrar os controles químico e cultural, tais como: utilizar herbicidas de alta eficiência por ocasião do plantio; avaliar a uniformidade da cobertura de palha e monitorar as populações durante todo o ciclo da cultura; utilização de formulações de pequena retenção na palha; aplicação do herbicida sob a palhada (momento da colheita); e catação com capinas ou herbicidas.

Com relação à melhoria nas características do solo, trabalhos em área após 59 anos de cana crua x queimada, para as condições da África do Sul, constataram que os conteúdos de matéria orgânica, carbono e nitrogênio, acumularam principalmente na faixa de 0 cm a 10 cm de profundidade. Na África do Sul, pesquisa conduzida por 61 anos comparando cana crua x queimada, concluiu em 39 colheitas (51 anos) que com palhada a produtividade aumentou em 9,3 t ha⁻¹ por ano. Dias (2001) verificou que, para as nossas condições, os teores de matéria orgânica na camada de 0 cm a 10 cm no sistema com manutenção integral da palhada na superfície foi 31 g kg⁻¹, enquanto no tratamento convencional com grade e arado de aivecas foram, respectivamente, 24 g kg⁻¹ e 20 g kg⁻¹. Em razão da decomposição da palhada de cana-de-açúcar ser lenta, a maior parte do nitrogênio liberado vai para o solo e não é absorvida de imediato pela planta. Por conseguinte, cerca de 75 % a 90 % do nitrogênio da cana-de-açúcar provém do solo, havendo implicações na adubação nitrogenada, pois ocorre sua imobilização temporária pelos microorganismos decompositores.

Por meio dos processos de perdas (volatilização da amônia, fixação de amônia nas argilas e lixiviação de nitratos) de nitrogênio que ocorrem no solo, grande parte do nitrogênio aplicado pode não ser utilizado pelas plantas, mesmo aplicando-se elevadas doses.

As perdas de nitrogênio na forma nítrica por meio da lixiviação é de difícil estimativa, pois depende de vários fatores (quantidade e frequência das chuvas, taxa de infiltração, entre outros), todavia sabe-se que em solos arenosos a aplicação de altas taxas poderá ocasionar problemas ambientais de contaminação de água subterrânea. Recomendações recentes sinalizam que nas áreas com elevado teor de matéria orgânica (5 %), somente a aplicação de vinhaça seria suficiente para nutrição da cana-de-açúcar. A utilização de estirpes endofíticas selecionadas de *Azospirillum* permitiram, em nível experimental, a produção de 200 t.ha⁻¹ com cerca de 58 % de nitrogênio oriundo da fixação biológica de nitrogênio. Aliar esses conhecimentos com a aplicação de compostos a base de torta de filtro e outros subprodutos da própria indústria canavieira poderão permitir a redução das taxas de aplicação de fertilizantes minerais.

Conclusões

A adoção das BPA's nos sistemas de produção de cana-de-açúcar das áreas de recarga do Aquífero Guarani localizadas no Município de Ribeirão Preto, SP, promoverá, sem dúvida, maior equilíbrio ambiental que, por consequência, promoverá menor risco para o aquífero em questão.

Apesar da existência de um grande acervo de informações obtidas por meio de pesquisas realizadas nas áreas de recarga do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, SP, há que se considerar a necessidade de informação de seus principais atores locais. Esse grupo, formado por vários segmentos da sociedade, necessita de fato, não só de conhecimento, mas também e, principalmente, de sensibilização para entender que o uso racional dessas áreas, com equilíbrio ambiental, é tão importante quanto o lucro obtido na produção agrícola.

Sem dúvida, as BPA's constituem soluções viáveis para o manejo e uso com visão sustentável, o que certamente atenderá as expectativas da população de Ribeirão Preto em relação à proteção das áreas de afloramento do Aquífero Guarani existentes no município.

Referências

- ARÉVALO, R. A. **Plantas daninhas da cana-de-açúcar**. Araras: IAA: Planalsucar: Conesul, 1979. 46 p.
- BARBIERI, J. L.; ALLEONI, L. R. F.; DOZELLI, J. L. Avaliação agronômica e econômica de sistemas de preparo de solo para cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 21, p. 89-8, 1997.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 24, n. 3, p. 599-607, 2000.
- BOLONHEZI, D.; LA SCALA, N.; MUTTON, M. A.; PANOSSO, A.; GENTILIN JÚNIOR., O. Fluxo de CO₂ do solo nos sistemas de preparo convencional, cultivo mínimo e plantio direto em área de colheita de cana crua. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE CIENCIA DO SOLO, 16., 2004, Cartagena. **Anais...** Cartagena, 2004. 1 CD-ROM.
- BOLONHEZI, D.; TANIMOTO, O. S. Plantio direto de culturas de sucessão sobre palhada de cana crua. In: REUNIÃO ITINERANTE DE FITOSSANIDADE DO INSTITUTO BIOLÓGICO, 4., 2001, Ribeirão Preto. **Anais...** Campinas: Instituto Biológico, 2001. p. 87-94.
- CARDOSO, E. M. **Contribuição para o estudo da adubação verde nos canaviais**. 1956. 109 p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- CARRIERI, A. de P.; BASTOS FILHO, G. S. Diagnóstico e descrição dos sistemas de produção da microbacia do Espreado, Ribeirão Preto. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 24, n. 11, p. 9-17, 1994.
- CASAGRANDE, D. V. Preparo mínimo de solos argilosos para a cultura de cana-de-açúcar. **Álcool e Açúcar**, São Paulo, v. 8, n. 40, p. 30-33, 1988.
- CASTRO, O. M. de. **Sistema de preparo para a cultura do milho**. Campinas, SP: Fundação Cargill, 1989. 41 p. (Série Técnica , 3).
- CASTRO, O. M. de. **Sistemas de preparo do solo e rotação de culturas para milho e soja**. Campinas: Instituto Agronômico, 1991. Não paginado. (Relatório técnico)
- CAVALIEIRI, P. A.; FUZZATO, M. G.; FREIRE, E. S. Adubação do algodoeiro: XIV. experiências com mucuna e adubos minerais. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 22, p. 331-350, 1963.
- CERDEIRA, A. L.; SANTOS, N. A. G.; UETA, J.; SHUHAMA, I. K.; PESSOA, M. C. P. Y.; SMITH JUNIOR, S.; LANCHOTE, V. L. Atrazine in water and biodegradation in a recharge area of Guarany aquifer in Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 73, n. 1, p. 117-124, 2004.

- CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D. de; FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S. C. N.; BOLONHEZI, D.; GOMES, M. A. F.; BALDERRAMA, O.; RAMPAZZO, P.; QUEIROZ, R. H. C. Effect of sugarcane coverage on the behavior of tebuthiuron in soil in Brazil. In: ANNUAL MISSISSIPPI WATER RESOURCES CONFERENCE, 36., 2006, Jackson. **Proceedings...** Jackson: Mississippi Water Reserch Institute: Mississippi State University, 2006. 6 p. 1 CD-ROM.
- CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. E. P. Balanço de gases em sistemas de produção. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 19., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: UNESP, 2003. 1 CD-ROM.
- CHAIM, A.; CAPALBO, D. M. F.; HAMADA, E.; TAMBASCO, F. J.; FERRAZ, J. M. G.; SKORUPA, L. A.; PESSOA, M. C. P. Y.; ASSAD, M. L. L.; SCRAMIN, S. Boas práticas agrícolas e meio ambiente. In: **ELEMENTOS de apoio para as boas práticas agrícolas e o sistema APPCC**. Brasília, DF: CampoPAS, 2004. p. 13-27. (Série Qualidade e Segurança dos Alimentos).
- CORREIA, N. M.; DURIGAN, J. C. Emergência de plantas daninhas em solo coberto com palha de cana-de-açúcar. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 22, n. 1, p. 11-17, 2004.
- CORSINI, P. C. Problemas causados pela compactação dos solos. **STAB**, Piracicaba, v. 11, n. 5, p. 8-13, 1993.
- DERPSCH, R. Agricultura sustentável. In: CARDOSO, F. P.; PEREIRA, M. H.; DERPSCH, R.; MARINHO, J. R.; BATMANIAN, G.; MARTINS, O. P.; CHAVES, H. M. L.; PORTUGAL, A. D.; HANNAS, C. T. (Ed.). **O meio ambiente e o plantio direto**. Brasília, DF: Embrapa-SPI, 1997. p. 28-48.
- DERPSCH, R. Evolución de la agricultura de conservación y avances tecnológicos. In: ENCUESTRO NACIONAL DE LABRANZA DE CONSERVACIÓN, 2., 2003, Villavicencio. **Anales...** Villavicencio: [SCCS], 2003. 1 CD-ROM.
- DERPSCH, R.; SIDIRAS, N.; ROTH, C. H. Results of studies made from 1977 to 1984 to control erosion by cover crops and no-tillage techniques in Paraná, Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 8, p. 253-263, 1986.
- DERPSCH, R.; ROTH, C. H.; SIDIRAS, N.; KÖPKE, U. **Controle de erosão no Paraná, Brasil**. sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo. Rossdorf: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1991. 292 p.
- DIAS, F. L. F. **Sistemas de preparo de solo em área de colheita mecanizada de cana crua**. 2001. 83 p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- DORST, J. **Antes que a natureza morra**. São Paulo: EDUSP, 1978. 480 p.
- DUNKER, R. E. Historic Morrow Plots produce their highest corn yield in 2003. **Better Crops**, Washington, v. 88, n. 1, p. 20-20, 2004.

EHLERS, E. **Agricultura sustentável**: origens e perspectivas de um novo paradigma. 2 ed. Guaíba: Agropecuária, 1999. 157 p.

ELEMENTOS de apoio para as boas práticas agrícolas e o sistema APPCC. Brasília, DF: CampoPAs, 2004a. 200 p. (Série Qualidade e Segurança dos Alimentos).

ELEMENTOS de apoio para as boas práticas agropecuárias na produção leiteira. Brasília, DF: CampoPAs, 2004b. 200 p. (Série Qualidade e Segurança dos Alimentos).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento Ambiental. **Impacto ambiental e implicações sócio-econômicas da agricultura intensiva em água subterrânea**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999a. 36 p. Relatório final.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento Ambiental. **Uso agrícola da áreas de recarga do Aquífero Botucatu (Guarani) e implicações na qualidade da água subterrânea**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2002. 38 p. Relatório final.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1999b. 412 p.

EXTOXNET. **The Extension TOXicology Network**. Disponível em: <<http://ace.orst.edu/info/extoxnet>>. Acesso em: 12 jan. 2005.

FERNANDES, E. N. **Sistema especialista para planejamento e desenho de sistemas agroflorestais em duas macrorregiões do Estado de Minas Gerais**. 1994. 82 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa

FERRAZ, J. M. G. A insustentabilidade da revolução verde. **Boletim Informativo Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, n. 26, 1999.

GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C., SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B. Mapeamento expedito dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água para os solos da microbacia do córrego Espreado em Ribeirão Preto-SP. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: SBCS: ESALQ, 1996a. 5 p. 1 CD-ROM.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LUIZ, A. J. B.; NEVES, M. C. Método de classificação preliminar dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água do solo: subsídio à avaliação do risco de contaminação por agroquímicos. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., 1996, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: SBCS: ESALQ, 1996b. 4 p. 1 CD-ROM.

GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. de; BOEIRA, R. C., TOLEDO, L. G. de. **Nutrientes vegetais no meio ambiente**: ciclos bioquímicos, fertilizantes e corretivos. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2000. 50 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 18).

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTE, V. Ocorrência do herbicida tebutiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11. p. 65-76, 2001.

- GOMES, M. A. F., SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 169-179, 2002.
- GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H.; SOUZA, M. D. de. **Nosso amigo solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2003. 20 p. (Cartilhas dos Jogos Ambientais da Ema, 2).
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Caracterização do potencial de contaminação das águas subterrâneas por agroquímicos**. São Paulo, 1994. 15 p. (Relatório técnico n. 32605).
- INSTITUTO GEOLÓGICO. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: IG-Cetesb: DAEE-Secretaria do Meio Ambiente, 1997. v.1, 129p. (Série Documentos).
- LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina do Texto, 2002. 178 p.
- MAFRA, N. M. C. Erosão e planificação de uso do solo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. da, BOTELHO, R. G. M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. p. 301-322.
- MASCARENHAS, H. A. A.; TANAKA, R. T.; COSTA, A. A.; ROSA, F. V.; COSTA, V. F. **Efeito residual de leguminosas sobre o rendimento físico e econômico da cana-planta**. Campinas: IAC, 1994. 15 p. (Boletim Científico, 32).
- MIKLÓS, A. A. W.; GOMES, M. A. F. **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia hidrográfica do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto- SP**. São Paulo: Embrapa-CNPMA, 1996. 48 p. (Relatório técnico)
- NEELY, W. B. **Introduction to chemical exposure and risk assessment**. Boca Raton: Lewis Publishers: CRC Press, 1994. 190 p.
- NOVAES, W. Dilemas do desenvolvimento agrário. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 15, n. 43, p. 51-60, 2001.
- NUNES JÚNIOR, D. Colheita mecanizada: a evolução nos últimos sete anos. In: SEMINÁRIO SOBRE MECANIZAÇÃO E PRODUÇÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR, 4., 2002, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: IDEA, 2002. 1 CD-ROM.
- OLIVEIRA, A. M. dos S.; SALOMÃO, F. X. de T. Erosão e assoreamento. In: INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Tecnologia, ambiente e desenvolvimento**. São Paulo, 1992. p. 47-54.
- PESSOA, M. C. P. Y.; FERRACINI, V. L.; CHAIM, A.; SCRAMIN, S. **Software AGROSCRE: apoio a avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxicos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 22 p. (Boletim de pesquisa, 26).

- PESSOA, M. C. P. Y.; SCRAMIN, S. Modelagem matemática e simulação da exposição do ambiente à aplicação de agrotóxicos: apoio à avaliação de risco ambiental. In: SILVA, C. M. M.; FAY, E. F. (Ed.). **Agrotóxicos e ambiente**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 319-364.
- PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D. de. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas Atrazina, Diuron e Tebutiuron. **Pesticidas; Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 11-122, 2003.
- PESSOA, M.C.P.Y.; SILVA, A.DE S.; CAMARGO, C. P. **Qualidade e certificação de produtos agropecuários**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2002. 188 p. (Texto para discussões, 14).
- PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUSA, M. D. de; NICOLELLA, G.; CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação de herbicidas utilizados no monocultivo de cana-de-açúcar em latossolos da área de recarga do Aquífero Botucatu (Guarani) em Ribeirão Preto, SP. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 4, n. 1, p. 15-24, 1999.
- PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SOUSA, M. D. de; NICOLELLA, G.; CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação do movimento de herbicidas utilizados no monocultivo de cana-de-açúcar em Areia Quartzosa da área de recarga do Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, SP. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 3, n. 2, p. 11-19, 1998.
- PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI JÚNIOR, A.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M. A. de. **Principais modelos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1997. 83 p. (Embrapa-CNPMA. Documentos, 8).
- PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NICOLELLA, G.; SOUZA, M. D.; CERDEIRA, A. L.; MONTICELLI, A. Simulação do movimento dos herbicidas hexazinone, diuron, atrazina ametrina e simazina aplicados na cultura da cana-de-açúcar em solos da microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto-SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS: EMBRAPA-CNPS, 1997. p. 479.
- RIBEIRO, A. E. M. **Os fazendeiros da cultura**: estudo sobre a fazenda “tradicional” e a modernização agrícola na região mineira dos cerrados. 1986. 226 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SINELLI, O. (Coord.) **Mapa geológico do nordeste do Estado de São Paulo**: folhas Serrana, Ribeirão Preto, Cravinhos e Bonfim Paulista. Ribeirão Preto: USP, 1973. Escala 1:50.000. Convênio CNEC/FFCL-Ribeirão Preto-USP.
- VIDAL-TORRADO, P. Características gerais e a nova classificação dos solos brasileiros. In: ALLEONI, L.R.F; REGINATO, J.B. (Coord.) **Apostila do Simpósio sobre dinâmica de defensivos agrícolas no solo**: aspectos práticos e ambientais. Piracicaba: ESALQ-USP, 2002. p. 23-29.

Resumo

No Brasil, a preocupação com a água subterrânea tornou-se mais evidente somente há pouco mais de uma década, até porque o pensamento dominante era de que havia água superficial em abundância. Hoje, porém, já é do conhecimento de parte da população brasileira que as águas subterrâneas do país estão também expostas a uma condição de risco de degradação, tanto do ponto de vista quantitativo como qualitativo. Tendo por base essa expectativa da população, a Embrapa Meio Ambiente iniciou, em 1994, seus trabalhos nas áreas de afloramento ou recarga direta, em território brasileiro, do maior e mais importante aquífero das Américas e um dos maiores do mundo – o Aquífero Guarani.

Do ponto de vista da exposição, esse aquífero divide-se em confinado e aflorante. No primeiro caso, devido a uma grande cobertura de rochas, ele está praticamente protegido das possíveis atividades poluidoras antrópicas; no segundo caso, não existe qualquer cobertura rochosa que possa protegê-lo, colocando-o diretamente exposto a uma situação de risco de contaminação. Essa parte do aquífero dita aflorante/afloramento ou de recarga direta, composta exclusivamente por solos arenosos, principalmente Neossolos Quartzarênicos e Latossolos de textura média, necessita então de atenção especial, particularmente quanto ao seu uso, para evitar possíveis impactos negativos que possam comprometer a qualidade de sua água.

Diante desse cenário de alta vulnerabilidade natural e de risco, aliado a um amplo diagnóstico de uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil, realizado por pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente, foram desenvolvidos diversos trabalhos, com o auxílio de parceiros; tais trabalhos consideraram algumas áreas potencialmente críticas, a partir das quais foram obtidas diversas informações apresentadas neste livro nas partes II – Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil e impactos na qualidade da água subterrânea, e III – Ações de gestão agroambiental para as áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil.

Antes, porém, na parte I – Água subterrânea no Brasil – o Aquífero Guarani, são apresentadas ao leitor as características e o potencial desse aquífero quanto à sua capacidade de abastecimento e alguns mecanismos que interferem na qualidade da água, tendo como referência algumas considerações de profissionais da área de hidrogeologia.

Em razão das características expostas do Aquífero Guarani e da grande diversidade de uso agrícola em suas áreas de afloramento no Brasil, o presente trabalho apresenta alguns cenários atuais, ajustados ao longo de vários anos de pesquisa, com a proposição de medidas alternativas de uso e de manejo agrícola para algumas delas, tendo como estudo de caso três regiões, localizadas em quatro estados: Microbacia do Córrego do Espriado, Ribeirão Preto, SP; Nascentes do Rio Araguaia, Mineiros, GO e Alto Taquari, MT e Microbacia do Arroio Jacagua, região de Alegre, RS.

Para as duas primeiras áreas foram propostas também ações de gestão agroambiental, constantes da parte III do livro, como procedimentos de apoio à sustentabilidade das mesmas e, conseqüentemente, do Aquífero Guarani, uma vez que esses procedimentos podem ser aplicados, com os devidos ajustes, para as demais áreas de afloramento.

Marco Antonio Ferreira Gomes

Abstract

In Brazil, the concern about groundwater became evident only in last decade, because there was a dominant thinking about the high disposability of the surface water in our country. Actually, however, part of the Brazilian people knows the conditions of groundwater exposure relating to degradation risks, under qualitative and quantitative points of view. According to this scenario, the Embrapa Environment advanced its works, initializing in 1994, researches in recharge areas of the Guarani Aquifer, one of the more important of the world.

This aquifer has two areas of the exposition: one confined and other of the recharge or direct recharge. In the first case, all area is covered by rocks, contributing to the protection of the aquifer; in the second case, the cover of the rocks doesn't exist, showing the high vulnerability of this area to possible pollutant activities. This portion of the aquifer includes sand soils, mainly Quartzipsammitic Haplorthox and Typic Quartzipsammit, requesting specific attention for use or management to the protection of the groundwater.

According to this scenario, several research works were developed in Brazil by Embrapa Environment researchers and partners; this research works prioritized areas named *worst cases*, whose results are showed in this book – Part II: Agriculture use of the recharge area of the Guarani Aquifer in Brazil and impacts on the groundwater quality, and Part III: Actions of the agri-environmental management to the recharge areas of the Guarani Aquifer in Brazil.

Before, in Part I – Groundwater in Brazil – the Guarani Aquifer, the characteristics and potential basing capacity of supply and some factors that interfere in water quality are showed, having as reference comments by hydrogeology professionals.

Due to these characteristics and to the great differences of the agricultural use in recharge areas in Brazil – this research work shows some actual scenarios, with agreement since 1994, and proposes alternative measures for use and agricultural management, taking mainly three areas located in four states: Espirado watershed, district of Ribeirão Preto, São Paulo State; Araguaia-river sources, districts of Mineiros, Goiás State and Alto Taquari, Mato Grosso State and Arroio Jacaguá, Alegrete, Rio Grande do Sul State.

For the first two areas, actions of agri-environmental management were also proposed, in Part III, as support procedures to their own sustainability and to the sustainability of Guarani Aquifer, since these procedures can be applied, with adaptations, to other recharge areas.



Livraria Virtual

Na Livraria Virtual da Embrapa,
você encontra livros, fitas de vídeo,
DVDs e CD-ROMs sobre agricultura,
pecuária, negócio agrícola, etc.

Para fazer seu pedido, acesse
www.sct.embrapa.br/liv

ou entre em contato conosco

Fone: (61) 3340-9999

Fax: (61) 3340-2753

vendas@sct.embrapa.br

Embrapa

Meio Ambiente

Em razão das características de alta vulnerabilidade natural do Aquífero Guarani e da grande diversidade de uso agrícola em suas áreas de afloramento no Brasil, este trabalho apresenta alguns cenários atuais, ajustados ao longo de vários anos de pesquisa, com a proposição de medidas alternativas de uso e de manejo agrícola para algumas delas, com enfoque agroambiental.

Destinado a quem trabalha com o meio ambiente e, em especial, aos profissionais e técnicos do setor agrícola e de outras áreas correlatas, este livro ressalta a importância do uso e manejo, com visão sustentável, de áreas de afloramento de aquíferos sedimentares, a exemplo do Aquífero Guarani.

Ministério da
Agricultura, Pecuária
e Abastecimento



ISBN 978-85-7383-422-2



9 788573 834222