

INTERFERÊNCIAS NO AGROSSISTEMA  
E RISCOS AMBIENTAIS DE CULTURAS TRANSGÊNICAS  
TOLERANTES A HERBICIDAS E PROTEGIDAS CONTRA INSETOS<sup>1</sup>

*José Oswaldo Siqueira<sup>2</sup>*  
*Isabel Cristina de Barros Trannin<sup>3</sup>*  
*Magno Antônio Patto Ramalho<sup>4</sup>*  
*Eliana Maria Gouvea Fontes<sup>5</sup>*

RESUMO

A engenharia genética possibilitou o desenvolvimento de cultivares transgênicas, cuja área plantada em 18 países atinge 67,7 milhões de hectares, principalmente de cultivares tolerantes a herbicidas e protegidas contra insetos-praga. Mesmo após rigorosa avaliação de riscos, o plantio dessas cultivares tem despertado preocupação com impactos ambientais, como escape gênico e efeitos na biodiversidade. Considerando o milho e a soja, o risco de fluxo gênico horizontal é remoto pela inexistência de espécies silvestres compatíveis, existindo esse risco para algodão em certas regiões do Brasil. O escape gênico para lavouras convencionais pode ocorrer, mas pode ser evitado por isolamento dos cultivos. Outra preocupação é o impacto de cultivares expressando proteínas inseticidas, mas os diversos estudos disponíveis indicam riscos desprezíveis desse cultivo. A redução no uso de defensivos em cultivos transgênicos favorece a biodiversidade, mas o uso prolongado do glifosato ou de cultivares *Bt* pode favorecer a evolução de resistência e a poluição ambiental, riscos inerentes a qualquer tipo de cultivo. Dos estudos avaliados, verifica-se que os cultivos transgênicos causam alterações no agrossistema, mas estas não diferem em natureza e magnitude daquelas dos cultivos convencionais. Para garantir sua segurança, medidas preventivas e o monitoramento são preconizados para os cultivos transgênicos.

**Palavras-chave:** organismos geneticamente modificados (OGMs), biotecnologia agrícola, plantas transgênicas, biossegurança, impacto ambiental, proteínas Cry, tolerância a herbicida, organismos do solo, entomofauna, fluxo gênico.

<sup>1</sup> Aceito para publicação em janeiro de 2004.

<sup>2</sup> Engenheiro agrônomo, Ph.D., prof. titular de Microbiologia do Solo na Universidade Federal de Lavras – Ufla, Lavras, MG, siqueira@ufla.br

<sup>3</sup> Engenheira agrônoma, doutora em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Lavras – Ufla, Lavras, MG, itrannin@ufla.br

<sup>4</sup> Engenheiro agrônomo, Ph.D., prof. titular de Genética na Universidade Federal de Lavras – Ufla, Lavras, MG, magnoap@ufla.br

<sup>5</sup> Engenheira agrônoma, Ph.D., pesquisadora da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Brasília, DF, eliana@cenargen.embrapa.br

INTERFERENCES IN THE AGRISYSTEM  
AND ENVIRONMENTAL RISKS OF HERBICIDE TOLERANT  
AND INSECT PROTECTED TRANSGENIC CROPS

ABSTRACT

Genetic engineering allowed the development of transgenic crops, whose area is planted in 18 countries reaches 67,7 million ha, mainly with plants expressing genes for herbicide tolerance and protection against target insects. Even after rigorous risk assessment, transgenic crops have been a major concern due to potential environmental effects, such as gene flow and impacts on biodiversity. Considering corn and soybean, the risks of horizontal gene flow are remote due to the absence of wild compatible species, whereas such a risk exists for cotton in certain regions of Brazil. The genetic contamination of conventional crops may occur, but this can be prevented by spatial or temporal isolations. Other concern is related to impacts of cultivars expressing insecticide proteins, but the various available studies indicate that the risks of such crops are despicable. The reduction in pesticide use in transgenic croppings may favor biodiversity in comparison to conventional ones, but continued use of glyphosate or *Bt* crops may favor the development of resistant species and environmental contamination. Such risks however are not exclusive of transgenic cropping. The reviewed studies indicate that transgenic croppings may interfere in the agrisystem, but modifications observed so far, are not different in nature and magnitude from those normally observed in conventional cropping systems. In order to ensure ecosystem biosafety, mitigating practices for eventual risks and monitoring have been recommended for transgenic agrisystems.

**Key words:** genetically modified organisms (GMOs), agricultural biotechnology, transgenic plants, biosafety, environmental impact, Cry proteins, herbicide tolerance, soil organisms, entomofauna, gene flow.

INTRODUÇÃO

A agricultura é a atividade econômica mais antiga e importante do planeta, ocupando atualmente cerca de 38% da área global (World Resource Institute, 1994), gerando 1,3 bilhão de empregos e produzindo cerca de US\$ 1,3 trilhão ano<sup>-1</sup> em matérias-primas e mercadorias (El Feky, , 2000). Desde a sua invenção, há aproximadamente 10 mil anos, no período Neolítico, a agricultura é fundamentada na interferência do homem no ecossistema, inicialmente visando à maior extração e coleta de materiais essenciais à sobrevivência e, atualmente, direcionada à produção de alimentos e materiais de valor econômico. Com a

evolução dos processos de produção ao longo desde período, a agricultura, pela sua vasta extensão, tornou-se uma das atividades humanas mais impactantes ao meio ambiente, em virtude do desmatamento, manejo e uso agrícola inadequados do solo, como: o superpastejo, a salinização, a compactação, a erosão, a perda de fertilidade e a contaminação com agroquímicos (Tilman et al., 2001). Essas atividades degradam o solo, causando profundas alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, comprometendo sua atividade de mediador de processos globais e interferindo nos serviços da natureza, os quais somam o valor estimado de cerca de US\$ 33 trilhões ano<sup>-1</sup> (Costanza et al., 1997). Portanto, cultivar a terra é essencial para atender à crescente demanda por produtos agropecuários, mas temos que buscar maneiras de manter a produtividade e produzir com menor impacto ambiental possível, visando conter o avanço da destruição de hábitat e a homogeneização das paisagens, que provocam: a contaminação e erosão do solo; a poluição da água e do ar; a perda da biodiversidade cultural e biológica e de serviços da natureza, essenciais para garantir água limpa, seqüestrar carbono, reciclar energia e nutrientes e manter a biodiversidade (Cassman, 1999).

Estudos recentes indicam que, mantendo as tendências atuais de taxa decrescente da produção mundial (Mann, 1999) e a demanda crescente de produtos agrícolas, nos próximos 50 anos, cerca de 10<sup>9</sup> hectares de ecossistemas naturais terão que ser convertidos em terras agrícolas (Tilman et al., 2001). Isso agravará a perda já acentuada da biodiversidade e aumentará de 1,9 a 2,7 vezes o impacto atual na eutrofização, no consumo de água doce, na emissão de gases de efeito estufa e no uso de pesticidas. A conservação da biodiversidade em agrossistemas sob manejo intensivo é muito difícil, se não impossível de ser conseguida. De fato, a mudança no uso da terra tem sido e será, em cenário futuro, o principal fator de mudança da biodiversidade do planeta (Sala et al., 2000; Palumbi, 2001). Para reverter esse cenário de progressiva degradação, é necessária a incorporação constante de avanços científicos e tecnológicos na produção agrícola, assim como de mudanças nos aspectos conceituais, regulatórios e políticos da relação atual, entre a produção e a ecologia (Huang et al., 2002). É necessário buscar um novo modelo, capaz de garantir produção estável e viável do ponto de vista econômico, social e ecológico. Esse novo modelo deve atender certos princípios básicos da sustentabilidade, como: elevada eficiência biológica e econômica; reduzido impacto ambiental; equidade social e alimentos com qualidade nutricional e seguros (Tilman et al., 2002). Os

conhecimentos científicos e tecnológicos já disponíveis são suficientes para colocar em prática modelos com essas características, assim como para monitorar adequadamente a segurança ambiental dos mesmos (Cassman, 1999; Firbank & Forcella, 2000). Várias práticas e tecnologias agrícolas, como o sistema de plantio direto, a rotação de culturas, os sistemas modernos e mais eficientes de irrigação, a agricultura de precisão, as variedades geneticamente modificadas e os cultivos orgânicos, proporcionam opções e soluções para alguns dos desafios atuais e futuros da agricultura, pois estas viabilizam a exploração de agrossistemas produtivos, com uso reduzido de insumos químicos e cultivos conservacionistas. Essas tecnologias contribuem para manter ou aumentar a produção, sem promover o avanço da agricultura para novas áreas, o que aumentaria os impactos negativos já tão evidentes. Apesar dos avanços tecnológicos e da aplicação de 2,5 milhões de toneladas de defensivos agrícolas no mundo, mais de 40% do potencial de produção são perdidos no campo em razão do ataque de insetos, plantas daninhas e patógenos (Paoletti, 2001).

De todas as novas tecnologias empregadas na produção agrícola, nenhuma tem despertado tanto interesse e causado tanta discussão como o cultivo de plantas geneticamente modificadas (PGMs), obtidas pela técnica do DNA recombinante, plantas essas também conhecidas como transgênicas. Mesmo diante de acirradas controvérsias, os cultivos transgênicos expandiram-se por todo o mundo, tornando-se a tecnologia mais rapidamente adotada que se conhece na história da agricultura, sendo apontada como crucial para romper a barreira da produtividade (Mann, 1999) e oferecer solução para as limitações impostas por estresses bióticos e abióticos, especialmente em áreas onde baixas produtividades, má nutrição e fome são ameaças constantes (Herrera-Estrella, 2000). Hoje, são produzidas anualmente mais de 300 milhões de toneladas de alimentos transgênicos no mundo, e apenas nos EUA, cerca de 70% a 85% de todos os alimentos processados/empacotados contêm um ou mais ingredientes derivados de organismos geneticamente modificados (OGMs) (Chassy, 2002). Apesar dos inúmeros benefícios (Tabela 1) e da extensiva adoção dos cultivos transgênicos, algumas questões, como os riscos ecológicos e a segurança alimentar, têm dominado o debate entre os prós e contras dos produtos da engenharia genética, ficando geralmente, em segundo plano, os reais benefícios da tecnologia para a sociedade moderna. Por isso, é importante que os potenciais impactos, bem como as reais consequências de não praticar os cultivos transgênicos, sejam avaliados criteriosamente (Scriber, 2001).

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

**Tabela 1.** Principais benefícios e conseqüências do uso da biotecnologia vegetal para a agricultura.

<b>Benefícios da tecnologia</b>	<b>Conseqüências do uso para a produção</b>
Maior proteção contra pragas e doenças	Tecnologias alternativas para controle de pragas, nematóides e doenças
Maior tolerância a herbicidas	Maior flexibilidade, facilidade e melhor logística de manejo e controle de plantas daninhas
Tolerância a estresses abióticos (metais pesados, salinidade, seca, geada)	Possibilidade de expansão e de estabilidade da produção e de fitorremediação de áreas marginais ou contaminadas
Maiores ganhos genéticos e menores perdas de produção	Maximização do potencial de produção e do uso de recursos naturais e insumos agrícolas
Redução e alteração no uso de defensivos agrícolas	Redução de custos, do impacto ambiental e da exposição ao agricultor e flexibilidade de uso
Favorecimento de adoção de cultivos conservacionistas (plantio direto, adensamento, menos defensivos)	Maior proteção e conservação do solo, da água e da biodiversidade e maior sustentabilidade da produção
Maior produtividade e consistência da produção	Diminuição das perdas na produção e garantia da estabilidade e lucratividade
Melhor qualidade da produção	Produtos de melhor qualidade e pureza
Alternativas e ampliação da atividade agrônoma	Desenvolvimento de “fitofazendas” para produção de drogas, vacinas, hormônios e outros químicos
Benefícios práticos e vantagens econômicas	Diminuição do consumo de defensivos agrícolas, combustíveis e necessidade de operações e tráfego de máquinas, facilitando a logística e o manejo da produção

Fonte: The Royal Society (2002); Wolfenbarger & Phifer (2000); Gianessi et al. (2002); Eastham & Sweet (2002).

Nesse artigo, fez-se uma revisão crítica das principais publicações que abordam as eventuais alterações causadas pelo cultivo de PGMs, especialmente de cultivares tolerantes ao herbicida glifosato e protegidas contra inseto-praga, no agrossistema e no ambiente, com ênfase sobre fluxo gênico e impactos aos organismos não-alvo, como a entomofauna associada, e aos organismos e processos biológicos do solo.

## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE CULTIVARES GENETICAMENTE MODIFICADAS

Os avanços nas técnicas de engenharia genética nos últimos 30 anos ampliaram consideravelmente a precisão e o poder de manipulação dos organis-

mos vivos, cruzamentos entre espécies geneticamente distantes e a obtenção dos chamados OGMs, sendo a maioria destes transgênicos, que incluem as PGMs. Com esse avanço da ciência, a obtenção de híbridos superiores pelo melhoramento genético convencional, que é limitado a espécies sexualmente compatíveis, deixou de ser a única maneira de se fazer melhoramento, e a técnica do DNA recombinante possibilitou a utilização de grande parte da variabilidade genética existente na natureza, por meio da incorporação de genes de uma espécie no genoma de outra sem o concurso da reprodução sexual (Paterniani, 2001). Esse é um processo mais rápido que o melhoramento convencional e mais preciso, pois permite a introdução de um único gene e modificação de uma característica específica (The Royal Society, 2002). A característica inserida é expressa na cultivar receptora (transgênica) e transferida para outra, por meio de cruzamentos controlados. A transgenia em plantas pode ser feita de forma direta, por processos físico-químicos, como eletroporação, microinjeção e bombardeamento com micropartículas, e indireta, quando o DNA exógeno é inserido no genoma vegetal pela ação de um vetor biológico, como o plasmídeo da bactéria do solo *Agrobacterium tumefaciens* ou *A. rhizogenes*.

A técnica do DNA recombinante possibilita o desenvolvimento de plantas com diferentes características de interesse para os agricultores, como as protegidas contra insetos e patógenos e tolerantes a herbicidas, e, para processadores e consumidores, como características industriais específicas e maior valor nutricional (The Royal Society, 2002). No entanto, essa chamada primeira geração de PGMs restringe-se a eventos de transformação de características de interesse agrônômico. Milhares de cultivares geneticamente modificadas já foram desenvolvidas, sendo mais de 30 liberadas para comercialização (Paoletti, 2001). As principais culturas comercializadas e suas respectivas características são apresentadas na Tabela 2. Entre essas, encontram-se cultivares resistentes a doenças viróticas, fúngicas, bacterianas e a nematóides, cujo plantio comercial também reveste-se de grande interesse, tendo-se em vista o imenso prejuízo causado por esses agentes e às dificuldades para seu controle. Os maiores avanços têm ocorrido no desenvolvimento de espécies resistentes a viroses, existindo várias PGMs comercializadas. As PGMs expressando características de proteção contra pragas e doenças representam uma possibilidade real para diminuir a necessidade de uso de defensivos agrícolas, que são uma ameaça ao meio ambiente e à saúde humana, pela alta incidência de agentes

**Tabela 2.** Principais culturas transgênicas e respectivos doadores de genes funcionais que codificam características de interesse agrícola

Culturas	Produto gênico, fragmento de gene, gene	Doador	Característica
Milho	Proteína Cry1Ab	<i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>kurstaki</i>	Proteção contra lepidópteros
Milho, tomate e algodão	Proteína Cry1Ac	<i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>kurstaki</i>	Proteção contra lepidópteros
Milho	Proteína Cry1F	<i>Bacillus thuringiensis</i>	Proteção contra lepidópteros
Milho	Proteína Cry3Bb	<i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>kumamotoensis</i>	Proteção contra coleópteros
Batata	Proteína Cry3A	<i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>tenabronis</i>	Proteção contra o besouro Colorado
Milho	Proteína Cry9C <sup>L</sup>	<i>Bacillus thuringiensis</i> subsp. <i>tolworthi</i>	Proteção contra lepidópteros
Milho, canola, soja, beterraba e arroz	Fosfinotricina acetil transferase (PAT) e gene <i>bar</i>	<i>Streptomyces viridochromogenes</i> , <i>Streptomyces hygroscopicus</i>	Tolerância ao herbicida glifosinato
Milho, canola, soja, beterraba e algodão	5-enolpiruvil-shiquimato-3-fosfatossintase (EPSPS)	<i>Agrobacterium</i> sp. ( <i>halitiana</i> ) estirpe CP4	Tolerância ao herbicida glifosato
Algodão, canola	Nitrilase	<i>Klebsiella ozaenae</i> ; <i>Klebsiella pneumoniae</i>	Tolerância ao herbicida bromoxinil
Milho, canola	Glifosato oxidoreductase (GOX)	<i>Ochrobactrum anthropi</i>	Tolerância ao herbicida glifosato
Algodão	Acetolactate sintase (ALS)	<i>Nicotiana tabacum</i> cv. <i>xanthi</i> (tabaco)	Tolerância ao herbicida sulfonilurea
Canola	Fitase	<i>Aspergillus niger</i> van Tiegheem	Degradação de fitatos em alimento animal
Milho, canola	Barmase, Baustar	<i>Bacillus amyloliquefaciens</i>	Esterilidade em milho e restauração da fertilidade em canola
Milho	DNA adenina metilase (DAM)	<i>Escherichia coli</i>	Esterilidade de estames
Soja	Supressão do gene GmFad2-1, que codifica o $\delta$ -12 desaturase	Soja	Óleo de soja com alto teor de ácido oléico
Batata	Proteína de revestimento do vírus (PVY)	Vírus da batata (PVY)	Resistência ao vírus PVY
Melão	S-adenosilmetionina hidrolase	Bacteriófago de <i>Escherichia coli</i> T3	Supressão da síntese de etileno (amadurecimento lento)
Linho	Acetolactato sintase (csr-1)	<i>Arabidopsis (halitiana)</i>	Tolerância ao herbicida sulfonilurea
Mamão	Proteína de revestimento do vírus PRSV	Vírus da mancha anelar (PRSV)	Resistência ao PRSV
Tomate	Amino ciclopropano ácido carboxílico sintase (ACCS) para suprimir a enzima ACCS endógena	Tomate	Supressão da síntese de etileno (amadurecimento lento)
Tomate	1-aminociclopropano-1-ácido carboxílico deaminase (ACCDe)	<i>Pseudomonas chloraphis</i>	Redução da síntese de etileno (amadurecimento lento)
Tomate	Gene da poligalacturonase (PG) para suprimir a enzima PG endógena	Tomate	Redução da degradação de pectina (amadurecimento lento)
Aboborinha	Proteínas de revestimento de vírus CMV, ZYMV, e WMV2	Vírus de mosaico de pepino (CMV), vírus de mosaico amarelo (ZYMV) e mosaico de melancia (WMV2)	Resistência aos vírus CMV, ZYMV e WMV2

<sup>1</sup> A proteína Cry9C permanece estável em fluido gástrico simulado, o milho Starlink, apesar de não apresentar homologia com alimentos alergênicos, não foi registrado para alimentação humana e, a partir de 2001, deixou de ser comercializado também como alimento animal.

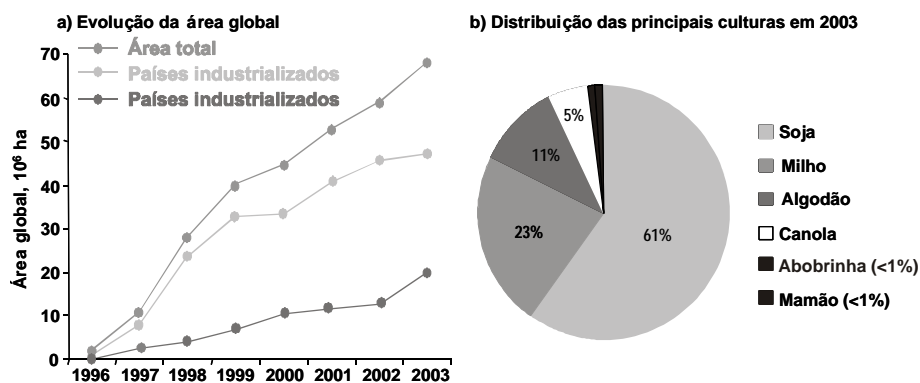
carcinogênicos nas formulações desses produtos (Krebs et al., 1999). Cerca de 40 genes com propriedades inseticidas já foram introduzidos em plantas cultivadas (Chen, 2004). Além das plantas expressando as características já mencionadas, encontram-se, em fase final de P&D, cultivares com outras características diversas: tolerantes a estresses ambientais, como geada, frio, seca, salinidade e metais pesados, sendo estas últimas importantes para projetos de remediação; produção de substâncias antioxidantes, alimentos com maior valor nutricional, qualidade superior de fibra, produção de fitoterápicos e outros produtos vegetais de larga aplicação. Atualmente, o desenvolvimento e o cultivo de PGMs extrapolam os conceitos e as finalidades da agricultura convencional (Pogue et al., 2002). Por exemplo, plantios comerciais visando à produção em larga escala de drogas contra o câncer, empregando o tabaco geneticamente modificado, acham-se em fase de avaliação comercial nos Estados Unidos (Large Scale Biology, Vacaville-CA, EUA).

O Brasil possui ampla competência nessa área tanto no setor público como no privado, o que poderia contribuir efetivamente para o avanço dessa tecnologia no País, não deixando que esse desenvolvimento aconteça apenas nas grandes companhias ou que este venha do exterior. O setor público conta com pesquisas bastante diversificadas, em desenvolvimento na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa –, universidades e centros de pesquisa em todo o País. Entretanto, as tecnologias comerciais concentram-se no setor privado.

Embora a produção de OGMs tenha iniciado na década de 70, os primeiros cultivos comerciais de PGMs só ocorreram em meados dos anos 90. Durante os 8 primeiros anos de plantio comercial, verificou-se uma rápida e progressiva adoção dessas culturas por produtores de todo o mundo (Fig. 1a). A área global ocupada com cultivos transgênicos aumentou em 40 vezes nos primeiros 8 anos de adoção, passando de 1,7 milhão de hectares em 1996 para 67,7 milhões de hectares em 2003. Atualmente, essa tecnologia é adotada por cerca de 7 milhões de agricultores distribuídos em 18 países, incluindo o Brasil, que, pela primeira vez, teve oficialmente aprovado, ainda que temporariamente, o plantio de soja tolerante a glifosato (James, 2003). Dentre esses países, os Estados Unidos, a Argentina, o Canadá, a China, o Brasil e a África do Sul foram responsáveis por 63%, 21%, 6%, 4%, 4% e 1%, respectivamente, ou seja, 99% da área mundial ocupada com PGMs em 2003. O aumento da área



plantada com essas cultivares ainda é crescente e foi de 15% entre 2002 e 2003, o equivalente a 9 milhões de novos hectares nesse período. Segundo James (2003), entre os anos de 1996 e 2003, a área acumulada cultivada com PGMs excedeu 300 milhões de hectares, atingindo grandes e pequenos produtores, tanto nos países industrializados quanto naqueles em desenvolvimento. As PGMs mais adotadas pelos agricultores são as que expressam tolerância a herbicidas (73%), proteção contra insetos (18%) ou essas duas características (8%). Apenas cerca de 1% da área global ocupada com transgênicos foi cultivada com plantas resistentes a patógenos. Entre as culturas transgênicas, soja, milho, algodão e canola são as que ocupam as maiores áreas plantadas mundialmente (Fig. 1b). A soja tolerante a herbicidas é a cultura mais adotada, atingindo 61% da área global cultivada com transgênicos e ocupando 80% da área total plantada com soja nos Estados Unidos e quase a totalidade da área com esse cultivo na Argentina. O segundo cultivo dominante é o de milho protegido contra insetos, que ocupou, em 2003, cerca de 13% da área global ocupada por transgênicos. Mais da metade da área cultivada mundialmente com soja emprega sementes transgênicas, sendo esta de 20% para o algodão, 12% para canola e 10% para o milho (OGM..., 2003).



**Fig. 1.** Evolução da área global plantada com culturas transgênicas entre 1996 e 2003 em países industrializados e em desenvolvimento (a) e distribuição das principais culturas em 2003 (b).

Fonte: James (2003).

A crescente adoção desses cultivos reflete os benefícios da biotecnologia aos agricultores. Em termos gerais, as cultivares transgênicas mantêm ou aumentam a produtividade, por reduzir as perdas causadas por plantas daninhas e pragas, e, com isso, diminuem os custos de produção e melhoram a qualidade dos produtos (The Royal Society, 2002). Os benefícios específicos de plantas protegidas contra insetos e tolerantes ao glifosato são listados na Tabela 3. Segundo estudos de Gianessi et al., (2002), o uso de cultivares transgênicas em 2001 gerou uma renda extra de US\$ 1,5 bilhão para produtores dos Estados Unidos. No Brasil, alguns órgãos (Associação Brasileira de Sementes e Mudanças – Abrasem –, Associação Brasileira dos Obtentores Vegetais – Brasov – e Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes – Abrates) estimam que a adoção do cultivo de soja tolerante ao glifosato e de milho protegido contra insetos poderia gerar uma renda extra aos produtores da mesma ordem que a alcançada pelos norte-americanos. Na Argentina, o cultivo da soja passou por mudanças acentuadas após a liberação das cultivares tolerantes a herbicidas. Segundo Ferrarotti (2004), o grande aumento na área cultivada com soja RR foi acompanhado da redução na mesma ordem do plantio da soja convencional. Esse autor estima um lucro total acumulado no período de 1996 a 2001 superior a US\$ 5 bilhões, distribuídos em toda a cadeia do agronegócio, sendo de: 9% na venda de glifosato, 4% na venda de sementes, 18% na redução de custos e 69% em virtude do aumento de produção. De fato os produtores foram os mais beneficiados.

O mercado mundial de sementes transgênicas cresceu muito nos últimos anos e atingiu mais US\$ 4,5 bilhões em 2003, superando os US\$ 4 bilhões de 2002, quando representou 15% dos US\$ 31 bilhões do mercado global de proteção de plantas e 13% dos US\$ 30 bilhões do mercado global de sementes (James 2003). O valor de mercado global de transgênicos é baseado no preço de venda das sementes somado às taxas referentes ao emprego da tecnologia. Para 2005, James (2003) estima que esse valor será de US\$ 5 bilhões ou mais. Na China, por exemplo, pequenos fazendeiros estão adotando cultivos transgênicos para aumentar a eficiência na produção e saúde dos agricultores, onde o uso de cultivares protegidas contra insetos, expressando toxina de *Bt*, reduz o uso de inseticidas químicos.

Segundo Huang et al. (2002), cultivares de algodão *Bt* produzem mais do que as não *Bt* e têm custo de produção cerca de 25% menor, graças à redução

**Tabela 3.** Benefícios das plantas transgênicas expressando genes para proteção contra insetos e tolerância a herbicidas à base de glifosato.

Característica	Benefícios potenciais
Proteção contra insetos ( <i>Bt</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Menor uso de inseticida químico (menor custo e mão-de-obra)</li> <li>• Menor exposição do produtor a inseticidas</li> <li>• Menor poluição do ambiente (solo, água e ar)</li> <li>• Aumento de insetos benéficos em virtude do menor uso de inseticida de amplo espectro e da alta especificidade da toxina <i>Bt</i></li> <li>• Menor ataque secundário de <i>Fusarium</i> sp. (menos micotoxinas)</li> <li>• Compatibilidade com manejo integrado de pragas (MIP)</li> <li>• Possibilidade de aumento de produtividade, por reduzir perdas</li> <li>• Produção mais homogênea e constante (estabilidade)</li> <li>• Mecanismo de controle de baixa toxicidade</li> </ul>
Tolerância a herbicidas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eficiência de controle e flexibilidade de manejo (herbicida de pós-emergência)</li> <li>• Dispensa aplicação de herbicida em pré-emergência e o cultivo do solo</li> <li>• Facilita a adoção do cultivo mínimo e planto direto (menor custo de produção)</li> <li>• Melhor aproveitamento da área de cultivo, por possibilitar o adensamento das culturas</li> <li>• Aumento da produtividade em razão do melhor controle de plantas daninhas (maximiza o uso de outros recursos, como terra, água e insumos) – Produção mais homogênea e constante (estabilidade)</li> </ul>

de até 80% na aplicação de inseticidas de elevada toxicidade. Williams (1999) verificou que o número de aplicações de inseticidas reduziu de 5 para 2, em 3 anos após a introdução de algodão *Bt* em seis estados norte-americanos. Em diferentes regiões da Austrália, o uso de inseticidas químicos foi reduzido de 27% a 61% com o cultivo do algodão *Bt* entre os anos de 1998 e 1999 (Betz et al., 2000). Esses autores relataram decréscimos de 60% a 80% no uso de inseticidas químicos, após quatro anos de cultivo de algodão *Bt* na China. Na Índia, Qaim & Zilberman (2003) demonstraram que, em condições de alta pressão de pragas, o cultivo do algodão *Bt* é muito vantajoso. Eles relataram que híbridos de algodão *Bt* (Cry1Ac) resistentes às principais pragas, avaliados durante 4 anos em 395 fazendas onde essas pragas causavam perdas de 50% a 60% na produção, o cultivo do híbrido *Bt* reduziu o ataque de pragas e a necessidade de inseticidas organofosforados, carbamatos e piretróides, de classe toxicológica I e II, gerando uma economia de US\$ 30 ha<sup>-1</sup>. A quantidade de

ingrediente ativo de vários pesticidas aplicados foi de 1,55 kg ha<sup>-1</sup> nos híbridos não *Bt* e de 0,48 kg ha<sup>-1</sup> nos híbridos *Bt*, representando uma redução de 70%, que traz também benefícios ambientais e à saúde dos agricultores em consequência da menor exposição aos pesticidas.

Estimativas sobre a redução do uso de inseticidas associada à introdução do milho *Bt* são mais difíceis, por causa de variações anuais nas infestações de pragas, como a broca-européia (*Ostrinia nubilalis*). Além disso, os inseticidas usados para controlar essa praga podem ser necessários para o controle de outras que não são suscetíveis à proteína do *Bt*, geralmente expressa em PGMs (Betz et al., 2000). Mesmo assim, Rice (1998) estimou que, se 80% da área total ocupada com milho nos Estados Unidos fosse ocupada com híbridos *Bt*, haveria uma redução na aplicação de até 540 toneladas de inseticida. O cultivo de milho doce *Bt* em 3 estados norte-americanos apresentou controle eficaz de *O. nubilalis* e aumentou em 70%-100% a produção de espigas comercializáveis e em 90%-100% os produtos processados no período de 2 anos (Burkness et al., 2002). Em estudo desenvolvido no estado de Nebraska, EUA, Waquil et al. (2002) verificaram que híbridos de milho transgênico expressando toxinas Cry e submetidas à infestação artificial com *Spodoptera frugiperda* produziram cerca de 32% mais grãos que as testemunhas suscetíveis.

Outro benefício observado em plantas *Bt* é que a proteção do milho contra o ataque de lagartas diminui a infestação das espigas por fungos e, conseqüentemente, a contaminação dos grãos por micotoxinas como a fumonisina, que, além de tóxica, é carcinogênica (Munkvold et al., 1997,1999).

No Brasil, culturas *Bt*, especialmente milho e algodão, são muito promissoras, em razão do intenso ataque de pragas que resultam em perdas acentuadas na produção, caso grandes quantidades de inseticidas não sejam aplicadas. Apenas para exemplificar, em certas regiões do País, são necessárias até 18 aplicações de diversos inseticidas para controlar as pragas do algodoeiro (Fontes et al., 2002a). Assim, qualquer tecnologia capaz de reduzir a necessidade de aplicação desses produtos químicos é muito vantajosa sob vários aspectos: de logística da atividade, econômico, ambiental e de segurança do trabalhador rural. Estudos de Fernandes et al. (2003) mostraram que a infestação natural de *Spodoptera frugiperda* em plantios experimentais em Barretos e Rolândia, no Estado de São Paulo, reduziu a intensidade de dano, em média, de 73% em

híbrido convencional para 34% em híbrido transgênico, expressando o gene Cry 1Ab, evidenciando a eficiência da tecnologia no controle dessa praga.

No caso de plantas tolerantes a herbicidas, destacam-se as cultivares expressando genes de tolerância ao glifosato, como a soja (Tabela 2), cujo cultivo é mais prático e econômico, pois esse herbicida apresenta largo espectro e pode ser aplicado em pós-emergência da cultura. Produtos à base desse princípio ativo têm ação sobre 154 espécies de plantas daninhas ocorrentes no Brasil (Gazziero & Prete, 2004). Além disso, o glifosato é menos tóxico e menos persistente no solo que os herbicidas comumente utilizados no cultivo convencional de soja, e a possibilidade de aplicação em pós-emergência da cultura diminui os riscos de contaminação do solo e favorece a adoção do sistema de plantio direto, que aumenta a proteção do solo contra processos erosivos (Carpenter et al., 2002).

Avaliações feitas com produtores de soja transgênica dos Estados Unidos mostraram que o uso dessa tecnologia reduziu de 7,2 milhões de libras de vários herbicidas aplicados para 5,4 milhões de libras de glifosato. Os herbicidas substituídos são, pelo menos, três vezes mais tóxicos e duas vezes mais persistentes no solo que o glifosato (Dale et al., 2002). No Reino Unido, a avaliação de aproximadamente 200 locais de cultivo de milho tolerante ao glifosato, expressando o gene Pat de *Streptomyces* sp., indicou a redução de 47% no uso de herbicidas (Champion et al., 2003), confirmando os benefícios dessa tecnologia. Estimativas preliminares dos benefícios da soja RR no Brasil feitas por Valdes & Ash (2004) apontam para um aumento de produção de 3,1%, redução de custos de 12% e redução no uso de agroquímicos da ordem de 2/3. Deve-se ressaltar que os agricultores deverão desembolsar cerca de US\$ 12 ha<sup>-1</sup> para pagamento de royalties da tecnologia. Embora esse herbicida seja de aplicação abrangente e tem sido aplicado por mais de 30 anos, existem questionamentos sobre a segurança dos cultivos tolerantes ao glifosato, relacionados aos impactos potenciais no ambiente pelo uso continuado. Esses aspectos são discutidos mais adiante.

Apesar dos inúmeros benefícios dos cultivos transgênicos, por ser uma tecnologia nova, esta tem gerado muitas críticas ou questionamentos por vários setores da sociedade (Tabela 4), com relação à necessidade, eficácia agrônômica das PGMs e aos potenciais riscos ao meio ambiente e à saúde humana e animal.

**Tabela 4.** Principais críticas mais frequentes aos cultivos transgênicos por diferentes grupos sociais.

<b>Grupo social</b>	<b>Principais críticas</b>
Ambientalistas	Não aumenta a produtividade das culturas; reduz a biodiversidade; é uma tecnologia de empresas transnacionais e não são alimentos seguros
Acadêmicos	Não há consenso entre os cientistas; a avaliação de risco é imprecisa e há generalização de impactos
Consumidores	Não trazem benefício ao consumidor; podem oferecer riscos à saúde

Os opositores à tecnologia exigem garantia de que não haverá danos à saúde humana e ao meio ambiente, preconizando a completa ausência de riscos de qualquer natureza e magnitude. Com o objetivo de esclarecer, pelo menos, parte dessas críticas, algumas considerações precisam ser feitas:

- **Ambientalistas:** é importante considerar que a agricultura atual também apresenta problemas como: alto custo de produção; dependência de recursos não renováveis; poluição de solo e água; impactos à biodiversidade; erosão genética (monoculturas); não garante segurança alimentar (resíduos de pesticidas) e saúde dos trabalhadores (insalubridade); e a maioria dos insumos é de domínio de multinacionais. Os transgênicos atualmente em comercialização foram desenvolvidos para melhorar o comportamento agrícola, diminuindo as perdas de produtividade, reduzindo os custos de produção e, assim, aumentando, indiretamente, a produção. Houve algum relato de menores produtividades em cultivares transgênicos, mas a produtividade atual dessas é igual ou excede às convencionais (Nafziger, 2004).
- **Acadêmicos:** deve-se considerar que raramente na ciência há unanimidade, porque esta trabalha com o desconhecido e com incertezas. É difícil estabelecer limites de segurança e de risco aceitável: risco zero é utopia, especialmente em se tratando de atividade agrícola. Riscos eventuais não podem ser generalizados, pois variações ocorrem em tempo e espaço. A avaliação de risco é feita com embasamento científico e caso a caso. Deve-se considerar que, até o advento dos OGMs, as novas cultivares não passavam por análises de segurança minuciosa como tem sido exigido para as PGMs.

- Consumidores: é preciso considerar que o público, em geral, não distingue informação de conhecimento. O público é muito influenciado pela mídia sensacionalista que promove a disseminação de forte preconceito sobre os transgênicos. Também é preciso considerar que aceitação não significa segurança. Mesmo após 8 anos de cultivos transgênicos em várias partes do mundo, não há qualquer evidência confirmada cientificamente de efeitos prejudiciais de culturas transgênicas ou de alimentos derivados destas. Os aspectos éticos, sociais, comerciais e de mercado internacional, muitas vezes, ganham enorme projeção pública na população urbana, que quer uma agricultura mais harmoniosa com o meio ambiente, mas que não dá a merecida importância aos impactos das tecnologias industriais e dos modelos de urbanização, predominantes na sociedade contemporânea.

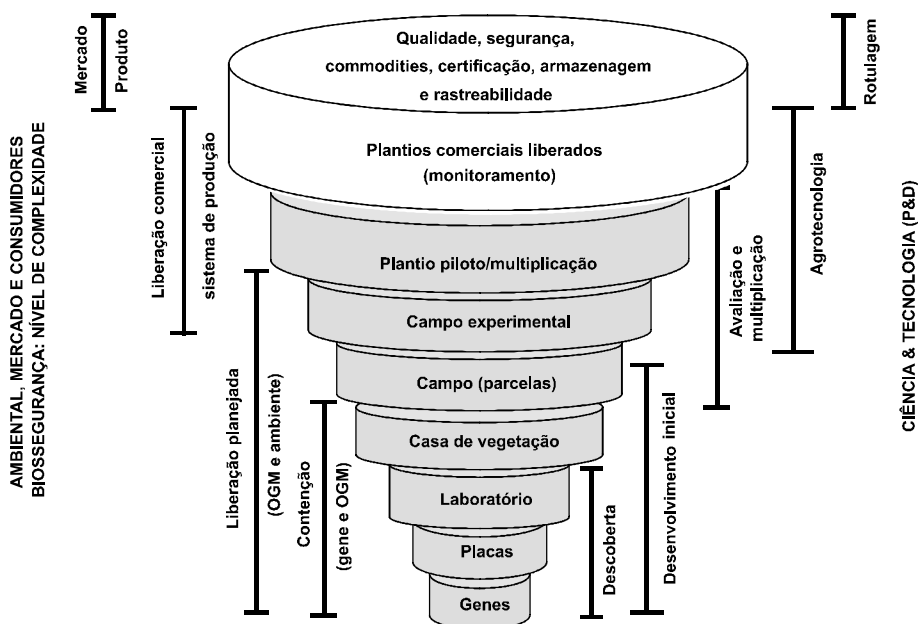
A polêmica sobre os cultivos transgênicos tem levado parte da sociedade a uma discussão polarizada, fazendo com que vários países, especialmente da União Européia, imponham restrições ao plantio e à importação de commodities de produtos agrícolas oriundos de cultivos com PGMs.

#### AVALIAÇÃO DA BIOSSEGURANÇA AMBIENTAL

As PGMs passam por rigoroso processo de avaliação quanto à biossegurança, o qual inicia-se com a descoberta do gene funcional a ser incorporado e expresso na nova cultivar, passando por várias fases até o produto final colocado no mercado (Fig. 2). O processo de avaliação envolve diferentes níveis de complexidade (Eastham & Sweet, 2002). Inicia-se com estudos em laboratório ou contenção, passando por liberação planejada da PGM no ambiente, quando a característica expressa é avaliada e, posteriormente, transferida para cultivares comerciais. Cultivares promissoras são multiplicadas e, finalmente, são avaliadas para liberação comercial, por meio de análises detalhadas dos riscos do cultivo em larga escala, da segurança dos alimentos derivados, aspectos de mercado e rotulagem.

Os protocolos de liberação consideram, além de preceitos técnicos, questões éticas locais e de tratados internacionais. Somente cultivares consideradas seguras, sob esses aspectos, são liberadas para a comercialização. Como medidas de precaução, as cultivares liberadas para plantios comerciais devem seguir

as recomendações agrônômicas indicadas para produção sustentável, além de aspectos específicos dos cultivos transgênicos, como: estabelecimento de áreas de refúgio, rotação com culturas não transgênicas e isolamento espacial ou temporal para evitar a disseminação do transgene. A análise sobre a segurança dos OGMs é feita com base na legislação e em mecanismos regulatórios específicos para organismos e seus derivados, como a Lei nº 8.974 e seus dispositivos regulamentares (Brasil, 2001) ainda em vigor no Brasil.



**Fig. 2.** Hierarquização e integração seqüencial da análise de biossegurança de OGMs no âmbito da ciência e tecnologia e nível de complexidade ambiental, de mercado e consumidores.

Fonte: Siqueira & Trannin (2003).

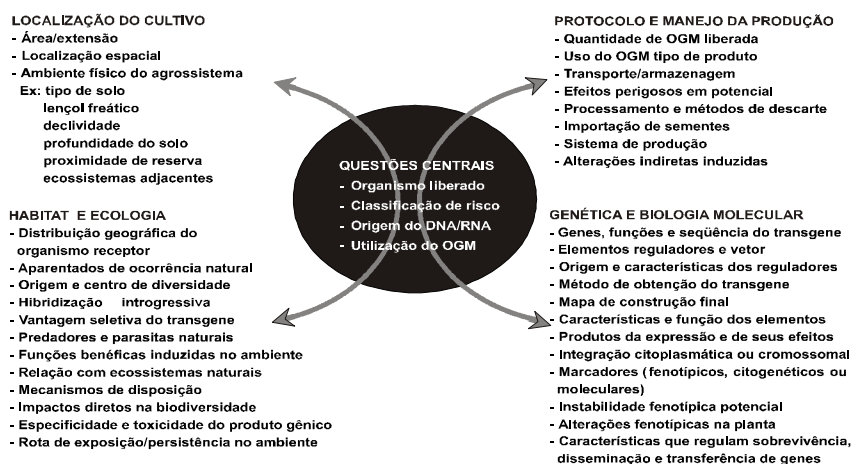
A legislação em alguns países é muito restritiva, enquanto em outros é mais permissiva, porém, em todos, é baseada em análise de riscos, que envolve a integração de conhecimentos científicos multi e interdisciplinares de elevada complexidade (Eastham & Sweet, 2002). No Brasil, a legislação de biossegurança



encontra-se em transição, aguardando a aprovação definitiva do projeto de lei, PL nº 2.401/2003, já aprovado na câmara dos deputados e em discussão no Senado. O projeto revoga a Lei nº 8.974, de biossegurança, de 5/1/1995, e cria novos dispositivos, como o Conselho Nacional de Biossegurança – CNBS – e reestrutura a Comissão Técnica Nacional de Biossegurança – CTNBio –, que tem a função de definir a política técnico-científica sobre o desenvolvimento da biotecnologia e demais questões relacionadas à biossegurança dos OGMs. Pelo novo projeto, compete a essa comissão emitir parecer técnico conclusivo e deliberativo sobre projetos de pesquisa e parecer parcialmente conclusivo para propostas de liberação comercial. Os plantios comerciais serão liberados, em última e definitiva instância, pelo CNBS, que é um conselho constituído por ministros e não um órgão colegiado técnico.

A avaliação de riscos consiste de um processo científico, passo a passo, que analisa os efeitos adversos causados pelo OGM (Wolfenbarger & Phifer, 2000). No caso de riscos ambientais, tal avaliação é muito complexa e difícil de ser realizada, em virtude da natureza multi e interdisciplinar dos fatores ou componentes do risco (Peterson et al., 2000). Essa análise fundamenta-se em questões centrais e aspectos e mecanismos específicos da genética e biologia do OGM, do protocolo, do planejamento e do estágio de desenvolvimento da tecnologia, se experimental ou de liberação comercial. Todos os aspectos relacionados ao hábitat e à ecologia geral da região e sistema de manejo da cultura, onde o OGM será liberado, precisam ser considerados, conforme ilustrado na Fig. 3. Portanto, os agrossistemas e suas imediações são complexos demais para que todos os riscos possam ser identificados e quantificados em análise *a priori* (Marvier, 2001; Dale et al., 2002).

A análise de risco é sustentada em conhecimentos científicos atuais e não em suposições de efeitos danosos futuros e ainda desconhecidos. Por isso, recomenda-se, em certos casos, seguindo o princípio da precaução, o monitoramento pós-comercialização de PGMs, como preconizado sobre a liberação da soja RR no Brasil. É importante considerar que a agricultura é, por si, causadora de alteração ambiental (Valois, 2001) e, com raríssimas exceções, não se conhece o grau de impacto considerado aceitável para uma tecnologia. Exemplos de estudos sobre a avaliação dos impactos ambientais de cultivos transgênicos são apresentados por Champion et al. (2003), Roy et al. (2003) e AndradeFilho et al. (2003).



**Fig. 3.** Questões centrais e principais aspectos e fatores que fundamentam a análise de riscos ambientais de plantas transgênicas.

Fonte: Elaborada com base em Peterson et al. (2000); Brasil (2001); Squire et al. (2003); Champion et al. (2003).

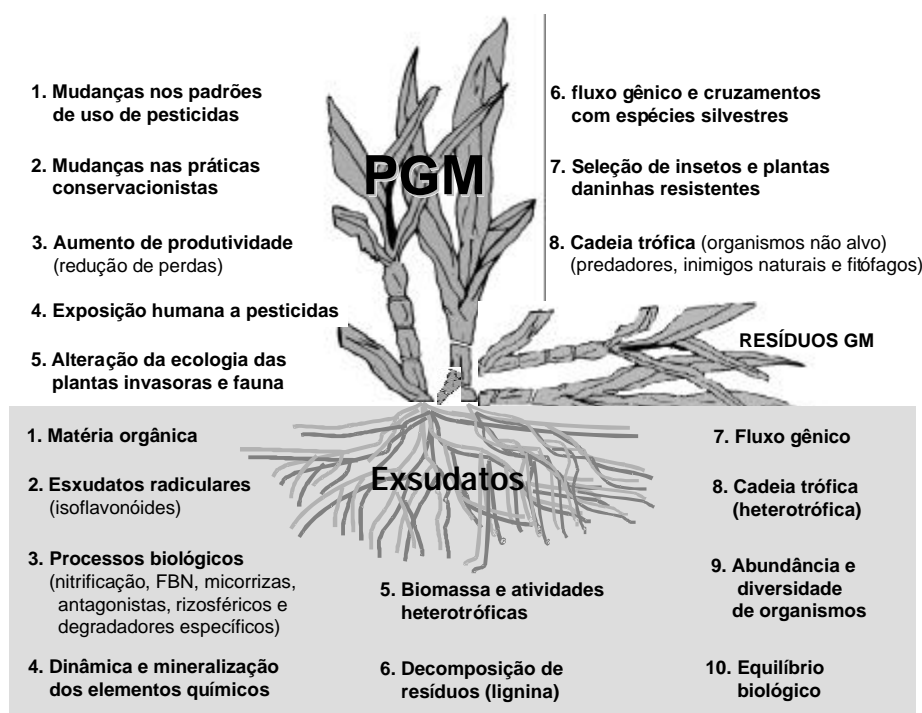
Tomadas de decisão devem ser feitas levando-se em conta a relação riscos/benefícios do OGM, e não a premissa de completa ausência de risco. Dessa forma, uma tecnologia poderia ser considerada de segurança aceitável, se sua relação riscos/benefícios for igual ou menor que a da tecnologia tradicional equivalente. A análise de risco deveria ser comparativa, de modo a concluir, por exemplo, que “o cultivo transgênico é tão seguro e sustentável quanto o convencional...” e que por isso não causa significativa degradação adicional ao meio ambiente. No entanto, quando se fundamenta no princípio da precaução (Foster et al., 2000), como ocorre com a legislação brasileira, a análise comparativa da segurança do OGM fica comprometida e sujeita à contestação.

### EFEITOS DOS CULTIVOS TRANSGÊNICOS NO AGROSSISTEMA

Os efeitos dos cultivos transgênicos no agrossistema podem ser diretos, pela presença de gene exógeno funcional na planta, ou indiretos, resultantes de modificações no sistema de manejo da produção, e ocorrer tanto no ambiente aéreo como no solo. Uma visão geral sobre a avaliação das possíveis alterações

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

no agrossistema causadas pelos cultivos transgênicos, especialmente com cultivares tolerantes a herbicidas (TH) e protegidos contra insetos, suas interfaces e conseqüências no ambiente agrícola é apresentada na Fig. 4.



**Fig. 4.** Visão simplificada de agrossistema transgênico, mostrando as principais mudanças nas práticas culturais e potenciais alterações nos componentes do ambiente aéreo e do solo, relacionados à biossegurança ambiental do OGM.

Fonte: Modificada de Siqueira & Trannin (2003).

Como ilustrado na figura, a maioria das alterações resulta de mudanças nas práticas agrícolas pelo plantio de PGMs, que permitem a adoção de modelos de exploração que favoreçam práticas conservacionistas do solo e redução do uso de certos defensivos agrícolas. No ambiente acima do solo são detectadas oito alterações de grande influência na ecologia do agrossistema transgênico. As modificações interferem também nos processos e propriedades do solo, podendo alterar a qualidade deste e, conseqüentemente, a sustentabilidade da

produção (Tótola & Chaer, 2002). As alterações mais relevantes para a ecologia do agrossistema e segurança ambiental desses cultivos são abordadas a seguir.

### Fluxo Gênico entre Plantas

O risco da passagem do transgene para outros indivíduos na natureza e suas conseqüências, sobretudo na biodiversidade é, sem dúvida, um dos efeitos diretos mais preocupantes e mais polêmicos dos cultivos transgênicos (Eastham & Sweet, 2002; Nodari & Guerra, 2001). O fluxo gênico é vertical, quando a passagem da informação genética ocorre entre indivíduos da mesma espécie, produzindo descendentes férteis e viáveis e o fluxo gênico é horizontal, quando a troca de informação genética se dá entre indivíduos de espécies diferentes, distantes geneticamente (Ramalho et al., 2001). Na realidade, o fluxo gênico é um fenômeno comum a todas as espécies de plantas, e contribui para o surgimento de novas combinações gênicas, gerando variabilidade nas populações e até originando espécies importantes de plantas cultivadas, como trigo, algodão, café, entre outras. Mas a sua maior notoriedade, sem dúvida nenhuma, é em razão dos transgênicos. O fluxo gênico é um evento natural e importante fator evolucionário que deve ser discutido no contexto de todos os fatores que contribuem para a evolução das espécies, incluindo o próprio ser humano, que contém genes transferidos horizontalmente de procariotos ao longo de seu processo evolucionário (Salzberg et al., 2001). Nos vegetais, a transferência de genes pode ocorrer pelo pólen, às sementes ou a plantas voluntárias, provenientes de cultivos anteriores, onde não ocorreu rotação de cultura. Todas essas fontes podem ser importantes agentes de fluxo gênico, mas o devido ao pólen é o que implica maiores cuidados.

Quanto à possibilidade de ocorrência do fluxo gênico vertical, é preciso considerar que as espécies cultivadas são classificadas em três grupos de acordo com sua taxa natural de autofecundação: as alógamas, com menos de 5% de autofecundação, as autógamas, com mais de 95%, e as intermediárias, situadas entre esses extremos (Allard, 1999). As medidas para conter o fluxo gênico variam entre esses grupos e, por isso, serão comentadas individualmente. Entre as plantas alógamas, o milho é uma das mais estudadas e, em virtude do interesse específico nesta publicação, será empregada como referência. A planta de milho é monóica, produz inflorescência masculina (pendão) e feminina (boneca

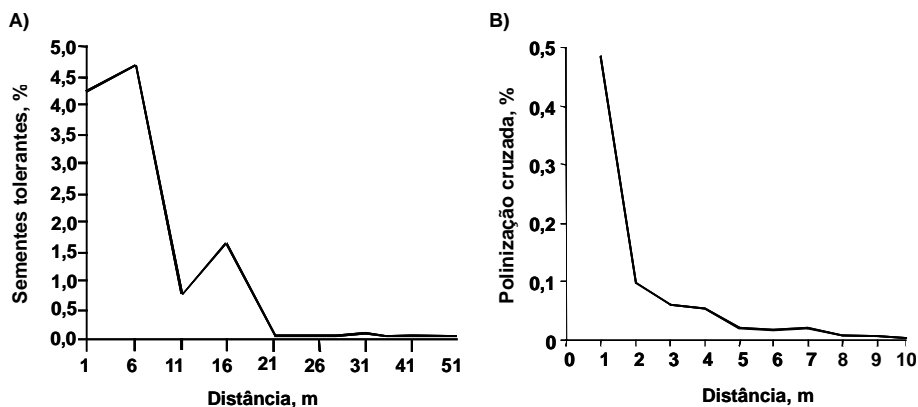
ou espiga) separadas no mesmo indivíduo. A liberação do pólen, normalmente inicia-se antes que o estilo-estigma da mesma planta esteja exposto e receptível na espiga e continua, normalmente, por até 13 dias. O número de grãos de pólen produzido por planta é bem superior às suas necessidades, sendo produzidos em um pendão cerca de 25 milhões de grãos de pólen. Considerando que uma planta produza cerca de 500 sementes, estilo-estigma por espiga, têm-se em média 50 mil grãos de pólen por semente. Como grande parte do pólen cai no solo, pode-se estimar a quantidade de pólen que atinge efetivamente a inflorescência feminina. Como exemplo, para uma população de 50 mil plantas  $ha^{-1}$ , nessa condição cada planta ocupa  $0,20 m^2$ . Como uma planta produz 25 milhões de grãos de pólen, têm-se 12.500 grãos de pólen por  $cm^2$  (Kiesselback, 1980). Considerando também que a área ocupada por estilo-estigmas de uma espiga seja de  $25,8 cm^2$ , pode-se deduzir que são depositadas 322.500 grãos de pólen em cada inflorescência feminina. Com uma espiga com 500 sementes, é esperado que cada estilo-estigma receba 645 grãos de pólen. Isso implica que há forte competição entre os grãos de pólen, uma vez que apenas um terá sucesso na fertilização (Bignotto, 2002). Os grãos de pólen têm forma aproximadamente esférica, com diâmetro variando de  $73,4$  a  $92,6 \mu m$ , e sua viabilidade, sob condições de campo, é de poucas horas (Luna et al., 2001) e a polinização é realizada predominantemente pelo vento.

Utilizando vários genes marcadores, inclusive transgênicos, Easthan & Sweet (2002), em detalhada revisão sobre o assunto, mostraram que o pólen pode alcançar grandes distâncias, mas que a polinização cruzada ocorre praticamente entre as plantas situadas a cerca de 20 m da fonte de pólen. Isso ocorre porque a viabilidade é reduzida com o tempo e, quando atinge o estilo-estigma, dificilmente consegue vencer a competição com os grãos de pólen de plantas situadas próximas. O fluxo gênico em uma parcela de 36 m x 12 m de milho transgênico, tolerante a herbicida, com híbridos convencionais ao redor, é apresentado na Fig. 5a. Verifica-se que a taxa de fecundação cruzada é reduzida marcadamente em distâncias superiores a 6 m, atingindo valores mínimos acima de 21 m de distância da fonte de pólen transgênico. Portanto, a possibilidade de disseminação de genes funcionais de plantas de milho transgênico para milho convencional é pequena e pode ser facilmente controlada por isolamento espacial entre as plantações. Em função desse e de muitos outros resultados, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – Mapa – recomenda a

distância de 200 a 300 m entre os campos de sementes para manter a pureza genética superior a 99% (Borém & Ramalho, 2002). Para maior segurança, pode-se ainda praticar o isolamento temporal (semeadura dos campos em momentos diferentes, normalmente 30 dias de diferença), impedindo que ocorra coincidência no florescimento. Portanto, existe risco de ocorrer fluxo gênico entre lavouras de milho transgênico e não transgênico, mas este é bastante limitado e pode ser facilmente controlado em plantios comerciais.

Muitas outras espécies alógamas cultivadas têm comportamento semelhante ao do milho. Entre elas estão a cebola, cenoura, brássicas e eucalipto. Essas, no entanto, têm a polinização realizada, em sua maioria, por insetos, especialmente abelhas, e não pelo vento, como ocorre com o milho. As abelhas podem percorrer distâncias de até 10 km (Malone, 2002), mas os dados de transporte de pólen indicam distância máxima de 128 m (Moresco, 1999). Isto implica possibilidade de fluxo a distâncias maiores, porém mais limitada e pontual. Tem sido sugerido que o mesmo isolamento adotado para o milho é eficiente para essas outras espécies. A tendência, quando há disponibilidade de pólen, é obedecer à distribuição leptocúrtica, ou seja, ter um pico próximo à origem. No caso das abelhas, cerca de 90% dos vôos são efetuados entre plantas localizadas a pequenas distâncias. Estudos sobre fluxo gênico em canola (*Brassica napus*) tolerante a herbicida na América do Norte relatam taxa de polinização menor que 0,03% a 30 m de distância de cultivares convencionais (Rieger et al., 2002).

As plantas autógamas envolvem um grupo importante de culturas, entre elas, soja, feijão, trigo e arroz. Essas possuem flores hermafroditas, que normalmente se abrem após a polinização, diminuindo o fluxo gênico, cuja estimativa nessas culturas varia em função da cultivar, da época do ano, do local e da ocorrência de insetos polinizadores. Em feijão e soja, por exemplo, a taxa de ocorrência de fluxo gênico é, normalmente, inferior a 5% (Palmer et al., 2001). Abud et al. (2004) verificaram que a frequência de polinização cruzada entre uma linhagem de soja transgênica (*cp4 epsps*) e não transgênica foi inferior a 0,5%, a 1 m, e de 0,005%, a 10 m de distância da fonte transgênica (Fig. 5b). Desse modo, o fluxo gênico nas plantas autógamas pode ser evitado com o isolamento espacial de apenas 10 a 20 m, sendo este muito menor que o preconizado para milho.



**Fig. 5.** Percentagem média de sementes de milho tolerante ao glufosinato (a) e taxa de polinização cruzada da soja transgênica (*cp4-epsps*) BR 0069515 (b), em diferentes distâncias entre plantas transgênicas e não transgênicas.

Fonte: a) Luna et al. (2001); b) Abud et al. (2004).

Há ainda outro grupo de plantas muito importante economicamente, como o algodoeiro, no qual a taxa de fecundação cruzada varia muito. Por essa razão, sob o ponto de vista da genética, é considerado como um grupo à parte. No algodoeiro cultivado, a flor ocorre isoladamente, também é hermafrodita, o pólen é relativamente grande e sua viabilidade no campo se estende por até 30 horas, mas a maior fertilidade ocorre nas primeiras horas logo após o aparecimento do sol (Free, 1993). Não se tem relato do transporte do pólen de algodoeiro pelo vento, sendo a polinização cruzada realizada por insetos, principalmente por abelhas. Já foram realizados inúmeros estudos no Brasil sobre a taxa de fluxo gênico em algodoeiro. De acordo com Freire (2002), essa taxa varia de 0,2% a 97%, sendo de 29,2% a 54% em até 1 m de distância da fonte doadora de pólen e praticamente nula a partir de 10 m de distância. A taxa de fecundação cruzada encontrada em vastas áreas cultivadas foi de 15,5% em Capinópolis, MG, e de 42,1% em Santa Helena, GO, e sempre superiores em plantio próximo às áreas de matas com vegetação nativa, em razão da presença de polinizadores. Embora o autor comente que 20 m de isolamento possam ser suficientes para evitar o fluxo gênico entre cultivares transgênicas e não

transgênicas de algodoeiro, na Argentina, por exemplo, essa distância é de 500 m. Na Califórnia, EUA, recomenda-se a distância mínima de 1.600 m, para evitar a mistura de algodões de fibras brancas com fibras coloridas, além de bordadura com 100 linhas de algodão de fibras brancas. Esse mesmo procedimento é adotado nesses países para cultivos transgênicos. No Brasil, o Mapa exige isolamento mínimo de 800 m de outra lavoura de algodão ou de 250 m de outras lavouras, permitindo a redução para 100 m, quando existir uma barreira física mais alta entre os dois campos.

Com relação às preocupações com o fluxo gênico horizontal de espécies transgênicas, deve-se considerar que a quase totalidade das espécies cultivadas no Brasil foi introduzida e não tem espécies silvestres relacionadas com as quais possam cruzar, como no caso do milho e da soja, o que impede a ocorrência de fluxo gênico por meios sexuais. Há contudo, casos de espécies, como o algodão e arroz, que possuem espécies silvestres relacionadas e, nesse caso, o fluxo gênico horizontal pode ocorrer. Nessas áreas, onde há risco de ocorrência de fluxo gênico e o plantio de PGMs não é seguro, são exigidas medidas adicionais. Por exemplo, em campos experimentais com cultivares de algodão *Bt*, são exigidas, para áreas com até 5 hectares, bordadura com 12 linhas de uma cultivar não *Bt* e, se a parcela for superior a essa dimensão, até 24 linhas de bordadura. Esses plantios só são autorizados em locais distantes de, no mínimo, 4.800 m do algodoeiro silvestre (*Gossypium tomentosum*). Sugere-se também plantar ao redor uma outra malvácea, que tenha o mesmo polinizador de *Gossypium tomentosum*, para reduzir ainda mais a ocorrência de fluxo gênico (Wozniak, 2002).

Com base no que foi discutido sobre os aspectos fundamentais da biologia e genética das espécies, pode-se estabelecer a grandeza de ocorrência de escape gênico das principais culturas GM no Brasil, como mostra a Tabela 5. No caso do milho, o fluxo gênico vertical é de médio a alto, por ser planta alógama, e o horizontal é inexistente, por não haver espécies silvestres aparentadas. Para a soja, a possibilidade de fluxo gênico vertical é muito baixa, e de fluxo gênico horizontal é inexistente. Analisando a situação das demais culturas apresentadas na Tabela 5, pode-se concluir que o fluxo gênico vegetal não oferece grandes riscos à agricultura brasileira, considerando a realidade atual do cultivo transgênico no País.



**Tabela 5.** Risco de ocorrência de fluxo gênico de algumas culturas transgênicas de interesse para o Brasil.

Culturas	Possibilidade de fluxo gênico	
	Vertical (cultura a cultura)	Horizontal (cultura - espécie silvestre)
Milho	Média-alta	Nenhuma*
Soja	Baixa	Nenhuma*
Algodão	Média-alta	Média-alta
Arroz	Baixa	Média-alta
Feijão	Baixa	Nenhuma*
Mamão	Baixa	Nenhuma*
Eucalipto	Média-alta	Nenhuma*

Fonte: Adaptada de Eastham & Sweet (2002), para as condições ecológicas destas culturas no País.

\* Não ocorre espécie silvestre no Brasil.

As conseqüências do escape de transgene não diferem do escape de outro alelo qualquer que tenha migrado para outra população. O efeito da migração depende da freqüência de indivíduos migrantes e da freqüência do alelo que migrou (Eastham & Sweet, 2002). No caso do milho tolerante a herbicida, se o gene for transferido para alguma cultivar mantida pelos agricultores de subsistência, por exemplo, que não utilizam nos seus cultivos o herbicida, espera-se que esse gene seja eliminado da população. Já no caso do gene *Bt*, como as pragas são freqüentes nas lavouras, é provável que os indivíduos contendo esse gene tenham vantagem seletiva e o mesmo certamente permanecerá na cultivar plantada no local (Falconer & Mackay, 1996). Portanto, o fato de ocorrer fluxo gênico não implica, a princípio, em efeito danoso. É preciso avaliar quais são as implicações dos alelos ou do gene introduzido na população receptora (Crawley et al., 2001). Se o transgene não resultar em vantagem competitiva à população receptora, não há risco de aumento de invasividade (Marvier, 2001).

Uma das principais críticas aos cultivos transgênicos é que eles podem reduzir a biodiversidade do agrossistema (Nodari & Guerra, 2001). No entanto, é preciso ressaltar que a biodiversidade vegetal existente já é baixa, pois, na agricultura intensiva, pratica-se a rotação de monoculturas (Firbank & Forcella, 2000; Palumbi, 2001). Entretanto, Paterniani (2001) considera que cada novo transgênico é uma nova cultivar disponível, o que contribui para ampliar a diversidade da espécie cultivada. Nodari & Guerra (2001) argumentam que a diversidade de espécies agrícolas, compostas de cultivares crioulas, como as de

milho, mantidas pelos agricultores, podem estar sendo ameaçadas pelos cultivos transgênicos. Há, de fato, grande diversidade de milho crioulo nas mãos desses agricultores, mas se houver interesse em mantê-la sem contaminação eles conseguirão, pois as cultivares híbridas de milho são utilizadas no Brasil há várias décadas, nas mesmas regiões onde as cultivares crioulas são plantadas, não havendo razão para isso ser diferente com cultivares transgênicas. Situação semelhante é apresentada pelo algodão em algumas regiões do Brasil, onde o fluxo gênico horizontal entre espécies cultivadas e silvestres pode ocorrer (Freire, 2000). A espécie de algodão cultivada foi introduzida no Brasil há cerca de 500 anos e tem sido cultivada também em regiões onde existem espécies nativas, sem, contudo, perder sua integridade genética. Ainda assim, quando houver centros de origem de espécies compatíveis com PGMs a serem cultivadas, adotam-se as zonas de exclusão como medida para reduzir o risco de fluxo gênico de cultivares transgênicas para as espécies nativas (Fontes et al., 2002a).

No caso de cultivares tolerantes a herbicida, há, em algumas culturas, o risco de passagem do gene para a espécie nativa e esta tornar-se uma planta daninha de difícil controle. Tem-se como exemplo o arroz vermelho, que é considerado uma planta daninha e que cruza com facilidade com o arroz cultivado. Se algum gene de resistência ao herbicida passar para o arroz vermelho, este também se tornará resistente e não será mais controlado por aquele herbicida, embora possa ser controlado por outros produtos, para os quais essa planta não é resistente. A adoção de cultivares tolerantes a herbicidas pode resultar em mudança drástica no espectro de produtos ou combinações utilizados em plantio convencional. Estes serão substituídos por um único ingrediente ativo para o qual as cultivares são resistentes, por exemplo, o glifosato, cujo uso prolongado pode facilitar o desenvolvimento de plantas daninhas resistentes (Gazziero & Prete, 2004). De fato, já são conhecidas cerca de dez espécies de plantas daninhas naturalmente resistentes a esse princípio ativo, as quais poderão tornar-se problemas nos campos agrícolas se medidas preventivas não forem adotadas. Vale salientar que trocas de genes ocorrem atualmente entre esses indivíduos, independentemente de serem transgênicos ou não, e que os herbicidas seletivos para arroz cultivado também o são para o arroz vermelho.

Adicionalmente, a possibilidade e as conseqüências da transferência do transgene para outras cultivares ou espécies por meio do fluxo de pólen são hoje um dos principais itens da agenda da maioria dos órgãos de regulamentação no mundo todo, não apenas pelo risco de transferência do transgene para

espécies de plantas daninhas ou silvestres (Ellstrand, 2003), mas também pelo potencial de fecundação de sementes certificadas destinadas a mercados específicos de não transgênicos ou de agricultura orgânica. Isso, no entanto, não representa ameaça dos cultivos transgênicos, pois, como foi discutido aqui, é possível fazer uma análise segura da avaliação do risco de fluxo gênico e, assim, garantir a segurança do cultivo. De acordo com Ellstrand (2003), pelo menos 80% da soja e 95% do milho e do algodão, produzidos mundialmente, são cultivados em países onde não existe risco de hibridização, e, mesmo onde este existe, como no caso do plantio de soja na China, os parentes silvestres ocorrem em áreas restritas. Portanto, exceto para canola, não há evidência de qualquer consequência de escape gênico de PGMs, o que assegura o baixo risco, em termos globais, dos cultivos transgênicos, em contraste à agricultura convencional, que sabidamente exerce grande influência negativa na biodiversidade (Sala et al., 2000; Palumbi, 2001).

#### Efeitos Potenciais na Entomofauna

Os efeitos das PGMs sobre a entomofauna dos agrossistemas têm sido abordados, com ênfase para os fenômenos específicos, como o desenvolvimento de resistência de pragas (Gould, 2000), o distúrbio a herbívoros não-alvo e inimigos naturais (Hilbeck, 2002), além de eventuais efeitos causados pelo escape dos transgenes para populações silvestres do agrossistema e habitats naturais (Letourneau & Burrows, 2002). A identificação e a avaliação dos potenciais efeitos dos cultivos transgênicos impõem desafios variados aos ecologistas, particularmente porque os diferentes efeitos variam nos níveis de predicabilidade e de severidade potencial. Os principais argumentos dessas discussões focalizam-se na percepção de que a introdução generalizada de PGMs pode causar impacto indesejável à biodiversidade do agrossistema e de áreas adjacentes, afetando principalmente a flora e a fauna (Dale et al., 2002). Também prevê-se que o uso contínuo e generalizado de certos produtos, como um herbicida de largo espectro em cultivos transgênicos tolerantes a este, em diferentes culturas e em grandes áreas, causará mudanças no perfil das espécies e no tamanho das populações de plantas daninhas, alterando a densidade e a diversidade de espécies, com reflexo na estabilidade dos ecossistemas ruderais (Squire et al., 2003). Altieri (2000) argumenta que a eliminação das plantas daninhas dos campos cultivados pelo uso de herbicidas pode levar a efeitos

ecológicos indesejáveis, considerando que estas exercem papéis importantes, tais como a implementação do controle biológico de insetos-praga e a proteção do solo, reduzindo a erosão. A redução ou eliminação de fontes de alimento para artrópodes, pássaros e outros animais também representa um efeito negativo indireto do uso de PGMs (Wolfenbarger & Phifer, 2000).

Tais argumentos são sustentados por modelos de dinâmica populacional, que sugerem que um controle mais efetivo de plantas daninhas pode levar a uma menor disponibilidade de alimentos para pássaros que se alimentam de sementes dessas plantas (Watkinson et al., 2000). Estudos desenvolvidos no Reino Unido por Heard et al. (2003a, b) com cultivares tolerantes a herbicidas mostraram que a densidade de plantas daninhas diminuiu nos cultivos de beterraba e canola e aumentou nos de milho, em comparação com plantios convencionais. Já a diversidade dessas plantas foi pouco influenciada pelo tipo de cultivo, exceto por efeitos transitórios, seguidos da aplicação dos herbicidas. Portanto, não há alterações marcantes causadas inerentemente por cultivares transgênicas tolerantes a herbicidas, não oferecendo riscos de impactos diretos à fauna do agrossistema.

Empregando-se o melhoramento genético convencional, os cientistas exploraram, durante décadas, a variabilidade natural das plantas cultivadas, buscando características de adaptação ao ataque de insetos e doenças (National Research Council, 2000). Na maioria dos casos, o melhoramento de sucesso é fundamentado na diversidade da composição química das plantas, conferindo-lhes a capacidade de produzir maiores quantidades de substâncias tóxicas, como compostos aromáticos diversos (Siqueira et al., 1991), terpenóides e esteróides, destinadas à defesa contra herbívoros e patógenos (Kogan, 1986), os quais controlam *in planta* o ataque de pragas. Do mesmo modo, microrganismos parasitas ou produtores de substâncias tóxicas têm sido amplamente empregados no controle biológico de pragas (Khetan, 2000). No entanto, eles nunca foram motivo de tantas preocupações e polêmica quanto ao impacto ambiental, como tem sido para as PGMs que expressam genes para a produção de metabólitos tóxicos aos insetos-praga (Betz et al., 2000). Entretanto, no caso das PGMs, genes ou construções gênicas que conferem proteção contra insetos podem ser derivados de organismos distintos e não-relacionados à planta cultivada e podem ser incorporados ao genoma da planta de uma forma nova (Regal, 1994). As alterações genéticas para essa proteção consistem na introdução de

genes responsáveis pela produção de inibidores de enzimas e de proteases digestivas em insetos, de inibidores de alfa-amilases e de lectinas. Os genes mais usados em cultivares comerciais são oriundos do *Bacillus thuringiensis* (*Bt*), uma bactéria do solo, naturalmente patogênica a certos insetos, descrita no início do século passado na região de Thuringia, na Alemanha (Addison, 1993). Essa bactéria tem vasta ocorrência em solos e plantas, sendo empregada em formulações de bioinseticidas há mais de 40 anos para controle de insetos, sendo conhecidas mais de 40 mil isolados de *Bt* e mais de 120 proteínas tóxicas, denominadas Cry, já caracterizadas (Khetan, 2000). Vários genes de *Bt* responsáveis pela produção de toxinas inseticidas foram introduzidos em plantas cultivadas para conferir proteção contra diferentes grupos de insetos-praga (Chen, 2004). Muitas culturas, tais como hortaliças, forrageiras, raízes, cereais e árvores, estão sendo transformadas para proteção contra insetos por meio da produção de toxinas *Bt*. No entanto, apenas milho, algodão e batata estão disponíveis comercialmente, em diferentes países (Shelton et al., 2002). A grande variedade de genes que podem ser transferidos às plantas e a capacidade de inserir o mesmo gene em muitas espécies comerciais despertaram preocupações sobre o plantio de cultivares com essas características, como o impacto desses genes aos organismos não-alvo, isto é, organismos não pragas que vivem nos agrossistemas ou áreas próximas e que podem ser também, direta ou indiretamente, afetados pela expressão de toxina *Bt* presente na planta.

Os agrossistemas são complexos biológicos, constituídos por uma imensa variedade de organismos que interagem em redes alimentares e que sofrem grande influência do manejo empregado (Groot & Dicke, 2002). Isso justifica as preocupações relacionadas aos efeitos dos cultivos transgênicos no comportamento dos organismos e suas relações tróficas, em especial, insetos e outros artrópodes fitófagos, predadores e parasitóides. Sabe-se que diferenças nas características das plantas hospedeiras podem afetar diretamente os inimigos naturais de pragas agrícolas. Portanto, é razoável considerar que mudanças na qualidade da planta podem afetar a fonte de alimento e a sobrevivência da entomofauna associada. Variação na qualidade e quantidade de metabólitos orgânicos secundários pode indiretamente afetar os inimigos naturais, por meio da redução da adequação e palatabilidade de suas presas (Price et al., 1980; Price, 1997). Alternativamente, características de resistência de plantas podem afetar indiretamente a população de inimigos naturais, pela depredação severa de seu suprimento de presa ou de hospedeiro (Hoy et al., 1998; Schuler, 2000). Por-

tanto, toxinas de insetos podem afetar agentes de controle biológico quando os mesmos se alimentam diretamente de tecidos de plantas tóxicas ou de presas intoxicadas. Efeitos diretos sobre o controle biológico podem também ocorrer da exposição do inimigo natural a outros mecanismos de resistência expressos na superfície das plantas, ou em exsudatos de tricomas (Groot & Dicke, 2002). Conseqüentemente, alterações metabólicas em plantas, produzidas constitutivamente ou induzidas pelo ambiente (Siqueira et al., 1991), introduzidas pela engenharia genética (Betz et al., 2000) ou em resposta ao ataque de herbívoros ou patógenos, podem alterar a relação das plantas com os demais organismos do ecossistema, como artrópodes entomófagos (Lewis & Takasu, 1990), alterando as interações da rede alimentar. As pragas, alvo do mecanismo de resistência, terão suas populações reduzidas em número de indivíduos, privando de alimento seus inimigos naturais, que buscarão outras áreas para forrageamento.

A vantagem prática do cultivo de PGMs protegidas contra insetos-praga é a redução no uso de inseticidas, cujos efeitos adversos são bastante evidentes, e a proteção biológica via transgene poderá resultar em um incremento no número e diversidade de outros artrópodes não pragas da cultura, mantendo, assim, população adequada de predadores e parasitóides. Tratar os eventuais impactos indesejáveis dos cultivos transgênicos sobre a biodiversidade da fauna, sem considerar a situação atual das práticas agrícolas de controle de pragas, com maciça aplicação de inseticidas, é uma abordagem tendenciosa. Na verdade, os efeitos causados pelas mudanças das práticas convencionais sobre os níveis tróficos superiores são observados após o uso extensivo de inseticidas químicos ou o plantio regional de cultivares tradicionais com alta resistência a determinadas pragas (Gould, 1998; Hoy et al., 1998). O uso generalizado de produtos químicos para controlar pragas primárias perturba, com frequência, os mecanismos naturais de controle que previnem a explosão populacional de pragas secundárias, por destruírem seus inimigos naturais (Gould 1991). Desse modo, os cultivos transgênicos propiciam melhores condições para o controle biológico natural e manejo integrado de pragas, podendo atuar e regular a diversidade e abundância de presas para artrópodes, pássaros, roedores e anfíbios. Isso é sustentado pelos estudos já desenvolvidos, os quais evidenciam a ausência de efeitos danosos das PGMs sobre membros da entomofauna (Tabela 6).

Embora cultivares obtidas em programas de melhoramento genético convencional possam interferir nos agentes de controle biológico, a ecologia dos

inimigos naturais e de pragas é ignorada em seus protocolos, o que não acontece em relação às PGMs, para as quais a avaliação desses efeitos é exigida como parte da análise de risco, apesar de explorar, muitas vezes, os mesmos fundamentos biológicos do controle de pragas. Mesmo considerando que o melhoramento via engenharia genética é feito com maior precisão e grau de confiança, especula-se que podem ocorrer mudanças não intencionais no genoma. Outro fato que contribui para incertezas é a forte interação do OGM com o ambiente (Kleiner et al., 1998; Tiedje et al., 1989), podendo ocorrer alteração em seu comportamento. Essas incertezas, no entanto, não representam ameaças de danos ambientais imediatos, pois os estudos conduzidos mundialmente demonstraram que os efeitos adversos causados por PGMs protegidas contra insetos à entomofauna são raros e sem conseqüências ambientais evidentes (Fontes et. al., 2002b). Isso deve-se ao fato de que as proteínas Cry são específicas, decrescem no final do ciclo da cultura e são expressas em concentrações muito baixas, 0,01% a 0,02% do total solúvel (Strizhov et al., 1996), o que contribui para sua baixa exposição aos organismos não-alvo.

Os estudos que avaliam os efeitos das PGMs, especialmente de cultivares *Bt*, sobre a entomofauna não-alvo do agrossistema envolvem:

- Testes em laboratórios com a alimentação dos organismos com pólen ou partes das plantas.
- Presas que se alimentam de plantas.
- Estudos sobre populações em áreas cultivadas com plantas transgênicas, sendo os principais, publicados em periódicos referenciados, resumidos na Tabela 6. Obrycki et al. (2001) analisaram os resultados de 16 estudos distintos sobre os impactos do milho *Bt* em predadores e parasitóides e verificaram que, na maioria dos casos, não houve qualquer efeito negativo sobre esses organismos. Vários trabalhos já foram desenvolvidos no Brasil, mas poucos resultados estão disponíveis para consulta. Um importante estudo foi realizado na Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz – Esalq-USP, o qual também demonstrou que o milho *Bt* MON 810 possibilitou o controle eficiente de *Spodoptera frugiperda*, sem qualquer efeito adverso sobre vários grupos funcionais e estrutura trófica da entomofauna do agrossistema, quando avaliado em três situações de plantio: milho safra, safrinha e de inverno irrigado, durante 2 anos, em Barretos, SP e Ponta Grossa, PR (Fizzas, 2003).

**Tabela 6.** Efeitos de plantas transgênicas sobre representantes da entomofauna aérea em agrossistemas.

Organismo	Tipo de estudo	Transgene/Produto gênico	Efeitos observados	Referência
Borboleta monarca				
<i>Danaus plexippus</i>	Laboratório	Pólen de milho <i>Bt</i>	Maior mortalidade de lagartas alimentadas com folhas contendo pólen de milho <i>Bt</i>	Wolfenbarger & Phifer (2000)
Borboleta <i>Papilio polyxenes</i>	Lab.o e campo	Pólen de milho <i>Bt</i>	Sem efeito da deposição de pólen	Wolfenbarger & Phifer (2000)
<i>Eutophus phennicornis</i>	Laboratório	<i>Lacania oleracea</i> alimentada com folhas de batata GNA $\perp$	Nenhum efeito negativo foi observado	Wolfenbarger & Phifer (2000)
<i>Chrysoperla carnea</i>	Laboratório	<i>S. littoralis</i> e <i>O. nubilalis</i> alimentadas com milho <i>Bt</i>	Nenhum efeito negativo foi observado	Wolfenbarger & Phifer (2000)
Besouro <i>Adalia bipunctata</i>	Laboratório	Pulgões colonizando batata GNA*	Maior mortalidade de insetos em estágio imaturo	Wolfenbarger & Phifer (2000)
<i>Hippodamia convergens</i>	Laboratório	Pulgões colonizando batata <i>Bt</i>	Efeito negativo sobre a biologia da <i>Adalia</i>	Wolfenbarger & Phifer (2000)
<i>Hippodamia convergens</i>	Campo	Pulgões colonizando batata <i>Bt</i>	Nenhum efeito negativo foi observado	Wolfenbarger & Phifer (2000)
<i>Chrysoperla carnea</i>	Campo	Pulgões colonizando batata <i>Bt</i>	Nenhum efeito negativo foi observado	Wolfenbarger & Phifer (2000)
<i>Coleomegilla maculata</i> e <i>Cycloneda munda</i>	Campo	Exposição a milho <i>Bt</i>	Sem efeito no número de adultos	Obycki et al. (2001)
<i>Orius insidiosus</i>	Campo/Lab.	Pólen de milho <i>Bt</i>	Sem efeito no desenvolvimento larval ou favoreceu o número de adultos	Obycki et al. (2001)
<i>Orius majusculus</i>	Laboratório	Exposição a milho <i>Bt</i>	Nenhum efeito observado em laboratório, efeito inconsistente em campo	Obycki et al. (2001)
<i>Macrocentrus cingulum</i>	Campo	Pólen de milho <i>Bt</i>	Sem efeito no parasitismo de larvas hospedeiras, mas houve redução de adultos	Obycki et al. (2001)
<i>Erioborus terebrans</i>	Campo	Exposição a milho <i>Bt</i>	Redução de 30 a 60% do parasitóide de <i>O. nubilalis</i>	Obycki et al. (2001)
<i>Pactinophora gossypiella</i>	Campo	Algodão <i>Bt</i>	Nenhum efeito negativo foi observado	Obycki et al. (2001)
Artrópodes	Campo	Cultivares tolerantes a herbicidas	Densidade da praga decresceu em áreas cultivadas por 10 anos com cultivares <i>Bt</i>	Carrière et al. (2003)
Pragas da soja e artrópodes	Campo	Soja tolerante a glifosato	Sem efeito ou aumento da população no cultivo de milho e diferentes respostas para canola e beterraba	Haughton et al. (2003)
Vários grupos funcionais e estrutura trófica	Campo	Exposição a milho <i>Bt</i>	Sem efeito nos insetos desfolhadores, sugadores e artrópodes	Andrade-Filho et al. (2003)
			Não teve efeito diferenciado sobre insetos e estrutura trófica da comunidade.	Frizzas (2003)

$\perp$  GNA = *Galanthus nivalis agglutin*, culturas que não são comercializadas, mas o gene *gna* foi proposto como um meio de proteger plantas contra afídeos ou outros homópteros.

Fonte: Baseado em estudos compilados por Wolfenbarger & Phifer (2000) e Obycki et al. (2001); e de outros autores.



Os raros casos de efeitos negativos de PGMs à entomofauna resultaram de estudos em laboratório que, muitas vezes, não podem ser extrapolados para condições de campo, como ocorreu para a borboleta-monarca (Tabela 6). Esses estudos sugeriram que o milho *Bt* oferecia risco à lagarta dessa borboleta, quando alimentada com folhas de *Asclepias* spp., uma planta daninha contaminada com pólen de milho *Bt*. Embora a resposta toxicológica da lagarta tenha sido avaliada, os estudos não investigaram o nível de exposição à toxina em condições de campo e as conseqüências ecológicas disso. Essa publicação despertaram o interesse em todo o mundo e, conseqüentemente, um programa de pesquisa foi estabelecido em 1999, nos Estados Unidos, no qual os pesquisadores verificaram que, apesar do pólen de milho *Bt* apresentar alguma toxicidade à lagarta, o nível de exposição em condições de campo era muito baixo, apresentando-se como um risco negligente à borboleta-monarca (Sears et al., 2001). Em outros casos, o efeito negativo do transgênico resulta na redução de parasitóides específicos do inseto-praga que é controlado em cultivos transgênicos, expressando genes *Bt*. Pilcher (1999) encontrou redução de 30% a 60% de *Macrocentris cingulum*, um parasitóide específico da larva de *O. nubilalis*, em campo de milho *Bt* em Iowa. A ausência de evidências de impactos negativos sobre a entomofauna não descarta a possibilidade de modificações em longo prazo, que só com o plantio de transgênicos em larga escala poderão ser identificadas, quantificadas e seus respectivos impactos avaliados.

Outro aspecto ecológico de grande interesse é o aparecimento de insetos resistentes a toxinas Cry expressas na planta. Esse, no entanto, é um fenômeno natural resultante da resposta da população a uma pressão de seleção, que é amplamente documentado para o uso de inseticidas. Várias estratégias de manejo de resistência têm sido propostas para retardar a adaptação das populações de pragas às culturas *Bt*. Estas incluem genes alternativos como os *vips* (ex. *vip 3A*), que apresentam diferentes mecanismos de ação, e a inserção de mais de um gene que codifica proteína inseticida na planta (*stacking genes*) (Chen, 2004). A associação de altas doses da toxina com o plantio de cultivares não transgênicos em áreas de refúgio é uma das estratégias de manejo mais empregadas (Andow & Ives, 2002). Esses refúgios destinam-se a manter populações da praga suscetível às toxinas do Bt, de tal forma que estas possam cruzar com aquelas que se alimentaram da cultivar transgênica, contribuindo para diminuir a frequência dos genes de resistência nas populações. A implementação de práticas de manejo de resistência é muito importante para retardar ou prevenir a adaptação de

insetos-praga às toxinas produzidas pela planta, e prolongar a utilização da tecnologia à base de *Bt*. Até o presente momento, não há relato na literatura de resistência de insetos a plantas *Bt*, existindo áreas com mais de 7 anos de plantio de cultivares de milho e algodão *Bt*, sem qualquer indício de surgimento de resistência. Isso ocorre, em parte, porque as proteínas são bastante específicas e de baixa toxicidade para organismos não-alvos (Betz et al., 2000).

#### Efeitos Potenciais no Ecossistema Solo

O solo, além de ser a plataforma fundamental da atividade agrícola, é um importante mediador dos processos globais e o principal elo dos componentes da biosfera terrestre. Esse é um ambiente extremamente heterogêneo, descontínuo e que possui uma vasta e diversa comunidade biológica composta por bactérias, fungos, algas, fauna e partículas virais. Em apenas 1 cm<sup>3</sup> de solo são encontrados até 10 bilhões de microrganismos, representando, com base na taxa de reassociação de DNA, de 3.500 a 8.800 genomas distintos (Torsvik & Øvreås, 2002). Além dos microrganismos, ocorrem organismos macroscópicos, que se encontram em constantes interações entre si e com o hábitat. A biodiversidade e densidade da biota do solo são importantes para assegurar que processos essenciais à qualidade e à funcionalidade do mesmo sejam realizados (Tótolá & Chaer, 2002), tais como: decomposição/mineralização, transformações inorgânicas, produção de metabólitos, estabelecimento de relações tróficas diversas e interações biológicas as mais variadas e a agregação das partículas do solo (Fig. 6). No âmbito desse importante componente do agrossistema, os cultivos transgênicos podem causar mudanças na qualidade e quantidade de exsudatos radiculares e na quantidade de resíduos vegetais produzidos (Fig. 4), as quais podem interferir na biodiversidade do solo, nas relações tróficas, na dinâmica da matéria orgânica e nos processos específicos de transformações e ciclagem de nutrientes no sistema solo-planta.

Ao abordar as interferências causadas pelos cultivos transgênicos na ecologia do solo, deve-se considerar, além da presença do transgene, o sistema de manejo da produção, o gene inserido e produtos da expressão gênica como proteínas. Os principais aspectos da relação dos cultivos transgênicos com a ecologia do solo aqui abordados são: exposição e dinâmica do DNA transgênico e proteínas no sistema solo, possibilidade de fluxo gênico para a biota, efeitos de PGMs e seus produtos sobre organismos e processos, efeitos indiretos resul-



**Fig. 6.** Principais processos, inter-relações e funções dos organismos do solo na produção agrícola e qualidade ambiental.

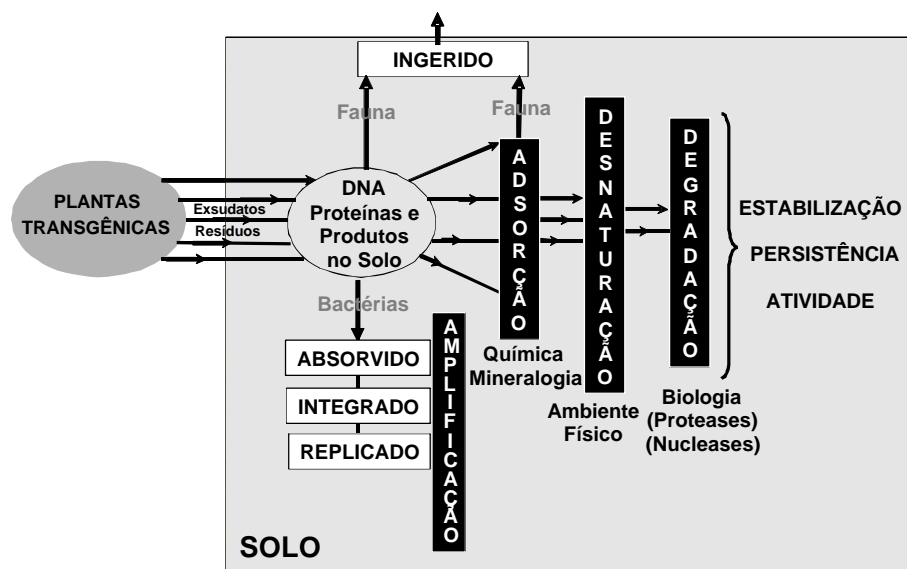
Fonte: Baseado em Moreira & Siqueira (2002).

tantes de modificações nas práticas agrícolas, como mudança no uso de defensivos e práticas culturais.

### ***DNA, fluxo gênico na microbiota e proteínas no solo***

A possibilidade de troca de material genético entre duas espécies distantes geneticamente, ou seja, de fluxo gênico horizontal (FGH), é excelentemente exemplificada pela transferência de material genético da bactéria comum do solo, *Agrobacterium tumefaciens*, para plantas dicotiledôneas, nas quais causa galhas características, em virtude da inserção do plasmídeo *Ti*, capaz de induzir a produção de tumor (Bushman, 2002). Esse é um processo natural e comum, precursor da tecnologia do DNA recombinante para a transformação genética de plantas. Uma das preocupações com a segurança da introdução de DNA transgene no solo é a possibilidade de FGH de plantas transgênicas para organismos e sua disseminação no solo ou para outras plantas. Nos cultivos

transgênicos, o DNA que codifica uma característica de interesse agrícola e produtos da expressão gênica, como proteínas Cry de *Bt*, podem ser introduzidos no solo diretamente, via decomposição da biomassa vegetal, via exsudatos radiculares e deposição de pólen de plantas transgênicas, ou indiretamente, por exemplo, pela aplicação de esterco de animais que se alimentaram dessas plantas (Dale et al., 2002), sendo esta última uma via improvável em consequência da rápida degradação do DNA no trato intestinal ou no próprio esterco. O DNA e as proteínas depositados no solo por plantas transgênicas podem ser absorvidos, integrados e replicados pela microbiota, podem sofrer desnaturação química ou física, ser degradados por heterotróficos, ingeridos pela fauna epigêica ou permanecerem adsorvidos aos colóides, conforme ilustrado na Fig. 7. Segundo Nielsen et al. (1998), o destino e a longevidade do DNA transgene nesse ambiente dependem do tipo de solo e da presença de nucleases e de vários fatores bióticos e abióticos, e o conteúdo e tipo de minerais de argila influenciam a adsorção do DNA à fase sólida do solo e sua suscetibilidade a nucleases.



**Fig. 7.** Rotas de exposição e processos de transformação de DNA, proteínas e produtos de plantas transgênicas no sistema solo-planta-organismos, relacionados à persistência e à atividade dessas moléculas no ambiente.

Fonte: Elaborado com base em Stotzky (2000); Saxena & Stotzky (2003); Siqueira & Trannin (2003).

Estudos de laboratório mostraram que, em 40 dias, cerca de 99,9% do total da seqüência de DNA de tabaco transgênico foi degradado e não houve incorporação do gene exógeno em bactérias do solo (Widmer et al., 1996). Já em condições de campo, a persistência de DNA de tabaco transgênico no solo foi bastante variável, sendo detectado após meses de aplicação por Paget et al. (1998).

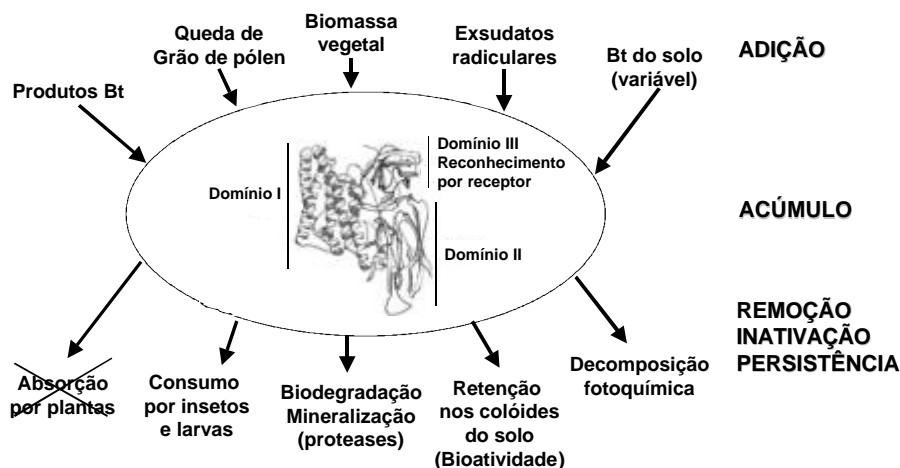
Poucos estudos investigaram a persistência de DNA em dejetos animais (Götz & Smalla, 1997; Smalla, 2000) e em condições de compostagem (Amner et al., 1988; McDonald et al., 1998), mas esses foram suficientes para detectar a presença de plasmídeos íntegros e passíveis de serem transportados para o solo. Tais estudos também verificaram que a permanência do DNA de transgene em esterco depende de sua persistência no trato digestivo do animal. Einspanier (2001) não detectou DNA íntegro em esterco de galinha ou de gado, quando esses animais se alimentaram de grão ou silagem de milho *Bt* (McAllan, 1982), em virtude da alta atividade de nucleases no trato digestivo desses animais. Harrison (1996) também verificou que o DNA de soja tolerante a glifosato incubado em fluido gástrico simulado foi completamente degradado em 15 segundos, indicando a baixa persistência dessas moléculas no trato intestinal e a reduzida possibilidade de transferência ao solo, eliminando, praticamente, os riscos de exposição ambiental por essa rota. Nas avaliações dos potenciais impactos do DNA transgênico, é preciso considerar a quantidade do DNA de origem não transgênica que já existe no solo, tendo-se em conta que muitos dos genes incorporados em culturas transgênicas são originados de bactérias do solo ou mesmo de plantas (Tabela 1) e, portanto, já fazem parte desse ecossistema. Em realidade, grandes quantidades de DNA são lançadas a cada ano no ambiente, por resíduos vegetais e animais e pelos próprios microrganismos (Doerfler & Schubert, 1998).

Embora seja difícil estabelecer valores reais, a quantidade de DNA derivada de culturas transgênicas é muito pequena em relação ao DNA total existente no solo. Também o fato de existir DNA no solo não significa que este esteja em condição de ser amplificado pela biota do solo (Nielsen, 2003). Em solos muito argilosos e ricos em matéria orgânica, a degradação dessas moléculas pode ser reduzida pela adsorção às partículas de argila e ácidos húmicos (Stotzky, 1989; Tebbe & Vahjen, 1993), aumentando sua persistência. Para que haja a transferência de genes de plantas transgênicas para bactérias de solo,

o DNA precisa permanecer livre e inalterado na presença de microbiota competente, para absorvê-lo e integrá-lo ao seu genoma (Fig. 7).

Gebhard & Smalla (1998, 1999) avaliaram a habilidade de *Acinetobacter* sp. BD413 em absorver e integrar o gene  $\delta nptII$ , que confere resistência à canamicina, quando liberado de exsudatos e restos culturais de beterraba transgênica sob condições otimizadas de laboratório. Eles observaram que o DNA persistiu no solo por mais de 2 anos, mas a transferência deste para o *Acinetobacter* sp. ocorreu em frequências extremamente baixas, da ordem de  $5 \times 10^{-9}$  a  $10^{-10}$ , e concluíram que este estudo não pode ser considerado como prova válida de que a transferência genética horizontal de DNA de planta para bactéria de solo ocorre. Na verdade, segundo esses autores, não são conhecidas bactérias competentes no solo em absorver e amplificar os DNAs transgenes já estudados. Nielsen et al. (1998), em revisão ampla e crítica sobre o fluxo gênico de plantas para bactérias, reconhecem que a transferência genética horizontal de plantas para bactérias do solo é possível, mas os dados experimentais não confirmam a ocorrência deste fenômeno no ambiente. A pequena quantidade e a reduzida persistência de DNA transgene livre no solo, a baixa frequência de amplificação pela biota e a vasta diversidade dos procariotos no solo reforçam a idéia de que o fluxo gênico de PGMs para os microrganismos não oferece riscos à ecologia do solo em cultivos transgênicos.

Os principais estudos sobre os efeitos de cultivos transgênicos na ecologia do solo envolvem plantas expressando proteínas Cry de *Bt*, sendo raros aqueles com genes de tolerância a herbicidas. O *Bt* é uma bactéria comum nas plantas e abundante no solo, capaz de produzir naturalmente uma enorme variedade de proteínas com atividades inseticidas específicas (Khetan, 2000). Em cultivos transgênicos, essas toxinas atingem o solo por diferentes vias, em adição à já existente, sendo as principais a deposição por exsudatos radiculares, grãos de pólen e incorporação da biomassa vegetal transgênica após colheita (Fig. 8), onde atuam em diversas interações biológicas e físico-químicas (Saxena & Stotzky, 2003). Tal como ocorre com o DNA, essas proteínas estão sujeitas a processos de remoção, adsorção, degradação e desnaturação, incluindo a ingestão por representantes da fauna, os quais determinam sua persistência e atividade no solo. Como mostrado na Fig. 8, o balanço entre os processos de adição e remoção determina a concentração e o acúmulo dessas proteínas no solo, enquanto as interações químicas e a taxa de biodegradação determinam a persistência das mesmas. No solo, elas são ingeridas por larvas de insetos, degrada-



**Fig. 8.** Estrutura química da  $\delta$ -endotoxina do *Bacillus thuringiensis* (Maagd & Naimov, 2003) e resumo dos principais mecanismos de adição, perdas e acúmulo das toxinas do *Bt* no solo.

das por microrganismos ou pela radiação solar (Crecchio & Stotzky, 2001), mas não são absorvidas pelas raízes (Saxena & Stotzky, 2001b).

Toxinas purificadas ou adicionadas pelas plantas ligam-se rápida e fortemente às partículas de argila e ácidos húmicos do solo, permanecendo em estado livre, suscetível à biodegradação, por curto período de tempo. Os principais estudos sobre o comportamento destas no solo são compilados na Tabela 7. De acordo com Crecchio & Stotzky (2001), a adsorção da toxina de *Btk* é dependente do pH, mas não é influenciada pelo tipo de complexos organominerais à base de montmorilonita-ácidos húmicos-hidroxipolímeros de Al. Esses autores verificaram que a adsorção é máxima em pH próximo ao ponto isoelétrico (pI) da proteína, que ocorre em pH 5,5 (Bietlot et al., 1989). A adsorção decresce em pH > 6,0 e a proteína precipita, tornando-se insolúvel, em pH < 5,0. Em condições de pH do solo, próximos ao do pI da proteína, as forças repulsivas são mínimas, favorecendo a adsorção aos colóides do solo. Portanto, as condições de reação do solo têm grande influência sobre o comportamento dessas proteínas nesse ecossistema. West (1984) observou que a perda de atividade da proteína de *Bt* no solo foi exponencial e ocorreu em

**Tabela 7.** Estudos sobre o comportamento das proteínas de *Bacillus thuringiensis* no solo.

Proteína	Fonte testada	Solo/Condições	Persistência/Dissipação/Atividade	Referência
<i>Bt</i> subsp. <i> aizawai</i> , estirpe HD137	Proteína purificada	Solo com pH 5,2, incubado a 25°C	A perda da atividade é exponencial, $t_{1/2} = 2,7$ a 5,2 dias. A calagem de solo ácido acelera a decomposição	West (1984)
Toxina de <i>Bt</i> subsp. <i> kurstaki</i>	Proteína purificada	Diferentes tipos de solo, com variações em pH e teor de argila	A atividade inseticida reduziu após 35 dias, mas a adição de montmorilonita (2:1) ao solo ácido manteve a persistência da toxina por 6 meses, período maior que em solo caulinitico com pH 5,8 a 7,3.	Tapp & Stotzky (1998)
Cry1Ab	Exsudatos de Milho <i>Bt</i>	Solo arenoso em condições controladas e de campo	A atividade inseticida da toxina na rizosfera não foi influenciada pela adição de caulinita ou montmorilonita após 40 dias	Saxena & Stotzky (2000)
<i>Bt</i> subsp. <i> kurstaki</i>	Toxina purificada	Complexos organo-minerais de solo	Adsorção de 70% na primeira hora e baixa dessorção (< 2%).	Crecchio & Stotzky (2001)
Toxina binária (BICP)	Estirpe PS149B1	Modelagem <i>c/Diabrotica undecimpunctata howard</i> em solo com pH 5,0	Adsorção diminui em pH > 6,0, proteína precipita em pH < 5,0. Degradação segue cinética de primeira ordem e a meia vida da proteína é < 4 dias. Por outros modelos, o tempo para dissipação de 50% da BICP foi < 2 dias	Herman et al. (2002)
Cry1Ab	Proteína liberada nos exsudatos de 12 híbridos de milho <i>Bt</i> (Bt11, MON 802 e 176)	Solo caulinitico silto-arenoso, pH 5,8 e 28 g kg <sup>-1</sup> de matéria orgânica em condições de campo e controladas (40 dias)	Os híbridos não diferiram quanto à atividade inseticida a <i>Manduca sexta</i> e condições de ensaio. A perda de peso das lagartas foi superior a 90% e a mortalidade variou de 37 a 100%, no período de 40 dias, mas a atividade inseticida persistiu por até 180 dias	Saxena et al. (2002)
<i>Bt</i> subsp. <i> kurstaki</i>	Proteína purificada, folhas de algodão <i>Bt</i> Cultivo de algodão por até 6 anos	Solo arenoso com pH 6,8 e 5 g kg <sup>-1</sup> de matéria orgânica	Rápida dissipação nos primeiros 14 dias em laboratório. Após 140 dias detectou-se teores de toxinas menores que 0,1% da concentração inicial. Resultados semelhantes entre formulações <i>Bt</i> e toxina em algodão transgênico	Palm et al. (1996)
Cry1Ac	Vários tipos de solo e regiões dos EUA		Empregando ELISA e bioensaio com <i>Heliothis virescens</i> não detectaram a proteína no solo. Níveis de detecção de 3,68 e 8,0 ng de proteína g <sup>-1</sup> solo. Acúmulo de proteína no solo é extremamente pequeno.	Head et al. (2002)



menos de 10 dias, não sendo alterada pela adição de  $\text{CaCO}_3$  em solo com pH 5,2. Crecchio & Stotzky (2001) verificaram que cerca de 70% da toxina adicionada ao solo é adsorvida na primeira hora de contato com argilominerais, o que favorece a persistência no solo e elimina a possibilidade de lixiviação no perfil (Tapp & Stotzky, 1998; Koskella & Stotzky, 1997; Saxena & Stotzky, 2001a, b).

A adsorção aos colóides do solo não altera a estrutura química das toxinas, mantendo sua atividade inseticida. Ensaios empregando a lagarta-do-tabaco, *Manduca sexta*, mostraram que a atividade inseticida da Cry1Ab de exsudatos de milho é maior no primeiro mês em solo arenoso suplementado com montmorilonita do que em solo com caulinita, mas o efeito do tipo de argila desaparece após 40 dias (Saxena & Stotzky, 2000). No entanto, Tapp & Stotzky (1998) observaram que a toxina de *Btk* purificada manteve a atividade inseticida por mais de 6 meses em um solo caulínico com pH 4,9, mas, quando adicionou-se montmorilonita (6% v/v), houve aumento do pH para 5,8, e a atividade larvicida reduziu após 35 dias. A justificativa dos autores para a menor persistência da toxina em pH mais elevado é de que essa condição favoreceu a degradação pelos heterotróficos. Como a atividade heterotrófica do solo é favorecida pela adição de restos vegetais, os próprios resíduos culturais das PGMs contribuirão para acelerar a dissipação da proteína no solo em cultivos transgênicos (Donegan et al., 1995). Os resultados de Kleiner et al. (1998) relacionando a baixa disponibilidade de N no solo com o aumento na mortalidade de larvas de *Lymantria dispar*, sensíveis à proteína Cry1Aa de *Bt* em *Populus* sp., sugerem que a fertilidade do solo também pode influenciar o comportamento de plantas *Bt*. Em solo de região temperada, com alto conteúdo de argila e baixo pH, a atividade inseticida de toxina purificada foi drasticamente reduzida após 35 dias de aplicação, mas foi detectada até 234 dias (Tapp & Stotzky, 1998). Quando aplicada ao solo via biomassa de milho, a toxina foi detectada até 1 ano após a incorporação dos restos vegetais (Stotzky, 2000). Saxena & Stotzky (2000) verificaram que toxinas imobilizadas conservam a atividade, mesmo após a exposição aos microrganismos, mas sua dissipação no solo é progressiva com o tempo. A persistência no solo, embora contribua para o controle de insetos-alvo, não é desejável, pois aumenta sua exposição ambiental. Head et al. (2002) não detectaram a proteína Cry1Ac em solos coletados dentro e fora de seis campos de algodão *Bt*, nos Estados Unidos, cujos restos culturais foram incorporados por até 6 anos consecutivos.

Eles empregaram análise enzimática que detecta até 3,68 ng g<sup>-1</sup> solo e bioensaio com *Heliothis virescens* (CL<sub>50</sub> de 8 ng g<sup>-1</sup> solo). Herman et al. (2002) também avaliaram a taxa de degradação de proteína binária de *Bt* em bioensaio com *Diabrotica undecimpunctata* e análise cinética. A meia-vida desta proteína, estimada pela cinética de primeira ordem, foi de menos que 4 dias, evidenciando sua rápida dissipação no solo. Empregando modelos baseados em padrões de degradação de pesticidas no solo, a meia-vida da proteína foi inferior a 2 dias. Outro resultado interessante foi relatado por Palm et al. (1996), que verificaram comportamento semelhante quando toxinas de *Bt* são adicionadas ao solo por formulações comerciais dessa bactéria ou por biomassa de algodão transgênico. Com base nesses resultados, pode-se concluir que, embora a atividade inseticida dessas proteínas persista por algum tempo no solo, sua dissipação é muito rápida, resultando em baixa exposição e risco ambiental.

Uma questão de grande interesse prático é conhecer a quantidade de proteína depositada no solo em cultivos transgênicos. Segundo Fearing et al. (1997), a concentração de Cry1Ab na matéria seca de milho varia de 5 a 10 µg g<sup>-1</sup>, sendo detectada em maiores quantidades no pólen e nas folhas durante a antese, decrescendo no final do ciclo da cultura. Com base nesses valores, a quantidade de proteína depositada no solo por uma lavoura de milho é muito pequena, inferior a 10 g ha<sup>-1</sup>, enquanto em pulverizações de produtos à base de *Bt* a concentração de proteína inseticida pode atingir até 40 g ha<sup>-1</sup>, mesmo assim, não sem indicações de qualquer efeito adverso dessa toxina no solo, sendo esses bioinseticidas *Bt* considerados seguros (Addison, 1993). Como a quantidade de toxina adicionada por um cultivo transgênico é menor que a ocorrida em pulverizações com bioinseticidas *Bt* e a proteína é pouco tóxica (Betz et al., 2000) e se dissipa rapidamente no solo, na maioria das situações, o plantio de cultivares transgênicos expressando essas toxinas é seguro e não exerce impactos negativos sobre os organismos do solo.

### ***Efeitos sobre organismos e processos biológicos do solo***

Como ilustrado na Fig. 6 e já mencionado, os organismos do solo desempenham funções essenciais e, por isso, são indicadores sensíveis da qualidade do solo (Tótola & Chaer, 2002), de modo que qualquer prática de manejo que interfira nesses pode afetar a produtividade e a sustentabilidade dos agrossistemas (Moreira & Siqueira, 2002). Os cultivos transgênicos podem causar alterações

diretas e indiretas sobre os organismos do solo e sobre alguns processos por eles mediados (Fig. 4), particularmente alterando os exsudatos radiculares que interferem, por exemplo, na nodulação, na micorrização e no estabelecimento de relações patogênicas. A quantidade e o tipo de resíduo orgânico exercem grande influência na biomassa microbiana e em sua atividade, o que, por sua vez, tem relação estreita com processos bioquímicos que ocorrem no solo. Portanto, se a introdução de PGMs alterar as características biológicas do solo, esses cultivos podem, em longo prazo, ter sua segurança comprometida.

Estudos relacionados aos efeitos das PGMs e dos produtos gênicos sobre organismos e processos do solo concentram-se especialmente nas proteínas Cry, que, em geral, revelam ausência de efeitos adversos (Tabela 8). Koskella & Stotzky (2002), empregando várias toxinas *Bt* purificadas e adicionadas em meios de cultura em concentrações de até 10  $\mu\text{g mL}^{-1}$ , evidenciaram a baixa toxicidade dessas proteínas para representantes de vários grupos de microrganismos, fato esse também confirmado em outros estudos. Donegan et al. (1995) observaram que a incorporação da biomassa de algodão, convencional ou expressando Cry1Ac, aumentou temporariamente as populações de bactérias e fungos do solo, enquanto Cry1Ab adicionada via biomassa ou purificada não teve efeito. Os efeitos das proteínas Cry têm sido também avaliados em diferentes espécies de invertebrados do solo, mas impactos negativos sobre a biologia desses animais não foram detectados. Resultados semelhantes foram relatados para processos do solo, exceto para a atividade da nitrogenase, que se mostrou sensível à aplicação de glifosato. Em relação aos efeitos sobre a fauna do solo, é preciso considerar a alta especificidade dessas toxinas e a necessidade de ingestão, para serem ativadas no trato gastrointestinal (Khetan, 2000). Tal como verificado para lagartas em bioensaios, quando as toxinas estão adsorvidas aos colóides do solo, elas podem manter a atividade ao serem ingeridas por minhocas e colêmbolas, que são espécies indicadoras dos efeitos ecológicos adversos no ambiente (Stotzky, 2000). Segundo U.S. EPA (Estados Unidos, 2001a, b) as concentrações não tóxicas (CNT) podem variar em função do tipo de proteína Cry. Para Cry1Ab, por exemplo, a CNT para minhocas e colêmbolas é superior a 200  $\text{mg kg}^{-1}$  de solo, enquanto a Cry9c, que não é mais comercializada, é muito mais tóxica para as minhocas. Nesses estudos, as comparações feitas entre CNT e concentração ambiental estimada (CAE) de material de milho *Bt* adicionado ao solo indicaram que a possibilidade das toxinas Cry causarem efeitos adversos é inexistente ou muito baixa, porque a CAE na

**Tabela 8.** Principais estudos dos efeitos de plantas transgênicas ou de produtos da expressão gênica sobre organismos e processos do solo.

Transgene/gene ou produto	Organismos estudados	Principal efeito observado/conclusões	Referência
	<b>Bactérias/Actinomicetos</b>		
Algodão Cry1Ab e Cry1Ac	Contagem total no solo	Adição de biomassa transgênica não teve efeito ou estimulou o crescimento bacteriano	Donegan et al. (1995)
Beterraba (gene nptII de resistência à canamicina)	Acinetobacter sp. BD 413 como receptor	Transferência horizontal ocorreu em frequência muito baixa ( $10^{-6}$ a $10^{-10}$ ) e em condições controladas	
Canola tolerante a glifosato	Bactérias endofíticas e rizosféricas (aproximadamente 2300 isolados)	Houve alteração na diversidade de bactérias rizosféricas, mas sem relação direta com a transgenia da canola	Gebhard & Smalla (1999)
Batata GNA (Proteção a insetos)	Bactérias rizosféricas	Houve modificações transitórias na densidade rizosférica, mas sem efeito na cultura subsequente	Siciliano & Germida (1999) Griffiths et al. (2000)
Milho Cry1Ab	Contagem total no solo (actinomicetos)		Saxena & Stotzky (2001a)
Várias toxinas Cry purificadas	Cianobactéria: <i>Oscillatoria</i> sp., bactérias Gram <sup>+</sup> e Gram <sup>-</sup>	Exsudatos radiculares e biomassa sem efeito sobre UFC	
Soja tolerante a glifosato	Biodiversidade no solo	Sem efeito no crescimento in vitro, em concentrações de até 10 mg mL <sup>-1</sup>	Koskela & Stotzky (2002)
	<b>Fungos</b>	Comunidades microbianas em soja RR e convencional apresentaram alta similaridade	Andrade-Filho et al. (2003)
	<b>Fungos</b>		
Algodão Cry1Ab e Cry1Ac	Contagem total no solo	Aumento transitório na população com a adição de biomassa Cry1Ac e ausência de efeito para Cry1Ab	Donegan et al. (1995)
Milho Cry1Ab	Contagem total no solo	Exsudatos radiculares e biomassa sem efeito na formação de colônias	Saxena & Stotzky (2001a)
Várias toxinas Cry purificadas	<i>Rhizopus nigricans</i> , <i>Cunninghamella elegans</i> , <i>Aspergillus niger</i> ; <i>Penicillium</i> sp., <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , <i>Candida albicans</i> , <i>Fusarium solani</i>	Sem efeito no crescimento in vitro, em concentrações de até 10 mg mL <sup>-1</sup>	Koskela & Stotzky (2002)

Continua...

**Tabela 8.** Continuação.

Transgene/gene ou produto	Organismos estudados	Principal efeito observado/conclusões	Referência
Soja tolerante a glifosato	<i>Fungos micorrízicos</i>	A colonização não diferiu entre cultivares transgênicos e não transgênicos	Andrade-Filho et al. (2003)
Várias toxinas Cry purificadas	<b>Algas</b> Euglena, Chlamydomonas, Oedogonium	Sem efeito no crescimento in vitro, em concentrações de até 10 mg mL <sup>-1</sup>	Koskela & Stotzky (2002)
Milho Cry1Ab	<b>Fauna</b> Porcelio scaber (decompositor) e colonizadores de serrapilheira	Biomassa de planta Bt sem efeito sobre decomposição, peso e reprodução do <i>P. scaber</i>	Escher et al. (2000)
Milho Cry1Ab, Cry1Ac e Cry9c	Minhocas e colêmbolas	Concentrações Ambientais Estimadas (CAE) de toxinas são muito inferiores às concentrações tóxicas no solo	Estados Unidos (2001a)
Milho Cry1Ab	Lumbricus terrestris	Não houve efeito negativo da biomassa de milho Bt	Zwahlen et al. (2001; 2003)
Milho Cry1Ab	Lumbricus terrestris	A adição de exsudatos radiculares e biomassa de milho Bt ao solo não teve efeito na mortalidade e peso de minhocas	Saxena & Stotzky (2001a)
Milho Cry1Ab	Protozoários e nematóides	A adição de exsudatos radiculares e biomassa de milho Bt ao solo não teve efeito na multiplicação in vitro	Saxena & Stotzky (2001a)
Milho tolerante a glifosato	Besouros e colêmbolas	Maior população em áreas com milho transgênico	Brooks et al., (2003)
Milho Cry1Ab	<b>Processos biológicos do solo</b> Fosfatases, desidrogenases, proteases e arilsulfatases	A adição de biomassa ao solo não teve efeito consistente na atividade enzimática	Stotzky (2000)
Soja tolerante a glifosato	Atividade da nitrogênase/FBN	Aplicação de glifosato reduz a atividade da Nitrogênase em condições de déficit hídrico	King et al. (2001)
Soja tolerante a glifosato	Rizóbio e nodulação	Não houve diferença entre os sistemas RR e convencional	Andrade-Filho et al. (2003)

camada arável do solo é muito inferior a CNT para esses invertebrados. Para a Cry9c, por exemplo, a CAE é de 0,11 mg kg<sup>-1</sup> de solo na camada de 15 cm, enquanto a CNT para minhocas é de até 1,84 mg kg<sup>-1</sup> de solo (Estados Unidos, 2001a, b). Isso corrobora os resultados disponíveis, que mostram ausência de efeitos sobre importantes membros da fauna do solo (Tabela 8). Saxena & Stotzky (2001a) detectaram a toxina no intestino e dejetos de minhocas alimentadas com resíduos ou solo contendo a mesma e verificaram que a toxina adsorvida ao solo e ingerida foi eliminada em 2 a 3 dias após a transferência das minhocas para um solo sem toxinas. Portanto, essas toxinas não acumulam no trato intestinal de *Lumbricus terrestris*. Escher et al. (2000) não verificaram efeito da biomassa do milho Cry1Ab em populações do decompositor *Porcellio scaber* e de microrganismos colonizadores de serapilheira. O baixo teor relativo das proteínas Cry na planta, de 0,01% a 0,02% do total de proteína solúvel (Strizhov et al., 1996), contribui para a ausência de efeitos da biomassa de plantas *Bt* sobre esses organismos.

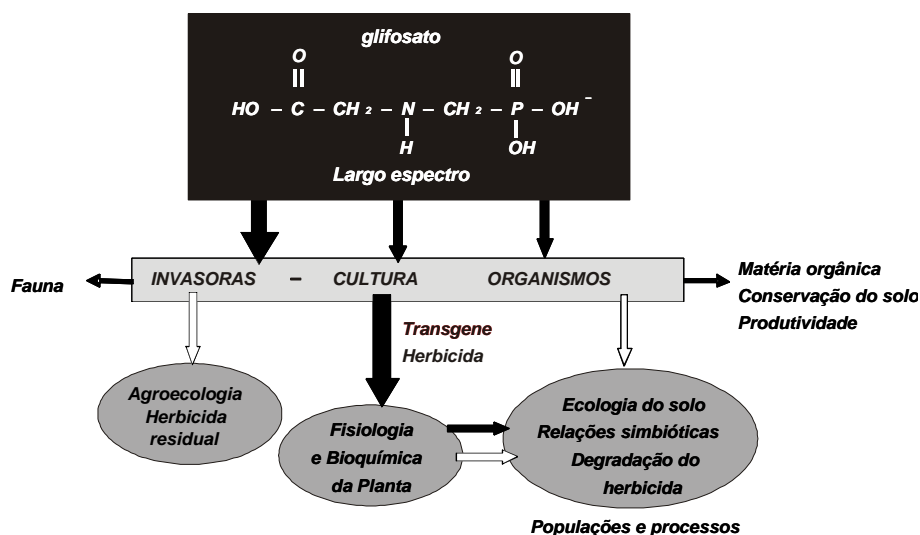
A decomposição dos restos vegetais é um processo importante para manter a qualidade produtiva do solo (Fig. 6) e alterações nesse processo podem ter reflexos negativos na sustentabilidade. Um dos fatores que influenciam a taxa de decomposição é a composição dos restos vegetais, em especial, o teor de lignina (Moreira & Siqueira, 2002). Faust (1999) relata que não há diferença nos teores de lignina de silagem de milho MON 810 (*Bt*) e seu isogênico, mas dois outros estudos (Masoero et al., 1999; Saxena & Stotzky, 2001b) encontraram maior teor de lignina em híbridos de milho *Bt* em relação a seus isogênicos convencionais. Saxena & Stotzky (2001b), embora sem qualquer evidência, consideram que esse seja um efeito pleiotrópico do milho *Bt*. O maior teor de lignina representa maior resistência das plantas ao tombamento e menor taxa de decomposição dos restos vegetais (Tovar-Gomes et al., 1997) na superfície do solo, o que é vantajoso no sistema de plantio direto em áreas tropicais de inverno seco, por manter a palhada e reduzir a suscetibilidade do solo aos processos erosivos na época chuvosa. Do ponto de vista agroecológico, isso pode ter outras implicações. A lignina é o maior componente estrutural das células vegetais (Halpin et al., 1994) e seu aumento nas folhas pode, por exemplo, afetar a dinâmica das populações de herbívoros desfolhantes (Gardner et al., 1999). Isso pode aumentar a resistência da planta a pragas secundárias e diminuir a suscetibilidade a fungos infestantes (Masoero et al., 1999), o que seria uma vantagem das PGMs. Por sua vez, argumenta-se que a decomposi-

ção mais lenta dos restos vegetais transgênicos pode aumentar a exposição de organismos não-alvo à toxina e também favorecer a seleção de resistência em organismos-alvo. Isso, no entanto, é uma mera possibilidade, fundamentada em princípios básicos e ainda não evidenciada até o momento. Deve-se ressaltar que a rotação de culturas, essencialmente praticada em qualquer agrossistema, pode minimizar os efeitos da eventual alteração do teor de lignina no cultivo transgênico.

Os resultados da pesquisa científica mostram que o cultivo de PGMs expressando proteínas Cry pode causar pequenas alterações biológicas no agrossistema. No entanto, estas são de rara ocorrência, de reduzida magnitude e sem conseqüências deletérias à biota e aos processos biológicos do solo, não havendo, até o momento, evidência de riscos reais ao ecossistema solo.

Nos agrossistemas empregando PGMs tolerantes a herbicidas, a ênfase tem sido para os efeitos indiretos dos herbicidas, para os quais a cultura é tolerante, e não propriamente daqueles causados pelos transgenes que, em sua maioria, são originados de bactérias de ocorrência comum no solo, como *Streptomyces* e *Agrobacterium*, ou mesmo de plantas (Tabela 1). No caso dessas plantas transgênicas, o produto da expressão gênica são enzimas ligadas ao metabolismo da planta ou mecanismo de ação do herbicida e não à produção de toxinas (Gianessi et al., 2002). Em lavouras com cultivares tolerantes a glifosato, por exemplo, o herbicida é aplicado em pós-emergência, atuando diretamente no sistema planta-daninha-cultura-organismos, onde atua seletivamente, eliminando as plantas daninhas sem causar danos diretos à cultura (Fig. 9). Já nos cultivos convencionais, geralmente empregam-se herbicidas com ação pré-emergente, aplicados em solo descoberto e, posteriormente, herbicidas de pós-emergência. Como ilustrado na Fig. 9, em cultivos transgênicos, o forte efeito dos herbicidas sobre plantas daninhas pode interferir indiretamente na fauna do agrossistema, como pássaros (Champion et al., 2003), e na ecologia das invasoras. Na PGM, as mudanças fisiológicas que garantem a tolerância aos herbicidas podem afetar a biota associada, em virtude das alterações na qualidade dos exsudatos. A aplicação do herbicida também tem efeitos diretos sobre a biota e processos bioquímicos do solo, e indiretos sobre a deposição de matéria orgânica na superfície do solo.

Mudanças quantitativas ou qualitativas na dinâmica das plantas daninhas, em decorrência do uso de herbicidas, têm reflexos sobre a cultura e



**Fig. 9.** Efeitos diretos (setas cheias) e indiretos (setas vazias) da aplicação de glifosato (N-fosfonometil glicina) sobre a agroecologia e os processos biológicos do solo em cultivos transgênicos.

Fonte: Modificado de Siqueira & Trannin (2003).

organismos do agrossistema, independentemente do emprego de cultivares transgênicas (Robinson & Sutherland, 2002). Culturas tolerantes ao glifosato representam a maior extensão dos cultivos transgênicos no mundo, reflexo do grande interesse comercial e das vantagens aos agricultores (James, 2003), mas a adoção progressiva tem gerado preocupações em relação aos eventuais efeitos ambientais. Quando esse herbicida é aplicado na cultura, parte é diretamente absorvida e acumulada nas plantas e parte atinge o solo. O acúmulo do herbicida nos tecidos vegetais contribui para reduzir sua disponibilidade no ambiente. O glifosato é um composto orgânico dipolar e, por isso, apresenta rápida e alta taxa de adsorção aos óxidos de Fe e Al e à matéria orgânica do solo, como evidenciado em diversos estudos, inclusive em solos brasileiros, nos quais a dessorção praticamente não ocorre, mantendo baixas a mobilidade e a disponibilidade desse composto na solução do solo (Prata et al., 2000). A fração disponível no solo é rapidamente degradada, apresentando baixa persistência e potencial de lixiviação em ambientes tropicais, conforme revelam os resultados de Araújo et al. (2003). Estes autores verificaram que em um solo Argissolo Ver-



melho-Amarelo textura média, da região de Piracicaba, SP, a meia-vida do glifosato foi de apenas 8 a 9 dias e não houve influência do histórico de uso do produto. Já em Latossolo Argiloso, de Londrina, PR, essa foi um pouco maior, 12 dias, no solo sem aplicação prévia de glifosato e de 22 dias naquela com 11 anos de aplicação do produto. Ainda que a meia-vida tenha aumentado no solo com o histórico de aplicação do produto, a persistência do glifosato nas condições de solos brasileiros é considerada muito baixa diante de situações relatadas para a América do Norte, onde, segundo Cox (1998), esse produto pode permanecer por mais de 100 dias.

Em virtude da ação de amplo espectro, a aplicação pós-emergência de produtos à base de glifosato representa uma boa alternativa de manejo agrônomico com vantagens técnicas e econômicas, pois aumenta a deposição de material orgânico na superfície do solo, tão desejada no lagrossistema (Cox, 1998). De fato, esse herbicida já era amplamente empregado como dessecante não seletivo em todo o mundo, antes da adoção dos cultivos transgênicos. Nos Estados Unidos, é utilizado há mais de 30 anos e tem seu uso crescente no Brasil, onde, segundo dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis – Ibama (2003) –, o consumo anual passou de 36 mil toneladas, em 1998, para 44,5 mil toneladas do ingrediente ativo, em 2001, um acréscimo de 23% em apenas 3 anos. Como visto, o glifosato é rapidamente degradado ou ligado aos colóides do solo, exercendo, com raríssimas exceções, efeitos danosos à biota ou processos biológicos, como revelam estudos realizados nas mais diversas condições (Souza et al., 1996; Busse et al., 2001; Araújo et al., 2003; Andréa et al., 2003). Na verdade, são frequentes os casos de estímulo à atividade microbiana em solos que receberam esse produto, o que facilita sua degradação (Quinn et al., 1988) sem acúmulo de qualquer produto ou metabólito no solo (Araújo et al., 2003). Segundo Moorman et al. (1992), a concentração de glifosato na camada superficial do solo é, em média, de 1 mg kg<sup>-1</sup> solo para pulverização de 1,12 kg ha<sup>-1</sup>, mas concentrações de até 20 mg kg<sup>-1</sup> de solo não têm efeito sobre certas bactérias do solo, confirmando sua baixa toxicidade. Entretanto, o glifosato, que atua na síntese de aminoácidos das plantas e expressão do gene de tolerância inserido causa alterações fisiológicas na planta, podendo interferir nas relações do agrossistema (Fig. 9).

No caso de leguminosas, como a soja, é de especial interesse a simbiose com rizóbio, cujos estágios iniciais do estabelecimento da associação são con-

trolados por metabólitos secundários exsudados na rizosfera, como os isoflavonóides (Siqueira et al., 1991). De fato, dados compilados por Cox (1998) mostram que a aplicação de 1,1 a 5,6 kg ha<sup>-1</sup> de Roundup pode inibir, ainda que moderadamente, a nodulação e interferir na atividade da nitrogenase na soja. Entretanto, dos herbicidas mais utilizados na agricultura, o glifosato é o menos tóxico para a nodulação e FBN (Mallik & Tesfai, 1985; Eberbach & Douglas, 1989). King et al. (2001), trabalhando com cultivares de soja RR, verificaram que a aplicação parcelada de glifosato em doses elevadas (5,04 a 8,4 kg ha<sup>-1</sup>) diminuiu o crescimento radicular e a nodulação, reduzindo a atividade da nitrogenase, em condições de déficit hídrico no solo, causando queda de produtividade de até 25%, o que ocorreu apenas em condições de déficit hídrico no solo. Os dados dos autores indicam que *Bradyrhizobium japonicum* é mais sensível ao déficit hídrico que ao herbicida. Como o estudo só comparou cultivares transgênicas, não se pode concluir que esses efeitos sejam decorrentes exclusivamente da transgenia. Certamente, se a FBN for afetada em condições de plantio comercial no Brasil, haverá desvantagem na adoção das cultivares transgênicas. No entanto, os relatos preliminares de AndradeFilho et al. (2003) indicam não haver diferenças para nodulação entre a soja RR e a cultivada no sistema convencional. Em condições de meio de cultura, concentrações de glifosato equivalentes a doses recomendadas para aplicação em campo reduziram, em média, 20% a atividade da nitrogenase em bactérias diazotróficas de vida livre (Santos & Flores, 1995). Isso entretanto, ainda não foi avaliado a campo.

Siciliano & Germida (1999) verificaram alterações na composição das comunidades de bactérias endofíticas e rizosféricas em canola (*Brassica nigra*) resistente a glifosato, mas concluíram que essas foram dependentes da cultivar e não diretamente da transgenia da planta. Uma das grandes preocupações com a adoção desses cultivos são os efeitos do uso prolongado de produtos com o mesmo princípio ativo, o que pode causar alterações no agrossistema. Isso, no entanto, pode ser contornado pela adoção de medidas preventivas. Quanto aos impactos potenciais no solo, deve-se considerar a extraordinária diversidade metabólica de sua biota e o fenômeno da “degradação acelerada”, resultante do uso continuado de um mesmo composto, os quais contribuem para o tamponamento biológico (resiliência) do solo (Moreira & Siqueira, 2002). Mesmo sendo empregado em larga escala há mais de 30 anos, não há evidências de efeitos danosos desse produto à microbiota do solo (Busse et al., 2001), que

apresenta ampla capacidade de degradar esse produto usando-o como fonte de nutrientes, especialmente de P (Liu et al., 1991). Deve-se ressaltar que, no estudo de Andréa et al. (2003), aplicações sucessivas de glifosato ao solo causaram pequeno aumento na meia-vida do produto em condições de laboratório, não evidenciando, portanto, a degradação acelerada. Possivelmente, o tempo de exposição (dias) não foi suficiente para que a população microbiana desenvolvesse mecanismos de adaptação.

Deve-se considerar que a biota do solo encontra-se sob constantes interferências causadas por mudanças ambientais, disponibilidade de energia e deposição de fatores adversos, que geram variações quantitativas e qualitativas nas populações, em tempo e espaço (Siqueira et al., 1994). As alterações causadas pelos cultivos transgênicos sobre esta são raras, transitórias, de baixa intensidade e, apesar de ainda não completamente entendidas, como se verifica para a própria biologia do solo, não há evidência da existência de riscos reais a esse componente do agrossistema. (Siqueira et al., 1994). As alterações causadas pelos cultivos transgênicos são raras e, apesar de ainda não completamente entendidas, como se verifica para a própria biologia do solo, não há evidência da existência de riscos reais a esse ecossistema. A análise dos resultados disponíveis indica que as modificações relatadas para organismos e processos do solo não diferem em qualidade e magnitude daquelas causadas por outras ações antrópicas e variações naturais do solo. A complexidade biológica e funcional do solo contribui para minimizar os eventuais riscos da introdução dos cultivos transgênicos aqui enfatizados.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de relativamente recente, o cultivo em larga escala de PGMs expressando características de interesse agrônomo já é uma realidade na agricultura mundial. Essas oferecem inúmeras vantagens em relação às cultivares convencionais, destacando-se aquelas protegidas contra pragas lepdópteras e tolerantes ao glifosato, em especial, milho e algodão *Bt* e a soja tolerante ao glifosato, culturas essas de importância para o Brasil, que atualmente ocupa posição de destaque na produção mundial de grãos. O plantio de cultivares transgênicas pode facilitar o manejo da cultura, reduzir a necessidade de defensivos agrícolas, diminuir as perdas de produção e reduzir os custos, mas mesmo tendo passado

por amplo e rigoroso processo de análise de risco antes da liberação comercial, os cultivos transgênicos têm despertado críticas veementes quanto à sua segurança.

No âmbito da segurança ambiental, os aspectos mais preocupantes são: o fluxo gênico e disseminação do transgene, os efeitos das proteínas expressas nas PGMs sobre os componentes bióticos do agrossistema e os efeitos indiretos resultantes de mudanças nas práticas agrícolas. No caso da soja e do milho transgênico no Brasil, não há risco de fluxo gênico horizontal por não haver espécies silvestres conhecidas compatíveis com essas culturas, que são exóticas no País, o que não ocorre para o algodão, que possui espécies nativas compatíveis em algumas regiões. No milho, pode haver fluxo gênico vertical via polinização cruzada, sendo esse fato muito limitado na soja, que é autógama e tem baixa taxa de autofecundação. As cultivares comerciais apresentam estágio de domesticação muito avançado e não sobrevivem naturalmente sem a ajuda do homem, dificultando a dispersão do transgene. Existe risco de fluxo gênico para as lavouras convencionais, mas este pode ser facilmente manejado por isolamento espacial e temporal, no caso do milho, isolamento espacial, no caso da soja, e o estabelecimento de zona de exclusão, no caso do algodão. Além do mais, a persistência do transgene dependerá de vantagens adaptativas ao meio ambiente em relação à população receptora.

Outra preocupação com a segurança dos cultivos transgênicos são os potenciais efeitos das proteínas expressas, particularmente, das Cry de *Bacillus thuringiensis*, que é uma bactéria de ocorrência natural no ambiente (solo e fitosfera). Essas proteínas, que são o princípio tóxico de controle de pragas, atuam com alta especificidade, ocorrem em baixas concentrações na planta, apresentam baixa persistência no solo (biodegradável) e têm toxicidade reduzida para organismos não-alvo. Por essas razões, não representam riscos de impacto ambiental. No caso da proteína expressa em plantas tolerantes ao glifosato (CP4-EPSPS), esta é comum na natureza, pois o gene que a codifica é originado da bactéria de solo, *Agrobacterium* sp. CP4. Essa proteína é prontamente biodegradável e atóxica aos organismos não-alvo, não oferecendo riscos ao meio ambiente.

Tem sido apontado que os cultivos transgênicos afetam a biodiversidade. Isso pode ocorrer em certas situações, mas, pelo fato de reduzir o uso de defensivos agrícolas, há, na verdade, menor impacto sobre os organismos e

seus processos no agrossistema. Por sua vez, o uso prolongado de plantas *Bt* e tolerantes ao glifosato pode favorecer o desenvolvimento de ecotipos de insetos e de plantas daninhas resistentes, se cuidados especiais, preconizados para o uso da tecnologia, como a rotação de culturas, estabelecimento de áreas de refúgio e zonas de exclusão, não forem empregados adequadamente. É importante salientar que esses efeitos potenciais são dependentes das condições ecológicas e ambientais. Por exemplo, enquanto certas pragas são bastante específicas em certas condições climáticas, a *Spodoptera frugiperda* tem mais de 60 hospedeiros no Brasil. Isso contribui para minimizar o desenvolvimento de formas resistentes à proteína *Bt*. No caso dos organismos do solo, as toxinas do *Bt* são praticamente atóxicas para a maioria destes. Além disso, a concentração ambiental estimada encontrada no solo é muito baixa em relação a concentrações não tóxicas determinadas em ensaios controlados. Há, no entanto, indicações de que o uso de glifosato no cultivo de soja tolerante a esse herbicida pode reduzir a nodulação e a fixação biológica de nitrogênio, o que, caso aconteça, não implica qualquer risco adicional dessa tecnologia, mas resulta em desvantagens para a sojicultura brasileira, que terá que recorrer a adubação nitrogenada para compensar a queda na fixação do  $N_2$  atmosférico, diminuindo a competitividade da soja no mercado internacional. O efeito inibitório dos herbicidas na nodulação das leguminosas é bastante conhecido e o glifosato está entre os de menor atividade, pois só ocorre inibição do rizóbio ou da nodulação em concentrações bem maiores que aquelas normalmente aplicadas no campo. Além disso, o rizóbio que nodula a soja apresenta ampla diversidade e comportamento variado em relação aos fatores ambientais. Isolados de rizóbio tolerantes a vários fatores, incluindo herbicidas, já são conhecidos. Estes podem ser selecionados para inoculação em cultivares transgênicas resistentes a glifosato. A análise dos resultados dos estudos mais importantes sobre os efeitos e eventuais danos ambientais dos cultivos transgênicos utilizando PGMs, tolerantes ao glifosato e protegidas contra insetos, revela que esses podem causar alterações nas características relacionadas à funcionalidade do agrossistema. Essas alterações, no entanto, não são, em sua maioria, inerentes à transgenia dos cultivares, não diferem em natureza e magnitude daquelas observadas em cultivos convencionais e oferecem riscos desprezíveis ao meio ambiente. Por medidas de precaução, mesmo os cultivos com PGMs liberadas para comercialização (desregulamentados), como ocorre nos Estados Unidos, exigem que os agricultores assinem termos de compromisso assegurando que as práticas preconiza-

das para o uso correto da tecnologia serão cumpridas. Dentre essas práticas, estão a rotação de culturas com cultivares não transgênicas ou com outras espécies, o estabelecimento de áreas ou lavouras-tampão e áreas de refúgio, no caso de PGMs expressando genes do *Bt*. Em outras situações, como ocorreu com a liberação da soja RR no Brasil, recomendou-se um amplo monitoramento desses cultivos por 5 anos. Um estudo piloto da avaliação ambiental da soja RR no Brasil, desenvolvido por uma equipe de 25 especialistas de diferentes instituições, mostra ainda que, baseado em resultados parciais, esse cultivo não teve efeito adverso detectável ao meio ambiente, indicando tratar-se de uma tecnologia segura diante dos padrões atuais de produção agrícola no Brasil.

## REFERÊNCIAS

- ABUD, S.; SOUZA, P. I. M.; MOREIRA, C. T.; FARIA NETO, A. L.; VIANNA, G. R.; ANDRADE, R. M. A.; NUNES JÚNIOR, J.; RECH, E. L.; MONTEIRO, P. M. F. O.; ARAGÃO, F. J. L. Distance of flow in transgenic BR00-65515 and the non transgenic soybean in the Cerrado Region, Brazil. In: MOSCARDI, F.; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SARAIVA, O. F.; GALERANI, P. R.; KRZYZANOWSKI, F. C.; CARRÃO-PANIZZI, M. C. (Ed.). **World soybean research conference**. Londrina: Embrapa Soja, 2004. p. 110-111. (Embrapa Soja. Documentos 228).
- ADDISON, J. A. Persistence and non target effects of *Bacillus thuringiensis* in soil: a review. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 23, p. 2329–2342, 1993.
- ALLARD, R. W. **Principles of plant breeding**. 2. ed. Nova York: John Wiley, 1999. 254 p.
- ALTIERI, M. A. The ecological impacts of transgenic crops on agroecosystem health. **Ecosystem Health**, Malden, v. 6, n. 1, p. 13–23, 2000.
- AMNER, W.; McCARTHY, A. J.; EDWARDS, C. Quantitative assessment of factors affecting the recovery of indigenous and released thermophilic bacteria from compost. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 54, p. 3107–3112, 1988.
- ANDOW, D. A.; IVES, A. R. Monitoring and adaptive resistance management. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, p. 1378–1390, 2002.

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

ANDRADE FILHO, G.; BERGER, G. U.; FAVORETTO, L. R. G.; LAVRIK, P. B. **Soja Roundup Ready®**: estudo piloto de avaliação ambiental no Brasil. São Paulo, Monsanto, 2003. 38 p.

ANDRÉA, M. M. de; PERES, T. B.; LUCHINI, L. C.; BAZARIN, S.; PAPINI, S.; MATALLO, M. B.; SAVOY, V. L. T. Influence of repeated applications of glyphosate on its persistence an soil bioactivity. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 11, p. 1329-1335, 2003.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R.; ABARKELI, R. B. Effect of glyphosate on the microbial activity of two brazilian soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, p. 799–804, 2003.

BETZ, F. S.; HAMMOND, B. G.; FUCHS, L. R. Safety and advantages of *Bacillus thuringiensis*-protected plants to control insect pests. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, San Diego, v. 32, p. 156–173, 2000.

BIETLOT, H.; CAREY, P. R.; CHOMA, C.; KAPLAN, H.; LESSARD, T.; POZSGAY, M. Facile preparation and characterization of the toxin from *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*. **Biochemical Journal**, London, v. 260, p. 87–91, 1989.

BIGNOTTO, E. **A seleção gamética por meio da posição de semente na espiga de milho**. 2002. 58 p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Genética e Melhoramento de Plantas, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

BORÉM, A.; RAMALHO, M. A. P. Escape gênico e impacto ambiental. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, Uberlândia, v. 5, n. 28, p. 44-47, 2002.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. Comissão Técnica Nacional de Biossegurança. **Legislação**: curso de biossegurança para gestores e analistas em C&T. Brasília, 2001. 245 p. (Cadernos de Biossegurança. 1).

BROOKS, D. R. et al. Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. I. Soil-surface-active invertebrates. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B**, London, v. 358, p. 1847-1862, 2003.

BURKNESS, E. C.; HUTCHISON, W. D.; WEINZIERL, R. A.; WEDBERG, J. L.; WOLD, S. J.; SHAW, J. T. Efficacy and risk efficiency of sweet corn hybrids expressing a *Bacillus thuringiensis* toxin for Lepidopteran pest management in the Midwestern US. **Crop Protection**, Surrey, v. 21, p. 157–169, 2002.

BUSHMAN, F. **Lateral DNA transfer-mechanisms and consequences**. Spring Harbor: Coldspring Press, 2002. 464 p.

BUSSE, M. D.; RATCLIFF, A. W.; SHESTAK, C. J.; POWERS, R. F. Glyphosate toxicity and the effects of long-term vegetation control on soil microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1777-1789, 2001.

CARPENTER, J.; FELSOT, A.; GOODE, T.; HAMMIG, M.; ONSTAD, D.; SANKULA, S. **Comparative environmental impacts of biotechnology-derived and traditional soybean, corn, and cotton crops**. Ames: Council for Agricultural Science and Technology, 2002.

CARRIÈRE, Y.; ELLERS-KIRK, C.; SISTERTON, M.; ANTILLA, L.; WHITLOW, M.; DENNEHY, T.J.; TABASHNIK, B. E. Long-term regional suppression of pink bollworm by *Bacillus thuringiensis* cotton. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 100, n. 4, p. 1519-1523, 2003.

CASSMAN, K.G. Ecological Intensification of cereal production systems: yield potencial, soil quality and precision agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 96, p. 5952-5959, 1999.

CHAMPION, G.T. et al. Crop management and agronomic context of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B**, London, v. 358, p. 1801-1818, 2003.

CHASSY, B. M. Food safety evaluation of crops produced through biotechnology. **Journal of te American College Nutrition**, New York, v. 21, n. 3, 166S-173S, 2002.

CHEN, J. S. Transgenic crops for insect resistance. In: MOSCARDI, F; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SARAIVA, O. F.; GALERANI, P. R.; KRZYZANOWSKI, F. C.; CARRÃO-PANIZZI, M. C. (Ed.). **World soybean research conference**. Londrina: Embrapa Soja, 2004. p. 369-377. (Embrapa Soja. Documentos 228).

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. VAN DEN. The value of the word's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.



Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

COX, C. Glyphosate factsheet. **Journal of Pesticide Reform**, v. 108, n. 3, fall 1998 and revised 2000. Disponível em: <<http://www.Mindfully.org/pesticide/Roundup-Glyphosate-Factsheet-Cox.html>>. Acesso em: 19 fev. 2002.

CRAWLEY, M. J.; BROWN, S. L.; HAILS, R. S.; KOHN, D. D.; REES, M. Transgenic crops in natural habitats. **Nature**, London, v. 409, p. 682–683, 2001.

CRECCHIO, C.; STOTZKY, G. Biodegradation and insecticidal activity of the toxin from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* bound on complexes of montmorillonite-humic acids-Al hydroxypolymers. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 573–581, 2001.

DALE, P. J.; CLARKE, B.; FONTES, E. M. G. Potential for the environmental impact of transgenic crops. **Nature Biotechnology**, New York, v. 20, p. 567–574, 2002.

DOERFLER, W.; SCHUBBERT, R. Uptake of foreign DNA from the environment: the gastrointestinal tract and the placenta as portals of entry. **Weiner Klinische Wochenschrift**, v. 110, n. 2, p. 40–44, 1998.

DONEGAN, K. K.; PALM, C. J.; FIELAND, V. J.; PORTEUS, L. A.; GANIO, L. M.; SCHALLER, D. L.; BUCAO, L. Q.; SEIDLER, R. J. Changes in levels, species and DNA fingerprints of soil microorganisms associated with cotton expressing the *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* endotoxin. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 2, p. 111–124, 1995.

EASTHAM, K.; SWEET, J. **Genetically modified organisms (GMOs): the significance of gene flow through pollen transfer**. Copenhagen: European Environment Agency, 2002. (Environmental Issue Report, n. 28).

EBERBACH, P. L.; DOUGLAS, L. A. Herbicide effects on the growth and nodulation potential of *Rhizobium trifolii* with *Trifolium subterraneum* L. **Plant and Soil**, The Hague, v. 119, p. 15-23, 1989.

EINSPANIER, R. The fate of forage plant DNA in farm animals: a collaborative case study investigating cattle and chicken fed recombinant plant material. **European Food Research and Technology**, Berlin, v. 212, p. 129–134, 2001.

EL FEKY, S. Survey of agriculture and technology: growing pains. **The Economist**, London, p. 1-16, 25 Mar. 2000.

ELLSTRAND, N. C. **Dangerous liaisons**: when cultivated plants mate with their relatives. Baltimore, MD: John Hopkins Univ. Press, 2003. 268 p.

ESCHER, N.; KÄCH, B.; NENTWIG, W. Decomposition of transgenic *Bacillus thuringiensis* maize by microorganisms and woodlice *Porcellio scaber* (Crustacea: Isopoda). **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 1, p. 161–169, 2000.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. 2001. **Biopesticides registration action document**: *Bacillus thuringiensis* plant-incorporated protectants. 2001a. Disponível em: <[http://www.epa.gov/pesticides/reds/brad\\_bt\\_pip2.htm](http://www.epa.gov/pesticides/reds/brad_bt_pip2.htm)>. Acesso em: 13 ago. 2002.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Biopesticide fact sheet**: *Bacillus thuringiensis* subsp. *tolworthi* Cry9C protein and the genetic material necessary for its production in corn. Washington, DC, 2001b. 19 p.

ESTADOS UNIDOS. Food and Drug Administration. Center for Food Safety and Applied Nutrition. **Biotechnology**: list of completed consultations on bioengineered foods. 2001c. Disponível em: <<http://www.cfsan.fda.gov/~lrd/biocon.html>>. Acesso em: 13 ago. 2002.

FALCONER, D. S.; MACKAY, T. F. C. **Introduction of quantitative genetics**. Malasya: Longan, 1996. 463 p.

FAUST, M. A. **Research update on Bt corn silage**. In: FOUR-STATE APPLIED NUTRITION AND MANAGEMENT CONFERENCE, 1999, Ames, Iowa. **Proceedings...** Ames, IA: Iowa State University, 1999. p. 158-164.

FEARING, P. L.; BROWN, D.; VLACHOS, D.; MEGHJI, M.; PRIVALLE, L. Quantitative analysis of CryIA(b) expression in *Bt* maize plants, tissues, and silage and stability of expression over successive generations. **Molecular Breeding**, Dordrecht, v. 3, p. 169–176, 1997.

FERNANDES, O. D.; PARRA, J. R.; NETO, A. F.; PÍCOLI, R.; BORGATTO, A. F.; DEMÉTRIO, C. G. B. Efeito do milho geneticamente modificado MON 810 sobre a lagarta do cartucho *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith, 1797) (Lepidoptera: Noctuidae). **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 2, n. 2, p. 25-35, 2003.

FERRAROTTI, J. Soybean breeding program in Argentina. In: MOSCARDI, F.; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SARAIVA, O. F.; GALERANI, P. R.;

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

KRZYŻANOWSKI, F. C.; CARRÃO-PANIZZI, M. C. (Ed.). **World soybean research conference**. Londrina: Embrapa Soja, 2004. p. 191-201. (Embrapa Soja. Documentos 228).

FIRBANK, L.G.; FORCELLA, F. Genetically modified crops and farmland biodiversity. **Science**, Washington, DC, v. 289, p. 1481-1482, 2000.

FONTES, E. M. G.; PIRES, C. S. S.; SUJII, E. R.; PANIZZI, A. R. The environmental effects of genetically modified crops resistant to insects. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 497-513, 2002b.

FONTES, E. M. G.; PIRES, C. S. S.; SUJII, E. R. (Ed.). **Painel de especialistas sobre impactos potenciais ao meio ambiente do algodão geneticamente modificado resistente a insetos**. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2002a. 52 p. (Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Documentos, 81).

FOSTER, K. R.; VECHIA, P.; REPACHOLI, M. H. Science and the precautionary principle. **Science**, Washington, v. 288, p. 979-981, 2000.

FREE, J. B. **Insect pollination of crops**. London: Academic Press, 1993. 684 p.

FREIRE, E. C. **Distribuição, coleta, uso e preservação das espécies silvestres de algodão no Brasil**. Campina Grande: Embrapa-CNPA, 2000. 22 p. (Embrapa-CNPA. Documentos, 78).

FREIRE, E. C. Fluxo gênico entre algodoeiros convencionais e transgênicos. **Revista de Oleaginosas e Fibrosas**, Campina Grande, v. 6, n. 1, p. 471-482, 2002.

FRIZZAS, M. R. **Efeito do milho geneticamente modificado MON 810 sobre a comunidade de insetos**. 2003. 192 p. Tese (Doutorado) - ESALQ, Piracicaba.

GARDNER, P. T.; WOOD, T. J.; CHESSON, A.; STUCHBURY, T. Effect of degradation on the porosity and surface area of forage cell walls of differing lignin content. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, London, v. 79, p. 11-18, 1999.

GAZZIERO, D. L. P.; PRETE, C. E. C. Dinâmica da população e manejo de plantas daninhas na cultura da soja RR: vantagens e riscos. In: MOSCARDI, F.; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SARAIVA, O. F.; GALERANI, P. R.; KRZYŻANOWSKI, F. C.; CARRÃO-PANIZZI, M. C. (Ed.). **World soybean research conference**. Londrina: Embrapa Soja, 2004. p. 1221-1230. (Embrapa Soja. Documentos 228).

GEBHARD F.; SMALLA, K. Monitoring field releases of genetically modified beets for persistence of transgenic plant DNA and horizontal gene transfer. **FEMS Microbiology Ecology**, Haren, v. 28, p. 261–272, 1999.

GEBHARD, F.; SMALLA, K. Transformation of *Acinetobacter* sp. strain BD413 by transgenic sugar beet DNA. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 64, p. 1550–1554, 1998.

GIANESSI, L. P.; SILVERS, C. S.; SANKULA, S.; CARPENTER, J. E. **Plant biotechnology**: current and potential impact for improving pest management in U.S. agriculture: an analysis of 40 case studies. Washington, DC: National Center for Food and Agricultural Policy, 2002.

GÖTZ, A.; SMALLA, K. Manure enhances plasmid mobilisation and survival of *Pseudomonas putida* introduced into field soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 63, p. 1980–1986, 1997.

GOULD F. The evolutionary potential of crop pests. **American Scientist**, New Haven, v. 79, p. 496–507, 1991.

GOULD, F. Sustainability of transgenic insecticidal cultivars: integrating pest genetics and ecology. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 43, p. 701–726, 1998.

GOULD, F. Testing *Bt* refuge strategies in the field. **Nature Biotechnology**, New York, v. 18, p. 266–267, 2000.

GRIFFITHS, B. S.; GEOGHEGAN, I. E.; ROBERTSON, W. M. Testing genetically engineered potato producing lectins GNA and Con A on non-target soil organisms and processes. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 37, p. 159–170, 2000.

GROOT, A. T.; DICKE M. Insect-resistant transgenic plants in a multi-trophic context. **The Plant Journal**, Oxford, v. 31, n. 4, p. 387–406, 2002.

HALPIN, C.; KNIGHT, M. E.; FOXON, G. A.; CAMPBELL, M. M.; BOUDET, A. M.; BOON, J. J.; CHABBERT, B.; TOLLIER, M.; SCHUCH, W. Manipulation of lignin quality by down regulation of cinnamyl alcohol dehydrogenase. **The Plant Journal**, Oxford, v. 6, p. 339–350, 1994.

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

HARRISON, L. A. The expressed protein in glyphosate-tolerant soybeans, 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase from *Agrobacterium* sp. is rapidly digested in vitro and is not toxic in acutely gavaged mice. **Journal of Nutrition**, Bethesda, v. 126, p. 728-740, 1996.

HAUGHTON, A. J. et al. Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. II. Within-field epigeal and aerial arthropods. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 358, p. 1863-1877, 2003.

HEAD, G.; SURBER, J. B.; WATSON, J. A.; MARTIN, J. W.; DUAN, J. J. No detection of Cry1Ac protein in soil after multiple years of transgenic *Bt* cotton (Bollgard) use. **Environmental Entomology**, College Park, MD, v. 31, p. 30-36, 2002.

HEARD, M. S. et al. Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. I. Effects on abundance and diversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B**, London, v. 358, p. 1819-1832, 2003a.

HEARD, M. S. et al. Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. II. Effects on individual species. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B**, London, v. 358, p. 1833-1846, 2003b.

HERMAN, R. A.; SCHERER, P. N.; WOLT, J. D. Rapid degradation of a binary, PS149B1, d-endotoxin of *Bacillus thuringiensis* in soil, and a novel mathematical model for fitting curve-linear decay. **Environmental Entomology**, College Park, MD, v. 31, n. 2, p. 208-214, 2002.

HERRERA-ESTRELLA, L. R. Genetically modified crops and developing countries. **Plant Physiology**, Bethesda, v. 124, p. 923-925, 2000.

HILBECK, A. Case study: the Green Lacewing case example. In: WORKSHOP ON BIOSAFETY, 2002, Trieste, Italy. **Introduction to biosafety and risk assessment for the environmental release of genetically modified organisms (gmos): theoretical approach and scientific background**. Trieste: ICGEB/Unep-GEF, 2002.

HOY, C. W.; FELDMAN, . . ; GOULD, F.; KENNEDY, G. G.; REED, G.; WYMAN, J. A. Naturally occurring biological controls in genetically engineered crops. In:

BARBOSA, P. (Ed.). **Conservation biological control**. London: Academic Press, 1998. p. 185-205.

HUANG, J.; ROZELLE, S.; PRAY, C.; WANG, Q. Plant biotechnology in China. **Science**, Washington, DC, v. 295, p. 674-676, 2002.

IBAMA. **Relatórios de consumo de ingredientes ativos de agrotóxicos e afins no Brasil - anos 1998 a 2001**. Brasília, 2003.

JAMES, C. **Global status of commercialized transgenic crops**: 2003. Ithaca: ISAAA, 2003. (ISAAA. Briefs, 30).

KHETAN, S. K. **Microbial pest control**. New York: Marcel Dekker, 2000. 300 p.

KIESSELBACK, T. A. **The structure and reproduction of corn**. Lincoln: University of Nebraska Free Press, 1980.

KING, C. A.; PURCELL, L. C.; VORIES, E. D. Plant growth and nitrogenase activity of glyphosate-tolerant soybean in response to foliar glyphosate applications. **Agronomy Journal**, Madison, v. 93, p. 179-186, 2001.

KLEINER, K. W.; RAFFA, K. F.; ELLIS, D. D.; McCOWN, B. H. Effect of nitrogen availability on the growth and phytochemistry of hybrid poplar and the efficacy of the *Bacillus thuringiensis* cry1A(a) d-entotoxin on gypsy moth. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 28, p. 1055-1067, 1998.

KOGAN, M. Plant defense strategies and host-plant resistance. In: KOGAN, M. (Ed.). **Ecological theory and integrated pest management**. New York: John Wiley & Sons, 1986. p. 83-134.

KOSKELLA, J.; STOTZKY, G. Larvicidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subsp. *Kurstaki*, *morrisoni* (strain tenebrionis), and *israelensis* have no microbicidal or microbiostatic activity against selected bacteria, fungi and algae in vitro. **Canadian Journal of Microbiology**, Ottawa, v. 48, p. 262-267, 2002.

KOSKELLA, J.; STOTZKY, G. Microbial utilization of free and clay-bound insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* and their retention of insecticidal activity after incubation with microbes. **Applied of Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 63, p. 3561-3568, 1997.

KREBS, J. R.; WILSON, J. D.; BRADBURY, R. B.; SIRIWARDENA, G. M. The second silent spring? **Nature**, London, v. 400, p. 611-612, 1999.

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

LETOURNEAU, D. K.; BURROWS, B. E. **Genetically engineered organisms**. Washington, DC: CRC Press, 2002. 438 p.

LEWIS, W. J.; K. TAKASU. Use of learned odours by a parasitic wasp in accordance with host and food needs. **Nature**, London, v. 348, p. 635–636, 1990.

LIU, C. M.; McLEAN, P. A.; SOOKDEO, C. C.; CANNON, F. C. Degradation of the herbicide glyphosate by members of the family Rhizobiaceae. **Applied & Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 57, p. 1799-1804, 1991.

LUNA, V. S.; FIGUEROA, J. M.; BALTASAR, M. B.; GOMEZ, L. R.; TOWNSEND, R.; SCHOPER, B. Maize pollen longevity and distance isolation requirements for effective pollen control. **Crop Science**, Madison, v. 41, p. 1551–1557, 2001.

MAAGD, R. A.; BRAVO, A.; CRICKMORE, N. How *Bacillus thuringiensis* has evolved specific toxins to colonize the insect world. **Trends in Genetics**, Amsterdam, v. 17, n. 4, p. 193-199, 2001.

MALLIK, M. A. B.; TESFAI, K. Pesticidal effect on soybean-rhizobia symbiosis. **Plant and Soil**, The Hague, v. 85, p. 33-41, 1985.

MALONE, L. **Literature review on genetically modified plants and bee products**. Palmerston North, New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry, 2002. (MAF Technical Paper, n. 2002/05). Disponível em: <<http://www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/research-and-development/biotechnology/index.htm>>. Acesso em: 25 nov. 2002.

MANN, C. C. Crop scientists seek a new revolution. **Science**, Washington, DC, v. 283, p. 310-314, 1999.

MARVIER, M. Ecology of transgenic crops. **American Scientist**, New Haven, v. 89, p. 160–167, 2001.

MASOERO, F.; MOSCHINI, M.; ROSSI, F.; PRANDINI, A.; PIETRI, A. Nutritive value, mycotoxin contamination and *in vitro* rumen fermentation of normal and genetically modified corn (Cry1Ab) grown in Northern Italy. **Maydica**, Bergamo, v. 44, p. 205-209, 1999.

McALLAN, A.B. The fate of nucleic acids in ruminants. **Proceedings of the Nutrition Society**, London, v. 41, p. 309–317, 1982.

McDONALD, I. R.; RILEY, P. W.; SHARP, R. J.; McCARTHY, A. J. Survival of plasmid-containing *Bacillus subtilis* released into mushroom compost. **Microbial Ecology**, New York, v. 36, p. 51-59, 1998.

MOORMAN, T. B.; BECERRIL, J. M.; LYDON, J.; DUKE, S. O. Production of Hydroxybenzoic Acids by *Bradyrhizobium japonicum* strains after treatment with Glyphosate. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, DC, } v. 40, p. 289-293, 1992.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2002. 626 p.

MORESCO, E. R. **Taxa de cruzamento natural do algodoeiro herbáceo no Estado do Mato Grosso**. 1999. 132 p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Genética e Melhoramento de Plantas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

MUNKVOLD, G. P.; HELLMICH, R. L.; RICE, L. G. Comparison of fumonisin concentrations in kernels of transgenic *Bt* maize hybrids and non-transgenic hybrids. **Plant Disease**, St. Paul, v. 83, p. 130-138, 1999.

MUNKVOLD, G. P.; HELLMICH, R. L.; SHOWERS, W. B. Reduced *Fusarium* ear rot and symptomless infection in kernels of maize genetically engineered for European corn borer resistance. **Phytopathology**, St. Paul, v. 87, p. 1071-1077, 1997.

NAFZIGER, E. D. Soybean production in the Midwestern USA: technologies for sustainable and stable yields. In: MOSCARDI, F; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SARAIVA, O. F.; GALERANI, P. R.; KRZYZANOWSKI, F. C.; CARRÃO-PANIZZI, M. C. (Ed.). **World soybean research conference**. Londrina: Embrapa Soja, 2004. p. 523-530. (Embrapa Soja. Documentos, 228).

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (Estados Unidos). **Genetically modified pest-protected plants: science and regulation**. Washington, DC: National Academy Press, 2000. 263 p.

NIELSEN, K. M. An assessment of factors affecting the likelihood of horizontal transfer of recombinant plant DNA to bacterial recipients in the soil and phytosphere. **Biosafety Reviews**, Roma, v. 1, p. 96-149, 2003.



Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

NIELSEN, K. M.; BONES, A. M.; SMALLA, K.; VAN ELSAS, J. D. Horizontal gene transfer from transgenic plants to terrestrial bacteria – a rare event? **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v. 22, p. 79-103, 1998.

NODARI, R. O.; GUERRA, M. P. Assessment of environmental risks of genetically modified field plants. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 8, n.1, p. 81-116, 2001.

OBRYCKI, J. J.; LOSEY, J. E.; TAYLOR, O. R.; JESSE, L. C. H. Transgenic insecticidal corn: beyond insecticidal toxicity to ecological complexity. **BioScience**, Washington, DC, v. 51, n. 5, p. 353-361, 2001.

OGM world view: news feature. **Nature**, London, v. 425, p. 645-748, 2003.

PAGET, E.; LEBRUN, M.; FREYSSINET, G.; SIMONET, P. The fate of recombinant plant DNA in soil. **European Journal of Soil Biology**, New Jersey, v. 34, p. 81-88, 1998.

PALM, C. J.; DONEGAN, K. K.; HARRIS, D. L.; SEIDLER, R. J. Quantitation in soil of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* delta-entotoxin from transgenic plants. **Molecular Ecology**, Oxon, v. 3, n. 2, p. 145-151, 1996.

PALMER, R. G.; GAL, J.; SUN, H.; BURTON, W. Production and evaluation of hybrid soybean. **Plant Breeding Reviews**, New York, v. 21, p. 264-307, 2001.

PALUMBI, S. R. Humans as the world's greatest evolutionary force. **Science**, Washington, DC, v. 293, p. 1786-1790, 2001.

PAOLETTI, M. G. **Impact of genetically modified organisms**. Italy, 2001. 14 p. Disponível em: <<http://www.els.net/elssamplematerial/html>>. Acesso em: 12 nov. 2002.

PATERNIANI, E. From wild to transgenic plants. **Caderno de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 8, n. 1, p. 169-178, 2001.

PETERSON, G.; CUNNINGHAM, S.; DEUTSCH, L.; ERICKSON, J.; QUINLAN, A.; RAEZ-LUNA, E.; TINCH, R.; TROELL, M.; WOODBURY, P.; ZENS, S. The risks and benefits of genetically modified crops: a multidisciplinary perspective. **Conservation Ecology**, Wolfville, v. 4, n. 1, p. 13, 2000.

PILCHER, C. D. **Phenological, physiological, and ecological influences of transgenic Bt corn on European corn borer management**. 1999. PhD (Dissertation) - Iowa State University, Ames, IA.

POGUE, G. P.; LINDBO, J. A.; GARGER, S. J.; FITZMAURICE, W. P. Making an ally from an enemy. **Annual Review of Phytopathology**, Palo Alto, v. 40, p. 45-74, 2002.

PRATA, F.; LAVORENTI, A.; REGITANO, J. B.; TORNISIELO, V. L. Influência da matéria orgânica na sorção e dessorção do glifosato em solos com diferentes atributos mineralógicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, p. 947-951, 2000.

PRICE, P. W. **Insect ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1997. 874 p.

PRICE, P. W.; BOUTON, C. E.; GROSS, P.; McPHERSON, B. A.; THOMPSON, J. N.; WEIS, A. E. Interactions among three trophic levels: interactions between insect herbivores and natural enemies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 11, p. 41-65, 1980.

QAIM, M. K.; ZILBERMAN, D. Yield effects of genetically modified crops in developing countries. **Science**, Washington, DC, v. 299, p. 900-902, 2003.

QUINN, J. P.; PEDEN, J. M. M.; DICK, R. E. Glyphosate tolerance and utilization by the microflora of soils treated with the herbicide. **Applied Microbiology & Biotechnology**, Berlin, v. 29, p. 511-516, 1988.

RAMALHO, M. A. P.; ABREU, A. F. B.; SANTOS, P. S. J. Melhoramento de espécies autógamas. In: NASS, L. L.; VALOIS, A. C. C.; MELO, I. S. DE; VALADARES-INGLIS, M. C. **Recursos genéticos e melhoramento de plantas**. Rondonópolis: Fundação MT, 2001. p.201-230.

REGAL, P. J. Scientific principles for ecologically based risk assessment of transgenic organisms. **Molecular Ecology**, Oxon, v. 3, p. 5-13, 1994.

RICE, M. E. Yield performance of *Bt* corn. **Integrated Crop Management**, Ames, v. 480, n. 1, Jan. 1998. Disponível em: <<http://www.ipm.iastate.edu/ipm/icm/1998/1-19-1998/yieldbt.html>>. Acesso em: 2 set. 2002.

RIEGER, M. A.; LAMOND, K.; PRESTON, C.; POWLES, S. B.; ROUSH, R. T. Pollen-mediated movement of herbicide resistance between commercial canola fields. **Science**, Washington, DC, v. 296, p. 2386-2388, 2002.

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

ROBINSON, R. A.; SUTHERLAND, W. J. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. **Journal Applied Ecology**, Oxford, v. 39, p. 157-176, 2002.

THE ROYAL SOCIETY OF LONDON. **Genetically modified plants for food use and human health**: an update. London, 2002. 19 p. Policy document 4/02.

ROY, D. B. et al. Invertebrates and vegetation of field margins adjacent to crops subject to contrasting herbicide regimes in the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v. 358, p. 1879-1898, 2003.

SALA, O. E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, Washington, DC, v. 287, p. 1770-1774, 2000.

SALZBERG, S. L.; WHITE, O.; PETERSON, J.; EISEN, J. Microbial genes in the human genome: lateral transfer or gene loss? **Science**, Washington, DC, v. 292, p. 1903-1906, 2001.

SANTOS, A. & FLORES, M. Effects of glyphosate on nitrogen fixation of free-living heterotrophic bacteria. **Letters in Applied Microbiology**, Oxford, v. 20, p. 349-352, 1995.

SAXENA, D.; STOTZKY, G. *Bacillus thuringiensis* (Bt) toxin release from root exudates and biomass of Bt corn has no apparent effect on earthworms, nematodes, protozoa, bacteria, and fungi in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, n. 9, p. 1225-1230, 2001a.

SAXENA, D.; STOTZKY, G. Bt corn has a higher lignin content than non-Bt corn. **American Journal of Botany**, New York, v. 88, n. 9, p. 1704-1706, 2001b.

SAXENA, D.; STOTZKY, G. Fate and effects in soil of the insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* in transgenic plants. **Biosafety Reviews**, Roma, v. 1, p. 7-83, 2003.

SAXENA, D.; STOTZKY, G. Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic Bt corn in vitro and in situ. **FEMS Microbiology Ecology**, Haren, v. 33, p. 35-39, 2000.

SAXENA, D.; FLORES, S.; STOTZKY, G. Bt toxin is released in root exudates from 12 transgenic corn hybrids representing three transformation events. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 133-137, 2002.

SCHULER, T. H. The impact of insect resistant GM crops on populations of natural enemies. **Antenna**, London, v. 24, p. 56–65, 2000.

SCRIBER, J. M. *Bt* or not *Bt*: Is that the question? **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 98, n. 22, p. 12328-12330, 2001.

SEARS, M. K.; HELLMICH, R. L.; STANLEY-HORN, D. E.; OBERHAUSER, K. S.; PLEASANTS, J. M.; MATTILE, H. R.; SIEGFIED, B. D.; DIVELY, G. P. Impact of *Bt* corn pollen on monarch butterfly populations: a risk assessment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 98, p. 11937-11942, 2001.

SHELTON, A. M.; ZHAO, J. Z.; ROUSH, R. T. Economic, ecological, food safety, and social consequences of the deployment of *Bt* transgenic plants. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 47, p. 845-881, 2002.

SICILIANO, S. D.; GERMIDA, J. J. Taxonomic diversity of bacteria associated with the roots of field-grown transgenic *Brassica napus* cv. Quest, compared to the non transgenic *B. napus* cv. Excel and *B. rapa* cv. Parkland. **FEMS Microbiology Ecology**, Haren, v. 29, p. 263–272, 1999.

SIQUEIRA, J. O.; TRANNIN, I. C. B. Cultivos transgênicos: possíveis riscos e alterações no agrossistema. In: ENCONTRO SUL MINEIRO SOBRE SISTEMAS DE PLANTIO DIRETO, 1., 2003, Lavras. Palestras. Lavras: Universidade de Lavras, 2003. CD-ROM.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. **Microrganismos e processos biológicos do solo**: perspectiva ambiental. Brasília: Embrapa-CNPAP, 1994. 142 p.

SIQUEIRA, J. O.; NAIR, M. G.; HÄMMERSCHMIDT, R.; SAFIR, G. R. Significance of phenolic compounds in plant-soil-microbial systems. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 10, n. 1, p. 63–121, 1991.

SMALLA, K. Exogenous isolation of antibiotic resistance plasmids from piggery manure slurries reveals a high prevalence and diversity of Inco-like plasmids. **Applied of Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 66, p. 4854-4862, 2000.

SOUZA, A. P. de; LOURES, E. G.; SILVA, J. F. da; RUIZ, H. A. Efeito do Oxyfluorfen, 2,4-D e Glyphosate na atividade microbiana de solos com diferentes texturas e conteúdos de matéria orgânica. **Planta Daninha**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 55-64, 1996.

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

SQUIRE, G. R. et al. On the rationale and interpretation of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B**, London, v. 358:1779-1799, 2003.

STOTZKY, G. **Gene transfer among bacteria in soil**. In: LEVY, S. B.; MILLER, R. V. (Ed.). Gene transfer in the environment. New York: McGraw-Hill, 1989. p. 165-222.

STOTZKY, G. Persistence and biological activity in soil of insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis* and of bacterial DNA bound on clays and humic acids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 691-705, 2000.

STRIZHOV, N.; KELLER, M.; MATHUR, J.; KONCZ-KALMAN, Z.; BOSCH, D.; PRUDOVSKY, E.; SCHELL, J.; SNEH, B.; KONCZ, C.; ZILBERSTEIN, A. **A synthetic cryIC gene, encoding a *Bacillus thuringiensis* delta-endotoxin, confers *Spodoptera* resistance in alfalfa and tobacco**. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 93, n. 26, p. 15012-15017, 24 Dec. 1996.

TAPP, H.; STOTZKY, G. Persistence of the insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* subsp. *Kurstaki* in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, n. 4, p. 471-476, 1998.

TEBBE, C. C.; VAHJEN, W. Interference of humic acids and DNA extracted directly from soil in detection and transformation of recombinant DNA from bacteria and yeast. **Applied of Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 59, p. 2657-2665, 1993.

TIEDJE, J. M.; COLWEELL, R. K.; GROSSMAN, Y. L.; HODSON, R. E.; LENSKI, R. E.; MACK, R. N.; REGAL, P. J. The planned introduction of genetically engineered organisms: ecological considerations and recommendations. **Ecology**, Durhan, v. 70, n. 2, p. 298-315, 1989.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. Forecasting Agriculturally driven global environmental change. **Science**, Washington, DC, v. 292, p. 281-284, 2001.

TILMAN, D; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, London, v. 418, p. 671-677, 2002.

TORSVIK, V.; ØVREÅS, L. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. **Current Opinion in Microbiology**, London, v. 5, p. 240-245, 2002.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores dos solos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 2, p. 195-276, 2002.

TOVAR-GOMES, M. R.; EMILE, J. C.; MICHALET-DOREAU, B.; BARRIERE, Y. *In situ* degradation kinetics of maize hybrid stalks. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v. 68, p. 77-88, 1997.

VALDES, C.; ASH, M. Economic impacts of biotech soybeans in Brazil on agricultura markets. In: In: MOSCARDI, F.; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; SARAIVA, O. F.; GALERANI, P. R.; KRZYZANOWSKI, F. C.; CARRÃO-PANIZZI, M. C. (Ed.). **World soybean research conference**. Londrina: Embrapa Soja, 2004. p. 341. (Embrapa Soja. Documentos, 228).

VALOIS, A. C. C. Importância dos transgênicos para a agricultura. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 18, p. 27-53, 2001.

WAQUIL, J. M.; VILLELA, F. M. F.; FOSTER, J. E. Resistência do milho (*Zea mays* L.) transgênico (*Bt*) à lagarta do cartucho, *Spodoptera frugiperda* (Smith) (Lepidóptera: Noctuidae). **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 1, n. 3, p. 1-11, 2002.

WATKINSON, A. R.; FRECKLETON, R. P.; ROBINSON, R. A.; SUTHERLAND, W. J. Predictions of biodiversity response to genetically modified herbicide-tolerant crops. **Science**, Washington, DC, v. 289, p. 1554-1557, 2000.

WEST, A. W. Fate of insecticidal, proteinaceous parasporal crystal of *Bacillus thuringiensis* in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 16, n. 4, p. 357-360, 1984.

WIDMER, F.; SEIDLER, R. J.; WATRUD, L. S. Sensitive detection of transgenic plant marker gene persistence in soil microcosms. **Molecular Ecology**, Oxon, v. 5, p. 603-613, 1996.

WILLIAMS, M. R. **Cotton crop losses**. Disponível em: <[www.msstate.edu/Entomology/html](http://www.msstate.edu/Entomology/html)>. Acesso em: 15 abr. 1999.

Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas...

WOLFENBARGER, L. L.; PHIFER, P. R. The ecological risks and benefits of genetically engineered plants. **Science**, Washington, DC, v. 290, p. 2088–2093, 2000.

WORLD RESOURCE INSTITUTE. **World resources 1994-1995**. New York: Oxford University Press, 1994.

WOZNIAK, C. A. **Gene flow assessment for plant-incorporated protectants by the Biopesticide and Pollution Prevention Division, U.S. EPA**. Trabalho apresentado no Scientific Methods Workshop: ecological and agronomic consequences of gene flow from transgenic crops to wild relatives: meeting abstract., Columbus, The Ohio State University, 5-6 March 2002.

ZWAHLEN C.; HILBECK, A.; NENTWIG, W. **Field degradation of transgenic Bt corn in soil**. 2001. Trabalho apresentado no Annual Meeting of the Entomological Society of America, San Diego, California. 2001. Disponível em: <<http://www.entsoc.org/>>. Acesso em: 24 jul. 2002.

ZWAHLEN C.; HILBECK, A.; HOWALD, R.; NENTWIG, W. Effects of transgenic *Bt* corn litter on the earthworm *Lumbricus terrestris*. **Molecular Ecology**, Oxon, v. 20, p. 1077-1086, 2003.