

impacts sur l'environnement des herbicides utilisés dans les cultures génétiquement modifiées

Laure Mamy^{1,2}, Enrique Barriuso¹, Benoît Gabrielle¹

¹INRA-AgroParisTech, UMR 1091 Environnement et grandes cultures (EGC),
INA-PG, 78850 Thiverval-Grignon

²INRA, UR 251 Physicochimie et écotoxicologie des sols d'agrosystèmes contaminés (PESSAC),
Bâtiment 1, route de Saint-Cyr, 78026 Versailles Cedex

Laure.Mamy@versailles.inra.fr, barriuso@grignon.inra.fr, benoit.gabrielle@agroparitech.fr

Les cultures génétiquement modifiées

Les cultures génétiquement modifiées sont apparues dans les années 1990. Les plus répandues sont celles qui résistent à des pesticides et plus précisément à des herbicides à large spectre d'action (ou totaux) : elles représentent 70% des cultures génétiquement modifiées dans le monde (Dill *et al.*, 2008). Les herbicides totaux, parmi lesquels le plus utilisé est le glyphosate, détruisent toutes les plantes, les mauvaises herbes mais aussi les cultures, d'où la volonté de les rendre résistantes. Ainsi, le soja, le coton, le maïs, le colza et la betterave résistants au glyphosate ont commencé à être introduits aux Etats-Unis en 1996 et sont maintenant implantés dans de nombreux autres pays comme le Canada, le Brésil et l'Argentine. Au total, les cultures génétiquement modifiées sont cultivées par plus de 10 millions d'agriculteurs dans 22 pays et couvrent une surface de 100 millions d'hectares (6,5% des surfaces cultivées en 2006). À ce jour, elles ne sont pas autorisées en France. En effet, l'implantation de ces cultures suscite de nombreuses controverses quant à leurs bénéfices et à leurs risques (dangers), ces derniers étant loin d'être complètement connus et évalués. Les travaux présentés dans cet article constituent un éclairage sur une des controverses concernant l'intérêt environnemental des cultures génétiquement modifiées, du point de vue des impacts des herbicides.

En ce qui concerne la durabilité des cultures génétiquement modifiées et leurs impacts environnementaux, les promoteurs de ces techniques mettent en avant des arguments agronomiques et notamment la simplification du travail des agriculteurs. Il s'agit de :

- la plus grande flexibilité des dates de désherbage, propre à l'utilisation d'herbicides de post-levée ;
- la possibilité de raisonner le désherbage en fonction de l'émergence des mauvaises herbes et de l'infestation constatée des parcelles ;
- l'efficacité du glyphosate en tant qu'herbicide à très large spectre.

En complément de ces arguments agronomiques, des arguments environnementaux sont aussi avancés :

- le désherbage exclusif avec du glyphosate devrait entraîner une réduction des quantités totales d'herbicides appliquées (de 20 à 85% selon le programme de désherbage substitué), avec

une réduction du nombre des substances actives et donc de la diversité des polluants potentiels (Darmency, 2010 ; Messéan, 2000 ; Shaner, 2000) ;
– le glyphosate est censé avoir un moindre impact écotoxicologique que les herbicides couramment utilisés, en particulier sur les écosystèmes aquatiques (Giesy *et al.*, 2000).

Dans ce sens, l'introduction des cultures génétiquement modifiées pourrait être envisagée comme une stratégie de protection de la qualité des eaux et de réduction de la contamination des eaux par les herbicides souvent retrouvés lors des campagnes de surveillance. Cependant, les tendances observées dans les résultats de ces campagnes montrent l'augmentation de la fréquence de détection du glyphosate et de son principal produit de dégradation (l'acide aminométhylphosphonique, AMPA) qui est devenu le contaminant le plus fréquemment retrouvé dans les eaux de surface (IFEN, 2009). Cette situation est le résultat du succès du glyphosate tant dans le contexte agricole (désherbage des parcelles en inter-cultures, techniques simplifiées de travail du sol) que non agricole (parcs, jardins, voirie). L'augmentation concomitante des surfaces traitées par cet herbicide lors d'une éventuelle introduction de cultures génétiquement modifiées laisserait présager une augmentation supplémentaire des teneurs en glyphosate dans les eaux.

La présence de glyphosate et de son métabolite en quantités importantes dans les eaux, notamment, pourrait avoir des conséquences sur la santé humaine et sur les organismes de l'environnement. Or, aucune étude rigoureuse et approfondie n'avait encore été réalisée pour évaluer les impacts sur l'environnement de la modification des pratiques de désherbage associées aux cultures génétiquement modifiées, c'est-à-dire les impacts de l'utilisation d'un seul herbicide, le glyphosate, en remplacement d'herbicides plus spécifiques. Les rares expériences qui ont été effectuées en plein champ pour étudier le devenir dans l'environnement du glyphosate appliqué en grandes cultures montrent que le glyphosate, et en particulier l'AMPA, peuvent persister dans les sols plusieurs semaines ou mois après application (Laitinen *et al.*, 2006 ; Mamy *et al.*, 2008a). La mobilité verticale dans le sol du glyphosate est a priori limitée en raison de sa forte capacité à être retenu par les constituants des sols. Cette mobilité réduite et une relative faible persistance du glyphosate expliquent qu'il soit rarement observé en profondeur, contrairement à l'AMPA qui peut être retrouvé dans les eaux souterraines (Borggaard et Gimsing, 2008 ; Kjaer *et al.*, 2005 ; Mamy *et al.*, 2008a). Peu de travaux comparant les impacts des programmes de désherbage des cultures génétiquement modifiées et non-génétiquement modifiées ont été publiés. Ceux-ci montrent que les impacts sur l'environnement du glyphosate utilisé dans les cultures génétiquement modifiées sont généralement inférieurs à ceux des herbicides impliqués dans les programmes de désherbage des cultures non génétiquement modifiées (Bennett *et al.*, 2004 ; Brimmer *et al.*, 2005 ; Devos *et al.*, 2008 ; Peterson et Hulting, 2004). Cependant, l'exploitation de ces résultats a deux limites majeures : les données concernant le devenir des herbicides n'ont pas été obtenues dans les mêmes conditions pédo-climatiques et agronomiques pour les cultures génétiquement modifiées et non génétiquement modifiées ; les produits de dégradation des herbicides, qui peuvent être plus persistants dans l'environnement que les substances actives (Mamy, Barriuso et Gabrielle, 2005) et qui jouent un rôle important dans l'évaluation des risques et des impacts n'ont pas été pris en compte.

Un autre aspect insuffisamment renseigné et non évalué dans les bilans globaux des substitutions de techniques de désherbage est la gestion des repousses des plantes génétiquement modifiées et leur dispersion hors de la parcelle. Cette gestion va nécessiter l'application ou le développement d'herbicides supplémentaires. D'autres conséquences négatives liées aux cultures génétiquement modifiées concernent l'apparition de mauvaises herbes résistantes au glyphosate : celles-ci ne pourraient plus être éliminées avec cet herbicide si ce n'est à très hautes doses préjudiciables à l'environnement et en particulier aux organismes qui y vivent. L'amélioration de l'efficacité du désherbage dans les cultures génétiquement modifiées va aussi réduire l'abondance des mauvaises herbes entraînant une diminution de la biodiversité, d'autant plus que les « mauvaises » herbes représentent également un abri et un support de nourriture pour les organismes tels que les invertébrés, les oiseaux, *etc.* Enfin, d'autres questions restent en suspens, comme par exemple la toxicité des gènes pour la santé humaine.

Le travail que nous présentons est focalisé sur l'évaluation des impacts sur l'environnement du glyphosate utilisé dans les cultures génétiquement modifiées. Ces impacts ont ensuite été comparés aux impacts des herbicides classiquement utilisés pour le désherbage des mêmes cultures non génétiquement modifiées afin de déterminer si du point de vue de la qualité de l'environnement, l'utilisation de glyphosate associé aux cultures génétiquement modifiées représente ou non un progrès.

Le comportement des pesticides dans l'environnement

Lors du traitement des cultures, la majeure partie des quantités de pesticides apportées atteint le sol, soit parce que les pesticides y sont directement appliqués, soit parce que la pluie a lessivé le feuillage des plantes traitées (cultures et/ou mauvaises herbes). Le sol occupe donc une position centrale dans la régulation du devenir des pesticides dans l'environnement et il aura un double rôle de stockage et d'épuration (Barriuso *et al.*, 1996).

Dans le sol, les pesticides sont affectés par différents processus physiques, chimiques et biologiques qui vont conditionner leur dégradation, leur transfert vers les autres compartiments de l'environnement (eau, plante, atmosphère) et par conséquent leur impact potentiel sur les êtres vivants exposés (fig. 1). En particulier, c'est lorsque le pesticide est présent en phases liquide et gazeuse qu'il sera disponible pour être dégradé par les microorganismes (épuration) mais aussi pour être transféré vers les nappes d'eau, alors qu'en phase solide, il reste piégé dans le sol (stockage).

Le comportement des pesticides va être plus particulièrement contrôlé par les phénomènes de rétention sur les constituants du sol (matières organiques, argiles) et de dégradation (fig. 1). Plus la rétention du pesticide est importante, plus sa mobilité est faible et moins les risques de contamination des eaux souterraines (profondes), par exemple, seront élevés. Cependant, dans ce cas, il est susceptible

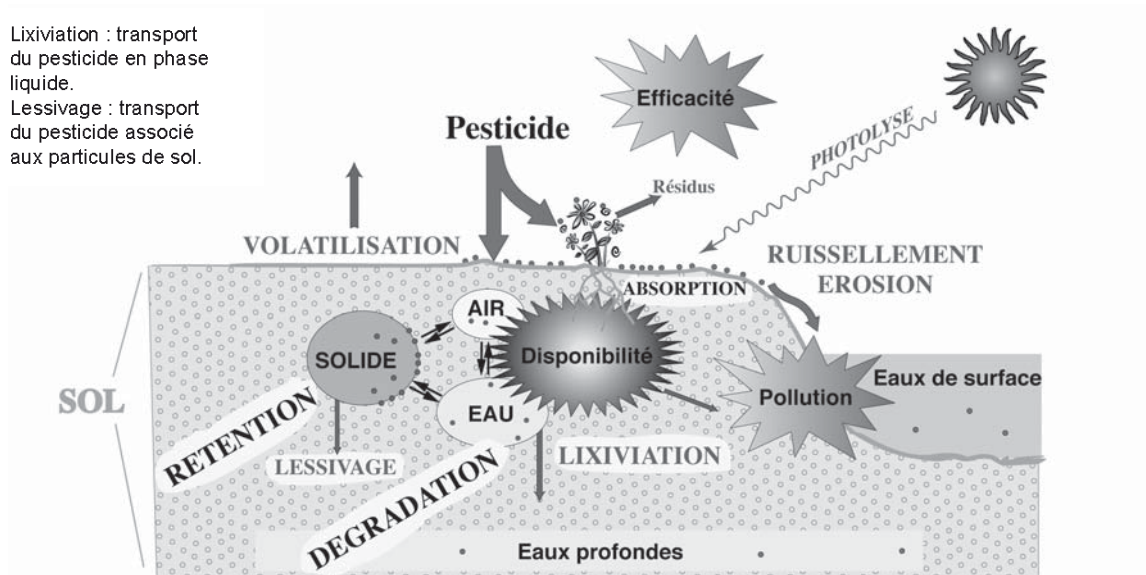


Figure 1. Les processus impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols conditionnent leur disponibilité et, par conséquent, leur efficacité phytosanitaire ou la manifestation de leur caractère polluant (Barriuso *et al.*, 1996).

d'être transféré vers les eaux de surface par transport particulaire lors d'épisodes de ruissellement ou d'érosion.

La persistance des pesticides est directement liée à leur dégradation. C'est l'un des processus clé du devenir des pesticides dans les sols puisqu'elle conditionne leur élimination des milieux naturels. La dégradation peut être de nature biotique (dégradation par la microflore, la microfaune et les végétaux) ou abiotique (hydrolyse, photolyse). Toute une série de molécules intermédiaires (les produits de dégradation ou métabolites) entre la molécule initiale et les molécules minérales finales peuvent être produites (Calvet *et al.*, 2005). C'est lorsque le pesticide est transformé en molécule minérale, comme le CO₂, qu'il est totalement éliminé. Ce phénomène est appelé minéralisation.

Évaluer et comparer les impacts des herbicides sur l'environnement

L'objectif de nos recherches était d'évaluer les impacts sur l'environnement du glyphosate utilisé dans les cultures génétiquement modifiées et de les comparer aux impacts des herbicides qui sont classiquement utilisés pour le désherbage des mêmes cultures non-génétiquement modifiées.

La démarche employée a été divisée en trois étapes (fig.2) :

- dans la première étape, la rétention et la persistance des herbicides dans les sols ont été étudiées au laboratoire dans les mêmes conditions (sol, température, humidité, dose) ;
- dans la deuxième étape, les quantités d'herbicides (et de leurs produits de dégradation) dans l'environnement à long terme ont été estimées avec un modèle numérique (PRZM, Carsel *et al.*, 1998) ;
- dans la troisième étape, ces quantités ont été combinées avec un modèle de toxicité (USES, National Institute of Public Health and the Environment, 1998 ; Huijbregts *et al.*, 2000) pour estimer leurs impacts sur plusieurs cibles de l'environnement incluant la population humaine, l'eau douce et les écosystèmes terrestres.

Les travaux ont été focalisés sur les trois cultures les plus répandues en France et dont l'équivalent génétiquement modifié est déjà cultivé dans d'autres pays du monde : le colza, la betterave et le maïs.

Outre le glyphosate, d'autres herbicides ont été choisis parmi ceux qui sont le plus utilisés dans ces trois cultures : il s'agit de la trifluraline et du métazachlore pour le colza, de la métamitronne pour la betterave et de la sulcotrione pour le maïs.

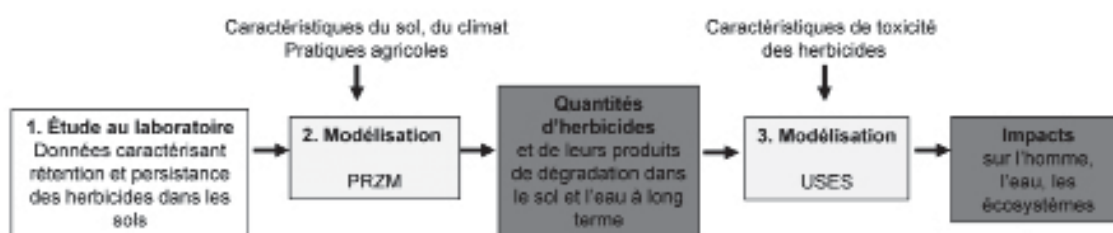


Figure 2. La démarche suivie pour évaluer les impacts des herbicides utilisés dans les cultures génétiquement modifiées et non génétiquement modifiées.



Les impacts du glyphosate utilisé dans les cultures génétiquement modifiées

Du point de vue de la rétention et de la persistance des herbicides dans les sols

Parmi les cinq herbicides étudiés, le glyphosate et la trifluraline sont les plus fortement retenus dans les sols (plus de 60% des quantités apportées se fixent sur les particules du sol). À l'inverse, le métazachlore, la métamitronne et la sulcotrione le sont faiblement (<10% des quantités apportées sont retenues). Par rapport à des herbicides dont la rétention est limitée, le glyphosate présente donc l'avantage de sa très faible mobilité potentielle et devrait permettre de réduire les risques de contamination des eaux souterraines (Mamy et Barriuso, 2005).

Le glyphosate est aussi l'un des herbicides les moins persistants dans les sols (quelques semaines) contrairement à la trifluraline ou à la métamitronne qui peuvent y rester pendant plusieurs mois. Cependant, dans les sols à pH acide, le glyphosate est plus persistant que le métazachlore et la sulcotrione. La formation d'un métabolite majeur a été observée dans les cas du glyphosate (AMPA), du métazachlore et de la sulcotrione. La persistance de ces métabolites est bien supérieure à celles des herbicides (quelques mois à quelques années) : en conséquence ils présentent des risques potentiels pour l'environnement plus importants que les herbicides (Mamy *et al.*, 2005). En effet, plus la persistance d'une molécule dans le sol est élevée, plus les risques d'accumulation sont élevés et plus elle est susceptible d'être transférée vers l'eau (à l'état dissous ou particulaire) et l'air. Les molécules présentes dans le sol, l'eau et/ou l'air peuvent ensuite être absorbées par des organismes vivants et l'homme de manière plus ou moins directe selon les voies d'exposition (absorption, inhalation, ingestion) (Calvet *et al.*, 2005).

D'une manière générale, le glyphosate est l'herbicide pour lequel les risques de dispersion dans l'environnement sont les plus faibles (rétention élevée et faible persistance). Cependant, son produit de dégradation pourrait s'accumuler dans les sols, en particulier lors d'applications répétées.

Encadré 1. Les modèles utilisés

Modèle de devenir des pesticides dans l'environnement (PRZM)

Le *Pesticide root zone model* ou PRZM (Carsel *et al.*, 1998) est un modèle qui simule, à l'aide d'un système d'équations résolues numériquement, les mouvements et les transformations des pesticides dans les sols aux alentours de la zone racinaire des plantes. Il est constitué de deux modules : un module hydrologique et un module dérivant de la dynamique des solutés qui décrit le transport des produits chimiques. Le mouvement de l'eau est déterminé en assimilant chaque horizon du sol à un réservoir : lorsque le contenu en eau d'un horizon dépasse la teneur en eau à la capacité au champ, l'eau en excès percole dans l'horizon inférieur. Le contenu limite inférieur en eau correspond au point de flétrissement permanent. Le modèle tient compte du ruissellement et de l'érosion, mais ces processus n'ont pas été considérés dans ce travail en raison de l'absence de données expérimentales dans les sites étudiés. PRZM calcule, en fonction du temps, les concentrations et flux en pesticides (et pour deux métabolites au maximum) dans différents compartiments de l'environnement en phases solide, liquide et gazeuse. En phase liquide, la concentration en pesticides est égale au bilan des quantités de pesticides apportées au sol par application directe et par lessivage du feuillage, aux quantités transportées par diffusion, dispersion et convection, dégradées et transformées en métabolites, prélevées par les plantes et aux pertes par ruissellement et érosion. En phase adsorbée, la concentration en pesticides dépend de la masse volumique du sol et des pertes par érosion et dégradation. En phase gazeuse, elle dépend de la volatilisation (dispersion, diffusion) et de la dégradation.

Modèle de toxicité (USES)

Les potentiels de toxicité (TP) des herbicides et de leurs métabolites ont été déterminés à l'aide du modèle *Uniform system for the evaluation of substances* (USES 2.0, voir National Institute of Public Health and the Environment, 1998 et Huijbregts *et al.*, 2000). Ce modèle simule d'abord le devenir d'un kilogramme de pesticide émis dans l'air, l'eau douce, l'eau de mer, les sols agricoles et industriels. À partir des concentrations obtenues, USES calcule ensuite des rapports toxicité/exposition (TER) pour les cibles globales (eau douce, eau de mer, sédiments d'eau douce, sédiments marins, écosystèmes terrestres) et la population humaine. Pour les impacts sur l'eau, les écosystèmes et les sédiments, le TER est égal au rapport des concentrations prévisibles dans l'environnement (PEC) et des concentrations sans effet sur l'environnement (PNEC). Pour l'impact sur la population humaine, le TER est égal au rapport des quantités ingérées et inhalées et des concentrations admissibles pour les mêmes voies d'exposition. Ensuite, les TER sont normés par ceux d'une substance de référence, le 1,4-dichlorobenzène (qui est pour la toxicité l'équivalent du CO₂ pour l'effet de serre) ce qui donne les potentiels de toxicité. Pour chaque pesticide et métabolite, trente potentiels de toxicité sont déterminés puisqu'il y a six catégories d'impact (eau douce, eau de mer, sédiments d'eau douce, sédiments marins, écosystèmes terrestres et hommes) et cinq compartiments d'émission (air, eau douce, eau de mer, sols agricoles et industriels). Les TP ayant été calculés avec les mêmes hypothèses de départ, ils permettent de comparer les pesticides entre eux. La note d'impact d'un pesticide, $N_{\text{Pesticide}}$, sur une cible (population humaine, écosystèmes, etc.) est obtenue en multipliant la concentration C obtenue avec PRZM (dans le sol, l'eau ou l'air) par le TP correspondant. Par exemple, pour la population humaine :

$$N_{\text{Pesticide}} = C_{\text{Sol}} \times TP_{\text{Sol} \rightarrow \text{Homme}} + C_{\text{Eau}} \times TP_{\text{Eau} \rightarrow \text{Homme}} + C_{\text{Air}} \times TP_{\text{Air} \rightarrow \text{Homme}}$$

Enfin, la note d'impact finale, N_f , d'un programme de désherbage est égale à la somme des notes d'impact obtenues pour chaque herbicide et métabolite impliqués dans le programme. Par exemple, pour un programme impliquant uniquement du glyphosate :

$$N_f = N_{\text{Glyphosate}} + N_{\text{AMPA}}$$

Plus la note est élevée, plus l'impact est important. Ainsi, à partir de la modélisation des concentrations en pesticides dans les différents compartiments de l'environnement (compartiments d'émission), cette méthode permet de définir le niveau de leur impact sur les autres compartiments (compartiments cibles) et sur le compartiment d'émission lui-même (Huijbregts *et al.*, 2000). Cette évaluation s'inscrit dans une démarche type « bilan environnemental », qui permet de prendre en compte simultanément les impacts sur différents milieux : sol, eau et atmosphère.

Du point de vue de la contamination à long terme de l'environnement

Pour estimer les risques de contamination de l'environnement par les herbicides à long terme, un modèle numérique, PRZM, permettant de calculer les quantités de pesticides dans le sol, l'eau et l'air a été utilisé (encadré 1). Ce modèle prend en compte simultanément les conditions environnementales et hydrologiques, les propriétés chimiques des pesticides et les pratiques agronomiques.

Il a été choisi car il est très performant par rapport à d'autres modèles du même type (Baer et Calvet, 1999). En outre, il s'agit d'un des modèles utilisés dans le cadre de l'homologation des pesticides en Europe. Enfin, le critère le plus important pour le choix de PRZM est qu'il prend en compte, dans une description homogène et équilibrée, la plupart des processus impliqués dans le devenir des pesticides dans l'environnement (dégradation, rétention, volatilisation, lixiviation, etc.).

Le modèle PRZM a été paramétré avec les données, obtenues au laboratoire, de rétention et de dégradation des herbicides et de leurs métabolites (cf. ci-dessus). Il a été préalablement testé à partir d'une expérimentation en plein champ d'une durée d'un an pendant laquelle la dégradation et le transfert en profondeur des herbicides ont été suivis : le modèle reproduit correctement le devenir des herbicides en conditions réelles (Mamy *et al.*, 2008a). Il a ensuite été testé à plus long terme (5 ans) en comparant les concentrations en herbicides dans les sols simulées avec PRZM avec celles qui ont été mesurées dans trois sites expérimentaux en France pendant cette même durée : les résultats sont cohérents (Mamy *et al.*, 2010). PRZM peut donc être utilisé pour prédire à long terme le comportement des herbicides dans l'environnement.

Afin de reproduire la réalité agricole, plusieurs scénarios de successions culturales basés sur les rotations et itinéraires techniques existant en France (rotation colza-blé-betterave-blé et monoculture de maïs) ont été modélisés avec introduction progressive des cultures génétiquement modifiées de manière à obtenir une fréquence de retour de ces cultures dans la rotation variant entre 0 et 100 % (tabl. 1). Le modèle a été paramétré avec les données spécifiques aux sols, climats et pratiques culturales de plusieurs régions françaises et les données de rétention et persistance des herbicides obtenues au laboratoire.

Les résultats ont montré que plus la fréquence de retour des cultures génétiquement modifiées augmente, plus la contamination de l'environnement par l'itinéraire de désherbage associé (*i.e.* glyphosate) risque d'être importante.

En particulier, les stocks d'AMPA dans le sol après vingt ans d'application de glyphosate dans le cas d'une monoculture de maïs pourraient être très élevés (5 kg/ha soit l'équivalent de 9% des quantités totales apportées).

En revanche, les quantités d'herbicides et de leurs métabolites transférés vers les eaux souterraines diminuent fortement lorsque la fréquence des cultures génétiquement modifiées augmente (Mamy *et al.*, 2008b ; Mamy *et al.*, 2010).

Tableau 1. Description des successions culturales impliquant des cultures non génétiquement modifiées et/ou génétiquement modifiées dont les impacts à long terme sont évalués.

Successions culturales	Herbicides utilisés	Fréquence de retour des cultures GM
Monoculture de maïs	Sulcotrione	0% (jamais)
Colza – blé – betterave – blé	Trifluraline, métazachlore, métamitron	0% (jamais)
Colza GM – blé – betterave – blé	Glyphosate, métamitron	25% (1 an sur 4)
Colza – blé – betterave GM – blé	Trifluraline, métazachlore, glyphosate	25% (1 an sur 4)
Colza GM – blé – betterave GM – blé	Glyphosate	50% (1 an sur 2)
Monoculture de maïs GM	Glyphosate	100% (tous les ans)

GM : génétiquement modifié(e).

Du point de vue des impacts globaux du désherbage sur l'environnement

Les impacts globaux des différents systèmes de culture (rotations avec colza et betterave génétiquement modifiée ou non, monoculture de maïs génétiquement modifié ou non) ont été estimés avec un second modèle (USES) qui prend en compte la toxicité des herbicides et de leurs métabolites (encadré 1). Ce modèle permet d'évaluer l'impact des herbicides sur l'environnement et de faire une estimation de l'impact sur la « population humaine » en fonction de certaines hypothèses d'exposition.

Les résultats ont montré que l'impact des cultures génétiquement modifiées sur la « population humaine », via le bilan d'utilisation des herbicides, pourrait être élevé par rapport aux cultures non-génétiquement modifiées. Ceci est la conséquence de la persistance élevée dans le sol du métabolite principal du glyphosate (l'AMPA), en particulier lorsque les sols ont un pH acide (voir ci-dessus).

En revanche, pour l'eau et les écosystèmes, les impacts liés aux herbicides sont plus faibles pour les cultures génétiquement modifiées que pour les cultures conventionnelles parce que la rétention élevée du glyphosate dans les sols limite sa dispersion, vers les eaux notamment (Mamy *et al.*, 2008b ; Mamy *et al.*, 2010).

La persistance de l'AMPA dans les sols soulève néanmoins le problème de la durabilité des cultures génétiquement modifiées.

Conclusion

L'implantation de cultures génétiquement modifiées résistantes au glyphosate est supposée entraîner une réduction des risques de contamination de l'environnement par la diminution du nombre d'herbicides apportés, des doses appliquées, *etc.* (Darmency, 2010 ; Messéan, 2000 ; Shaner, 2000). Cependant, nos résultats ont montré que ce n'est pas toujours le cas. En effet, si le désherbage des cultures génétiquement modifiées avec le glyphosate permet de réduire la contamination des eaux souterraines et les impacts sur les écosystèmes terrestres, le produit de dégradation du glyphosate (l'AMPA) peut s'accumuler dans les sols et entraîner un impact sur la « population humaine », sous les hypothèses utilisées dans le modèle USES, plus élevé que celui des cultures non génétiquement modifiées.

De plus, l'utilisation répétée du glyphosate pourrait conduire à des phénomènes de résistance des mauvaises herbes (déjà observés pour certaines espèces) dont l'élimination deviendra problématique (Darmency, 2010) et qui pourrait entraîner une augmentation des doses d'application de glyphosate.



D'autre part, dans ce travail, nous avons fait l'hypothèse d'une seule application de glyphosate par culture et par an, alors que plusieurs traitements peuvent être réalisés et qu'il est très probable que d'autres herbicides soient ajoutés dans les programmes de désherbage des cultures génétiquement modifiées (Devos *et al.*, 2008). Cela pourrait augmenter les impacts des cultures génétiquement modifiées comparés aux cultures non génétiquement modifiées.

Enfin, les données sur les mesures de la qualité des eaux collectées par l'Institut français de l'environnement montrent que le glyphosate et l'AMPA sont de plus en plus fréquemment détectés dans les eaux de surface et les eaux souterraines (à cause de son usage étendu en agriculture hors contexte de cultures génétiquement modifiées, mais aussi pour le désherbage de voiries, parcs et jardins, *etc.*) (IFEN, 2009), ce qui serait aggravé par l'introduction de cultures résistantes au glyphosate.

Ainsi, la réduction des risques de contamination de l'environnement par les herbicides ne peut pas être un argument déterminant pour impulser l'introduction des cultures génétiquement modifiées résistantes au glyphosate, bien que ces systèmes permettent une gestion plus simple du désherbage des cultures. De plus, l'amélioration de l'efficacité du désherbage dans les cultures génétiquement modifiées réduirait fortement l'abondance des mauvaises herbes ce qui pourrait avoir des conséquences négatives sur la biodiversité, d'autant que ces mauvaises herbes représentent aussi un abri et un support de nourriture pour les organismes tels que les invertébrés, les oiseaux, *etc.* (Cerdeira et Duke, 2006).

Le développement de stratégies de lutte contre les mauvaises herbes basées sur un ensemble plus large de techniques agronomiques paraît plus prometteur ■

Remerciements

Ces recherches ont été financées par l'INRA et le Centre technique interprofessionnel des oléagineux métropolitains (CETIOM) ainsi que par les programmes Organismes génétiquement modifiés et environnement de l'INRA et Impact des biotechnologies dans les agro-écosystèmes du CNRS.

Références bibliographiques

- BAER U., CALVET R., 1999. Fate of soil applied herbicides: experimental data and prediction of dissipation kinetics. *Journal of Environmental Quality*, 28(6), 1765-1777.
- BARRIUSO E., CALVET R., SCHIAVON M., SOULAS G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols: Transformations et dissipation. *Etudes et Gestion des Sols*, numéro spécial : Le sol, un patrimoine menacé ?, 3/4, 279-295, http://www.inra.fr/internet/Hebergement/afes/pdf/EGS_3_4_BARRIUSO.pdf
- BENNETT R., PHIPPS R., STRANGE A., GREY P., 2004. Environmental and human health impacts of growing genetically modified herbicide-tolerant sugar beet: a life-cycle assessment. *Plant Biotechnology Journal*, 2, 273-278.
- BORRGAARD O.K., GIMSING A.L., 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science*, 64(4), 441-456.
- BRIMNER T.A., GALLIVAN G.J., STEPHENSON G.R., 2005. Influence of herbicide-resistant canola on the environmental impact of weed management. *Pest Management Science*, 61(1), 47-52.
- CALVET R., BARRIUSO E., BENOIT P., BEDOS C., CHARNAY M.P., COQUET Y., 2005. *Les pesticides dans le sol. Conséquences agronomiques et environnementales*. Editions France Agricole, Paris, 637 p.
- CARSEL R.F., IMHOFF J.C., HUMMEL P.R., CHEPLICK J.M., DONIGIAN A.S.Jr., 1998. *PRZM 3, a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: users manual for release 3.12*. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environment Protection Agency, Athens, GA, USA.
- CERDEIRA A.L., DUKE S.O., 2006. The current status and environmental impacts of glyphosate-resistant crops: a review. *Journal of Environmental Quality*, 35(5), 1633-1658.
- DARMENCY H., 2010. Conséquences de l'utilisation des OGM sur l'usage des pesticides. *Oléagineux, Corps gras, Lipides*, 17, 1-5.
- DEVOS Y., COUGNON M., VERGUCHT S., BULCKE R., HAESAERT G., STEURBAUT W., REHEUL D., 2008. Environmental impact of herbicide regimes used with genetically modified herbicide-resistant maize. *Transgenic Research*, 17(6), 1059-1077.
- DILL G.M., JACOB C.A., PADGETTE S.R., 2008. Glyphosate-resistant crops: adoption, use and future considerations. *Pest Management Science*, 64(4) 326-331.
- GIESY J.P., DOBSON S., SOLOMON K.R., 2000. Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicides. *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 167, 35-120.

- HUIJBREGTS M.A.J., THISSEN U., GUINÉE J.B., JAGER T., KALF D., VAN DE MEENT D., RAGAS A.M.J., WEGENER SLEESWIJK A., REIJNDERS L., 2000. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*, 41, 541-573.
- INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT (IFEN), 2009. *Les pesticides dans les eaux. Données 2006*. <http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/acces-thematique/eau/les-pesticides-dans-les-eaux.html>
- KJAER J., OLSEN P., ULLUM M., GRANT R., 2005. Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. *Journal of Environmental Quality*, 34, 608-620.
- LAITINEN P., SIIMES K., ERONEN L., RÄMÖ S., WELLING L., OINONEN S., MATTSOFF L., RUOHONEN-LEHTO M.R., 2006. Fate of the herbicides glyphosate, glufosinate-ammonium, phenmedipham, ethofumesate and metamitron in two Finnish arable soils. *Pest Management Science*, 62, 473-491.
- MAMY L., BARRIUSO E., 2005. Glyphosate adsorption in soils compared to herbicides replaced with the introduction of glyphosate resistant crops. *Chemosphere*, 61, 844-855.
- MAMY L., BARRIUSO E., GABRIELLE B., 2005. Environmental fate of herbicides trifluralin, metazachlor, metamitron and sulcotrione compared with that of glyphosate, a substitute broad spectrum herbicide for different glyphosate-resistant crops. *Pest Management Science*, 61, 905-916.
- MAMY L., GABRIELLE B., BARRIUSO E., 2008a. Measurement and modelling of glyphosate fate compared to that of herbicides replaced as a result of the introduction of glyphosate-resistant oilseed rape. *Pest Management Science*, 64, 262-275.
- MAMY L., BARRIUSO E., GABRIELLE B., 2008b. Évaluer les risques environnementaux des pesticides. Exemple du désherbage des cultures résistantes ou non au glyphosate. *Innovations Agronomiques*, 3, 121-143, http://www.inra.fr/ciag/revue_innovations_agronomiques/volume_3_decembre_2008
- MAMY L., GABRIELLE B., BARRIUSO E., 2010. Comparative environmental impacts of glyphosate and conventional herbicides when used with glyphosate-tolerant and non-tolerant crops. *Environmental Pollution*, 158, 3172-3178.
- MESSÉAN A., 2000. Impact des plantes transgéniques pour l'agriculture. *Comptes-rendus de l'Académie d'agriculture de France*, 86, 87-96.
- PETERSON R.K.D., HULTING A.G., 2004. A comparative ecological risk assessment for herbicides used on spring wheat : the effect of glyphosate when used within a glyphosate-tolerant wheat system. *Weed Science*, 52, 834-844.
- NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT (RIVM), 1998. *Uniform system for the evaluation of substances 2.0 (USES 2.0)*. RIVM report no. 679102044. RIVM, Ministry of Housing, spatial planning and the environment (VROM), Ministry of Health, welfare and sport (VWS), The Netherlands.
- SHANER D.L., 2000. The impact of glyphosate-tolerant crops on the use of other herbicides and on resistance management. *Pest Management Science*, 56, 320-326.