

Analyse de sensibilité paramétrique d'un modèle simulant le transport de pesticide dans le sol

Parametric sensitivity analysis
of a model simulating
pesticide movement in the soil

C. ROBERT, O. BANTON, P. LAFRANCE, J.-P. VILLENEUVE

Reçu le 28 mars 1991, accepté pour publication le 5 février 1992.

SUMMARY

The ever increasing number of cases of groundwater contamination by pesticides has recently given rise to numerous experimental studies on the fate of these compounds within the soil-water system. In parallel with these experimental studies, the quick and intensive development of numerous simulation models has emphasized the importance of the various factors and processes controlling the transport of pesticides in the unsaturated zone. The calibration and the validation of such deterministic models, which are especially used in groundwater management, requires the evaluation of several parameters related to the nature of the pesticide as well as to the pedologic and hydrogeological conditions of a given site. The reliability of results predicted by those models is mainly a function of the precision and the representativeness in the evaluation of those parameters at a specific site.

The aim of this study was to evaluate the sensitivity of a simulation model of pesticide movement in the unsaturated zone with regards to the variation in soil physical properties. More particularly, a sensitivity analysis was performed in order to determine the importance of the variation in these parameters with respect to simulation results obtained from the Pesticide Root Zone Model (PRZM). The spatial variability of the composition and structure of the soil, which comes from the site pedogenesis, is the main cause of the variability of the soil water distribution and of the soil transient properties. The sensitivity analysis of a model with respect to the variation in these parameters allows the evaluation of the impact of their representativeness on the model output results. Such an analysis thus allows the determination of an acceptable level of precision (or error) for which an increase of precision in the evaluation of a parameter does not anymore correspond to a significant gain in the representativeness of the model results. It also permits the estimation of the impact of a potential variation of a parameter on the prediction of pesticide transport in the unsaturated zone.

The deterministic PRZM model used in this study has been developed by the US-EPA and devoted to pesticide application on agricultural sites. This model evaluates the pesticide leaching towards groundwater with respect to the type of culture and pesticide used, the climatic conditions, the soil characteristics

and some agricultural practices. Output results from the model can be expressed in concentrations or masses of pesticide, in fluxes or cumulated quantities. Simulations were performed using characteristics and data of the Portneuf region (Quebec). This area of potato farming was until recently one of the Quebec most important sites for aldicarb application before the recommendation of its non use. Cultivated surfaces, which are rather homogeneous, consist of medium-size sand. Simulations were performed over a ten year period (1974 to 1984), implying one application of pesticide at the seed-time, and a crop for each year.

The parameters of water and pesticide inputs (rain and application rates) are those that induce the higher impact on the simulation results. The simulation results were also influenced by the variation of the field capacity and of the soil bulk density. Temperature, wilting point, maximum evaporation depth and dispersion are the input parameters for which the PRZM model is the less sensitive. The simulation results of pesticide transport, which ultimately consist in predicting the groundwater contamination, are very sensitive to the variations of some physical parameters for which the precision and the representativeness in the measured values are thus very important for the reliability of the results. Considering the spatial variability of a site characteristics, the representativeness of these results is very uncertain if a limited number of data is used in order to determine the mean value. A particular attention has to be focused on the parameters that induce the higher sensitivity of the model. Finally, such a sensitivity analysis shows that a stochastic approach in modelling the solute transport through soil can be a good alternative to take into account the variability of parameters encountered in field situations.

Key-words : *groundwater, pesticide, transport model.*

RÉSUMÉ

Afin de protéger l'eau souterraine des pesticides épanchés à la surface des sols agricoles, on doit être capable de prédire et d'évaluer *a priori* les risques de contamination. La modélisation mathématique, qui est basée sur la représentation des processus, s'avère être un outil à privilégier pour une telle prédiction. Cependant, la fiabilité des résultats de ces modèles est fonction de la précision et de la représentativité des différents paramètres d'entrée. À l'aide d'une analyse de sensibilité, il est possible d'évaluer l'impact de la variabilité de ces paramètres sur les résultats de la modélisation. Une étude de sensibilité menée avec le modèle Pesticide Root Zone Model (PRZM) a permis d'identifier les paramètres physiques d'entrée dont la variation apporte le plus de changements au niveau des principaux résultats, c'est-à-dire les paramètres d'entrée auxquels le modèle est le plus sensible. L'utilisation du coefficient de sensibilité relatif s'avère être à cet égard un outil de comparaison fort efficace dans le cadre d'une telle étude. Les paramètres d'apport en eau (précipitations) et en pesticide (taux d'application) sont ceux dont les variations provoquent le plus d'impact au niveau des résultats de la simulation. Également, les résultats des simulations sont aussi sensibles aux variations de la capacité au champ et de la densité du sol. La température, le point de flétrissement, la profondeur d'évaporation et la dispersion sont des paramètres auxquels la modélisation est peu sensible.

Mots clés : *eaux souterraines, pesticides, modélisation, transport.*

INTRODUCTION

Les activités agricoles peuvent être considérées comme parmi les principales causes de la dégradation de la qualité des eaux souterraines. Longtemps considérée comme une ressource bien protégée des contaminants, l'eau souterraine n'échappe pas aux conséquences d'une utilisation trop souvent irrationnelle ou abusive du sol. Devant la multiplication et l'aggravation des cas de contamination et face aux difficultés techniques et aux coûts élevés qu'engendrent les opérations de décontamination, il devient nécessaire de prendre conscience de l'importance de la prévention dans la lutte contre cette pollution. Pour protéger la ressource, on doit être capable d'évaluer les risques de contamination et, pour minimiser ces risques, on doit posséder des outils permettant de caractériser l'évolution des contaminants dans le sol.

La modélisation mathématique, qui est basée sur la représentation des processus physiques, chimiques et biologiques ayant lieu dans le sol, s'avère être un outil à privilégier pour cette tâche. L'obtention de prédictions quantitatives fiables nécessite avant tout une compréhension adéquate des processus contrôlant le transport convectif, la dispersion hydrodynamique et les réactions physiques, chimiques et biologiques, en tenant compte des conditions hydrogéologiques et climatiques. La fiabilité des résultats fournis par les modèles est également fonction de la justesse et de la représentativité des paramètres utilisés. A l'aide d'une analyse de sensibilité, il est possible d'évaluer l'impact de l'imprécision des paramètres d'entrée sur les résultats des modèles. Cette imprécision est, entre autres causes, liée à la variabilité de ces paramètres et influencée par l'hétérogénéité du sol, par la variabilité des conditions climatiques et des propriétés transitoires du sol, ainsi que par les méthodes et techniques mêmes de mesure de ces paramètres.

Le but de cette étude est d'évaluer l'impact, sur les résultats d'un modèle mathématique simulant le transport des pesticides dans la zone non saturée du sol, de la variabilité et/ou de l'imprécision des paramètres physiques d'entrée conditionnant l'écoulement de l'eau et le devenir des contaminants. Ceci permet d'évaluer l'importance relative des différentes caractéristiques du milieu et des processus mis en cause, d'établir le niveau de précision (ou le domaine de variation tolérable) requis pour les paramètres d'entrée d'un tel modèle de transport, et enfin d'orienter l'acquisition des données au niveau des techniques et méthodes de mesures de celles-ci. L'analyse de sensibilité paramétrique qui quantifie les effets de la variation d'une variable d'entrée sur les résultats de la simulation est un cas particulier d'analyse de sensibilité (McCUEN, 1973). Elle est utile dans chacune des phases d'un projet de modélisation (développement, validation, calibration, et application d'un modèle) et également beaucoup utilisée au niveau des techniques d'optimisation des paramètres d'un modèle.

OUTILS ET MÉTHODES

Définition mathématique de la sensibilité

Considérant la fonction explicite $F = f(x_1, x_2, x_3 \dots x_n)$, la variation de F résultant de la variation Δx_i d'un paramètre quelconque x_i , est donnée par un développement de la série de Taylor. Si les termes d'ordre supérieur sont négligeables par rapport au terme linéaire d'ordre 1, on a :

$$f(x_i + \Delta x_i) = F + \frac{\delta F}{\delta x_i} \Delta x_i \quad (1)$$

Le coefficient de sensibilité absolu ou marginal S s'exprime alors comme suit :

$$S = \frac{\delta F}{\delta x_i} = \frac{f(x_i + \Delta x_i) - F}{\Delta x_i} \quad (2)$$

La sensibilité de F à la variation de x_i peut être estimée en compilant les variations de F résultant de la variation de x_i . Cette méthode nécessite des temps de calcul importants dans le cas de l'analyse complète d'un modèle comportant de nombreux paramètres. Le coefficient de sensibilité absolu S est dimensionnel et dépend de la grandeur de chacun des termes δF et δx_i . Ce coefficient est ainsi peu approprié pour comparer la sensibilité d'un modèle aux variations de différents paramètres. On peut normaliser cette sensibilité en divisant le numérateur de l'équation (2) par \bar{F} et le dénominateur par \bar{X}_i , qui sont respectivement les valeurs de référence des résultats et des paramètres d'entrée. Ceci permet l'évaluation du changement relatif de F par rapport au changement relatif de x_i , exprimé par le coefficient de sensibilité relatif S_r :

$$S_r = \frac{\delta F / \bar{F}}{\delta x_i / \bar{X}_i} = \frac{\delta F}{\bar{F} \delta \alpha} \quad \text{où } \alpha = x_i / \bar{X}_i \quad (3)$$

Le coefficient de sensibilité relatif est adimensionnel et indépendant de l'ordre de grandeur de δF et δx_i . Il exprime le pourcentage de variation du résultat engendré par chaque % de variation du paramètre d'entrée, à un niveau de variation $\delta \alpha$ donné. Il permet donc de comparer la sensibilité du modèle à chacun de ses paramètres d'entrée. Bien entendu, les résultats obtenus diffèrent selon les valeurs de référence choisies pour les paramètres d'entrée, mais les tendances et les comparaisons entre eux restent identiques.

Le modèle PRZM

Le modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model, CARSEL *et al.*, 1984) décrit le mouvement vertical d'un pesticide dans la zone non saturée du sol. Dans cette zone, constituée dans sa partie supérieure par la zone racinaire, le mouvement du pesticide est principalement régi par l'écoulement de l'eau et par les interactions du pesticide avec le sol. Ce modèle consiste en une composante

hydrologique simulant l'écoulement de l'eau dans le sol, et en une composante simulant le transport et le devenir du pesticide. Les principaux processus pris en compte dans la modélisation sont la convection, la diffusion moléculaire, la dispersion cinématique, le ruissellement de surface, l'érosion du sol, l'évapotranspiration, l'assimilation par les plantes, l'adsorption-désorption du pesticide par le sol, et sa dégradation.

A partir des données journalières de précipitation et d'évaporation, et du prélèvement par les plantes, le modèle calcule le bilan d'eau dans le sol. La simulation de l'écoulement se fait par débordement d'un compartiment de sol dans l'autre. Lorsque la capacité au champ d'un compartiment est atteinte, l'excédent d'eau est déplacé vers le compartiment sous-jacent. Le transport vertical du pesticide est alors calculé par une résolution numérique de l'équation de convection-dispersion. Le modèle considère une adsorption instantanée, linéaire et réversible, décrite par le coefficient de distribution sol/eau, K_d . La dégradation est définie comme la somme des processus d'hydrolyse et de biodégradation du pesticide en solution et sur le sol. La dégradation dans les phases liquide et solide est considérée comme une cinétique de réaction d'ordre 1, et les taux dans les deux cas sont considérées identiques. Les concentrations journalières de pesticide dans le sol peuvent alors être calculées, ainsi que les quantités lessivées quittant (1) la zone racinaire, et (2) la zone non saturée (atteignant alors la nappe phréatique).

Ce modèle peut servir à évaluer les risques de contamination des eaux souterraines par les pesticides. Il a été développé de manière à limiter le nombre de paramètres d'entrée nécessaires à ceux généralement disponibles (ex. données météorologiques, cartes pédologiques, manuels spécialisés). Les données non disponibles peuvent être aisément évaluées à l'aide d'abaques ou de relations empiriques. Ce modèle permet une discrétisation verticale des propriétés physiques et hydrauliques du sol, ainsi que celles physico-chimiques reliées aux réactions sol-pesticide (adsorption et dégradation). Ce modèle a été utilisé par de nombreux chercheurs pour prédire l'évolution et le cheminement de différents pesticides dans la zone non saturée du sol (CARSEL *et al.*, 1985, 1986 ; LORBER et OFFUT, 1986 ; JONES et ESTES, 1987 ; JONES *et al.*, 1987). La plupart de ces études ont été réalisées avec succès, et la confrontation des résultats avec des valeurs mesurées *in situ* a démontré la qualité de ce modèle comme outil de prédiction.

Méthode d'étude

Les caractéristiques utilisées pour les simulations sont celles d'un site réel d'application du pesticide aldicarbe ayant présenté une contamination des eaux souterraines par ce composé. Ce site a été répertorié par le ministère de l'Environnement du Canada en 1984, et se situe dans la région de Portneuf à proximité de la municipalité de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier. Cette région a d'ailleurs été la principale région d'application de l'aldicarbe au Québec, et cela pour la culture de la pomme de terre, avant la recommandation de non utilisation émise en 1989. Le site est relativement homogène et constitué de sable moyen, parfois grossier, présentant un bon drainage (RAYMOND *et al.*, 1976). Les simulations mathématiques sont effectuées sur dix

(10) années de données météorologiques, de 1974 à 1984, comprenant une culture chaque année et une application de pesticide à la date des semailles (mi-mai). Aucun épandage d'aldicarbe n'est simulé en 1974, la première année constituant la période de stabilisation du bilan en eau du sol.

Il est à noter que l'aldicarbe subit dans le sol deux étapes successives d'oxydation, donnant lieu à l'apparition de sous-produits toxiques : l'aldicarbe sulfoxyde et l'aldicarbe sulfone. Le composé-parent et ses deux sous-produits sont susceptibles à l'hydrolyse chimique pour donner des résidus non toxiques (formes oxime et nitrile). Dans cette étude, les constantes de dégradation choisies pour le pesticide représentent, en accord avec les données retrouvées dans la littérature, la disparition de la somme des composés toxiques (aldicarbe, aldicarbe sulfoxyde et aldicarbe sulfone). Le modèle PRZM ne prenant pas en compte les cinétiques successives de transformation du pesticide, celles-ci n'interviennent pas dans les simulations. Une seule solubilité sera ainsi utilisée afin d'évaluer l'adsorbabilité du pesticide : celle du composé-parent aldicarbe.

Les valeurs initiales des paramètres d'entrée sont présentées aux tableaux 1 et 2. La première simulation obtenue avec ces paramètres constitue les résultats de référence \bar{F} . Les simulations subséquentes sont effectuées en modifiant un seul paramètre à la fois, et en conservant la même valeur initiale pour tous les autres paramètres. Le tableau 3 présente la plage de variation appliquée à chaque paramètre et choisie en fonction des variations naturelles des phénomènes étudiés. Parmi les résultats fournis par le modèle PRZM, quatre d'entre eux ont été retenus :

- les quantités de pesticide dégradé dans toute la colonne de sol, cumulées sur les 9 années simulées (kg/ha) ;
- les quantités totales de pesticide présent dans la colonne de sol (quantités adsorbées et dissoutes) à la fin de la simulation (kg/ha) ;
- les quantités de pesticide lessivé de la zone racinaire, cumulées sur les 9 années simulées (kg/ha) ;
- les quantités de pesticide lessivé de la zone non saturée (atteignant la nappe phréatique), cumulées sur les 9 années simulées (kg/ha).

Les deux premiers paramètres de sortie constituent des résultats de bilan, alors que les deux autres paramètres sont des résultats de flux (ou d'écoulement).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Pour chaque paramètre considéré, les coefficients de sensibilité obtenus sont présentés pour la valeur de référence ($\alpha = 1$) et pour les variations maximales (positive et négative) appliquées. La valeur du coefficient de sensibilité relatif à la valeur de α égale à 1 est qualifiée de « valeur médiane » et exprime la sensibilité du modèle à proximité de la valeur de

référence du paramètre d'entrée. Elle est utilisée pour comparer la sensibilité du modèle à la variation des paramètres. Les tableaux 4 et 5 présentent le comportement des résultats de bilan et de flux à la variation des paramètres d'entrée. Ces derniers sont classés par ordre décroissant de sensibilité du

Tableau 1 Paramètres d'entrée pour le site de Ste-Catherine (simulation de référence).

Table 1 *Input parameters for the Ste-Catherine site (reference simulation)*

1) Début de la simulation : 1 juillet 1974
2) Fin de la simulation : 31 décembre 1984
3) Facteur de fonte de neige : 0,50 cm/° C
4) Profondeur d'évaporation dans le sol : 10 cm
5) Nombre d'heures d'ensoleillement journalier moyen mensuel :
janvier = 8,8 ; février = 10,1 ; mars = 11,7 ;
avril = 13,35 ; mai = 14,8 ; juin = 15,5 ;
juillet = 15,15 ; août = 14,35 ; septembre = 12,3 ;
octobre = 10,65 ; novembre = 9,45 ; décembre = 8,4.
6) Profondeur de la zone de racines : 30 cm
7) Couverture du feuillage des plants à maturité : 40 %
8) Etat de la surface du sol après la récolte : résidus sur le sol
9) « Numéro de courbe » :
- sol avant l'émergence des plants : 77
- sol avec plants : 67
- sol avec résidus après la récolte : 72
10) Nombre d'épisodes de plantation : 10 (1 par année)
11) Date d'émergence des plants : entre le 13 et le 17 juin
12) Date de maturation des plants : entre le 28 août et le 1 septembre
13) Date de la récolte : entre le 13 et le 17 septembre
14) Date de l'application du pesticide : entre le 13 et le 17 mai
15) Quantités de pesticide épandues : 2,24 kg/(ha · an)
16) Profondeur de l'application : 1 cm
17) Hauteur totale du profil du sol : 310 cm
18) Facteur d'assimilation de pesticide par les plantes : 1,0
19) Nombre total de compartiments dans le profil du sol : 31 (chaque compartiment mesure 10 cm d'épaisseur)

Tableau 2 Profil du sol simulé (simulation de référence).

Table 2 *Simulated soil profile (reference simulation).*

Horizon	1	2	3	4	5
Epaisseur (cm)	20	10	10	40	230
% de carbone organique	1,51	1,27	2,20	0,40	0,15
% de sable	91	87	88	96	96
Densité volumique (g/cm ³)	1,33	1,33	1,23	1,47	1,51
Point de flétrissement (cm ³ /cm ³)	0,0609	0,0531	0,0741	0,0339	0,0227
Capacité au champ (cm ³ /cm ³)	0,1498	0,1438	0,1859	0,0885	0,0703
Coefficient d'adsorption (cm ³ /g)	0,551	0,464	0,803	0,161	0,055
Coefficient de dégradation (d ⁻¹)	0,0200	0,0200	0,0020	0,0020	0,0020
Coefficient de dispersion (cm ² /d)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Contenu initial en eau (cm ³ /cm ³)	0,1054	0,0985	0,1300	0,0612	0,0465

Tableau 3 Variations maximales considérées pour les paramètres d'entrée du modèle PRZM.

Table 3 Maximum variations for the PRZM input parameters

Valeurs inférieures	Paramètres	Valeurs supérieures
-25,0 %	précipitations	+ 25,0 %
-25,0 %	températures	+ 25,0 %
-30,0 %	densité du sol	+ 30,0 %
-55,0 %	capacité au champ	+ 75,0 %
-50,0 %	point de flétrissement	+ 50,0 %
-14,0 %	* numéros de courbes *	+ 14,0 %
-96,7 %	zones de racines	+ 100,0 %
0,0 cm ² /d	dispersion	25 cm ² /d
-55,4 %	application du pesticide	+ 56,3 %
point de flétrissement	contenu initial en eau	capacité au champ
-100,0 %	évaporation dans le sol	+ 300,0 %

modèle. Les figures 1 à 4 montrent les coefficients de sensibilité relatifs obtenus. Les paramètres retenus intervenant principalement au niveau de l'écoulement de l'eau dans le sol, les coefficients de sensibilité relatifs obtenus sont nettement plus importants pour les résultats de flux que pour ceux de bilan. La fonction $S_r(\alpha)$ est continue et établit la relation mathématique entre la variation des paramètres d'entrée et celle des résultats. Un coefficient de sensibilité relatif unitaire exprime une même variation relative pour le résultat de la simulation que pour le paramètre d'entrée. Ainsi par exemple, en doublant la quantité épandue de pesticide, on obtient le double de pesticide lessivé.

En se référant à la valeur médiane des coefficients de sensibilité relatifs (tableaux 4 et 5), les précipitations constituent le paramètre dont la variation entraîne le plus de changements au niveau de la majorité des résultats, sauf pour les quantités cumulées de pesticide dégradé. Les précipitations ne jouent pas sur la dégradation du composé mais conditionnent son lessivage en favorisant son passage en solution au détriment de la phase adsorbée. Une variation sur les précipitations se répercute sur le lessivage du pesticide avec un effet de levier important ($|S_r| > 1$). Le taux d'application du pesticide représente l'apport de pesticide dans le système. Toute variation de ce paramètre induit une variation de même intensité sur les différents résultats avec un coefficient de sensibilité relatif égal à 1. Le taux d'application est par ailleurs le paramètre d'entrée dont la variation apporte le plus important changement au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé dans le profil de sol (fig. 1). Ces deux paramètres d'apport en eau et en pesticide peuvent varier considérablement à l'échelle de la zone d'application, mais leur moyenne est généralement bien connue, et ce sont des paramètres faciles à mesurer. La sensibilité du modèle à ces paramètres ne devrait donc pas constituer un problème ou une limitation pour l'application de la modélisation.

Le comportement des résultats à la variation de la densité du sol est similaire à celui obtenu pour la variation de la capacité au champ. Les résultats sont par ailleurs plus sensibles à une diminution des valeurs de ces para-

mètres qu'à une augmentation. Une augmentation de la capacité au champ implique que plus d'eau peut être retenue dans le sol, ce qui provoque l'écoulement d'une moins grande quantité d'eau entraînant moins de pesticide vers la nappe et augmentant la quantité de pesticide présent dans le sol. La concentration de pesticide adsorbée sur le sol, S , est régi par la relation

Tableau 4 Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r , pour les résultats de bilan.

Table 4 Relative sensitivity coefficients, S_r , obtained for the balance results.

Quantités cumulées de pesticide dégradé			Paramètre d'entrée	Quantités de pesticide présent dans le sol		
α minimal	α médian	α maximal		α minimal	α médian	α maximal
-0,285	-0,285	-0,285	précipitations	+1,271	-1,771	-2,096
+1,004	+1,004	+1,004	application de pesticide	+1,004	+1,004	+1,004
+0,464	+0,084	+0,008	capacité au champ	+2,117	+0,964	+0,330
+0,235	+0,148	+0,094	densité du sol	+2,054	+0,879	+0,376
-0,021	-0,080	-0,306	« numéros de courbe »	+0,334	+0,662	+1,202
+0,046	+0,046	+0,046	température	+0,198	+0,274	+0,352
+0,002	-0,013	-0,027	point de flétrissement	-0,141	-0,141	-0,141
-0,105	-0,062	-0,002	profondeur d'évaporation	+0,166	+0,031	+0,247
-	-0,002	-0,002	dispersion	-	-0,164	-0,108
+0,004	-0,019	-0,013	zone de racines	-0,011	+0,007	+0,033
0,000	0,000	0,000	contenu initial en eau	0,000	0,000	0,000

Tableau 5 Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r , pour les résultats de flux.

Table 5 Relative sensitivity coefficients, S_r , obtained for the flux results.

Quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines			Paramètre d'entrée	Quantités de pesticide atteignant la nappe phréatique		
α minimal	α médian	α maximal		α minimal	α médian	α maximal
+1,722	+1,722	+1,722	précipitations	+2,366	+2,366	-2,366
+1,004	+1,004	+1,004	application de pesticide	+1,003	+1,003	+1,003
-1,940	-0,950	-0,562	densité du sol	-2,750	-1,320	-0,761
-3,507	-0,670	-0,177	capacité au champ	-5,294	-1,070	-0,348
-0,213	-0,601	-1,701	« numéros de courbe »	-0,238	-0,273	-0,312
+0,189	+0,210	+0,234	point de flétrissement	+0,238	+0,273	+0,312
-13,081	-0,826	-0,082	zone de racines	+0,023	-0,117	-0,068
-0,433	-0,433	-0,433	température	-0,540	-0,540	-0,540
-0,222	-0,156	+0,147	profondeur d'évaporation	-0,297	-0,193	+0,120
-	+0,020	+0,012	dispersion	-	+0,026	+0,014
0,000	0,000	0,000	contenu initial en eau	0,000	0,000	0,000

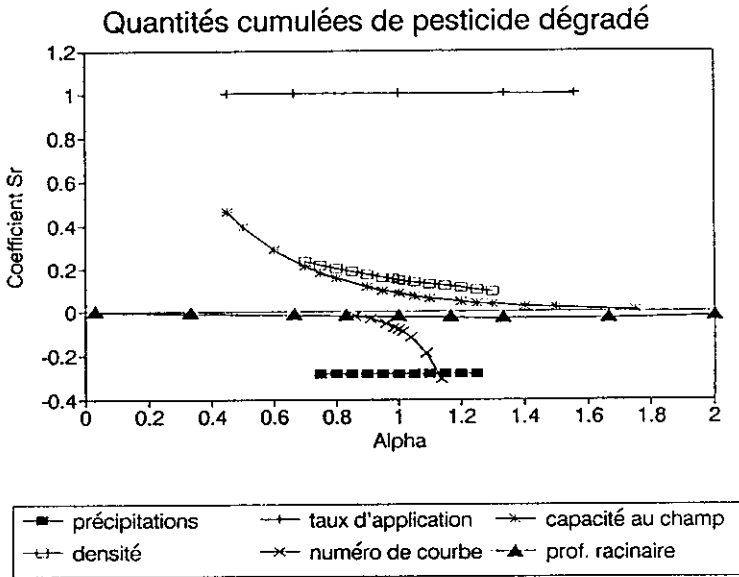


Figure 1 Coefficients de sensibilité relatifs obtenus au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé dans le profil de sol.
Relative sensitivity coefficients obtained for the cumulative masses of pesticide degraded in the soil profile.

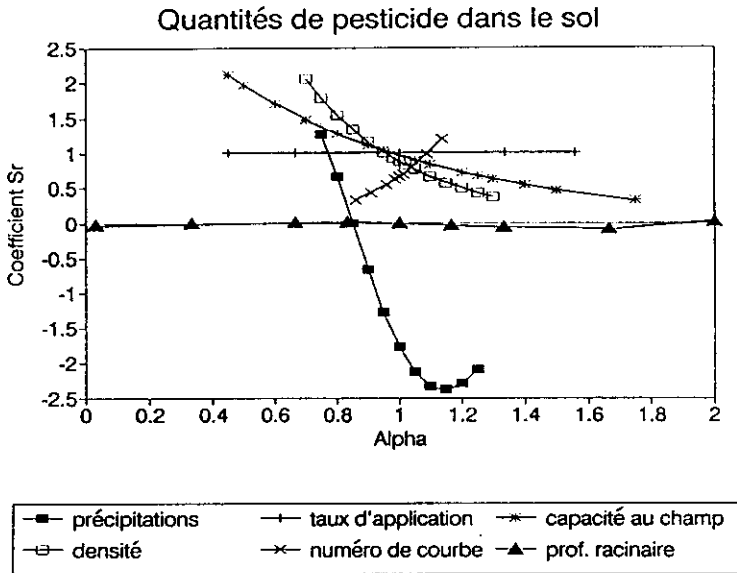


Figure 2 Coefficients de sensibilité relatifs obtenus au niveau des quantités de pesticide présent dans le profil de sol.
Relative sensitivity coefficients obtained for the masses of pesticide in the soil profile

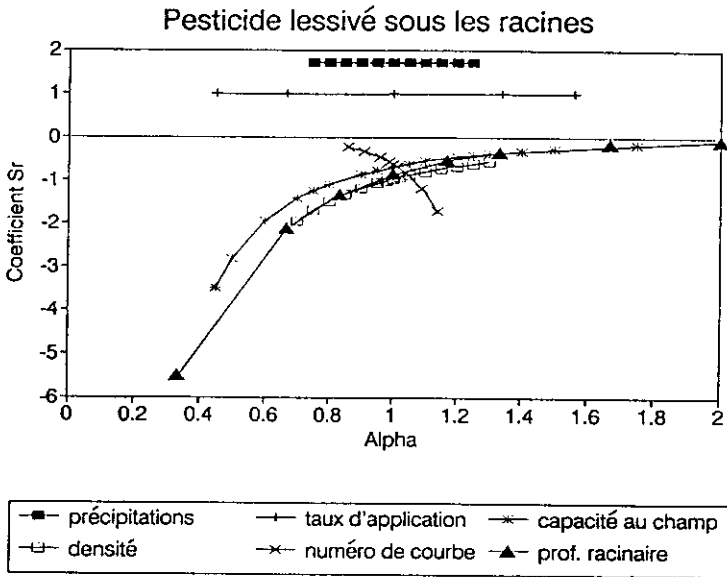


Figure 3 Coefficients de sensibilité relatifs obtenus au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.
Relative sensitivity coefficients obtained for the cumulative masses of pesticide leached from the root zone.

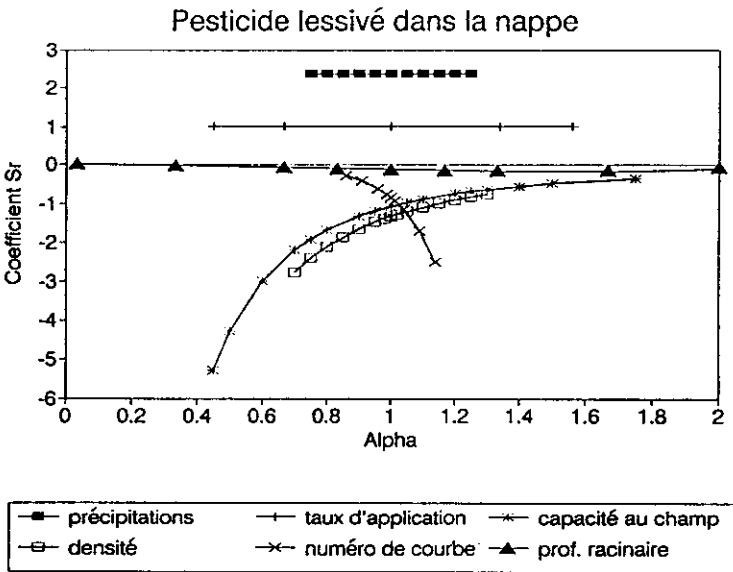


Figure 4 Coefficients de sensibilité relatifs obtenus au niveau des quantités cumulées de pesticide atteignant la nappe phréatique.
Relative sensitivity coefficients obtained for the cumulative masses of pesticide reaching the water table.

$S = K_d C \rho / \theta$, où K_d est le coefficient de distribution sol/eau, C la concentration de pesticide en solution, ρ la densité du sol, et θ le contenu en eau. Toute augmentation de la densité du sol accentue donc l'adsorption du pesticide et le retard dans sa migration, et augmente la quantité de pesticide présent dans le sol et disponible pour la dégradation. Dans ces conditions, moins de pesticide est lessivé vers la nappe. Ces paramètres ne présentent cependant pas, dans les faits, une grande variabilité spatiale, et il est rare d'observer des variations supérieures à 35 % de part et d'autre de leur valeur moyenne.

Les « numéros de courbe » (curve number) interviennent dans le fractionnement des précipitations en ruissellement et en infiltration dans le sol. L'influence de ce paramètre est donc à rapprocher de celle des précipitations, et l'impact de sa variabilité se fait donc surtout sentir au niveau des résultats reliés au transport du pesticide. Toute augmentation de ce paramètre engendre une diminution des quantités d'eau s'infiltrant dans le sol et se traduit par une diminution des quantités de pesticide lessivé, et par une augmentation des quantités de pesticide présent dans le sol. Une augmentation de ce paramètre, par rapport à sa valeur de référence, engendre pour tous les résultats une variation plus forte que celle résultant d'une diminution. L'épaisseur de la zone racinaire (pénétration des racines dans le sol) n'influence que très peu ce qui se passe dans le profil de sol. Son impact au niveau de l'écoulement de l'eau ne semble pas affecter la migration du pesticide. Bien entendu, la quantité de pesticide lessivé sous la zone de racines est influencée par la profondeur de la zone racinaire puisque le pesticide se dégrade lors de sa migration dans le sol (*fig. 3*), mais cet effet n'est pas imputable à la profondeur de pénétration des racines mais à la profondeur à laquelle est réalisée l'observation.

La température, le point de flétrissement, la profondeur d'évaporation et la dispersion influencent faiblement le modèle. La variation de ces paramètres provoque des variations des résultats négligeables, comparativement à celles produites par la variation des six paramètres d'entrée précédemment discutés. La variation du coefficient de dispersion n'a que très peu d'impact sur les résultats étudiés qui représentent des bilans intégrés, soit pour les neuf années simulées, soit pour le profil entier de sol. Les sensibilités seraient vraisemblablement différentes si l'on comparait des concentrations ponctuelles dans l'espace et dans le temps, pour lesquelles l'effet de dispersion devient alors important. La dispersion semblerait ainsi pouvoir être négligée dans ce type de situation, sans grande conséquence, lorsque l'on désire réaliser un bilan, c'est-à-dire une évaluation globale des risques de contamination de la nappe.

La représentation de la percolation au moyen d'un bilan de débordement utilisant la capacité au champ, plutôt qu'au moyen de l'équation de l'écoulement utilisant la conductivité hydraulique, est discutable. En effet, on a observé dans cette étude que le sol est, pendant 90 % du temps, à sa capacité au champ, ce qui ne semble pas compatible avec la réalité où l'état du sol pendant la période végétative évolue généralement entre le point de flétrissement et la capacité au champ. Cette représentation du phénomène de percolation semble un point faible du modèle PRZM. Si l'écoulement était simulé à l'aide de la conductivité hydraulique (au lieu de la capacité au champ), ce paramètre

serait alors sûrement un de ceux conférant la plus grande sensibilité au modèle. Cette sensibilité serait d'autant plus importante que ce paramètre présente sur le terrain une très grande variabilité spatiale (de plusieurs ordres de grandeur) et que sa caractérisation est difficile.

CONCLUSION

Alors que les coefficients d'adsorption et de dégradation avaient été identifiés comme les paramètres physico-chimiques du pesticide qui influencent le plus significativement le devenir du pesticide dans le sol (VILLENEUVE *et al.*, 1988), l'apport en eau (les précipitations et leur fractionnement par les « numéros de courbe ») et en pesticide (le taux d'application) sont deux paramètres cultureux qui apportent des changements importants au niveau du devenir de ce pesticide. Ceux-ci influencent grandement les quantités de pesticide présent et dégradé, ainsi que les flux de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique. La capacité au champ et la densité apparente sèche sont deux paramètres physique du sol influençant moyennement le transport du pesticide dans le sol, alors que la température, le point de flétrissement, la profondeur d'évaporation et la dispersion n'influencent que faiblement les résultats du modèle.

Les paramètres d'apport en eau et en pesticide sont très variables à l'échelle de la zone d'application, mais leur moyenne est généralement bien connue, et ce sont des paramètres faciles à connaître. Ces paramètres ne devraient donc pas constituer un problème ou une limitation pour l'application du modèle. La capacité au champs et la densité apparente sèche du sol présentent une variabilité spatiale moyenne avec des variations de 35 % de part et d'autre de leur valeur moyenne. Il est donc nécessaire d'apporter un soin particulier à l'acquisition de ces paramètres. Si la modélisation de l'écoulement était réalisée à l'aide de la conductivité hydraulique, au lieu de la capacité au champ, ce paramètre induirait au modèle une sensibilité d'autant plus importante que ce paramètre présente une très grande variabilité spatiale de plusieurs ordres de grandeur. A l'opposé, la variation du coefficient de dispersion semble n'avoir que peu d'impact sur les résultats de bilan intégré et semble ainsi pouvoir être négligée sans grande conséquence dans ce type de situation où l'on désire réaliser un bilan, c'est-à-dire une évaluation globale des risques de contamination de la nappe.

Le modèle PRZM est un modèle déterministe capable de prédire les risques de contamination d'une nappe souterraine, à condition de posséder une quantité suffisante de données d'entrée. Il apparaît important de quantifier le mieux possible ces paramètres à l'aide d'un nombre suffisant d'échantillons pour obtenir une valeur moyenne représentative. Si le site est un vaste territoire présentant de fortes hétérogénéités, il est alors préférable de resserrer le patron d'échantillonnage, de définir des secteurs homogènes

possédant les mêmes caractéristiques, et d'appliquer le modèle à chacun de ces secteurs. De cette façon, les résultats obtenus seront plus représentatifs et permettront d'identifier le secteur le plus vulnérable. D'autre part, l'utilisation déterministe de la moyenne obtenue pour chaque paramètre peut être discutable dans le cas d'une variabilité spatiale importante de ces paramètres. Il ressort de cela que l'approche stochastique devrait être préférée à l'approche purement déterministe, comme préconisé par WAGENET (1986) et NIELSEN *et al.* (1986), puisque seule cette approche permet de prendre réellement en compte la variabilité spatiale des paramètres.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- CARSEL R.F., MULKEY L.A., LORBER M.N., BASKIN L.B., 1985. The pesticide root zone model (PRZM) : a procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. *Ecological Modelling*, **30**, 49-69.
- CARSEL R.F., NIXON W.B., BALLANTINE L.G., 1986. Comparison of pesticide root zone model predictions with observed concentrations for the tobacco pesticide metalaxyl in unsaturated zone soils. *Environ. Toxicol. Chem.*, **5**, 345-353.
- CARSEL R.F., SMITH C.N., MULKEY L.A., DEAN J.D., JOWISE P., 1984. User manual for the pesticide root zone model (PRZM). Release 1, U.S. Environmental Protection Agency, Report EPA-600/3-84-109, 216p.
- JONES R.L., ESTES T.L., 1987. Modeling unsaturated zone movement of aldicarb residues from applications to potatoes in Eastern Canada. *Water Pollut. Res. J. Canada*, **22**(1), 99-106.
- JONES R.L., HORNSBY A.G., RAO P.S.C., ANDERSON M.P., 1987. Movement and degradation of aldicarb residues in the saturated zone under citrus groves on the Florida ridge. *J. Contaminant Hydrol.*, **1**(3), 265-285.
- LORBER M.N., OFFUTT C.K., 1986. A method for the assessment of groundwater contamination potential using a Pesticide Root Zone Model (PRZM) for the unsaturated zone. In Garner, W.Y., Honeycutt, R.C., Nigg, H.N. (Eds), *Evaluation of Pesticides in Groundwater*, Am. Chem. Soc. Symp. Series 315, Washington, D.C., 330-341.
- tion of Pesticides in Groundwater*, Am. Chem. Soc. Symp. Series 315, Washington, D.C., 342-365.
- Mc CUEN R.H., 1973. The role of sensitivity analysis in hydrology modeling. *J. Hydrology*, **18**, 37-53.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU CANADA, 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Min. des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa, Canada, 134 p.
- NIELSEN D.R., VAN GENUCHTEN M.TH., BIGGAR J.W., 1986. Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. *Water Resour. Res.* **22**, 895-1086.
- RAYMOND R., LAFLAMME G., GODBOUT G., 1976. Pédologie du Comté de Portneuf, Québec. Ministère de l'Agriculture du Québec, Direction générale de la recherche et de l'enseignement, Québec, Canada.
- VILLENEUVE J.P., LAFRANCE P., BANTON O., FRECHETTE P., ROBERT C., 1988. A sensitivity analysis of adsorption and degradation parameters in the modeling of pesticide transport in soils, *J. Contaminant Hydrol.*, **3**, 77-96.
- WAGENET R.J., 1986. Principles of modeling pesticide movement in the unsaturated zone. In Garner, W.Y., Honeycutt, R.C., Nigg, H.N. (Eds), *Evaluation of Pesticides in Groundwater*, Am. Chem. Soc. Symp. Series 315, Washington, D.C., 330-341.