Analyse de sensibilité d'un modèle simulant le transport de contaminants dans le sol.

Claude Robert, ing.

Mémoire soumis pour l'obtention d'une

Maîtrise en Sciences de l'Eau

à

L'Université du Québec

Institut National de la Recherche Scientifique

INRS-Eau

1989

Résumé

Analyse de sensibilité des paramètres d'un modèle simulant le transport de contaminants dans le sol.

Par une analyse de sensibilité paramétrique, il est possible d'identifier à l'intérieur d'un modèle mathématique, les paramètres d'entrée qui ont le plus d'influence sur les résultats, et dont l'évaluation sur le terrain demandera une attention particulière. Cette analyse a été appliquée au modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model), qui simule le transport de pesticide dans la zone non saturée du sol en mettant l'accent sur les phénomènes généralement rencontrés dans la zone de racines des plantes. Comme c'est le mouvement de l'eau qui est le principal moteur du transport des contaminants dans le sol, les paramètres d'entrée nécessaires pour simuler ce phénomène ont principalement été analysés. Cette étude a permis de constater que le modèle PRZM est très sensible à la variation des hauteurs de précipitation, du taux d'application du pesticide, de la capacité au champ et de la densité du sol.

Remerciements

Je désire remercier particulièrement mon directeur de thèse, M. Jean-Pierre Villeneuve, professeur, pour le soutien et le suivi qu'il m'a accordés tout au long de mon projet. Son aide fut grandement appréciée au niveau de la planification et de l'organisation de mes travaux de recherches, au niveau de la théorie sous-tendue par cette étude, ainsi que pour la rédaction de ce mémoire.

Je tiens à remercier également tous les membres de l'équipe, qui entourent M. Villeneuve, pour l'aide technique et scientifique qu'ils m'ont apportée. Les échanges d'idées m'ont été profitables à maintes reprises. Des remerciements sont adressés au personnel de l'Institut National de la Recherche Scientifique-Secteur Eau (INRS-Eau) pour leur amabilité et la promptitude de leurs services. Finalement, je ne peux passer sous silence l'intérêt qu'a porté M. Régis Simard, chercheur scientifique à Agriculture Canada, à la correction de mon mémoire.

Cette recherche a été possible en partie grâce à une bourse d'études du Fonds pour la Formation de Chercheurs et l'Aide à la Recherche (FCAR), concours B1 (comité 04A).

TABLE DES MATIERES

Résumé..... i

Remerciements..... ii

Table des matières..... iii

Liste des tableaux..... vi

Liste des figures..... vii

Chapitre page

1. Introduction..... 2

2. Revue des processus modélisés dans la zone non saturée du sol..... 12

2.1: Ecoulement de l'eau dans la zone non saturée ... 12

2.1.1: Généralités..... 12

2.1.2: Le transfert dans la zone non saturée..... 19

2.2: Transport de solutés dans la zone non saturée... 31

2.2.1: Equation du transport de solutés..... 31

2.2.2: Processus du transport de solutés..... 35

2.2.2.1: La dispersion..... 35

2.2.2.2: L'adsorption-désorption..... 38

2.2.2.3: Apports et pertes..... 43

3. Analyse de sensibilité..... 51

4. Analyse de sensibilité appliquée à un modèle mathématique simulant le transport de contaminants dans la zone non saturée du sol..... 61

4.1: Description du modèle PRZM..... 61

4.2: Paramètres d'entrée considérés dans l'étude de sensibilité..... 76

4.3: Stratégie de simulation..... 80

4.3.1: Caractéristiques du site contaminé..... 80

4.3.2: Valeurs des paramètres utilisés dans les simulations..... 83

4.3.3: Méthodologie employée et variations des paramètres..... 94

5. Résultats et discussion..... 105

5.1: Les précipitations..... 112

5.2: La capacité au champ..... 122

5.3: La densité du sol..... 131

5.4: Les "numéros de courbe"..... 140

5.5: La zone de racines..... 150

5.6: Le point de flétrissement..... 159

5.7: La température..... 166

5.8: La dispersion..... 175

5.9: Le taux d'application du pesticide..... 183

5.10: Le contenu en eau initial..... 189

5.11: La profondeur d'évaporation..... 190

6. Conclusion..... 199

Annexe A 206

Bibliographie..... 244

Autres références consultées:..... 251

Liste des tableaux

Tableau 3.1: Signification du signe du coefficient de sensibilité relatif S_r par rapport au signe de la variation de x, Δx..... 59

Tableau 4.1: Description du profil du sable Morin en milieu cultivé..... 82

Tableau 4.2-a: Valeurs des paramètres d'entrée du modèle PRZM, spécifiques à la région de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier pour la simulation de référence..... 85

Tableau 4.2-b: Description du profil du sol utilisé dans le modèle PRZM pour la simulation de référence..... 86

Tableau 4.3: Valeurs des différents coefficients de régression pour la calcul de la capacité au champ et du point de flétrissement d'un sol.... 89

Tableau 4.4: Revue des valeurs des constantes de l'adsorption et de la dégradation utilisées pour l'aldicarbe à l'intérieur du modèle PRZM..... 92

Tableau 4.5: Plage de variation considérée pour chacun des paramètres d'entrée..... 96

Tableau 5.1: Valeurs du coefficient de sensibilité relatif pour les résultats de flux..... 107

Tableau 5.2: Valeurs du coefficient de sensibilité relatif pour les résultats de bilan..... 108

Liste des figures

Figure 2.1: L'état des eaux souterraines près de la surface du sol..... 14

Figure 2.2: Courbes de la succion Ø en fonction de la teneur en eau θ pour plusieurs types de sols..... 16

Figure2.3: Illustration de l'hystérésis dans la relation Ø(θ)..... 18

Figure 2.4: Relation typique entre la conductivité hydraulique K et la succion (ou tension) Ø 20

Figure 2.5: Courbes caractéristiques de la teneur en eau θ et de la conductivité hydraulique K en fonction de la succion (ou tension) Ø 28

Figure 3.1: Fonction discontinue pour la relation entre le coefficient de sensibilité et la variation du paramètre x en pourcentage..... 55

Figure 3.2: Relation complexe entre les résultats des simulations F et la variation du paramètre x 55

Figure 4.1: Processus considérés dans le modèle PRZM..... 62

Figure 4.2: Région de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier.... 81

Figure 5.1: Différence entre les précipitations et les quantités d'eau s'infiltrant dans le sol..... 113

Figures 5.P.1, 5.P.2, 5.P.3, 5.P.4: Réponse du modèle PRZM à la variation des précipitations....117 à 120

Figure 5.P.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation des précipitations..... 121

Figures 5.C.1, 5.C.2, 5.C.3, 5.C.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la capacité au champ... 126 à 129

Figure 5.C.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la capacité au champ 130

Figures 5.D.1, 5.D.2, 5.D.3, 5.D.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la densité.....135 à 138

Figure 5.D.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la densité..... 139

Figures 5.N.1, 5.N.2, 5.N.3, 5.N.4: Réponse du modèle PRZM à la variation des "numéros de courbes".. 145 à 148

Figure 5.N.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation des "numéros de courbes".. 149

Figures 5.Z.1, 5.Z.2, 5.Z.3, 5.Z.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la zone de racines..... 154 à 157

Figure 5.Z.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la zone de racines.. 158

Figures 5.F.1, 5.F.2, 5.F.3, 5.F.4: Réponse du modèle PRZM à la variation du point de flétrissement..161 à 164

Figure 5.F.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation du point de flétrissement. 165

Figures 5.T.1, 5.T.2, 5.T.3, 5.T.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la température.....170 à 173

Figure 5.T.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la température..... 174

Figures 5.S.1, 5.S.2, 5.S.3, 5.S.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la dispersion.....178 à 181

Figure 5.S.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la dispersion..... 182

Figures 5.A.1, 5.A.2, 5.A.3, 5.A.4: Réponse du modèle PRZM à la variation du taux d'application de pesticide.....184 à 187

Figure 5.A.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation du taux d'application de pesticide..... 188

Figures 5.E.1, 5.E.2, 5.E.3, 5.E.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la profondeur d'évaporation.....193 à 196

Figure 5.E.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la profondeur d'évaporation..... 197

CHAPITRE 1

INTRODUCTION:

Les eaux souterraines sont une ressource négligée au Canada. Bien qu'environ 25% de la population puise son eau potable dans les eaux souterraines, la dispersion de ces utilisateurs (majoritairement des utilisateurs ruraux) explique en partie le fait que peu d'attention ait été accordée à la protection et au développement de cette ressource. Au Québec, c'est environ 20% de la population qui s'alimente en eau potable à partir des nappes souterraines (Sylvestre, 1984).

En raison de sa qualité et du manque possible de ressources en eau de surface dans certaines régions, il est prévu que l'eau souterraine sera de plus en plus utilisée dans les années à venir. En même temps qu'on devient plus dépendant d'une ressource, on devient plus conscient de la nécessité de la protéger.

Dans les dernières décennies, l'intensification du développement industriel, de l'urbanisation et de la production agricole a amené l'apparition, et du même coup l'utilisation de plus en plus grande, de substances synthétiques potentiellement polluantes. Ainsi l'agriculture a cherché à augmenter ses rendements par l'utilisation d'une plus grande diversité de pesticides, qui permettent le contrôle des nuisances, mais dont le destin final est souvent de s'accumuler dans l'environnement.

Longtemps considérée comme une ressource bien protégée des polluants par le sol, l'eau souterraine n'échappe pas aux conséquences d'une utilisation trop souvent irrationnelle de ce "filtre vivant". De nombreuses études démontrent la limite des sols à dégrader ces substances synthétiques souvent hautement toxiques même en très faible concentration. Parce qu'il y a un délai inévitable entre l'introduction d'un contaminant dans les eaux souterraines et sa réapparition ailleurs dans l'environnement, la contamination des eaux souterraines n'est généralement pas reconnue comme un problème urgent. Il est ainsi fort probable que de nombreuses nappes souterraines soient déjà contaminées sans qu'on le sache.

Une étude récente menée aux Etats-Unis rapporte la présence de nombreuses substances organiques synthétiques dans les eaux souterraines (Westrick et al., 1982). La présence d'au moins un contaminant a été décelée dans 28.7% des 181 municipalités inventoriées. Quant aux pesticides, des cas de contamination des eaux souterraines ont été rapportés entre autres dans l'état de New York (Long Island, aldicarbe; Zaki et al., 1982), au Nebraska (Platte Valley, atrazine; Wehtje et al., 1981), au Wisconsin (Central Sand Plain, aldicarbe et atrazine; Harkin et al., 1984), ainsi qu'en Californie (1,2-dibromo- 3-chloropropane, DBCP; Cohen, 1982).

Au Canada, plusieurs cas de contamination de même nature ont été identifiés; par exemple, dans la région d'Abbotsford

dans la vallée du Lower Fraser (1,2-dichloropropane; Environnement Canada, 1985). Dans la vallée de l'Okanagan (Colombie-Britannique) et dans la région du lac Osoyoos, on a retrouvé des traces (1-5 ppb) d'au moins 14 pesticides (Pupp, 1985). A l'Ile du Prince Edouard, où on utilise l'aldicarbe pour la culture de la pomme de terre, on en a retracé dans 22% des puits échantillonnés sur les fermes (Environnement Canada, 1985). Environ 85% de toute l'eau souterraine utilisée au pays pour des fins domestiques, commerciales ou industrielles provient d'aquifères superficiels constitués principalement par des dépôts de sable et de gravier et particulièrement vulnérables à la contamination. Ces aquifères sont notamment importants dans le sud de l'Ontario, au Québec et dans les terres basses de la Colombie-Britannique (Chaput et al., 1986).

Le Québec n'échappe pas à ces problèmes de contamination. Quelques cas de sources ponctuelles de contamination ont déjà été décelés au Québec, dont un des plus importants fut celui de Ville Mercier, où la nappe a été contaminée par des rejets industriels qui ont diffusé à partir d'un site d'enfouissement (Poulin, 1977). Pour ce qui est des sources diffuses de contamination, les agriculteurs du Québec ont utilisé, en 1982, 2,308,396 kilogrammes de matières actives de pesticides, comparativement à 2,146,350 kilogrammes en 1978, pour une augmentation d'environ 8%. En fonction de la superficie totale en culture au Québec, la quantité totale de matières actives vendues en 1982, excluant les huiles, correspond à un taux d'application moyen de

0.97 kg à l'hectare. Ramené sur la base de la superficie en terres cultivées, le taux de 1978 aurait été de 0.73 kg/ha. Sur la même base de comparaison, le taux moyen d'application aux Etats-Unis en 1976 était de 2.14 kg/ha. L'utilisation des pesticides au Québec en 1982 a surtout été concentrée dans les bassins hydrographiques des rivières Yamaska, Richelieu, Saint-Régis, Châteauguay et l'Assomption (Environnement Canada et MENVIQ, 1984).

Alors qu'en 1984, des spécialistes du ministère de l'Environnement du Québec observaient que 8 puits sur 48 échantillonnés (soit 17%) présentaient des résidus d'aldicarbe (à des concentrations variant entre 2 et 17 µg/L); en 1986, ils ont constaté que 29 puits sur 123 échantillonnés (soit 24%) présentaient au moins 2 µg/L d'aldicarbe, dont 9 puits où la concentration dépassait 9 µg/L (la norme maximale émise par Santé et Bien-Etre Canada). Les principales régions agricoles touchées par cette contamination sont celles de Joliette-l'Assomption et de Portneuf (communication personnelle avec M. Marcel Sylvestre, MENVIQ, 1987).

Les activités de l'homme liées à l'utilisation des sols sont les principales causes de la dégradation de la qualité des eaux souterraines. Qu'il s'agisse d'impacts régionaux liés à la vocation des sols (sources diffuses de pollution) ou d'impacts locaux liés à des utilisations ponctuelles (sources ponctuelles de pollution), lorsqu'elles sont inadéquatement contrôlées, ces

activités peuvent conduire à la pollution des nappes aquifères. Régionalement, les sols peuvent servir au développement urbain, agricole ou industriel. Localement, ils seront utilisés pour des fosses septiques, des étangs d'oxydation, des lagunes d'infiltration, des lagunes de rétention, l'enfouissement de déchets radioactifs de faible intensité, le stockage de sel ou de fumier, ou encore subiront des déversements accidentels d'hydrocarbures ou de liquides industriels toxiques.

Devant la multiplication et l'aggravation des cas de contamination des eaux souterraines, le ministère de l'Environnement du Québec a mis sur pied, en 1984, un réseau de surveillance de la qualité de l'eau souterraine visant à déterminer la potabilité de l'eau, à retracer le cheminement d'enclaves de contamination, et, à fournir des données pour comprendre les mécanismes de propagation des contaminants (Sylvestre, 1984). Ces objectifs ne pourront être atteints pleinement que dans la mesure où le réseau de surveillance fournira des données fiables et représentatives des phénomènes observés.

Il est à noter, cependant, qu'un tel réseau ne se limite qu'à la zone saturée du sol, là où la dégradation naturelle des contaminants devient très faible compte tenu des conditions réductrices, abiotiques, froides et obscures qui y prévalent. De plus, face aux difficultés techniques et aux coûts particulièrement élevés qu'engendrent les opérations de décontamination d'une nappe souterraine, il est nécessaire de prendre conscience de

l'importance de la prévention dans la lutte contre cette pollution. Les différentes actions des gouvernements et les efforts accomplis par certains intervenants démontrent le souci des collectivités de protéger cette ressource qu'est l'eau souterraine.

Cependant, pour protéger cette ressource, on doit être capable de prédire et d'évaluer les risques de contamination, et, pour minimiser ces risques on doit posséder des outils qui permettent de caractériser l'évolution des contaminants vers et dans la nappe phréatique. La modélisation mathématique, étant basée sur la représentation des processus physiques, chimiques et biologiques qui ont lieu dans le sol, s'avère donc un outil à privilégier pour la prédiction de l'évolution et du cheminement des contaminants. L'obtention de prédictions quantitatives fiables sur le destin des contaminants dans les eaux souterraines nécessite avant tout une compréhension adéquate des processus qui contrôlent le transport advectif, la dispersion hydrodynamique et les réactions physiques, chimiques et biologiques, en tenant compte des conditions hydrogéologiques et climatiques.

Afin de constituer un modèle mathématique, ces processus doivent être traduits sous forme de relations mathématiques précises utilisant des paramètres bien définis. L'analyse des problèmes de contamination peut donc être facilitée par l'utilisation de modèles numériques de simulation qui résolvent les

équations mathématiques représentant l'écoulement de l'eau et le transport des polluants.

Par un réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines, nous ne pouvons obtenir des renseignements que sur l'état des eaux à un moment bien précis, tandis que les modèles mathématiques peuvent être utilisés efficacement pour quantifier et prédire dans le temps l'évolution et le cheminement des contaminants vers et dans la nappe phréatique.

En gardant à l'esprit les notions de prévention et de protection, il faut alors éviter autant que possible que les substances polluantes ou leurs dérivés atteignent la nappe souterraine. C'est pourquoi, il est important, dans un premier temps, d'aborder la modélisation du destin des contaminants dans les premiers décimètres du sol, soit dans la zone non saturée du sol (aussi appelée la zone vadose). Quelques modèles du comportement des contaminants, ou plus particulièrement des pesticides, dans la partie supérieure du sol ont été proposés: Pickens et Gillham, 1980; Luckner et Nitsche, 1981; De Smedt, 1981; Rao et al., 1979; Hance, 1980; Enfield et al., 1982; Jury, 1982; Jury et al., 1982; Jury et al., 1986; Wagenet, 1986.

Toutefois, il faut admettre que les modèles mathématiques existant actuellement ne réussissent pas à décrire tous les processus qui peuvent exister dans le milieu naturel. La complexité et l'interdépendance des différents mécanismes,

régissant le transport des contaminants dans le sol, nous amènent parfois à en simplifier considérablement la représentation. Le développement de modèles plus représentatifs de la réalité deviendrait fort complexe et nécessiterait la connaissance d'une multitude de paramètres et de données. Cependant, la rareté, l'imprécision et la nature locale ou parcellaire des données disponibles sur les nappes souterraines et la zone non saturée du sol empêchent la création et l'utilisation de modèles très élaborés.

La fiabilité des résultats prédits par des modèles déterministes sera principalement fonction de la précision dans l'évaluation des différents paramètres pour un site donné. A l'aide d'une analyse de sensibilité, il nous sera alors possible d'évaluer la sensibilité d'un modèle à la variabilité des valeurs des paramètres exigés. L'importance de cette variabilité est principalement liée à l'hétérogénéité du sol et du sous-sol, à la variabilité des conditions climatiques et des propriétés transitoires du sol, ainsi qu'aux méthodes ou techniques de mesure à la fois en laboratoire et sur le terrain.

Le but de cette étude est donc d'évaluer les réactions d'un modèle de transport de pesticide dans la zone non saturée du sol à la variabilité des valeurs des paramètres pertinents aux mécanismes de l'écoulement de l'eau et des contaminants. De plus, une telle étude pourrait nous permettre d'identifier les caractéristiques du milieu qui gouvernent le destin des

contaminants et d'évaluer leur importance relative, d'orienter l'acquisition des connaissances sur les processus mis en cause, de mieux définir les besoins en données, de rendre les campagnes de mesures sur le terrain plus efficaces, et enfin d'établir l'ordre de précision des mesures des paramètres.

Dans un premier temps, une revue de la littérature identifiera et décrira les principaux processus physiques, chimiques et biologiques couramment modélisés. Par la suite, la définition d'une analyse de sensibilité et son utilité dans tout exercice de modélisation seront présentées. Enfin, une telle analyse sera appliquée au modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model), qui englobe les principaux processus couramment modélisés. Les résultats seront présentés et discutés.

CHAPITRE 2

Revue des processus modélisés dans la zone non saturée du sol:

Suite à une brève revue de la littérature concernant la modélisation mathématique du transport de substances contaminantes dans la zone non saturée du sol, les processus les plus couramment modélisés seront décrits et leurs expressions mathématiques respectives seront présentées.

Comme c'est le mouvement de l'eau qui est le principal moteur du transport des polluants, on discutera dans un premier temps des phénomènes régissant l'écoulement de l'eau dans la zone non saturée pour ensuite s'attarder plus spécifiquement aux mécanismes responsables du transport des solutions (eau + contaminants).

2.1: Ecoulement de l'eau dans la zone non saturée:

2.1.1: Généralités:

On divise souvent le sol dans lequel se trouvent les eaux souterraines en deux grandes zones:

- la zone saturée (ou zone de saturation)
- la zone non saturée (ou zone d'aération, ou zone vadose).

Dans la zone de saturation, les interstices du sol sont entièrement remplis de liquide; la teneur en eau, θ, correspondant au volume d'eau sur le volume du sol, est alors égale au volume des vides, donc à la porosité, n . L'écoulement de l'eau obéit alors à la loi empirique de Darcy.

La zone non saturée occupe tout le volume entre la surface du sol et la zone saturée. Dans cette zone, il existe dans les pores du sol à la fois une phase liquide et une phase gazeuse (air).

Dans un milieu saturé, la charge hydraulique H , en un point P , est définie comme étant le niveau auquel se fixe la surface libre de l'aquifère dans un tube piézométrique se terminant au point P (voir Figure 2.1-a). Le niveau de référence choisi pour la mesure de H est arbitraire mais correspond souvent au niveau de la mer. La charge hydraulique, qui est en fait une énergie, peut être décomposée en énergie potentielle z (énergie de position) et en énergie de pression h . Ainsi,

$$H = h + z \qquad (2.1)$$

L'énergie potentielle de l'eau en un point déterminé du milieu poreux est mesurée par l'élévation z du point au-dessus (ou en-dessous) du niveau de référence choisi (z est positif lorsque le point se trouve au-dessus). L'énergie de pression h représente la pression dans le tube piézométrique. Généralement,

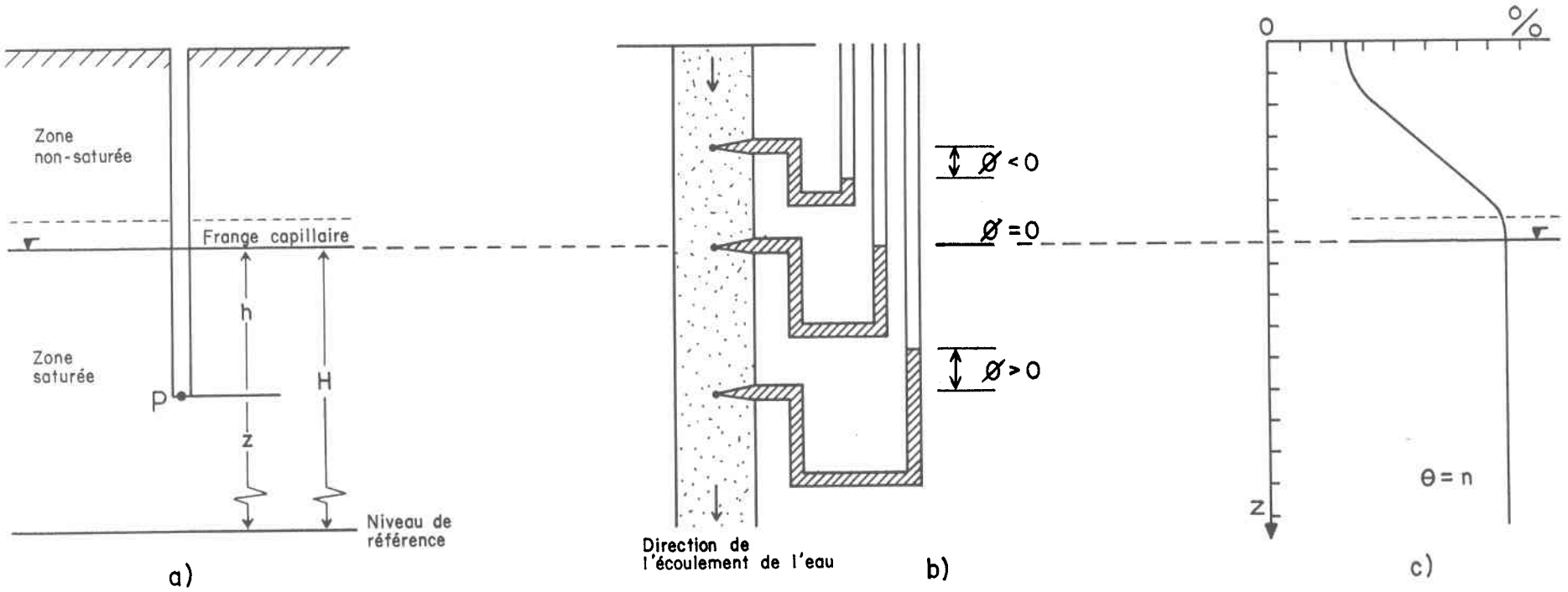

FIGURE 2.1: L'état des eaux souterraines près de la surface du sol: a)la zone saturée et la zone non saturée; b)la relation entre la charge de pression dans la zone saturée et la tension dans la zone non saturée; c)le profil de la teneur en eau θ en fonction de la profondeur (tirée de Freeze and Cherry, 1979).

on adopte comme pression de référence nulle la pression atmosphérique p_o . Dans la zone saturée, h est positive ou nulle; la pression étant toujours supérieure ou égale à la pression atmosphérique.

Les mêmes concepts de charge hydraulique, d'énergie potentielle et de pression se retrouvent dans l'étude de la zone non saturée.

Cependant, la différence essentielle est que l'eau est en dépression dans la zone non saturée. C'est-à-dire que la pression de l'eau, p_w , au lieu d'être supérieure à la pression atmosphérique p_o , devient inférieure à celle-ci. Cette pression peut être mesurée à l'aide d'un tensiomètre. Au terme h (charge de pression) des milieux saturés, correspond le terme

$$\emptyset = \frac{p_w - p_o}{\tau_w} \qquad (2.2)$$

pour les milieux non saturés où τ_w est le poids unitaire de l'eau.

Le terme $\emptyset$ est donc négatif et possède les dimensions d'une hauteur d'eau. Généralement, on l'appelle succion ou tension (voir Figure 2.1-b).

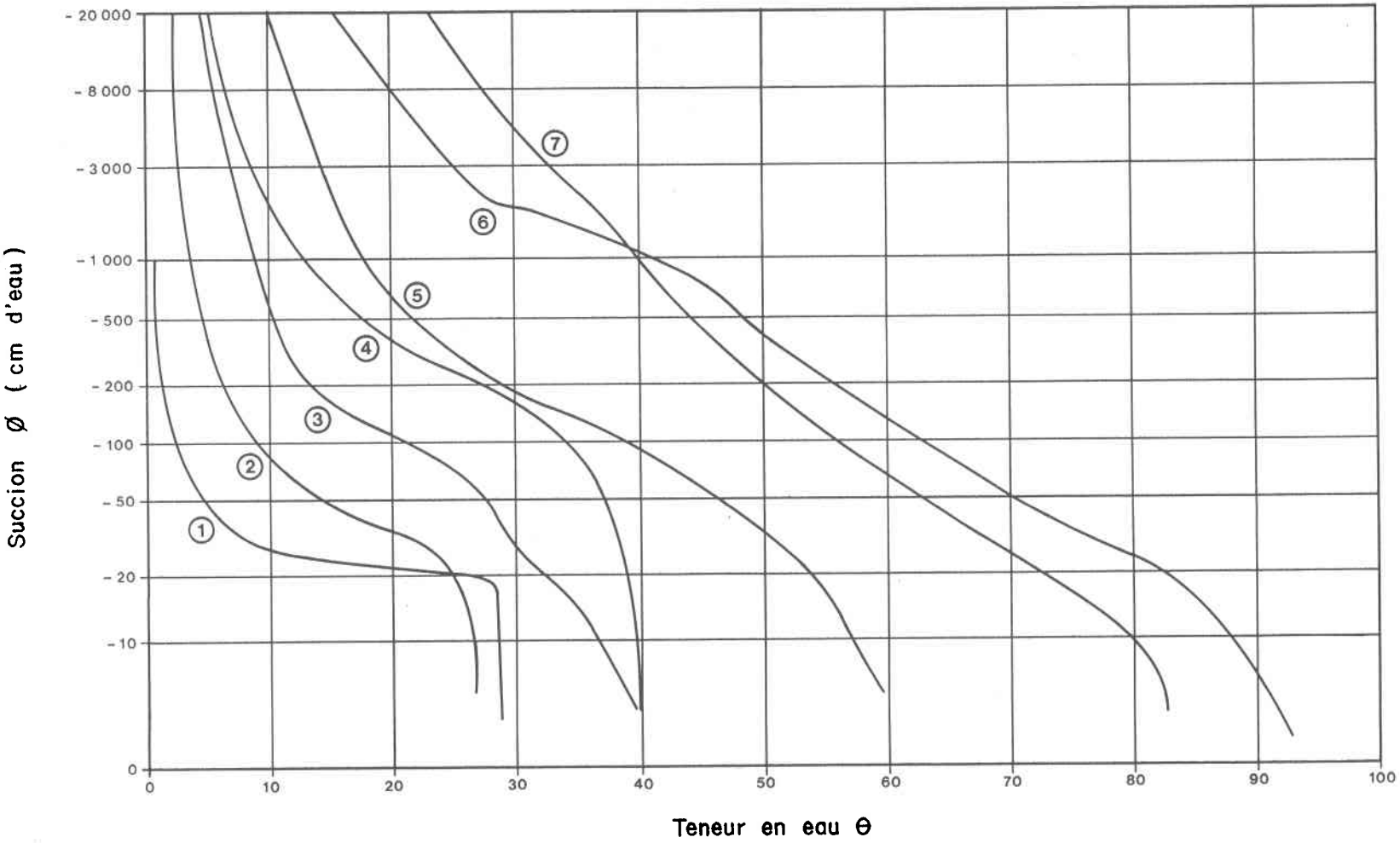

FIGURE 2.2: Courbes de la succion Ø en fonction de la teneur en eau Θ pour plusieurs types de sols: 1- sable (≤500µm); 2- sable "Ramona"; 3- terre argileuse "Placentia"; 4- terre sableuse "Hanford"; 5- terre argileuse "Yole"; 6- argile "Olympic"; 7- terre limono-argileuse "Chino" (tirée de Richards, 1965).

Tout point de la zone non saturée peut être caractérisé, à un temps donné, par sa teneur en eau volumique θ (voir Figure 2.1-c). Il existe alors une relation entre la teneur en eau et la succion; lorsqu'on tend vers la saturation, la succion tend vers zéro. On remarque que la succion est d'autant plus élevée que la teneur en eau est faible. A la Figure 2.2, on retrouve des exemples de courbes pour Ø(θ) , et ce, pour différents types de sol. On peut remarquer que la texture du sol a une grande importance sur l'allure de la courbe. L'intersection d'une de ces courbes avec la droite Ø = 0 présenterait directement la porosité du sol n .

Cependant, un phénomène qui introduit une sérieuse complication au traitement des écoulements en milieu non saturé est le phénomène d'hystérésis. En effet, la courbe Ø(θ) peut être déterminée soit en drainant un milieu saturé au départ, soit en humidifiant un sol initialement sec; les courbes obtenues dans chacun des cas ne sont pas identiques. La Figure 2.3 illustre le phénomène d'hystérésis existant dans la relation teneur en eau-succion. De plus, la courbe Ø(θ) dépend de la valeur de la teneur en eau à partir de laquelle on est passé du drainage à l'humidification (ou inversement de l'humidification au drainage).

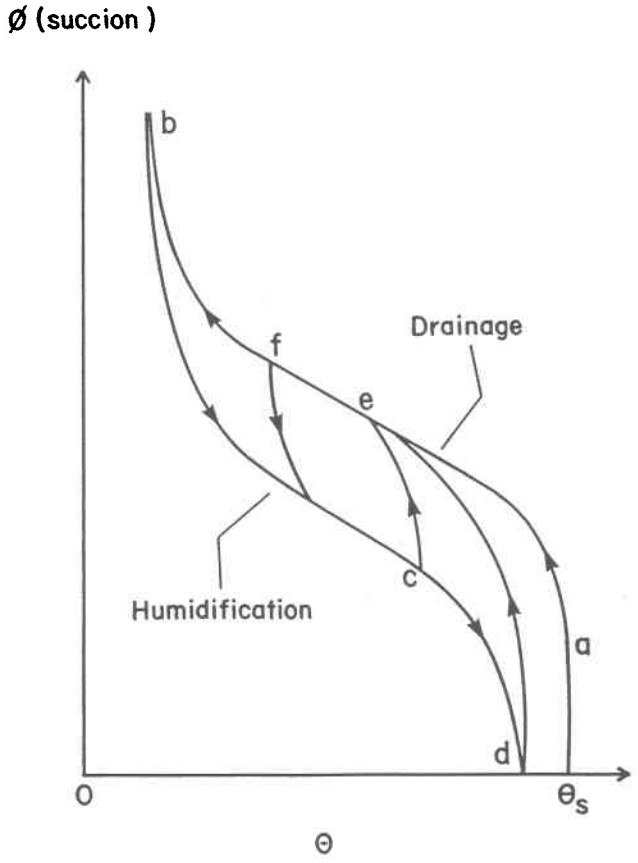

FIGURE 2.3: Illustration de l'hystérésis dans la relation Ø(θ) pour un matériau relativement grossier. Si à partir de ⓐ on draine le sol jusqu'à ⓕ, et que par la suite on lui fait subir à nouveau une humidification, la courbe suivie ne sera pas "fea" mais "fcd". Si en ⓒ on recommence à drainer le sol, la courbe suivie sera "cef" (tirée de Klute, 1965).

2.1.2: Le transfert dans la zone non saturée:

L'équation de Darcy, décrivant le flux liquide q suivant une dimension, dans le cas de milieux saturés isotropes et isothermales, est exprimée comme suit:

$$q = -K\left(\frac{\delta H}{\delta z}\right) \qquad (2.3)$$

où K= le coefficient de perméabilité (m/s)

H= $h + z = \frac{p}{\tau_\omega} + z$ = charge hydraulique (m)

z= coordonnée verticale, considérée positive dans la direction de la profondeur (m).

Dans de telles conditions, K est généralement considéré comme constant avec la position z et avec le temps. Plusieurs expériences ont montré que l'équation de Darcy peut aussi être appliquée dans le cas des milieux non saturés:

$$q = -K(\emptyset)\left(\frac{\delta \Xi}{\delta z}\right) \qquad (2.4)$$

où $\Xi = \emptyset + z = \frac{p_\omega - p_o}{\tau_\omega} + z$ = charge hydraulique en milieu non saturé (m)

K(Ø)= coefficient de perméabilité en milieu non saturé fonction de Ø (m/s)

Le coefficient de perméabilité K n'est plus constant dans ces conditions, et est fonction de la succion Ø . La Figure 2.4 montre un exemple de courbe pour K en fonction de Ø .

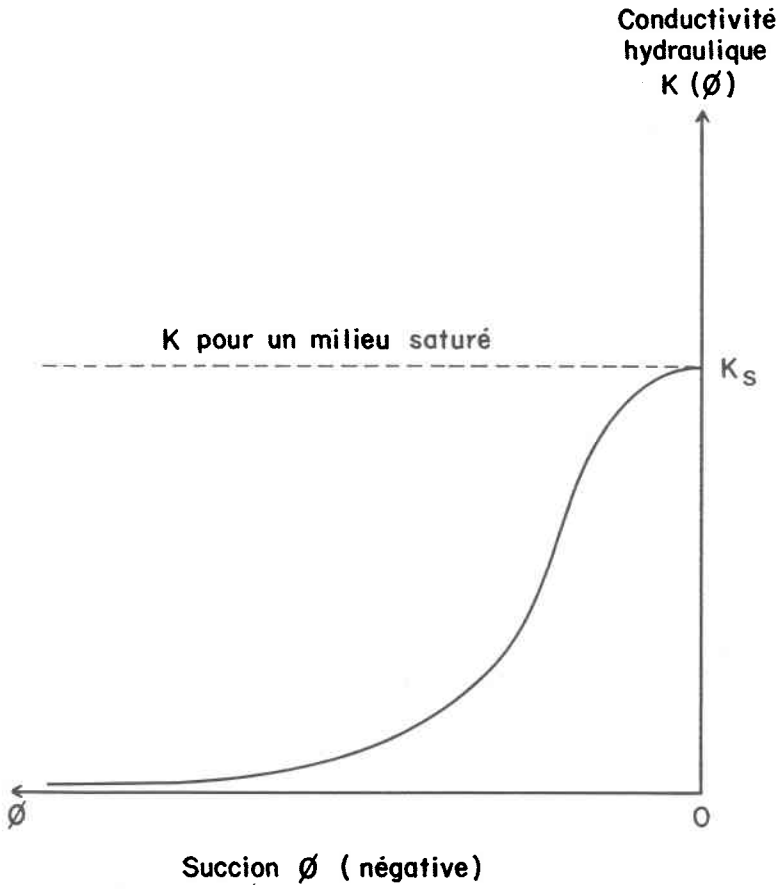

FIGURE 2.4: Relation typique entre la conductivité hydraulique K et la succion (ou tension) Ø (tirée de Li et al., 1984).

Toutefois, l'application de l'équation de Darcy à des milieux non saturés n'est valide que pour des sols à grains grossiers et pour un écoulement laminaire.

Comme pour le contenu en eau θ , la relation entre K et $\emptyset$ peut présenter un phénomène d'hystérésis (voir Figure 2.5, page 28).

Ainsi, comme $K = K(\emptyset)$ et $\theta = \theta(\emptyset)$, il est aussi vrai de dire que $K = K(\theta)$. Cette dernière relation nous permet de mieux visualiser le phénomène qui fait que la conductivité hydraulique dans un sol non saturé augmentera avec une augmentation du contenu en eau.

D'autre part, on assume que le flux volumétrique de l'eau dans le sol q est plus petit que la vitesse moyenne de l'eau V s'écoulant à travers les séries de pores tortueux du sol. La vitesse moyenne de l'eau (m/s) dans les pores est définie par:

$$V = \frac{q}{\theta} \qquad (2.5)$$

L'équation (2.4) décrit donc des conditions d'écoulement permanent de l'eau dans un sol isotrope et isothermal, où le gradient hydraulique est considéré comme étant la seule force responsable de l'écoulement.

En combinant l'équation (2.4) avec l'équation de continuité

$$\frac{\delta\theta}{\delta t} = -\frac{\delta q}{\delta z} + Q \qquad (2.6)$$

où Q exprime l'apport ou la perte d'eau dans le système (s^{-1})

on obtient l'équation de Richards (Richards, 1931) décrivant l'écoulement transitoire de l'eau suivant une dimension à travers un sol non saturé isotrope et isothermal:

$$C(\emptyset)\frac{\delta\emptyset}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left(K(\emptyset)\bullet\frac{\delta\emptyset}{\delta z}\right) - \frac{\delta K(\emptyset)}{\delta z} + Q \qquad (2.7)$$

où $\emptyset$ = charge de pression (succion ou tension) (m)

$C(\emptyset) = -\frac{\delta\theta}{\delta\emptyset}$ la capacité spécifique en eau du sol ou encore la pente de la courbe de rétention d'eau dans le sol $\theta(\emptyset)$ (m^{-1})

θ = la teneur en eau du sol (m^3/m^3)

K = la conductivité hydraulique (m/s)

t = le temps (s)

Q = apport ou perte d'eau dans le système (s^{-1})

Un examen plus approfondi des bases théoriques sous-tendues par l'équation 2.7 révèle plusieurs simplifications qui peuvent être non valides (plus ou moins applicables) pour différentes situations de terrain. Par exemple, l'équation ignore la compressibilité du fluide et du sol et assume que la densité de l'eau est indépendante de la concentration en soluté. De plus, elle considère que la phase "air" dans les pores du sol joue un

rôle négligeable dans les processus d'écoulement en milieu non saturé et de là, qu'une simple équation peut être utilisée pour décrire l'écoulement à la fois en milieu saturé et non saturé. Cette simplification apparaît réaliste pour la plupart des cas d'écoulement en milieu non saturé quand la pression de l'air dans le sol ne diffère que légèrement de la pression atmosphérique. Néanmoins, des situations peuvent se présenter où l'air n'est pas libre de s'échapper, surtout quand il est déplacé par l'eau ou encore quand il est piégé par l'arrivée soudaine d'une grande quantité d'eau d'infiltration (suite à de fortes précipitations par exemple). Ainsi, cela conduit à de plus grandes pressions de l'air dans le sol et augmente la résistance à l'écoulement du liquide.

Il existe certains modèles décrivant l'écoulement simultané de l'eau et de l'air dans les sols; à titre d'exemple citons le système d'équations couplées développé par Green et al, 1970 et Morel-Seytoux, 1973, où

$$n \frac{\delta(\rho_w \cdot S_w)}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left[k_{rw} \frac{\rho_w k}{M_w} \cdot \left(\frac{\delta \Phi_w}{\delta z} - \rho_w g\right)\right] \quad (2.8)$$

$$n \frac{\delta(\rho_a \cdot S_a)}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left[k_{ra} \frac{\rho_a k}{M_a} \cdot \left(\frac{\delta \Phi_a}{\delta z} - \rho_a g\right)\right] \quad (2.9)$$

où les indices w et a réfèrent à la phase "eau" et "air" respectivement

S = la saturation effective ($S_a + S_w = 1$)

k_r = la conductivité relative (m/s)

k = la perméabilité intrinsèque (m^2)

M = la viscosité dynamique (kg/m•s)

r = la densité (kg/m^3)

Ø = la pression potentielle par unité de volume

n = la porosité du sol

L'équation 2.7 suppose aussi que la loi de Darcy, qui a été originellement développée pour un écoulement saturé, peut être appliquée à des conditions de non saturation. Des expériences indiquent que l'équation de Darcy ne peut être valide pour des sols à grains fins et très fins avec des vitesses d'écoulement faibles, suggérant alors qu'il existe un seuil pour le gradient hydraulique sous lequel aucun écoulement ne se produit. On estime également que la loi de Darcy ne peut être représentative à de fortes vitesses d'écoulement quand l'écoulement cesse d'être laminaire. Pendant que l'écoulement dans la zone vadose est habituellement de type laminaire, des exceptions sont probables quand l'écoulement se rapproche d'un écoulement saturé dans des sols présentant des macropores continus. L'écoulement non saturé dans les sols dits "structurés" pose des problèmes additionnels de géométrie et de continuité d'écoulement entre les pores intergranulaires (fractures) et les pores intragranulaires dans la matrice du sol.

Le terme de "sol structuré" est utilisé ici pour désigner les sols qui contiennent de ces larges canaux plus ou moins continus tels que des pores intergranulaires, des vides

inter-horizons, des trous de vers de terre ou d'insectes, des fentes de dessication dans les sols argileux, des canaux de racines décomposées ou tout autre type de "macropores".

Dépendant de l'échelle à laquelle les calculs d'écoulement sont effectués, les équations conventionnelles peuvent ou non être applicables à de tels systèmes "structurés".

Les tentatives pour décrire l'écoulement dans ces types de sols se sont attardées à définir deux domaines: l'un constitué de la matrice du sol même dans lequel l'écoulement est simulé suivant l'équation de Darcy en milieu non saturé, et l'autre représentant un simple macropore ou encore un réseau statistique de macropores au travers desquels l'eau s'écoule sous l'influence de la gravité. Les deux domaines sont interreliés soit par des conditions limites communes, soit par le même terme d'apport ou de fuite.

Pendant que l'écoulement dans les macropores a d'importants effets sur l'hydrologie des sols en général (plus particulièrement sur les taux d'infiltration et la distribution de l'eau dans les sols), ses principales applications touchent surtout le mouvement accéléré des fertilisants ou tout autre polluant, appliqués en surface, au travers de la zone vadose.

Dans l'équation 2.7, le terme Q représente à la fois les apports d'eau, tels que la précipitation, la fonte de neige

et l'irrigation, et les pertes d'eau telles que l'évaporation dans le sol et l'absorption par les plantes. De ces différents apports ou pertes, le terme d'extraction de l'eau par les racines des plantes est celui qui généralement présente le plus de difficulté pour être quantifié. Plusieurs modèles simulent ce processus, mais il s'agit surtout de modèles empiriques ou quasi-empiriques utilisant des paramètres qui ont besoin d'être ajustés pour le type d'espèce, le type de sol et les conditions environnementales.

En supposant que l'équation 2.7 soit applicable à l'échelle du terrain, la conductivité hydraulique en milieu non saturé $K(\emptyset)$ et la teneur en eau du sol $\theta(\emptyset)$ sont les deux paramètres essentiels pour prédire l'écoulement de l'eau dans la zone non saturée du sol.

Il a déjà été mentionné que le phénomène d'hystérésis affectait grandement l'écoulement d'un liquide dans les sols, en entrafnant des variations au sein de la conductivité hydraulique K et de la teneur en eau θ .

L'effet de l'hystérésis sur la courbe de rétention d'eau d'un sol $\theta(\emptyset)$ est illustré à la Figure 2.5; le contenu en eau d'un sol n'est pas uniquement fonction de la succion $\emptyset$, mais dépend également des conditions précédentes ou antérieures du sol en question. Ainsi, toutes tentatives d'utiliser l'équation 2.7 requièrent la connaissance détaillée de $\theta(\emptyset)$ pour

fournir une estimation convenable de la capacité en eau du sol C(Ø) . La nature hystérétique de θ(Ø) est due à la présence de différents angles de contact durant l'humidification et le drainage, et, à des considérations géométriques (effets "bouteille d'encre") des pores isolés dans le sol.

Les effets sont généralement accentués par la présence d'air emprisonné, par les phénomènes de rétrécissement-expansion des sols, et probablement par les taux d'humidification et d'assèchement (Davidson et al., 1966).

Les effets de l'hystérésis au niveau de la conductivité hydraulique K(Ø) sont similaires à ceux produits au niveau de la teneur en eau θ(Ø) (voir Figure 2.5). Cependant, l'hystérésis de K(Ø) est généralement estimée comme étant moins prononcée, mais non nécessairement négligeable pour tous les types de sol.

L'hystérésis aura donc des effets notables sur la distribution de l'eau et des solutions dans un profil de sol soumis aux conditions d'humidification et d'assèchement de terrain.

Par exemple, après l'infiltration d'une précipitation subite, l'hystérésis tendra à conserver un contenu en eau plus fort pour un sol initialement humidifié, pendant que simultanément, la réduction du taux de propagation du front humide, généralement produite par les effets de l'air emprisonné dans le sol plus sec en-dessous, est insignifiante (Dracos, 1984).

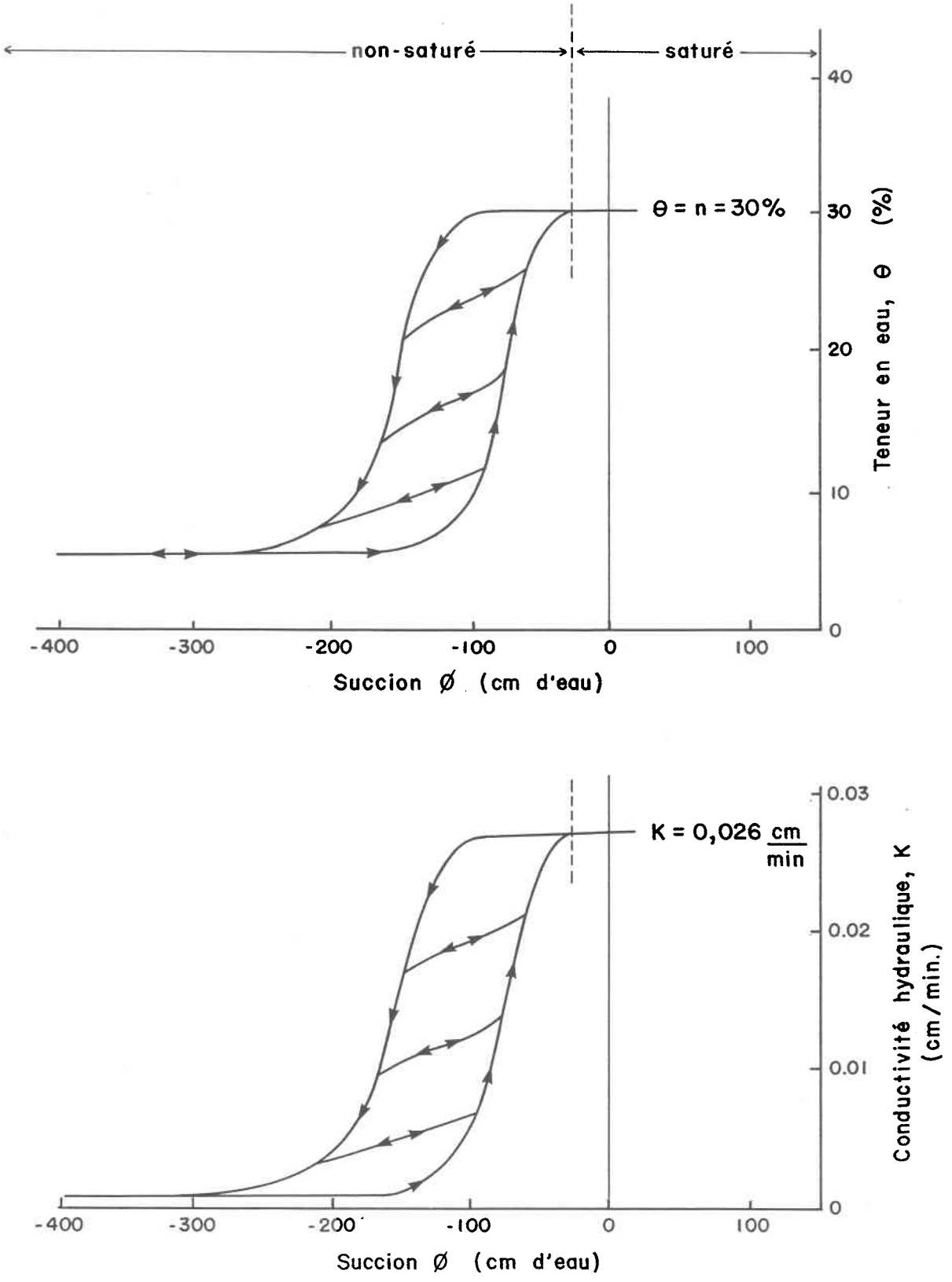

FIGURE 2.5: Courbes caractéristiques de la teneur en eau θ et de la conductivité hydraulique K en fonction de la succion Ø (ou tension) pour un sol sableux (tirée de Liakopoulos, 1965).

Différents essais de modélisation ont été réalisés pour décrire mathématiquement le phénomène d'hystérésis, mais rarement de tels modèles ont été inclus dans les modèles d'écoulement et de transport à l'échelle du terrain. Des exemples typiques ont été donnés par Giesel et al., 1973 et Pickens and Gillham, 1980.

Comparativement à l'hystérésis, les effets de la température T sur les propriétés hydrauliques ont été pratiquement ignorés. Moore (1940) a montré que T a un effet considérable sur les propriétés hydrauliques de par son effet direct sur la viscosité et la tension superficielle du liquide. Cependant, il a aussi noté que des facteurs autres que la viscosité affectaient la rétention et l'écoulement de l'eau dans le sol. Pour certains sols et certaines conditions environnementales, la température peut exercer une influence plus grande sur le contenu en eau que la pression potentielle (Taylor et Stewart, 1960).

Les effets de la température sur $\theta(\emptyset)$ peuvent être expliqués en partie par les changements apportés à la tension superficielle du liquide, causés par une augmentation de la charge de pression avec une augmentation de la température. L'influence est particulièrement significative pour les sols fins à très fins.

Plusieurs chercheurs ont tenté d'expliquer les effets de la température sur les propriétés hydrauliques d'un sol par la

dépendance de la viscosité à la température (Flocker et al., 1968; Rahi et Jensen, 1975; Constantz, 1982; Hopmans and Dane, 1986). Ainsi, K(θ) peut être exprimé par (Constantz, 1982):

$$K(\theta) = \frac{k_r(\theta) \cdot k \cdot \Gamma_\omega \cdot g}{M_\omega} \qquad (2.10)$$

où $k_r(\theta)$ = conductivité relative ($0 \leq k_r \leq 1$)
k = perméabilité intrinsèque (m^2)
M_ω = viscosité dynamique de l'eau du sol ($kg/m \cdot s$)
Γ_ω = densité de l'eau (kg/m^3)
g = accélération de la gravité (m/s^2)

Parce que la température a un effet négligeable sur la densité de l'eau, son influence sur K peut être expliquée uniquement par les variations de la viscosité dynamique de l'eau du sol en fonction de T ; dans l'équation 2.10, le terme M_ω prendra différentes valeurs selon la température considérée. D'autres auteurs soutiennent que la température peut aussi agir sur la conductivité relative (Hopmans and Dane, 1986).

2.2: Transport de solutés dans la zone non saturée:

2.2.1: Equation du transport de solutés:

Face au problème du transport simultané de l'eau et des solutés dans la zone non saturée du sol, la plupart des auteurs prétendent que les mécanismes responsables sont l'advection (communément appelée la convection), la diffusion moléculaire et la dispersion mécanique.

Ces mécanismes peuvent être regroupés pour ainsi constituer l'équation classique de convection-dispersion. Pour un soluté non réactif, sous des conditions d'écoulement permanent dans un sol homogène, cette équation s'écrit comme suit:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D\frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - v\frac{\delta C}{\delta z} \qquad (2.11)$$

où C = concentration du soluté (kg/m^3)

D = coefficient de dispersion (m^2/s), incluant la diffusion moléculaire et la dispersion mécanique.

$v = \frac{q}{\theta}$ = vitesse moyenne de l'eau dans les pores du sol (m/s)

z = coordonnée verticale (s), considérée positive dans la direction de la profondeur

t = le temps (s)

Cependant, cette équation ne contribue en rien à l'augmentation ou à la réduction de la masse totale de contaminants dans le profil de sol, mais affecte uniquement la distribution de

la concentration le long de ce profil en fonction du temps. Pour un soluté réactif tel un pesticide, par exemple, nous devons considérer les différents phénomènes qui peuvent affecter la migration du polluant vers la nappe phréatique. Ces différents phénomènes peuvent être répartis de la façon suivante:

* processus physiques
  - adsorption-désorption;
  - volatilisation;

* processus chimiques et biochimiques
  - photodécomposition;
  - dégradation chimique;
  - dégradation par les micro-organismes;
  - dégradation ou assimilation par les plantes.

L'importance relative de chacun de ces phénomènes sera fonction des propriétés physico-chimiques des polluants, des caractéristiques physiques du sol, de même que de certains facteurs environnementaux, telles que les précipitations et la température.

L'adsorption et la dégradation sont souvent incluses dans l'équation 2.11, pour donner:

$$\frac{\delta C}{\delta t} + \frac{\rho}{\theta}\frac{\delta S}{\delta t} = D\frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - v\frac{\delta C}{\delta z} - Q \qquad (2.12)$$

où Γ = densité du sol (kg/m^3)

θ = contenu en eau du sol (m^3/m^3)

S = concentration de soluté adsorbé (kg/kg)

Q = dégradation chimique et/ou biologique ou autres phénomènes définis précédemment (kg/s).

Cependant, ces équations ne sont pas tellement représentatives de ce qui se passe réellement à l'échelle du terrain, où des conditions d'écoulement transitoire prévalent plutôt que des conditions d'écoulement permanent.

Dans le cas d'un écoulement en régime transitoire, l'écoulement de l'eau et du soluté doit être exprimé en tenant compte de la profondeur z et du temps t . Ainsi, l'équation différentielle partielle pour le transport transitoire vertical advectif et dispersif d'un soluté réactif, sous des conditions isothermales, s'exprimera comme suit:

$$\frac{\delta(\theta C)}{\delta t} + \frac{\delta(\Gamma S)}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left[\theta\, D(\theta,q)\, \frac{\delta C}{\delta z} - qC\right] - \Sigma Q_i(z,t) \qquad (2.13)$$

où $\theta = \theta(z,t)$ = contenu en eau du sol (m^3/m^3)

Γ = densité du sol (kg/m^3)

q = flux volumétrique de l'eau (m/s)

D = coefficient de dispersion fonction de θ et q (m^2/s)

Cette équation demande donc la connaissance de la variation du contenu en eau θ et du flux q avec la profondeur et

le temps. C'est pourquoi, numériquement parlant, il faut résoudre l'équation de l'écoulement avant de passer à l'équation du transport de solutés. Une telle opération est acceptable dans la mesure où les concentrations des solutions demeurent suffisamment faibles pour ne pas influencer la densité de l'eau, qui agirait à son tour sur l'écoulement même.

De plus, il faut reconnaître que pour de tels modèles toutes incertitudes dans la relation K-θ-Ø entraînera des incertitudes dans le calcul du contenu en eau ou du flux. Des valeurs incertaines de θ et q utilisées dans l'équation 2.13 provoqueront des incertitudes dans la prédiction des concentrations dans le sol en fonction du temps. Ainsi, les résultats obtenus des équations 2.7 et 2.13 seront aussi valides que sera valide l'information recueillie sur K-θ-Ø et sur la relation entre D, θ et q.

2.2.2: Processus du transport de solutés:

Bien que l'équation 2.13 représente la base de la plupart des représentations théoriques du transport de solutés, sa forme pourra varier suivant la définition propre de chacun des processus mis en cause et représentés par les paramètres D , S et Ø.

2.2.2.1: La dispersion:

Quand deux liquides miscibles sont mis en contact, une zone de transition se développe à l'interface des deux liquides. La dispersion est le terme général qui décrit tous les phénomènes physiques et chimiques contrôlant l'évolution de cette zone de transition.

En pratique, le coefficient D est utilisé comme un paramètre empirique incluant tous les mécanismes de dispersion d'un soluté qui ne sont pas directement considérés dans l'équation 2.13 par les définitions de S et Ø , comme par exemple l'adsorption ou l'échange d'ions non linéaire, ou encore différentes conditions physiques et chimiques de non-équilibre.

En théorie, le coefficient de dispersion se veut représentatif de deux phénomènes complémentaires: 1) la diffusion moléculaire ou ionique produite par le mouvement thermique

naturel continu des molécules d'une solution (mouvement brownien) 2) la dispersion mécanique causée par les variations de la vitesse du liquide (par rapport à la vitesse moyenne d'écoulement du liquide) dans les pores du sol de différentes formes, de différentes grandeurs et de différentes directions.

Ces deux phénomènes sont donc souvent reliés ensemble et sont appelés "la dispersion hydrodynamique". Tout comme l'advection, la dispersion hydrodynamique doit tenir compte de la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau, v . Ainsi lorsque la vitesse est relativement faible, la diffusion moléculaire est prédominante, tandis que quand la vitesse est grande, la dispersion mécanique est alors plus importante.

La diffusion d'un soluté dans un liquide homogène telle que l'eau est décrite macroscopiquement par la première loi de Fick. Dans les sols, le coefficient de diffusion moléculaire, D_1 , est plus petit que celui déterminé en laboratoire dans l'eau seulement, D_o , et est fonction du contenu en eau dans le sol. La relation entre D_1 et θ (selon Bresler, 1973) est du type:

$$D_1(\theta) = D_o \cdot a\, e^{b \cdot \theta} \qquad (2.14)$$

où θ = le contenu en eau (m^3/m^3)

a et b = des constantes empiriques caractérisant le type de sol.

D'autre part, plusieurs travaux expérimentaux et théoriques (Perkins et Johnston, 1963; Ogata, 1970; Passioura, 1971) ont démontré que le coefficient de dispersion mécanique D_z dépend de la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau. Ogata (1970) a montré, pour des conditions d'écoulement permanent dans un sol saturé, que D_z peut être exprimé comme suit:

$$D_z(v) = \alpha \bullet v \qquad (2.15)$$

où v = la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau interstitielle (m/s)

α = une constante expérimentale caractéristique du milieu poreux (m).

Plusieurs auteurs supposent donc qu'une telle relation peut tenir dans des conditions d'écoulement transitoire dans les sols non saturés. En combinant les phénomènes de diffusion et de dispersion, ainsi que leurs expressions mathématiques, on obtient comme coefficient global de dispersion D suivant une dimension:

$$D = D_o T + \alpha \bullet |v|^n \qquad (2.16)$$

où T = facteur de tortuosité = ae^{be}
n = constante empirique

Pour un système relativement homogène et saturé, l'exposant n approche la valeur de 1.0 (Saffman, 1959) et, ainsi α est depuis connu comme la dispersivité. De récentes études suggèrent une dépendance de α par rapport à l'échelle spatiale de l'expérience (facteur d'échelle) aussi bien qu'aux hétérogénéités

verticales et latérales des sols (Anderson 1979; Dagan, 1986). La valeur de α peut varier de 0,005 mètre ou moins pour des expériences en laboratoire, jusqu'à des valeurs de 0,1 mètre et plus pour des expériences sur le terrain (Biggar et Nielsen, 1976; Van de Pol et al., 1977; Jury et Sposito, 1985).

- - - - - - - - - - - - - - -

2.2.2.2: L'adsorption-désorption:

Le phénomène d'adsorption se définit comme le captage ou la rétention des molécules d'un soluté donné par les constituants du sol. La désorption représente le processus inverse. L'adsorption aura donc l'effet de retarder la migration du soluté dans l'eau du sol.

Les propriétés physico-chimiques du contaminant et les caractéristiques physico-chimiques du sol déterminent la nature des interactions qui s'établissent entre le soluté et la matière particulaire. Parmi les principales caractéristiques du sol influant sur l'adsorption, on dénote la teneur en matière organique, la teneur en argile, et à un degré moindre, la teneur en eau.

Comme l'adsorption est un phénomène de surface, les constituants du sol possédant une grande surface spécifique sont

les plus susceptibles d'être impliqués dans le processus; l'accumulation des molécules d'un soluté se fera donc principalement sur les argiles et sur la matière organique. D'autre part, le degré d'adsorption d'un soluté sera fortement relié à sa nature chimique, c'est-à-dire la grosseur, la polarité et la polarisabilité de ses molécules, la nature et la position des groupements fonctionnels, etc. La solubilité du soluté dans l'eau pourrait également avoir une certaine influence. Ces différentes propriétés détermineront jusqu'à un certain point la nature des interactions qui vont s'établir avec les particules du sol.

Le temps moyen requis pour que l'adsorption ou la désorption se produisent dépend de l'énergie libre d'activation de chaque processus. Généralement, on admet que la réaction est très rapide comparativement à la vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol. L'adsorption peut aussi être influencée par le taux de diffusion, où le captage des molécules se produit graduellement en fonction du passage des molécules dans ou hors de la zone d'attraction des particules du sol.

La représentation la plus utilisée, pour décrire la relation à l'équilibre entre les concentrations de solutés en phase dissoute et les concentrations en phase adsorbée, est l'isotherme de Freundlich:

$$S = K \cdot C^N \quad (\text{avec } 0 \leq N \leq 1) \qquad (2.17)$$

où S = masse du soluté adsorbé ou précipité sur les particules par unité de poids du sol sec (kg/kg)

C = concentration du soluté dans l'eau du sol (kg/m^3)

K et N = coefficients empiriques positifs qui dépendent du système soluté-sol

Pour N = 1, l'isotherme de Freundlich est dit linéaire et prend la forme suivante:

$$S = K_d \bullet C \qquad (2.18)$$

où K_d est appelé le coefficient de distribution ou de partition (m^3/kg). Le coefficient de distribution est une représentation valide de la partition entre la phase liquide et la phase solide seulement si les réactions sont rapides et réversibles, et seulement si l'isotherme est linéaire. Malheureusement, la plupart des contaminants ne rencontrent pas ces exigences.

La simplicité de l'équation de 2.18 est avantageuse pour des fins de modélisation, mais ses limitations doivent être clairement comprises dans la mesure où l'adsorption est très rarement linéaire et qu'elle peut dépendre de la présence dans le sol de solutés compétitifs pour les sites d'adsorption. Plusieurs études ont aussi démontré que les isothermes sont valides pour des plages de concentration très étroites, et que de plus, la valeur du coefficient de distribution peut être différente

pour l'adsorption et pour la désorption, spécialement dans le cas de solutés organiques (Swanson et Dutt, 1973; Van Genuchten et al., 1974).

De nombreux modèles d'adsorption non linéaire ou encore de non-équilibre ont été proposés (Lindstrom et Boersma, 1970; Davidson et McDougal, 1973; Hornsby et Davidson, 1973; Van Genuchten et al., 1974; Selim et al. 1976; Cameron et Klute, 1977; etc.). Un modèle de non-équilibre chimique particulièrement intéressant est le modèle à deux sites, où le terme d'adsorption considéré se résume à deux composantes: l'une gouvernée par l'adsorption à l'équilibre, et l'autre par une cinétique du premier ordre. L'idée de base de ce modèle est que la phase solide d'un sol est composée de plusieurs constituants (minéraux, matière organique, oxydes de fer et d'aluminium, etc.) et qu'un soluté est supposé réagir avec ces constituants à différentes vitesses et à différentes intensités. Le modèle assume que les sites d'adsorption peuvent être séparés en deux portions: l'adsorption sur une portion (sites de type "1") est supposée être instantanée, pendant que l'adsorption sur l'autre portion (sites de type "2") est supposée être dépendante du temps. Ceci conduit à la formulation suivante (selon Nkedi-Kizza et al., 1984):

$$\frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha [(1-F) \cdot k \cdot C - S_2] \qquad (2.19)$$

où α = coefficient de changement du 1er ordre

F = est la fraction des sites devant être occupée par la réaction du type "1"

S_2 = adsorption sur les sites de type "2" (kg/kg)

k = coefficient de distribution (m^3/kg)

L'équation du transport de soluté se présente alors comme suit:

$$\left(1 + \frac{F\rho k}{\theta}\right) \frac{\delta C}{\delta t} + \frac{\rho}{\theta} \frac{\delta S_2}{\delta t} = D\frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - v\frac{\delta C}{\delta z} - Q \qquad (2.20)$$

Appliqué uniquement à des expériences en laboratoire, le modèle à "deux sites" décrit avec succès le transport de différents solutés organiques et inorganiques (Cameron et Klute, 1977; De Camargo et al, 1979; Rao et al., 1979; Hoffman et Rolston, 1980; Nkedi-Kizza et al, 1983). Cependant, dans plusieurs de ces études, les paramètres F et α ont paru être fonction de la vitesse de l'eau dans les pores du sol. Ces paramètres devaient être ajustés pour chacune des différentes expériences réalisées sur les mêmes colonnes de sol, suggérant que la représentation du phénomène d'adsorption par une cinétique du premier ordre n'exprime pas encore parfaitement tous les processus gouvernant ce phénomène.

- - - - - - - - - - - - - - -

2.2.2.3: Apports et pertes:

Le terme $\Sigma Q_i(z,t)$ de l'équation 2.13 tient en considération les apports et les pertes de solutés dans le système.

Les apports de contaminants peuvent être, sur une base annuelle, réguliers à tous les jours, ou encore, comme dans le cas de pesticide, subits à un certain moment de l'année.

Lorsqu'on cite le terme de perte de solutés d'un système, on considère généralement la dégradation de ces solutés suivant différents mécanismes. Les processus de dégradation les plus communément modélisés sont la dégradation d'éléments radioactifs, la dissolution et la précipitation; l'absorption par les racines des plantes, l'utilisation et la transformation des solutés par les micro-organismes du sol, la dissolution des minéraux des sols, l'altération des argiles, la photolyse, et des réactions d'oxydo-réduction des solutés. A l'exception de la représentation de la dégradation des éléments radioactifs, celle des autres processus énoncés peut parfois devenir ambigue ou encore être appliquée plus ou moins localement puisque ces processus dépendent d'interrelations complexes de plusieurs variables environnementales (physiques, chimiques et/ou biologiques) difficiles à modéliser sans de nombreuses relations empiriques et de plusieurs équations simultanées desquelles de simples solutions ne peuvent être déduites.

Pour ce qui est des contaminants organiques, et plus particulièrement des pesticides, le terme de perte regroupera principalement les processus de transformation chimique et biologique, de volatilisation et d'assimilation par les racines des plantes.

- Dégradation:

Les transformations par voies chimiques et biologiques sont généralement considérées comme étant les principaux mécanismes responsables de la dégradation des pesticides dans le sol.

Le processus de dégradation chimique dans la zone non saturée du sol se résume aux réactions d'hydrolyse et d'oxydation, qui transforment ainsi la nature originale du composé chimique introduit dans le milieu.

La biodégradation représente le résultat final d'un ensemble de processus qui sont impliqués dans la destruction biologique des contaminants organiques par les micro-organismes présents dans le sol. Des conditions aérobies sont normalement rencontrées près de la surface du sol. Cependant, à mesure qu'on se rapproche de la nappe phréatique, la teneur en eau tend vers la saturation, la disponibilité de l'oxygène dissout est réduite, et, des conditions anaérobies prédominent. Tous ces facteurs entrainent généralement une diminution de l'activité des micro-

organismes. Les mécanismes de biodégradation peuvent varier de diverses façons selon qu'on se situe en milieu aérobie ou en milieu anaérobie; les micro-organismes utilisant dans chaque cas des métabolismes différents.

Dans la zone racinaire, la biodégradation est plus importante que la dégradation chimique. Sous la zone racinaire, les taux de dégradation biologiques et chimiques sont passablement plus faibles.

Selon Bailey et White (1970), les taux respectifs de chacun des processus dépendent probablement de l'intensité de certains facteurs environnementaux. Leurs travaux ont démontré que l'hydrolyse prédomine à haute température (30°C) pour un milieu fortement basique, alors que des températures basses et un faible taux d'humidité sont défavorables autant à l'hydrolyse qu'à la biodégradation.

Toutefois, la plupart des études réalisées jusqu'à maintenant mettent en évidence la difficulté d'effectuer une distinction bien marquée entre la dégradation par voies chimiques et la dégradation par voies biologiques (Goring et Hamaker, 1972; Rao et Davidson, 1982); Goring et al. (1975) ont établi que les deux types de dégradation peuvent être décrits approximativement par une cinétique du premier ordre, définie comme suit:

$$\Omega = \frac{\delta C}{\delta t} = k \bullet C \qquad (2.21)$$

où C = concentration du soluté en phase dissoute (kg/m^3)

k = coefficient global de dégradation (s^{-1})

En assumant que le coefficient k est identique pour les phases dissoute et adsorbée, on peut obtenir que:

$$\Omega = - k[(\theta \bullet C) + \rho(K_d \bullet C)] \qquad (2.22)$$

La plupart des modèles utiliseront de préférence une telle approche. Comme dans le cas de l'adsorption linéaire, cette représentation relativement simpliste d'un processus fondamentalement plus complexe permet d'obtenir une solution mathématique du modèle tout en requérant un nombre raisonnable de paramètres. Rao et Davidson, (1980) ont mesuré des valeurs de k sur le terrain et en laboratoire: les résultats ont présenté des variations du coefficient généralement inférieures à 100 %. Ceci représente en fait une plage de valeurs relativement étroite considérant tout ce que peut exprimer le coefficient de dégradation. De plus, ils ont trouvé que les valeurs de k obtenues en laboratoire étaient généralement plus basses que celles obtenues sur le terrain. Comme la majorité des modélisateurs ont tendance à estimer k à partir d'études en laboratoire, l'utilisation de telles valeurs dans les modèles a donc pour conséquence de surestimer la persistance du pesticide dans le sol.

- Volatilisation:

La volatilisation fait référence au transfert d'une substance de la phase liquide à la phase gazeuse. Le flux de pesticide par volatilisation est habituellement déterminé en considérant d'abord sa solubilité et son adsorbabilité. L'excès de pesticide, au-delà de ce qui sera dissout dans l'eau du sol et adsorbé par le sol, est considéré disponible pour se déplacer à travers la surface du sol et se diffuser dans l'atmosphère. La plupart des modèles, considérant la volatilisation, requiert comme paramètres d'entrée la solubilité du pesticide et la densité de vapeur à saturation. Jury et al. (1983) a proposé une représentation de la partition du pesticide entre les phases liquide et gazeuse qui prend la forme suivante:

$$C_g = K_H \bullet C \qquad (2.23)$$

où C_g = concentration du pesticide en phase gazeuse (kg/m^3)

K_H = la constante de Henry

C = concentration du pesticide en phase liquide (kg/m^3)

La valeur de K_H est calculée à partir de:

$$K_H = \frac{C_g^*}{C_{sol}} \qquad (2.24)$$

où C_g^* = la densité de la vapeur saturante du pesticide (kg/m^3)

C_{sol} = solubilité du pesticide dans l'eau (kg/m^3)

Ces dernières valeurs sont souvent données par le manufacturier, et sont considérées constantes avec la température et les variations de la composition des solutions dans le sol.

Une fois que les concentrations de pesticide dans le profil du sol C(z,t) ont été définies, le flux de volatilisation est calculé à partir d'une équation de diffusion qui considère le gradient de concentration en phase gazeuse C_g et les pores du sol partiellement remplis d'eau. Les calculs d'un tel flux sont parfois difficiles à effectuer compte tenu du fort gradient de la concentration en phase gazeuse du sol vers l'atmosphère. Ainsi, le flux de volatilisation est calculé en utilisant les équations 2.23 et 2.24 et en considérant uniquement les premiers centimètres du profil de sol.

- Assimilation par les plantes:

L'assimilation du pesticide par les plantes est un processus qui n'a pas été tellement étudié et appliqué à des modèles de transport. Wagenet (1986) considère que le manque d'information quantitative concernant ce processus, et la présomption que la masse de pesticide assimilée par les racines des plantes est négligeable comparativement à la masse en présence dans le système, sont les principales raisons qui ont fait que peu d'attention a été porté à ce phénomène jusqu'à maintenant. Or,

physiquement parlant, il est évident que les plantes absorbent du pesticide puisque c'est parfois la raison d'être de certains de ces produits. Wagenet ajoute que, même si cette absorption de pesticide n'est pas prouvée, il est inacceptable de ne pas considérer au moins l'absorption d'eau par les plantes qui peut, dépendant des facteurs environnementaux, être significative dans le calcul de l'écoulement de l'eau dans le sol. De cette façon, en considèrant l'absorption de l'eau, il est possible, voire même préférable, de considérer l'absorption de pesticide.

Contrairement à la zone saturée, où les modélisations actuelles sont généralement bien développées, on peut constater que dans la zone non saturée, où les processus sont plus complexes, les modélisations sont incomplètes et peu élaborées. Un effort important de développement intégrant l'ensemble des processus bio-physico-chimiques est à réaliser pour cette zone.

Une bonne connaissance des processus et de leur modélisation permettra de mieux définir les besoins en données qui pourraient être plus appropriées et plus utilisables. Souvent, la rareté, l'imprécision et la nature même des données disponibles sur la zone non saturée empêchent l'utilisation d'un modèle très élaboré. Dans ce cas, on doit utiliser des modèles simples dont les résultats seront du même niveau de qualité et de finesse que l'ensemble des données d'entrée sélectionnées pour réaliser les simulations.

CHAPITRE 3

ANALYSE DE SENSIBILITE

Une analyse de sensibilité vise à mesurer les effets de la variation d'un facteur sur un autre facteur. Appliquée à un modèle mathématique, une analyse de sensibilité quantifiera les effets de la variation d'une variable d'entrée sur les résultats. La sensibilité d'un modèle à la variation de ses paramètres d'entrée doit être reconnue comme un cas particulier de la définition générale d'une analyse de sensibilité exprimée précédemment. Certains auteurs parlent alors d'analyse de sensibilité paramétrique. L'analyse de sensibilité peut donc être utile pour chacune des phases d'un projet de modélisation: formulation du modèle, calibration (simulation et validation) de modèle et application du modèle. La notion de sensibilité d'un modèle est également beaucoup utilisée dans plusieurs techniques d'optimisation des paramètres d'un modèle.

3.1 Définition mathématique de la sensibilité:

Si on considère la fonction explicite,

$$F = f(x_1, x_2, x_3 \ldots x_n) \qquad (3.1)$$

où le facteur F dépend des paramètres x_1, x_2, x_3 ... x_n,

la variation au niveau de F, résultant de la variation d'un paramètre quelconque Δx_i , est donnée par un développement de la série de Taylor, où

$$f(x_i + \Delta x_i) = F + \left(\frac{\delta F}{\delta x_i}\right)\Delta x_i + \frac{1}{2!}\left(\frac{\delta^2 F}{\delta x_i^2}\right)\Delta x_i^2 + \ldots \quad (3.2)$$

Si les termes d'ordre supérieur sont négligeables par rapport au terme linéaire d'ordre 1, l'équation 3.2 est réduite à:

$$f(x_i + \Delta x_i) = F + \left(\frac{\delta F}{\delta x_i}\right)\Delta x_i \quad (3.3)$$

La définition de la sensibilité s'exprime alors comme suit:

$$S = \frac{\delta F}{\delta x_i} = \frac{f(x_i + \Delta x_i) - f(x_i)}{\Delta x_i} \quad (3.4)$$

où S= coefficient de sensibilité absolu ou marginal.

Cette définition générale de la sensibilité suggère deux façons de la calculer. Le terme de gauche propose que la sensibilité du facteur F conséquente à la variation du paramètre x_i peut être estimée en dérivant la fonction explicite 3.1 par rapport à x_i . Pour des modèles complexes, cette méthode directe de différentiation est pratiquement irréalisable.

La seconde façon exprimée par le terme de droite de l'équation 3.4, propose que la sensibilité de F à la variation de x_i peut être estimée en compilant les variations de la fonction $f(x_i)$ résultant de la variation de x_i . Cette méthode, la plus souvent utilisée, peut toutefois s'avérer fastidieuse et nécessiter de grands temps de calculs pour l'analyse complète d'un modèle complexe possédant une multitude de paramètres.

Le coefficient de sensibilité absolu S est dimensionnel et dépend de la grandeur de chacun des termes δF et δx_i . Il est ainsi peu approprié pour établir une comparaison de la sensibilité des différents paramètres d'un modèle. Cependant, on peut normaliser les effets de grandeur de δF et δx_i en divisant le numérateur de l'équation 3.4 par F et le dénominateur par x_i . Une telle opération produit une évaluation du changement relatif de F par rapport au changement relatif de x_i . On trouve alors ce qu'on appelle le coefficient de sensibilité relatif:

$$S_r = \frac{\delta F}{F} \Big/ \frac{\delta x_i}{x_i} \qquad (3.5)$$

Le coefficient de sensibilité relatif est adimensionnel et indépendant de l'ordre de grandeur de δF et δx_i , facilitant ainsi la comparaison entre les paramètres. Le coefficient de sensibilité relatif exprimera le pourcentage de variation d'un paramètre de sortie pour une variation de 1% d'un paramètre d'entrée.

Cette normalisation est en fait basée sur l'état du système entrées-sorties précédant les variations, soit du système de référence; on devrait donc retrouver comme expression du coefficient de sensibilité relatif:

$$S_r = \frac{\delta F}{\overline{F}} \Big/ \frac{\delta x_i}{\overline{x}_i} \qquad (3.6)$$

où $\overline{F}$ et $\overline{x}_i$ sont les résultats et les paramètres d'entrée de référence avant les variations.

De cette façon, il s'agit de compiler les résultats F obtenus pour les différentes valeurs de x et x + δx, et de calculer la différence entre F et $\overline{F}$ (ou F-référence) pour obtenir δF . Tous les facteurs sont alors connus afin d'évaluer le coefficient de sensibilité relatif.

Toutefois, certains problèmes peuvent se présenter pour le calcul de ce coefficient dans des situations particulières, où:

- la valeur initiale ou de référence $\overline{x}$ est nulle. On en arrive alors avec une division par zéro et la solution est impossible. Une telle situation peut se présenter lorsque, par exemple, on considère au départ un coefficient de dispersion nul et que nous voulons par la suite mesurer la variation des résultats du modèle en fonction d'un coefficient de dispersion différent de zéro. La fonction S_r est

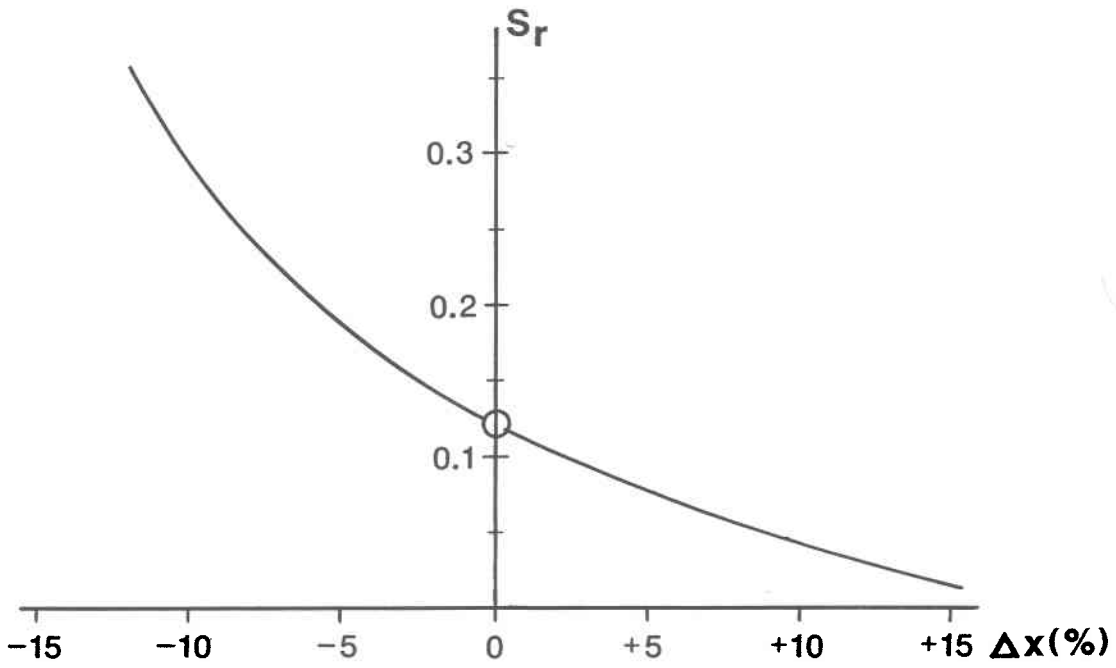

Figure 3.1: Fonction discontinue pour la relation entre le coefficient de sensibilité et la variation du paramètre x_i en pourcentage.

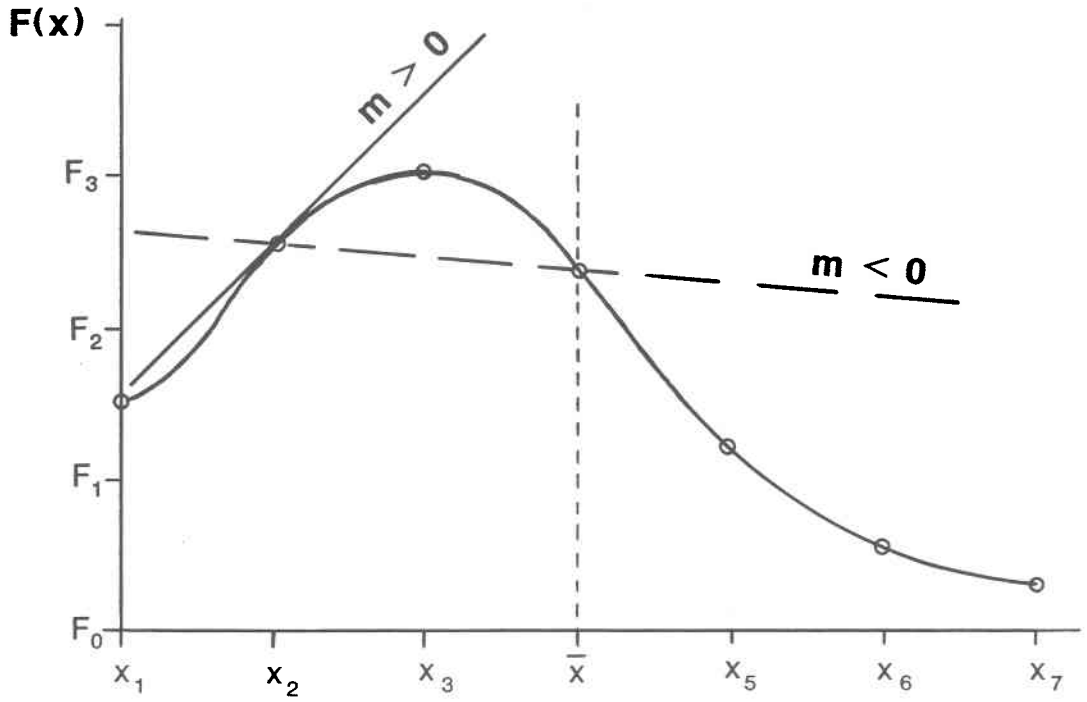

Figure 3.2: Relation complexe entre les résultats des simulations $F(x_i)$ et la variation du paramètre x_i.

ainsi discontinue au point x = 0 (voir Figure 3.1). A la limite, la valeur de S_r peut être calculée pour x qui tend vers 0; l'expression du coefficient de sensibilité relatif pourra se lire comme suit:

$$S_r = \lim_{x \to 0} \frac{\delta F}{\overline{F}} \Big/ \frac{\delta x_i}{\overline{x}_i} \qquad (3.7)$$

- la variation δx est nulle; intuitivement une valeur δx nulle implique aucune variation de x et par conséquent aucune variation de F . Mathématiquement, cette situation entraîne une impossibilité avec une valeur nulle au dénominateur. En quelque sorte, toute représentation graphique de S_r en fonction de $\delta x/x$ présentera une discontinuité lorsque la valeur en abscisse sera égale à zéro (voir Figure 3.1).

- la variation de F s'avère complexe comme dans le cas de la Figure 3.2. Dans cet exemple, le coefficient de sensibilité relatif aura une valeur négative avec $F > \overline{F}$ et $x <$ x-réf.. Cependant, les résultats compilés présentent une variation positive de la fonction F(x) dans l'intervalle [x_1 , x_3].

Considérant les limites de la représentation du coefficient de sensibilité relatif sous cette forme, on peut substituer le paramètre d'entrée x_i par l'expression $x_i/\overline{x}_i$. On note l'expression $x_i/\overline{x}_i$ par le symbole α ,

et on retrouve comme définition du coefficient de sensibilité relatif:

$$S_r = \frac{\delta F}{\overline{F}} \Big/ \frac{\delta \alpha}{\alpha} \qquad (3.8)$$

De la même façon qu'auparavant, une fonction de régression $F(\alpha)$ sera établie en compilant les résultats des différentes simulations réalisées avec des valeurs différentes de $x_i / \overline{x}_i$ ou α . En dérivant la nouvelle fonction $F(\alpha)$ par rapport à α , on obtient l'expression $\delta F/\delta \alpha$ qui, multipliée par le quotient $\alpha/\overline{F}$, nous présente la définition du coefficient de sensibilité relatif S_r (voir équation 3.8).

Le coefficient obtenu exprimera tout comme auparavant le pourcentage de variation d'un paramètre de sortie pour une variation de 1% du facteur α; la variation de 1% de α implique également une variation de 1% de x_i . L'utilisation du facteur α permettra de mieux comparer la sensibilité du modèle pour chacun des paramètres d'entrée. Comme le facteur α a la particularité de prendre une valeur équivalente à 1.0 lorsque le paramètre d'entrée x_i ne varie pas (soit pour $\alpha = x_i/\overline{x}_i$) l'expression du coefficient de sensibilité relatif peut donc se résumer à:

$$S_r = \frac{\delta F}{\overline{F} \bullet \delta \alpha} \qquad (3.9)$$

D'autre part, le signe que prendra le coefficient de sensibilité relatif sera très révélateur du comportement des résultats obtenus par rapport aux résultats de référence. Si S_r est positif, cela implique que la variation des résultats va dans le même sens que la variation du paramètre d'entrée. Tandis que, si S_r est négatif, la variation des résultats s'oriente dans le sens contraire de la variation du paramètre d'entrée. Le tableau 3.1 résume la situation.

Il demeure que le choix de F puisse être subjectif dans le cadre d'une analyse de sensibilité, ce qui pourrait entraîner des résultats non représentatifs et non concluants. Poue éviter cela, F devra être choisi autant que possible de manière à ce qu'il soit le résultat d'un phénomène pour lequel le facteur x_i est prépondérant. Ainsi l'analyse de sensibilité réalisée reflètera adéquatement la sensibilité du modèle à la variation du dit facteur.

De plus, il faut également noter que les résultats obtenus seraient différents, si les valeurs de référence des paramètres d'entrée étaient différentes, mais on estime que les principales tendances resteraient les mêmes.

	$x > 0$ $(x_i > \bar{x})$	$x < 0$ $(x_i < \bar{x})$
$S_r > 0$	$F > \bar{F}$	$F < \bar{F}$
$S_r < 0$	$F < \bar{F}$	$F > \bar{F}$

TABLEAU 3.1: Signification du signe que prend le coefficient de sensibilité relatif S_r par rapport au signe de la variation Δx_i de la valeur de référence du paramètre d'entrée x_i.

CHAPITRE 4

Analyse de sensibilité appliquée à un modèle simulant le transport de pesticides dans la zone non saturée:

4.1: Description du modèle PRZM:

En 1984, l'Agence de protection de l'environnement (EPA) des Etats-Unis présentait le modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model, Carsel et al., 1985), qui décrit le mouvement vertical d'un pesticide dans la zone non saturée du sol, en mettant l'accent sur les mécanismes régissant l'écoulement de l'eau et le transport de pesticide dans la zone de racines des espèces cultivées.

Ce modèle dynamique présente donc deux composantes majeures: une composante hydrologique simulant l'écoulement de l'eau dans le sol, et une composante simulant le transport de soluté. Les principaux mécanismes modélisés sont l'advection, la diffusion moléculaire, la dispersion mécanique, le ruissellement de surface, l'érosion du sol, l'évapotranspiration, l'assimilation par les plantes, l'adsorption par les particules du sol et la dégradation chimique et biologique du pesticide (voir figure 4.1).

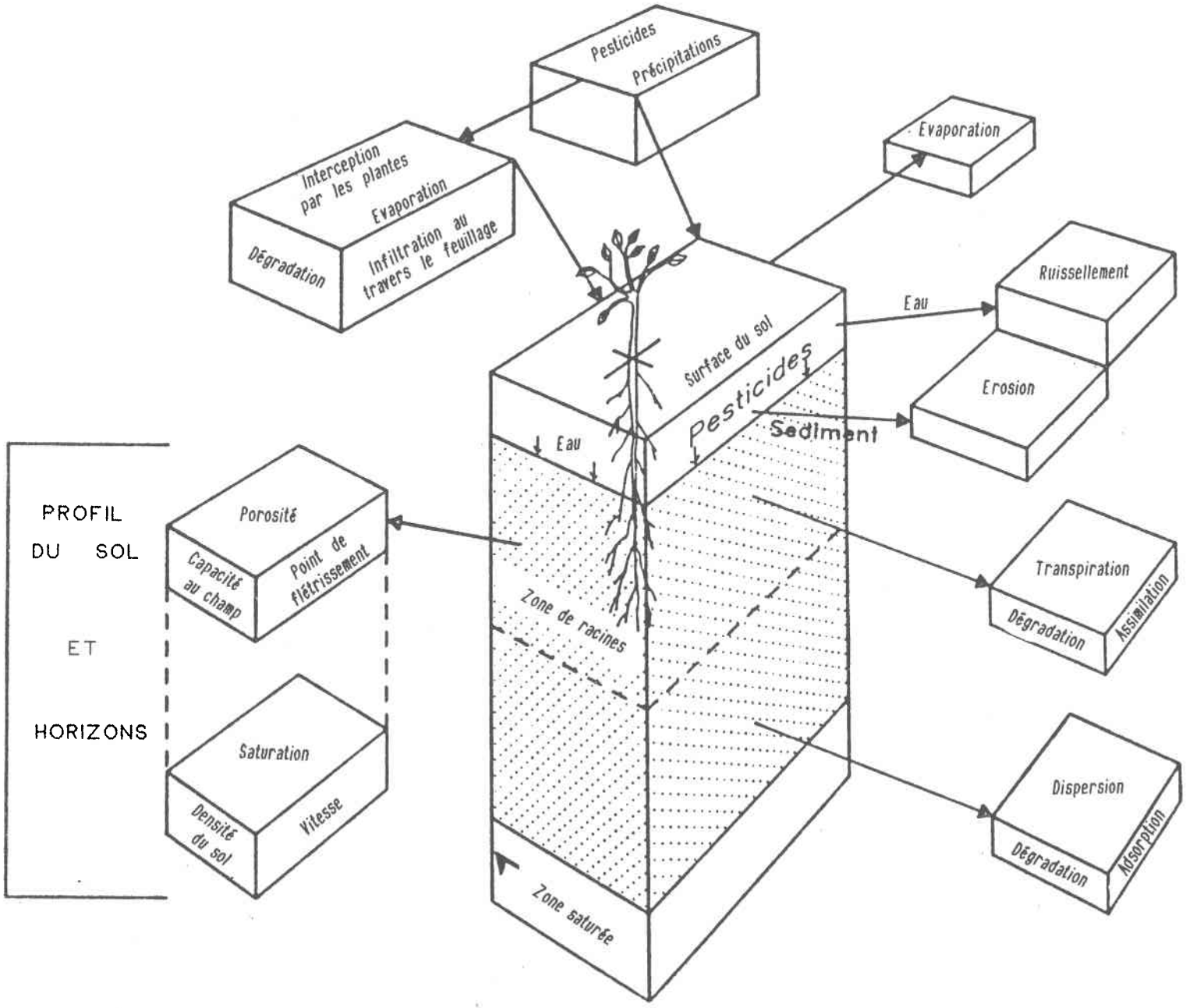

FIGURE 4.1: Processus considérés dans le modèle PRZM

Il utilise la méthode numérique de résolution des équations différentielles partielles par différences finies avec pondération amont.

PRZM permet à l'utilisateur de réaliser des simulations dynamiques de transport de pesticides qui peuvent être appliqués dans le sol, à la surface du sol ou encore sur le feuillage des plantes. Il apparaît également possible d'utiliser ce modèle pour le transport dans le sol de tout autre composé organique.

Ce modèle peut être considéré comme un modèle prévisionnel servant à évaluer les risques de lessivage du pesticide vers la nappe souterraine. A la lumière des résultats fournis par PRZM, des travaux complémentaires détaillés pourront être entrepris sur le site jugé ainsi vulnérable à la contamination par les pesticides ou tout autre composé organique.

Les auteurs de PRZM ont voulu avant tout formuler un modèle conceptuel exigeant la connaissance d'un nombre raisonnable de paramètres d'entrée généralement disponibles auprès de banques de données nationales (données météorologiques), de cartes géologiques et hydrogéologiques et de manuels spécialisés. Comme les données concernant la zone non saturée du sol peuvent être rares pour certaines régions, plusieurs de ces paramètres peuvent être évalués à l'aide d'abaques ou encore à l'aide de relations empiriques découlant d'observations en laboratoire et/ou sur le terrain.

Ce modèle a été utilisé à plusieurs reprises par l'EPA surtout, ainsi que par de nombreux scientifiques responsables de la recherche et du développement pour des producteurs de pesticides. La grande majorité de ces applications, visant à prédire l'évolution et le cheminement de différents pesticides dans la zone non saturée du sol, ont été réalisées avec succès. Citons, par exemple, les expériences de Carsel et al. (1985) dans les états de New York, Floride et Wisconsin; Carsel et al. (1986) en Floride et au Mariland; Jones et Estes (1987) en Ontario, au Québec et à l'Ile du Prince Edouard; Jones (1986) à Long Island (New York), en Floride, au Wisconsin et en Caroline du Nord; Jones et al. (1986) dans les états de l'Arizona, Californie, Floride, Indiana, Maine, Michigan, Nebraska, New York, Caroline du Nord, Caroline du Sud, Virginie, Washington et Wisconsin; Jones et al. (1986) en Floride; Atwood et Dean (1985) en Floride.

Dans le modèle PRZM, les équations de l'écoulement de l'eau et du transport du soluté sont résolues séparément. Ainsi, on retrouve trois composantes majeures devant être solutionnées:

1) le bilan en eau dans le profil de sol;
2) l'érosion de la surface du sol;
3) le transport de soluté dans le sol.

1) Equations du bilan en eau:

Les équations de bilan en eau sont développées séparément pour 1) la zone de surface du sol; 2) la zone de racines actives; 3) la zone restante jusqu'à la nappe phréatique. Les équations sont:

- zone de surface:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + P + SM - I_i - Q - E_i \qquad (4.1)$$

- zone de racines:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + I_{i-1} - U_i - I_i \qquad (4.2)$$

- sous la zone de racines:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + I_{i-1} - I_i \qquad (4.3)$$

où $(SW)_i^t$ = contenu en eau du compartiment "i" au jour "t" (cm)

P = précipitation sous forme de pluie moins l'interception par le feuillage des plants (cm/jour)

SM = fonte de la neige (cm/jour)

Q = ruissellement à la surface du sol (cm/jour)

E_i = évaporation dans les compartiments "i" du sol, jusqu'à une certaine profondeur (cm/jour)

U_i = transpiration (cm/jour)

I_i = percolation de l'eau hors du compartiment "i" (cm/jour)

La mise à jour du contenu en eau dans le profil du sol par ces équations requiert donc des calculs additionnels pour le ruissellement, la fonte de neige, l'évaporation, la transpiration et la percolation.

Les données journalières sur les précipitations, l'évaporation et la température sont nécessaires. Si les données sur l'évaporation ne sont pas disponibles, le modèle calcule l'évapotranspiration potentielle à partir des températures et du nombre d'heures moyen d'ensoleillement journalier.

Les précipitations sont soit sous forme de pluie, soit sous forme de neige dépendant si la température est au-dessus ou au-dessous de 0°C.

L'évapotranspiration journalière regroupe l'évaporation de l'eau à partir du couvert végétal et à partir du sol, et la transpiration des plantes. La demande totale en eau à évaporer et à transpirer est d'abord estimée, et ensuite extraite séquentiellement à partir du couvert végétal et de chaque compartiment de sol dans lequel peut se produire de l'évaporation. Cette profondeur est un paramètre d'entrée demandé par le modèle, et varie en fonction du type de sol. L'extraction d'eau dans le sol

s'exerce jusqu'à un contenu en eau limite représenté par le point de flétrissement ("wilting point"). Si la demande en eau pour l'évapotranspiration n'est pas encore satisfaite, la transpiration des plantes pourra compléter cette demande en allant chercher l'eau nécessaire par les racines qui peuvent atteindre une profondeur plus grande que celle permise pour le processus d'évaporation. La fonction linéaire de croissance des racines est amorcée à la date d'émergence des plantes pour atteindre la profondeur maximale prédéterminée à la date de maturité.

Le calcul du ruissellement dans PRZM est un élément clé dans l'évaluation du bilan en eau. Ce calcul partage les précipitations journalières en une fraction devant être ruisselée à la surface et une fraction disponible pour l'infiltration dans le sol. Les précipitations et/ou la fonte de neige sont considérées comme des données d'entrée pour ce sous-modèle. La fonte de neige est estimée par la méthode des degrés-jours. Le ruissellement est calculé par une modification du modèle développé par l'USDA Soil Conservation Service utilisant la notion de "numéro de courbe" ("curve number") (Haith and Loehr, 1979). Les "numéros de courbe" sont fonction du type de sol et de ses propriétés de drainage, de l'espéce cultivée, et des pratiques culturales. Originellement, les "numéros de courbe", pour un événement pluvieux donné, sont déterminés par la somme des précipitations ayant eu lieu pendant les cinq (5) jours précédents. Dans PRZM, les "numéros de courbe" sont évalués uniquement chaque jour à

partir du contenu en eau des compartiments supérieurs du profil de sol.

Le dernier terme des équations du bilan en eau dans le sol est la percolation. L'emploi de l'approche des "numéros de courbe" pour le calcul de ruissellement exclut l'utilisation directe de l'équation de Darcy. PRZM recourt donc à des "règles de drainage" considérant la capacité d'emmagasinement en eau du sol et le temps disponible pour le drainage. Deux options sont offertes: la première pour les sols se drainant relativement bien (sols surtout sableux), et la seconde pour les sols se drainant beaucoup moins bien (sols surtout argileux).

OPTION 1:

La percolation, dans cette option, est définie en relation avec deux caractéristiques d'un sol souvent employées en agriculture, soit la capacité au champ et le point de flétrissement.

La capacité au champ est une notion plus ou moins précise de la capacité de rétention de l'eau dans un sol; elle se définit comme le contenu en eau qu'un sol atteint après que toute l'eau en excès soit drainée sous l'influence de la gravité seule. La difficulté rencontrée avec ce concept est que certains

sols peuvent se drainer continuellement pendant de longues périodes de temps. Ainsi, la capacité au champ n'est pas une constante, et peut varier en fonction de la charge de pression dans le sol.

Le point de flétrissement est fonction du sol et des plantes. Il se définit comme étant le contenu en eau pour lequel les plantes sont incapables d'extraire de l'eau.

La capacité au champ et le point de flétrissement sont utilisés pour représenter deux états de référence dans chaque compartiment du sol et pour prédire opérationnellement la quantité d'eau devant être écoulée. PRZM considère donc que toute quantité d'eau d'un compartiment, SWi, supérieure à la valeur de la capacité au champ sera percolée dans le compartiment suivant. On suppose également que cet excès d'eau est drainé en une journée seulement. La limite inférieure d'eau qu'un sol peut contenir est le point de flétrissement.

L'une des conséquences de ces "règles de drainage" est que les compartiments situés sous la zone de racines atteignent rapidement la capacité au champ et demeurent à ce niveau constamment . De cette façon, on retrouvera pratiquement les mêmes quantités d'eau atteignant la nappe phréatique que les quantités passant sous la zone de racines. Aucun mouvement latéral de l'eau n'est considéré dans ce modèle.

Le bilan en eau représenté de cette façon s'avère plus approprié pour les sols sableux que pour les sols argileux. Avantageusement, les cas de contamination par les pesticides surviennent pratiquement toujours dans des sols sableux.

OPTION 2:

La seconde option est plus appropriée aux sols ayant des horizons de faible perméabilité, qui restreignent le libre drainage simulé par l'option 1.

Dans ce contexte, deux situations peuvent se présenter: a) le contenu en eau des horizons situés au-dessus de l'horizon peu perméable peut dépasser la capacité au champ, et; b) l'eau en excès ne peut se drainer entièrement en une journée.

Pour répondre à ces deux situations, deux paramètres additionnels sont nécessaires: le contenu en eau maximum du sol ou plutôt à saturation θ^* et le taux de drainage qui permettra le drainage du sol jusqu'à la capacité au champ (évidemment plus petite que θ^*) sur une période de plus d'un jour.

Lorsqu'un horizon peu perméable atteint le contenu en eau à saturation, l'eau en excès, ne pouvant se drainer sous cet horizon, est redistribuée dans les horizons supérieurs.

Il est suggéré d'utiliser l'option 1 si le taux d'infiltration de l'eau dans le sol est supérieur à 0.38 cm/heure, puisque cette valeur correspond au coefficient de perméabilité moyen minimal pour un sol sableux.

2) Erosion de la surface du sol:

PRZM tient compte des quantités de pesticide perdues par l'érosion des particules de sol auxquelles elles sont adsorbées. Le sous-modèle MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation), développé par Williams (1977) est utilisé pour calculer la perte en sol X_e (tonne/jour):

$$X_e = a(V_r q_p)^{0.56} \bullet K \bullet LS \bullet C \bullet P \qquad (4.4)$$

où V_r = volume journalier d'eau ruisselée (m^3)
q_p = pointe de ruissellement (m^3/sec)
K = facteur d'érodabilité du sol
LS = facteur de pente du terrain
C = facteur de couverture du sol
P = facteur de pratiques de conservation du sol
a = facteur de conversion des unités.

Plusieurs de ces paramètres peuvent être déterminés à partir d'autres calculs dans PRZM ou encore de manuels. La pointe de ruissellement, q_p, est quelque peu difficile à caractériser. De façon générale, les valeurs de q_p peuvent varier grandement, étant fonction de la dynamique des précipitations et du ruissellement. La procédure adoptée par PRZM ne permet pas la

résolution de l'hydrogramme pour un événement individuel. Un hydrogramme trapézoïdal est supposé et un paramètre représentatif de la durée moyenne d'un événement pluvieux est exigé.

3) Le transport de soluté dans le sol:

L'équation différentielle partielle du deuxième ordre, élaborée dans le modèle PRZM pour évaluer la concentration de pesticide en phase dissoute dans le sol, est la suivante:

$$\frac{\delta\,[C(\theta + K_d\Gamma)]}{\delta t} = D\,\frac{\delta^2\,C\bullet\theta}{\delta z^2} - \frac{\delta(C\bullet\theta\bullet V)}{\delta z}$$

① ②

$$- C\;K_e(\theta + K_d\Gamma) + f\theta\Sigma + \frac{Q}{x} + \frac{a\bullet X_e\bullet r_{om}\bullet K_d}{A_w \bullet x}$$

③ ④ ⑤ ⑥

$$+ \frac{J_{APP}}{x} \cdot \frac{(1-F)}{A} + F\bullet E\bullet P_r\bullet M \qquad (4.5)$$

⑦ ⑧

où C = concentration du pesticide en phase dissoute (g/cm^3)

θ = contenu en eau du sol (cm^3/cm^3)

K_d = le coefficient d'adsorption du pesticide (cm^3/g)

Γ = densité du sol (g/cm^3)

t = le temps (jour)

D = coefficient de diffusion-dispersion ($cm^2/jour$)

z = profondeur dans le sol (cm)

V = vitesse de l'eau dans les pores du sol (cm/j)

K_s = coefficient de dégradation du premier ordre ($jour^{-1}$)

f = la fraction d'eau disponible pour l'évapotranspiration($jour^{-1}$)

Σ = facteur d'assimilation par les plantes

Q = hauteur d'eau ruisselée par jour (cm/jour)

x = épaisseur des compartiments dans le profil de sol (cm)

a = facteur de conversion d'unités

X_s= perte de sol ou sédiments par érosion (t/j)

r_{om} = rapport d'enrichissement en matière organique (g/g)

A_w = aire affectée par l'érosion (cm^2)

J_{app} = taux d'application du pesticide (kg/ha)

F = fraction de l'application interceptée par les plantes

A = aire de la section du profil de sol (soit 1.0 hectare) (cm^2)

E = coefficient d'extraction (cm^{-1})

P_r = précipitation journalière en pluie (cm/jour)

M = masse de pesticide sur la surface des plantes par section du profil de sol (g/cm^2)

Dans cette équation, on retrouve au terme ① de droite les processus de diffusion et de dispersion combinés et décrits par la loi de Fick. Le terme ② représente simplement le phénomène d'advection décrivant le mouvement du pesticide suivant l'écoulement de l'eau dans les pores du sol.

Les termes ③, ④, ⑤ et ⑥ représentent les pertes de pesticide respectivement par dégradation, assimilation par les plantes, ruissellement et érosion. PRZM considère une cinétique de dégradation du premier ordre, et suppose un taux de dégradation du pesticide identique en phase dissoute et en phase adsorbée. Comme un soluté peut être transporté passivement par l'eau transpirée, l'assimilation de pesticide par les plantes est modélisée en l'estimant directement proportionnelle au taux de transpiration des plantes.

Les pertes de pesticide par ruissellement et érosion sont considérées uniquement au niveau du premier compartiment à la surface du sol.

Les termes ⑦ et ⑧ représentent les apports de pesticide dans le système. PRZM tiendra compte du fait que le pesticide peut être appliqué à la surface du sol ou dans le sol, ou encore vaporisé dans les airs en tombant à la surface du sol (si les plantes ne sont pas émergées), ou sur le feuillage des plantes.

Les quantités de pesticide déposées sur le feuillage des plantes sont alors sujettes à la dégradation et à la volatilisation.

Les calculs des contenus en eau, des vitesses d'écoulement dans les pores, de l'érosion et du ruissellement sont réalisés séparément de l'équation 4.5 . Les valeurs obtenues sont

ensuite introduites dans l'équation du transport des solutés comme des constantes pour un pas de temps spécifique, et donc comme coefficients dans l'approximation par différences finies de cette équation.

Les principaux résultats que le modèle PRZM peut nous présenter sont:

- le bilan en eau dans la colonne de sol: le contenu en eau de chaque compartiment, les quantités d'eau écoulées d'un compartiment à un autre, infiltrées dans le sol, ruisselées à la surface et évaporées;

- les quantités totales de pesticide dans la colonne de sol (en phase dissoute et adsorbée);

- les quantités de pesticide dégradées, assimilées par les plantes, perdues par érosion et ruissellement;

- les concentrations de pesticide en phase dissoute et adsorbée dans chaque compartiment;

- le flux de pesticide en solution d'un compartiment à un autre, et spécialement le flux vers la nappe phréatique, et ce, pour des pas de temps de sortie journalier, mensuel ou annuel.

4.2: Paramètres d'entrée considérés dans l'étude de sensibilité:

Compte tenu du fait que le modèle PRZM ait été développé particulièrement dans le sud-est des Etats-Unis, où les conditions climatiques et pédo-géologiques sont différentes de celles du Québec, son application ici doit donc se faire sous certaines réserves.

C'est pourquoi, l'élaboration d'une analyse de sensibilité de ce modèle, avec des données et des paramètres typiques du Québec, nous permettra d'identifier les caractéristiques du milieu qui gouvernent le destin des pesticides dans la zone vadose, d'évaluer leur importance relative, et d'orienter les recherches afin de mieux comprendre les processus mis en cause.

En faisant ressortir les paramètres auxquels le modèle est le plus sensible, cette étude nous permettra de mieux définir les besoins en données, donc de rendre les campagnes de mesures plus efficaces. Elle permettra de plus d'établir l'ordre de précision qu'on pourrait exiger dans l'évaluation de ces paramètres; les paramètres les plus importants nécessitant une meilleure précision.

Comme c'est le mouvement de l'eau qui est le principal moteur du transport des solutés dans le sol, l'importance de la

variabilité des valeurs des paramètres reliés à ce mécanisme sur les résultats de PRZM sera déterminée.

Les paramètres du modèle qui sont associés à l'écoulement de l'eau, dans la zone non saturée ont ainsi été retenus:

- la capacité au champ et le point de flétrissement qui interviennent dans le processus de la percolation;

- les précipitations représentant les apports d'eau dans le système;

- la température qui intervient dans les processus de fonte de neige et d'évapotranspiration;

- les "numéros de courbe" qui sont déterminants dans le processus d'infiltration de l'eau dans le sol et de ruissellement à la surface du sol;

- l'épaisseur de la zone racinaire, dont dépendra l'assimilation de l'eau et du pesticide par les plantes;

- le contenu en eau initial de chaque horizon de sol;

- la densité du sol, qui est considérée dans le processus d'adsortion du pesticide sur les particules du sol. De plus, la densité du sol peut intervenir dans

calcul de la capacité au champ et du point de flétrissement si ces derniers ne sont pas connus;

- la dispersion, qui tend à créer au front de contamination une zone de transition graduelle des concentrations de pesticide dans le sol. Elle est de plus reliée de près au contenu en eau du sol;

- l'évaporation dans le sol: dépendant de la profondeur du sol soumise à l'évaporation, les quantités d'eau en présence dans le sol varieront;

- le taux d'application du pesticide, qui contrôle l'apport de pesticide dans le sol, au même titre que les précipitations contrôlent l'apport d'eau dans le système.

Etant donné qu'une simulation du modèle PRZM fournit une grande quantité de résultats, seulement quatre (4) paramètres de sortie ont été retenus, afin de mieux comprendre les effets des variations des paramètres d'entrée, soit:

- les quantités cumulées de pesticide dégradé dans la colonne de sol (kg/ha);

- les quantités totales de pesticide en présence dans la colonne de sol à la fin de la simulation (kg/ha);

- les quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines (kg/ha);

- les quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique (kg/ha).

Les deux premiers paramètres de sortie seront appelés "résultats de bilan", par opposition aux deux derniers qui seront identifiés comme des "résultats de flux (ou d'écoulement)".

4.3: Stratégie de simulation:

4.3.1: Caractéristiques du site:

Le modèle PRZM n'a pas encore été calibré au Québec, faute de données appropriées. Généralement, les concentrations en pesticide obtenues d'échantillons recueillis sur le terrain le long d'un profil de sol en fonction du temps sont suffisantes pour une calibration satisfaisante du modèle. Une telle calibration nous fournirait donc les paramètres les plus représentatifs du site en question.

Toutefois, les caractéristiques d'un cas réel de contamination par les pesticides ont été retenues, afin de réaliser nos simulations. Ce site contaminé a été répertorié par le ministère de l'Environnement du Québec en 1984, et se trouve ainsi bien documenté. Il se situe à proximité de la municipalité de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier (voir figure 4.2). La région de Portneuf a d'ailleurs été l'une des plus importantes au Québec où l'aldicarbe a été appliqué pour la culture de la pomme de terre.

Les surfaces cultivées sont relativement homogènes et principalement constituées de sable. Le sol en question est classifié comme un sable Morin (Raymond et al., 1976), dont une description du profil est présentée au tableau 4.1 . Il est

FIGURE 4.2: Région de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier: répartition du sable Morin, localisation du site d'échantillonnage et de la station météorologique de Ste-Catherine.

TABLEAU 4.1

Description du profil du sable Morin en milieu cultivé:

Profondeur (cm)	Description
0 - 18	Sable brun-rouge foncé ou encore brun-gris foncé à brun; particulaire; meuble; racines peu abondantes, microscopiques et très fines, non orientées; horizon enrichi par un ensablement éolien; limite abrupte, régulière; pH=6.3.
18 - 26	Sable gris clair ou gris; particulaire; meuble; racines peu abondantes, microscopiques et très fines, verticales; limite abrupte, interrompue; pH=6.2.
26 - 34	Sable brun-rouge foncé à rouge foncé, parfois brun-jaune; particulaire; meuble; racines peu abondantes, microscopiques, verticales; limite abrupte, régulière; pH=5.6.
34 - 75	Sable brun-jaune ou encore brun-jaune clair; particulaire; meuble; limite distincte, régulière; pH=5.3.
à 75 cm	Sable fin brun pâle, parfois brun-jaune clair; particulaire; meuble; pH=5.3.

constitué essentiellement de sable moyen, parfois grossier, qui recouvre le fond de vallées glaciaires dans un environnement à caractère deltaïque, ou encore s'identifie à des terrasses marines ou fluviatiles. Le drainage de tels sables est considéré comme étant excessif à bon. Le degré d'érosion est jugé modéré à sévère.

La profondeur moyenne de la nappe phréatique, aux alentours du site contaminé, est de 3.1 mètres environ. Les puits d'alimentation en eau sont peu profond et se situent à moins de 100 mètres des champs traités.

4.3.2: Valeurs des paramètres utilisés dans le modèle PRZM:

Le modèle PRZM requiert cinq grandes classes de paramètres d'entrée qui sont:

- les données météorologiques journalières: la pluie ou la neige (cm d'eau), la température (°C) et l'évaporation si disponible (cm d'eau);

- les paramètres hydrologiques du milieu: facteur de fonte de neige, facteur d'évaporation, profondeur d'évaporation dans le sol, nombre d'heures d'ensoleillement moyen pour un mois, facteur d'érosion du sol, "numéros de courbe", etc.;

- les paramètres concernant la ou les espèces cultivées: date d'émergence et de maturation des plants, date de la récolte, facteur d'assimilation, profondeur de la zone de racines, couverture du feuillage, etc.;

- les paramètres relatifs aux propriétés chimiques du pesticide: solubilité, coefficient d'adsorption, coefficient de dégradation, ainsi que les dates d'épandage et les quantités épandues;

- les caractéristiques du sol: hauteur du profil de sol, le nombre d'horizons, ainsi que, l'épaisseur, la densité, la capacité au champ, le point de flétrissement, le contenu en sable et en matière organique de chacun de ces horizons, etc.

Spécifiquement pour le site de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier, les valeurs de chacun des paramètres d'entrée sont présentées au tableau 4.2-a) et 4.2-b). Ces paramètres ont été recueillis des rapports pédologiques et géologiques, de manuels traitant de la culture de la pomme de terre, d'articles scientifiques traitant de l'aldicarbe, de la section "estimation des paramètres" du manuel d'utilisation du modèle PRZM, ainsi que de témoignages des cultivateurs de la région concernée au sujet des pratiques culturales.

TABLEAU 4.2-a

Valeurs des paramètres d'entrée du modèle PRZM, spécifiques à la région de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier pour la simulation de référence:

---

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 = 8,40.
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 28 août et 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 mesurera donc 10 cm d'épaisseur)

N.B.: Voir tableau 4.2-b pour la description du profil du sol.

TABLEAU 4.2-b

Description du profil du sol utilisée dans le modèle PRZM, pour la simulation de référence:

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($jour^{-1}$)	0.0200	0.0200	0.0020	0.0020	0.0020
Coefficient de dispersion($cm^2/jour$)	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

Les données météorologiques proviennent de la station de Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier (station no. 701-6932), dont la localisation correspond à la latitude 46°51'N et à la longitude 71°37'W, à une altitude de 152 mètres. La zone contaminée par l'aldicarbe se retrouve à moins de 10,0 kilomètres de la station météorologique (voir figure 4.2).

Le profil du sable Morin a été légèrement modifié comparativement à celui présenté au tableau 4.1, afin de respecter la profondeur de la nappe phréatique, ainsi que de se conformer aux dimensions invariables des compartiments du sol tel qu'exigé par PRZM. De cette façon, l'horizon 5 s'étend de 80 cm à 310 cm de profondeur.

Le facteur de fonte de la neige a été évalué de façon à ne plus retrouver de neige sur le sol au début du mois de mai.

Malgré la possibilité d'orages violents au Québec pouvant provoquer d'importantes pertes de sol par érosion, ce phénomène n'a pas été considéré dans les présentes simulations compte tenu de la topographie passablement plane des champs cultivés de la région.

Une seule espèce sera cultivée, soit la pomme de terre, avec l'épandage de l'aldicarbe une fois par année, vers la mi-mai. Au moins deux jours sans précipitation doivent suivre la journée de l'épandage. Cette précaution est d'ailleurs suggérée

par le fabriquant du pesticide, et la plupart des agriculteurs semblent la respecter.

Comme la densité du sol n'est pas disponible pour les différents horizons, celle-ci sera calculée à l'aide d'une méthode basée sur les propriétés physiques des sols, tout particulièrement à l'aide de la granulométrie des sols (% de sable, argile et matière organique). La méthode de Rawls (1983) est proposée par les concepteurs de PRZM, où

$$D = \frac{100.0}{\frac{\%\ M.O.}{D.M.O.} + \left(\frac{100.0 - \%\ M.O.}{D.M.S.}\right)} \qquad (4.6)$$

où D = densité du sol (g/cm^3)

M.O.= contenu en matière organique (%)

D.M.O. = densité de la matière organique(g/cm^3)= 0.224

D.M.S. = densité minérale du sol (g/cm^3)

La densité minérale du sol est obtenue d'un abaque, préparé par Rawls, et est fonction du contenu en sable et en argile du sol (voir le manuel de l'utilisateur de PRZM, figure 12, p. 87).

Les valeurs de la capacité au champ et du point de flétrissement sont rarement disponibles pour un sol donné. Rawls et Brakensiek (1982) ont établi à partir de régressions, une équation simplifiée pour estimer l'emmagasinement en eau potentiel d'un sol. Ainsi, on retrouve que:

$$\theta_x = a + [b \bullet (\% \text{ Sable})] + [c \bullet (\% \text{ Argile})] + [d \bullet (\% \text{ M.O.})] + [e \bullet \text{Densité}(g/cm^3)] \qquad (4.7)$$

où θ_x = rétention d'eau d'un sol (cm^3/cm^3) pour un potentiel hydraulique donné; pour la capacité au champ un potentiel de -0,33 bar est considéré, tandis que pour le point de flétrissement cette valeur est fixée à -15,0 bar

a, b, c, d et e = coefficients de régression.

Le tableau 4.3 présente la valeur des coefficients de régression utilisés pour le calcul de la capacité au champ et du point de flétrissement (d'après le manuel de l'utilisateur du modèle PRZM, p. 84)

Potentiel hydraulique	a	b	c	d	e	r^2
- 0.33 bar	0.3486	-0.0018	0.0039	0.0228	-0.0738	0.78
-15.0 bar	0.0854	-0.0004	0.0044	0.0122	-0.0182	0.66

Tableau 4.3: Valeurs des différents coefficients de régression pour le calcul de la capacité au champ et du point de flétrissement d'un sol; r^2 représente le coeffi- de corrélation de ces régressions. (Rawls et al., 1982)

Une revue de quelques résultats expérimentaux concernant les valeurs du coefficient d'adsorption et du coefficient de dégradation (sol non stérilisé et conditions aérobies), pour l'aldicarbe dans différents types de sols et pour différents types de cultures, nous a permis de constater que ces valeurs peuvent être très variables.

Au niveau de la constante de dégradation, on semble utiliser généralement deux valeurs différentes: une valeur correspondant à la dégradation dans la zone racinaire, et l'autre à la dégradation dans la zone non saturée située sous la zone de racines.

La constante de l'adsorption pour l'aldicarbe augmente avec le contenu en matières organiques du sol, mais demeure tout de même faible compte tenu de la grande solubilité de ce composé dans l'eau. Pour évaluer cette constante, le modèle PRZM suggère l'utilisation de l'une des trois relations basées sur la solubilité du pesticide dans l'eau et sur le contenu en carbone organique du sol. Le modèle proposé par Karickhoff et al. (1979) a été retenu et se définit comme suit:

$$\log K_{oc} = 3.64 - (0.55 \bullet \log SOL) \qquad (4.8)$$

où K_{oc} = coefficient de distribution sur le carbone organique

SOL = solubilité du pesticide dans l'eau (mg/l)

et,

$$K_d = K_{oc} \cdot \frac{\text{(pourcentage de carbone organique)}}{100} \qquad (4.9)$$

où K_d = coefficient d'adsorption (cm^3/g)

Le tableau 4.4 indique quelques valeurs des coefficients de dégradation et d'adsorption pour l'aldicarbe utilisées à l'intérieur du modèle PRZM pour différents sites. Ainsi, les valeurs du coefficient de dégradation, utilisées dans les présentes simulations, se rapprochent de celles rapportées par Jones et Estes (1987) à partir d'études de terrain réalisées dans la région de Joliette (Québec).

Il demeure que la variation de ces deux derniers paramètres du modèle PRZM entraînent de fortes variations au niveau des résultats du modèle, puisqu'ils agissent directement sur les quantités de pesticide en solution, et que leur évaluation est entachée d'une marge d'erreur parfois importante. Villeneuve et al. (1988) y ont consacrés une analyse de sensibilité détaillée.

TABLEAU 4.4

Revue des valeurs des constantes d'adsorption et de dégradation utilisées pour l'aldicarbe à l'intérieur du modèle PRZM:

Référence	Site	Horizons (cm)	K_d (ml/g) [1]	K_m (jr^{-1})
Lorber et Offutt (1986)	North Carolina (loam sableux)	0-15	0.50(0.18)	semis: 0.016 [1] (0.018-0.026)
		15-30	0.15(0.18)	
		30-60	0.01(0.04)	
		60-300	0.01(0.01)	émergence: ---
	Wisconsin, Cameron (loam sableux)	0-15	1.00(0.22)	semis: 0.010 (0.011)
		15-30	0.50(0.22)	
		30-60	0.05(0.04)	émergence: 0.015 (0.016)
		60-300	0.01(0.01)	
	Wisconsin, Hancock (sable loameux)	0-15	1.00(0.16)	semis: 0.010 (0.013-0.019)
		15-30	0.50(0.16)	
		30-60	0.05(0.01)	émergence: 0.015 (0.014-0.049)
		60-300	0.01(0.01)	
Harkin et al. (1986)	Central Wisconsin (sol sableux)	Zone de racines	A partir du % de m.o. et de K_{ow}	0.05
		Zone sous les racines.		0.008
Jones et al. (1987)	Lac Hamilton, Floride	0-15	0.08	0.023
		15-30	0.03	0.023
		30-45	0.00	0.023
		45-60	0.00	0.023
		60 et +	0.00	0.023
Jones et al. (1986)	13 états, (U.S.A.): 33 sites		A partir de K_{oc} et du % de m.o. (0 - 4.2%)	0.007 - 0.077 [2]

TABLEAU 4.4 (suite)

Référence	Site	Horizons (cm)	K_d (ml/g)	K_m (jr^{-1})
Jones et al. (1986)	Florida Ridge	0-15	0.08	0-150 cm: 0.023
		15-30	0.08	150-300: 0.023 à
		30-60	0.03	0.012
		60 et +	0.00	300 et + : 0.012
Jones et Estes (1987)	Joliette, (Québec) (sable)	0-300	3.62	0.0222
		300-600	1.81	0.0222
		600-900	0.91	0.0222
		900 et +	0.46	0.0222
Carsel et al. (1985)	New-York, (loam sableux)	0-30	0.146	0.014
		30-225	0.073	0.0009
Carsel et al. (1984)			A partir de la solubilité ou K_{ow} et du % c.o.	0.0116-0.0322

NOTE: [1] : Valeurs pour la calibration du modèle;
entre parenthèses: valeurs obtenues à partir de données de terrain.

[2] : Dégradation de toutes les formes toxiques de l'aldicarbe. Ne tient pas compte de l'oxydation en aldicarbe sulfoxide et en aldicarbe sulfone.

4.3.3: Méthodologie employée et variation des paramètres

Ainsi, dans la section précédente, nous avons établi un tableau de référence, regroupant les valeurs initiales des paramètres d'entrée. Une première simulation avec tous ces paramètres nous fournira les résultats de référence F .

Les simulations s'échelonnent sur dix (10) années, soit de 1974 à 1984. Aucun épandage n'est réalisé en 1974, afin de retrouver en mai 1975 un certain équilibre au niveau du bilan en eau dans tout le profil du sol. Les résultats sont alors compilés mensuellement de mai 1975 à avril 1984; neuf (9) cycles d'épandage sont ainsi simulés.

Les simulations subséquentes ont été effectuées en ne modifiant la valeur de référence que d'un paramètre à la fois, et, en conservant la valeur initiale de tous les autres paramètres. Plus d'une centaine de simulations a ainsi été réalisée.

Les causes de la variabilité des valeurs des paramètres d'entrée d'un modèle sont nombreuses. Elles sont principalement liées à l'hétérogénéité du sol et du sous-sol, ainsi qu'aux méthodes ou techniques de mesure à la fois en laboratoire et sur le terrain.

Une étude approfondie de chacun des paramètres nous a permis de fixer les différentes valeurs que pourrait prendre

chacun d'eux, et ce, tout en estimant des valeurs qui se situent à l'intérieur des limites naturelles des phénomènes mis en cause. Le tableau 4.5 présente pour chaque paramètre, la plage de variation qui a été considérée.

- La capacité au champ et le point de flétrissement:

Comme la notion de capacité au champ et de point de flétrissement est peu répandue pour la description d'un sol ainsi que pour la caractérisation de sites contaminés, il faut généralement utiliser des modèles régressifs pour l'évaluation de ces paramètres. De tels modèles peuvent cependant introduire des erreurs notamment en raison du domaine de validité de ces fonctions ainsi que de la variabilité spatiale de la composition et de la structure du sol, qui proviennent de la pédogénèse du site.

Pour un type de sol sableux, apparemment semblable à celui qu'on retrouve à Ste-Catherine-de la Jacques-Cartier, on a observé (selon Rawls et al., 1982) des variations atteignant parfois 80% de la valeur moyenne de la capacité au champ et du point de flétrissement.

TABLEAU 4.5

Variations maximales considérées pour chacun des paramètres d'entrée.

Valeurs inférieures à la valeur de réf.	Paramètres	Valeurs supérieures à la valeur de réf.
-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%	zone de racines	+100,0%
0,0 cm^2/jr	dispersion	25 cm^2/jr
-55,4%	application du pesticide	+56,3%
point de flétrissement	contenu en eau initial	capacité au champ
-100,0%	évaporation dans le sol	+300,0%

En faisant varier un seul paramètre à la fois, comme c'est le cas dans la présente analyse de sensibilité, il faut éviter de se retrouver avec une valeur de la capacité au champ inférieure à la valeur du point de flétrissement. La variation des valeurs de la capacité au champ s'échelonnera entre -55% et +75% de la valeur de référence, tandis que la variation des valeurs du point de flétrissement se situera entre -50% et +50% de la valeur de référence.

- La densité du sol:

La densité d'un sol est étroitement liée à la composition et à la texture (granulométrie) de ses éléments solides, ainsi qu'à sa structure qui représente l'arrangement des constituants du sol (solides, eau, air). La composition et la texture d'un sol sont surtout dépendantes de la nature de la roche-mère et des processus responsables de l'altération de celle-ci (météorisation). La structure d'un sol, pouvant prendre une infinité de configurations, résulte en grande partie du mode de déposition et de nombreux processus physico-chimiques responsables du développement d'un sol (formation d'horizons).

La densité du sol, étant fonction d'une multitude de facteurs, peut présenter pour un même type de sol des variations allant jusqu'à 35 % de la valeur moyenne (Baes et Sharp, 1983).

- Les précipitations et la température:

L'information donnée par une station météorologique, placée en un lieu bien déterminé, peut être qualifiée de ponctuelle par rapport aux dimensions de la région affectée par un événement pluvieux ou encore par une variation de la température.

Au niveau de la mesure de ces deux paramètres, on peut considérer que les techniques et les méthodes employées sont suffisamment adéquates et perfectionnées pour n'engendrer que de faibles erreurs. Cependant, la variabilité spatiale de ces phénomènes peut devenir particulièrement importante lorsqu'on considère un site éloigné d'une station météorologique.

Les régions fortement accidentées ou orographiques et/ou situées près de la mer ou de grandes masses d'eau sont susceptibles de présenter d'importantes variations spatiales au niveau des précipitations et des températures. En admettant des variations de l'ordre de + ou - 50 %, on se situe encore bien en-deçà des variations naturelles maximales possibles.

Le fait de considérer des variations relatives fera que pour les températures positives (au-dessus de 0°C), celles-ci demeureront positives, et les températures négatives (au-dessous de 0°C) demeureront sous le point de congélation.

- "Numéro de courbe" ("curve number"):

Comme la notion de "numéro de courbe" est introduite dans le modèle PRZM de façon différente de celle élaborée par ses concepteurs, il sera intéressant de mesurer la sensibilité du modèle soumis à la variation de ce paramètre afin de mieux comprendre son rôle au sein de celui-ci.

La documentation concernant le concept de "curve number" est assez rare. Glanville et al. (1984) ont réalisé des expériences sur le terrain, à l'aide d'un simulateur de pluie, afin d'évaluer le paramètre moyen (CN-II) pour un sol argileux.

Pour un sol à nu, ils ont obtenu un CN moyen de 79, avec des valeurs qui ont varié de 71 à 84. Pour un sol recouvert de débris, un CN moyen de 65 a été obtenu avec des valeurs qui se sont échelonnées entre 51 et 72.

Pour le type de sol qui nous concerne, soit un sol sableux, nous devrions retrouver un CN inférieur car l'infiltration y est plus importante, et par conséquent le ruissellement y est moindre. Quand le sol est en jachère, nous avons défini à l'aide des tables fournies dans le manuel d'utilisation du modèle PRZM une valeur de 77, ce qui semble un peu élevé par rapport aux expériences de Glanville et al. (1984) sur des sols argileux dénudés.

Enfin, ce qui doit retenir notre attention dans ces expériences, ce sont les valeurs extrêmes obtenues et par conséquent les écarts entre celles-ci et la valeur moyenne calculée. Puisque ces écarts se situent entre 6 % et 22 %, nous pourrions retenir des variations maximales de l'ordre de + ou - 14 % pour chacun des "numéro de courbe" de référence.

- Zone de racines:

Selon le document "La pomme de terre" du ministère de l'Agriculture du Québec, les racines de la pomme de terre peuvent varier en longueur entre 5 et 60 cm. Compte tenu du fait que dans nos simulations on a défini des compartiments du sol de 10 cm, une zone de racines de 15 cm sera considérée par PRZM comme étant une zone de 10 cm. Les variations de la zone de racines s'échelonneront ainsi de 10 cm à 60 cm, par multiples de 10.

- Evaporation dans le sol:

L'évaporation de l'eau à la surface du sol peut être fonction de plusieurs facteurs, soit la température, les caractéristiques physiques et hydrodynamiques du liquide, le mouvement de l'air à la surface du sol, etc. Cependant, la profondeur d'évaporation de l'eau dans un sol sera principalement fonction de la composition et de la conductivité thermique du sol. PRZM

considère que l'eau est d'une certaine façon pure; il ne tient pas compte de la composition de l'eau dans le sol qui peut être chargé de plusieurs éléments ou substances.

Un sol sableux ne présente qu'une faible profondeur d'évaporation compte tenu de la faible conductivité thermique du sable. Un sol plus riche en matière organique et en particules fines permettra à la chaleur de mieux se propager et ainsi d'accroître la profondeur d'évaporation possible dans le sol. Par contre, un sol argileux n'offre qu'une très faible profondeur d'évaporation compte tenu des liens physico-chimiques qui retiennent l'eau dans ses interstices. Parfois, une sol argileux présentera une mince couche désséchée en surface protégeant d'une certaine façon le sol humide en profondeur.

Des valeurs de la profondeur d'évaporation de l'eau dans le sol entre 10 cm et 40 cm seront utilisées. Comme PRZM juxtapose les phénomènes d'évaporation, de transpiration et d'assimilation de l'eau par les plantes (qui sont tous fonction de l'évapotranspiration potentielle), le fait d'utiliser des profondeurs d'évaporation supérieures à la profondeur des racines pourrait présenter certaines anomalies au niveau des résultats.

- La dispersion:

Le coefficient de dispersion effective considéré par le modèle PRZM réunit les phénomènes de diffusion moléculaire et de dispersion mécanique. Dans le cas de la zone saturée, plusieurs expériences ont démontré la difficulté de mesurer les valeurs de dispersivité; on observe un facteur d'échelle qui fait que sur le terrain on peut obtenir des valeurs de beaucoup supérieures à celles obtenues en laboratoire. Le même problème semble se présenter dans la zone vadose.

D'autre part, dans le modèle PRZM, les auteurs suggèrent de conserver le coefficient de dispersion nul puisqu'ils estiment que la méthode numérique utilisée pour solutionner l'équation de transport du soluté produit une dispersion numérique non négligeable. Cette dispersion numérique sera d'autant plus importante que le nombre et la taille des compartiments du profil de sol sont importants. Il est donc suggéré de maintenir l'épaisseur de chaque compartiment à 1 cm et de ne pas dépasser le nombre de 30 compartiments pour un profil de sol donné.

Dans le cadre des présentes simulations, le nombre de compartiments a été fixé à 30, mais la grandeur de chaque compartiment est de 10 cm. Bien que l'utilisation de tels paramètres puisse apporter une dispersion numérique non négligeable, il sera intéressant d'observer les effets d'un coefficient de dispersion

non nul sur les résultats. Des valeurs de dispersivité de 0 à 25 cm seront donc utilisées.

- L'application de pesticide:

Dépendant de l'attention portée par le cultivateur lors du dosage du pesticide ou de l'ajustement de l'appareil servant à épandre le pesticide, il est possible d'observer une variation appréciable de la quantité de pesticide épandue.

Des quantités variant entre 1 kg/ha et 3.5 kg/ha seront considérées.

- Le contenu en eau initial de chaque horizon de sol:

Dans PRZM, ce paramètre possède deux limites: une limite inférieure équivalente au point de flétrissement, et une limite supérieure équivalente à la capacité au champ.

Considérant la méthodologie employée lors des présentes simulations, le fait de débuter les simulations environ 6 mois avant le premier épandage de pesticide crée un équilibre au niveau du bilan en eau dans chaque compartiment du sol. De cette façon, toute variation du contenu en eau initial ne devrait avoir aucune influence sur les résultats.

CHAPITRE 5

RESULTATS ET DISCUSSION

Pour chacun des paramètres d'entrée considérés, les valeurs du coefficient de sensibilité relatif sont présentées, et ce, pour les variations maximales (positive et négative) des paramètres ainsi que pour la valeur de référence ($\alpha = 1$). La valeur que prendra le coefficient de sensibilité relatif lorsque $\alpha = 1$ sera qualifiée de "valeur médiane" et sera utilisée pour établir le niveau de sensibilité du modèle à la variation du dit paramètre. De plus, cette "valeur médiane" exprimera la sensibilité du modèle à proximité de la valeur de référence du paramètre d'entrée.

Le tableau 5.1 représente le comportement des résultats de flux, soit:

- les quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines, cumulées sur 9 ans de simulation (de mai 1975 à avril 1984)

- les quantités de pesticide lessivé dans la nappe phréatique, cumulées sur 9 ans de simulation (de mai 1975 à avril 1984).

Le tableau 5.2 représente quant à lui le comportement des résultats de bilan qui sont:

- les quantités de pesticide dégradé, cumulées sur 9 ans de simulation (de mai 1975 à avril 1984)

- les quantités de pesticide en présence dans le profil de sol (quantités adsorbées et dissoutes) au terme de 9 ans de simulation (de mai 1975 à avril 1984).

Les paramètres d'entrée sont classés par ordre décroissant de leur coefficient de sensibilité relatif respectif.

Comme les paramètres retenus pour cette analyse de sensibilité interviennent principalement au niveau des mécanismes régissant l'écoulement de l'eau dans la zone non saturée du sol, les coefficients de sensibilité relatifs pour ces paramètres sont nettement plus importants en ce qui a trait aux résultats de flux.

Comme $S_r(\alpha)$ représente une fonction continue, on peut donc y attacher une signification quantitative. C'est-à-dire que les valeurs du coefficient de sensibilité relatif nous permettront d'établir un ordre de comparaison (croissant ou décroissant) des effets que la variation de chacun des paramètres considérés peut engendrer sur les résultats des simulations réalisées avec le modèle PRZM. Ils peuvent être utilisés

TABLEAU 5.1

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r

Quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines			Paramètre d'entrée	Quantités de pesticide lessivé dans 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
-3.507	-0.670	-0.177	capacité au champ	-5.294	-1.070	-0.348
+1.004	+1.004	+1.004	application du pesticide	+1.003	+1.003	+1.003
-1.940	-0.950	-0.562	densité du sol	-2.750	-1.320	-0.761
-0.213	-0.601	-1.701	"numéros de courbe"	-0.283	-0.838	-2.484
+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 en eau initial	0.000	0.000	0.000

TABLEAU 5.2

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r

Quantités cumulées de pesticide dégradé			Paramètre d'entrée	Quantités de pesticide en présence 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 en eau initial	0.000	0.000	0.000

également pour établir une relation mathématique entre la variation des paramètres d'entrée et celle des résultats.

En se référant à la valeur médiane des coefficients de sensibilité relatifs, les précipitations représentent le paramètre dont la variation entraîne le plus de variations au niveau des résultats, à l'exception des quantités cumulées de pesticide dégradé. Les résultats de flux s'avèrent particulièrement plus sensibles aux variations des précipitations que les résultats de bilan avec des coefficients de +1.722 et +2.366, comparativement à -1.771 et -0.285.

Le taux d'application de pesticide représente cependant le paramètre d'entrée dont la variation apporte le plus de changements au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé. Un coefficient de sensibilité relatif équivalent à 1,00 exprime un rapport direct entre la variation de ce paramètre d'entrée et la variation des résultats. Donc, en doublant les quantités de pesticide épandues, on retrouve exactement le double des quantités de pesticide dégradé et le double de pesticide en présence dans le sol; le même rapport se retrouve au niveau des quantités de pesticide lessivé sous la zone des racines et dans la nappe phréatique.

Le modèle PRZM devient particulièrement sensible à la variation des valeurs de la capacité au champ et de la densité du sol lorsque celles-ci sont inférieures à la valeur de

référence, et ce, spécialement au niveau des quantités de pesticide lessivé et des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

La variation des "numéros de courbe" ("curve number") engendre une variation des résultats non négligeable lorsque les valeurs des "numéros de courbe" sont supérieures aux valeurs de référence. Comme ce paramètre d'entrée intervient dans le processus de fractionnement des précipitations devant être ruisselées ou infiltrées dans le sol, son influence se fait sentir le plus fortement au niveau des résultats de flux.

Les quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines réagissent fortement à la variation de l'épaisseur de la la zone de racines; l'influence de la variation de ce paramètre est cependant beaucoup moins importante vis-à-vis les trois autres paramètres de sortie. Les résultats obtenus pour la variation de ce paramètre d'entrée sont un bon exemple de la subjectivité possible dans le choix du facteur F .

Suivent ensuite dans un ordre décroissant de sensibilité du modèle, la température, le point de flétrissement, la profondeur d'évaporation et la dispersion. La variation de ces quatre derniers paramètres apporte une variation des résultats jugée négligeable par rapport à celle produite par la variation des six autres paramètres d'entrée. Il est toutefois étonnant d'observer que la variation du coefficient de dispersion entraîne

si peu de changement au sein du modèle PRZM. Cet état tient compte du fait principalement que la méthode numérique de résolution des équations utilisée dans le modèle PRZM engendre une dispersion numérique telle, que l'influence du processus de dispersivité peut être complètement masquée.

Pour chacun des paramètres d'entrée considérés dans cette étude de sensibilité, nous analyserons en détail le comportement du modèle PRZM au travers des quatre catégories de résultats qui ont été retenues.

5.1: Les précipitations:

Les précipitations constituent le principal apport d'eau dans le système qu'est le profil du sol. Par le mouvement de l'eau des précipitations s'étant infiltrée dans le sol, les solutés traversent la zone non saturée jusqu'à la nappe phréatique. Il semble cependant que la variation des précipitations puisse avoir un effet indirect sur les quantités d'eau lessivées dans le profil du sol. Il existe en effet un intermédiaire entre ces deux entités qui est représenté par les quantités d'eau s'infiltrant dans le sol; ce dernier facteur est surtout fonction des "numéros de courbe". La figure 5.1 montre nettement la différence entre les quantités d'eau apportées au système par les précipitations et les quantités d'eau s'infiltrant réellement dans le profil du sol. La différence se fait sentir au printemps lors de la fonte des neiges où on peut observer de fortes quantités s'infiltrant en un mois seulement. Dépendant des valeurs de "numéros de courbe" et de la capacité au champ qui ont été fixées, une certaine proportion de cette eau pourrait être alors ruisselée en surface.

Toutefois, il demeure évident que toute augmentation des précipitations entraînera une augmentation des quantités de pesticide lessivé sous la zone des racines et dans la nappe phréatique. Si plus de pesticide est lessivé hors du profil du sol, il y a donc moins de pesticide en présence dans la zone

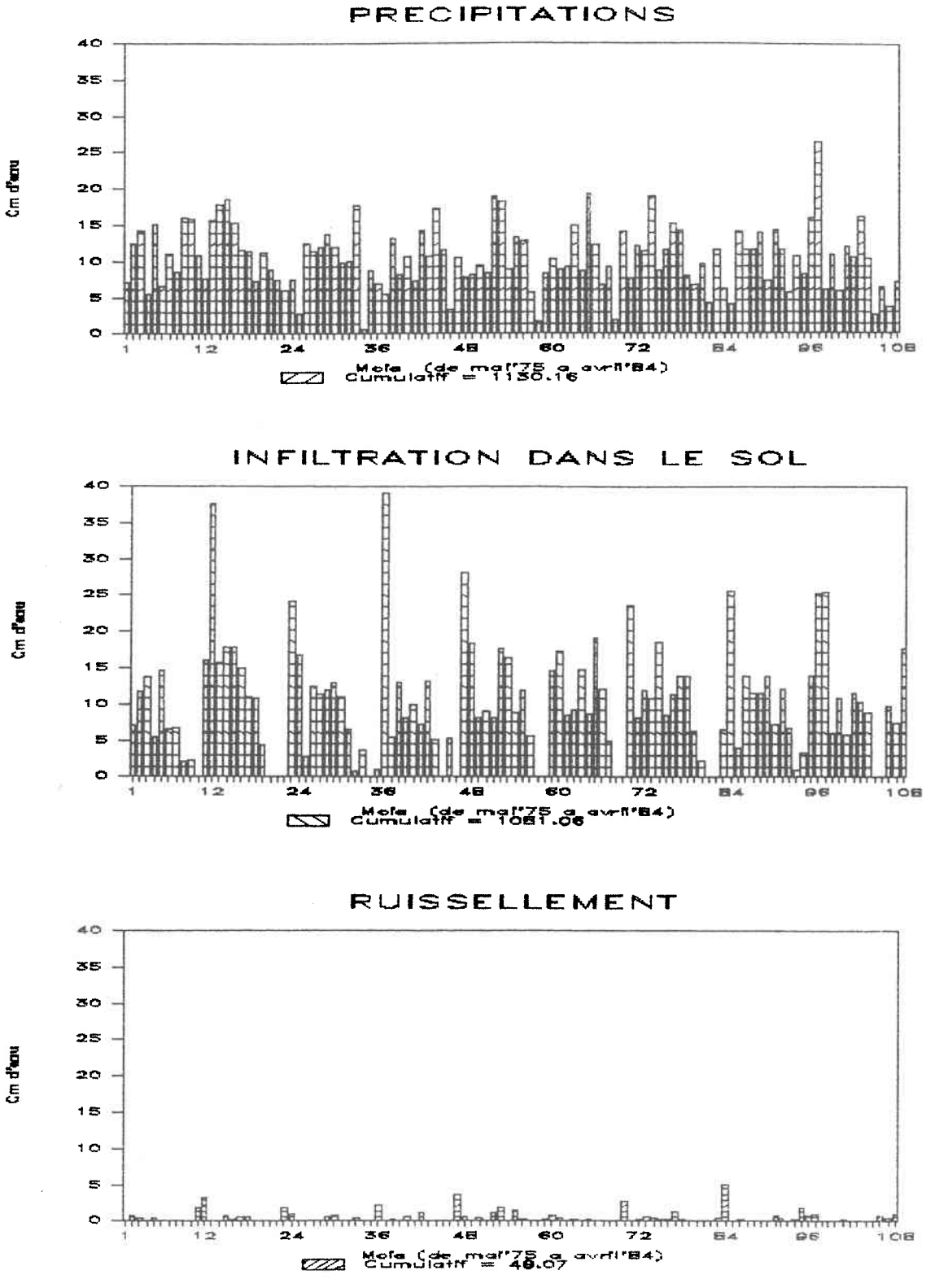

FIGURE 5.1: Différence entre les quantités d'eau apportées au système par les précipitations, les quantités d'eau s'infiltrant dans le profil du sol et les quantités d'eau ruisselant à la surface du sol (résultats obtenus de la simulation de référence).

vadose, et par conséquent, moins de pesticide disponible pour la dégradation.

Les relations qui existent entre la variation des précipitations et les variations des paramètres de sortie, tels que les quantités cumulées de pesticide dégradé et de pesticide lessivé, sont à toute fin pratique linéaires (voir les figures 5.P.1, 5.P.3, et 5.P.4). Les quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines sont moins sensibles à la variation des précipitations que les quantités de pesticide lessivé dans la nappe phréatique; les valeurs médianes du coefficient de sensibilité relatif sont respectivement de 1.722 et de 2.366 (voir tableau 5.1). Comme les fonctions de régression représentant les réponses du modèle sont linéaires, la fonction de sensibilité s'exprime par une constante. De ce fait, le modèle PRZM peut devenir plus sensible à la variation des autres paramètres si la fonction de sensibilité n'est pas linéaire. Tel est le cas, pour la capacité au champ et la densité du sol, où la sensibilité du modèle dépasse celle engendrée par la variation des précipitations pour les valeurs de α minimal et/ou maximal (voir tableau 5.1 et 5.2). La réaction du modèle sera discutée plus en détail dans les sections traitant de chacun de ces deux paramètres d'entrée.

Dans l'intervalle des variations des précipitations que nous avons considéré, il est facile de prédire les réponses du modèle. Cependant, même s'il demeure hasardeux de tenter de prévoir la réponse du modèle pour des valeurs de variation situées à

l'extérieur de l'intervalle considéré, certaines réflexions peuvent être émises. Par exemple, dans le cas des quantités cumulées de pesticide dégradé (figure 5.P.1), on peut prétendre que pour de très faibles précipitations ($\alpha \approx 0$), on obtiendrait l'équivalent des quantités de pesticide épandues ou presque, soit 21,06 kg (2,24 kg/an pendant 9 ans). Si tel est le cas, on devrait alors observer un certain plateau dans la courbe $F(\alpha)$ entre $\alpha = 0$ et $\alpha = 0.4$; la fonction de régression présentée pour exprimer la réponse du modèle à la variation des précipitations ne peut donc être utilisée à l'extérieur de l'intervalle considéré.

Il en est de même pour les quantités cumulées de pesticide lessivé, où on peut facilement prévoir que pour de très faibles précipitations, ces quantités approcheraient la valeur nulle puisqu'il y aurait pratiquement aucune infiltration d'eau dans le sol; la fonction linéaire ne peut donc être appliquée pour connaître la réponse du modèle entre des valeurs de α variant de 0.0 à 0.5 (voir figures 5.P.3 et 5.P.4). Dans le cas de fortes précipitations, les quantités lessivées devraient atteindre une valeur maximale approchant les quantités de pesticide épandues moins les quantités dégradées.

La réponse du modèle au niveau des quantités de pesticide en présence dans le sol est particulièrement intéressante (voir figure 5.P.2). Pour de fortes valeurs des précipitations, il est évident de retrouver moins de pesticide dans le sol parce

que beaucoup plus de pesticide est lessivé hors de la zone non saturée. Toutefois, pour de faibles valeurs de précipitations, on observe une diminution notable de ces quantités, et ce après que celles-ci eurent atteint une valeur maximale pour α = 0.85. Ces résultats peuvent s'expliquer par l'effet combiné d'une plus grande quantité de pesticide dégradé et d'une plus grande quantité de pesticide assimilé par les plantes dans les premiers centimètres du sol, car très peu de pesticide y est lessivé.

Si on estime que pour de très faibles précipitations (α = 0) presque tout le pesticide peut être dégradé, on retrouve alors de plus faibles quantités de pesticide en présence dans le sol. Il en est de même pour une augmentation des précipitations où presque tout le pesticide est lessivé hors du profil du sol. Pour ce paramètre de sortie, le coefficient de sensibilité relatif atteint des valeurs maximales de +1.271 et de -2.096 pour α = 0.75 et α = 1.25 respectivement, exprimant de nouveau la forte sensibilité du modèle PRZM à la variation des précipitations (voir figure 5.P.5).

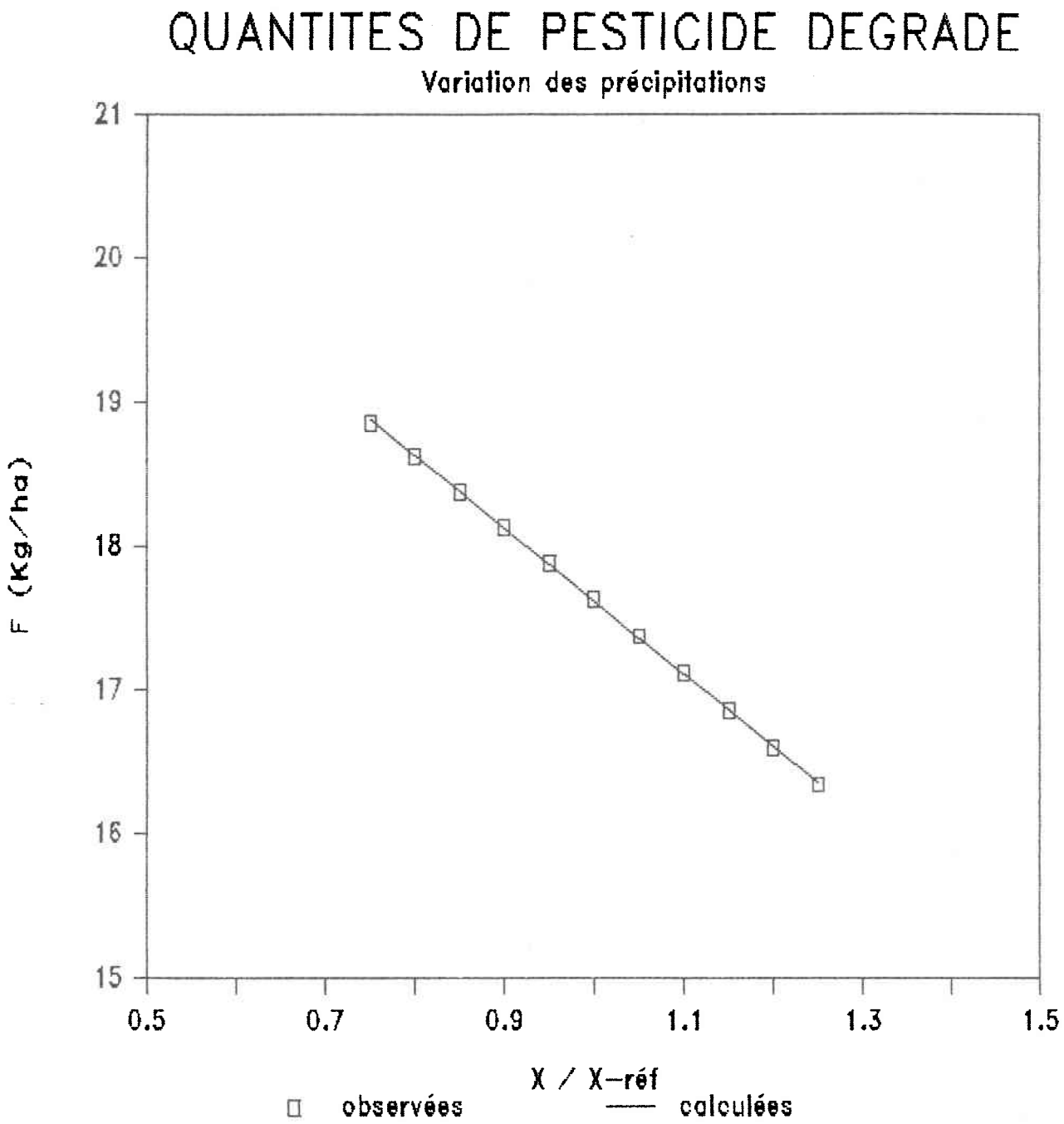

FIGURE 5.P.1: Réponse du modèle PRZM à la variation des précipitations au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

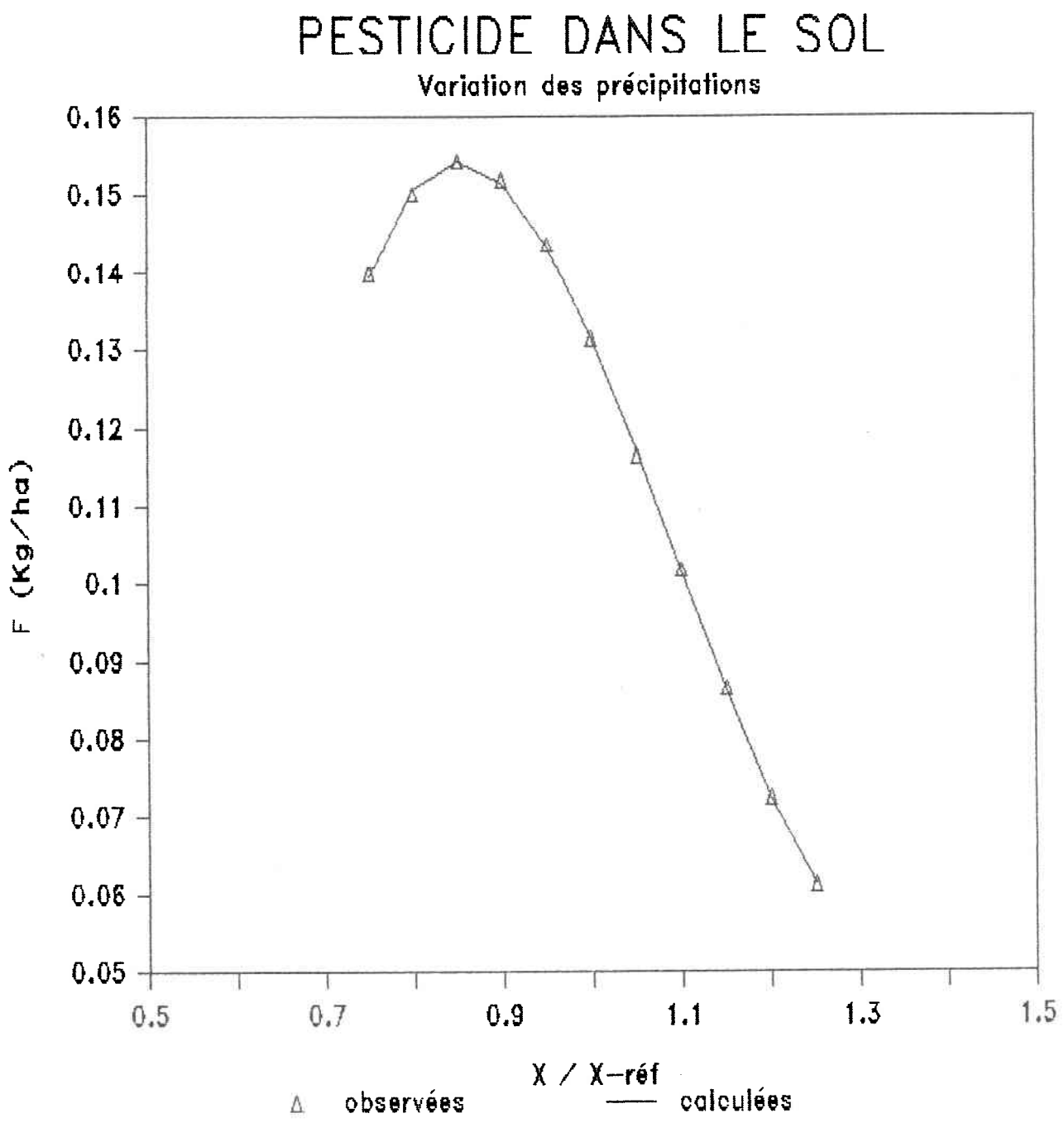

FIGURE 5.P.2: Réponse du modèle PRZM à la variation des précipitations au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

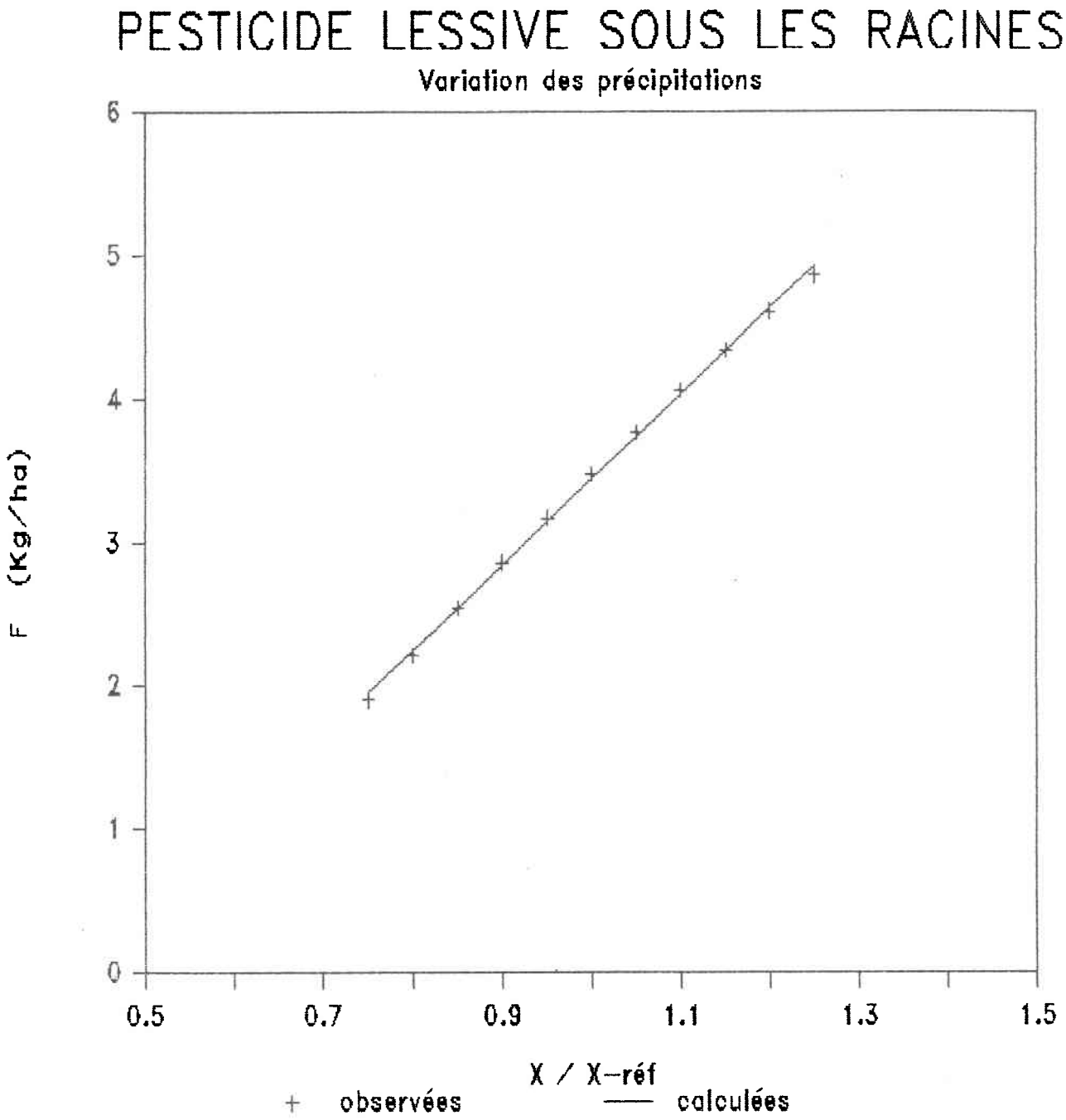

FIGURE S.P.3: Réponse du modèle PRZM à la variation des précipitations au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

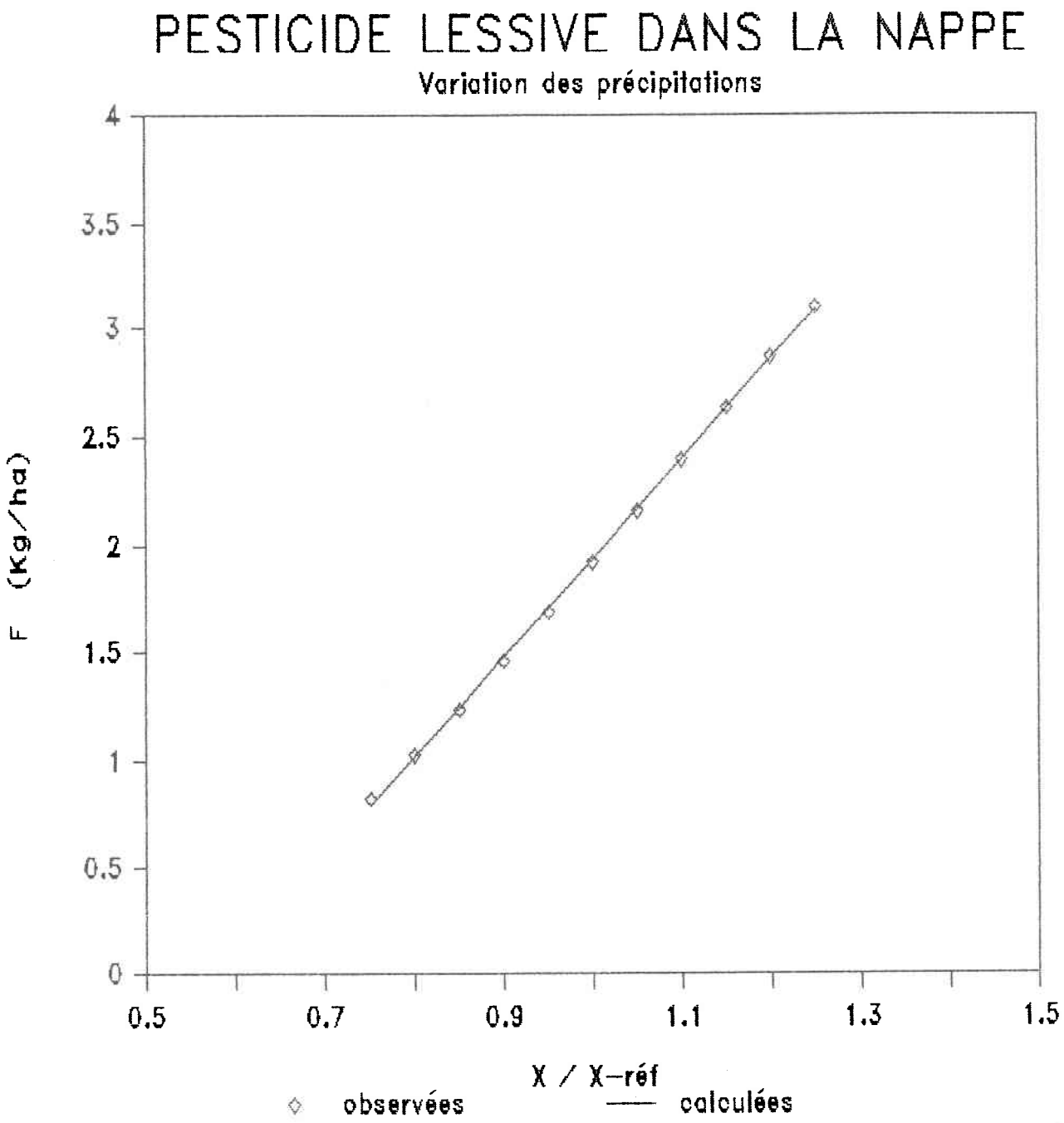

FIGURE 5.P.4: Réponse du modèle PRZM à la variation des précipitations au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

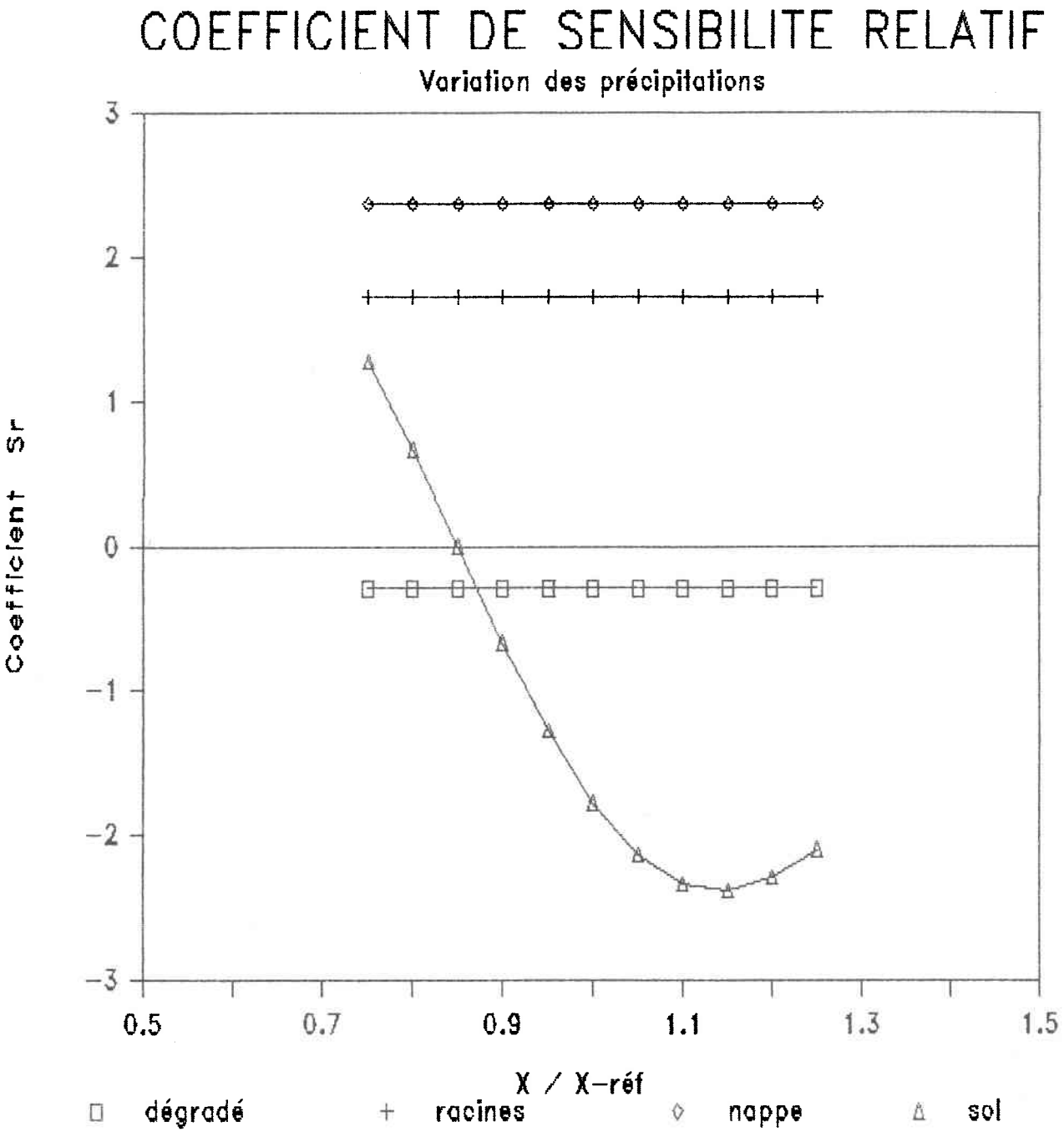

FIGURE 5.P.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variaton des précipitations au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.2: La capacité au champ:

La capacité au champ intervient dans le modèle PRZM essentiellement au niveau du processus de percolation de l'eau d'un compartiment du sol à un autre. Elle représente en quelque sorte le contenu en eau maximum qu'un compartiment peut atteindre. Toute quantité d'eau supérieure à ce paramètre sera drainée dans le compartiment sous-jacent, et ainsi de suite jusqu'à la nappe phréatique.

La diminution de la capacité au champ d'un sol entraîne l'écoulement d'une plus grande quantité d'eau et de contaminants vers la nappe phréatique. C'est pourquoi, on retrouve une augmentation des quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique (voir figure 5.C.3 et 5.C.4). Par conséquent, les quantités de pesticide en présence dans le sol et de pesticide dégradé diminuent (voir figures 5.C.2 et 5.C.1).

Evidemment, toute augmentation de la capacité au champ du sol produira des effets inverses à ceux exprimés précédemment. En effet, comme l'augmentation de la capacité au champ permet d'emmagasiner plus d'eau dans le sol, elle permet du même coup d'emmagasiner plus de pesticide. On retrouve ainsi plus de pesticide en présence dans le sol (voir figure 5.C.2), plus de pesticide disponible à la dégradation (voir figure 5.C.1), et

par conséquent moins de pesticide lessivé dans le profil du sol (voir figures 5.C.3 et 5.C.4).

Malgré le fait que les équations établies pour représenter le comportement des résultats du modèle face à la variation des paramètres d'entrée ne peuvent pas toujours être appliquées si on considère des valeurs extrèmes de ces paramètres, les courbes qui en découlent démontrent tout de même certaines tendances. Ainsi, pour de très faibles valeurs de la capacité au champ, les quantités de pesticide dégradé et en présence dans le sol s'approcheraient de zéro (0), tandis que les quantités lessivées pourraient atteindre un maximum équivalent aux quantités de pesticide épandues. Cependant, pour de très fortes valeurs de la capacité au champ, les quantités lessivées tendront vers une valeur minimale qui est fonction d'abord des quantités de pesticide appliquées, mais également des coefficients de dégradation et d'adsorption.

Au niveau des quantités dégradées, on observe une tendance vers un plafonnement qui peut être fonction surtout des quantités de pesticide appliquées (qui sont limitées en quelque sorte), ainsi que de la constante de dégradation. Dans le cadre des présentes simulations, avec une valeur de référence de 0,0037 $jour^{-1}$ pour la constante de dégradation (valeur moyenne sur tout le profil du sol), on obtient une dégradation de 87,5% de la quantité totale de pesticide épandue pendant neuf (9) années consécutives.

Dans l'ensemble, le modèle PRZM peut être qualifié de sensible à la variation de la capacité au champ, si on considère qu'une valeur du coefficient de sensibilité relatif supérieure à 1.000 exprime une sensibilité certaine. Au niveau des résultats de bilan, le coefficient de sensibilité relatif présente une valeur médiane de seulement +0.084 pour les quantités de pesticide dégradé, mais de +0.964 pour les quantités de pesticide en présence dans le sol (sous forme dissoute et adsorbée). Au niveau des résultats de flux, le coefficient prend des valeurs médianes de -0.670 et -1.070 respectivement pour les quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique.

Cependant, en observant le graphique du coefficient de sensibilité relatif pour toutes les catégories de résultats (voir figure 5.C.5), on constate que les taux de variation des résultats sont plus importants pour une diminution de la capacité au champ que pour une augmentation. Ce phénomène s'explique par le choix des paramètres de sortie que nous avons fait. En effet, comme la capacité au champ est prépondérante dans le processus de percolation, son influence se fait directement sentir au niveau des quantités d'eau drainées et de contaminants lessivés. La sensibilité du modèle est mise en évidence, pour α minimal, par des coefficients de sensibilité relatifs de -3.507 et -5.294, dépassant largement les valeurs de ceux résultant de la variation des précipitations.

Les variations sont beaucoup moins fortes pour une augmentation de la capacité au champ parce que nous avons un apport constant d'eau et de pesticide dans le système qui représentent des valeurs limites. En d'autres termes, comme le sol peut contenir plus d'eau, il y en a beaucoup moins qui est drainée car les précipitations demeurent constantes. Par conséquent, comme il y a moins d'eau percolée, il y a moins de pesticide lessivé. On retrouve alors plus de pesticide en présence dans le sol, et ce, jusqu'à une valeur limite qui est la quantité totale de pesticide épandue. Les quantités cumulées atteignent ainsi un maximum ou un minimum qui ne peut varier fortement car on s'approche de ces valeurs limites.

Par contre, une diminution de la capacité au champ entraîne de forts taux de variations dans les résultats des simulations, car le sol pouvant contenir beaucoup moins d'eau en laisse échapper beaucoup plus. Le comportement du modèle à des valeurs très faibles de la capacité au champ peut être prévu à la lumière des résultats obtenus. En effet, pour une valeur s'approchant de zéro, les quantités de pesticide dégradé et en présence dans le sol s'approchent également de zéro, tandis que les quantités cumulées lessivées s'approcheront des quantités totales appliquées.

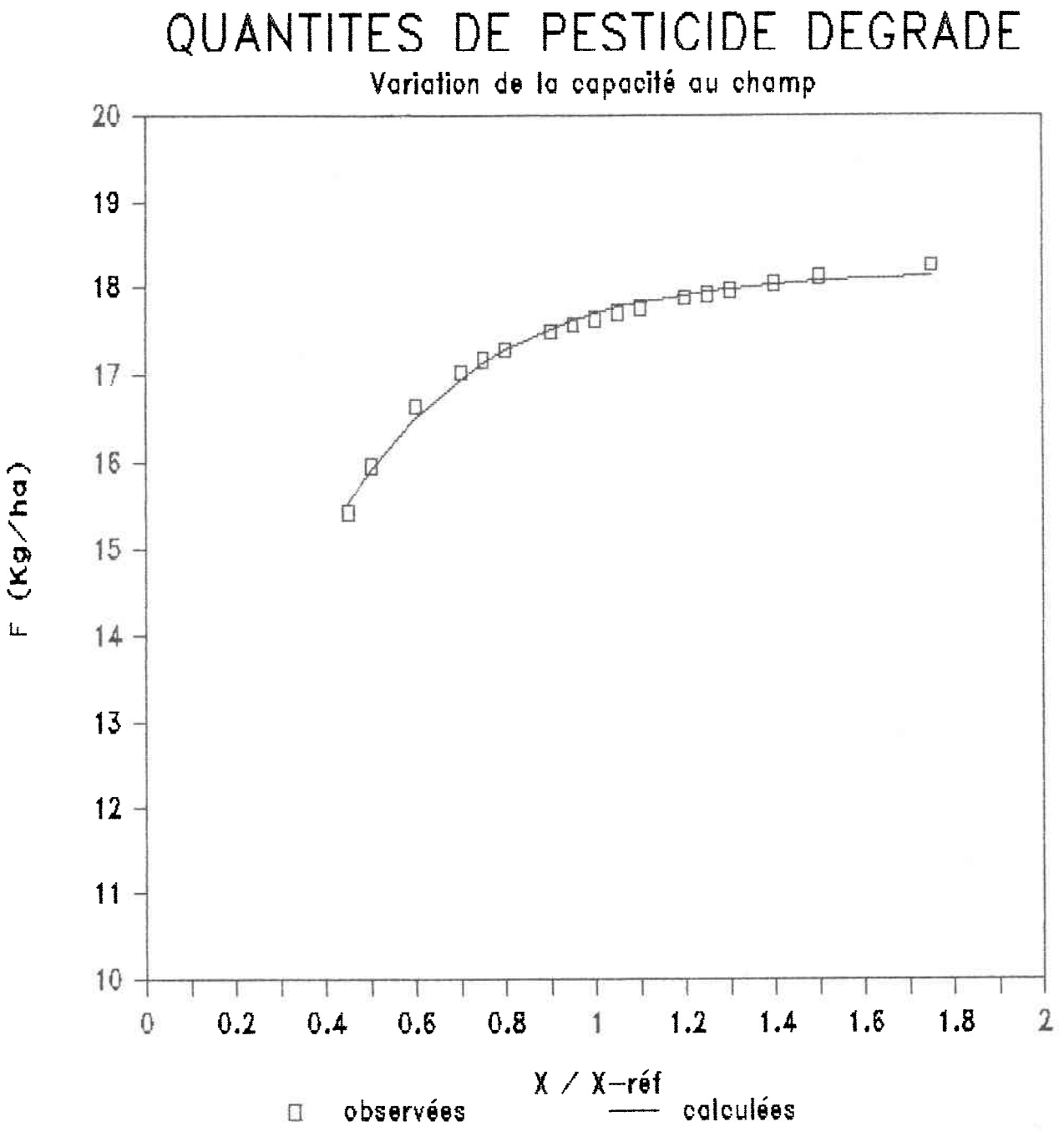

FIGURE 5.C.1: Réponse du modèle PRZM à la variation de la capacité au champ au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

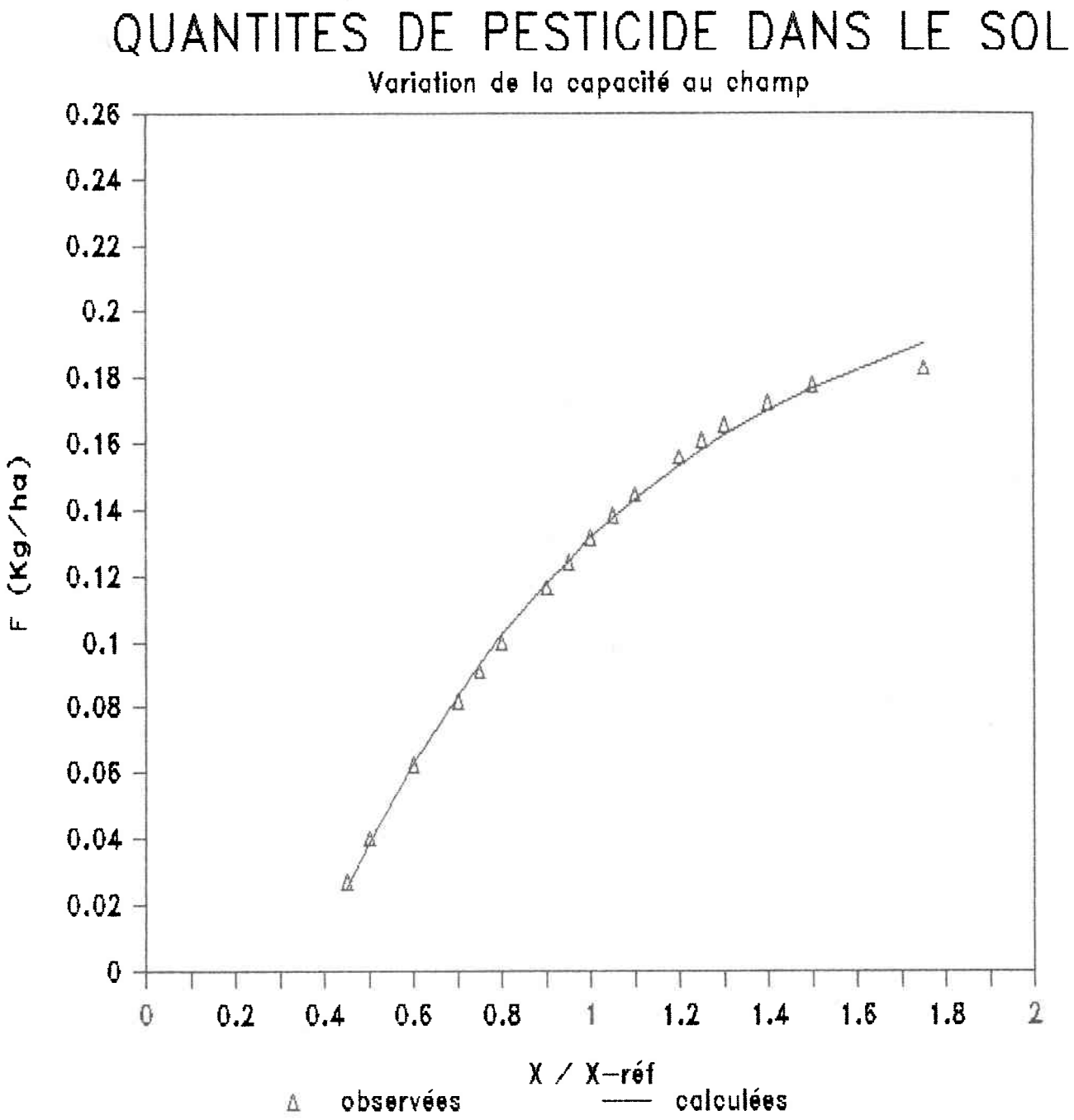

FIGURE 5.C.2: Réponse du modèle PRZM à la variation de la capacité au champ au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

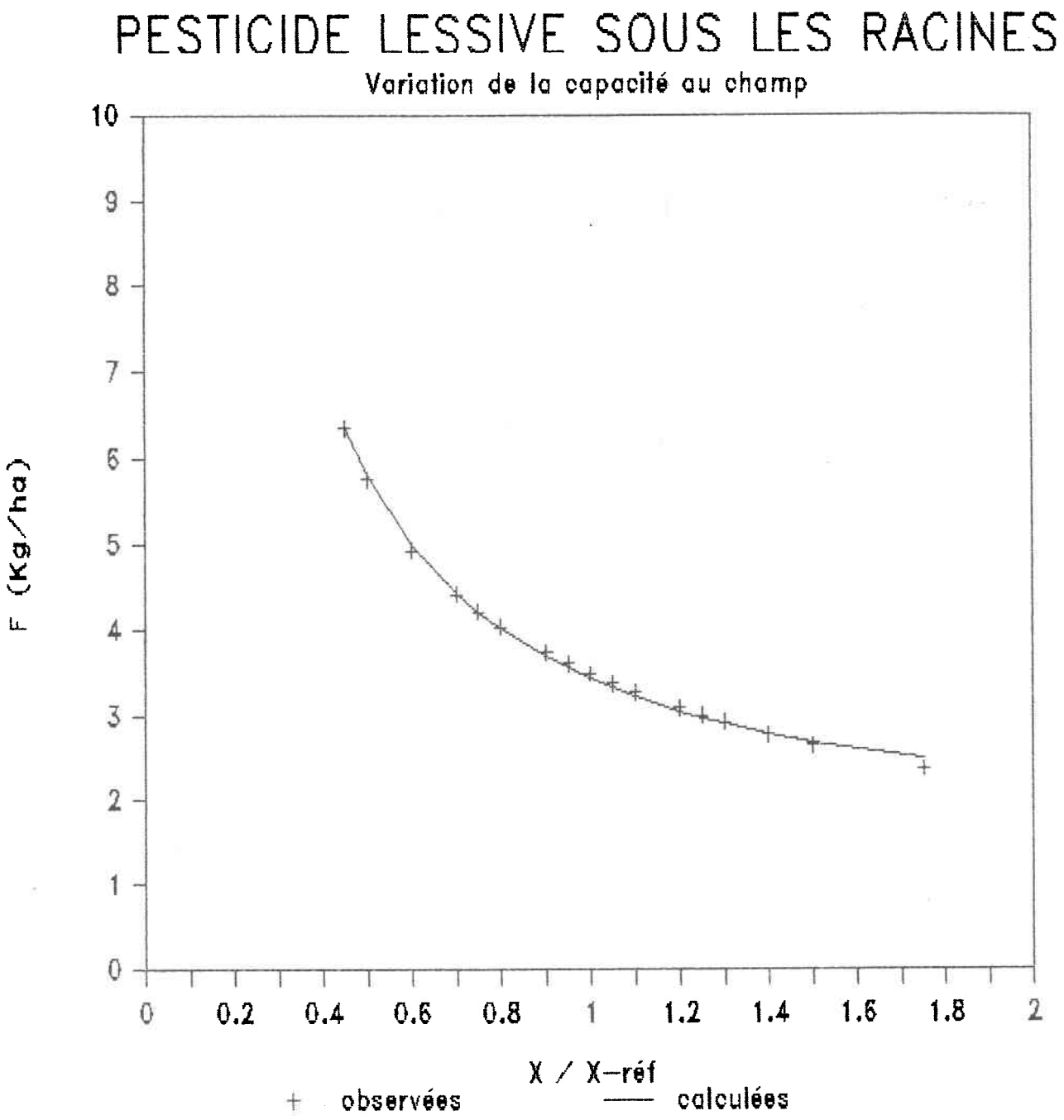

FIGURE 5.C.3: Réponse du modèle PRZM à la variation de la capacité au champ au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

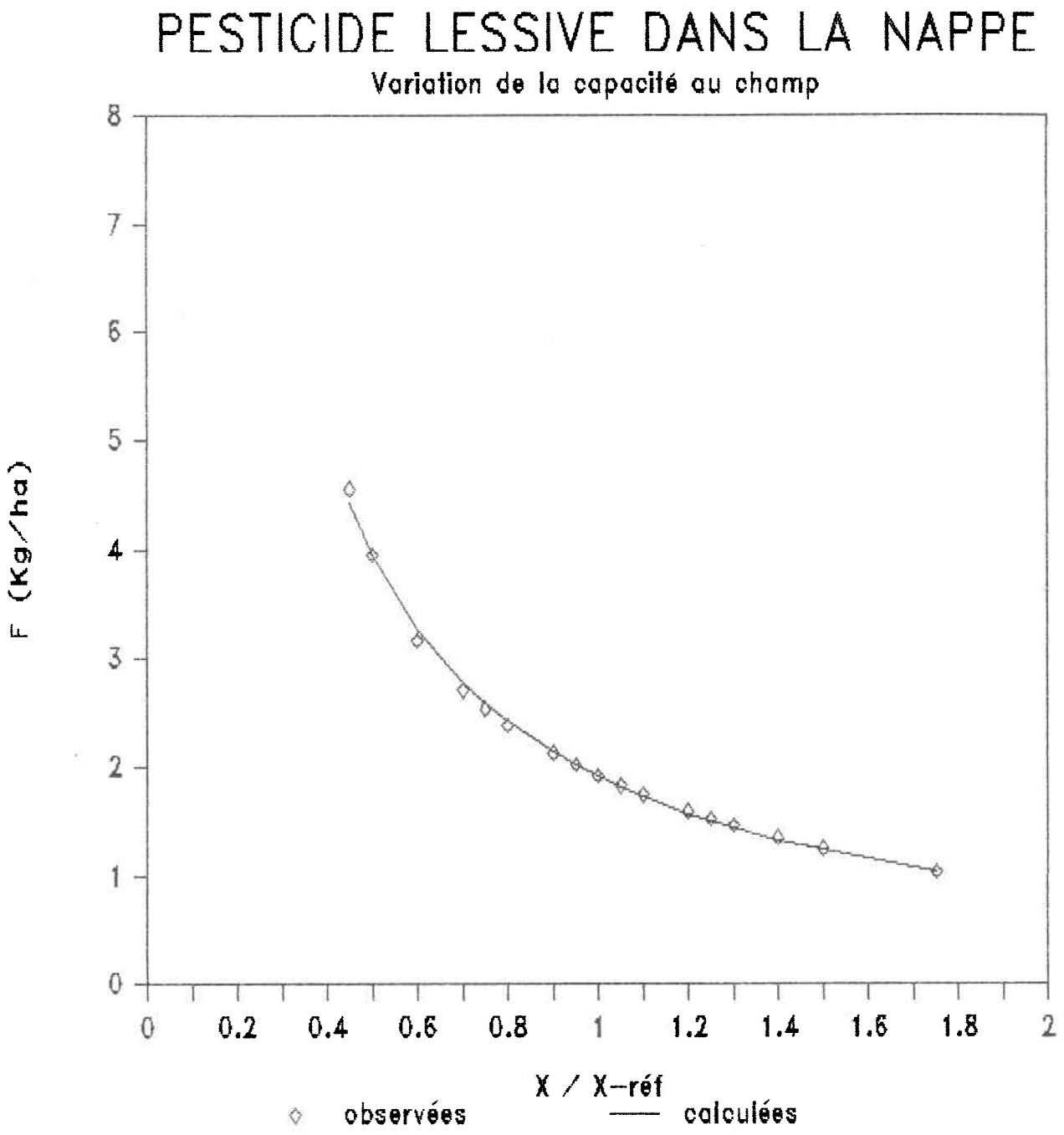

FIGURE 5.C.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la capacité au champ au niveau des quantités cumulées de pesticide lesivé dans la nappe phréatique.

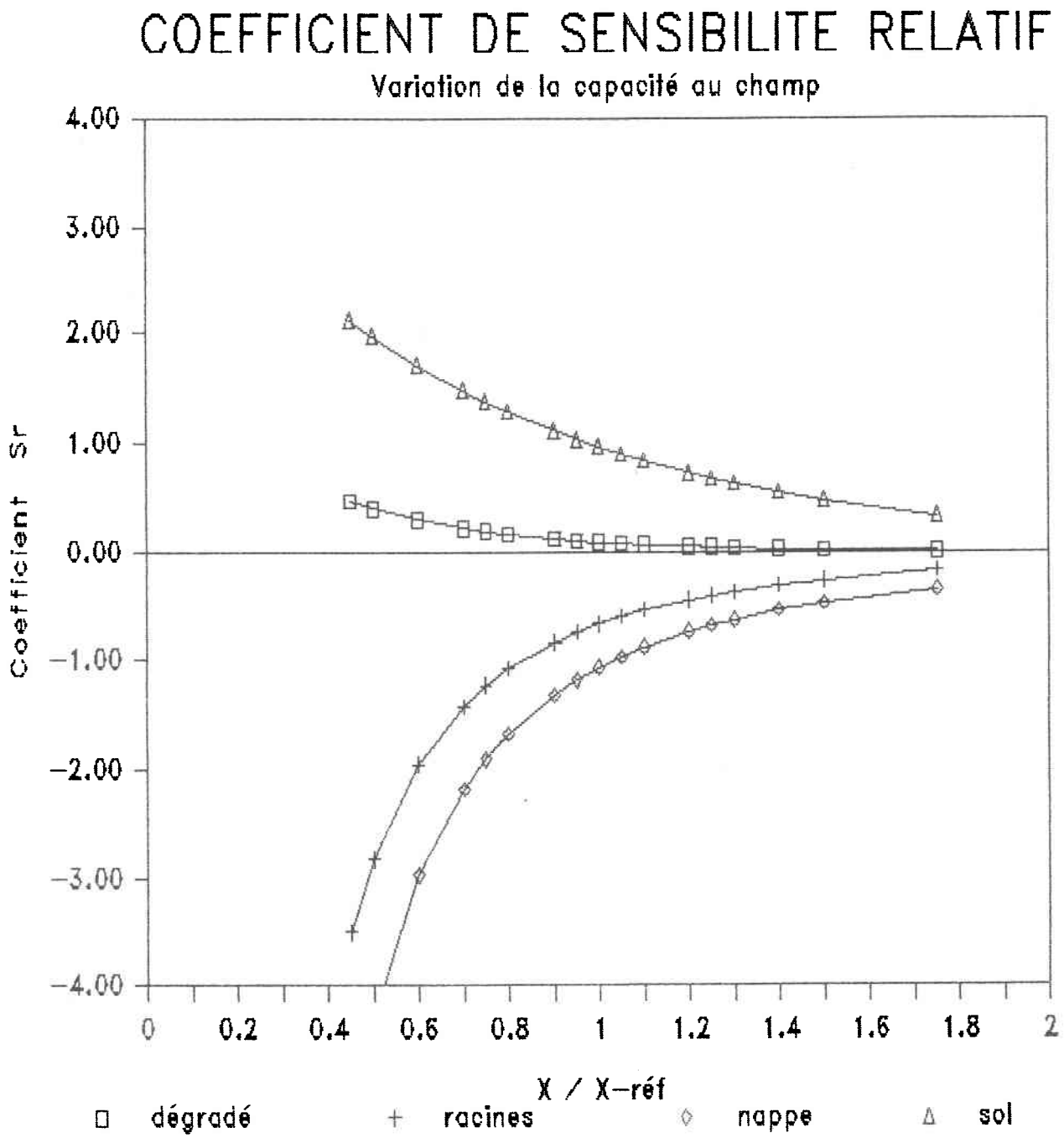

FIGURE 5.C.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de capacité au champ au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.3: La densité du sol:

Le comportement des résultats suite à la variation de la densité du sol est similaire à celui obtenu pour la variation de la capacité au champ. Dans le modèle PRZM, la densité du sol est associée étroitement au processus d'adsorption du pesticide sur les particules du sol (voir équation 4.5).

Ce paramètre peut aussi être considéré dans le calcul de la capacité au champ et du point de flétrissement lorsque ceux-ci ne sont pas connus. Comme les notions de capacité au champ et de point de flétrissement sont peu répandues en hydrogéologie, la méthode proposée par les auteurs de PRZM pour calculer ces paramètres, et dans laquelle la densité du sol entre en ligne de compte, pourrait être utilisée fréquemment. La variation de la densité du sol aurait alors une double influence, soit au niveau des quantités de pesticide adsorbées et au niveau de l'écoulement de l'eau dans le profil du sol. Dans le cadre des présentes simulations, la capacité au champ et le point de flétrissement sont demeurés constants pendant que la densité variait. De cette façon, l'influence de la densité du sol sur le transport de solutés dans le modèle PRZM ne sera pas surévaluée.

L'augmentation de la densité du sol entraîne l'augmentation du terme exprimant le taux de changement des quantités de pesticide adsorbées:

$$\frac{\delta(C \bullet K_d \bullet r)}{\delta t} \qquad (5.1)$$

En d'autres termes, une augmentation de la densité du sol accentue l'effet de retardement dans la migration du pesticide associé au phénomène d'adsorption. De cette façon, on retrouve plus de pesticide en présence dans le profil du sol, plus de pesticide disponible à la dégradation et ainsi moins de pesticide pouvant être lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique (voir les figures 5.D.1, 5.D.2, 5.D.3 et 5.D.4).

Au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé, la variation de la densité du sol n'a que peu d'impact; les valeurs du coefficient de sensibilité relatif ne varient que de 0.094 à 0.235 avec une valeur médiane de 0.148 (voir figure 5.D.5).

La variation de la densité du sol présente des effets plus importants au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique que pour celles lessivées sous la zone de racines; le coefficient S_r présente des valeurs médianes respectives de -1.32 et de -0.95. Ceci s'explique par le fait que tout le profil de sol est pris en considération pour les quantités lessivées dans la nappe phréatique, et aussi par le fait que les plus fortes densités se retrouvent en profondeur sous la zone de racines; comme nous avons considéré des variations relatives pour ce paramètre, on retrouve donc à ce niveau des variations absolues plus importantes.

Comme la variation de la densité du sol entraîne des effets importants au niveau des quantités de pesticide lessivé hors du système, son influence est tout aussi importante au niveau des quantités de pesticide en présence dans le sol; la valeur médiane du coefficient de sensibilité relatif est de 0.879 (voir figure 5.D.5).

De façon similaire à la variation de la capacité au champ, la variation de la densité du sol engendre des variations des résultats plus marquées pour une diminution que pour une augmentation. Cette réaction du modèle s'explique également par le fait qu'une augmentation de la densité du sol accroît les quantités de pesticide en présence dans le sol jusqu'à une valeur maximale qui est fonction des quantités de pesticide appliquées. A l'approche de cette valeur limite, les variations des résultats sont alors négligeables. Pour α minimal, la sensibilité du modèle PRZM s'accroit de façon significative avec des valeurs du coefficient de sensibilité relatif de -1.940, -2.750 et +2.117 respectivement au niveau des quantités de pesticide lessivé sous la zone racinaire, lessivé dans la nappe phréatique et en présence dans le sol. Ces valeurs dépassent celles obtenues pour sensiblement la même variation des précipitations.

La similitude dans le comportement du modèle PRZM face à la variation de la densité du sol et de la capacité au champ pourrait être l'expression de la forte corrélation qui existe entre ces deux paramètres. La réaction du modèle à la variation

de ceux-ci, pouvant s'exprimer sous forme d'équations exponentielles, n'est donc pas à négliger; il faudra donc apporter une attention particulière à l'évaluation de ces deux paramètres pour un sol donné.

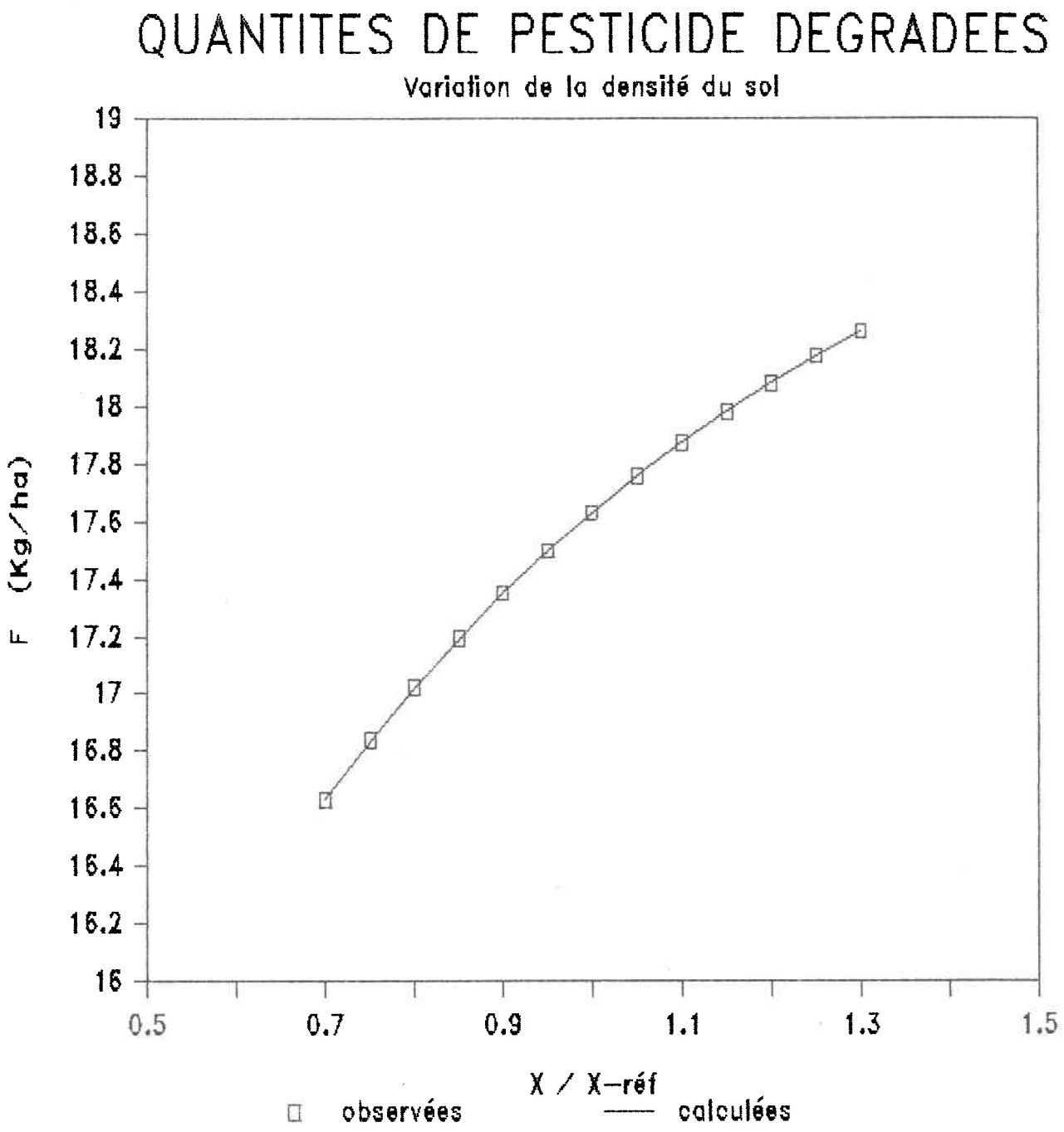

FIGURE 5.D.1: Réponse du modèle PRZM à la variation de la densité du sol au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

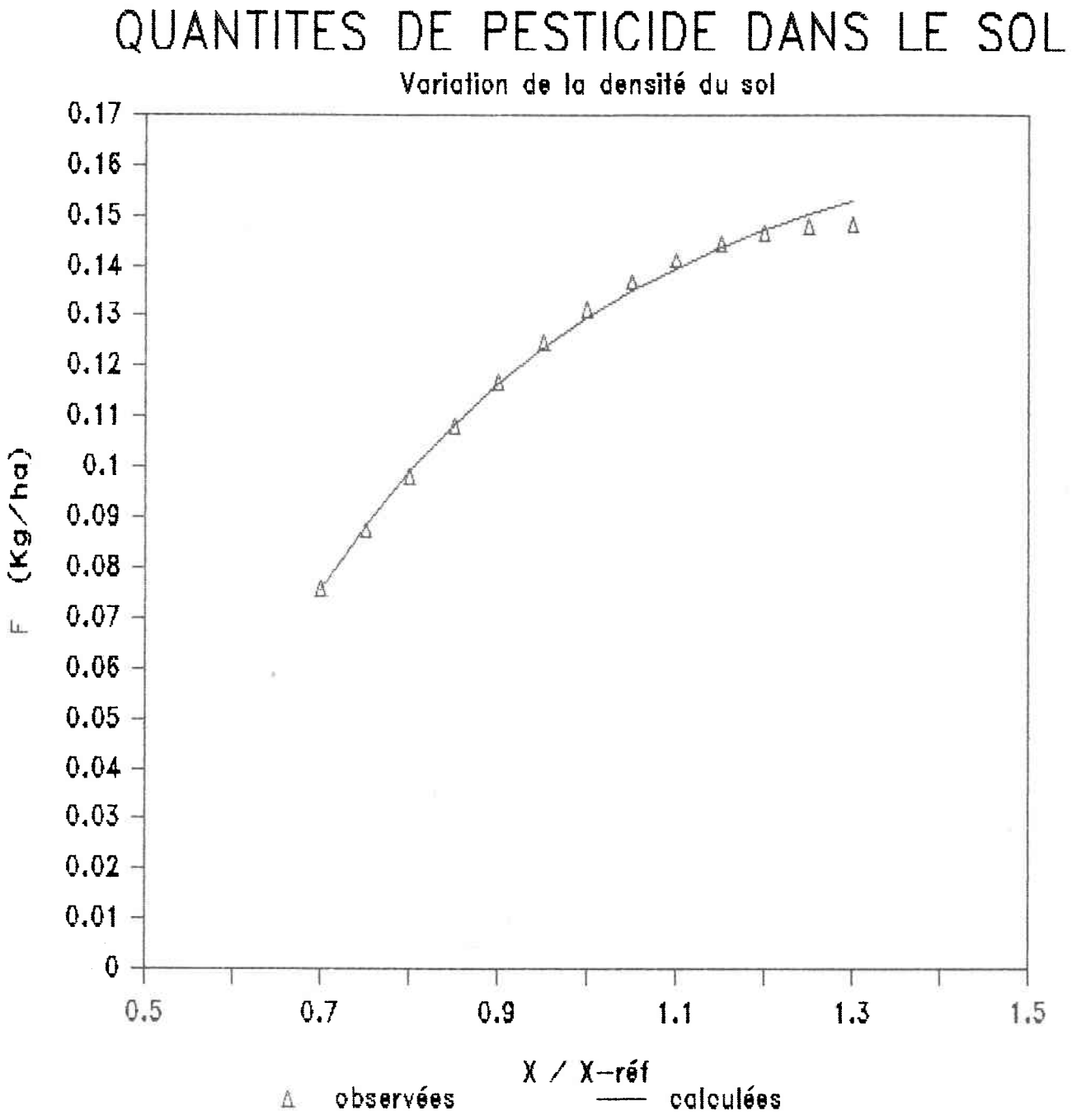

FIGURE 5.D.2: Réponse du modèle PRZM à la variation de la densité du sol au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

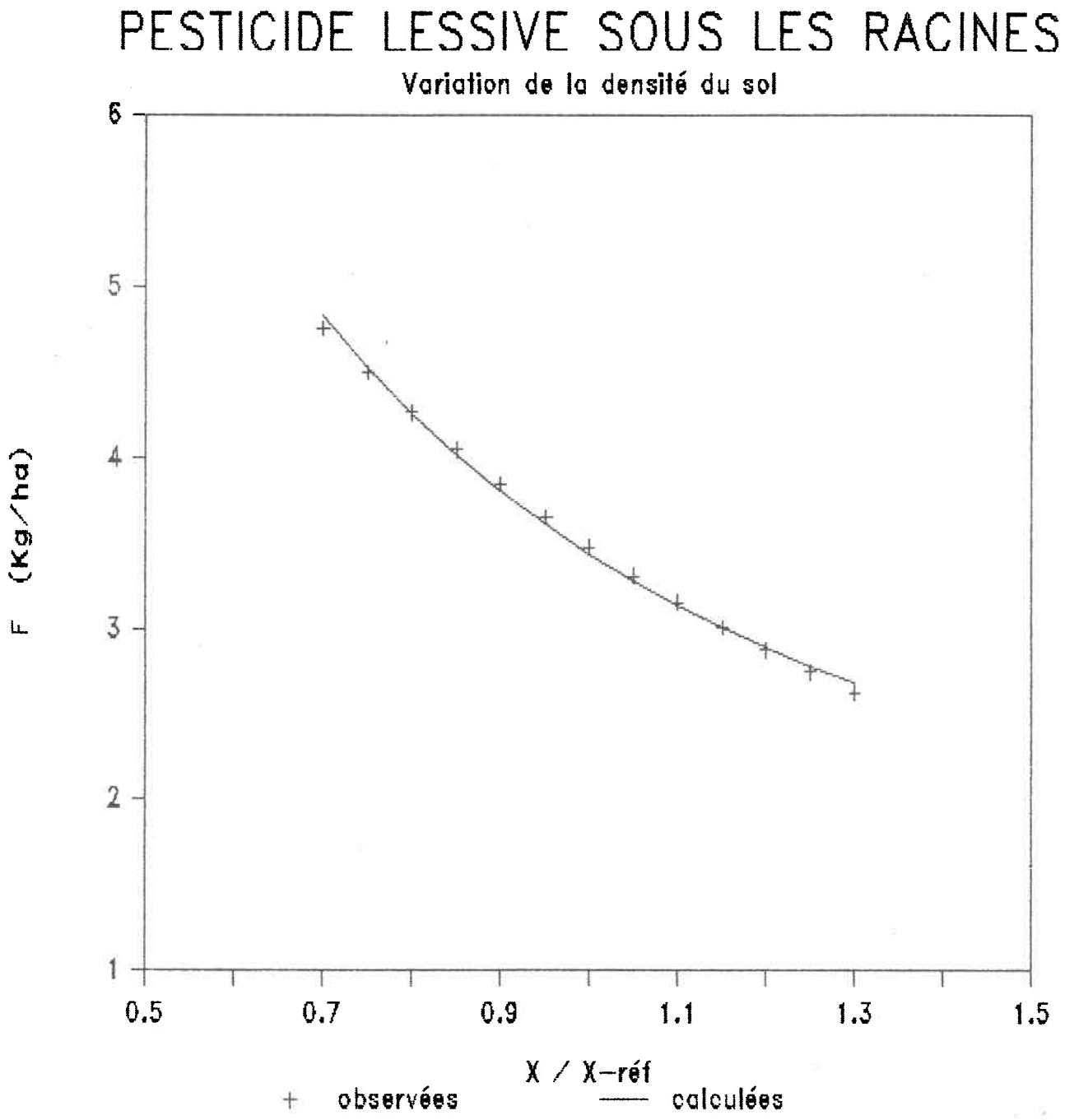

FIGURE 5.D.3: Réponse du modèle PRZM à la variation de la densité du sol au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

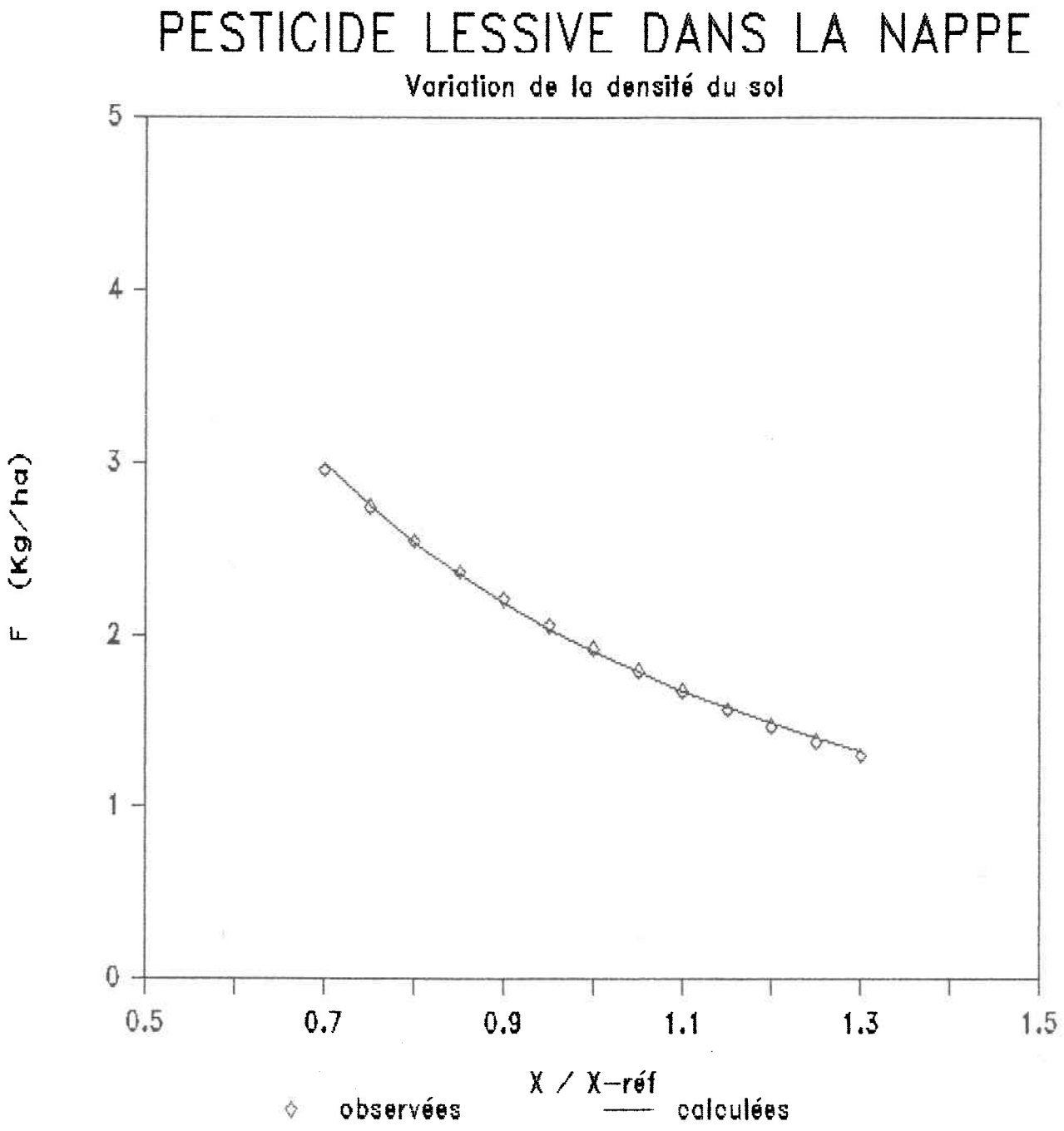

FIGURE 5.D.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la densité du sol au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

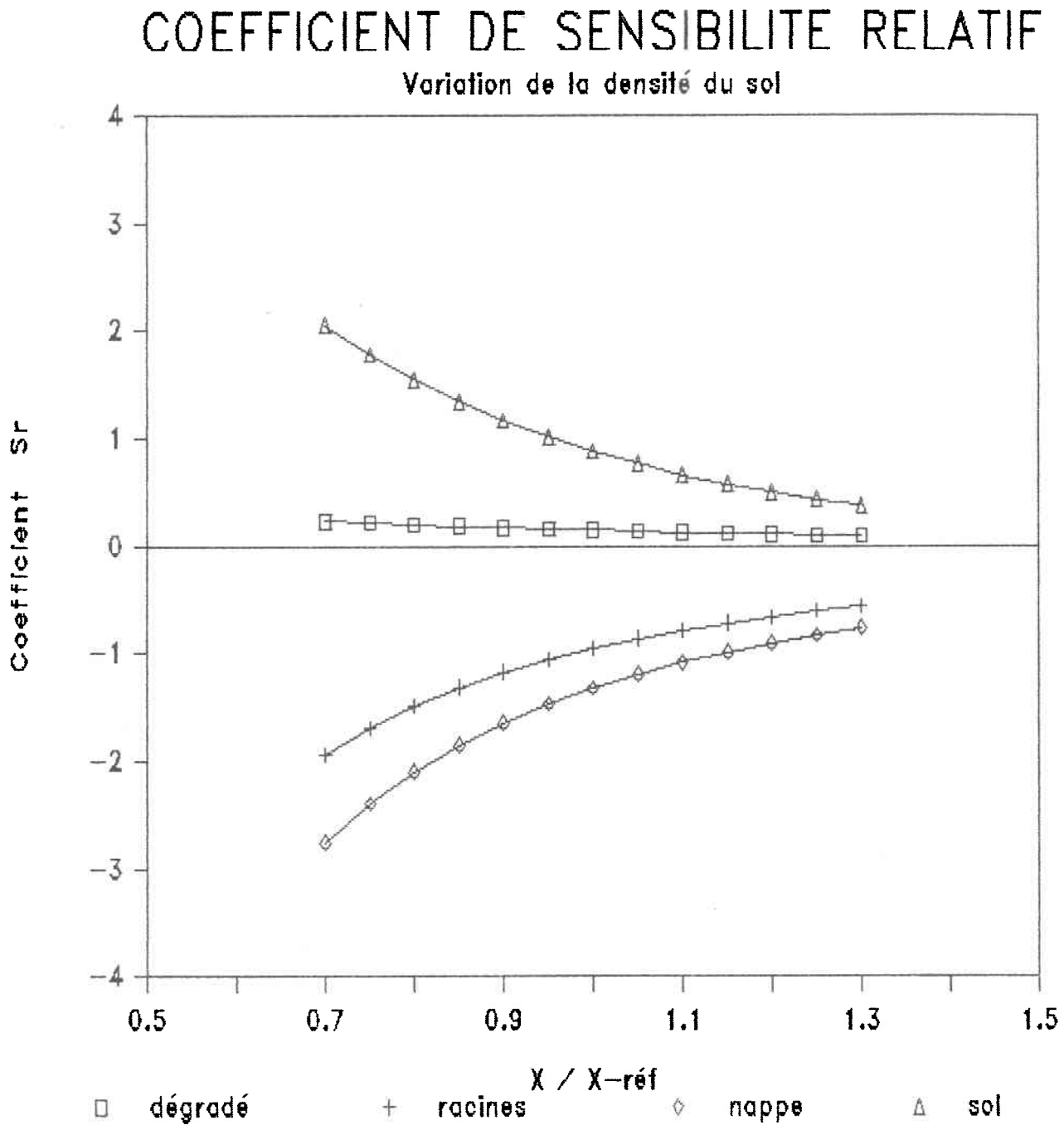

FIGURE S.D.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la densité du sol au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.4: Les "numéros de courbes"("curve number"):

Le concept et l'application des "numéros de courbes" dans le modèle PRZM sont particulièrement difficiles à définir. Le "numéro de courbe" est un terme décrivant une famille de courbes qui représente le ruissellement total prévisible pour des précipitations données, en fonction d'un paramètre moyen de rétention contrôlant les conditions moyennes d'humidité dans le sol. Le "numéro de courbe" est introduit en se basant sur le type de sol, son utilisation, ainsi que les pratiques culturales, et sera utilisé pour calculer le paramètre de rétention.

Une augmentation des "numéros de courbes" entraîne donc une augmentation du ruissellement total prédit, et une diminution de l'infiltration d'eau dans le sol.

Comme il a été établi que le pesticide est appliqué à une profondeur de 1,0 cm dans le sol, on peut prétendre que la variation des "numéros de courbes" se fera sentir uniquement au niveau des quantités d'eau entrant dans le système (tout comme la variation des précipitations), et non au niveau des quantités de pesticide entrant dans le système. Si les quantités de pesticide entrant dans le système sont considérées comme constantes, il pourrait se produire une variation des concentrations puisque les quantités d'eau entrant dans le système varieront.

Donc, si les "numéros de courbes" sont majorés, il y aura une diminution des quantités d'eau s'infiltrant dans le sol, et par conséquent, une diminution des quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique. Comme il y a moins de pesticide qui est lessivé hors du système, on se retrouve avec plus de pesticide en présence dans le profil du sol. Pour ces trois catégories de résultats, les courbes de régression $F(\alpha)$ observées viennent appuyer nos hypothèses (voir figures 5.N.2, 5.N.3 et 5.N.4).

Cependant, avec de plus grandes quantités de pesticide dans le sol, on devrait retrouver de plus grandes quantités de pesticide dégradé, mais les résultats obtenus présentent le contraire. Cette situation peut refléter la séquence des processus considérés dans le modèle PRZM. En effet, comme l'augmentation des "numéros de courbes" entraîne une diminution de l'écoulement de l'eau et du pesticide dans le sol, l'assimilation par les plantes peut devenir plus importante. De cette façon, une certaine quantité de pesticide n'est plus disponible pour la dégradation, d'où la diminution observée des quantités cumulées de pesticide dégradé.

Ce n'est qu'après avoir calculé dans l'ordre l'assimilation, l'adsorption, la dégradation et le flux de pesticide d'un compartiment à l'autre que le modèle PRZM fait le bilan des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol. Comme on observe une diminution des quantités de pesticide dégradé et que

le transport du pesticide se fait plus lentement à cause de la diminution des quantités d'eau infiltrées, on obtient après le bilan légèrement plus de pesticide dans le sol. Tout se passe dans la zone de racines, où le processus d'assimilation de pesticide par les plantes vient soutirer juste assez de pesticide pour provoquer cette faible diminution des quantités dégradées, malgré la possibilité d'une dégradation accrue du fait que le pesticide soit lessivé plus lentement.

Les quantités cumulées de pesticide dégradé sont vraiment peu sensibles à la variation des "numéros de courbes", car la valeur médiane du coefficient de sensibilité relatif n'est que de -0.080 (voir figure 5.N.5). Les trois autres catégories de résultats sont par contre plus sensibles avec des valeurs médianes de -0.60, -0.84 et +0.66, respectivement pour les quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique et pour les quantités de pesticide en présence dans le sol. La similitude entre ces trois dernières valeurs exprime l'étroite relation qui existe entre les quantités lessivées et les quantités de pesticide en présence dans le sol.

Une diminution des "numéros de courbes" engendre de plus faibles variations des résultats qu'une augmentation. Un tel comportement reflète le fait que les compartiments du profil du sol sont rapidement saturés d'eau au début des simulations compte tenu des abondantes précipitations et du faible taux d'évaporation observés au Québec. Considérant ainsi le faible

volume disponible dans le sol pour l'infiltration de nouvelles quantités d'eau, ces dernières demeurent effectivement très limitées d'où la faible influence de la diminution du paramètre d'entrée sur les résultats.

En suivant la méthodologie proposée par les auteurs de PRZM pour évaluer les "numéros de courbes" spécifiques pour un sol donné, les possibilités d'une forte variation de ce paramètre sont tout de même restreintes. Malgré cela, la sensibilité du modèle devient passablement importante pour des valeurs de "numéros de courbes" supérieures à la valeur de référence. En effet, on peut observer au niveau des résultats de flux des valeurs du coefficient de sensibilité relatif de -1.701 (pesticide lessivé sous la zone de racines) et de -2.484 (pesticide lessivé dans la nappe phréatique), et ce, pour des variations de seulement 14% du paramètre d'entrée (α maximal). Au niveau des résultats de bilan, le coefficient de sensibilité relatif atteint des valeurs de -0.306 et de +1.202, respectivement pour les quantités cumulées de pesticide dégradé et les quantités de pesticide en présence dans le profil du sol après neuf (9) années d'application.

Il demeure toutefois que la représentativité des fonctions de régression choisies pour décrire les réponses du modèle à la variation des "numéros de courbes" soit non valable à l'extérieur de la plage de variation considérée pour ce paramètre d'entrée. En effet, des essais aléatoires nous ont permis d'obtenir aucune infiltration d'eau dans le profil du sol avec

des variations de -100.0% pour le premier terme des "numéros de courbes", de seulement -25.0% pour le second terme, et de -65.0% pour le troisième terme; les caractéristiques du site étaient sensiblement les mêmes, mais les précipitations étaient différentes. Dans ce cas-ci, en particulier, il vaudrait mieux se limiter aux plages de variations sélectionnées pour lesquelles on possède des résultats fiables.

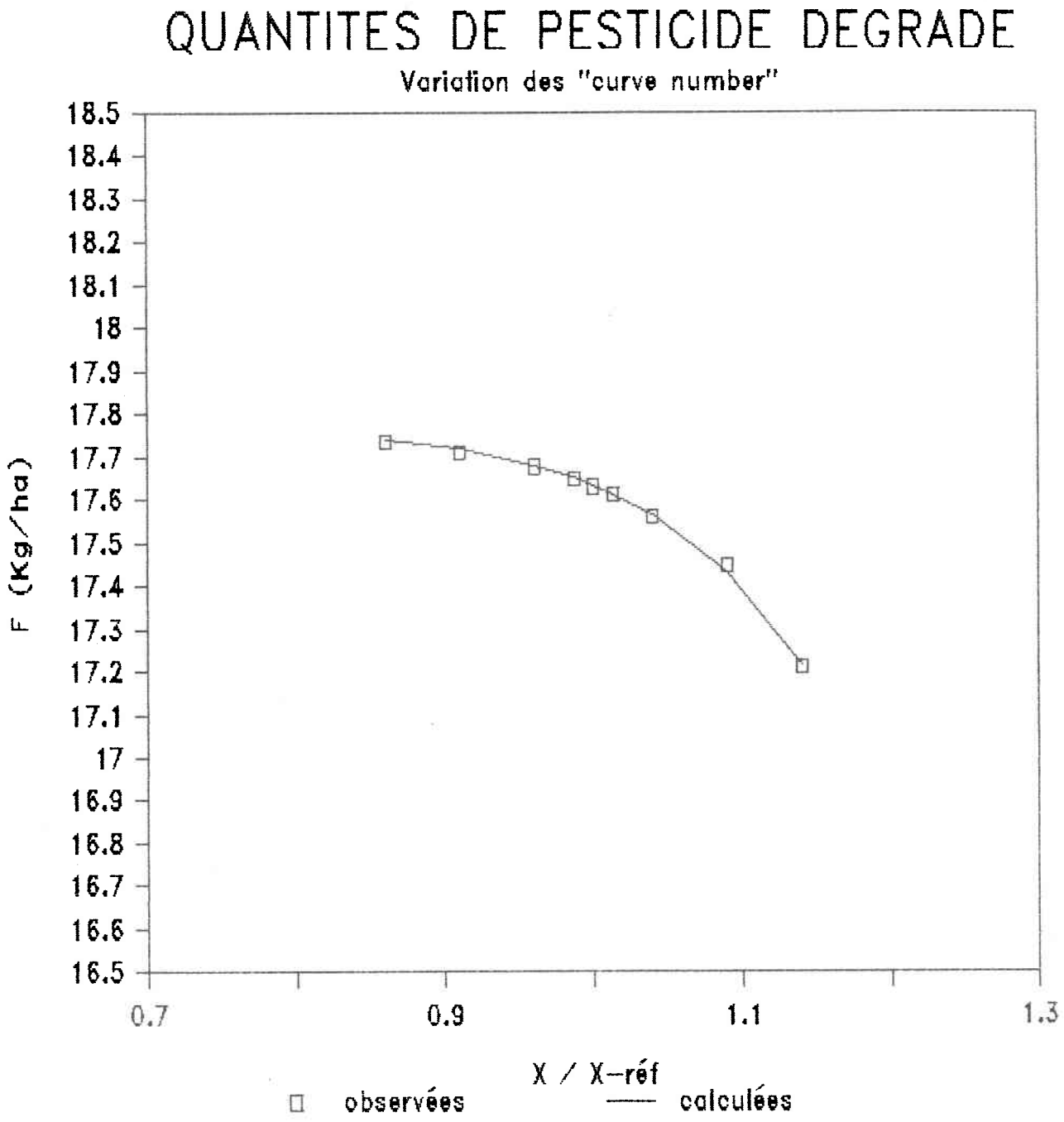

FIGURE 5.N.1: Réponse du modèle PRZM à la variation des "numéros de courbe" au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

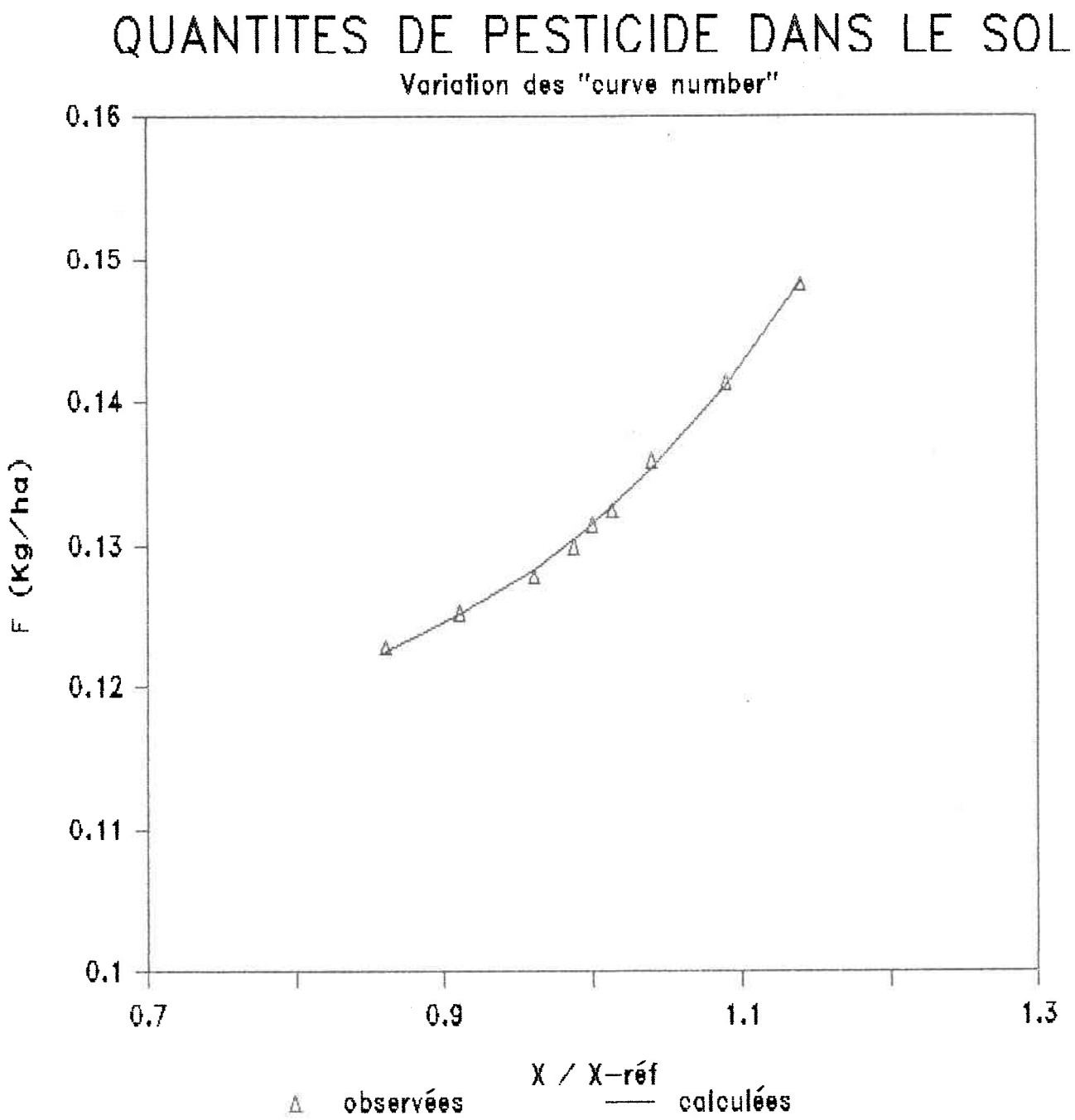

FIGURE S.N.2: Réponse du modèle PRZM à la variation des "numéros de courbe" au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

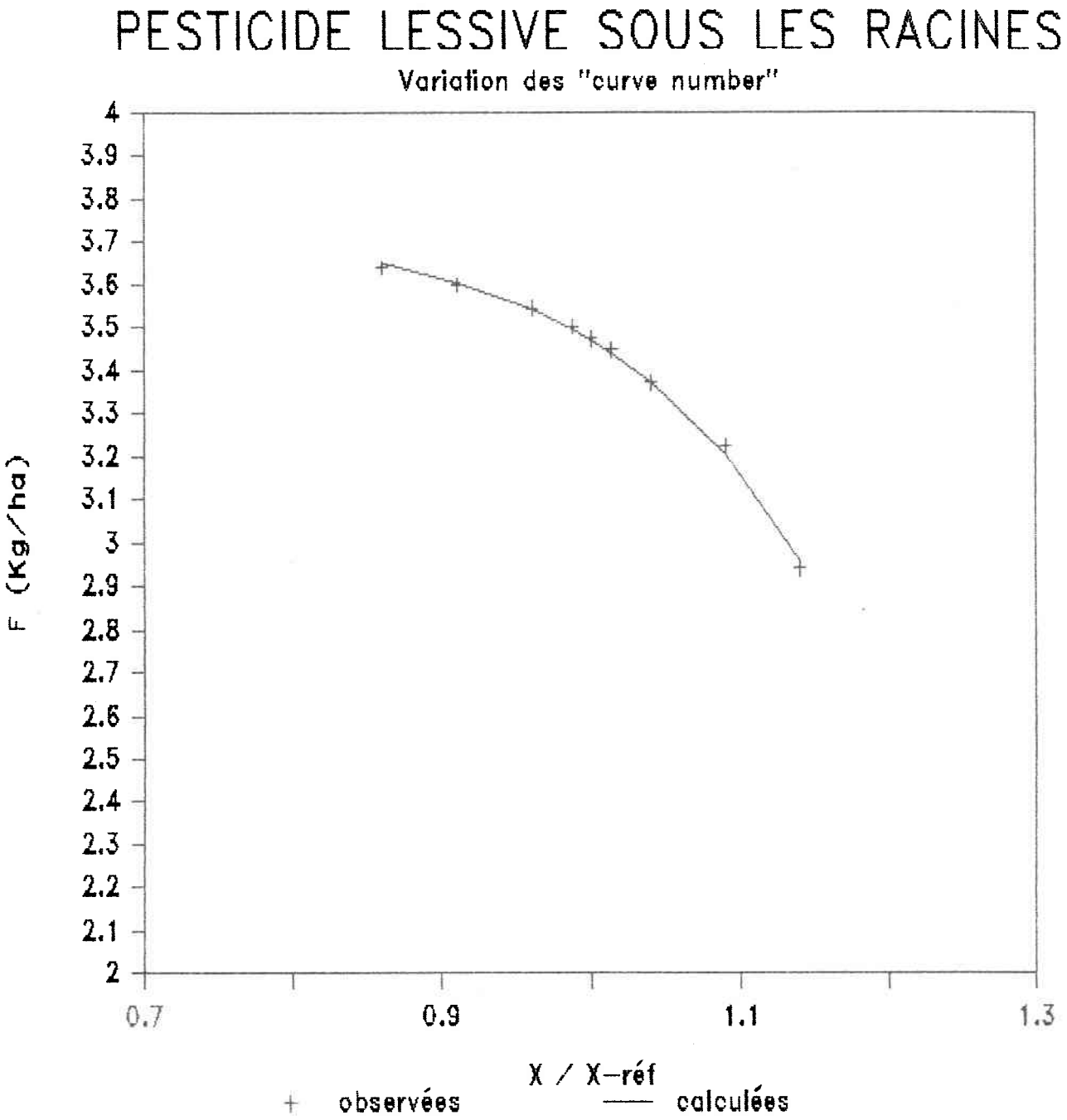

FIGURE 5.N.3: Réponse du modèle PRZM à la variation des "numéros de courbe" au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

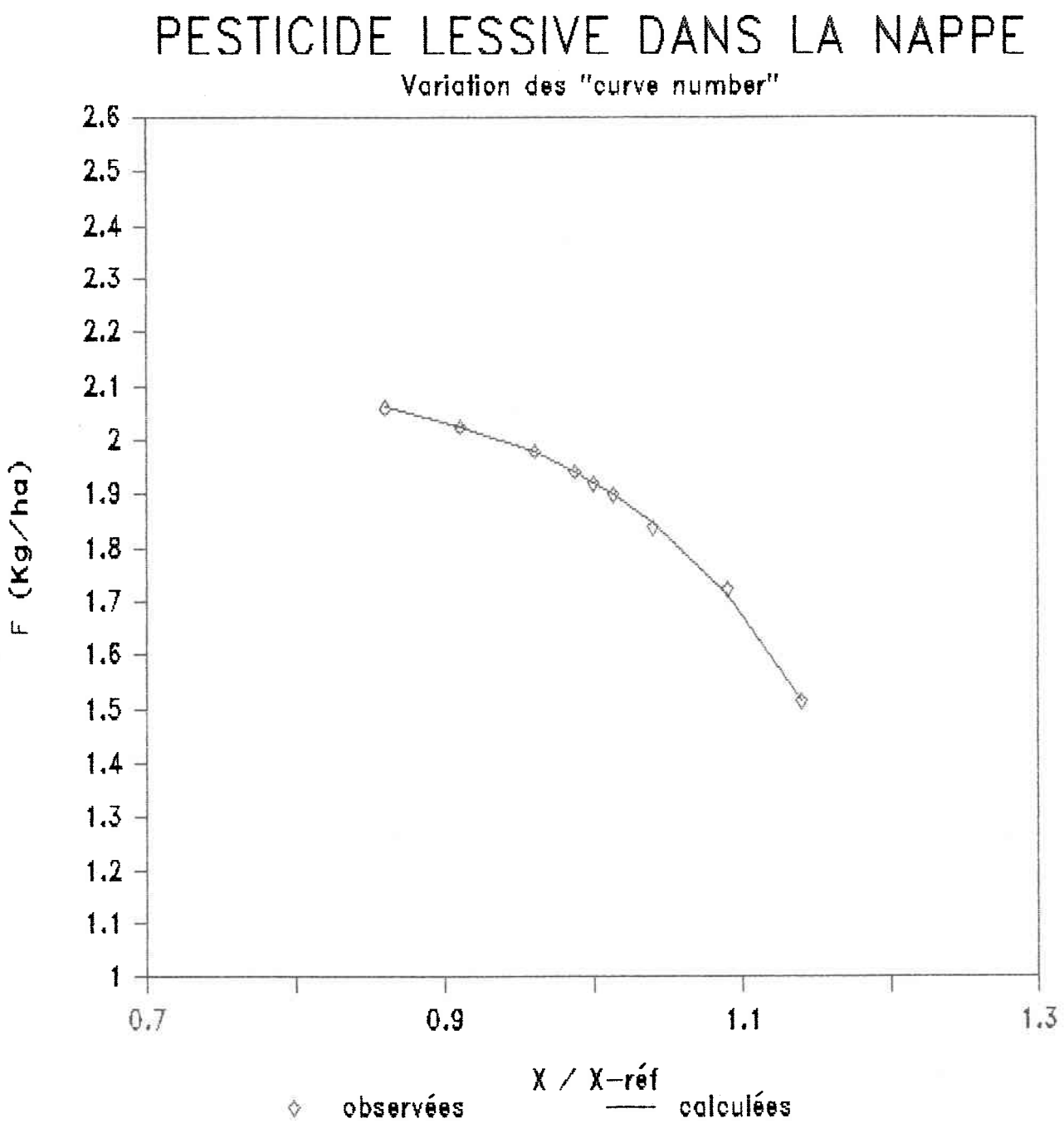

FIGURE 5.N.4: Réponse du modèle PRZM à la variation des "numéros de courbe" au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

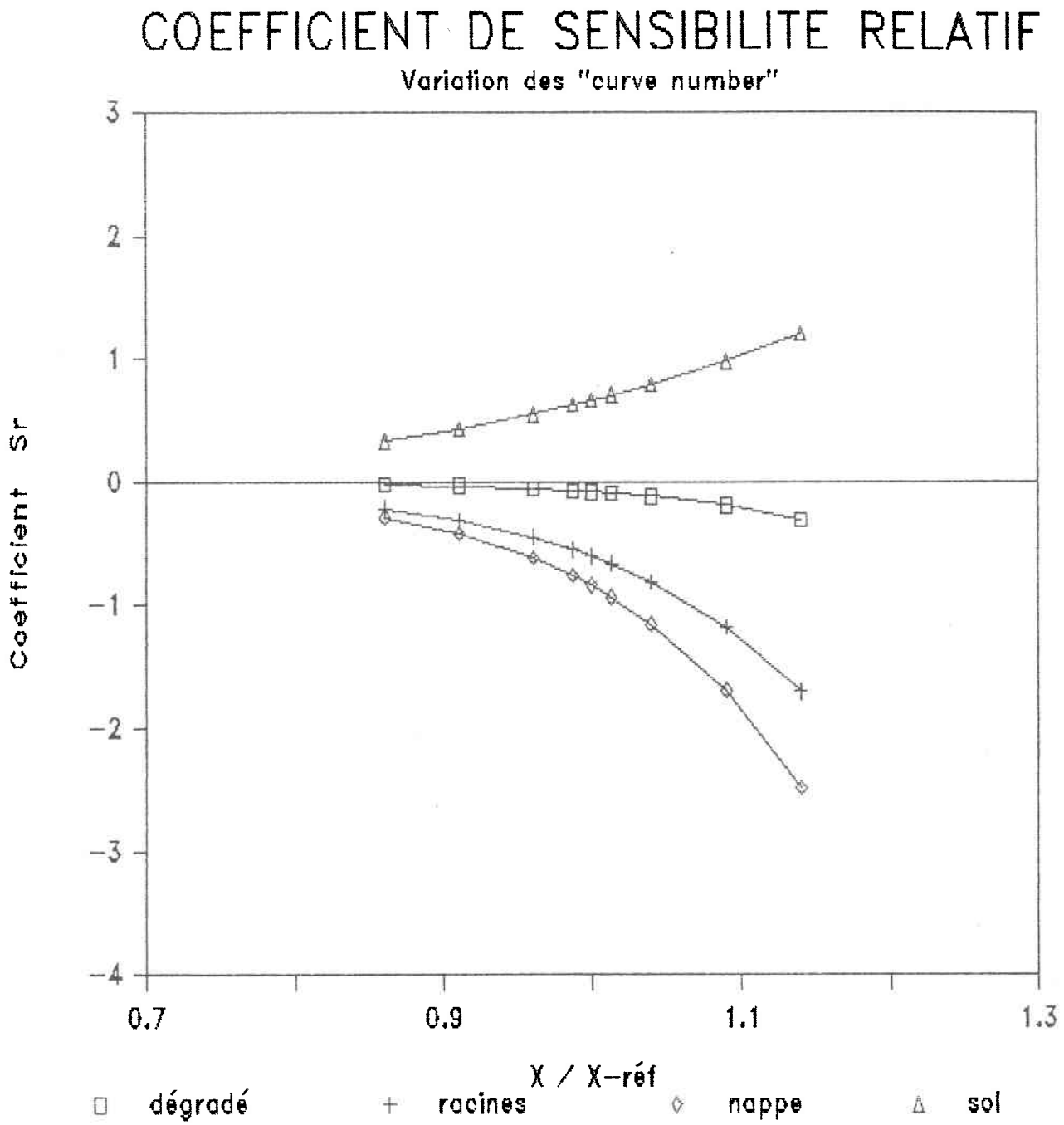

FIGURE S.N.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation des "numéros de courbe" au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.5: La zone de racines:

A l'intérieur de la zone de racines des plantes, le modèle PRZM considère, en plus des phénomènes d'écoulement de l'eau et du transport de solutés, les phénomènes de transpiration, d'assimilation du pesticide par les plantes, d'adsorption et de dégradation. L'assimilation du pesticide par les plantes est directement reliée au processus d'évapotranspiration par l'entremise d'un facteur pouvant varier entre 0.0 et 1.0 (dans les présentes simulations ce facteur a été fixé à 1.0). La variation de l'épaisseur de la zone de racines aura donc des effets sur ces phénomènes, et ce, principalement pendant la saison des cultures.

Si on se réfère aux résultats obtenus au niveau des quatre paramètres de sortie (voir les figures 5.Z.1, 5.Z.2, 5.Z.3 et 5.Z.4), on remarque que les quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines sont les plus influencées. Dans ce cas, la réaction du modèle s'exprime bien par une fonction exponentielle décroissante (voir figure 5.Z.3). En relation avec la position du front de contamination, il est compréhensible de retrouver moins de pesticide lessivé sous la zone de racines à mesure que l'épaisseur de cette zone augmente. De plus, on peut considérer que plus la zone de racines sera importante, plus il y aura d'assimilation du pesticide par les plantes. Par contre, on ne peut prétendre qu'il y aura plus ou moins d'adsorption et de

dégradation car les coefficients respectifs demeurent identiques à leurs valeurs de référence.

La forte variation des quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines ne se retrouvera pas nécessairement au niveau des quantités de pesticide lessivé dans la nappe phréatique. En effet, la faible diminution des résultats à ce niveau (pour une augmentation de la zone de racines) est plutôt causée par l'augmentation des quantités de pesticide assimilé par les plantes. Cette augmentation de l'assimilation du pesticide par les plantes entraîne également une diminution des quantités de pesticide dégradé et des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol. Comme le processus d'assimilation implique généralement de faibles quantités de pesticide (on peut les estimer à environ 3% des quantités totales de pesticide appliqué, selon les résultats de nos simulations), les variations observées au niveau des trois paramètres de sortie considérés ci-haut sont effectivement de faible importance.

On retrouve au niveau des quantités de pesticide dégradé une valeur médiane du coefficient de sensibilité relatif de -0.019, au niveau des quantités de pesticide lessivé dans la nappe phréatique une valeur de -0.117, et au niveau des quantités de pesticide dans le sol une valeur de +0.007 (voir figure 5.7.5). A l'aide du coefficient de sensibilité relatif, on peut facilement visualiser l'importance de la variation de l'épaisseur de la zone de racines sur les quantités cumulées de pesticide lessivé

sous la zone de racines comparativement aux autres paramètres de sortie, puisque celui-ci présente des valeurs s'échelonnant entre -0.082 et -5.494 avec une valeur médiane de -0.826.

Si on regarde de plus près les réactions du modèle au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol (voir figure 5.Z.2), on y observe une légère augmentation pour des valeurs de α variant entre 0,66 et 1,33 (soit pour des épaisseurs de la zone de racines variant entre 20 et 40 cm). Cette augmentation si minime soit elle peut s'expliquer par le fait que dans le profil du sol on retrouve à cette profondeur les plus fortes valeurs de la capacité au champ. Ainsi, lorsque la zone de racines équivaut à ces profondeurs, le phénomène d'assimilation par les plantes est quelque peu diminué principalement du fait que les concentrations de pesticide sont plus faibles, résultant d'un plus fort contenu en eau (voir équation 4.5). Par la suite, pour de fortes valeurs de l'épaisseur de la zone de racines, les quantités de pesticide en présence dans le sol diminueront suivant une fonction exponentielle décroissante.

La fonction de régression utilisée ici pour représenter le comportement de ce paramètre de sortie n'est pas applicable pour des valeurs de α supérieures à 2,0. En réalité, on a utilisé une fonction quadratique pour représenter le mieux possible la légère augmentation des résultats pour α variant entre 0,66 et 1,33, mais lorsque α dépasse la valeur de 2,0 la fonction se met à croître et n'exprime plus du tout les réactions anticipées du

modèle. C'est pourquoi le coefficient de sensibilité relatif n'a pas été évalué pour cette plage de variation du paramètre d'entrée.

A l'aide des valeurs du coefficient de sensibilité relatif pour chaque catégorie de résultats (voir figure 5.Z.5, tableau 5.1 et tableau 5.2), on peut constater que le modèle PRZM est peu sensible à la variation de l'épaisseur de la zone de racines comparativement aux précipitations, aux applications de pesticide, à la capacité au champ, à la densité du sol et aux "numéros de courbes", sauf évidemment au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines. Ce paramètre de sortie présente le coefficient de sensibilité relatif le plus élevé de cette étude (soit -5.49 pour une diminution du paramètre d'entrée de 66.7%), et ce, avec une variation du paramètre d'entrée qui se situe à l'intérieur des plages de variation jugées vraisemblables.

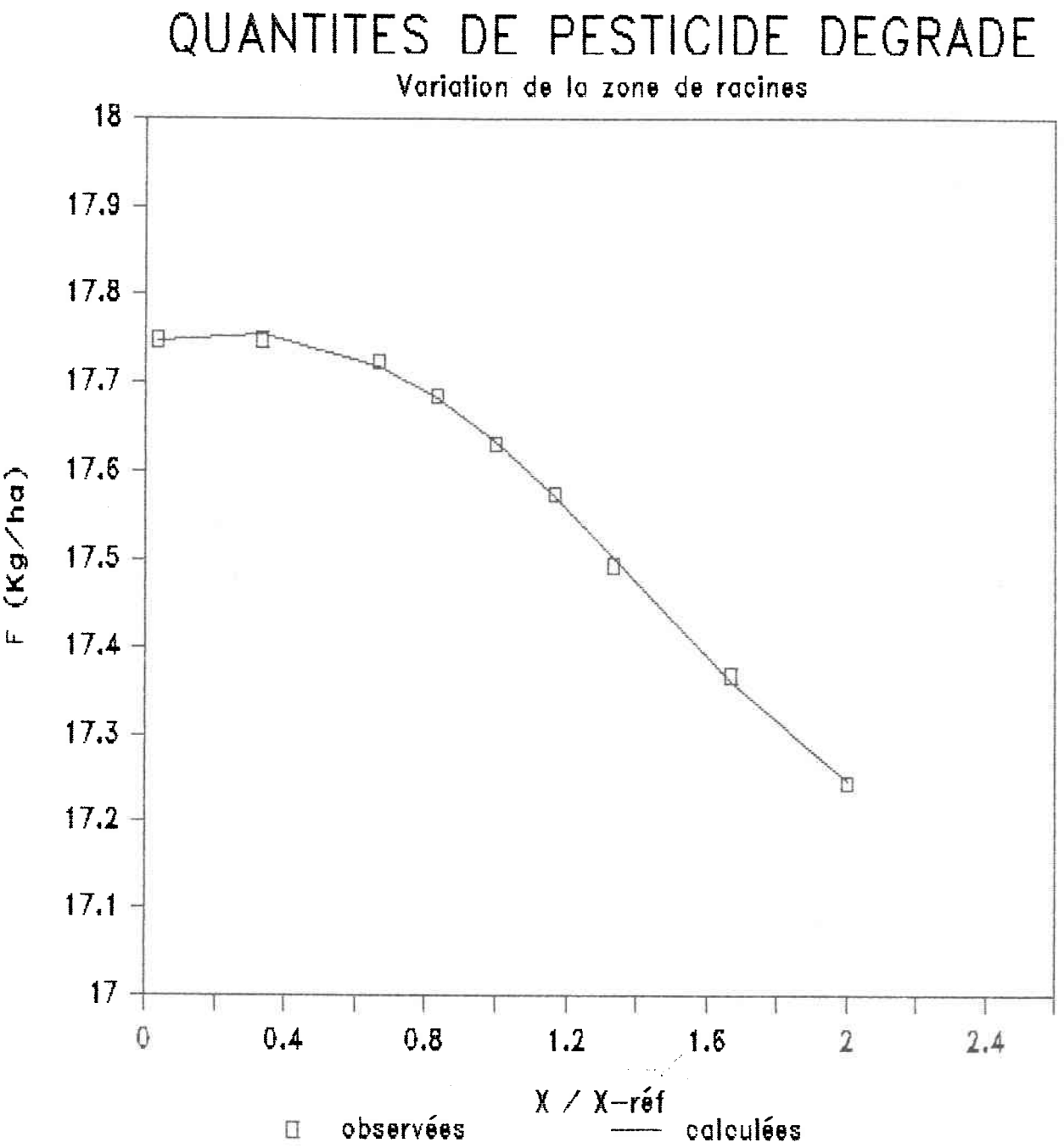

FIGURE 5.2.1: Réponse du modèle PRZM à la variation de l'épaisseur de la zone de racines au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

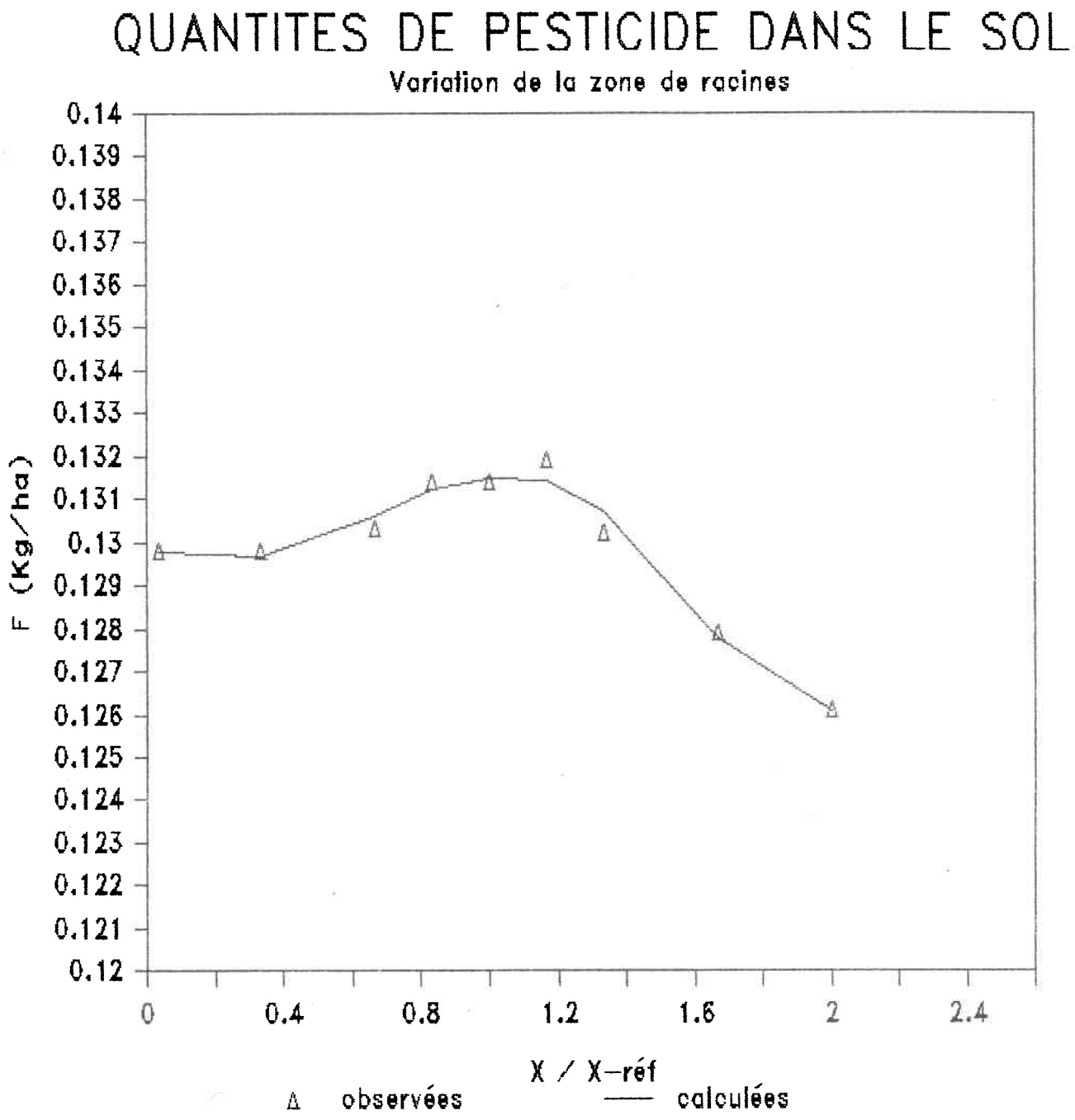

FIGURE 5.Z.2: Réponse du modèle PRZM à la variation de l'épaisseur de la zone de racines au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

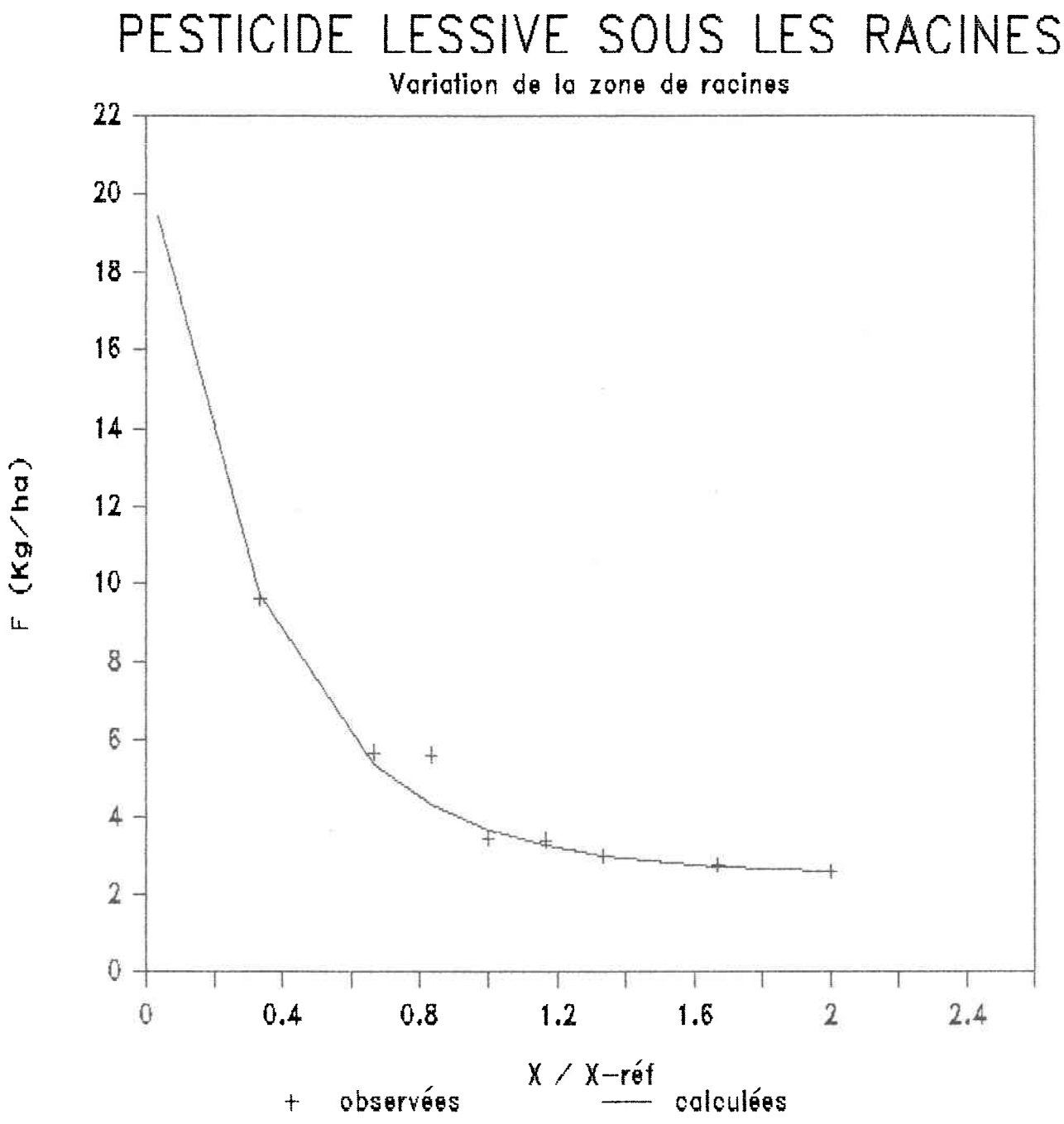

FIGURE 5.2.3: Réponse du modèle PRZM à la variation de l'épaisseur de la zone de racines au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

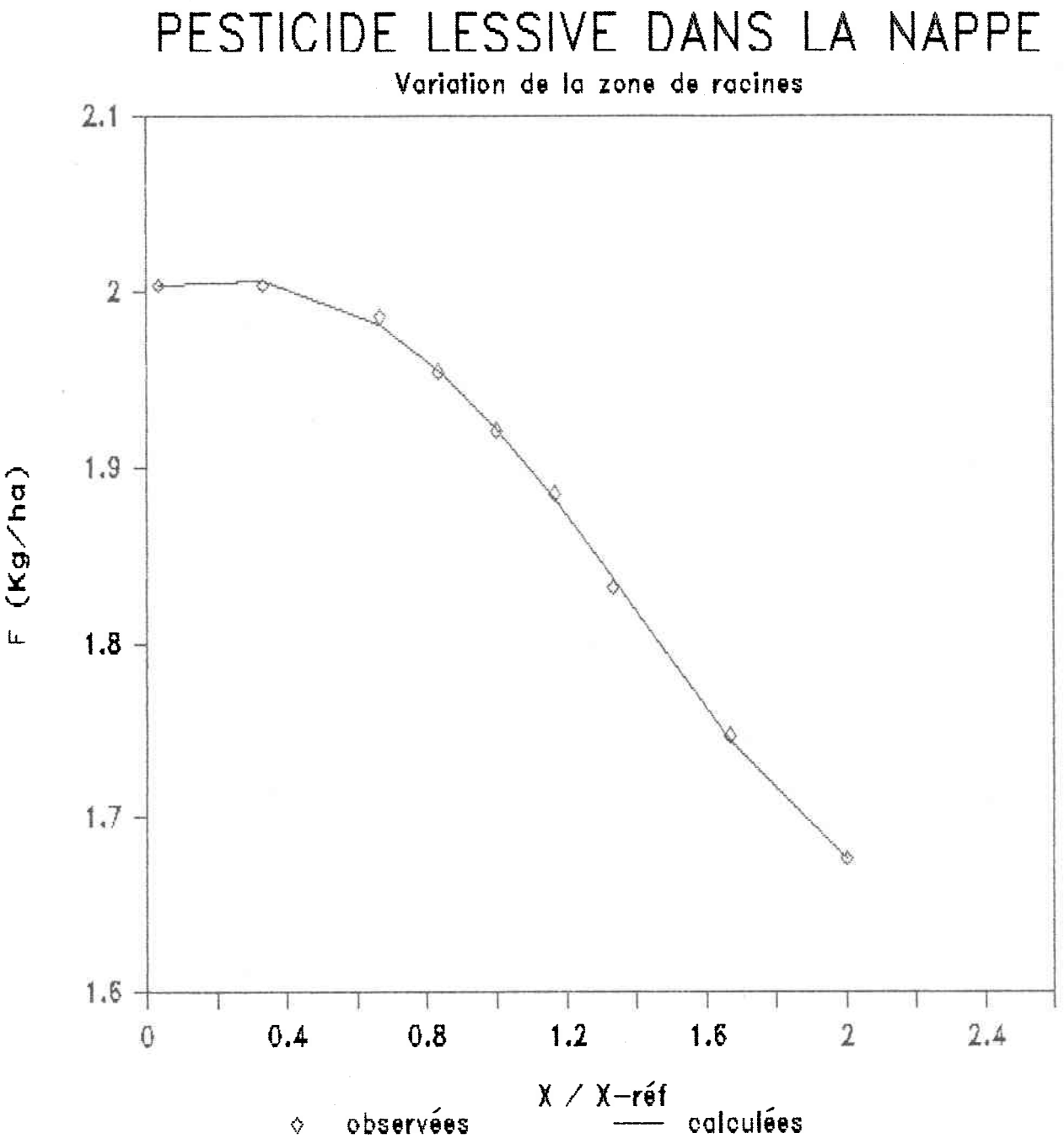

FIGURE 5.2.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de l'épaisseur de la zone de racines au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

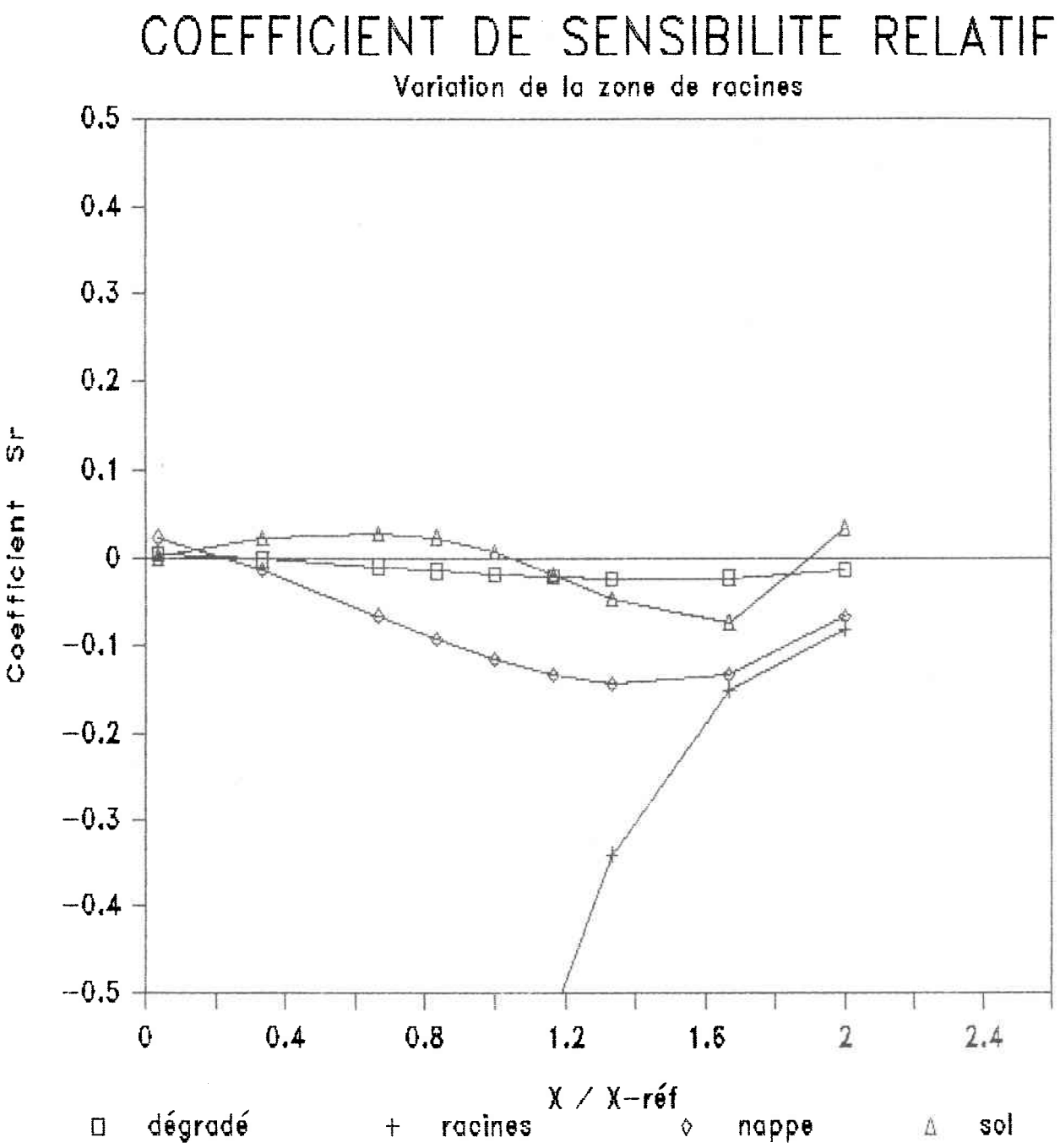

FIGURE 5.2.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de l'épaisseur de la zone de racines au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.6: Le point de flétrissement:

Le point de flétrissement, tout comme la capacité au champ, intervient essentiellement au sein du modèle PRZM dans le processus de percolation de l'eau d'un compartiment à un autre. Il représente en quelque sorte le contenu en eau minimum qu'un compartiment du sol peut atteindre après la percolation, l'évapotranspiration et l'absorption par les plantes.

La différence entre la capacité au champ et le point de flétrissement donne la quantité d'eau disponible pour l'évapotranspiration et l'absorption par les plantes. Le modèle PRZM considère d'autre part que seule la quantité d'eau supérieure à la capacité au champ est drainée au compartiment du sol sous-jacent.

Toute augmentation du point de flétrissement crée une diminution de la réserve d'eau disponible pour l'évapotranspiration et l'assimilation par les plantes. On aura ainsi besoin de moins d'eau pour élever le contenu en eau d'un compartiment du sol à la valeur de la capacité au champ qui, elle, reste constante. Par conséquent, pour un événement pluvieux donné, on obtiendra une plus grande quantité d'eau (et de pesticide) drainée d'un compartiment du sol à un autre et ainsi de suite jusqu'à la nappe phréatique (voir les figures 5.F.3 et 5.F.4).

Avec une augmentation des quantités de pesticide lessivé, il est donc prévisible d'observer une diminution des quantités de pesticide dans le profil du sol et de pesticide dégradé (voir les figures 5.F.1 et 5.F.2).

Toute diminution du point de flétrissement entraîne évidemment des effets contraires à ceux que nous venons d'énumérer.

Ainsi, comme la variation de la valeur du point de flétrissement semble affecter des processus qui ne mettent pas en cause de fortes quantités d'eau (évapotranspiration et absorption), son influence sur les résultats des simulations devrait être de faible importance. Les valeurs du coefficient de sensibilité relatif expriment la faible sensibilité du modèle à la variation de ce paramètre d'entrée (voir Tableaux 5.1 et 5.2).

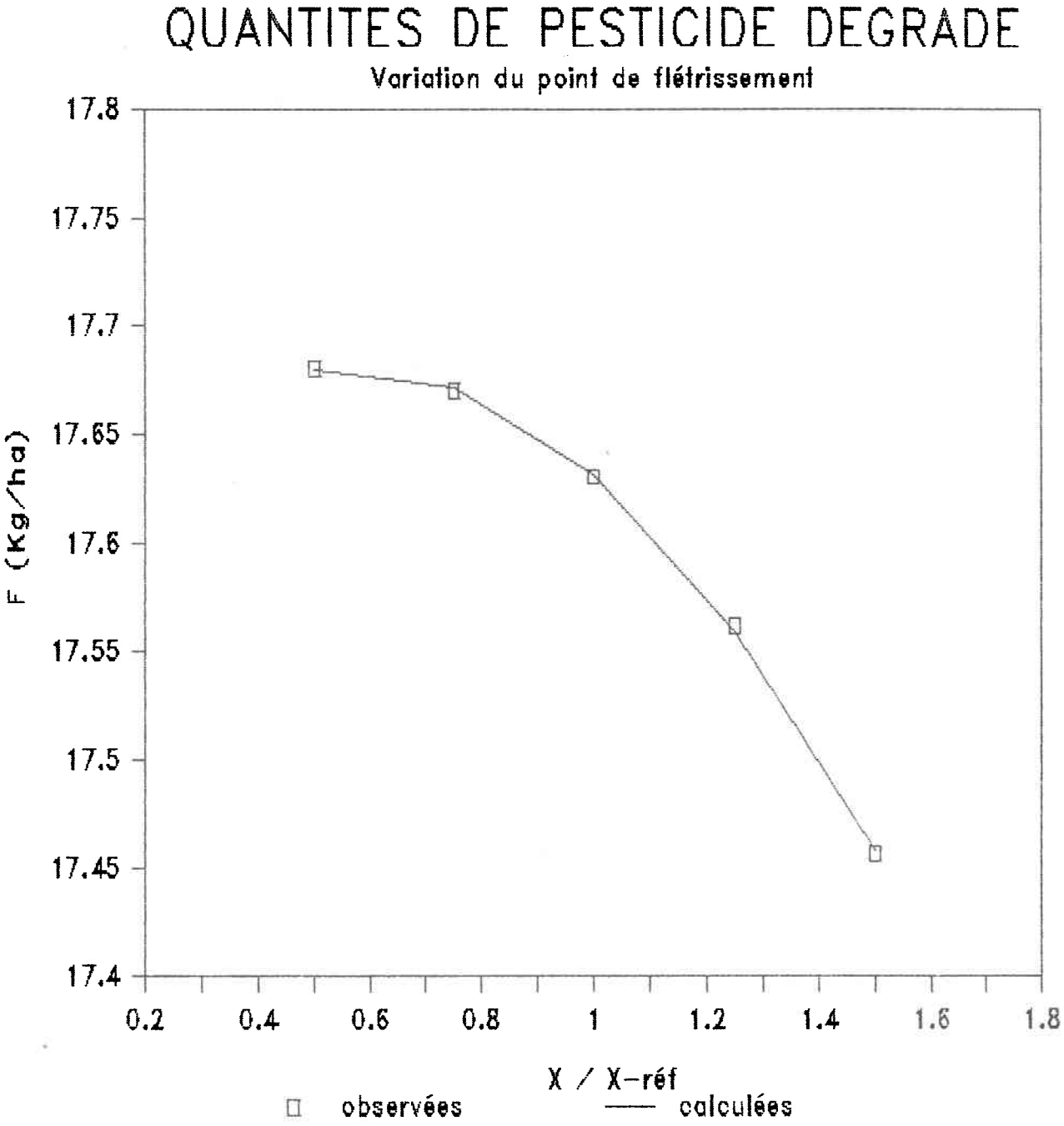

FIGURE 5.F.1: Réponse du modèle PRZM à la variation du point de flétrissement au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

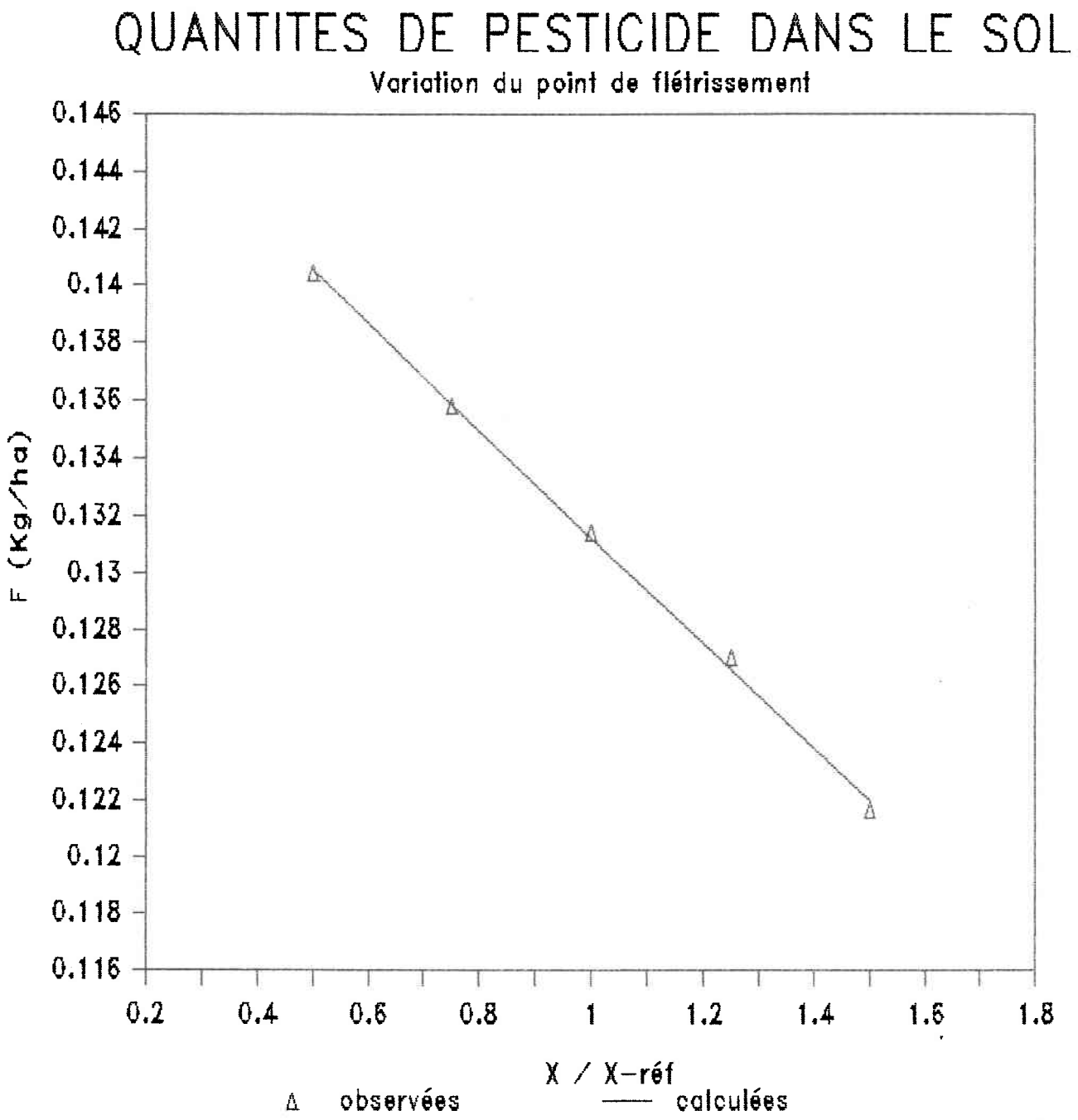

FIGURE 5.F.2: Réponse du modèle PRZM à la variation du point de flétrissement au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

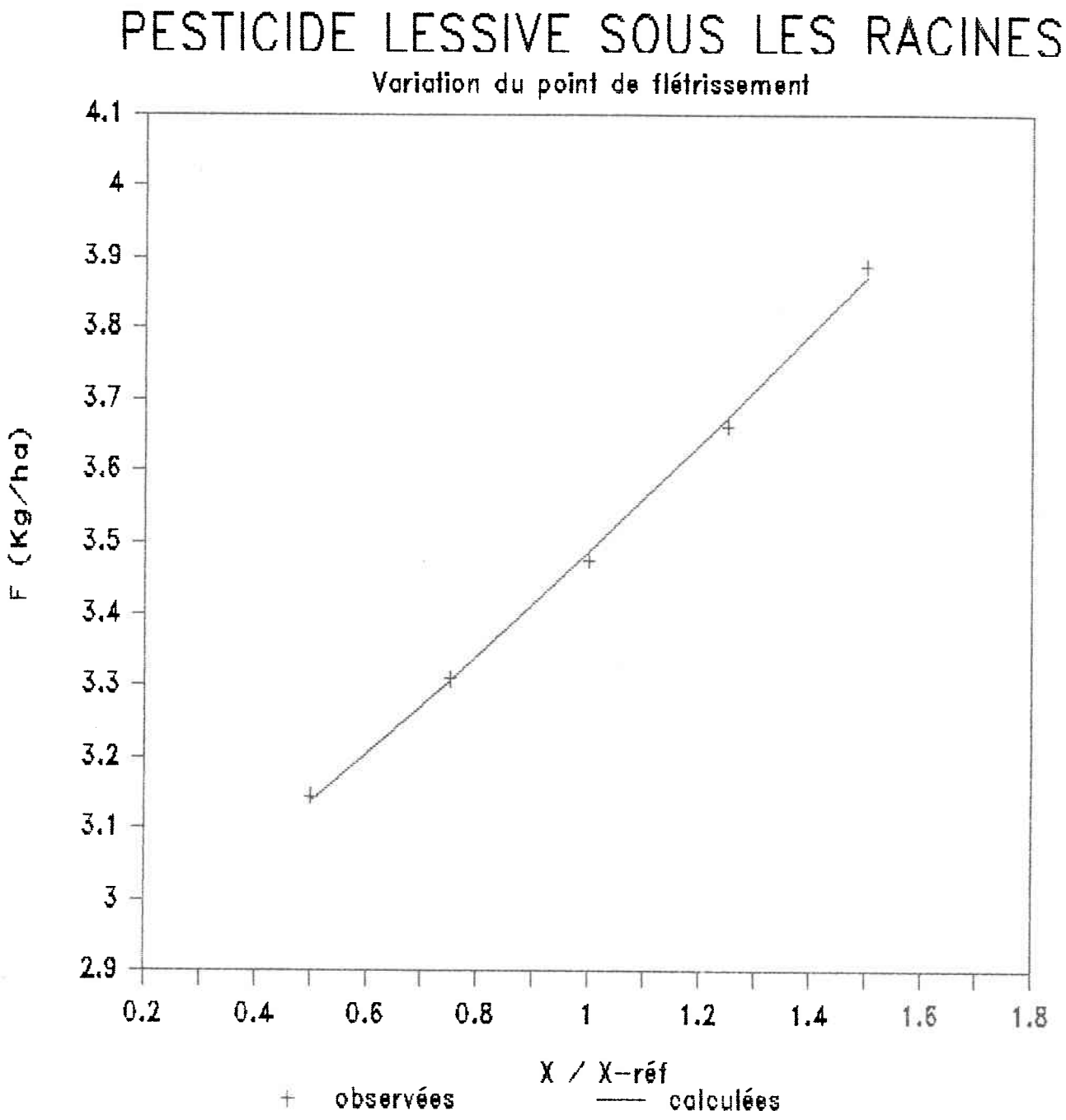

FIGURE 5.F.3: Réponse du modèle PRZM à la variation du point de flétrissement au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

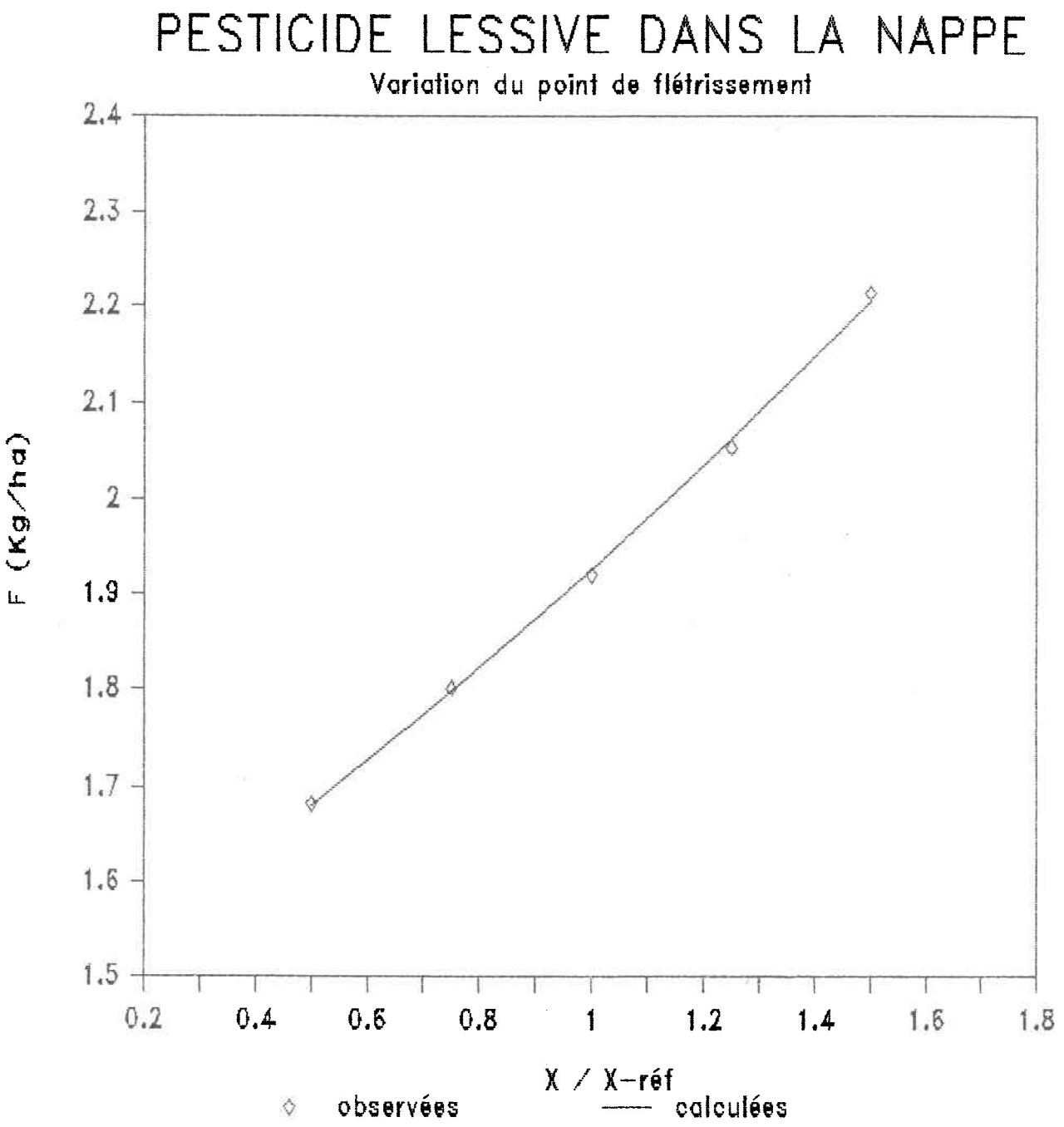

FIGURE S.F.4: Réponse du modèle PRZM à la variation du point de flétrissement au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

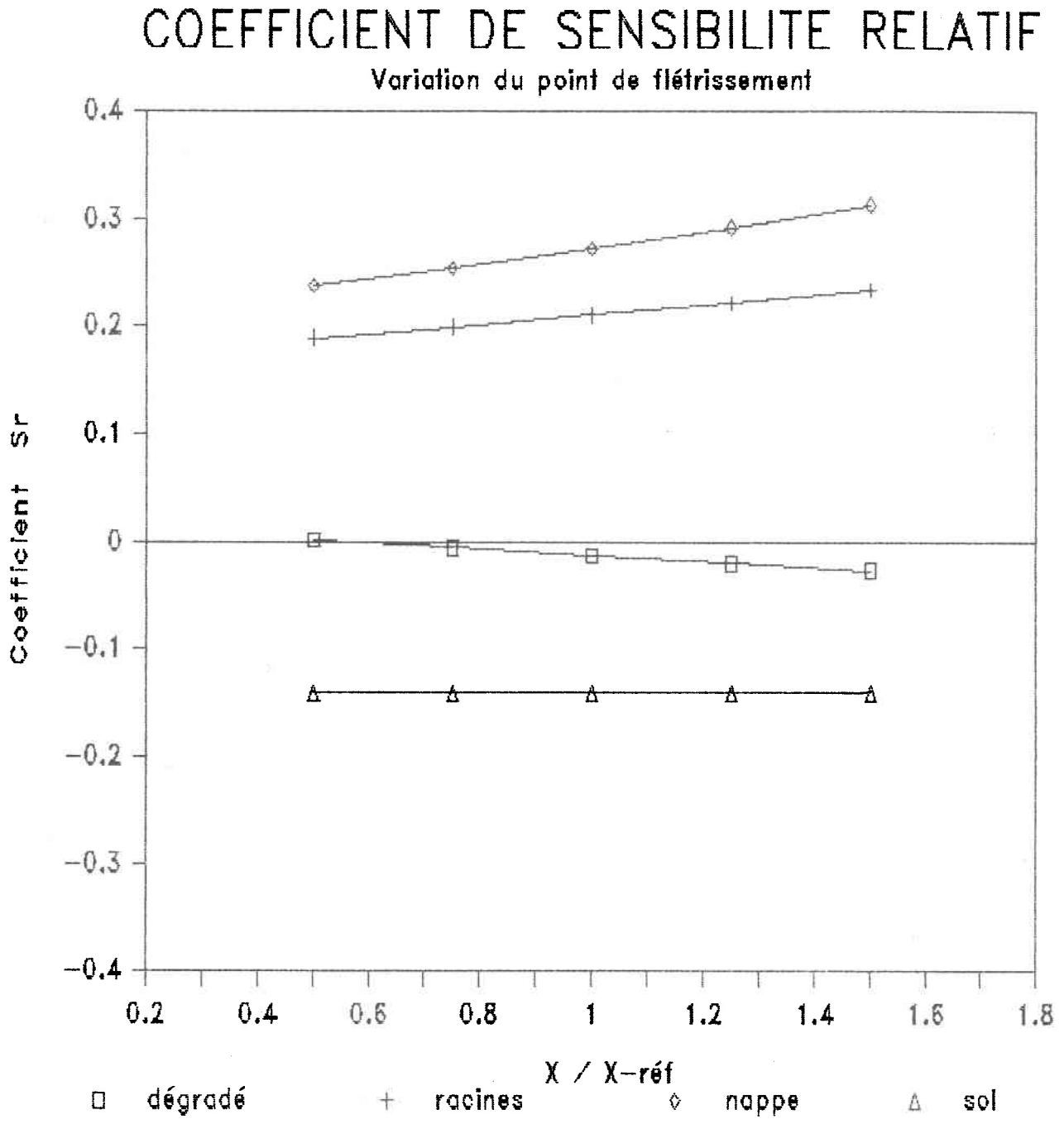

FIGURE 5.F.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation du point de flétrissement au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.7: La température:

Les données sur la température ambiante moyenne journalière interviennent principalement dans le calcul de la fonte des neiges et de l'évapotranspiration potentielle. Ainsi, une augmentation des températures engendrera au printemps une fonte plus rapide de la neige. Comme les pores du sol se remplissent rapidement d'eau au printemps, on pourrait s'attendre à ce qu'il y ait de plus grandes quantités d'eau ruisselée. En principe, cette situation ne devrait avoir aucun effet sur l'écoulement du pesticide dans le sol puisque celui est habituellement appliqué une fois que toute la neige est fondue. Par contre, une diminution de la température retarderait la fonte de la neige et on pourrait en retrouver encore au sol lorsque le pesticide sera appliqué. Une telle situation est à vérifier et évidemment à éviter pour toute simulation avec le modèle PRZM. Dans ce cas, les quantités cumulées de pesticide lessivé augmenteraient de façon appréciable.

Sur le plan de l'évapotranspiration, une augmentation de la température n'aurait que peu d'effet sur les quantités d'eau drainées dans le sol. En effet, les pores du sol laissés vacants par de l'eau évaporée seraient rapidement remplis d'eau quelques jours plus tard, puisque les précipitations sont très fréquentes au Québec. Cependant, il pourrait se produire une plus forte assimilation du pesticide par les plantes compte tenu

du fait que ce phénomène est directement relié au processus d'évapotranspiration.

Cependant, les résultats obtenus ne corroborent pas les hypothèses énoncées précédemment (voir les figures 5.T.1, 5.T.2, 5.T.3 et 5.T.4). En effet, il semble que l'influence de la variation de la température dans le modèle PRZM soit significative au niveau des quantités d'eau évaporées dans les premiers 10,0 cm du sol, et négligeable au niveau des quantités de pesticide assimilées par les plantes.

Avec une augmentation de la température, on observe une diminution des quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique. Même si les valeurs du coefficient de sensibilité relatif sont supérieures pour les quantités lessivées dans la nappe phréatique, cela ne veut pas nécessairement dire que le processus d'assimilation du pesticide par les plantes, qui est limité à la zone de racines, est moins sensible que le processus d'évaporation de l'eau qui, même s'il est limité aux premiers 10,0 centimètres du sol, peut avoir des effets sur la percolation de l'eau jusqu'à la nappe souterraine.

En effet, on a pu remarquer que pour l'ensemble des paramètres d'entrée considérés dans cette étude, le modèle PRZM a toujours présenté une sensibilité plus forte au niveau des quantités de pesticide lessivé dans la nappe phréatique qu'au niveau des quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines. Ceci

est causé par le fait que, pour les quantités lessivées dans la nappe phréatique, les réactions du modèle s'accumulent tout le long du profil du sol (soit sur une épaisseur de 310,0 centimètres), comparativement à la zone de racines où une épaisseur de seulement 30,0 centimètres est prise en considération.

Ainsi, en agissant préférentiellement au niveau des quantités d'eau évaporées, on retrouve dans les compartiments du sol moins d'eau disponible à la percolation, donc moins de pesticide devant être lessivé d'un compartiment du sol à un autre (voir les figures 5.T.3 et 5.T.4). Comme l'écoulement de l'eau est ralenti, le temps de séjour du pesticide dans le sol est majoré, et par conséquent, les quantités de pesticide en présence dans le sol et donc disponibles à la dégradation sont augmentées (voir les figures 5.T.1 et 5.T.2).

Tel que mentionné précédemment, les quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique représentent le paramètre de sortie le plus sensible à la variation de la température avec une valeur médiane du coefficient de sensibilité relatif de -0.540 . Les quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines présentent quant à elles une valeur de -0.433 . Les paramètres de sortie de bilan affichent une faible sensibilité avec des valeurs médianes du coefficient de sensibilité relatif de 0.274 et 0.046, respectivement pour les quantités de pesticide en présence dans le sol et les quantités cumulées de pesticide dégradé 0.046 .

Comparativement aux autres paramètres d'entrée, la température est jugée comme un paramètre dont la variation n'engendre que peu d'effet sur les résultats des simulations. Son influence pourrait être plus significative au niveau des résultats de flux si les températures moyennes journalières étaient supérieures. Une attention particulière devrait donc être portée à l'évaluation de ce paramètre, si le modèle PRZM était utilisé pour des simulations considérant des sites localisés dans des pays plus chauds.

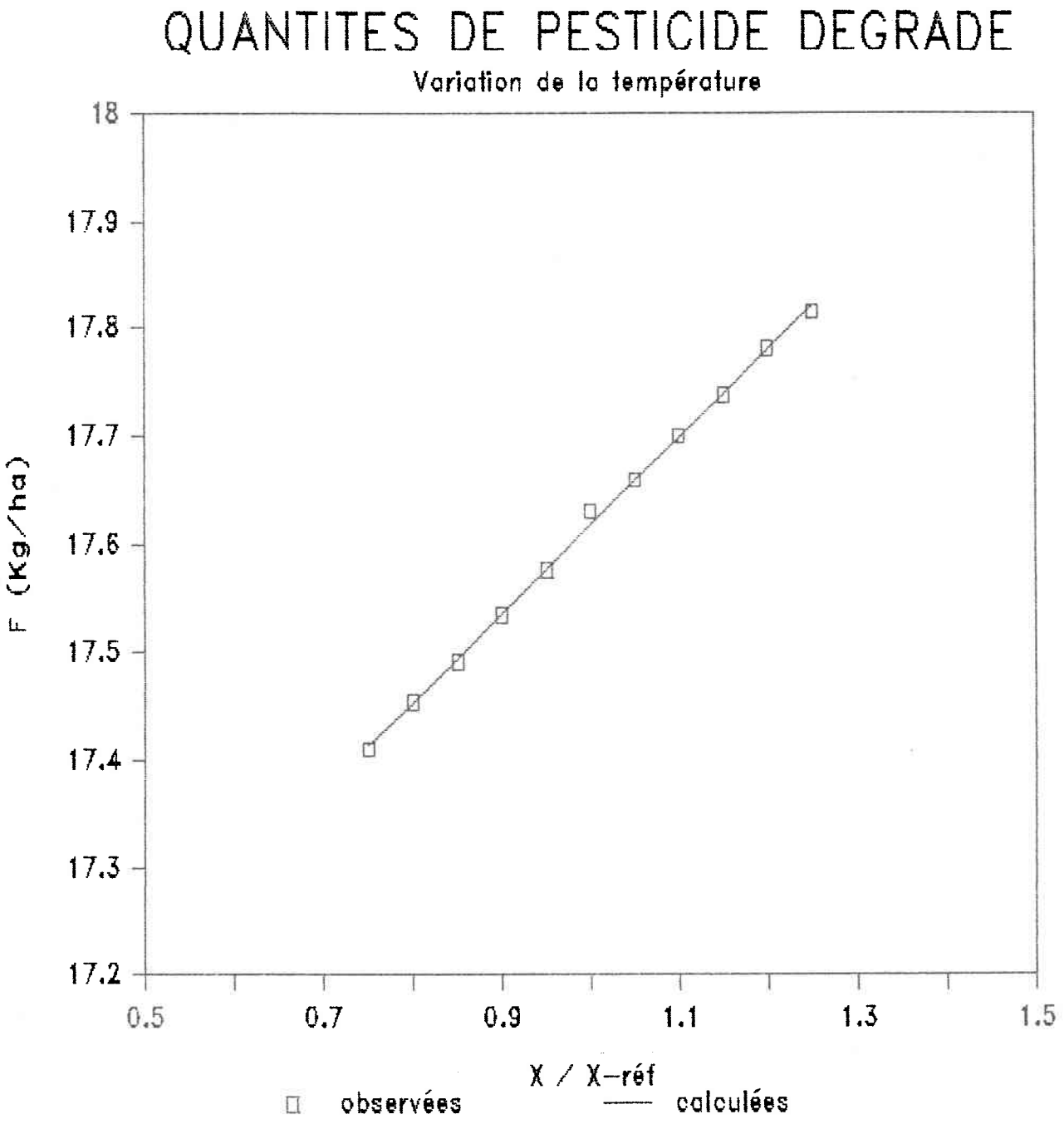

FIGURE 5.T.1: Réponse du modèle PRZM à la variation de la température au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

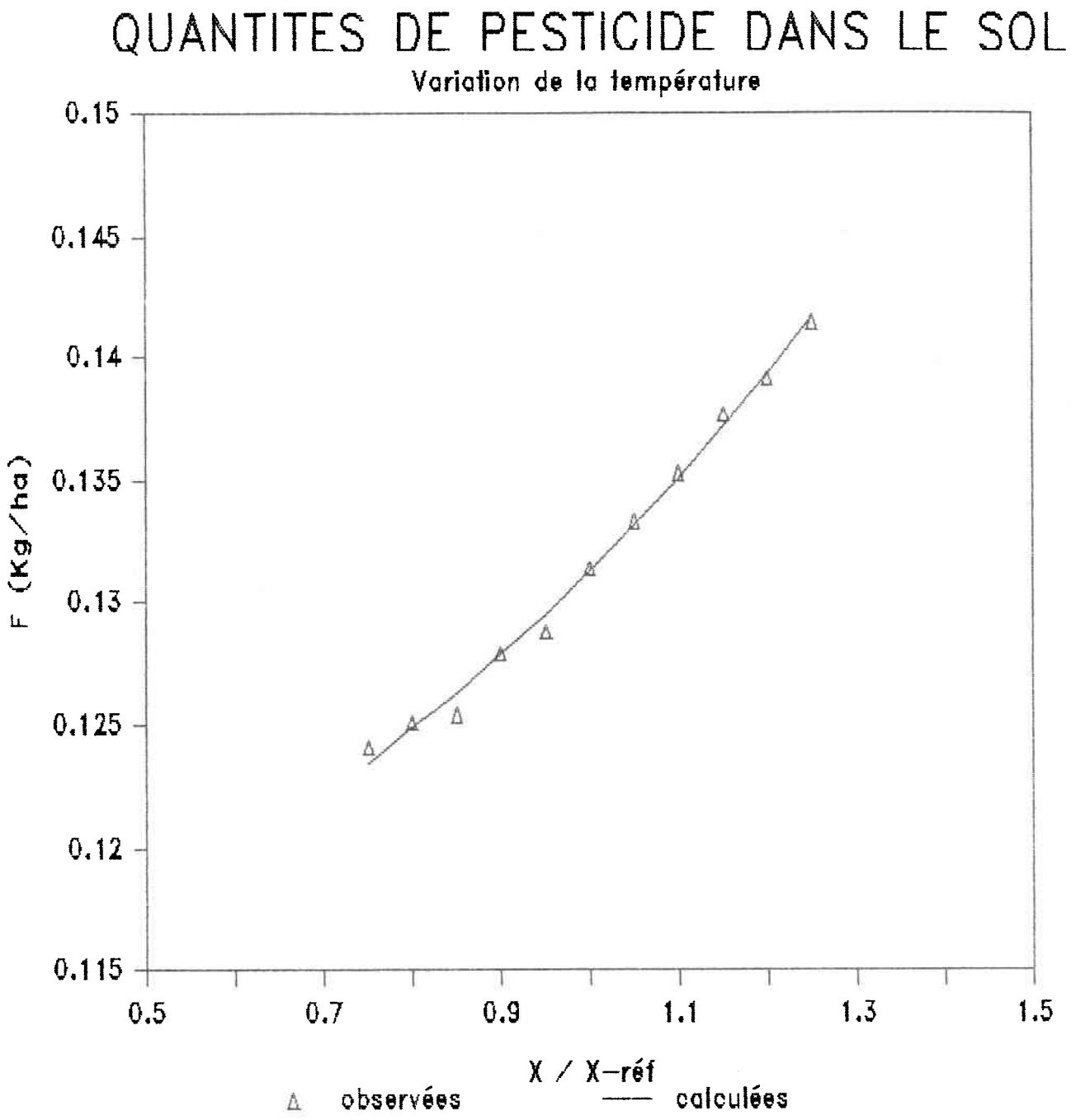

FIGURE 5.T.2: Réponse du modèle PRZM à la variation de la température au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

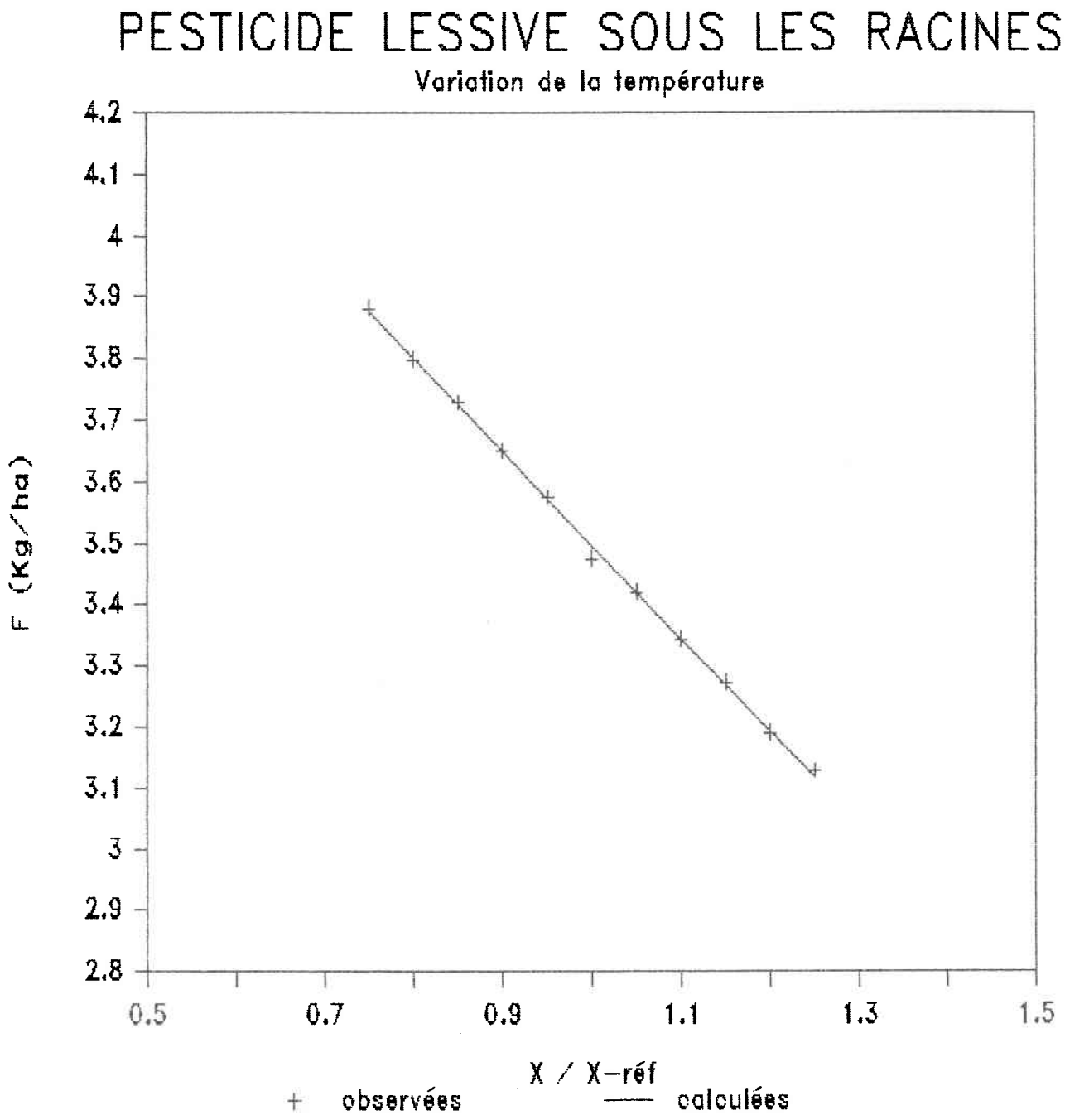

FIGURE 5.T.3: Réponse du modèle PRZM à la variation de la température au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

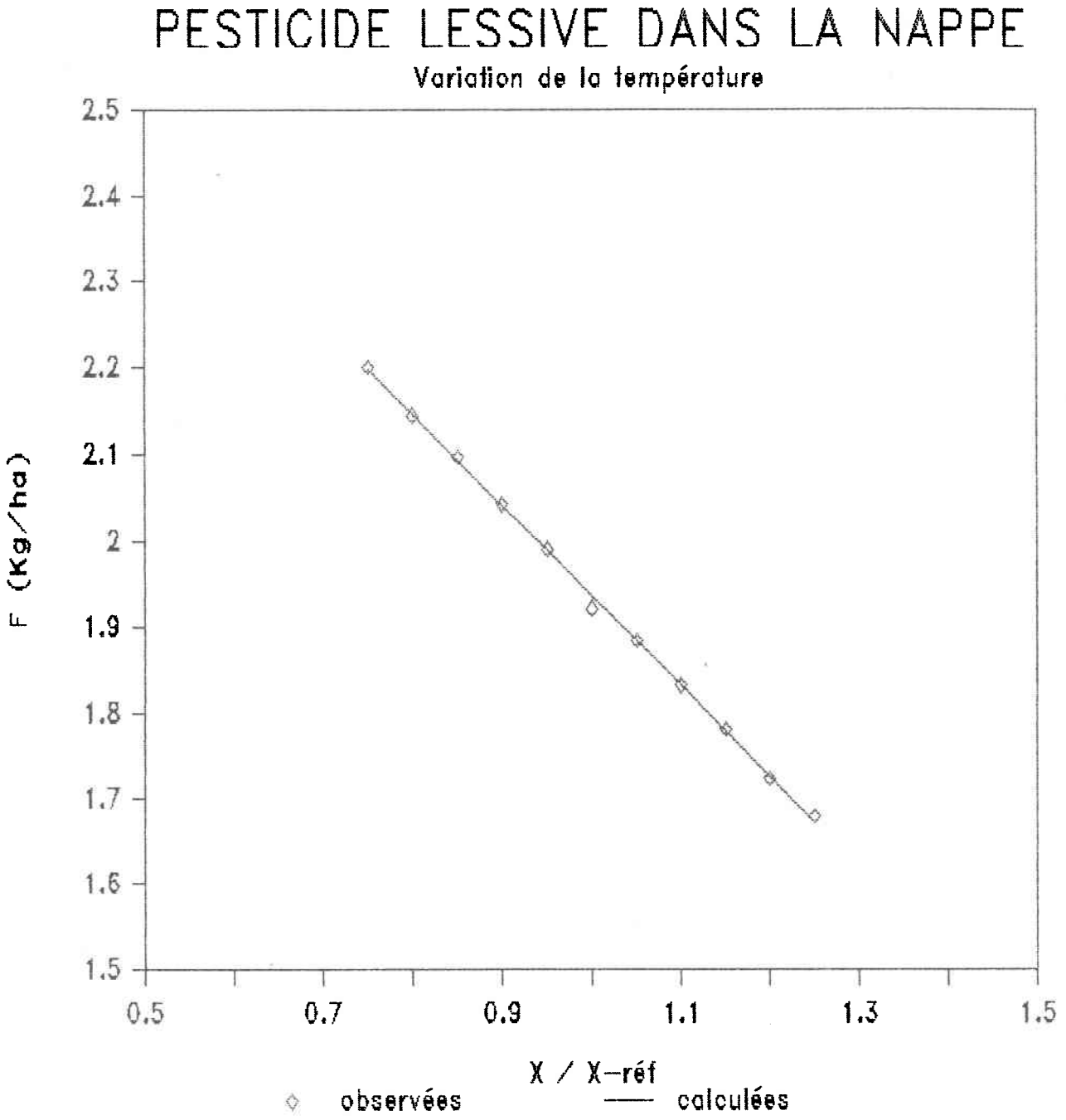

FIGURE 5.T.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la température au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

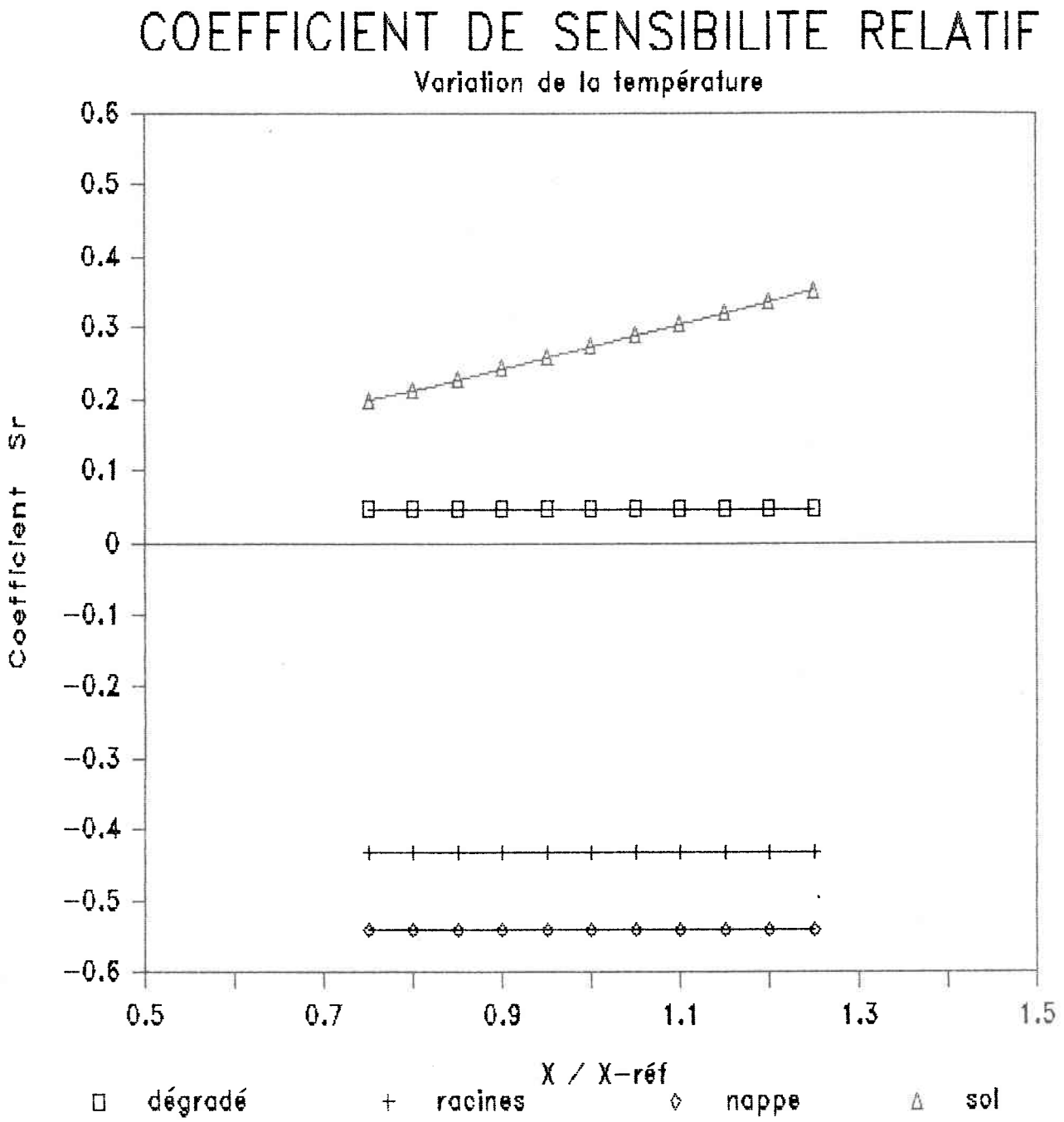

FIGURE 5.T.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la température au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.8: La dispersion:

Le phénomène de dispersion crée au front de contamination (eau + contaminant) une zone de transition au travers de laquelle les concentrations en contaminant passent graduellement d'une valeur maximale à une valeur minimale. Ainsi, toute augmentation du coefficient de dispersion accélèrera la propagation du contaminant dans le profil du sol. Une augmentation de la dispersion aplanira d'une certaine façon la courbe représentant la distribution des concentrations en fonction de la profondeur; les valeurs maximales se trouvent abaissées et les valeurs minimales augmentées.

Comme dans la simulation de référence le coefficient de dispersion a été considéré nul, il nous sera impossible d'exprimer les résultats en fonction de α . Ceux-ci seront donc présentés en fonction du coefficient de dispersion exprimé de façon absolue. Ainsi, on ne pourra établir de comparaison proprement dite entre les résultats obtenus pour la variation de la dispersion et les résultats obtenus pour la variation des autres paramètres d'entrée. Toutefois, si on avait posé la valeur de référence égale à 1,0 cm, on obtiendrait comme variable indépendante α les mêmes valeurs que celles présentées ici pour x . En se référant aux résultats observés à partir des simulations (voir Annexe A), la différence entre les résultats obtenus pour un coefficient de dispersion égal à 0,00 cm et ceux

obtenus pour un coefficient égal à 1,0 cm n'est pas très importante: -0.13% au niveau des quantités dégradées, -5.78% au niveau des quantités en présence dans le sol, +1.43% pour les quantités lessivées sous la zone de racines et +2.13% pour les quantités lessivées dans la nappe phréatique. Une certaine comparaison pourra donc être établie au niveau du coefficient de sensibilité relatif sans risque d'erreur significative.

Une augmentation du coefficient de dispersion entraîne une augmentation de la vitesse de propagation de la contamination et les résultats obtenus confirment cette hypothèse par l'augmentation des quantités cumulées de pesticide lessivé autant sous la zone de racines que dans la nappe phréatique (voir les figures 5.S.3 et 5.S.4). Si une plus grande quantité de pesticide est lessivée hors du système, dans la nappe phréatique, on retrouve moins de pesticide en présence dans le profil du sol et donc également moins de pesticide disponible pour la dégradation (voir les figures 5.S.1 et 5.S.2).

Dans le cas des quantités de pesticide en présence dans le sol, la réaction du modèle s'exprime par une courbe exponentielle décroissante; pour de fortes valeurs de la dispersion, les quantités de pesticide tendent à se stabiliser probablement parce que toute augmentation de la dispersion n'a presque plus d'effet sur l'allure de la courbe de concentration en fonction de la profondeur, qui peut approcher alors la forme d'une droite.

On peut constater que la sensibilité des résultats de flux est ici moins importante que celle des résultats de bilan, et, plus particulièrement que celle des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol. Au niveau de ce dernier paramètre de sortie, la sensibilité du modèle est importante compte tenu du fait que ce facteur est fonction de deux paramètres de sortie qui agissent directement sur l'élimination de pesticide du profil du sol et qui sont les quantités de pesticide lessivé dans la nappe phréatique et les quantités de pesticide dégradé.

Au niveau des quantités de pesticide en présence dans le sol, le coefficient de sensibilité relatif présente des valeurs variant entre -0.164 et -0.108, comparativement aux quantités de pesticide lessivé dans la nappe phréatique où le coefficient de sensibilité relatif prend des valeurs variant entre +0.026 et +0.014, et, aux quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines où le coefficient varie entre +0.020 et +0.012 (voir figure 5.S.5). Pour de fortes valeurs de la dispersion, les coefficients de sensibilité relatifs s'approchent de zéro exprimant le fait que les différents paramètres de sortie cherchent à se stabiliser autour d'une valeur qui est fonction des quantités de pesticide épandues. Une telle réaction du modèle s'explique par le fait que de fortes valeurs de la dispersion entrafnent un aplatissement de la courbe de concentration de pesticide en fonction de la profondeur jusqu'à ce que celle-ci ressemble à une ligne droite.

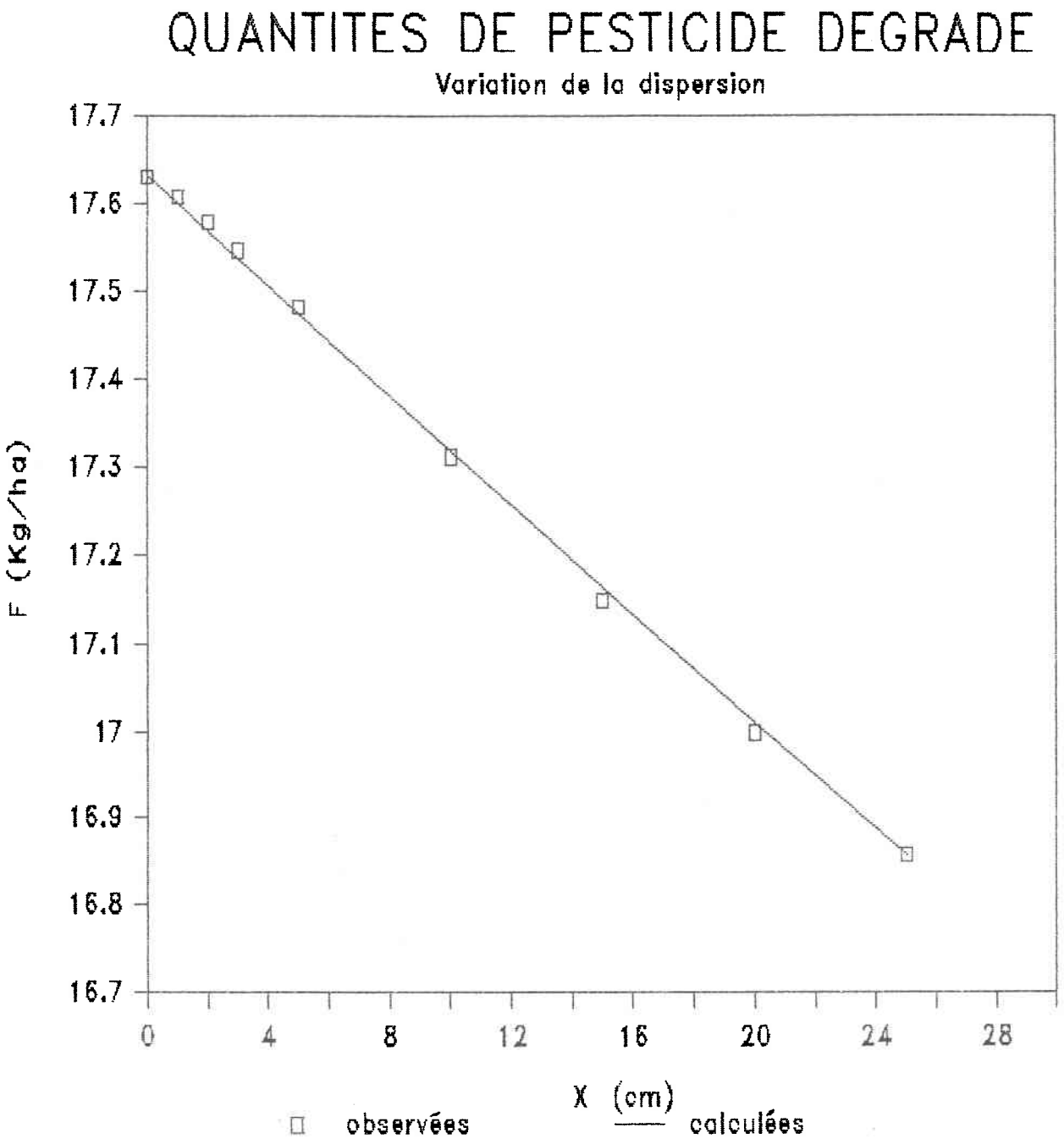

FIGURE 5.S.1: Réponse du modèle PRZM à la variation de la dispersion au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

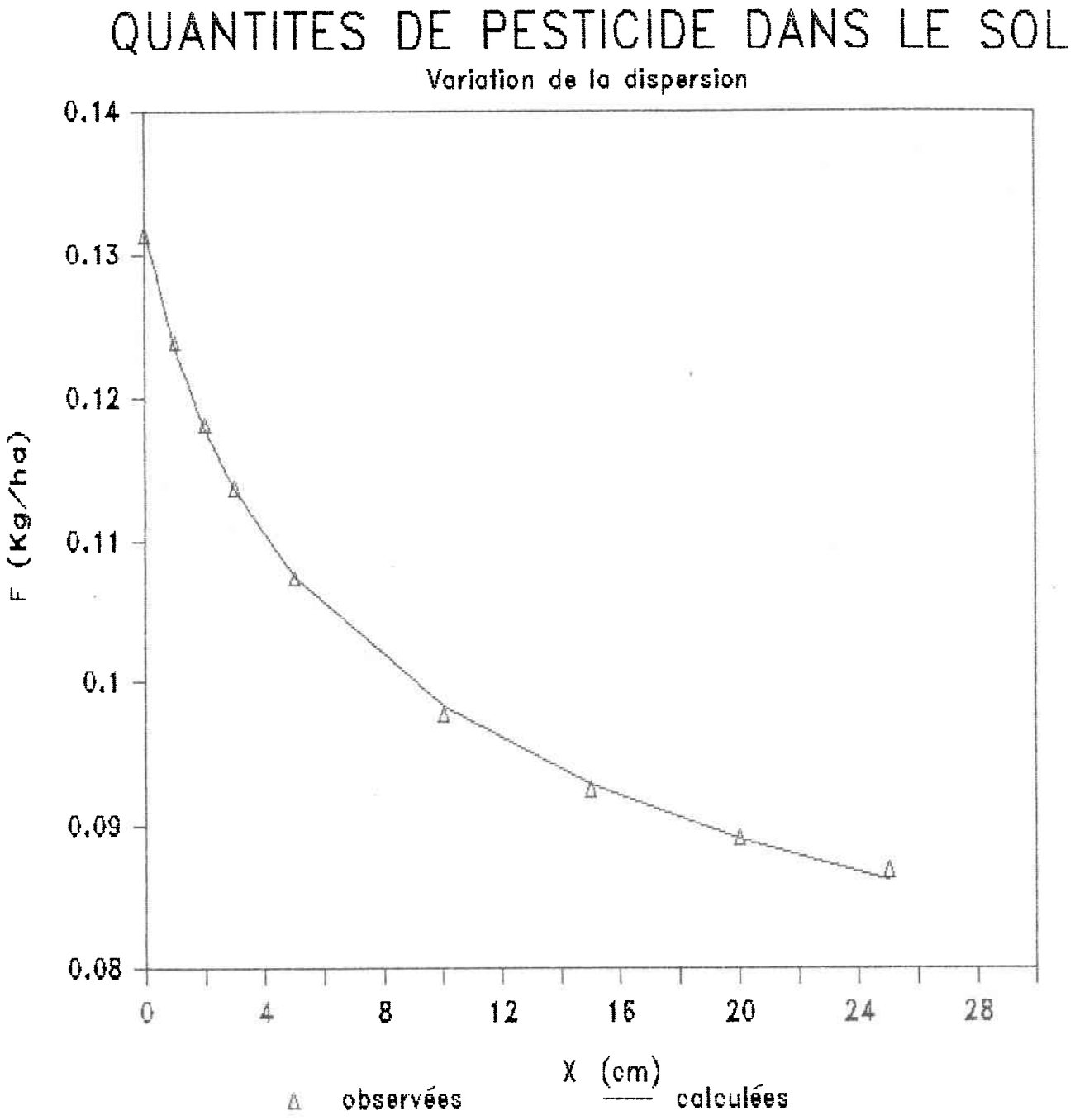

FIGURE 5.S.2: Réponse du modèle PRZM à la variation de la dispersion au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

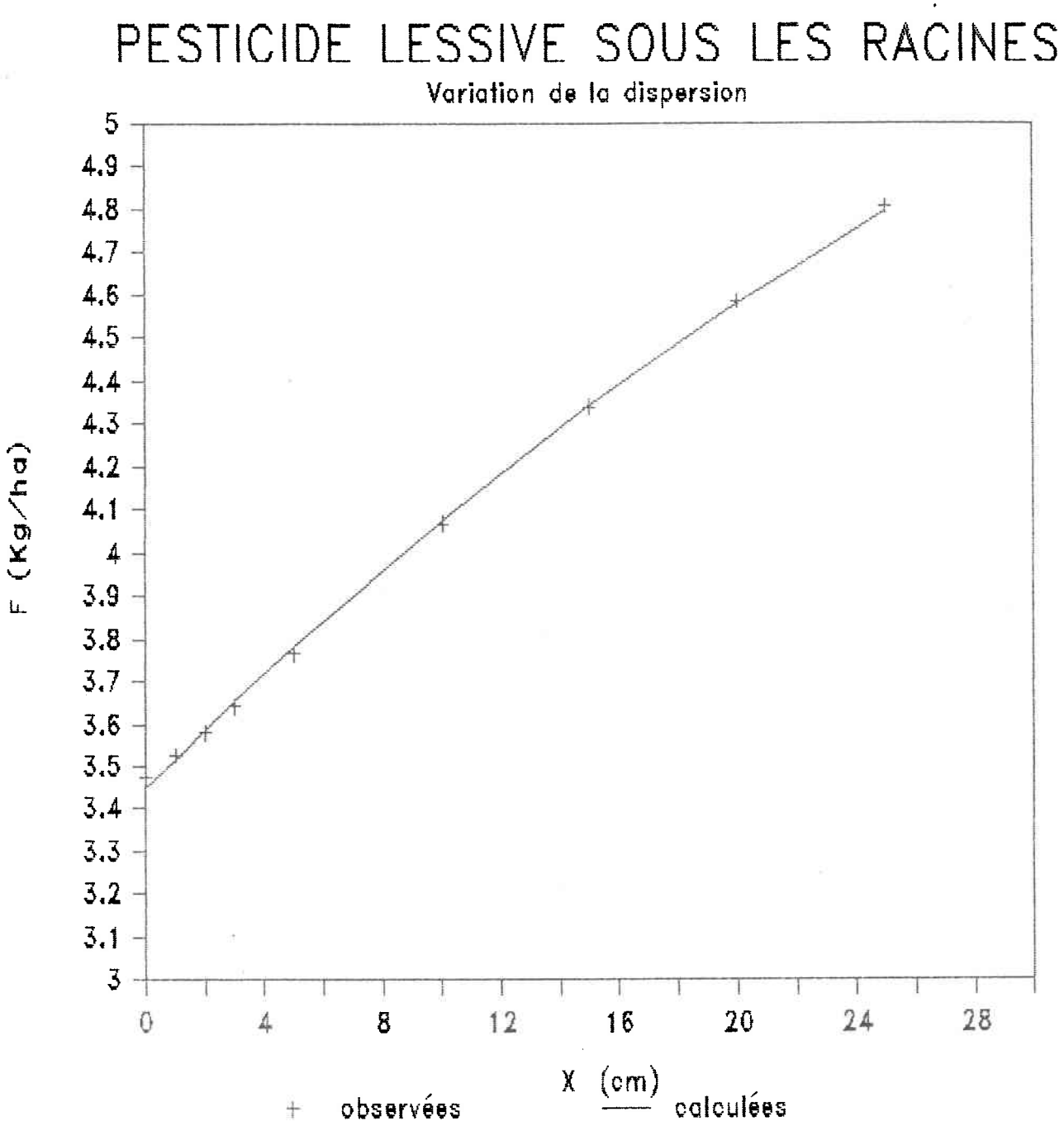

FIGURE 5.S.3: Réponse du modèle PRZM à la variation de la dispersion au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

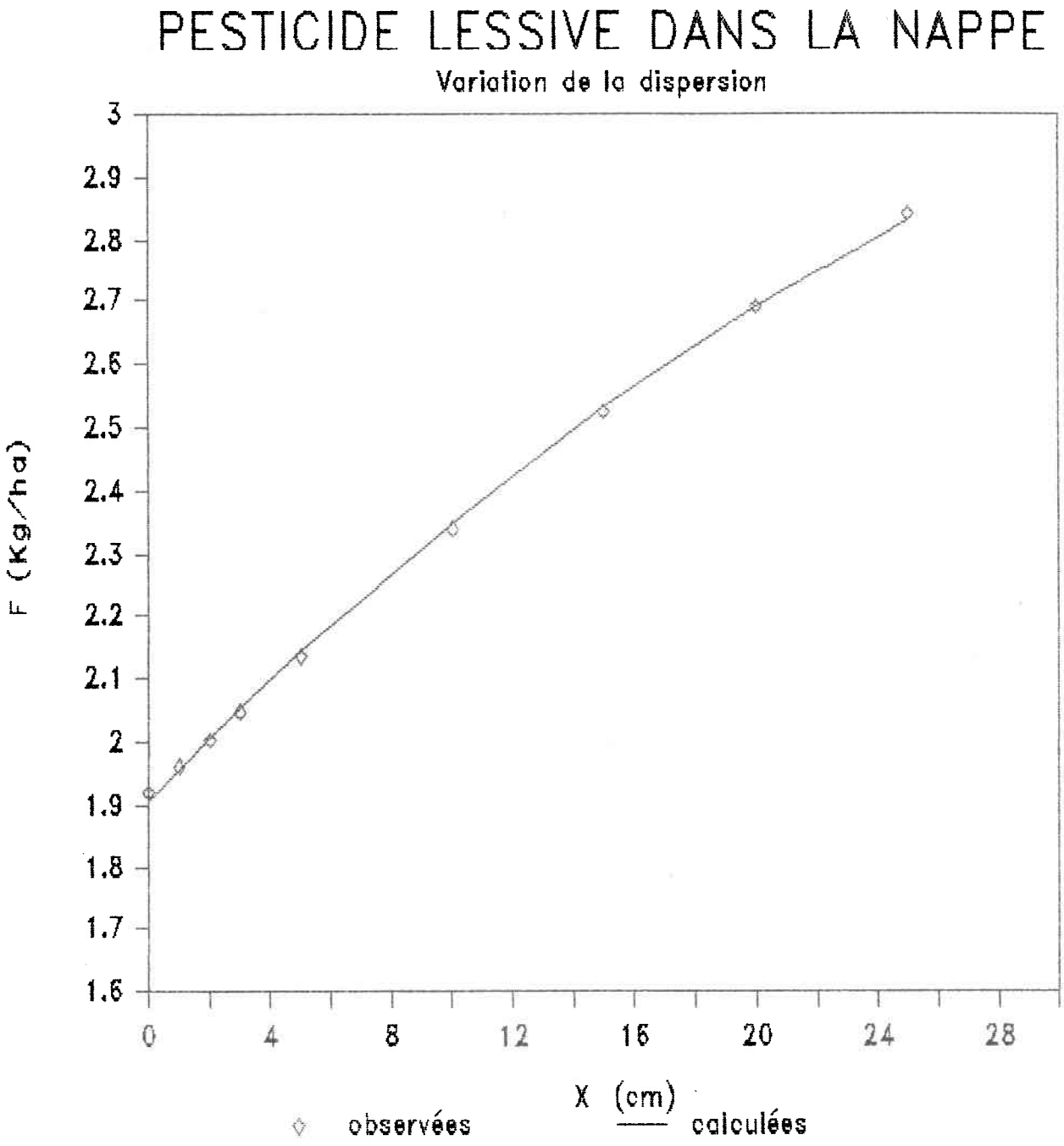

FIGURE 5.5.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la dispersion au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

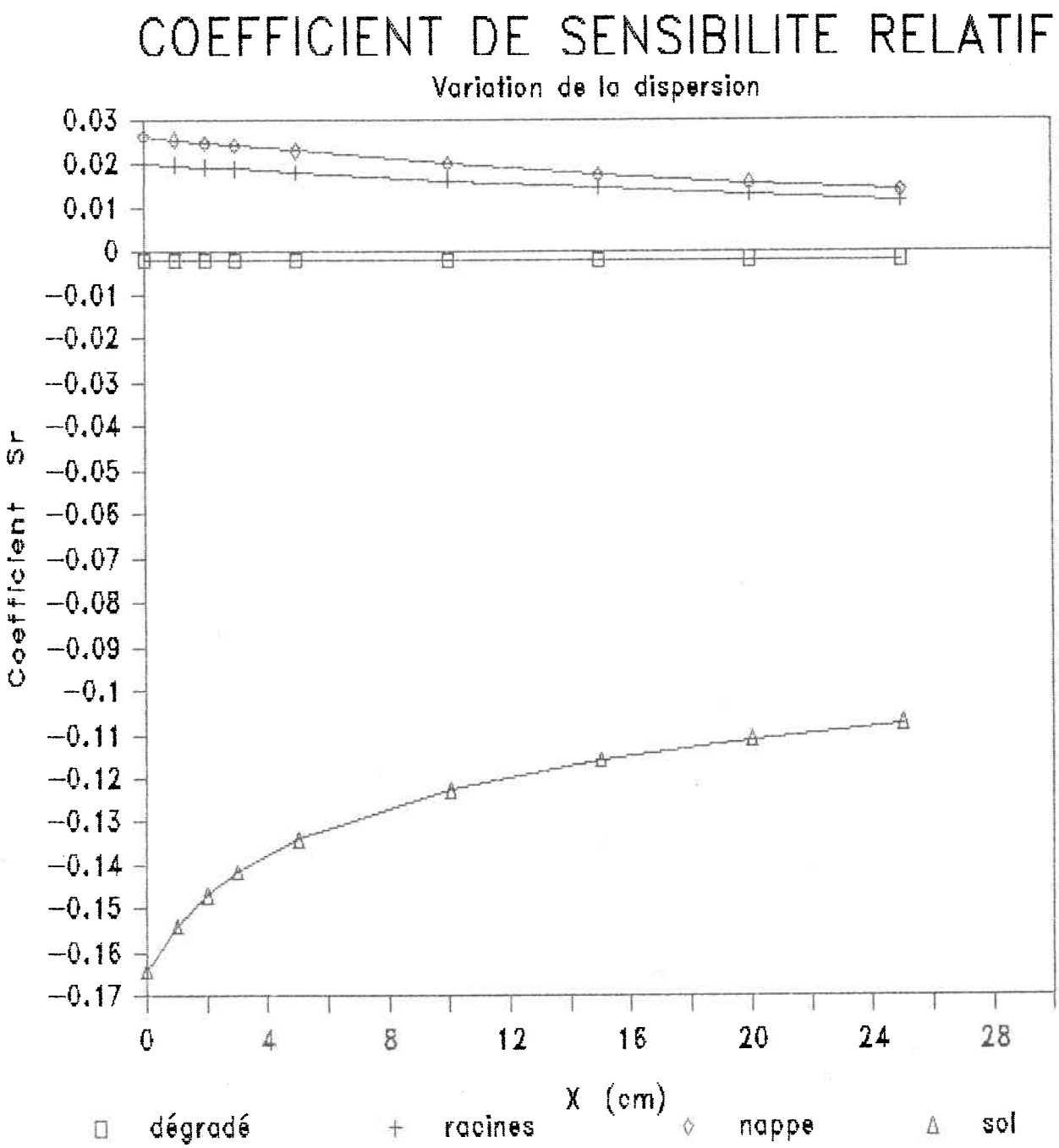

FIGURE 5.S.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la dispersion au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.9: Le taux d'application du pesticide:

Le taux d'application du pesticide représente l'apport direct de pesticide dans le système. Quelques simulations ont suffi pour démontrer que tout facteur multiplicatif du taux d'application du pesticide agissait directement au niveau des résultats (voir figures 5.A.1, 5.a.2, 5.A.3, 5.A.4). Une telle réponse directement proportionnelle s'exprime par un coefficient de sensibilité relatif égal à 1,0; toute augmentation ou diminution de 1% du paramètre d'entrée engendre une augmentation ou une diminution de 1% du paramètre de sortie (voir figure 5.A.5).

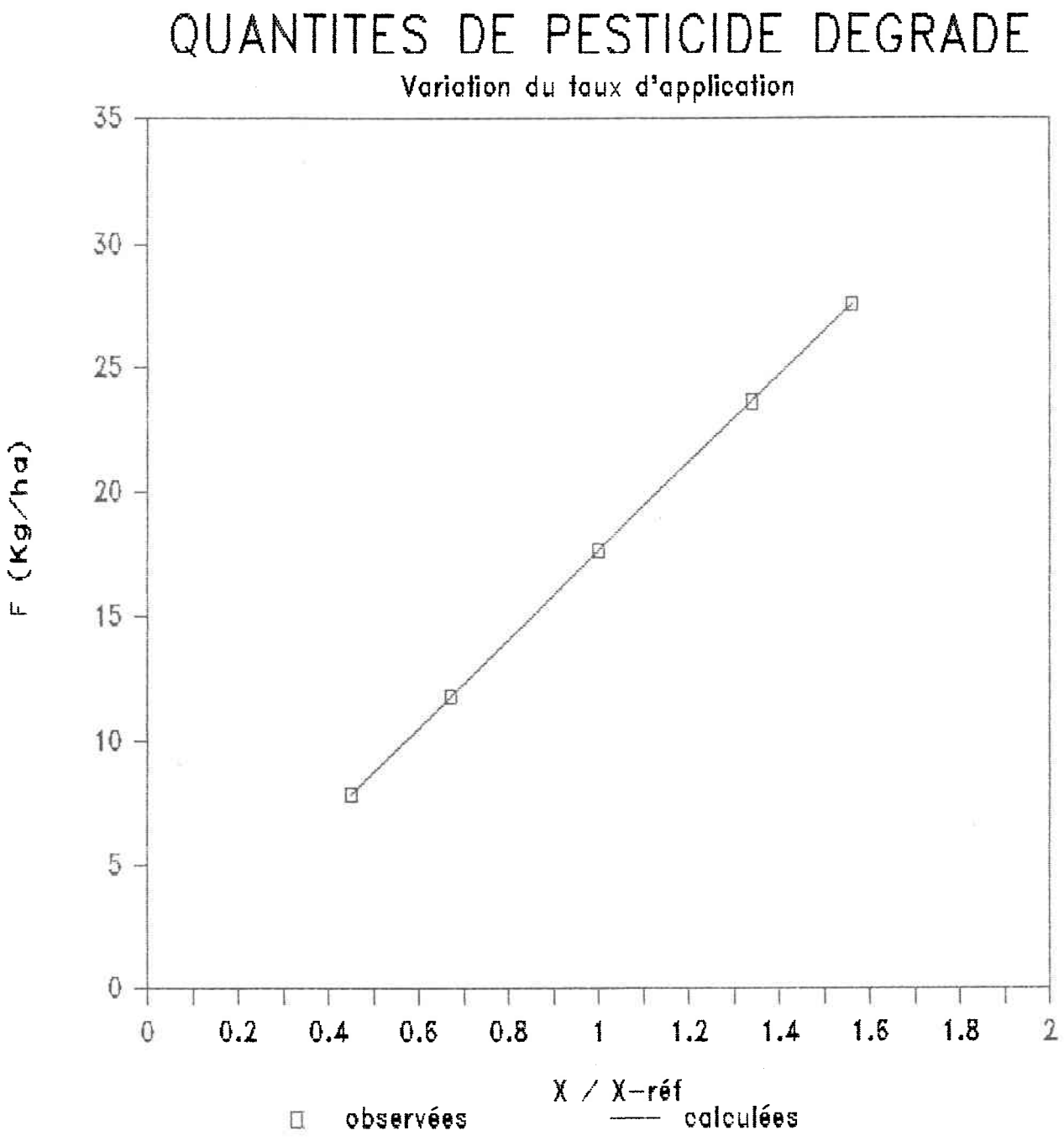

FIGURE 5.A.1: Réponse du modèle PRZM à la variation du taux d'application du pesticide au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

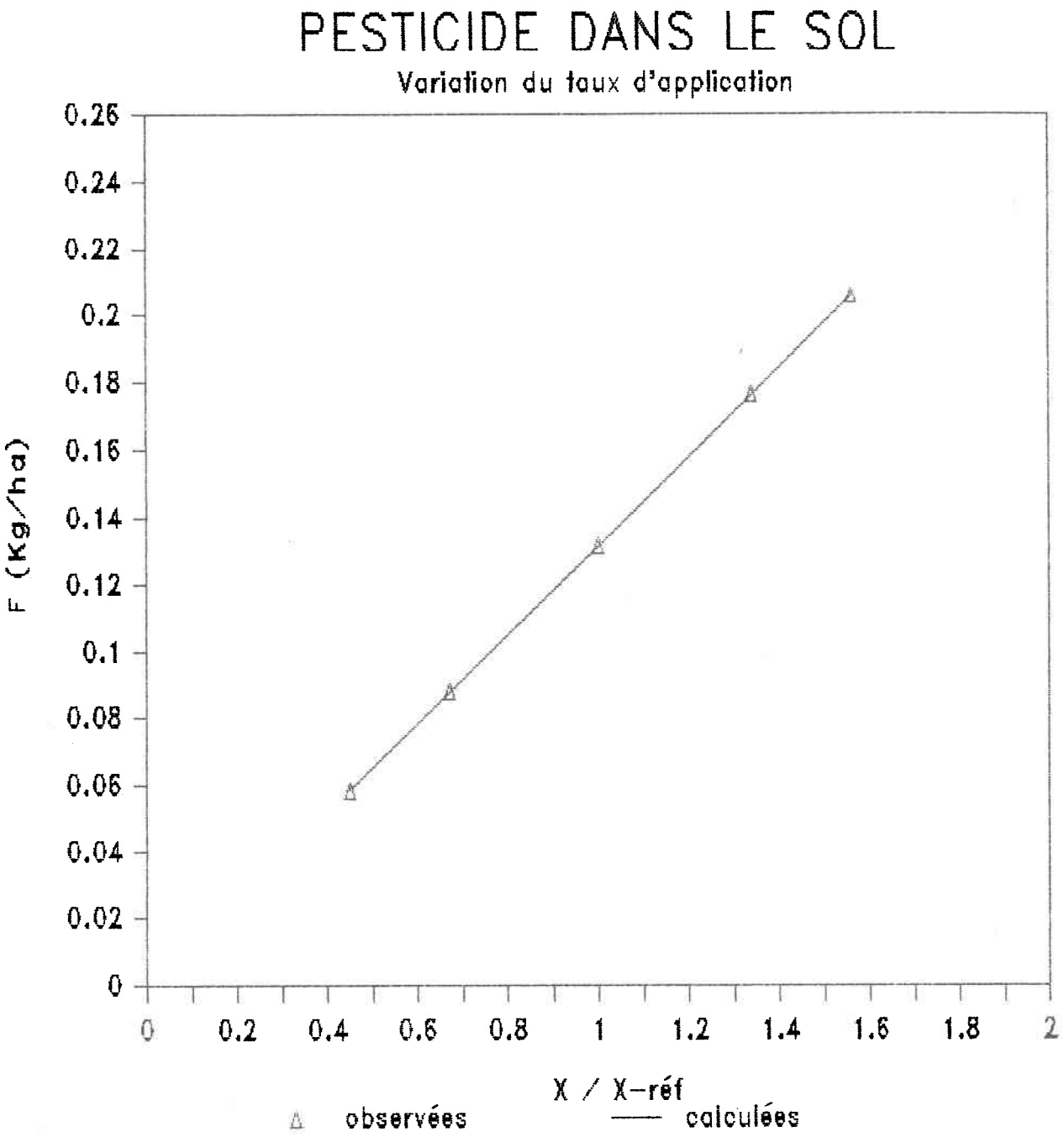

FIGURE 5.A.2: Réponse du modèle PRZM à la variation du taux d'application du pesticide au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

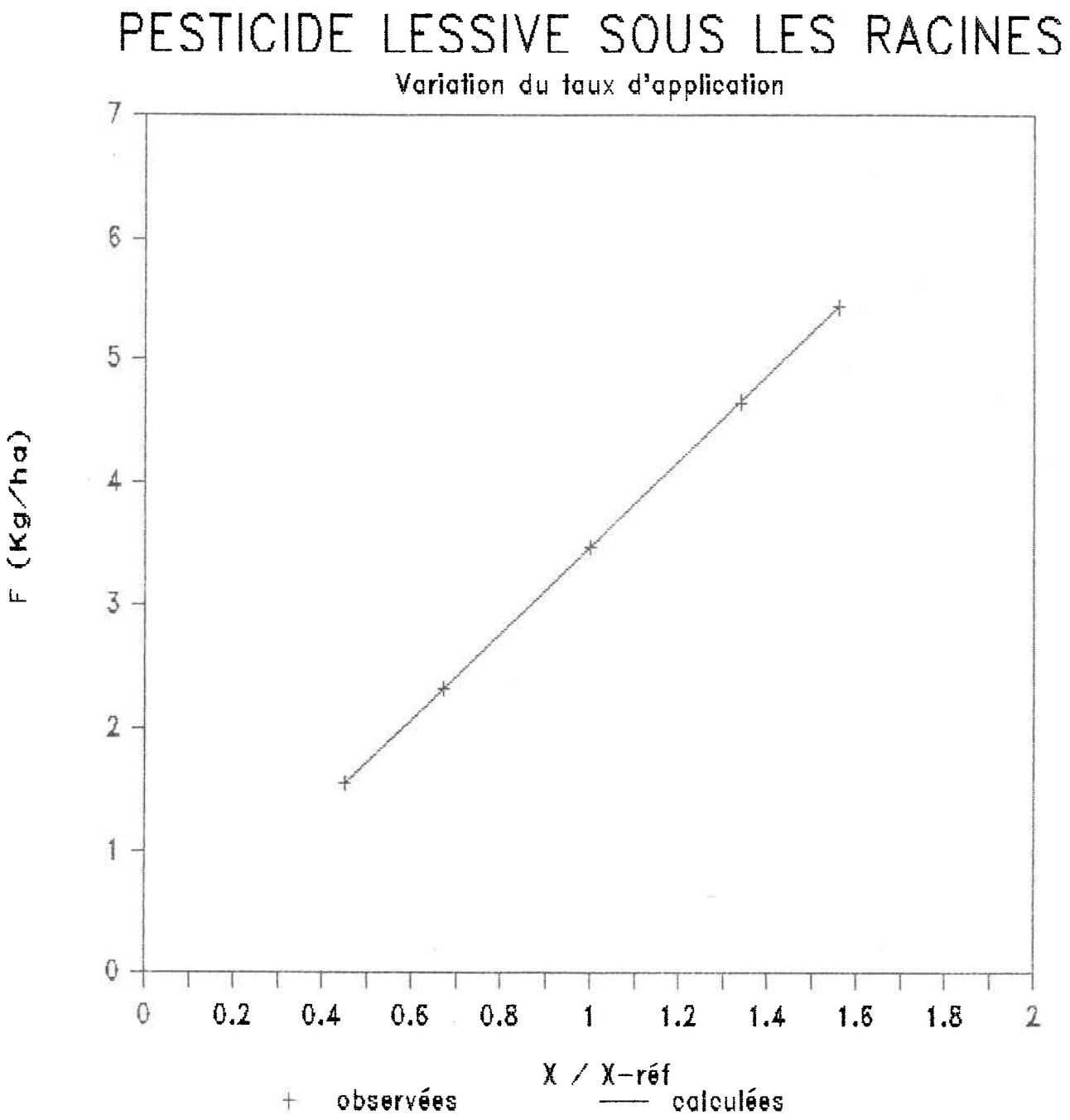

FIGURE 5.A.3: Réponse du modèle PRZM à la variation du taux d'application du pesticide au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

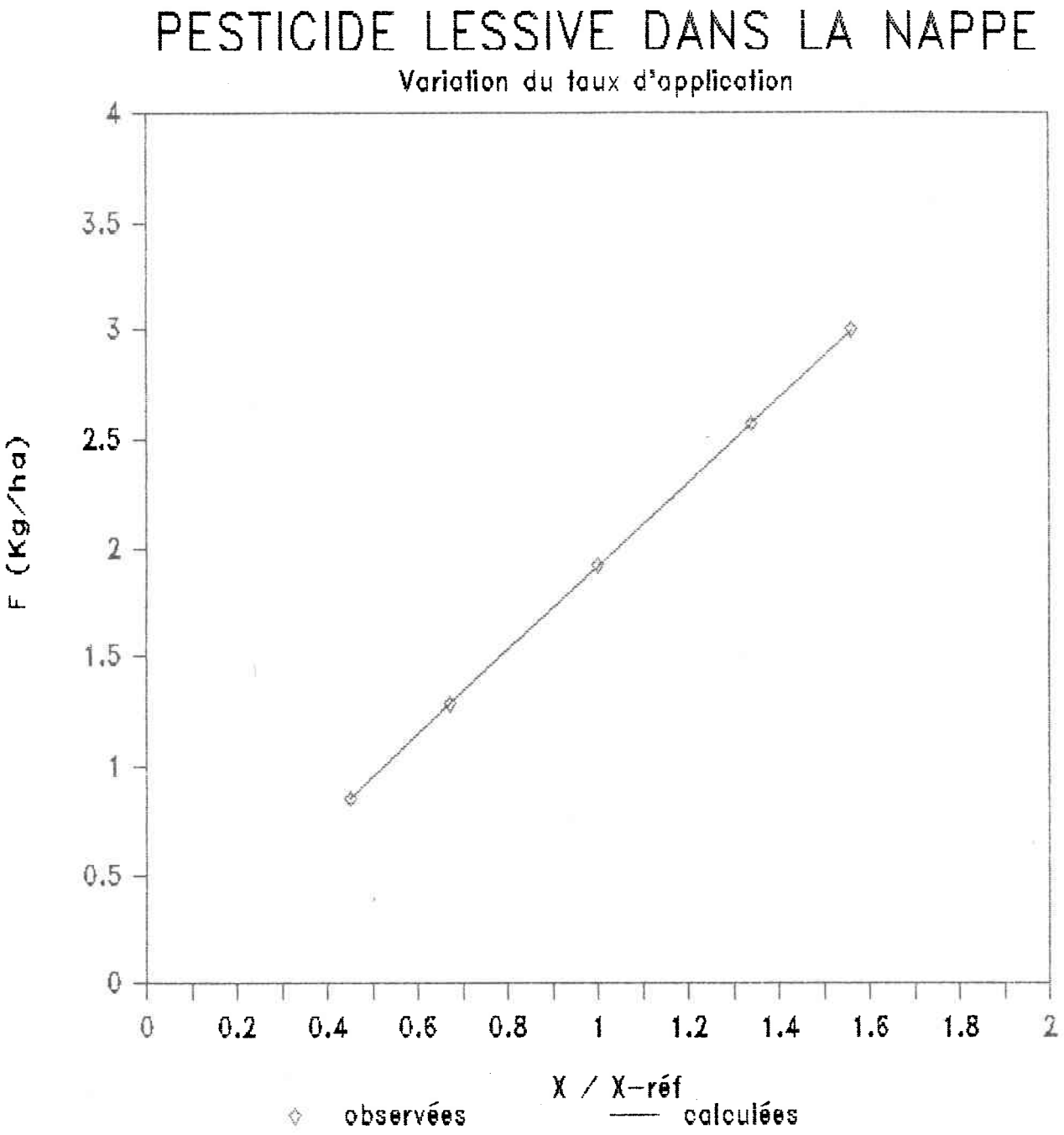

FIGURE 5.A.4: Réponse du modèle PRZM à la variation du taux d'application du pesticide au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

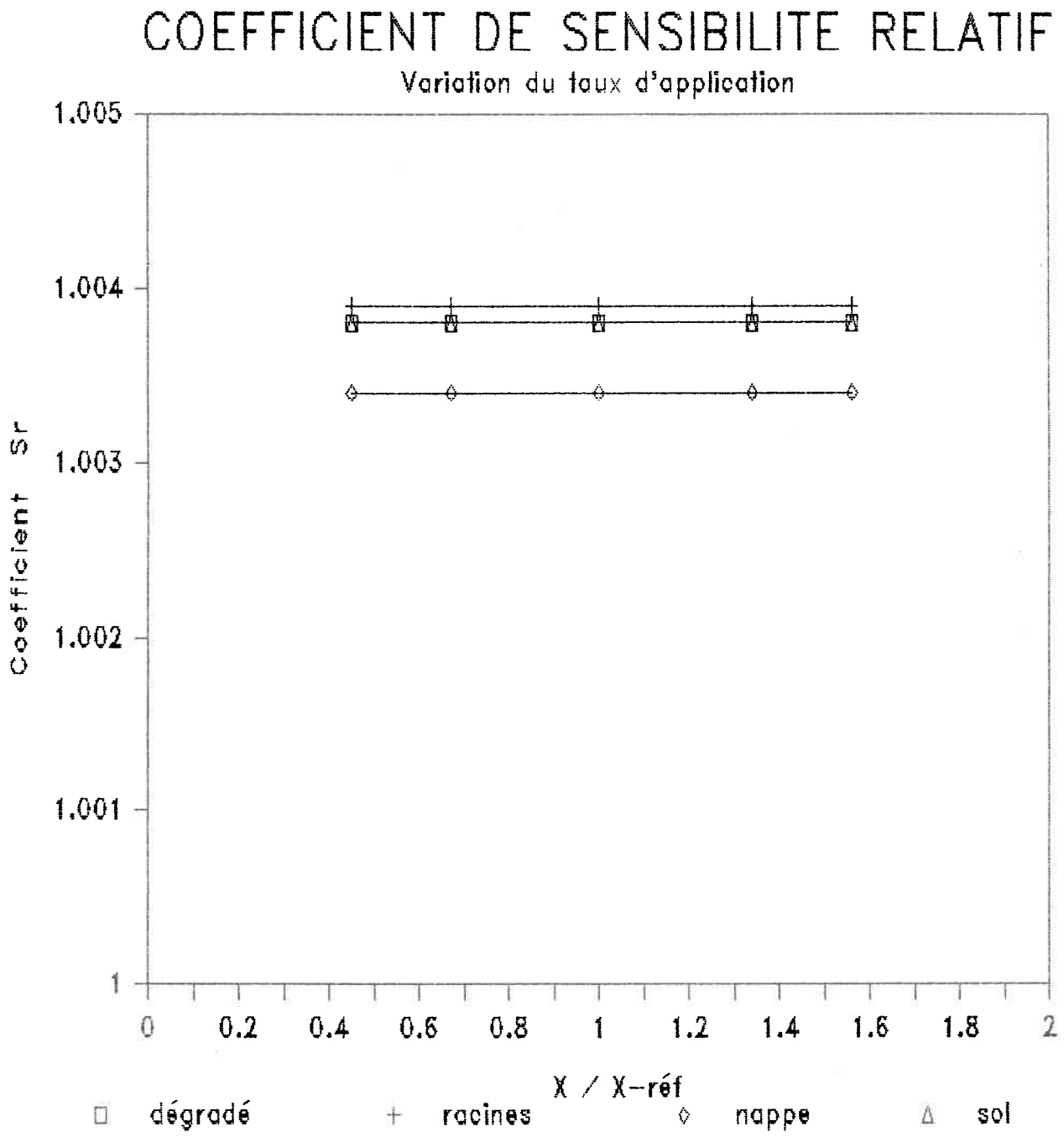

FIGURE 5.A.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation du taux d'application du pesticide au niveau des quatre paramètres de sortie.

5.10: Le contenu en eau initial:

Le contenu en eau initial de chaque horizon de sol peut être établi préalablement. De la façon dont les présentes simulations ont été réalisées, ce paramètre n'a aucune influence sur les résultats. En effet, comme les simulations débutent en juillet 1974 et que le premier épandage de pesticide est effectué en mai 1975, on obtient à cette date un équilibre dans le contenu en eau de chacun des horizons du sol. Cet équilibre se résume par un contenu en eau atteignant rapidement la capacité au champ compte tenu des fréquentes précipitations observées au Québec, ou encore, suite à la fonte subite des neiges au printemps. Dans la majorité des simulations, la capacité au champ a été atteinte après trois (3) mois seulement, soit en septembre 1974. Dans de telles conditions, l'état non saturé du sol semble être obtenu que très rarement dans nos simulations; le seul moment où le contenu en eau peut s'abaisser est l'été lorsque les précipitations sont moins abondantes, ainsi que l'évaporation du sol et l'absorption par les plantes supérieures.

5.11: La profondeur d'évaporation:

Le modèle PRZM considère dans son bilan en eau l'évaporation d'eau à partir du feuillage, l'évaporation à partir du sol, ainsi que la transpiration par les plantes. La demande totale journalière en évapotranspiration est d'abord établie et l'eau est ensuite extraite par étape suivant les trois mécanismes présentés. Après avoir extrait dans le feuillage l'eau disponible, le modèle évaluera la quantité d'eau pouvant être évaporée du sol jusqu'au point de flétrissement, et complètera la demande si nécessaire avec la transpiration par les racines des plantes jusqu'à la profondeur maximale atteinte par les racines. Ainsi lorsqu'il n'y a aucune racine dans le sol, soit après la récolte, pendant l'hiver et tôt au printemps, il n'y a aucune transpiration par les plantes mais il y a toujours la possibilité d'une évaporation de l'eau à partir du sol.

Les auteurs de PRZM suggèrent de fixer cette profondeur à 10,0 centimètres; toutefois, cette profondeur sera principalement fonction de la nature du sol et de la proportion de matière organique (une plus forte proportion de matière organique permettant un réchauffement du sol à de plus grandes profondeurs). De plus, signalons que l'eau évaporée du sol n'est pas accompagnée de pesticide.

Ainsi, toute variation de la profondeur d'évaporation dans le sol aura un effet direct sur les quantités d'eau en présence dans le sol, et par conséquent, sur les quantités d'eau percolées dans le profil du sol. Cette eau qui est drainée est accompagnée de pesticide, si évidemment il y a eu application de pesticide. La réponse du modèle à la variation de ce paramètre d'entrée au niveau des quantités de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique est similaire dans les deux cas: on observe d'abord une baisse des quantités lessivées à mesure que la profondeur d'évaporation augmente, mais dès que celle-ci est supérieure à l'épaisseur de la zone de racines (soit 30,0 cm), les quantités de pesticide lessivées sont à la hausse (voir Figure 5.E.3 et Figure 5.E.4). Dans un premier temps, l'augmentation des quantités d'eau évaporées entraine une diminution des quantités d'eau drainées dans le sol, et également une diminution des quantités de pesticide lessivées. Comme le temps de séjour du pesticide dans le sol est plus long, il se produit probablement une augmentation de l'assimilation du pesticide par les plantes, provoquant une diminution du pesticide disponible à la dégradation (voir Figure 5.E.1). Le bilan final présente alors une légère augmentation des quantités de pesticide dans le profil du sol (voir Figure 5.E.2), comme on a observé dans le cas de la variation du "numéro de courbe".

Toutefois la réaction du modèle pour une profondeur d'évaporation supérieure à l'épaisseur de la zone de racines reste difficile à expliquer, surtout au niveau des quantités de

pesticide lessivé dans et hors du profil du sol. Cette augmentation est probablement une réaction anormale du modèle due au fait que le processus d'évaporation est considéré au-delà de la zone de racines.

En se référant aux valeurs du coefficient de sensibilité relatif (voir Tableaux 5.1 et 5.2, et Figure 5.E.5), il demeure que ce paramètre d'entrée a peu d'influence sur les résultats. Autour de la valeur de référence du paramètre d'entrée, on obtient une valeur de -0.062 au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé, de +0.031 au niveau des quantités de pesticide en présence dans le sol, de -0.156 au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines, et de -0.193 au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique. Tel que prévu, la variation de la profondeur d'évaporation a surtout des effets sur les résultats de flux ou d'écoulement comparativement aux résultats de bilan.

Devant ces résultats, il serait préférable d'évaluer la profondeur d'évaporation de façon à ce que celle-ci soit toujours inférieure à l'épaisseur de la zone de racines.

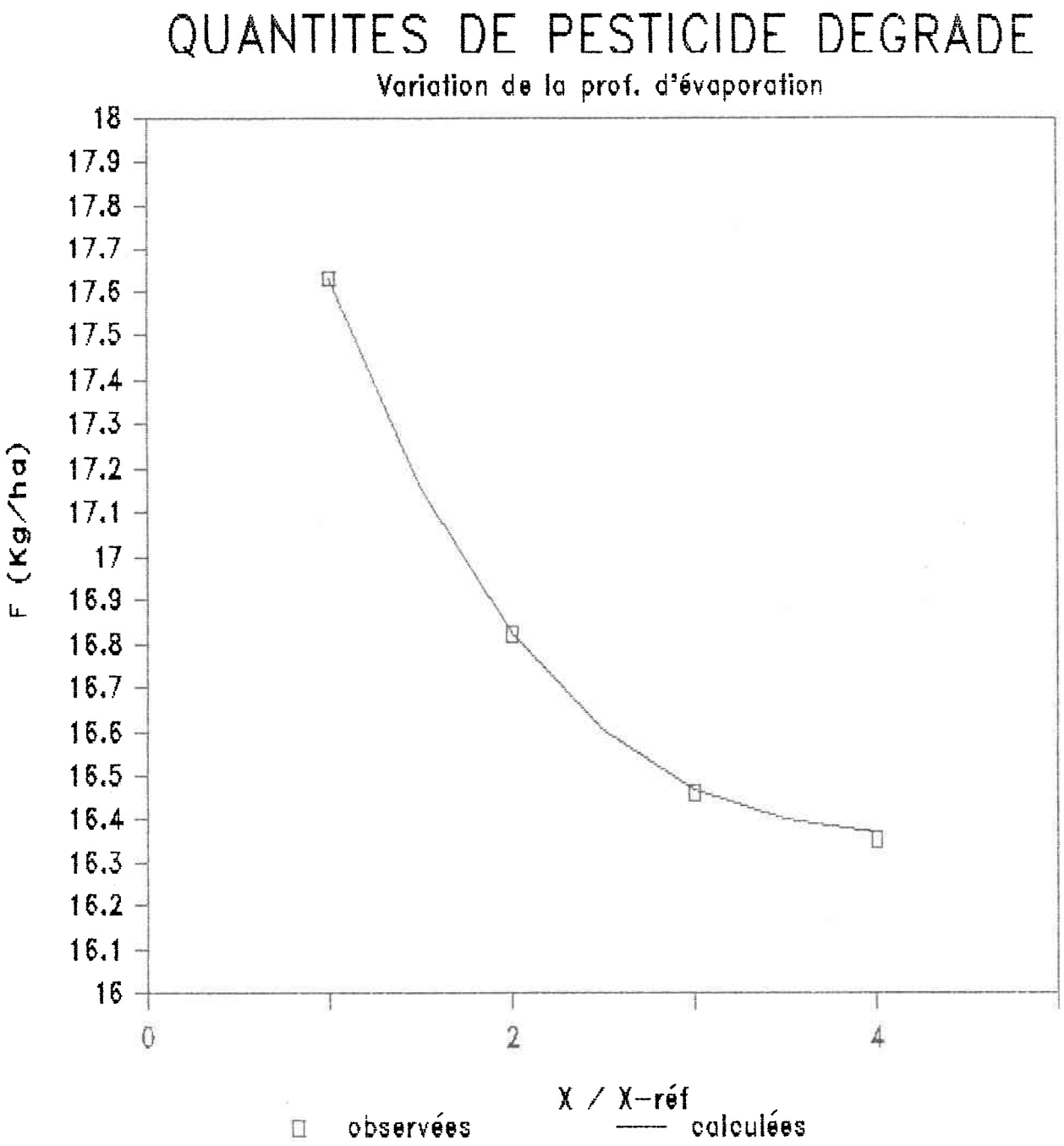

FIGURE 5.E.1: Réponse du modèle PRZM à la variation de la profondeur d'évaporation dans le sol au niveau des quantités cumulées de pesticide dégradé.

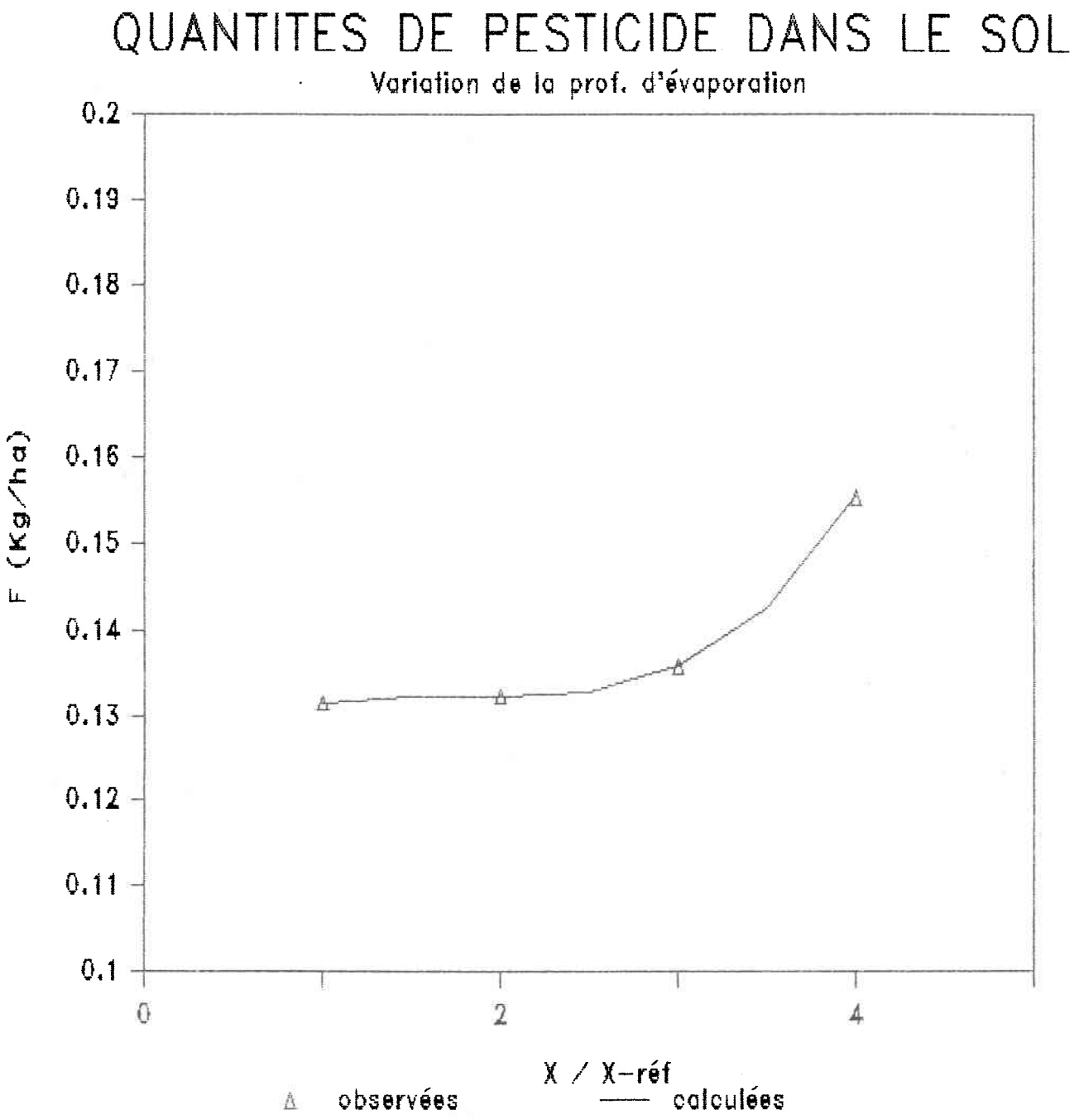

FIGURE 5.E.2: Réponse du modèle PRZM à la variation de la profondeur d'évaporation dans le sol au niveau des quantités de pesticide en présence dans le profil du sol.

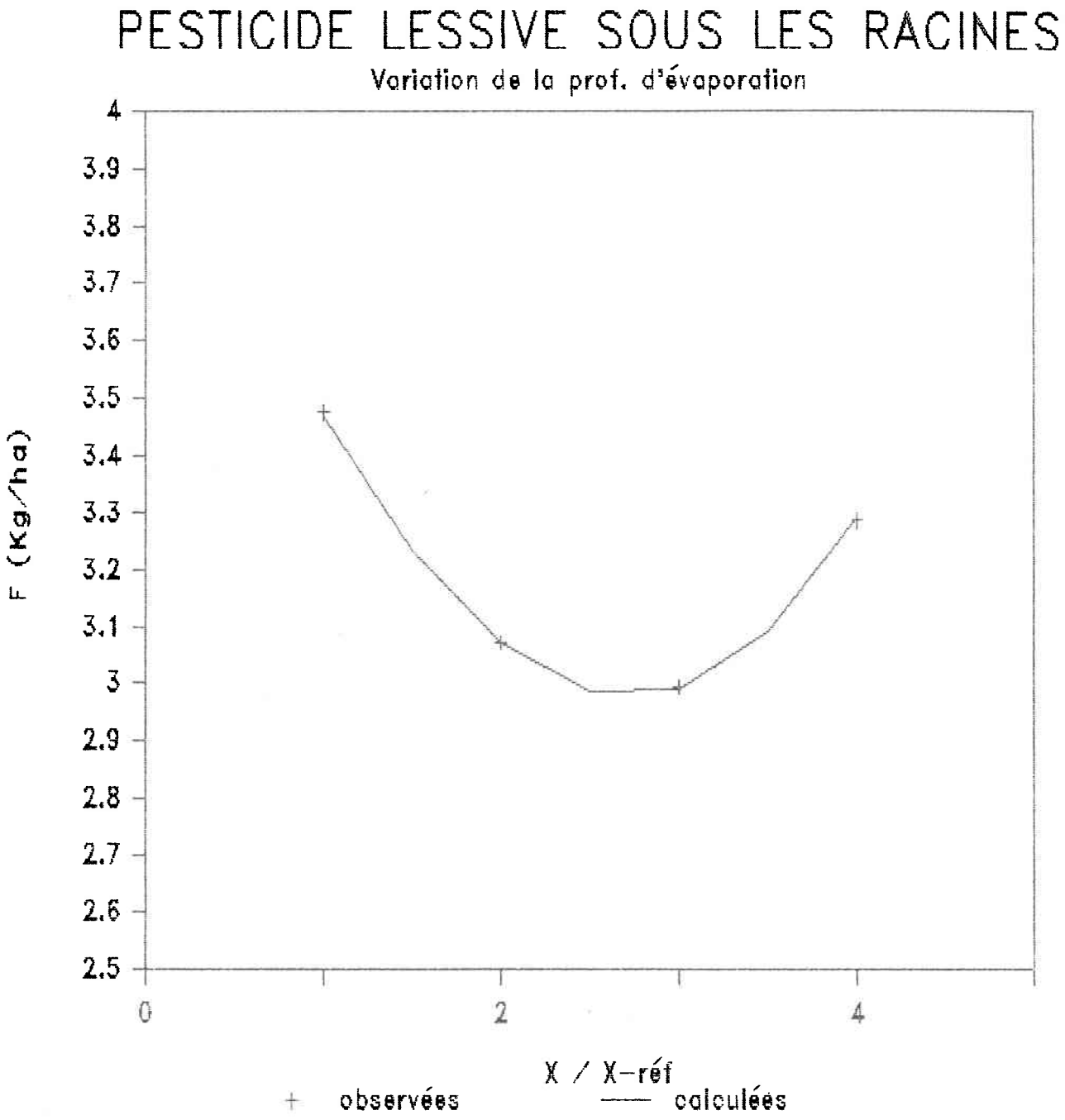

FIGURE 5.E.3: Réponse du modèle PRZM à la variation de la profondeur d'évaporation dans le sol au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines.

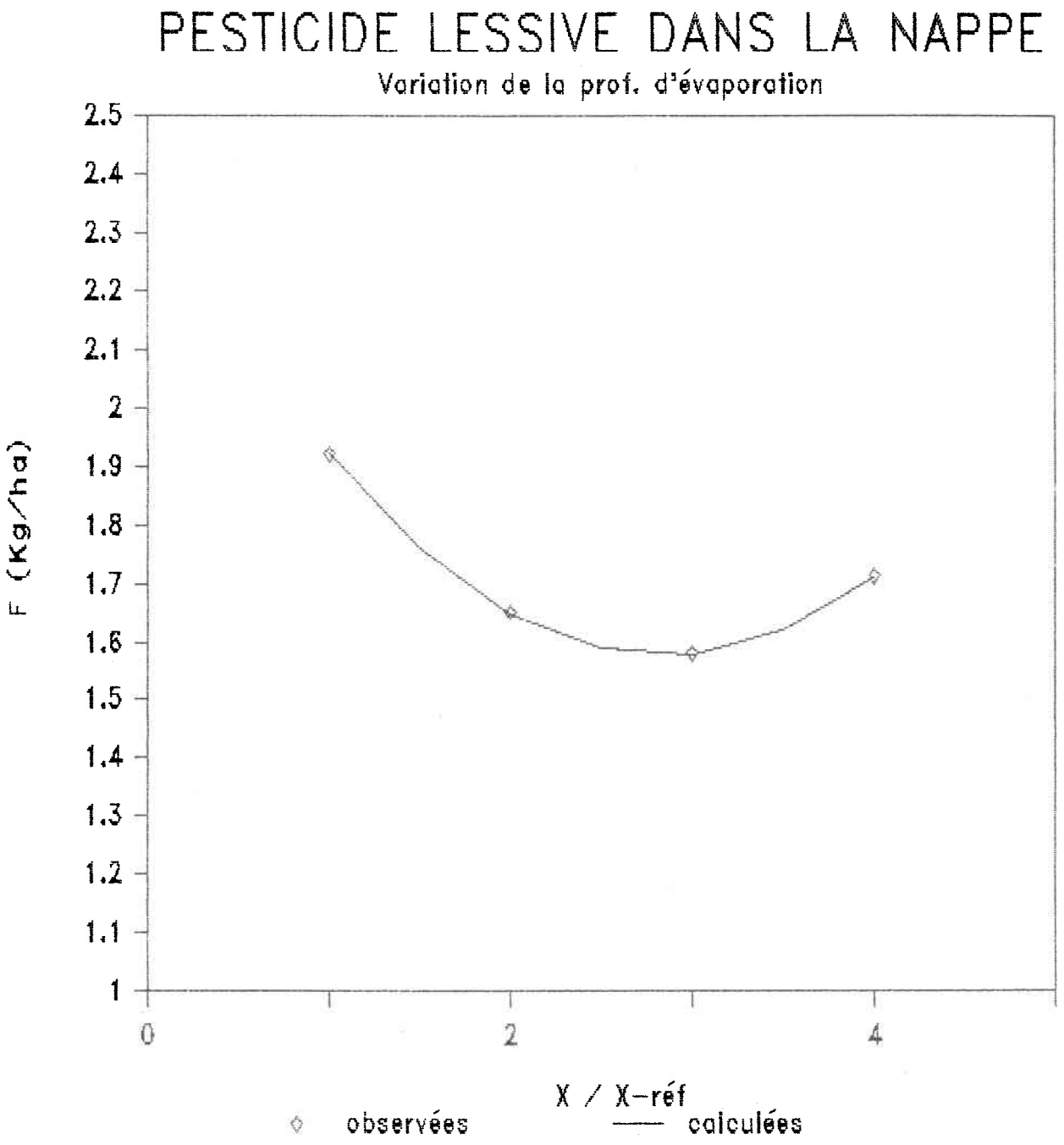

FIGURE 5.E.4: Réponse du modèle PRZM à la variation de la profondeur d'évaporation dans le sol au niveau des quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique.

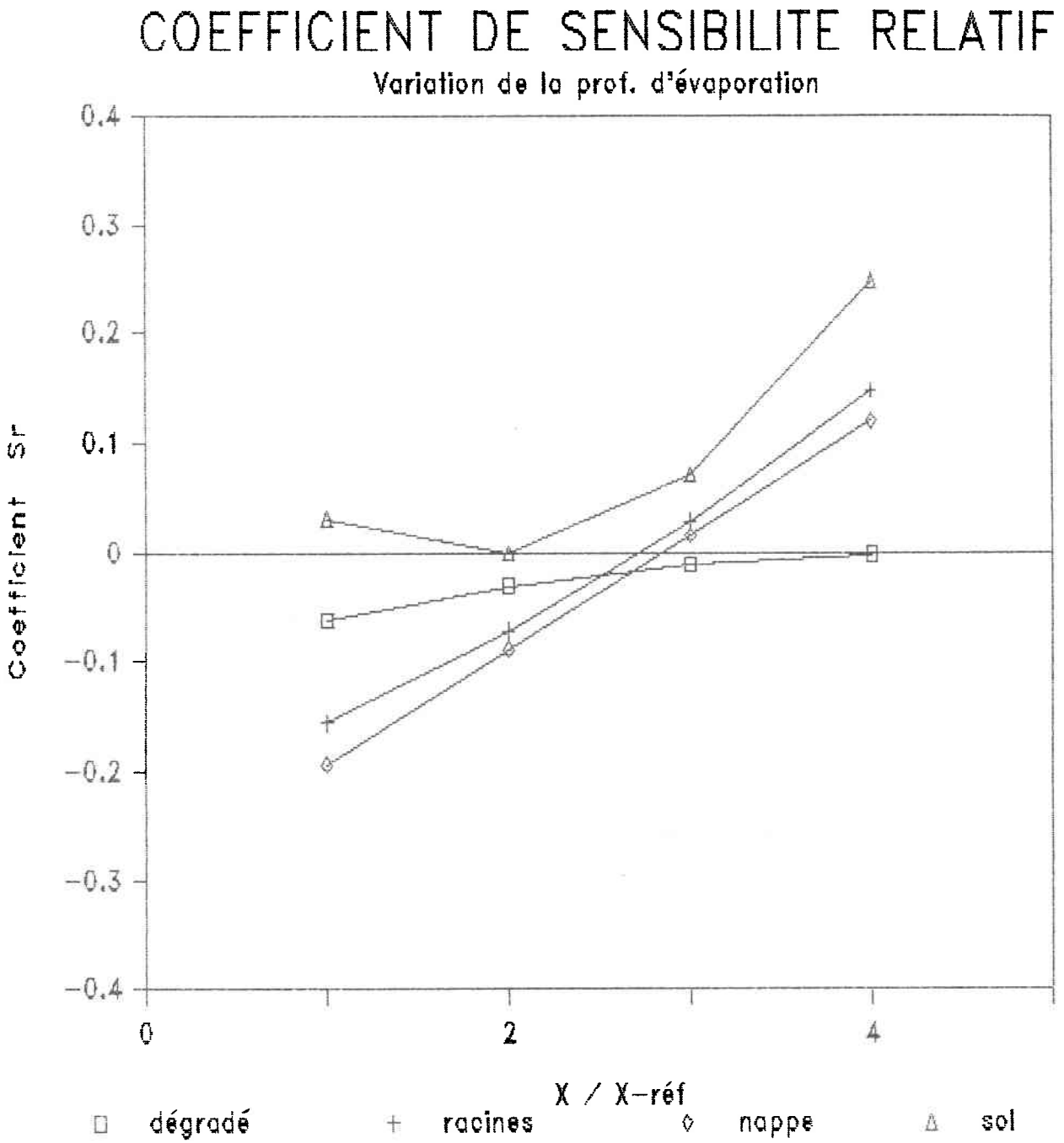

FIGURE 5.E.5: Comportement du coefficient de sensibilité relatif à la variation de la profondeur d'évaporation dans le sol au niveau des quatre paramètres de sortie.

CHAPITRE 6

CONCLUSION

Cette étude de sensibilité a permis d'identifier, au sein du modèle PRZM (Pesticide Root Zone Model), les paramètres d'entrée dont la variation apporte le plus de changements au niveau de certains résultats. Les paramètres touchant de près les mécanismes de l'écoulement de l'eau dans la zone non saturée du sol ont fait l'objet de cette étude. L'utilisation du coefficient de sensibilité relatif représente un outil de comparaison fort efficace.

Les paramètres d'apport en eau (les précipitations) et en pesticide (le taux d'application) sont ceux dont les variations apportent les changements les plus importants au niveau des résultats de bilan, soit les quantités cumulées de pesticide dégradé et les quantités totales de pesticide en présence dans le profil du sol (sous forme dissoute et sous forme adsorbée). Si on se réfère à la simulation de référence, signalons qu'après neuf ans d'épandage de pesticide, on retrouve dans le sol 0,65% de tout le pesticide appliqué (soit 0.13 kg/ha); les quantités de pesticide dégradé représentent quant à elles 87.45% des quantités totales de pesticide appliqué (soit 17.63 kg/ha).

Les résultats de flux ou d'écoulement, que sont les quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines et dans la nappe phréatique, sont particulièrement sensibles à la

variation des précipitations, de la capacité au champ, du taux d'application du pesticide et de la densité du sol. Suivant la simulation de référence, le modèle PRZM prédit, qu'au terme de neuf années d'application, environ 9,52% de la quantité totale de pesticide appliqué sont parvenus à la nappe phréatique (soit 1.92 kg/ha).

Les résultats des simulations du transport de pesticide sont donc particulièrement sensibles aux variations des paramètres tels que les précipitations, le taux d'application de pesticide, la capacité au champ et la densité du sol. La précision des valeurs de ces paramètres est donc d'une grande importance pour la représentativité des résultats des simulations. Cependant, considérant la variabilité spatiale et temporelle des caractéristiques d'un site, la représentativité devient questionnable si on n'utilise qu'un seul échantillon pour établir la valeur de ces paramètres.

Dans le cas des précipitations, les variations spatiales peuvent être considérables à l'échelle d'un bassin versant; l'utilisation de plusieurs pluviomètres serait préférable. Toutefois, la marge d'erreur relative aux variations des précipitations d'un lieu à un autre tend à s'amenuiser si on considère le bilan annuel. D'autre part, dans le cadre de l'utilisation d'un modèle pour prédire les risques de contamination, les précipitations seront généralement déterminées selon une approche stochastique où les variations par rapport à la réalité peuvent

être encore très importantes. Les différences peuvent devenir négligeables en considérant un bilan annuel, mais les techniques culturales, établissant les cultures que sur une partie de l'année seulement, nous obligent à discriminer ce paramètre à une échelle mensuelle tout au plus. Dans ce cas, les risques de variations demeurent moindres comparativement à l'utilisation de valeurs de précipitations journalières.

Comme la variation de la capacité au champ et du point de flétrissement entraîne une variation appréciable des résultats, il serait important de mieux définir les limitations de l'application de ces deux paramètres dans le processus de percolation à l'intérieur de la zone non saturée du sol. Dans le cadre des présentes simulations, on a pu observé que la zone non saturée a été en fait saturée pendant plus de 90% du temps. Cette représentation du phénomène de percolation demeure à notre avis un point faible du modèle PRZM. Il serait plus judicieux d'utiliser une méthode qui, en se basant sur le gradient hydraulique, préciserait le contenu en eau du sol en fonction du temps ainsi que le flux d'un horizon à un autre suivant des conditions d'écoulement transitoire plutôt que permanent.

La densité du sol possède une grande influence à l'intérieur du modèle PRZM, malgré que ce paramètre ne présente pas dans les faits une forte variabilité. En effet, il est plutôt rare d'observer des variations supérieures à + ou - 35% de la valeur moyenne, à l'intérieur d'un sol ayant subi la même

pédogénèse. Ainsi, pour ce paramètre en particulier, il faudra concentrer les efforts sur la précision des mesures sur le terrain.

La variation du taux d'application du pesticide demeure difficilement quantifiable compte tenu de la diversité des pratiques de culture et d'épandage. Le type d'application du pesticide (formulation, préparation des mélanges ou des solutions, technique d'épandage) ainsi que les opérations de labour (profondeur d'application, technique d'enfouissement, vitesse des applicateurs) ont un impact majeur sur la répartition spatiale du pesticide. La présente étude nous a permis de juger de l'influence significative de ce paramètre au sein du modèle PRZM. Une attention particulière et constante devra donc être portée à la manipulation des pesticides, dans un souci de protection des eaux souterraines.

Cette étude de sensibilité nous a également permis de mieux comprendre les interactions entre les différents processus modélisés. Comme son nom l'indique, le modèle PRZM se concentre principalement sur les phénomènes qui ont lieu dans la zone de racines des plantes. Le choix des valeurs de certains paramètres d'entrée, tels que la profondeur de la zone de racines, la profondeur d'application du pesticide, la profondeur d'évaporation, la capacité au champ et le point de flétrissement, doit donc se faire en respectant certaines restrictions propres au modèle PRZM. Cette étude a de plus confirmé l'importance des mécanismes

responsables de l'écoulement de l'eau et des contaminants dans un milieu poreux. En laboratoire, plusieurs chercheurs ont réussi à représenter adéquatement ces mécanismes, mais lorsque vient le temps d'appliquer ces représentations à des conditions de terrain, les résultats de ces modèles ne concordent pas toujours aux observations recueillies. D'autre part, le dilemme persiste entre développer soit un modèle plus ou moins représentatif nécessitant un nombre raisonnable de paramètres faciles à évaluer, soit un modèle fort représentatif requérant une multitude de paramètres dont la plupart sont difficiles à estimer.

Le modèle PRZM se présente comme un modèle déterministe capable de prédire les risques de contamination d'une nappe souterraine, à la seule condition toutefois de posséder passablement de données, recueillies d'un nombre suffisant d'échantillons, concernant le site investigué. Si ce dernier correspond à un vaste territoire présentant de fortes hétérogénéités décelées à la suite d'un premier échantillonnage réalisé à grande échelle, il est alors possible de resserrer le patron d'échantillonnage, de définir des secteurs possédant les mêmes caractéristiques, et d'appliquer le modèle à chacun de ces secteurs. De cette façon, les résultats obtenus seront plus représentatifs et préciseront le secteur le plus vulnérable.

Finalement, il faut reconnaître les limites d'une telle étude de sensibilité, qui présenterait sans doute des résultats différents si les valeurs de référence des paramètres d'entrée

avaient été différentes. Toutefois, il est permis de penser que la sensibilité de modèle PRZM pour les différents paramètres considérés serait du même ordre, réagissant le plus aux variations des précipitations et du taux d'application du pesticide. L'étude de sensibilité réalisée par Villeneuve et al. (1988) a fait ressortir également la forte influence de la variation des coefficients d'adsorption et de dégradation sur les résultats des simulations effectuées avec le modèle PRZM.

ANNEXE A

Pour chacun des paramètres d'entrée, on retrouvera:

- l'expression de la fonction de régression représentant le mieux les résultats obtenus à partir des simulations réalisées à l'aide du modèle PRZM;
- l'expression de la fonction représentant les valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r, et ce, pour chacun des paramètres de sortie;
- les résultats obtenus à partir des simulations du modèle PRZM, pour les quatre paramètres de sortie;
- les résultats calculés à partir des fonctions de régression, pour chacun des quatre paramètres de sortie;
- les valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r calculées pour chacun des paramètres de sortie.

PRECIPITATIONS

1) Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 22.64 - 5.02\ \alpha$$

$$S_r = -0.285$$

2) Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.15\ e^{-[2.49(\alpha - 0.85)]^2}$$

$$S_r = -13.48(\alpha - 0.85)\ e^{-[2.49(\alpha - 0.85)]^2}$$

3) Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = 5.92\ \alpha - 2.48$$

$$S_r = 1.722$$

4) Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = 4.59\ \alpha - 2.65$$

$$S_r = 2.366$$

PRECIPITATIONS:

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.75	18.8521	0.1398	1.9112	0.8280
0.80	18.6172	0.1501	2.2262	1.0266
0.85	18.3749	0.1543	2.5447	1.2385
0.90	18.1297	0.1519	2.8616	1.4597
0.95	17.8815	0.1436	3.1717	1.6877
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.05	17.3766	0.1164	3.7701	2.1569
1.10	17.1217	0.1018	4.0574	2.3940
1.15	16.8641	0.0865	4.3341	2.6318
1.20	16.6050	0.0725	4.5999	2.8672
1.25	16.3462	0.0612	4.8528	3.0976

PRECIPITATIONS

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.75	18.8750	0.1414	1.9600	0.7925
0.80	18.6240	0.1478	2.2560	1.0220
0.85	18.3730	0.1500	2.5520	1.2515
0.90	18.1220	0.1478	2.8480	1.4810
0.95	17.8710	0.1414	3.1440	1.7105
1.00	17.6200	0.1313	3.4400	1.9400
1.05	17.3690	0.1184	3.7360	2.1695
1.10	17.1180	0.1037	4.0320	2.3990
1.15	16.8670	0.0882	4.3280	2.6285
1.20	16.6160	0.0728	4.6240	2.8580
1.25	16.3650	0.0583	4.9200	3.0875

PRECIPITATIONS

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.75	-0.285	1.271	1.722	2.366
0.80	-0.285	0.664	1.722	2.366
0.85	-0.285	0.000	1.722	2.366
0.90	-0.285	-0.664	1.722	2.366
0.95	-0.285	-1.271	1.722	2.366
1.00	-0.285	-1.771	1.722	2.366
1.05	-0.285	-2.129	1.722	2.366
1.10	-0.285	-2.330	1.722	2.366
1.15	-0.285	-2.377	1.722	2.366
1.20	-0.285	-2.289	1.722	2.366
1.25	-0.285	-2.096	1.722	2.366

CAPACITE AU CHAMP

1)Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 18.16 \left(1.0 - e^{-3.12(\alpha + 0.169)} \right)$$

$$S_r = 3.2035\ e^{-3.12(\alpha + 0.169)}$$

2)Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.22 \left(1.0 - e^{-1.43(\alpha - 0.364)} \right)$$

$$S_r = 2.394\ e^{-1.43(\alpha - 0.364)}$$

3)Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = \frac{2.46}{\alpha} * e^{0.33 * \alpha}$$

$$S_r = \frac{e^{0.33 * \alpha}}{3.4218 * \alpha} \left(0.8118 - \frac{2.46}{\alpha} \right)$$

4)Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = \frac{1.91}{\alpha} * e^{0.07(1.02 - \alpha)}$$

$$S_r = \frac{-0.9986}{\alpha} * e^{0.07(1.02 - \alpha)} * \left(\frac{1}{\alpha} + 0.07 \right)$$

CAPACITE AU CHAMP

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.45	15.4116	0.0274	6.3439	4.5578
0.50	15.9560	0.0401	5.7556	3.9534
0.60	16.6359	0.0627	4.9280	3.1746
0.70	17.0212	0.0819	4.4091	2.7151
0.75	17.1641	0.0910	4.2032	2.5377
0.80	17.2833	0.0997	4.0258	2.3857
0.90	17.4781	0.1166	3.7246	2.1297
0.95	17.5580	0.1242	3.5934	2.0198
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.05	17.6958	0.1382	3.3665	1.8304
1.10	17.7556	0.1446	3.2658	1.7468
1.20	17.8629	0.1559	3.0825	1.5957
1.25	17.9103	0.1609	2.9997	1.5282
1.30	17.9534	0.1653	2.9226	1.4655
1.40	18.0330	0.1724	2.7780	1.3501
1.50	18.1085	0.1775	2.6475	1.2476
1.75	18.2509	0.1826	2.3717	1.0387

CAPACITE AU CHAMP

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.45	15.5275	0.0255	6.3418	4.4172
0.50	15.9077	0.0389	5.8026	3.9616
0.60	16.5114	0.0630	4.9977	3.2783
0.70	16.9532	0.0839	4.4275	2.7904
0.75	17.1275	0.0933	4.2011	2.5953
0.80	17.2767	0.1021	4.0040	2.4246
0.90	17.5134	0.1178	3.6786	2.1401
0.95	17.6068	0.1248	3.5429	2.0204
1.00	17.6867	0.1314	3.4218	1.9127
1.05	17.7551	0.1375	3.3131	1.8152
1.10	17.8136	0.1432	3.2151	1.7267
1.20	17.9064	0.1534	3.0460	1.5717
1.25	17.9430	0.1580	2.9728	1.5036
1.30	17.9744	0.1623	2.9061	1.4407
1.40	18.0241	0.1700	2.7890	1.3285
1.50	18.0605	0.1767	2.6904	1.2313
1.75	18.1144	0.1897	2.5044	1.0371

CAPACITE AU CHAMP

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.45	0.4644	2.1170	-3.5070	-5.2938
0.50	0.3973	1.9711	-2.8319	-4.2875
0.60	0.2908	1.7084	-1.9523	-2.9766
0.70	0.2129	1.4808	-1.4215	-2.1862
0.75	0.1821	1.3785	-1.2318	-1.9041
0.80	0.1558	1.2835	-1.0765	-1.6733
0.90	0.1141	1.1125	-0.8397	-1.3216
0.95	0.0976	1.0356	-0.7482	-1.1859
1.00	0.0835	0.9642	-0.6700	-1.0700
1.05	0.0714	0.8976	-0.6026	-0.9703
1.10	0.0611	0.8357	-0.5441	-0.8839
1.20	0.0447	0.7244	-0.4481	-0.7423
1.25	0.0383	0.6743	-0.4083	-0.6839
1.30	0.0327	0.6279	-0.3730	-0.6321
1.40	0.0240	0.5442	-0.3132	-0.5447
1.50	0.0175	0.4717	-0.2647	-0.4742
1.75	0.0080	0.3299	-0.1767	-0.3478

DENSITE DU SOL

1)Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 19.34\ (1.0 - 0.408 * e^{-1.53 * \alpha})$$

$$S_r = 0.6847 * e^{-1.53 * \alpha}$$

2)Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.17\ \{\ 1.0 - e^{-2.83(\alpha - 0.4912)}\}$$

$$S_r = 3.7093 * e^{-2.83(\alpha - 0.4912)}$$

3)Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = \frac{3.27}{\alpha} * e^{0.05(\alpha - 0.02)}$$

$$S_r = \frac{0.9522}{\alpha} * e^{0.05(\alpha - 0.02)} * (0.05 - \frac{1}{\alpha})$$

4)Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = \frac{2.39}{\alpha} * e^{-0.32(\alpha - 0.29)}$$

$$S_r = \frac{-1.2551}{\alpha} * e^{-0.32(\alpha - 0.29)} * (\frac{1}{\alpha} + 0.32)$$

DENSITE DU SOL

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.70	16.6319	0.0760	4.7518	2.9603
0.75	16.8385	0.0874	4.4961	2.7432
0.80	17.0235	0.0981	4.2624	2.5486
0.85	17.1957	0.1081	4.0424	2.3686
0.90	17.3515	0.1169	3.8407	2.2065
0.95	17.4972	0.1248	3.6499	2.0564
0.98	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.02	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.05	17.7554	0.1369	3.3082	1.7943
1.10	17.8703	0.1412	3.1552	1.6798
1.15	17.9791	0.1445	3.0092	1.5730
1.20	18.0793	0.1467	2.8747	1.4759
1.25	18.1742	0.1480	2.7463	1.3848
1.30	18.2623	0.1484	2.6273	1.3019

DENSITE DU SOL

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.70	16.6361	0.0758	4.8330	2.9945
0.75	16.8353	0.0883	4.5221	2.7505
0.80	17.0197	0.0991	4.2501	2.5376
0.85	17.1906	0.1084	4.0101	2.3505
0.90	17.3489	0.1165	3.7968	2.1846
0.95	17.4955	0.1236	3.6059	2.0368
0.98	17.5783	0.1274	3.5008	1.9556
1.00	17.6314	0.1297	3.4342	1.9043
1.02	17.6829	0.1319	3.3703	1.8550
1.05	17.7572	0.1350	3.2789	1.7848
1.10	17.8738	0.1396	3.1377	1.6766
1.15	17.9818	0.1437	3.0088	1.5783
1.20	18.0818	0.1471	2.8906	1.4885
1.25	18.1745	0.1501	2.7819	1.4063
1.30	18.2603	0.1528	2.6816	1.3307

DENSITE DU SOL

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.70	0.2346	2.0543	-1.9401	-2.7497
0.75	0.2173	1.7833	-1.6899	-2.3881
0.80	0.2013	1.5480	-1.4851	-2.0922
0.85	0.1865	1.3437	-1.3154	-1.8471
0.90	0.1728	1.1664	-1.1732	-1.6419
0.95	0.1600	1.0125	-1.0528	-1.4682
0.98	0.1529	0.9301	-0.9892	-1.3766
1.00	0.1483	0.8789	-0.9500	-1.3200
1.02	0.1438	0.8306	-0.9131	-1.2668
1.05	0.1373	0.7630	-0.8616	-1.1926
1.10	0.1272	0.6623	-0.7849	-1.0822
1.15	0.1179	0.5749	-0.7180	-0.9859
1.20	0.1092	0.4990	-0.6594	-0.9015
1.25	0.1011	0.4332	-0.6076	-0.8271
1.30	0.0937	0.3760	-0.5616	-0.7612

"NUMEROS DE COURBE"

1) Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 17.78 \left(1.0 - e^{9.59(\alpha - 1.50)} \right)$$

$$S_r = -9.67\ e^{9.59(\alpha - 1.50)}$$

2) Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.1158 + 0.0157\ \alpha^{5.5467}$$

$$S_r = 0.6624\ \alpha^{4.5467}$$

3) Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = 3.751 \left(1.0 - e^{7.425(\alpha - 1.949)} \right)$$

$$S_r = -8.0263\ e^{7.425(\alpha - 1.949)}$$

4) Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = 2.13 \left(1.0 - e^{7.76(\alpha - 1.90)} \right)$$

$$S_r = -8.5984\ e^{7.76(\alpha - 1.90)}$$

"NUMEROS DE COURBE"

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.86	17.7343	0.1229	3.6395	2.0592
0.91	17.7092	0.1252	3.5996	2.0243
0.96	17.6763	0.1278	3.5445	1.9786
0.987	17.6478	0.1299	3.5010	1.9427
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.013	17.6129	0.1324	3.4481	1.8998
1.04	17.5592	0.1359	3.3721	1.8384
1.09	17.4475	0.1413	3.2241	1.7236
1.14	17.2116	0.1481	2.9400	1.5131

"NUMEROS DE COURBE"

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.86	17.7416	0.1226	3.6516	2.0599
0.91	17.7180	0.1251	3.6069	2.0267
0.96	17.6798	0.1283	3.5422	1.9778
0.987	17.6502	0.1304	3.4958	1.9423
1.00	17.6329	0.1315	3.4700	1.9223
1.013	17.6134	0.1327	3.4415	1.9003
1.04	17.5642	0.1353	3.3728	1.8468
1.09	17.4314	0.1411	3.2028	1.7125
1.14	17.2169	0.1483	2.9563	1.5146

"NUMEROS DE COURBE"

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.86	-0.0209	0.3337	-0.2127	-0.2829
0.91	-0.0337	0.4314	-0.3082	-0.4169
0.96	-0.0545	0.5502	-0.4468	-0.6146
0.987	-0.0706	0.6241	-0.5460	-0.7578
1.00	-0.0800	0.6624	-0.6013	-0.8383
1.013	-0.0906	0.7025	-0.6623	-0.9272
1.04	-0.1174	0.7917	-0.8093	-1.1434
1.09	-0.1896	0.9801	-1.1731	-1.6854
1.14	-0.3062	1.2018	-1.7005	-2.4843

ZONE DE RACINES

1) Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 17.74276 + 0.0765\ \alpha - 0.0958\ \alpha^2 - 0.15058\ \alpha^3 + 0.05868\ \alpha^4$$

$$S_r = 0.00434 - 0.01086\ \alpha - 0.02562\ \alpha^2 + 0.01331\ \alpha^3$$

2) Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.1299 - 0.0014\ \alpha - 0.00125\ \alpha^2 + 0.0169\ \alpha^3 - 0.01699\ \alpha^4 + 0.00439\ \alpha^5$$

$$S_r = -0.0109 - 0.019\ \alpha + 0.3863\ \alpha^2 - 0.5168\ \alpha^3 + 0.1669\ \alpha^4$$

3) Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = 18.2823\ e^{-2.9066\ \alpha} + 2.8579\ e^{-0.0566\ \alpha}$$

$$S_r = -14.3620\ e^{-2.9066\ \alpha} - 0.0437\ e^{-0.0566\ \alpha}$$

4) Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = 2.0016 + 0.04965\ \alpha - 0.07785\ \alpha^2 - 0.0894\ \alpha^3 + 0.0376\ \alpha^4$$

$$S_r = 0.02584 - 0.08103\ \alpha - 0.1396\ \alpha^2 + 0.0783\ \alpha^3$$

ZONE DE RACINES

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.033	17.7469	0.1298	---	2.0039
0.333	17.7469	0.1298	9.6101	2.0039
0.667	17.7233	0.1303	5.6868	1.9852
0.833	17.6840	0.1314	5.6402	1.9540
1.000	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.167	17.5736	0.1319	3.4257	1.8847
1.333	17.4929	0.1302	3.0107	1.8314
1.667	17.3666	0.1279	2.7978	1.7475
2.000	17.2452	0.1261	2.6095	1.6762

ZONE DE RACINES

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.033	17.7452	0.1299	19.4482	2.0032
0.333	17.7528	0.1297	9.7435	2.0067
0.667	17.7182	0.1306	5.3850	1.9810
0.833	17.6811	0.1312	4.3486	1.9553
1.000	17.6316	0.1316	3.7000	1.9216
1.167	17.5712	0.1314	3.2909	1.8812
1.333	17.5030	0.1307	3.0295	1.8363
1.667	17.3598	0.1277	2.7445	1.7443
2.000	17.2468	0.1259	2.6066	1.6759

ZONE DE RACINES

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.033	0.0040	-0.0111	-13.0807	0.0230
0.333	-0.0016	0.0087	-5.4940	-0.0138
0.667	-0.0103	0.0280	-2.1104	-0.0670
0.833	-0.0148	0.0230	-1.3161	-0.0933
1.000	-0.0188	0.0066	-0.8263	-0.1165
1.167	-0.0221	-0.0187	-0.5245	-0.1344
1.333	-0.0241	-0.0469	-0.3385	-0.1448
1.667	-0.0233	-0.0740	-0.1528	-0.1345
2.000	-0.0134	0.0329	-0.0819	-0.0682

TEMPERATURE

1)Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 16.8015 + 0.8157\ \alpha$$

$$S_r = 0.0463$$

2)Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.1143 + 0.017\ \alpha^{2.1262}$$

$$S_r = 0.2741\ \alpha^{1.1262}$$

3)Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = 5.01 - 1.513\ \alpha$$

$$S_r = -0.4327$$

4)Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = 2.9813 - 1.0455\ \alpha$$

$$S_r = -0.5401$$

TEMPERATURE

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.75	17.4098	0.1241	3.8815	2.1994
0.80	17.4543	0.1251	3.7986	2.1439
0.85	17.4918	0.1254	3.7285	2.0974
0.90	17.5350	0.1279	3.6500	2.0420
0.95	17.5758	0.1288	3.5736	1.9901
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.05	17.6589	0.1333	3.4214	1.8833
1.10	17.6997	0.1353	3.3460	1.8315
1.15	17.7376	0.1377	3.2738	1.7809
1.20	17.7814	0.1391	3.1909	1.7247
1.25	17.8147	0.1414	3.1282	1.6803

TEMPERATURE

Valeurs de F(α) calculées à partir des fonctions de régression

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.75	17.4133	0.1235	3.8753	2.1972
0.80	17.4541	0.1249	3.7996	2.1449
0.85	17.4948	0.1263	3.7240	2.0926
0.90	17.5356	0.1279	3.6483	2.0404
0.95	17.5764	0.1295	3.5727	1.9881
1.00	17.6172	0.1313	3.4970	1.9358
1.05	17.6580	0.1332	3.4214	1.8835
1.10	17.6988	0.1351	3.3454	1.8313
1.15	17.7396	0.1372	3.2701	1.7790
1.20	17.7803	0.1393	3.1944	1.7267
1.25	17.8211	0.1416	3.1188	1.6744

TEMPERATURE

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.75	0.0463	0.1982	-0.4327	-0.5401
0.80	0.0463	0.2132	-0.4327	-0.5401
0.85	0.0463	0.2283	-0.4327	-0.5401
0.90	0.0463	0.2434	-0.4327	-0.5401
0.95	0.0463	0.2587	-0.4327	-0.5401
1.00	0.0463	0.2741	-0.4327	-0.5401
1.05	0.0463	0.2896	-0.4327	-0.5401
1.10	0.0463	0.3052	-0.4327	-0.5401
1.15	0.0463	0.3208	-0.4327	-0.5401
1.20	0.0463	0.3366	-0.4327	-0.5401
1.25	0.0463	0.3524	-0.4327	-0.5401

POINT DE FLETRISSEMENT

1) Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 17.6806\ e^{-[0.1195(\alpha - 0.5573)]^2}$$

$$S_r = 1.0028\ e^{-[0.1195(\alpha - 0.5573)]^2} * 0.0286(0.5573 - \alpha)$$

2) Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.1497 - 0.0185\ \alpha$$

$$S_r = -0.1410$$

3) Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = 2.8252\ e^{0.2103\ \alpha}$$

$$S_r = 0.1704\ e^{0.2103\ \alpha}$$

4) Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = 1.4664\ e^{0.2725\ \alpha}$$

$$S_r = 0.2075\ e^{0.2725\ \alpha}$$

POINT DE FLETRISSEMENT

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.50	17.6805	0.1404	3.1452	1.6823
0.75	17.6700	0.1358	3.3096	1.8017
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.25	17.5622	0.1270	3.6627	2.0543
1.50	17.4566	0.1217	3.8885	2.2149

- - - - - - - - - - - - -

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.50	17.6798	0.1405	3.1385	1.6804
0.75	17.6712	0.1358	3.3079	1.7989
1.00	17.6312	0.1312	3.4864	1.9257
1.25	17.5599	0.1266	3.6746	2.0615
1.50	17.4576	0.1220	3.8730	2.2068

POINT DE FLETRISSEMENT

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.50	0.0016	-0.1410	0.1893	0.2378
0.75	-0.0055	-0.1410	0.1995	0.2546
1.00	-0.0127	-0.1410	0.2103	0.2725
1.25	-0.0197	-0.1410	0.2216	0.2917
1.50	-0.0267	-0.1410	0.2336	0.3123

DISPERSION

1) Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 17.6194\ e^{0.0018(0.4136\ -\ x)}$$

$$S_r = -0.0018\ e^{0.0018(0.4136\ -\ x)}$$

2) Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.1480 * (2.0339 + x)^{-0\ 1639}$$

$$S_r = -0.1845 * (2.0339 + x)^{-0\ 1639}$$

3) Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = 6.6410 * (1.0 - 0.4806\ e^{-0.0219\ x})$$

$$S_r = 0.0203\ e^{-0.0219\ x}$$

4) Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = 3.8443 * (1.0 - 0.5037\ e^{-0.0259\ x})$$

$$S_r = 0.0263\ e^{-0.0259\ x}$$

DISPERSION

Valeurs de F(x) observées à partir des simulations:

x(cm)	dégradé	sol	racines	nappe
0.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.00	17.6074	0.1238	3.5244	1.9616
2.00	17.5794	0.1181	3.5813	2.0046
3.00	17.5480	0.1137	3.6415	2.0483
5.00	17.4816	0.1073	3.7656	2.1354
10.00	17.3105	0.0978	4.0664	2.3405
15.00	17.1478	0.0926	4.3395	2.5248
20.00	16.9971	0.0892	4.5843	2.6912
25.00	16.8579	0.0869	4.8055	2.8422

DISPERSION

Valeurs de F(x) calculées à partir de la fonction de régression:

x(cm)	dégradé	sol	racines	nappe
0.00	17.6325	0.1317	3.4493	1.9079
1.00	17.6008	0.1234	3.5185	1.9574
2.00	17.5692	0.1178	3.5861	2.0057
3.00	17.5376	0.1136	3.6523	2.0527
5.00	17.4745	0.1075	3.7804	2.1431
10.00	17.3180	0.0984	4.0771	2.3498
15.00	17.1628	0.0930	4.3430	2.5313
20.00	17.0090	0.0892	4.5813	2.6908
25.00	16.8566	0.0862	4.7950	2.8309

DISPERSION

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de x (centimètre):

x(cm)	dégradé	sol	racines	nappe
0.00	-0.0018	-0.1642	0.0203	0.0263
1.00	-0.0018	-0.1538	0.0199	0.0256
2.00	-0.0018	-0.1468	0.0194	0.0250
3.00	-0.0018	-0.1416	0.0190	0.0243
5.00	-0.0018	-0.1340	0.0182	0.0231
10.00	-0.0018	-0.1227	0.0163	0.0203
15.00	-0.0018	-0.1159	0.0146	0.0178
20.00	-0.0017	-0.1111	0.0131	0.0157
25.00	-0.0017	-0.1075	0.0117	0.0138

TAUX D'APPLICATION DE PESTICIDE

1) Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = -0.0755 + 17.6979\ \alpha$$

$$S_r = 1.0038$$

2) Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = -0.0006 + 0.1319\ \alpha$$

$$S_r = 1.0038$$

3) Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = -0.015 + 3.488\ \alpha$$

$$S_r = 1.0039$$

4) Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = -0.0078 + 1.9271\ \alpha$$

$$S_r = 1.0034$$

TAUX D'APPLICATION DE PESTICIDE

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.45	7.8707	0.0587	1.5511	0.8574
0.67	11.8061	0.0880	2.3268	1.2861
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
1.34	23.6123	0.1760	4.6535	2.5722
1.56	27.5465	0.2053	5.4290	3.0009

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.45	7.8886	0.0588	1.5546	0.8594
0.67	11.7821	0.0878	2.3220	1.2834
1.00	17.6224	0.1313	3.4730	1.9193
1.34	23.6397	0.1761	4.6589	2.5745
1.56	27.5332	0.2052	5.4263	2.9985

TAUX D'APPLICATION DE PESTICIDE

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.45	1.0038	1.0038	1.0039	1.0034
0.67	1.0038	1.0038	1.0039	1.0034
1.00	1.0038	1.0038	1.0039	1.0034
1.34	1.0038	1.0038	1.0039	1.0034
1.56	1.0038	1.0038	1.0039	1.0034

PROFONDEUR D'EVAPORATION

1) Quantités cumulées de pesticide dégradé:

$$F = 19.09 - 1.85167\ \alpha + 0.425\ \alpha^2 - 0.033\ \alpha^3$$

$$S_r = -0.105 + 0.048212\ \alpha - 0.00562\ \alpha^2$$

2) Quantités de pesticide en présence dans le sol:

$$F = 0.1196 + 0.02184\ \alpha - 0.0123\ \alpha^2 + 0.00227\ \alpha^3$$

$$S_r = 0.16621 - 0.1872\ \alpha + 0.05183\ \alpha^2$$

3) Quantités cumulées de pesticide lessivé sous la zone de racines:

$$F = 4.13 - 0.77\ \alpha + 0.1\ \alpha^2 + 0.01\ \alpha^3$$

$$S_r = -0.2219 + 0.05764\ \alpha + 0.008645\ \alpha^2$$

4) Quantités cumulées de pesticide lessivé dans la nappe phréatique:

$$F = 2.39 - 0.57\ \alpha + 0.1\ \alpha^2$$

$$S_r = -0.296875 + 0.10417\ \alpha$$

PROFONDEUR D'EVAPORATION

Valeurs de F(α) observées à partir des simulations:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.00	Le programme proclame une division par 0.00			
0.50	Le programme proclame une division par 0.00			
1.00	17.6303	0.1314	3.4746	1.9206
2.00	16.8227	0.1322	3.0718	1.6525
3.00	16.4605	0.1356	2.9934	1.5816
4.00	16.3523	0.1552	3.2862	1.7133

- - - - - - - - - - - - - -

Valeurs de F(α) calculées à partir de la fonction de régression:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.00	19.0900	0.1196	4.1300	2.3900
0.50	18.2663	0.1277	3.7713	2.1300
1.00	17.6303	0.1314	3.4700	1.9200
2.00	16.8227	0.1322	3.0700	1.6500
3.00	16.4690	0.1357	2.9900	1.5800
4.00	16.3713	0.1554	3.2900	1.7100

PROFONDEUR D'EVAPORATION

Valeurs du coefficient de sensibilité relatif S_r en fonction de α:

α	dégradé	sol	racines	nappe
0.00	-0.1050	0.1662	-0.2219	-0.2969
0.50	-0.0823	0.0856	-0.1909	-0.2448
1.00	-0.0624	0.0308	-0.1556	-0.1927
2.00	-0.0311	-0.0009	-0.0720	-0.0885
3.00	-0.0109	0.0711	0.0288	0.0156
4.00	-0.0021	0.2467	0.1470	0.1198

BIBLIOGRAPHIE

ANDERSON, M.P.; "Using models to simulate the movement of contaminants through grounwater flow systems"; Critical Reviews in Environmental Controls, 9(2); p.97-156; 1979

ANDERSON, M.P.; "Movement of contaminants in grounwater: groundwater transport-advection and dispersion"; Groundwater contamination, Studies in Geophysics, Natinal Academy Press, 1984

BAES, C.F. et SHARP, R.D.; "A proposal for estimation of soil leaching constants for use in assessment models"; Jour. Environ. Qual., 12(1); p.17-28; 1983

BAILEY, G.W. et WHITE, J.L.; "Factors influencing the adsorption desorption and movement pesticides in soil"; Residue Review, 32; p.29-92; 1970

BIGGAR, J.W. et NIELSEN, D.R.; "Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil"; Water Resources Research, 12(1); p.78-84; 1976

BRESLER, E.; "Simultaneous transport of solutes and water under transient unsaturated flow conditions"; Water Resources Research, 9(4); p.965-986; 1973

BRESLER, E. et DAGAN, G.; "Solute dispersion in unsaturated heterogeneous soil at field scale: II) Applications"; Soil Sci. Soc. Am. J., 43; p.467-472; 1979

CAMERON, D.A. et KLUTE, A.; "Convective-dispersive solute transport with a combined equilibrium and kinetic adsorption model"; Water Resources Research, 13(1); p.183-188; 1977

CARSEL, R.F.; NIXON, W.B.; BALLANTINE, L.G.; "Comparaison of pesticide root zone model predictions with observed concentrations for the tobacco pesticide metalaxyl in unsaturated zone soils"; Environmental Toxicology and Chemistry, Vol.5; p.345-353, 1986

CARSEL, R.F.; MULKEY, L.A.; LORBER, M.N.; BASKIN, L.B.; "The pesticide root zone model (PRZM): a procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater"; Ecological Modelling, 30; p.49-69; 1985

CARSEL, R.F.; SMITH, C.N.; MULKEY, L.A.; DEAN, J.D.; JOWISE, P.; "User manual for the pesticide root zone model (PRZM)"; Release 1, U.S. Environmental Protection Agency, Report no. EPA-600/3-84-109; 216p.; 1984

CHAPUT, D.; JACKSON, R.E.; PATTERSON, R.J.; et GRAHAM, B.W.; "Investigation hydrogéochimique d'un ancien dépotoir de déchets toxiques"; Revue Internationale des Sciences de l'Eau, Vol. 2, no. 2; pp.39-47; mai 1986

COHEN, D.B.; "Groundwater "Hot Spots": toxic pollutant problem identification, correction and prevention"; California State Water Resources Control Board, Special projects, Toxic substances control program; 13p.; 1982

CONSTANTZ, J.; "Temperature dependence of unsaturated hydraulic conductivity of two soils"; Soil Sci. Soc. Am. J., 46(3) p.466-470; 1982

DAGAN, G.; "Statistical theory of groundwater flow: Pore to laboratory, laboratory to formation, formation to regional scale"; Water Resources Research, 22(9); 1986

DAVIDSON, J.M.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W.; "The dependency of soil water uptake and release upon the applied pressure increment"; Soil Sci. Soc. Am. Proc., 30(3); p.298-304; 1966

DAVIDSON, J.M. et McDOUGAL, J.R.; "Experimental and predicted movement of three herbicides in water-saturated soil"; J. Environmental Qual., 2; p.428-433; 1973

DE CAMARGO, O.A.; BIGGAR, J.W.; NIELSEN, D.R.; "Transport of inorganic phosphorus in an alfisol"; Soil Sci. Soc. Am. J., 43(5); p.884-890; 1979

DE SMEDT, F.; "Solute transfer through unsaturated porous media"; Quality of groundwater, Proc. Int. Symp., Studies in environmental science, Vol.17, Elsevier Sci. Publ. Co., Netherlands; p.1011-1016; 1981

DRACOS, T.; "Relation of groundwater bodies to infiltration"; Eos Trans. AGU, 65(16); p.215; 1984

ENVIRONNEMENT CANADA; "Protocol development and study of pesticides in groundwater"; Progress report by the Contamination and Hydrogeology Section of NHRI, Ottawa; 8p.; 1985

ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUEBEC; "Les pesticides en agriculture au Québec en 1982"; Min. des Approvisionnements et Services Canada; 134p.; 1984

FLOCKER, W.J.; YAMAGUCHI, M.; NIELSEN, D.R.; "Capillary conductivity and soil water diffusivity values from vertical soil columns"; Agron. J., 60; p.605-610; 1968

FREEZE, R.A. and CHERRY, J.A.; "Groundwater"; Prentice-Hall, 604 pp.; 1979

GIESEL, W.; RENGER, M.; STREBEL, O.; "Numerical treatment of the unsaturated water flow equation: Comparison of experimental and computer results"; Water Resources Research, 9(1), p.174-177; 1973

GLANVILLE, S.G.; FREEBAIRN, D.M.; SILBURN, M.; "Using curve numbers from simulated rainfall to describe the runoff characteristics of Contour Bay catchments";Conf. on Agricultural Eng., Ins. of Eng., Australia; p.304-307; 1984

GORING, C.A.I. et HAMAKER, J.W.; "Organic chemicals in the soil environment"; Volume 1, Marcel Dekker Inc., New York; 1972

HAITH, D.A. et LOEHR, R.C. (Eds.); "Effectiveness of soil and water conservation practice for pollution control"; U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA; Report no. EPA-600/3-79-106; 1979

HANCE, R.J.; "Interactions between herbicides and the soil"; Academic Press, London; 349 pp.; 1980

HARKIN, J.M.; JONES, F.A.; FATHULLA, R.N.; DZANTOR, E.K.; KROLL, D.G.; "Fate of aldicarb in Wisconsin ground water"; in: W.Y. Garner, R.C. Honeycutt and H.N. Nigg (Editors), Evaluation of pesticides in ground water; Am. Chem. Soc. Symposium Series 315, Washington, D.C.; p.219-255; 1986

HARKIN, J.M. et al.; "Pesticides in groundwater beneath the Central Sand Plaine of Wisconsin"; Rapport technique no. WIS Wrc 84-01; 46p.; 1984

HOFFMAN, D.L. et ROLSTON, D.E.; "Transport of organic phosphate in soil as affected by soil type"; Soil Sci. Soc. Am. J., 44(1); p.46-52; 1980

HOPMANS, J.W. et DANE, J.H.; "Temperature dependence of soil hydraulic properties"; Soil Sci. Soc. Am. J., 50(1); p.4-19; 1986

HORNSBY, A.G. et DAVIDSON, J.M.; "Solution and adsorbed fluometuron concentration distribution in water-saturated soil: Experimental and predicted evaluation"; Soil Sci. Soc. Am. Proc., 37(6); p.823-828; 1973

JONES, R.L. et ESTES, T.L.; "Modeling unsaturated zone movement of aldicarb residues from applications to potatoes in Eastern Canada"; Water Poll. Res. J., 22(1); p.99-106; 1987

JONES, R.L.; HORNSBY, A.G.; RAO, P.S.C.; ANDERSON, M.P.; "Movement and degradation of aldicarb residues in the saturated zone under citrus groves on the Florida ridge"; J. Contaminant Hydrology, 1(3); p.265-285; 1987

JURY, W.A.; "Simulation of solute transport using a transfer function model"; Water Resources Research, 18(2); p.363-368; 1982

JURY, W.J.; SPENCER, W.F.; FARMER, W.J.; "Behavior assessment model for trace organics in soil, I, model description"; J. Environ. Qual., 12; p.558-564; 1983

JURY, W.A. et SPOSITO, G.; "Field calibration and validation of solute transport models for the unsaturated zone"; Soil Sci. Soc. Am. J., 49(6); p.1331-1341; 1985

JURY, W.A.; STOLZY, L.H.; SHOUSE, P.; "A field test of the transfer function model for predicting solute transport"; Water Resources Research, 18(2); p.369-375; 1982

KARICKHOFF, S.W.; BROWN, D.S.; SCOTT, T.A.; "Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments"; Water Research, 13(2); p.241-248; 1979

KLUTE, A.; "Laboratory measurement of hydraulic conductivity of unsaturated zone"; Method of Soil Analysis, Part 1; ed. C.A. Black, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin; p.253-261; 1965

LI, R.M.; CHEN, Y.H.; WARNER, J.W.; ZACHMAN, D.W. et PRYOR, D.V.; "Modeling Physics and Chemistry of Contaminant Transport in Three-Dimensional Unsaturated Groundwater Flow"; Bureau of Reclamation, Washington, DC, Office of Water Research, BU-REC-SBIR83-4-7(1); 71pp.; 1984

LIAKOPOULOS, A.C.; "Theorical solution of the unsteady unsaturated flow problems in soils"; Bull. Intern. Assoc. Sci. Hydrol., 10; p.5-39; 1965

LINDSTROM, F.T. et BOERSMA, L.; "Theory of chemical transport with simultaneous sorption in a water saturated porous medium"; Soil Science, 110; p.1-9; 1970

LORBER, M.N. et OFFUTT, C.K.; "A method for the assessment of groundwater contamination potential using a Pesticide Root Zone Model (PRZM) for the unsaturated zone"; W.Y. Garner, R.C. Honeycutt and H.N. Nigg (Editors), Evaluation of Pesticides in Groundwater, Am. Chem. Soc. Symp. Series 315, Washington, D.C.; p.342-365; 1986

LUCKNER, L. et NITSCHE, C.; "Mathematical conceptual modelling and simulation of migration processes in soil water zones"; Quality of groundwater, Proc. Int. Symp., Studies in environmental science, Vol.17, Elsevier Sci. Publ. Co., Netherlands; p.963-971; 1981

MOORE, R.E.; "The relation of soil temperature to soil moisture: Pressure potential, retention and infiltration rate"; Soil Sci. Soc. Am. Proc., 5(1); p.61-66; 1940

MOREL-SEYTOUX, H.J.; "Two-phase flows in porous media"; Adv. Hydro-Sci., 9; p.119-202; 1973

NKEDI-KIZZA, P.; BIGGAR, J.W.; SELIM, H.M.; VAN GENUCHTEN, M.Th.; WIERENGA, P.J.; DAVIDSON, J.M. et NIELSEN, D.R.; "On the equivalence of two conceptual models for describing ion exchange during transport through an aggregated oxisol"; Water Resour. Res., 20(8); p.1123-1130; 1984

NKEDI-KIZZA, P.; BIGGAR, J.W.; VAN GENUCHTEN, M.Th.; WIERENGA, P.J.; SELIM, H.M.; DAVIDSON, J.M. et NIELSEN, D.R.; "Modeling tritium and chloride 36 trans port through an aggregated oxisol"; Water Resour. Res., 19(3); p.691-700; 1983

OGATA, A.; "Theory of dispersion in a granular medium"; U.S. Geological Survey Prof. Paper 411-I, 1970

PASSIOURA, J.B.; "Hydrodynamic dispersion in aggregated media, 1, Theory, Soil Science, 111; p.339-344; 1971

PERKINS, T.K.; JOHNSTON, O.C.; "A review of diffusion and dispersion in porous media"; Soc. Petrol. Eng. J., 3; p.70-84; 1963

PICKENS, J.F. et GILLHAM, R.W.; "Finite element analysis of solute transport under hysteric unsaturated flow conditions"; Water Resources Research, 16(6); p.1071-1078; 1980

POULIN, M.; "Groundwater contamination near a liquid waste lagoon Ville Mercier, Québec"; Thèse de maîtrise, University of Waterloo, Waterloo, Ontario; 1977

PUPP, C.; "An assessment of groudwater contamination in Canada (part 1)"; Environmental Interpretation Division, EPS, Environnement Canada; 78p.; 1985

RAHI, G.S. et JENSEN, R.D.; "Effect of temperature on soil water diffusivity"; Geoderma, 14; p.115-124; 1975

RAO, P.S.C. et DAVIDSON, J.M.; "Retention and transformation of selected pesticides and phosphorus in soil-water systems: a critical review"; Soil Science Dept., Florida University, Report no. EPA-600/3-83-060, NTIS PB82-256884, 341pp.; 1982

RAO, P.S.C. et DAVIDSON, J.M.; "Estimation of pesticide retention and transformation parameters required in nonpoint source pollution models"; Overcash, M.R., Davidson, J.M. Eds.; Ann Arbor Sci. Publ.; p.23-67; 1980

RAO, P.S.C.; DAVIDSON, J.M.; JESSUP, R.E.; SELIM, H.M.; "Evaluation of conceptual models for describing nonequilibrium adsorption-desorption of pesticides during steady-flow in soils"; Soil Sci. Soc. Am. J., 43; p.20-28; 1979

RAWLS, W.O.; "Estimating soil bulk density"; Soil Science, 135(2); p.123-125; 1983

RAWLS, W.J. et BRAKENSIEK, D.L.; "Estimating soil water retention from soil properties"; Proc. ASCE, vol.108, no.IR2, June; p.161-171; 1982

RAWLS, W.J.; BRAKENSIEK, D.L.; SAXTON, K.E.; "Estimation of soil water properties"; Trans. ASAE, Paper no.81-2510; p.1316-1320; 1982

RAYMOND, R.; LAFLAMME, G. et GODBOUT, G.; "Pédologie du Comté de Portneuf, Québec"; Ministère de l'Agriculture du Québec, Direction Générale de la Recherche et de l'Enseignement; 1976

RICHARDS, L.A.; "Soil suction measurements with tensiometers."; Methods in Soil Analysis, Part 1; ed. C.A. Black, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin; p.153-163; 1965

RICHARDS, L.A.; "Capillary conduction of liquids through porous mediums"; Physics, 1; p.318-333; 1931

SELIM, H.; DAVIDSON, J.M.; MANSELL, R.S.; "Evaluation of a two-site adsorption-desorption model for describing solute transport in soils"; Paper presented at Proceedings, Summer Computer Simulation Conference, Nat. Sci. Found., Washington, DC, July 12-14; 1976

SYLVESTRE, M.; "Développement d'un réseau de qualité des eaux souterraines"; Congrès International sur l'utilisation des eaux souterraines et l'hydrogéologie des contaminants, Vol.1, Montréal, Québec; p.256; 1984

SWANSON, R.A. et DUTT, G.R.; "Chemical and physical properties that affect attrazine movement and distribution in soil systems"; Soil Sci. Soc. Am. Proc., 37(6); p.872-876; 1973

TAYLOR, S.A. et STEWART, G.L.; "Some thermodynamic properties of soil water"; Soil Sci. Soc. Am. Proc., 24(2); p.243-247; 1960

VAN DE POL, R.M.; WIERENGA, P.J.; NIELSEN, D.R.; "Solute movement in a field soil", Soil Sci. Soc. Am. J., 41(1); p.10-13; 1977

VAN GENUCHTEN, M.Th.; DAVIDSON, J.M.; WIERENGA, P.J.; "An evaluation of kinetic and equilibrium equations for the prediction of pesticide movement in porous media"; Soil Sci. Soc. Am. Proc., 38(1); p.29-35; 1974

VILLENEUVE, J.P.; LAFRANCE, P.; BANTON, O.; FRECHETTE, P.; ROBERT, C.; "A sensitivity analysis of adsorption and degradation parameters in the modeling of pesticide transport in soils"; J. Contam. Hydrol., 3; p.77-96; 1988

WAGENET, R.J.; "Principles of modeling pesticide movement in the unsaturated zone"; Evaluation of pesticides in groudwater, ACS Symp. Ser.; American Chemical Society; p.330-341; 1986

WEHTJE, C.; LEAVITT, J.C.R.; SPALDING. R.F.; MIELKE, L.N. et SCHEPERS, J.S.; "Atrazine contamination of groundwater in the Plate valley of Nebraska from non-point sources"; Science Tot. Environ., 21: p.47-61; 1981

WESTRICK, J. et al.; "The groundwater supply survey - Summary of volatile organic contaminant occurence data"; Tech. Support Div., Office of Drinking Water, USEPA; 1982

WILLIAMS, J.R. et BERNDT, H.D.; "Sediment yield prediction based on watershed hydrology"; Trans. ASAE.,20; p.1100-1104; 1977

ZAKI, M.H.; MORAN, D.; HARRIS, D.; "Pesticides in groudwater: the aldicarb story in Suffolk county, N.Y.; Am. J. Public Health, 72; p.1391-1395; 1982

AUTRES REFERENCES CONSULTEES

AGUADO, E.; SITAR, N.; REMSON, I.; "Sensitivity analysis in aquifer studies"; Journal of Geophysical Research, 13(4); p.733-737; 1977

ATWOOD, D.F. et DEAN, J.D.; "Ground water quality assessment using unsaturated and saturated zone models"; Environmental Engineering Proc. of the 1985 Specialty Conf., ASCE; ISBN 0-87262-468-4; p.112-119; 1985

BARNES, C.J.; "Equivalent formulations for solute and water movement in soils"; Water Resour. Res., 22(6); p.913-918; 1986

BONAZOUNTAS, M.; "Soil and groundwater fate modeling"; ACS Symposium Series 225, Fate of Chemicals in the Environment, American Chemical Society; p.41-65; 1983

BUTT, M.A. et McELWEE, C.D.; "Aquifer-parameter evaluation from variable-rate pumping tests using convolution and sensitivity analysis"; Ground Water, 23(2); p.212-219; 1985

CHATURVEDI, M.C. et RAMAKRISHNA, C.V.; "Regional water resources simulation with stream aquifer interaction, sensitivity analysis and inverse modelling"; AIHS, 142(2); p.735-763; 1983

COOPER, S.C.; "Geohydrology of a field site: Study of pesticide migration in the unsaturated zone and saturated zones of Dougherty Plain, Southwest Georgia"; ACS Symp. Series 315, Evaluation of pesticides in ground water, American Chemical Society; p.78-99; 1986

CRITTENDEN, J.C. et al.; "Transport of organic compounds with saturated groundwater flow: model development and parameter sensitivity"; WaterResour.Res.,22(3); p.271-284; 1986

DAGAN, G. et BRESLER, E.; "Solute dispersion in unsaturated heterogeneous soil at field sacle: I) Theory"; Soil Sci. Soc. Am. J., 43; p.461-466; 1979

DAVIDSON, J.M.; BAKER, D.R.; BRUSEWITZ, G.H.; "Simultaneous transport of water and adsorbed solutes through soil under transient flow conditions"; Transactions of the A.S.A.E. 18; p.535-539; 1975

DAVIDSON, J.M.; BRUSEWITZ, G.H.; BAKER, D.R.; WOOD, A.L.; "Use of soil parameters for describing pesticide movement through soils; U.S. Environmental Protection Agency, Report no. EPA-660/2-75-009; 1975

DIERBERG, F.E.; GIVEN, C.J.; "Aldicarb studies in ground waters from Florida Citrus Groves and their relation to groundwater protection"; Ground Water, 24(1); p.16-22; 1986

EL-KADI, A.I. et BRUTSAERT, W.; "Can unsaturated flow during gravity drainage be represented by Boulton's formulation "; Water Resour. Res., 22(10), p.1361-1366; 1986

ENFIELD, C.G.; CARSEL, R.F.; PHAN, T.; "Comparison of a one-dimensional, steady-state hydraulic model with a two-dimensional, transient hydraulic model for aldicarb transport through soil"; Quality of Groundwater, Proc. of an International Symp., Noordwijkerhout, The Netherlands; p.507-510; 1981

ENFIELD, C.G.; CARSEL, R.F.; COHEN, S.Z.; PHAN, T.; WALTERS, D.M.; "Approximating pollutant transport to groundwater"; Groundwater, 20; p.711-722; 1982

ENGELMARK, H.; "Infiltration in unsaturated frozen soil"; Nordic hydrology, 15: p.243-252; 1984

FEN SUN, S.; "A sensitivity study of the ground hydrologic model using data generated by an atmospheric general circulation model"; Ph. D. Thesis, The university of Connecticut; 220 pp.; 1985

FRIED, J.J. et COMBARNOUS, M.A.; "Dispersion in porous media"; Advances in Hydroscience, 7; p.169-282; 1971

FRENETTE, M.; "Ecoulement dans les milieux poreux"; Notes de cours, Les Presses de l'Université Laval; 236pp.; 1977

FRESHLEY, M.D.; REISENAUER, A.E.; GEE, G.W.; "Sensitivity analysis applied to unsaturated flow modeling or a retorted oil shale pile"; Soil Sci. Soc. Am. J.,49; p.28-34; 1985

GILLHAM, R.W. et FARVOLDEN, R.N.; "Sensitivity analysis of input parameters in numerical modeling of steady state regional groundwater flow"; Water Resources Research, 10(3); p.529-538; 1974

GLANVILLE, S.G.; FREEBAIRN, D.M.; SILBURN, M.; "Using curve numbers from simulated rainfall to describe the runoff characteristicsofContour Bay catchments";Conf. on Agricultural Eng., Ins. of Eng., Australia; p.304-307; 1984

GORING, C.A.I.; LASKOWSKY, D.A.; HAMAKER, J.W.; MEIKLE, R.W.; In "Environmental dynamics of pesticides"; Hague, R. and Freed, V.H. Eds.; Plenum Press, New York; p.135-172; 1975

GREEN, D.W.; DABIRI, H.; WEINAUG, C.F. et al.; "Numerical modeling of unsaturated groundwater flow and comparaison of the model to a field experiment"; Water Resources Research, 6(3); p.862-874; 1970

GUREGHIAN, A.B.; WARD, D.S.; CLEARY, R.W.; "Simultaneous tranport of water and reacting solutes through multilayered soils under transient unsaturated flow conditions"; Journal of Hydrology, 41; p.253-278; 1979

IAHS NATIONAL COMMITTEES: "Hydrological insvestigation of the unsaturated zone: International glossary"; Circular of the International Association of hydrological Sciences; 1976

JENSEN, K.H.; AMMENTORP, H.C.; SEVEL, T.; "Modelling of solute transport in the unsaturated zone"; Nordic Hydrology, 15; p.223-234; 1984

JONES, A.J. et WAGENET, R.J.; "In situ estimation of hydraulic conductivity using simplified methods"; Water Resour. Res., 20(11); p.1620-1626; 1984

JONES, R.L.; HORNSBY, A.G.; RAO, P.S.C.; ANDERSON, M.P.; "Movement and degradation of aldicarb residues in the saturated zone under citrus groves on the Florida ridge"; J. Contaminant Hydrology, 1(3); p.265-285; 1987

JONES, R.L.; "Field, laboratory, and modeling studies on the degradation and transport of aldicarb residues in soil and ground water"; ACS Symposium Series no.315; American Chemical Society; p.197-218; 1986

JONES, R.L.; BLACK, G.W.; TAMMARA, L.E.; "Comparaison of computer model predictions with unsaturated zone field data for aldicarb and aldoxycarb"; Union Carbide Agricultural Products Company Inc.; Research Triangle Park, NC 27709; 1986

JURY, W.A. et al.; "Evaluation of pesticide transport screening models under field conditions"; Evaluation of pesticides in groundwater, ASC Symp. Ser.; (sous presse); 1986

KARICKHOFF, S.W.; "Sorption kinetics of hydrophobic pollutants in natural sediments"; Proc. of the Symp. on Processes involving Contaminants and Sediments; Baker, R.A., Ed.; Ann Arbor Sci. Publ. Co., Ann Arbour, MI, Vol. 2; p.193-205; 1980

KEMPER, W.D. et VAN SCHAIK, J.C.; "Diffusion of salt in clay-water systems"; Soil Soc. Am. Proc., 30(5); p.535-540; 1966

LANDRY, B.; MERCIER, M.; "Notions de géologie"; Modulo Editeur, 2ième édition; 437pp.; 1986

LIGHTFOOT, E.N.; THORNE, W.Z.; JONES, R.L.; HANSEN, J.L.; ROMINE, R.R.; "Laboratory studies on the degradation mechanisms of aldicarb, aldicarb sulfoxide and aldicarb sulfone"; Research Triangle Park, NC 27709; 1986

McBRIDE, R.A. et MACKINTOSH, E.E.: "Soil survey interpretation from water retention data: I) Development and validation of a water retention model"; Soil Sci. Soc. Am. J.,48; p.1338-1343; 1984

McCUEN, R.H.; "Component sensitivity: a tool for the analysis of complex water resource systems"; Water Resour. Res., 9(1); p.243-246; 1973

McCUEN, R.H.; "The role of sensitivity analysis in hydrologic modeling"; Journal of Hydrology, 18; p.37-53; 1973

MUALEM, Y.; "A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media"; Water Resour. Res., 12(3); p.513-522; 1976

MUALEM, Y.; "Hysteretical models for prediction of the hydraulic conductivity of unsaturated porous media"; Water Resour. Res., 12(6); p.1248-1254; 1976

NIELSEN, D.R.; VAN GENUCHTEN, M.Th.; BIGGAR, J.W.; "Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone"; Water Resources Research, 22(9); p.89S-108S; 1986

RUBIN, J.; "Transport of reacting solutes in porous media: Relation between mathematical nature of problem formulation and chemical nature of reactions"; Water Resour. Res., 19(5); p.1231-1252; 1983

SAFFMAN, P.G.; "A theory of dispersion in a porous medium"; J. Fluid Mech., 6,; p.321-349; 1959

SCHMIDTKE, K.D.; SYKES J.F.; McBEAN, E.A.; "Adjoint sensitivity analysis for mass transport"; (unpublished); 1986

SEGOL, G.; "A three-dimensional Galerkin finite element model for the analysis of contaminant transport in saturated-unsaturated porous media"; Finite elements in water resources, Pentech Press, London; p.2.123-2.144; 1977

SMALL, M.J.; ASCE, A.M.; MULAR, J.R.; "Uncertainty in unsaturated zone pollutant transport"; Environmental Engineering Proc. of the 1985 Specialty Conf., ASCE; ISBN 0-87262-468-4; p.911-918; 1985

SMELT, J.H.; LEISTRA, M.; HOUX, N.W.H.; DEKKER, A.; "Conversion rates of aldicarb and its oxidation products in soils. I) Aldicarb Sulphone"; Pestic. Sci., 9; p.279-285; 1978

SMELT, J.H.; LEISTRA, M.; HOUX, N.W.H.; DEKKER, A.; "Conversion rates of aldicarb and its oxidation products in soils. II) Aldicarb Sulphoxide"; Pestic. Sci., 9; p.286-292; 1978

SMELT, J.H.; LEISTRA, M.; HOUX, N.W.H.; DEKKER, A.; "Conversion rates of aldicarb and its oxidation products in soils. III) Aldicarb"; Pestic. Sci., 9; p.293-300; 1978

SMELT, J.H.; SCHUT, C.J.; DEKKER, A.; LEISTRA, M.; "Movement and conversion of aldicarb and its oxidation products in potato fields"; Neth. J. Pl. Path. 87; p.177-191; 1981

SMELT, J.H.; SCHUT, C.J.; LEISTRA, M.; "Movement and conversion of aldicarb and its oxidation products in columns of grassed and fallow soil"; Environ. Sci. Health, B18(6); p.645-665; 1983

SYKES, J.F.; WILSON, J.L.; ANDREWS, R.W.; "Sensitivity analysis for steady state groundwater flow using adjoint operators"; Water Resources Research, 21(3); p.359-371; 1985

VAN GENUCHTEN, M. Th.; "Analytical solutions for chemical transport with simultaneous adsorption, zero-order production and first-order decay"; Journal of Hydrology, 49; p.213-233; 1981

VILLENEUVE, J.P.; CAMPBELL, P.G.C.; ISABEL, D.; WILSON, L.; "Problématique de la contamination des eaux souterraines au Québec par les pesticides"; INRS-Eau pour le ministère de l'Environnement, rapport no. RD-01, Envirodoq 850507; 131 p.; 1985

WARRICK, A.W.; BIGGAR, J.W.; NIELSEN, D.R.; "Simultaneous solute and water transfer for an unsaturated soil"; Water Resources Research, 7(5); p.1216-1225; 1971

WILLIAMS, J.R. et BERNDT, H.D.; "Sediment yield prediction based on watershed hydrology"; Trans. ASAE.,20; p.1100-1104; 1977

WILSON, J.L. et METCALFE, D.E.; "Illustration and verification of adjoint sensitivity theory for steady state groundwater flow"; Water Resources Research, 21(11); p.1602-1610; 1985

YEH, G.T.; WARD, D.S.; "FEMWASTE: a finite element model of waste transport through saturated-unsaturated porous media"; ORNL-5601, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee; 148 pp.; 1981