

Record Number:

Author, Monographic: Villeneuve, J. P.//Banton, O.//Lafrance, P.

Author Role:

Title, Monographic: Développement d'un nouvel outil simple et adaptable pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides

Translated Title:

Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec

Publisher Name: INRS-Eau

Date of Publication: 1987

Original Publication Date: 23 novembre 1987

Volume Identification:

Extent of Work: 56

Packaging Method: pages

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 233 fr

Location/URL:

ISBN: 2-89146-230-0

Notes: Rapport annuel 1987-1988

Abstract: ISBN double avec R000233 b ok avec J-D Bourgault
Rapport rédigé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Division de la protection de l'environnement
10.00\$

Call Number: R000233 fr

Keywords: rapport/ ok/ dl

**DEVELOPPEMENT D'UN NOUVEL OUTIL SIMPLE
ET ADAPTABLE POUR L'EVALUATION DE LA
VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES A
LA CONTAMINATION PAR LES PESTICIDES**

Synthèse

par

Jean-Pierre VILLENEUVE

Olivier BANTON

Pierre LAFRANCE

Rapport scientifique INRS-Eau n°233a *fr*

Le 23 novembre 1987

de:

**Université du Québec
Institut National de la
Recherche Scientifique
INRS-Eau, 2700 rue Einstein
C.P. 7500, Sainte-Foy (Québec)
G1V 4C7 Canada**

pour:

**Division du contrôle des contaminants
Division de la protection de l'environnement
Conservation et Protection, région du Québec
Environnement Canada
1179, De Bleury, Montreal (Québec)
H3B 3H9 Canada**

SOMMAIRE

1 INTRODUCTION	1
2 VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES A LA CONTAMINATION	5
2.1 Définitions	5
2.2 Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité	7
3 PROCESSUS DE RETENTION ET DE TRANSFORMATION DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS: LEUR IMPORTANCE DANS L'EVALUATION DE LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES	11
3.1 FACTEURS BIO-PHYSICO-CHIMIQUES CONTROLANT LE DESTIN DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS	11
3.1.1 Rétention et mobilité du contaminant	12
3.1.2 Transformation et persistance du contaminant	13
3.1.3 Utilisation des processus de rétention et de transformation des contaminants dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines	13
3.2 CONCLUSION	14
4 DEVELOPPEMENT D'UN MODELE D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE	15
4.1 CHOIX D'UNE METHODE D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE	15
4.2 COMPARAISON DE DEUX METHODES D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE (d'après Banton et Villeneuve, 1987)	16
4.2.1 La méthode DRASTIC	16
4.2.2 Le modèle PRZM	16
4.2.3 Comparaison	17
4.2.4 Résultats	17
4.3 LES MODELES MATHEMATIQUES DE SIMULATION	18
4.4 SENSIBILITE D'UN MODELE A SES PARAMETRES (d'après Villeneuve et al., 1987)	19
4.4.1 Analyse de sensibilité	20
4.4.2 Intérêt d'une approche de type Monte-Carlo	21
4.5 IMPORTANCE DE LA DISPERSION (d'après Isabel et Villeneuve, 1987)	22

4.5.1 Résultats	23
4.5.2 Intérêt d'un modèle de convection	23
5 LE MODELE D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE VULPEST	25
5.1 LE MODELE VULPEST	25
5.1.1 L'équation du transport	25
5.1.2 L'approche Monte-Carlo	28
5.1.3 La solution analytique	28
5.1.4 Les résultats du modèle	29
5.2 LE LOGICIEL VULPEST	30
5.2.1 Le logiciel	31
5.2.2 Le module de définition des données	31
5.2.3 Le module de simulation	31
5.2.4 Le module de visualisation des résultats	32
5.2.5 Le module de gestion des fichiers	33
6 APPLICATION DU MODELE VULPEST SUR DES SITES QUEBECOIS	35
6.1 INTRODUCTION	35
6.2 DESCRIPTION DES SITES CHOISIS POUR L'APPLICATION DU MODELE VULPEST	35
6.2.1 Région de Portneuf	35
6.2.2 Station agronomique de Saint-Augustin	39
6.3 EVALUATION DE LA VULNERABILITE	41
6.3.1 Résultats du logiciel VULPEST	41
6.3.2 Signification des résultats	41
6.3.3 Région de Portneuf	43
6.3.4 Site de Saint-Augustin	45
6.4 CONCLUSION	47
7 CONCLUSION	49
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	53

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

L'eau souterraine est définitivement une ressource d'une très grande importance. Aux États-Unis par exemple, plus de 90 % des alimentations publiques en eau proviennent de cette ressource. Dans les régions rurales, ce sont 97 % des besoins domestiques qui sont comblés par celle-ci. Dans les dix dernières années aux États-Unis, l'utilisation de l'eau souterraine a augmenté de 30 % pendant que l'utilisation de l'eau de surface n'a augmenté que de 15 %.

Au Canada, 9,7 % de l'eau utilisée par les municipalités sont d'origine souterraine. A cette quantité, il faut ajouter un volume équivalent que la population consomme directement à partir de puits privés. Au Québec, 20 % de la population s'alimentent en eau potable à partir de l'eau souterraine. Celle-ci, abondante et encore sous utilisée au Québec, doit donc être considérée comme une ressource d'une grande valeur sur la base des utilisations non seulement actuelles mais potentielles.

On prévoit qu'en raison de sa qualité de potabilité, l'eau souterraine sera de plus en plus utilisée. En même temps que l'on devient plus dépendant de cette ressource, on devient plus conscient de la nécessité de la protéger. Bien que sa contamination ne soit pas un phénomène récent, ce n'est que dernièrement que l'on est devenu conscient des dangers de celle-ci et de la façon dont elle se produit. De plus, dans les dernières décennies, on a produit une grande quantité de polluants potentiels dont l'utilisation a augmenté d'une façon dramatique. L'usage de ces produits a eu des effets tels, que dans certaines régions, si l'utilisation actuelle n'est pas menacée, l'utilisation potentielle de la ressource l'est.

Une étude menée aux U.S.A. au début des années 1980 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 détectée dans 28,7 % des 181 municipalités inventoriées. Pour les 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., 1983), 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 (Cohen, 1982). Dans ce dernier état, on a retrouvé dans l'eau souterraine des contaminants chimiques de source industrielle et agricole. L'injection de pesticides sous la surface du sol pour contrôler les nématodes s'est avérée une source particulièrement importante de contamination des eaux souterraines. Par exemple, le nématicide 1,2-dibromo-3-chloropropane (DBCP), dont l'utilisation est interdite en Californie depuis 1977, avait contaminé plus de 2 500 puits utilisés comme source d'alimentation en eau potable par plus de 700 000 personnes. Plus de 50 autres types de pesticides ont été retracés dans l'eau souterraine, et ce, pour plus de la moitié des 58 comtés de la Californie (Cohen, 1982).

Au Canada, des problèmes de même nature ont été identifiés. Par exemple, dans la région d'Abbotsford dans la vallée du Lower Fraser (C.B.), on a retracé, dans 43 % des puits, la présence du 1,2-dichloropropane (Environnement Canada, 1985). Dans la vallée agricole de l'Okanagan (C.B.) et dans la région du lac Osoyoos, on a retrouvé dans l'eau souterraine des traces (1-5 $\mu\text{g}/\text{l}$) d'au moins 14 pesticides (Pupp, 1985). Ces pesticides sont, en général, des organochlorés que l'on n'utilise plus depuis environ 10 ans. L'île du Prince-Édouard, où l'on utilise l'aldicarbe pour la culture de la patate, on en a retracé dans 22 % des puits qui ont été vérifiés sur les fermes (Environnement Canada, 1985).

Le Québec n'échappe pas à ces problèmes de contamination. On peut déjà identifier deux types de sources possibles de contamination: les sources ponctuelles constituées par exemple des sites d'enfouissement, et celles diffuses résultant entre autre de l'épandage d'engrais et de pesticides. Quelques cas de contamination par source ponctuelle se sont déjà manifestés au Québec, dont un des plus imposants est celui de Ville Mercier, où la nappe a été contaminée par des rejets industriels qui se sont diffusés à partir d'un site d'enfouissement (Poulin, 1977). Pour les sources diffuses, le Québec a utilisé en 1978 environ 2,5 millions de kilogrammes de pesticides (matière active), soit près d'un demi kilogramme par habitant; cette quantité représente 5 % des utilisations canadiennes. Une enquête réalisée par le Bureau d'étude sur les substances toxiques (B.E.S.T.) révèle qu'environ 85 % des pesticides utilisés au Québec ont été appliqués par les agriculteurs, 13 % par l'industrie et des agences gouvernementales et 2 % par les particuliers (St-Jean et Paré, 1980).

Des spécialistes du ministère de l'Environnement du Québec ont constaté la présence d'importantes quantités de pesticides dans la nappe souterraine qui alimente en eau potable la population de Sainte-Catherine-de-Portneuf (Villeneuve et al., 1985). Cette contamination a eu lieu même si les produits homologués avaient été utilisés selon les techniques recommandées par le fabricant et par le ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ).

On assiste donc depuis plus de dix ans à la multiplication et à l'aggravation des cas de contamination des eaux souterraines. D'ailleurs, Pupp (1985), dans un rapport sur la contamination des eaux souterraines au Canada, cite de nombreux cas dans les différentes provinces canadiennes. Face à ce problème et à la difficulté de décontamination, les responsables de la gestion et les intervenants ont rapidement pris conscience de l'importance de la prévention dans la lutte contre la contamination. D'ailleurs les différentes actions des gouvernements et les efforts accomplis par certains intervenants démontrent le souci des collectivités de protéger, en particulier, cette ressource qu'est l'eau souterraine.

C'est donc dans ce contexte général de protection de l'environnement et plus particulièrement dans le but de protéger le potentiel des ressources en eau souterraine, que s'inscrit le présent rapport. Étant donné l'urgence de prévenir l'aggravation du problème ainsi que la prolifération des sites contaminés, il est prioritaire d'établir, principalement pour les zones habitées, le potentiel de vulnérabilité du territoire en fonction de sa sensibilité à la contamination. La vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution est un sujet complexe où interviennent en interaction de nombreux phénomènes; de plus, l'ensemble des lois physiques, chimiques, biologiques ou encore humaines qui régissent ces phénomènes, ne sont pas encore très bien maîtrisées.

De fait, les eaux souterraines font partie d'un système ouvert constitué essentiellement des eaux souterraines elles-mêmes, des autres eaux qui font partie du cycle de l'eau, du milieu poreux contenant l'eau souterraine et de l'homme avec ses interventions sur le milieu. La protection de l'eau souterraine, en tenant compte des interactions du système avec son environnement, doit être une préoccupation actuelle et continue. La planification de la

protection de l'eau souterraine, en utilisant l'information pertinente sur la vulnérabilité des aquifères en regard de la pollution, s'avère, à cet effet, une avenue extrêmement intéressante à prendre en considération.

Dans ce contexte, une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité devrait s'avérer un outil essentiel pour ceux qui oeuvrent dans les domaines de l'aménagement du territoire, ceux qui ont à choisir les lieux d'élimination de nuisances ou à délimiter les périmètres de protection, et aussi pour ceux qui doivent surveiller et contrôler la qualité des eaux souterraines.

CHAPITRE 2

VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES A LA CONTAMINATION

2.1 Définitions

La contamination et la pollution sont liées à la présence d'un altérogène dans le milieu, provoquant une altération de la qualité de l'eau souterraine. La contamination devient pollution lorsque cette altération présente des effets de nuisance ou de gêne envers l'utilisateur, et a fortiori un risque pour sa santé.

La vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à la contamination est un concept complexe, mal défini et qui peut représenter autant la sensibilité et la susceptibilité à la contamination, que les conditions naturelles qui influencent la pénétration, la propagation et même la purification dans le milieu.

Il semble possible et intéressant, de définir la vulnérabilité, à trois niveaux.

Au premier niveau, la vulnérabilité se définira comme l'aptitude d'un système d'eaux souterraines à être contaminé, ou différemment, l'inaptitude à être protégé d'une contamination. Ce phénomène est lié à la dynamique externe au système, et donc aux différentes conditions influençant la pénétration du contaminant dans le système.

Au second niveau, la vulnérabilité intégrera l'aptitude des eaux souterraines à propager et conserver la contamination. C'est le domaine de la dynamique interne du système.

Le troisième niveau sera la prise en considération des caractéristiques "polluantes" du contaminant, principalement liées aux effets de gêne et de nuisance, et faisant donc appel aux concepts de normes, de seuils, et d'aptitude ou inaptitude à l'usage prévu.

Une vulnérabilité définie au premier niveau, n'autorisera aucune pénétration de contaminant dans le système. Au contraire, une vulnérabilité définie au troisième niveau, autorisera une entrée de contaminant dans le système, à l'unique condition que la concentration (en ce contaminant) dans l'eau prélevée dans le système ne rende pas celle-ci inapte à l'utilisation envisagée.

Il apparaît tout de suite, que le premier niveau (type gestion écologique environnementale) sera le plus strict, mais sera aussi de ce fait celui qui permettra la conservation de la ressource pour toute utilisation future.

Le second niveau est celui utilisé généralement pour la définition des périmètres (ou aires) de protection des captages, qui est un cas particulier de protection des eaux souterraines.

Les sources et les types de contamination sont nombreux et divers. Leur nature et leur localisation sont variées. On distingue parmi les points de pollution ceux d'origine domestique (eaux usées, ordures ménagères), ceux d'origine industrielle, et ceux d'origine agricole (matières organiques liées à l'élevage, engrais et pesticides chimiques). On peut utiliser une classification fonction de la nature du polluant (physique, chimique non-organique, élément trace, chimique organique, bactériologique et/ou radiologique) pour les diverses sources de pollution (municipales, agricoles, industrielles, hydrocarbures, minières, eaux polluées de surface ou de précipitation, fosses septiques et puisards, intrusions d'eau salée). On peut utiliser aussi une classification des sources potentielles de contamination de l'eau souterraine, d'après l'emplacement de ces sources (en surface, souterraines au dessus de la nappe, dans la nappe). Les sources réelles ou potentielles de contamination des eaux souterraines sont donc nombreuses et diverses, et peuvent être classées suivant leur localisation, la nature du contaminant ou le type d'activité (humaine) qui les engendre.

Les facteurs influençant le potentiel de contamination des eaux souterraines sont nombreux et de toutes natures. Caractériser les agressions et les défenses nécessite de connaître les facteurs liés à celles-ci. Les différents facteurs intervenant et influençant la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination sont ceux liés aux phénomènes de

pénétration et propagation dans l'aquifère, ou différemment, à l'émission (sources et types de contamination), au transport (hydrogéologie), à la persistance et/ou rétention- dégradation (contaminants, hydrochimie) et à l'utilisation de la ressource (captage, consommation). Les facteurs intervenant dans ces phénomènes, et leur influence sur la vulnérabilité, dépendent des niveaux de définition de la vulnérabilité.

2.2 Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

L'objectif d'une étude de la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à la contamination, est donc de fournir le potentiel et le degré de risque de contamination, mais aussi le degré des conséquences possibles d'une contamination, de même que les éléments nécessaires, tant pour la prévention que pour les mesures à mettre en place à la suite d'une contamination. Les objectifs et buts à atteindre sont donc multiples et de différentes natures.

Les méthodes d'évaluation, bien que devant être précises, fiables et faciles d'utilisation, se doivent aussi d'être simples, rapides et peu onéreuses, même ou surtout si elles ne sont que des études préliminaires. Celles-ci peuvent être désirées pour une décision de planification d'aménagement, pour une présélection de sites, pour un travail de première approche ou même pour l'implantation d'un captage en un lieu de risque minimal.

Pour réaliser une évaluation complète du risque, pour un problème particulier, il est nécessaire d'effectuer pour ce risque:

- son identification
- sa quantification... (notion de probabilité)
- son évaluation ... (notion d'impact)
- l'acceptation et/ou aversion envers celui-ci (contrôle)
- la direction (législatif/police).

Parmi les différentes approches ou méthodologies, la plus ancienne et plus fréquemment utilisée, est l'expertise, en tant qu'étude menée par un spécialiste ou un comité de spécialistes, tels que des hydrogéologues. L'expertise est une démarche plus ou moins

subjective, dont le résultat (validité-fiabilité) doit pour beaucoup à l'expérience professionnelle, tant sur le sujet même de la vulnérabilité, que sur la connaissance de la région. Dans une expertise, les facteurs utilisés directement ou indirectement sont nombreux. Pour palier à l'oubli possible d'un facteur important ou déterminant, on peut utiliser une matrice d'aide à la décision, qui propose un cheminement pour l'analyse du problème, au travers des différents paramètres des déchets, des facteurs environnementaux, et des interactions contaminant-milieu, cheminement conduisant à la décision. En cela la méthode ne fournit pas d'évaluation, mais seulement une méthodologie d'expertise.

Les méthodes à indexation tentent de fournir une méthodologie standardisée pour l'évaluation du potentiel de contamination des eaux souterraines. Certaines d'entre elles, essaient de donner de plus une technique de représentation standardisée, plus ou moins automatique, des différents degrés.

Dans une démarche toute autre, mais avec la même optique, on peut utiliser des modèles de simulation mathématiques du transport des contaminants. Les modèles peuvent être classés de plusieurs manières. Une classification possible est celle-ci:

- modèles descriptifs
- modèles physiques
- modèles analogiques
- modèles mathématiques
 - empiriques ou conceptuels
 - déterministes ou stochastiques
 - statiques ou dynamiques.

Leur intérêt est de pouvoir, dans un cas donné, prévoir le devenir d'une contamination et les différents scénarii envisageables pour prévenir ou limiter cette contamination.

Les résultats peuvent se présenter sous diverses formes, suivant les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité. Les résultats d'une expertise sont usuellement l'acceptation ou le refus, et des recommandations spécifiques. Une méthode à indexation fournit par définition un index pour un site donné, appliqué à un cas donné. Cet index peut être le degré de vulnérabilité des eaux souterraines, réparti en classes, une valeur d'évaluation absolue ou

relative de potentiel de contamination, ou même une définition synthétique du site pour un cas de contamination donnée, au moyen de codes standardisés.

La cartographie de la vulnérabilité repose sur la délimitation de zones auxquelles une valeur de 1 à 3 est affectée, représentant le degré de vulnérabilité des eaux souterraines. La délimitation est basée sur les caractéristiques des terrains susjacents à l'eau souterraine, sur celles de l'aquifère et sur l'usage de l'eau. La cartographie, comme on peut le constater, est une forme de représentation très utilisée pour présenter les résultats des diverses méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination; que ces méthodes soient des expertises ou des systèmes à indexation.

Les résultats des modèles mathématiques se présentent généralement sous forme de valeurs, représentant la plupart du temps des concentrations en contaminant de l'eau souterraine. Ces résultats peuvent être présentés sous diverses formes: tableaux, courbes, profils, cartes, etc.

Il pourrait être nécessaire de différencier les utilisations des méthodes d'évaluation de celles des résultats de ces méthodes. Cependant, les deux utilisations étant souvent liées. L'information fournie par la méthode, ou contenue dans les résultats et/ou leur représentation finale, doit être d'autant plus nette et aisée à utiliser qu'elle peut être destinée tout à la fois à des spécialistes qu'à des non-spécialistes.

Pour une utilisation correcte des méthodes ou des résultats, il peut être nécessaire d'apporter des conseils ou des recommandations, voire des restrictions, de prévenir les utilisateurs potentiels du fait que ces méthodes et leurs résultats ne sont que des outils, et que leur validité devra en somme être confirmée par des spécialistes et leurs expertises. L'un des problèmes de validité est celui de l'échelle d'investigation. Il faut de plus garder à l'esprit que les résultats finaux ne conservent généralement pas l'information nécessaire à leur obtention.

CHAPITRE 3

PROCESSUS DE RETENTION ET DE TRANSFORMATION DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS: LEUR IMPORTANCE DANS L'EVALUATION DE LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES

La vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination est un concept se rattachant au niveau ou seuil à partir duquel l'on considère comme inacceptable la présence d'un contaminant ou le contact de celui-ci avec les divers éléments du milieu. Ce niveau peut être: 1) le potentiel de contamination d'une nappe à partir d'une source de pollution quelconque, localisée ou diffuse; 2) la propagation du contaminant dans l'eau d'un aquifère, ou; 3) le potentiel de risques et d'impact de la contamination des eaux souterraines.

La présence et l'effet d'un contaminant à l'un ou l'autre des niveaux précités sont liés à la concentration, ainsi qu'à la réactivité ou à la toxicité de celui-ci dans le milieu. Tout phénomène ou mécanisme physique, chimique ou biologique susceptible de diminuer la mobilité, la concentration ou la toxicité d'un contaminant dans les sols, pourra ainsi être considéré comme un facteur d'atténuation de ce contaminant en regard de son potentiel de contamination des eaux souterraines ou de ses utilisateurs. Nous présentons ici une brève revue des facteurs bio-physico-chimiques contrôlant le destin des contaminants dans les sols, ainsi que de l'utilisation de ces facteurs à l'intérieur des méthodologies actuelles d'évaluation de la vulnérabilité.

3.1 FACTEURS BIO-PHYSICO-CHIMIQUES CONTROLANT LE DESTIN DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS

Le temps de passage d'un contaminant à travers la zone non saturée des sols (écoulement vertical vers la nappe) est déterminé par la mobilité de celui-ci, c'est-à-dire par l'effet simultané des conditions affectant son mouvement et son atténuation dans le milieu poreux. Nous citons ci-après les principaux facteurs bio-physico-chimiques d'atténuation liés à

la fois à la réactivité et aux propriétés des composés ainsi qu'à celles des sols, et dont les effets sur la migration des contaminants vers la nappe déterminent dans une grande mesure la potentialité de celle-ci à se laisser atteindre.

Les processus de rétention, de transformation et de dissipation des contaminants à la surface ou dans les sols peuvent être classés en deux principales catégories:

- 1) Les processus considérés comme étant à "l'équilibre": l'ionisation et l'oxydo-réduction des composés, la complexation et l'échange ionique avec les constituants de la surface des sols, l'adsorption sur les sols.
- 2) Les processus contrôlés par la cinétique, c'est-à-dire qui présentent une cinétique lente devant la vitesse d'écoulement de l'eau: la photolyse, la volatilisation, l'hydrolyse chimique (abiotique), la biodégradation microbologique et l'assimilation par les plantes.

3.1.1 Rétention et mobilité du contaminant

La rétention d'un contaminant dans les sols, ou son retard comparativement à l'écoulement de l'eau dans la zone non saturée, est principalement due aux phénomènes d'adsorption. En présence d'une faible concentration en contaminant (cas général d'une pollution diffuse, telle l'épandage de pesticides), on observe expérimentalement que la quantité de composé adsorbé est directement proportionnelle à la concentration de ce composé en solution:

$$S = K_d C$$

Une telle adsorption, appelée "linéaire", permet de définir le coefficient de distribution K_d , qui évalue la grandeur de la partition sol/eau du composé. L'utilisation de K_d implique que l'on considère l'équilibre de l'adsorption-désorption comme étant entièrement réversible et très rapide (partition "instantanée") devant la vitesse d'écoulement de l'eau. La valeur de K_d détermine dans une grande mesure la mobilité d'un contaminant dans la zone non saturée des sols: la vitesse

moyenne d'avance d'un front de contamination est linéairement abaissée avec une augmentation de la valeur de K_d .

3.1.2 Transformation et persistance du contaminant

La dissipation physique d'un contaminant (volatilisation) ainsi que les transformations chimiques (photolyse et hydrolyse) et microbiologiques (biodégradation bactérienne) de celui-ci dans les sols, déterminent sa persistance dans le milieu. On considère généralement les processus de transformation des contaminants dans l'environnement comme des réactions "pseudo-ordre" 1. Une telle simplification de l'ordre des réactions permet de définir un temps de demi-vie ($t_{1/2}$) indépendant de la concentration initiale du contaminant dans le milieu. Ainsi pour la dégradation totale du composé (somme des processus de transformation irréversible):

$$-\frac{d[C]}{dt} = k [C]^n; \quad t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k}; \quad k = \text{constante de dégradation (jr}^{-1}\text{)}$$

3.1.3 Utilisation des processus de rétention et de transformation des contaminants dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines

Les phénomènes de rétention, de dissipation et de transformation irréversible des contaminants dans les sols ont été, d'une façon générale et jusqu'à présent, peu quantifiés à l'intérieur d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Ces facteurs d'atténuation sont généralement pris en compte d'une façon qualitative, en association avec d'autres facteurs (notamment hydrogéologiques) responsables de la vulnérabilité des eaux souterraines.

L'importance des facteurs d'atténuation du contaminant augmente ainsi, a priori, avec la profondeur de la nappe et avec une diminution de la perméabilité (ou de la granulométrie des constituants du sol) de la zone non saturée. Egalement et d'une façon générale, on considère que l'importance de ces facteurs augmente avec une augmentation du contenu en argile et en matières organiques de la zone non saturée. Les facteurs d'atténuation sont ainsi pris en compte de façon

indirecte dans la plupart des différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines.

Dans le cas des représentations cartographiques de la vulnérabilité, les facteurs d'atténuation sont souvent considérés simultanément avec la perméabilité ou le contenu en argile de la zone non saturée. A l'intérieur des méthodes d'indexation, par ailleurs, le poids (multiplicateur de chacun des facteurs de vulnérabilité, dont la valeur est déterminée subjectivement selon l'importance relative du facteur) de certains facteurs pédologiques ou hydrogéologiques est ainsi affecté d'une valeur plus élevée pour tenir compte de l'importance des facteurs d'atténuation qui leur sont associés (ex.: perméabilité-adsorption).

Les paramètres susceptibles de quantifier les facteurs d'atténuation sont donc utilisés, à l'intérieur des méthodes d'indexation ou de représentation cartographique de la vulnérabilité, comme une indication plus ou moins précise du destin possible de ces contaminants dans le système sol/eaux souterraines.

3.2 CONCLUSION

Une méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines doit tenir compte, principalement et entre autres conditions du milieu, de la persistance (constante de dégradation) et de la mobilité (ou facteur retard déterminé par la valeur du coefficient de distribution K_d) du contaminant dans les zones non saturée ou saturée des sols. Utilisées à titre d'indication prévisionnelle ou d'estimation préliminaire, les méthodes classiques d'évaluation de la vulnérabilité (indexation,...) ne nécessiteront pas ainsi une description complète à la fois des facteurs d'atténuation et de leurs relations avec les conditions du milieu. C'est davantage la représentativité et le niveau d'utilisation de ces facteurs d'atténuation, liés à l'importance accordée aux facteurs de risques et d'impact d'une contamination, qui déterminent l'utilité ou la qualité prédictive d'une évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines.

CHAPITRE 4

DEVELOPPEMENT D'UN MODELE D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE

4.1 CHOIX D'UNE METHODE D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE

Parmi les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, l'orientation du choix pour une de ces méthodes dépend principalement d'une part de l'objectif visé, et d'autre part du concept rattaché à la vulnérabilité. En ce sens nous proposons un choix, basé sur ce que nous attendons d'une méthode d'évaluation et sur les avantages et les inconvénients des différents types d'approche.

Parmi les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, il apparaît que le seul type de méthode pouvant répondre aux préoccupations et aux objectifs visés est celui des modèles mathématiques de simulation du transport des contaminants. En effet, ce sont les seuls outils qui prennent en compte les processus physiques mêmes régissant le transport et la persistance des contaminants. Ils fournissent, avec une précision dépendant bien entendu du modèle lui-même, un résultat ayant une réalité physique définie (concentration, masse cumulée, débit, temps, ...), confrontable aux mesures réelles in situ. Ces résultats peuvent être interprétés sans ambiguïté, par comparaison avec des références et des normes. En ce sens ce sont des méthodes fiables et reproductibles. De plus, dans certains cas, ces outils peuvent être utilisés ou prévus pour être utilisés par des non-spécialistes qui n'auront aucune interprétation subjective à donner aux résultats, et dont la validité du résultat sera de ce fait celle du modèle lui-même.

4.2 COMPARAISON DE DEUX METHODES D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE (d'après Banton et Villeneuve, 1987)

Pour renforcer ce choix, nous avons comparé des outils d'évaluation reconnus comme les plus performants. Pour les outils de type à indice, le plus récent et le plus utilisé selon notre revue de littérature est la méthode DRASTIC (Aller *et al.*, 1985). Pour ce qui est des modélisations qui prennent en compte les processus bio-physico-chimiques, le choix s'est porté sur le modèle PRZM (Carsel *et al.*, 1984) dont les performances sont reconnues dans la littérature. Nous avons donc, sur la base de ces deux types d'approche, évalué la vulnérabilité de différents sites afin de comparer les résultats, et la capacité de chacune de ces approches à prendre en compte les paramètres et les différents processus intervenant dans l'évaluation de la vulnérabilité.

4.2.1 La méthode DRASTIC

La méthode d'évaluation de la vulnérabilité, DRASTIC, réalisée sur le principe du consensus Delphi, repose sur la classification-indexation de certains paramètres. Ces paramètres, qui forment l'acronyme DRASTIC, sont la profondeur de la nappe, la recharge nette, le milieu aquifère, la zone insaturée, la topographie, l'impact de la zone insaturée, la perméabilité de l'aquifère. Chacun de ces facteurs peut être indicé suivant un système de rangement en classe. La somme pondérée des indices résultant correspond à l'index DRASTIC. Un second ensemble spécifique de poids (pondération des indices) a été spécialement déterminé pour l'application de DRASTIC en contexte agricole. Les auteurs de la méthode DRASTIC en précisent les conditions d'application du point de vue de l'interprétation des indices de vulnérabilité. Celle-ci s'effectue sur le principe de la comparaison des indices de différents sites situés à l'intérieur d'une même région. En cela, l'évaluation d'un site est relative par rapport à un autre site, et non interprétable de façon absolue.

4.2.2 Le modèle PRZM

Le modèle de simulation du transport des pesticides dans le sol, PRZM, est un modèle mathématique de type déterministe. Il incorpore les différents processus régissant le transport:

infiltration, percolation, absorption par les plantes, adsorption, dégradation. Ces phénomènes sont caractérisés par un ensemble de lois physiques ou empiriques représentées par leurs équations mathématiques. La résolution numérique est effectuée dans chacun des compartiments du sol définis par l'utilisateur. Le modèle fournit des concentrations ou des masses de pesticides, en débits de flux ou en quantités cumulées. Le modèle PRZM, destiné à un usage en contexte agricole, a été appliqué de nombreuses fois (Lorber and Offutt, 1985), donnant de bons résultats.

4.2.3 Comparaison

La comparaison des résultats de la méthode DRASTIC et des concentrations obtenues par PRZM est réalisée sur un ensemble de 1000 sites. Cette opération est renouvelée pour différents climats, et différents pesticides. Pour l'utilisation de la méthode DRASTIC, nous avons respecté la condition de situation des sites à l'intérieur d'une même région du point de vue climatique. Nous considérons cependant la possibilité d'une grande variation des caractéristiques physiques des sites. Les caractéristiques et paramètres de ces sites sont tirés aléatoirement (tirages Monte-Carlo) sur des distributions données de valeurs.

Les deux méthodes ayant été réalisées aux USA, nous avons sélectionné six climats différents représentatifs de leur variation spatiale. Trois pesticides différents ont été utilisés pour les simulations par le modèle PRZM. Ce sont l'aldicarbe, le carbofurane, et l'atrazine, choisis pour leurs caractéristiques différentes. Les simulations ont été réalisées sur dix années de données de précipitation, durant lesquelles dix cultures différentes pouvaient être cultivées, tirées parmi sept. Pour chaque simulation, une seule application de pesticide est effectuée, entre les dates d'émergence et de maturation de la culture de la première année.

4.2.4 Résultats

On a constaté premièrement qu'une méthode à indice additive a pour fonction de pondérer un ensemble d'informations et d'en faire la moyenne, ce qui se traduit par une distribution gaussienne des indices lorsque cette méthode est appliquée à plusieurs cas. On a vu aussi que l'interprétation de la valeur de l'indice en soi est difficile, voire impossible. Ce n'est qu'en valeur

relative qu'il prend sa signification, c'est-à-dire par rapport à une autre valeur de l'indice. Cette autre valeur n'a pas de position absolue par rapport au potentiel de vulnérabilité; en soi un indice n'apporte pas une information suffisante et pertinente pour l'évaluation de la vulnérabilité d'un site. Par contre on a pu à l'aide du modèle PRZM évaluer la quantité de contaminant qui parvient à la nappe, donc mesurer l'agression envers elle. Ainsi, alors que PRZM a montré pour un pesticide tel que l'atrazine que seulement 3% des sites étaient menacés de contamination, DRASTIC n'a pas indicé tous ces sites comme les plus vulnérables. On en déduit donc que seule une méthode basée sur la modélisation des processus devrait être utilisée pour l'évaluation de la vulnérabilité puisqu'elle permet de quantifier pour un site étudié le niveau d'agression.

4.3 LES MODELES MATHEMATIQUES DE SIMULATION

Définis comme des représentations simplifiées des systèmes réels, les modèles peuvent être descriptifs, physiques, analogiques, ou mathématiques. Ces derniers, du fait de l'avènement des ordinateurs sont devenus les plus usités. La plupart d'entre eux nécessitent de nombreux calculs, ce qui se traduit en temps de calcul importants et besoin d'une grande capacité de mémoire.

Les modèles mathématiques ne présentent pas tous la même approche. A l'opposé des modèles conceptuels basés sur les processus physiques régissant le déplacement de l'eau et des solutés dans le sol, les modèles empiriques utilisent des relations généralement simples établies sur les observations et les mesures de la réalité. Ce sont pour la plupart des modèles boîtes-noires, c'est-à-dire des systèmes pour lesquels il existe une relation entrées-sorties, mais à l'intérieur desquels aucune description des phénomènes engendrant cette relation n'est possible. Certains de ces modèles peuvent donner de bons résultats, tels ceux représentant des phénomènes simples où peu d'éléments entrent en jeu. Ces modèles sont généralement réservés à un usage limité, pour lequel des modèles plus complexes ne sont pas nécessaires.

L'avantage des modèles conceptuels est qu'ils reposent sur la compréhension des processus et leur représentation sous forme de lois physiques. Lorsque ces processus sont nombreux, les modèles sont complexes. Ils est alors souvent nécessaire de faire des hypothèses simplificatrices permettant de négliger parfois l'effet d'un phénomène devant un autre. De nombreuses manières

de classer les modèles conceptuels existents, suivant leur approche de la réalité, suivant les processus dont ils tiennent compte, suivant le mode de résolution de leurs équations, etc.. Il est ainsi possible de différencier les modèles statiques de ceux dynamiques, distinction reposant par exemple sur l'état permanent ou transitoire du régime d'écoulement de l'eau. De même on différencie les modèles déterministes des modèles stochastiques; les premiers utilisant des valeurs ponctuelles des paramètres, les seconds utilisant les distributions de ces valeurs, fonction de leurs variabilités spatiale ou temporelle.

La plupart des modèles mathématiques de simulation utilisent l'équation différentielle du transport parfois couplée avec celle de l'écoulement. Ces deux équations sont basées sur le principe de la conservation de la masse et de l'énergie. L'équation du transport intègre des termes d'advection, de dispersion, d'adsorption, de dégradation, voire de transformation, filtration, et autre. Chacun de ces termes est régi par une ou plusieurs lois physiques, et les équations correspondantes. Ainsi la simulation passe souvent par la résolution d'un système d'équations, résolution qui peut être de ce fait très complexe. La complexité même des équations ne permet pas toujours l'existence d'une solution analytique, ce qui conduit alors à une résolution numérique.

4.4 SENSIBILITE D'UN MODELE A SES PARAMETRES

(d'après Villeneuve *et al.*, 1987)

La distribution spatiale et temporelle des concentrations de pesticides dans la zone non saturée dépend des paramètres liés au mouvement de l'eau et au transport du composé. Pour le mouvement, les paramètres qui contrôlent la vitesse d'infiltration de l'eau (conductivité hydraulique) et les phénomènes liés à la dispersion d'un soluté sont les plus importants. Les paramètres qui interviennent dans la quantification de la persistance (temps de demi-vie ou constante de dégradation (k)) et de la rétention (constante de l'adsorption (K_d)) du pesticide dans les sols, sont quant à eux importants pour la prédiction du transport de composés organiques dans la zone non saturée. Tous ces paramètres interviennent directement dans les modélisations qui représentent l'advection-dispersion et les processus bio-physico-chimiques contrôlant le destin d'un pesticide dans la zone non saturée et saturée. L'importante variabilité *in situ* de ces

paramètres pourrait conduire à une grande incertitude quant à la représentativité des résultats, si le modèle de transport est très sensible à la variabilité de certains paramètres.

Il est donc important d'évaluer la sensibilité d'un modèle par rapport à ses différents paramètres, et particulièrement par rapport à ceux qui sont grandement variables. Ceci permet de connaître la signification des résultats de la simulation du transport, devant un manque de précision des paramètres de l'advection, de la dispersion, de l'adsorption ou de la dégradation. De plus, la connaissance de l'impact des erreurs possibles des valeurs de ces paramètres sur les résultats de la simulation ou le suivi de la propagation de pesticides vers la zone saturée, permet d'en déduire les conséquences pratiques sur l'évaluation expérimentale des paramètres et sur la conduite d'essais sur le terrain.

4.4.1 Analyse de sensibilité

Nous avons appliqué le modèle déterministe PRZM pour illustrer l'importance de la variabilité des paramètres de l'adsorption et de la dégradation sur les résultats de la contamination dans le sous-sol. Les simulations permettent d'évaluer un profil de concentration de pesticides à un temps donné dans les différents compartiments de la zone non saturée, ou d'établir en fonction du temps une courbe de fuite de la concentration de pesticides parvenant à une profondeur donnée.

Les simulations sont réalisées pour la région de Portneuf, l'un des plus importants sites d'application de l'aldicarbe au Québec (culture de la pomme de terre).

Le modèle a été soumis à une large gamme de variations des valeurs des paramètres K_d ou k . L'analyse de sensibilité a été effectuée en faisant varier un seul paramètre du modèle à la fois, soit K_d , soit k .

L'objectif de cette analyse de sensibilité est de mettre en évidence l'impact de la précision ou de la représentativité des paramètres de l'adsorption et de la dégradation, sur les résultats de simulation du transport de pesticide obtenus à partir d'un modèle déterministe pur tel que PRZM. Pour cette raison, l'impact sur les résultats du modèle de la variabilité des valeurs de K_d et de k

autour de leurs valeurs moyennes respectives (\bar{Kd} et \bar{k}) est particulièrement significatif pour évaluer la représentativité ponctuelle de tels résultats.

Les résultats indiquent en particulier qu'une incertitude de 15% sur la valeur de k ou de 24% sur celle de Kd impose une modification possible de 100% de la valeur prédite de la quantité cumulée de pesticide parvenant à la nappe après trois années. De la même façon, une incertitude de 100% sur les résultats de sortie du modèle après trois ans de simulation, est obtenue pour une variabilité de k de 22% dans le cas de la concentration en solution de pesticide lessivée sous la zone racinaire, et de 17% dans le cas de la concentration parvenant à la nappe. En ce qui concerne la constante de dégradation, l'ensemble des résultats obtenus indique, au terme de l'une ou l'autre des trois années de simulation, qu'une variabilité de 20-25% peut entraîner une incertitude de 100% sur les résultats de la simulation.

4.4.2 Intérêt d'une approche de type Monte-Carlo

Les résultats de la simulation du transport de pesticide, c'est-à-dire finalement la prédiction de la contamination par ce pesticide, sont très sensibles aux variations de paramètres d'entrée tels que ceux de l'adsorption et de la dégradation. Compte tenu de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des caractéristiques d'un site, la représentativité de ces résultats est très incertaine si l'on n'utilise qu'un seul échantillon de la valeur de K_d et de k . Dans ces conditions, une évaluation réaliste du risque de contamination dans le sous-sol, à l'aide d'un modèle déterministe pur tel que PRZM, nécessiterait une stratégie d'échantillonnage qui puisse tenir compte d'une telle distribution in situ des paramètres d'entrée. Compte tenu de l'importante variabilité de ces paramètres, seul un nombre suffisant de mesures sur le terrain pourrait permettre d'obtenir des résultats plus fiables.

Il apparaît ainsi qu'une approche stochastique pour la simulation du devenir d'un pesticide dans la zone non-saturée constitue une bonne alternative pour tenir compte de l'hétérogénéité des caractéristiques du sol, et donc de la variabilité des paramètres liés à l'écoulement de l'eau et au transport du contaminant. Cette approche est celle que l'on doit retenir pour l'élaboration du modèle d'évaluation quantitative de la vulnérabilité que nous voulons développer. On doit noter cependant que l'insuffisance de résultats de terrain permettant de caractériser convenablement la

distribution in situ des paramètres pourrait induire une certaine incertitude quant aux résultats de la simulation stochastique du transport en zone non saturée, mais pas de façon aussi importante que dans une approche déterministe pure.

4.5 IMPORTANCE DE LA DISPERSION

(d'après Isabel et Villeneuve, 1987)

L'importante variabilité spatiale des propriétés du sol, associée à la complexité des processus intervenant dans la modélisation du cheminement et du devenir des pesticides, posent certaines interrogations sur la signification et la représentativité des résultats des modèles déterministes. Suite à une revue exhaustive des modèles et des hypothèses intervenant dans la modélisation du transport dans la zone vadose, Nielsen et al. (1986) concluent que les résultats de l'approche déterministe devront être intégrés à ceux de l'approche stochastique pour obtenir une description réelle et efficace du phénomène.

Les modélisations stochastiques sont le résultat d'une telle intégration. Dans ces modélisations, on suppose d'abord que l'équation déterministe classique de convection-dispersion est valide pour une colonne de sol limitée latéralement. Ensuite, on effectue des simulations répétitives avec ce modèle déterministe en utilisant des distributions aléatoires des propriétés hydrauliques du sol. C'est cette démarche que l'on appelle modélisation stochastique ou approche de type stochastique. Les résultats de ces simulations fournissent des données statistiques sur l'ensemble des conditions représentant la variabilité spatiale des paramètres. Sposito et al. (1986) ont mis en relief les nombreux problèmes théoriques soulevés par ce type d'approche. Parmi les problèmes énoncés par ces auteurs, on remarque que les résultats obtenus avec une modélisation stochastique de convection-dispersion sont insensibles à la valeur du coefficient de dispersion. Les auteurs concluent que la variabilité spatiale du taux d'infiltration est suffisante pour expliquer la dispersion observée à l'échelle d'un site. Il est alors possible de négliger la dispersion et d'utiliser simplement une modélisation stochastique de convection. Ce type de modèle étant beaucoup plus simple, il permet des solutions analytiques comme celle de Simmons (1982). De plus, et ceci est un avantage très significatif, dans un tel modèle il n'est plus nécessaire d'estimer le coefficient de dispersion.

Il est intéressant de déterminer sous quelles conditions les résultats de ces deux modèles sont suffisamment similaires pour que l'on puisse justifier, dans des applications pratiques, l'omission du coefficient de dispersion.

4.5.1 Résultats

On peut choisir comme critère de ressemblance une déviation maximale absolue de 0.5 entre les deux modèles. Cette déviation est peu significative si l'on prend en compte la faible précision des données habituellement disponibles pour simuler le comportement et le devenir des pesticides dans la zone non saturée. Le modèle stochastique de convection peut alors remplacer avantageusement le modèle stochastique de convection-dispersion, lorsque les valeurs du nombre de Peclet et du coefficient de variation sont telles que le critère de ressemblance est respecté.

Le coefficient de dispersion peut être calculé à partir du taux d'infiltration et de la dispersivité ($D = \alpha v$). La dispersivité observée dans les sols est, selon Bresler et Dagan (1983), d'environ 0.3 m. Les taux d'infiltration au niveau des sites sont généralement distribués avec un coefficient de variation d'environ 0.5.

Pour de telles valeurs (sous des conditions réelles de terrain), l'utilisation stochastique d'un modèle déterministe de convection est numériquement équivalente à l'utilisation stochastique d'un modèle déterministe de convection-dispersion, lorsque la profondeur d'infiltration est supérieure à 1.2 m.

4.5.2 Intérêt d'un modèle de convection

Puisque la modélisation stochastique avec un modèle de convection peut avantageusement remplacer dans ces conditions la modélisation stochastique avec un modèle de convection-dispersion, et puisque l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination considère la quantité de pesticide parvenant à la nappe (la profondeur de celle-ci étant généralement supérieure à 1.2 mètres), il semble inutile de prendre en considération le phénomène de la dispersion.

CHAPITRE 5

LE MODELE D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE VULPEST

5.1 LE MODELE VULPEST

On a établi que pour simuler convenablement le transport d'un pesticide en solution dans la zone non saturée, on devait utiliser une approche stochastique, négliger la dispersion et prendre en compte la dégradation du contaminant. On a aussi établi que pour que l'approche stochastique soit efficace, il fallait utiliser un modèle avec un temps de calcul le plus faible possible. Enfin, il n'a pas été possible de choisir un modèle ou une méthode de simulation qui puisse regrouper tous les éléments satisfaisant aux contraintes, à la complexité et aux exigences de l'évaluation de la vulnérabilité en conditions réelles de terrain. Pour établir le nouveau modèle VULPEST, on admet que le transport peut être modélisé convenablement par l'équation différentielle de l'advection. Pour la résolution de cette équation, on utilisera une solution exacte pour diminuer le temps de calcul et minimiser les erreurs de calcul. Ce modèle déterministe sera utilisé dans une approche de simulation stochastique (type Monte-Carlo) pour prendre en compte la variabilité spatiale des caractéristiques hydrogéologiques du sol à l'échelle du site.

5.1.1 L'équation du transport

Le transport de contaminant en solution est généralement décrit par l'équation différentielle usuelle suivante:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} + D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (5.1)$$

où v (vitesse de pore) représente la composante advective du transport et D la composante dispersive. Le terme D regroupe les phénomènes de diffusion moléculaire et de dispersion

cinématique. A l'opposé du premier phénomène de diffusion pouvant être décrit par une loi fickienne, la dispersion cinématique apparaît comme le résultat d'un ensemble de causes. Certains auteurs admettent que la dispersion cinématique peut être décrite par une loi fickienne, par similarité avec la diffusion moléculaire. D'autres auteurs montrent que la dispersion cinématique peut être le résultat des variations locales des vitesses de pore (Matheron et de Marsily, 1982; Simmons, 1982; Dagan, 1982; Sudicky, 1986).

Dans une démarche déterministe, où les valeurs des différents paramètres sont fixées à des valeurs discrètes, le terme dispersif de l'équation du transport est nécessaire pour représenter la réalité du phénomène. A l'opposé, dans une démarche stochastique où l'on prend en compte les variabilités tant spatiale que temporelle des paramètres, la dispersion cinématique résultant de la variation des vitesses de pores, est représentée par la variabilité des paramètres influençant l'écoulement de l'eau. L'effet de la diffusion moléculaire étant la plupart du temps très faible devant l'advection (et devant la dispersion cinématique), ce terme peut être le plus souvent négligé.

Admettant que le terme dispersion de l'équation puisse être représentatif du phénomène, Isabel et Villeneuve (1987) remarquent que dans les conditions réelles de terrain et en simulation stochastique celui-ci exerce une très faible influence sur les résultats. L'approche stochastique prenant en compte la variabilité spatiale des propriétés hydrauliques du sol, le fait de négliger ce terme de l'équation du transport n'entraîne pas une erreur significative.

Quant à l'écoulement dans le sol, il peut être considéré comme s'effectuant à travers une multitude de tubes verticaux de différentes dimensions (Van der Zee et Van Riemsdijk, 1986; Van Ommen, 1985). L'équation unidimensionnelle régissant le transport d'un soluté dans un tube est:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (5.2)$$

La variabilité spatiale de la conductivité hydraulique de ces tubes peut expliquer les variations locales des vitesses de pore, engendrant le phénomène de dispersion.

Le modèle **VULPEST** est basé sur cette approche, et prend en compte la variabilité spatiale et temporelle des différents paramètres. Dans cette optique, le terme dispersif de l'équation du transport est omis.

Les contaminants auxquels le modèle s'intéresse étant les pesticides, le processus de l'adsorption sur la phase solide doit être pris en compte. On admet généralement que l'adsorption peut être suffisamment représentée par un équilibre instantané réversible caractérisé par le coefficient de partition phase solide / phase liquide (Bourg et Sauty, 1987). Ce processus est décrit par:

$$S_{\text{sol}} = K C_{\text{liq}} \quad (5.3.a)$$

De même nous avons admis que les différents processus de dégradation des pesticides peuvent être représentés par une cinétique du premier ordre;

$$Q = \lambda \theta C + \mu \rho S \quad (5.3.b)$$

où λ et ρ représentent la dégradation à la fois en phase liquide et sur la phase solide, ρ la densité apparente sèche du sol, et θ le contenu en eau.

Ces deux termes peuvent être introduits dans l'équation du transport:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} - \beta C \quad (5.4)$$

$$\text{où } R = 1 + \frac{\rho k}{\theta}$$

$$\text{et } \beta = \lambda + \frac{\mu \rho k}{\theta}$$

On note que $\beta = \lambda R$ quand $\mu = \lambda$

5.1.2 L'approche Monte-Carlo

La démarche stochastique qui introduit la variabilité des paramètres pour la simulation du transport du contaminant, peut être réalisée par une approche Monte-Carlo. Cette approche consiste à effectuer un nombre suffisant de simulations pour chacune desquelles les paramètres sont fixés au moyen d'un tirage aléatoire. Ces tirages sont effectués sur les distributions des valeurs des paramètres.

Le modèle **VULPEST** permet la déclaration de distributions de différents types. Elles peuvent être discrètes, uniformes, normales, lognormales ou asymétriques (loi Bêta). Le tirage aléatoire d'une valeur sur une distribution donnée s'effectue en deux étapes. La première consiste à calculer, au moyen d'un algorithme approprié générateur de nombre aléatoire, une densité de probabilité, équiprobable entre 0 et 1. La seconde étape calcule, par la fonction densité de probabilité inverse de la distribution donnée, la valeur du paramètre correspondant.

Afin d'obtenir un résultat statistiquement proche de la réalité, un nombre suffisant de simulations doit être effectué. Pour le modèle **VULPEST**, considérant les variabilités importantes possibles des différents paramètres, un nombre de 1000 simulations a été fixé. Ce nombre est suffisant de plus pour que les résultats puissent être traités de manière statistique.

5.1.3 La solution analytique

L'approche Monte-Carlo nécessitant un grand nombre de simulations, le choix de la méthode de résolution de l'équation du transport est d'une grande importance pour la rapidité des calculs. Pour cela nous avons opté pour l'utilisation d'une solution analytique plutôt que pour celle d'une résolution numérique. Ceci présente en outre d'autres avantages tels que la facilité d'écriture de la solution, la stabilité de calcul, et la fiabilité du résultat.

L'équation (5.4) avec les conditions aux limites suivantes:

$$\begin{aligned} C &= 0 && \text{pour } z > 0 \text{ et } t = 0 \\ C &= C_0 && \text{pour } z = 0 \text{ et } t > 0 \end{aligned} \quad (5.5)$$

admet comme solution:

$$\begin{aligned} C(z,t) &= 0 && \text{pour } t < zR/v \\ C(z,t) &= C_0 \exp(-z\lambda R/v) && \text{pour } t > zR/v \end{aligned} \quad (5.6)$$

Cette solution définie en tout point spatial et temporel, nécessite que les différents paramètres soient constants dans l'espace et le temps. Considérant le sol comme un ensemble de tubes continus, la continuité spatiale verticale de l'écoulement est admise. Le modèle permet cependant la discrétisation du sol en différents horizons pouvant présenter des caractéristiques différentes. Ces horizons sont définis par l'utilisateur.

En revanche, l'écoulement apparaît comme un phénomène transitoire dans le temps. Le modèle intègre donc les valeurs mensuelles de précipitation, d'évaporation et de transpiration, en tenant compte de la température, pour obtenir une valeur moyenne d'infiltration. A partir de cette valeur, en fonction de la perméabilité et de la porosité du sol, le modèle évalue la vitesse moyenne de pore de l'eau. La démarche stochastique permet cependant dans une certaine mesure, de simuler le côté transitoire de l'écoulement, en intégrant la variabilité des valeurs des facteurs influençant l'infiltration.

5.1.4 Les résultats du modèle

Les résultats fournis par les simulations sont de différents types. Le modèle fournit la courbe de fuite (breakthrough curve) stochastique, correspondant à l'intégration temporelle des courbes de fuite de chaque simulation Monte-Carlo. On obtient aussi la concentration maximale,

la concentration moyenne annuelle et la quantité cumulée (masse) pour chacune des simulations Monte-Carlo.

Ces résultats sont présentés sous forme de fichiers et de graphiques (courbes, histogrammes), suivant le désir de l'utilisateur. Les résultats peuvent être traités sur une base statistique, en terme de risque (probabilité) de dépassement de valeurs, entre autre des normes et références entrées par l'utilisateur.

5.2 LE LOGICIEL VULPEST

Le logiciel **VULPEST** version 2.00 est la traduction en langage informatique du modèle **VULPEST**. Le logiciel permet d'effectuer rapidement la simulation stochastique du cheminement de la contamination par un pesticide dans la zone non saturée. Le logiciel traduisant le modèle **VULPEST** respecte essentiellement les hypothèses, les conditions de modélisation et les contraintes qui ont été mises de l'avant dans les paragraphes précédents.

Le logiciel **VULPEST** version 2.00 a été conçu pour être utilisé dans un contexte de gestion par un personnel qui n'a pas nécessairement une connaissance de pointe de la problématique de la contamination par les pesticides. Il est donc structuré et programmé pour agir en interaction avec l'utilisateur qui lui fournit les données d'entrée. Cette interaction logiciel-utilisateur est rendue encore plus efficace par la possibilité de visualisation qui a été prévue dans ce logiciel. Enfin, cette interaction logiciel-utilisateur devient évidente lors d'une première utilisation puisque l'exploitation pratique du logiciel est basée sur une structure de fenêtres imbriquées les unes dans les autres, selon une démarche logique qui fait cheminer l'utilisateur de l'entrée des données à la sortie des résultats.

Le logiciel **VULPEST** version 2.00 est constitué de quatre modules principaux. Le premier est le bloc d'entrée des données, le second est le bloc de simulation, le troisième est le bloc de résultats et le quatrième est le bloc d'appel et de sauvegarde des fichiers.

5.2.1 Le logiciel

- 1-Définition des données;
- 2-Simulation;
- 3-Visualisation des résultats;
- 4-Gestion des fichiers.

5.2.2 Le module de définition des données

C'est à ce niveau que l'utilisateur fournit les données pour que le logiciel puisse effectuer les simulations stochastiques. C'est dans ce module que l'on choisit aussi les distributions théoriques qui représenteront au mieux les distributions observées pour chacune des variables d'entrée du modèle.

Ces données sont de quatre ordres:

- 1-Données climatiques;
- 2-Caractéristiques du sol;
- 3-Caractéristiques des cultures;
- 4-Caractéristiques du pesticide.

5.2.3 Le module de simulation

Ce module est constitué de deux éléments:

- 1-Choix du nombre de simulations;
- 2-Simulation.

C'est dans ce module que sont effectuées les simulations stochastiques. L'utilisateur peut choisir le nombre de simulations qui lui semble valable pour une analyse statistique (le nombre

maximum de simulations a été fixé par défaut à mille (1000), car nous considérons que ce nombre est amplement suffisant pour effectuer l'analyse statistique des résultats). L'utilisateur ne devrait pas utiliser un nombre de simulations inférieur à deux cents.

Pour chaque simulation (boucle) Monte-Carlo, les paramètres du sol sont initialisés dans la sous-routine INISOL. Les valeurs sont tirées aléatoirement sur les distributions, à partir des différents coefficients donnés en (1) par l'usager. DISTRI retourne une valeur de paramètre pour la distribution choisie, discrète, uniforme, normale, lognormale, ou asymétrique (loi Bêta). Ces calculs sont effectués d'abord à l'aide de la fonction RND qui fournit un nombre aléatoire équiprobable entre 0 et 1. Ensuite, la fonction XNOR fournit une valeur distribuée normalement qui correspond à une probabilité donnée entre 0 et 1. Enfin, des calculs sont effectués pour établir la concordance entre les fonctions densité de probabilité des différentes distributions.

Pour chaque simulation, les paramètres du pesticide, de l'application et de la culture sont initialisés par la sous-routine INIAPL de la même manière que précédemment. INIAPL calcule aussi l'infiltration moyenne en fonction des données climatiques (précipitations, évapotranspirations potentielles, températures) et des besoins en eau de la culture.

A partir de ces valeurs initialisées, **VULPEST** établit les paramètres de l'équation du transport à l'aide desquels la solution analytique est calculée.

5.2.4 Le module de visualisation des résultats

Ce module est constitué de quatre éléments correspondant chacun à une sortie du modèle. Les résultats obtenus par simulation sont les concentrations maximales (écoulement piston) et les temps correspondants (temps d'arrivée et durée). A partir de ces valeurs, le logiciel calcule les concentrations moyennes annuelles et les quantités (masses) cumulées. La courbe de fuite stochastique est enfin calculée à l'aide des concentrations maximales par intégration temporelle. Ces modules sont définis de la façon suivante:

- 1-Concentrations maximales;
- 2-Concentrations annuelles;

- 3-Masses cumulées;
- 4-Courbe de fuite stochastique.

Le module visualisation permet de visualiser à l'écran ces divers résultats sous forme de courbes ou de tableau de valeurs.

Pour les trois premiers éléments, on peut:

- 1-Tracer la courbe des valeurs classées;
- 2-Tracer l'histogramme;
- 3-Etablir des tables de probabilité au dépassement;
- 4-Vérifier une norme.

5.2.5 Le module de gestion des fichiers

Ce module permet de choisir des fichiers autres que ceux qui ont été appelés par défaut. Il permet aussi de sauver les fichiers créés lors de la préparation des données d'entrée ainsi que les fichiers de résultats si l'utilisateur le désire.

Le module est constitué des éléments suivants:

- 1-Lecture de fichiers de données;
- 2-Ecriture sur disque des données en mémoire;
- 3-Lecture sur disque de résultats.
- 4-Ecriture sur disque des résultats.

Une description détaillée de ces diverses composantes est donnée dans le manuel d'utilisation du logiciel.

CHAPITRE 6

APPLICATION DU MODELE VULPEST SUR DES SITES QUEBECOIS

6.1 INTRODUCTION

Le modèle VULPEST a été utilisé pour l'évaluation quantitative de la vulnérabilité des eaux souterraines au niveau de deux sites. L'application du modèle sur ces sites met en évidence l'intérêt du modèle pour l'évaluation prédictive de la quantité de pesticide susceptible de parvenir à la nappe. Réalisées pour les sites de Portneuf et de Saint-Augustin, les simulations prennent en compte deux types différents de cultures et de pesticides correspondants.

6.2 DESCRIPTION DES SITES CHOISIS POUR L'APPLICATION DU MODELE VULPEST

Les sites sur lesquels nous avons appliqué VULPEST sont des zones agricoles actuellement exploitées et ayant fait l'objet d'un suivi plus ou moins long de la qualité (dosage de pesticide) de l'eau souterraine. Ces sites sont d'échelles différentes (une parcelle expérimentale et une grande région de culture), et mettent en jeu des types de culture et de pesticide employé également bien différents.

6.2.1 Région de Portneuf

6.2.1.1 Problématique

Des séries d'échantillonnage d'eau de 25 puits privés ou municipaux situés en zone agricole ont permis de constater depuis 1984 certains cas de contamination par l'insecticide aldicarbe utilisé pour la culture de la pomme de terre. Des concentrations très variables en aldicarbe (de 0 à 30 $\mu\text{g/l}$), ont été mesurées entre juillet 1984 et juillet 1986 dans certaines eaux de puits situés près

Tableau 6.1 Données d'entrée - Région de Portneuf (Québec).

Donnée d'entrée
<p><u>Caractéristiques du sol</u></p> <p>Profondeur de la nappe (m): 3-5 Épaisseur du sol pédologique (m): 3-5 Nombre d'horizons: 5 (incluant horizon C) Épaisseur des horizons (m): 0.18; 0.08; 0.08; 0.41; 2.25-4.25 Perméabilité des horizons (m/s): 10^{-5} ** Pourcentage de sable des horizons: 91; 87; 88; 96; 96 Pourcentage de limon des horizons: 8; 13; 12; 3; 4 Pourcentage d'argile des horizons: 1; 0; 0; 1; 0 Pourcentage de carbone organique: 1.51; 1.27; 2.20; 0.44; 0.15 Porosité des horizons (cm^3/cm^3): 0.1-0.3 Densité des horizons (g/cm^3): 1.25-1.76 Perméabilité verticale du substratum (m/s): inclus dans horizons Porosité du substratum (cm^3/cm^3): Pente du terrain (%): légère à prononcée</p>
<p><u>Caractéristiques du pesticide</u></p> <p>Nombre d'applications par an: 1 Taux d'application (kg m.a./ha): 2.24 Profondeur de l'application (m): 0.05 Jour d'application (1-365): 135 Solubilité du pesticide (mg/l): 6000 Coefficient de partition carbone organique (K_{oc}): 3.1 Constante de dégradation (j^{-1}): 0.01-0.03</p>
<p><u>Caractéristiques de la culture</u></p> <p>Nombre de type différent de cultures: 1 Date d'émergence (1-365): 165 Date de maturation (1-365): 225 Potentiel maximum d'évapotranspiration: 200 Numéro d'ordre annuel des cultures: 1</p>

** distribution lognormale ($\sigma = 10^{-5}$) (valeur moyenne évaluée à partir de la granulométrie par les formules de Hazen (1893) et de Mash et Denny (1966))

des municipalités de Ste-Catherine, de Pont-Rouge et de St-Ubalde. Le suivi de la qualité des eaux de puits de cette région est actuellement assuré par le Ministère de l'Environnement du Québec (Programme TEMIK).

6.2.1.2 Caractéristiques du sol

Les surfaces de culture de la pomme de terre sont relativement homogènes et sont principalement constituées de sable moyen, parfois grossier (sable Morin). Le sol est du groupe podzol humo-ferrique orthique, avec un contenu moyen de matières organiques en surface variant entre 3% et 5% .

6.2.1.3 Application de pesticide

L'aldicarbe utilisé est de formulation granulaire, c'est-à-dire que le pesticide (5%, 10% ou 15% en matière active ou m.a.) est lié à un substrat inerte composé de gypse ou de résidus d'épis de maïs. Il est appliqué annuellement à un taux de 2.24 kg/ha. Les granules sont enfouies mécaniquement à une profondeur normalement comprise entre 5 et 10 cm au moment des semailles (mi-mai): le pesticide est alors lessivé de son support au contact de l'humidité du sol. L'émergence et la maturation des plantes surviennent respectivement vers la mi-juin et la mi-août, et la récolte des tubercules a lieu vers la mi-septembre. La zone racinaire des plantes est de 15 à 45 cm.

6.2.1.4 Données d'entrée du modèle VULPEST

(voir tableau 6.1)

Tableau 6.2 Données d'entrée - Station agronomique de Saint-Augustin (Québec).

Donnée d'entrée
<p><u>Caractéristiques du sol</u></p> <p>Profondeur de la nappe (m): - Lysimètres en zone non-saturée Epaisseur du sol pédologique (m): 1.60 Nombre d'horizons: 3 (incluant horizon C) Epaisseur des horizons (m): 0.075; 0.28; 1.25 Perméabilité des horizons (m/s): $4 \cdot 10^{-8}$; $3 \cdot 10^{-7}$; $3 \cdot 10^{-7**}$ Pourcentage de sable des horizons: 65; 80; 80 Pourcentage de limon des horizons: 25; 15; 15 Pourcentage d'argile des horizons: 10; 5; 5 Pourcentage de carbone organique: 1.2; 1.0; 0.1 Porosité des horizons (cm^3/cm^3): 0.1-0.3 Densité des horizons (g/cm^3): 1.25-1.75 Perméabilité verticale du substratum (m/s): inclus dans horizons Porosité du substratum (cm^3/cm^3): Pente du terrain (%): 2-5</p>
<p><u>Caractéristiques du pesticide</u></p> <p>Nombre d'applications par an: 1 Taux d'application (kg m.a./ha): 2.0 Profondeur de l'application (m): 0 Jour d'application (1-365): 120 Solubilité du pesticide (mg/l): 33 Coefficient de partition carbone organique (K_{oc}): 130.7 Constante de dégradation (j^{-1}): 0.006-0.015</p>
<p><u>Caractéristiques de la culture</u></p> <p>Nombre de type différent de cultures: 1 Date d'émergence (1-365): 145 Date de maturation (1-365): 210 Potentiel maximum d'évapotranspiration: 200 Numéro d'ordre annuel des cultures: 1</p>

** distributions lognormales (σ = moyenne) (valeurs évaluées à partir des granulométries par la formule de Hazen (1893))

6.2.2 Station agronomique de Saint-Augustin

6.2.2.1 Contexte

La station agronomique de la Faculté des Sciences de l'Université Laval est située à Saint-Augustin-de-Desmaure (Portneuf). Entre autres parcelles expérimentales d'étude de diverses cultures, la station contient une parcelle de culture du maïs sucré (52 m x 18 m) traitée avec l'herbicide atrazine. Un réseau de lysimètres à succion a été installé sur ce dernier site par le Ministère de l'Environnement du Québec en décembre 1985. Cette installation de 30 lysimètres a pour but d'assurer le suivi, en pratique culturale réelle, de la qualité de l'eau interstitielle de la zone non saturée jusqu'à une profondeur d'environ 1.5 m. Un contrôle permanent des pratiques culturales, un historique connu de l'application d'atrazine, ainsi que le type de sol (minoritaire dans le comté de Portneuf mais représentatif des sols cultivés du comté de Lotbinière), sont les principaux avantages de ce site pour l'application d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines.

6.2.2.2 Caractéristiques physiques du site

Le site se trouve à la limite d'une terrasse alluviale, près d'une dénivellation de terrain. Il présente un relief ondulé et la pente y varie entre 2% et 5%. Le sol, peu fertile et faiblement pierreux, est drainé artificiellement: il est apparenté à la série Saint-Antoine (matériaux originels perturbés en surface).

La classe texturale de l'horizon Ap de ce site a été identifiée à un loam sableux fin (Baril, 1974), et le rapport pédologique du comté de Portneuf indique que le sol de la série Saint-Antoine retrouvé dans ce comté est un loam sableux graveleux (Raymond *et al.*, 1976). Le contenu en matières organiques à la surface du sol est voisin de 1.5% (septembre 1986) ou de 2.2% (avril 1986). Un schiste argileux se retrouve à une profondeur moyenne de 1.6 m, profondeur maximale des lysimètres installés.

6.2.2.3 Application de pesticide

Depuis 1986, le Ministère de l'Environnement du Québec a effectué plusieurs séries d'échantillonnage des eaux des lysimètres pour le dosage de l'atrazine.

L'atrazine sous forme de poudre mouillable est pulvérisé sur le site au moment de l'émergence des mauvaises herbes, environ 1 semaine après les semilles. En 1986, le taux d'application d'atrazine sur la parcelle expérimentale a été de 2 kg/ha. Les semilles sont effectuées en début mai, l'émergence des plantes survient vers la mi-mai, la maturation et la récolte ont lieu en début août. La zone racinaire des plantes est de 60 à 120 cm.

6.2.2.4 Données d'entrée du modèle VULPEST

(voir tableau 6.2)

6.3 EVALUATION DE LA VULNERABILITE

6.3.1 Résultats du logiciel VULPEST

Les résultats obtenus à l'aide du logiciel VULPEST sont les concentrations maximales (parvenant à la nappe), les concentrations moyennes annuelles, les masses cumulées, et la courbe de fuite stochastique. Ces résultats sont disponibles sous forme de fichiers en valeurs classées, et sous forme visualisable (graphiques).

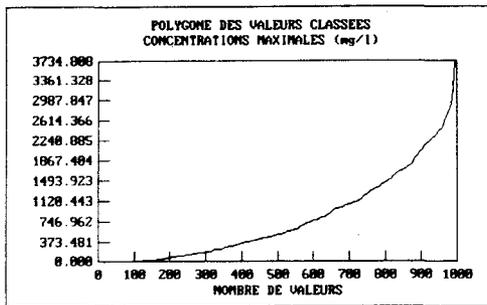
Les graphiques présentés sur les planches 6.1 à 6.3 sont quelques-uns des résultats obtenus à l'aide du logiciel VULPEST. Nous présentons les polygones des valeurs classées des concentrations maximales, des concentrations moyennes annuelles, et des masses cumulées, en graphe normal ou semi-log. Nous donnons aussi la courbe de fuite stochastique, et les probabilités de dépassement pour les concentrations maximales et moyennes annuelles. La norme de 0.01 mg/l (10 ppb) est une norme moyenne de potabilité de l'eau pour de nombreux pesticides.

6.3.2 Signification des résultats

La concentration maximale parvenant à la nappe, résultant de chaque simulation Monte-Carlo, représente la plus forte des concentrations que l'on pourrait mesurer en un point donné de l'interface zone saturée - zone non saturée. C'est une concentration ponctuelle dans l'espace et dans le temps, de l'eau interstitielle de la zone non saturée.

La concentration moyenne annuelle de chaque simulation Monte-Carlo, pourrait s'apparenter à la concentration mesurée en un point donné de la zone saturée (nappe), voisin de l'interface. En effet, si l'on admet que l'écoulement de la nappe (gradient) est relativement faible, et que la recharge en eau s'effectue verticalement au travers de la zone non saturée, la concentration en un point donné de la zone saturée proche de la surface de la nappe résulterait de l'homogénéisation des concentrations parvenant à la nappe au travers de la zone non saturée, durant le cycle hydrologique annuel.

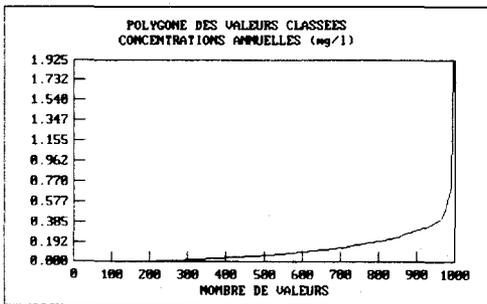
Figure 6.1 Résultats du logiciel VULPEST pour la région de Portneuf.



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
3695.	1/1000
3550.	2/1000
3330.	5/1000
3176.	10/1000
2862.	20/1000
2414.	50/1000
2047.	100/1000
1442.	200/1000
496.4	500/1000
11.40	900/1000

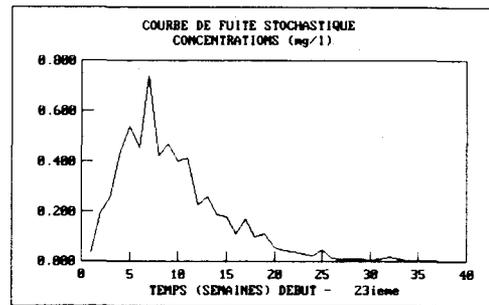
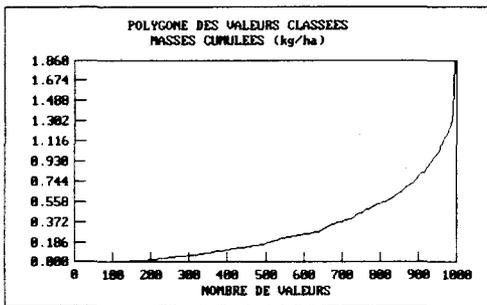
La norme (0.1000E-01), a été dépassée 984.3 fois sur 1000



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
1.711	1/1000
1.279	2/1000
0.8539	5/1000
0.7250	10/1000
0.5785	20/1000
0.3801	50/1000
0.3033	100/1000
0.1979	200/1000
0.6367E-01	500/1000
0.1501E-02	900/1000

La norme (0.1000E-01), a été dépassée 781.3 fois sur 1000



La masse cumulée de pesticide arrivant à la nappe pour chaque simulation Monte-Carlo est l'intégration des concentrations transitant en un point donné de l'interface zone non saturée - zone saturée.

La courbe de fuite stochastique représente la distribution temporelle des concentrations ponctuelles (résultant des simulations Monte-Carlo) parvenant à la nappe (en tous les points de l'interface). Elle correspond au profil de concentration dans le temps à l'interface saturée - non saturée. Elle s'apparente à la courbe de fuite obtenue par une modélisation déterministe où la dispersion est représentée par un terme spécifique dans l'équation du transport.

6.3.3 Région de Portneuf

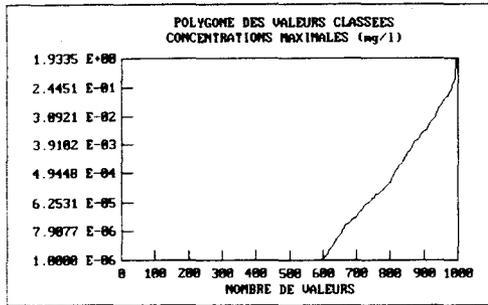
Les résultats obtenus pour la région de Portneuf et l'application de l'aldicarbe (pour les valeurs de paramètres estimées correspondant au type de sol du site) sont présentés sur la planche 6.1.

Pour les concentrations maximales, on constate que la norme de 10 $\mu\text{g/l}$ (ppb) est dépassée 984 fois sur 1000. Ceci signifie que si l'on effectuait le suivi de l'évolution de la concentration en 1000 points statistiques du site, les pics de concentration dépasseraient la norme de 10 ppb dans 984 cas. La moyenne des concentrations maximales des 1000 simulations est 782 mg/l.

Pour les concentrations moyennes annuelles, c'est-à-dire les concentrations mesurables dans la nappe et résultant d'une alimentation verticale au travers de la zone non saturée, 781 cas dépassent la norme, avec une concentration annuelle moyenne de 0,117 mg/l.

La masse cumulée moyenne de pesticide parvenant à la nappe est 0,30 kg/ha. Cette valeur représente environ 13% de la quantité de matière active appliquée. Ce pourcentage est très voisin de ceux rapportés pour l'aldicarbe par d'autres auteurs, pour des sols de type sableux semblables. Ainsi Jones *et al.* (1987) et Dean *et al.* (1987) indiquent une masse cumulée d'aldicarbe parvenant à la nappe de 1,5 kg/ha et 0,8 kg/ha pour des taux d'application respectifs de 11,5 kg/ha et 5,6 kg/ha.

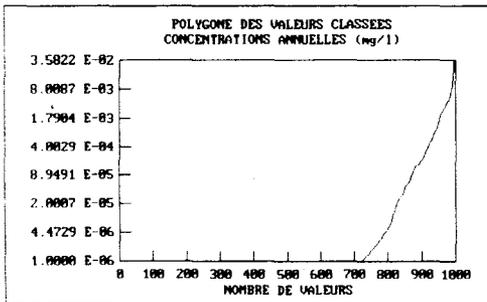
**Figure 6.2 Résultats du logiciel VULPEST pour la station de Saint-Augustin.
(profondeur 0,5 m)**



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
1.846	1/1000
1.406	2/1000
0.6155	5/1000
0.4459	10/1000
0.1879	20/1000
0.7093E-01	50/1000
0.1008E-01	100/1000
0.2662E-03	200/1000
0.2467E-07	500/1000
0.4833E-20	900/1000

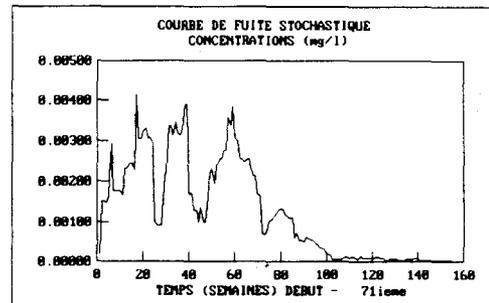
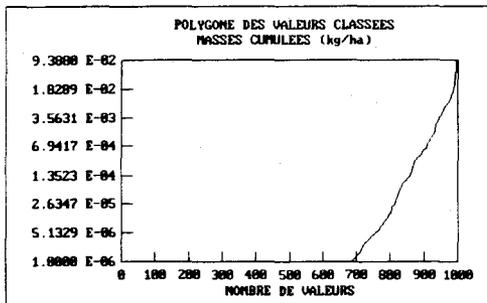
La norme (0.1000E-01), a été dépassée 100.1 fois sur 1000



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
0.3155E-01	1/1000
0.2420E-01	2/1000
0.1590E-01	5/1000
0.9402E-02	10/1000
0.4304E-02	20/1000
0.1524E-02	50/1000
0.1968E-03	100/1000
0.6117E-05	200/1000
0.5755E-09	500/1000
0.1320E-21	900/1000

La norme (0.1000E-01), a été dépassée 9.3 fois sur 1000



La courbe de fuite stochastique obtenue montre une arrivée des concentrations significatives à compter de la 24^{ième} semaine, avec une concentration maximale de 0,75 mg/l durant la 30^{ième} semaine.

Ces résultats permettent de conclure que la nappe aquifère alimentée par les eaux infiltrées au travers des sols du site étudié est très vulnérable à l'utilisation du pesticide aldicarbe. Ceci est en accord avec les résultats du suivi de la qualité des eaux de puits effectué sur cette région. Cette grande vulnérabilité découle de la faible adsorbabilité de ce pesticide (faible valeur du coefficient de partition octanol/eau et du contenu en carbone organique du sol) et de la perméabilité élevée du sol.

6.3.4 Site de Saint-Augustin

Pour la station agronomique de Saint-Augustin et l'application d'atrazine, les résultats sont présentés sur les planches 6.2 et 6.3, et correspondent aux profondeurs de 0,5 et 1,0 m. Ces profondeurs sont celles des prises d'échantillons d'eau des lysimètres.

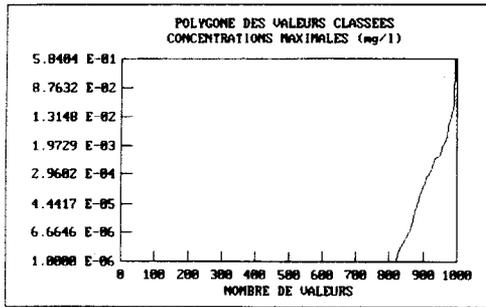
Pour les concentrations maximales, les probabilités de dépassement de la norme (10 ppb) sont respectivement de 100,1 cas et de 19,7 cas sur 1000, avec des valeurs moyennes respectives de 17 $\mu\text{g/l}$ et de 1,5 $\mu\text{g/l}$.

Les concentrations moyennes annuelles donnent des probabilités de dépassement de 9,3 et de 0,8 cas sur 1000, avec des concentrations annuelles moyennes de 0,37 $\mu\text{g/l}$ et de 0,03 $\mu\text{g/l}$.

Les courbes de fuite stochastiques donnent des temps d'arrivée des concentrations de 71 et de 108 semaines. Les valeurs maximales des concentrations sont de 4,2 $\mu\text{g/l}$ et de 0,7 $\mu\text{g/l}$.

Ces résultats sont cohérents avec les résultats obtenus par les nombreuses campagnes d'échantillonnage, qui ne montrent que rarement des concentrations de quelques microgrammes par litre ($\mu\text{g/l}$). Les polygones des valeurs classées des concentrations mesurées sont présentés pour les deux profondeurs à la figure 6.4.

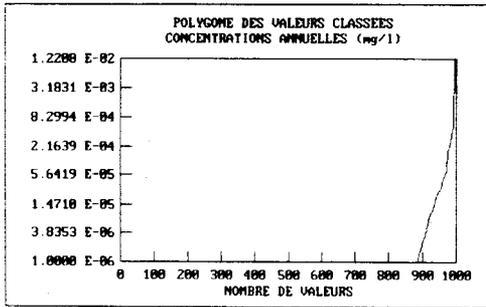
**Figure 6.3 Résultats du logiciel VULPEST pour la station de Saint-Augustin.
(profondeur 1,0 m)**



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
0.4169	1/1000
0.1357	2/1000
0.6613E-01	5/1000
0.2686E-01	10/1000
0.9719E-02	20/1000
0.1103E-02	50/1000
0.1302E-03	100/1000
0.4863E-06	200/1000
0.1192E-12	500/1000
0.0000E+00	900/1000

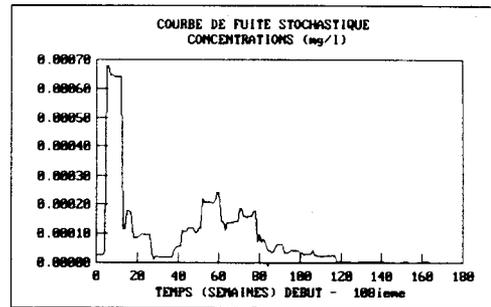
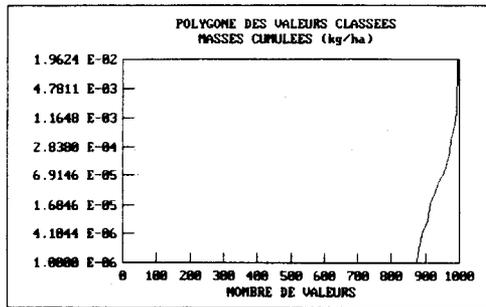
La norme (0.1000E-01), a été dépassée 19.7 fois sur 1000



PROBABILITE DE DEPASSEMENT:

VALEUR	PROBABILITE
0.8190E-02	1/1000
0.2125E-02	2/1000
0.1547E-02	5/1000
0.5140E-03	10/1000
0.2041E-03	20/1000
0.2721E-04	50/1000
0.2804E-05	100/1000
0.1097E-07	200/1000
0.3092E-14	500/1000
0.0000E+00	900/1000

La norme (0.1000E-01), a été dépassée 0.8 fois sur 1000



La fréquence des échantillonnages (4 campagnes par an) et celle des applications ne permettent pas pour l'instant de préciser si le passage d'atrazine enregistré à 0,5 m de profondeur, correspond à l'application de 1987, de 1986, ou même de 1983.

La nappe aquifère sousjacent au site ne paraît donc pas vulnérable à l'utilisation de l'atrazine dans les conditions étudiées. Ceci est dû à la faible perméabilité du sol, et à la forte rétention du pesticide sur la matière organique du sol. Le long temps de séjour du pesticide dans la zone non saturée permet ainsi une dégradation importante de celui-ci, réduisant le risque de contamination de la nappe.

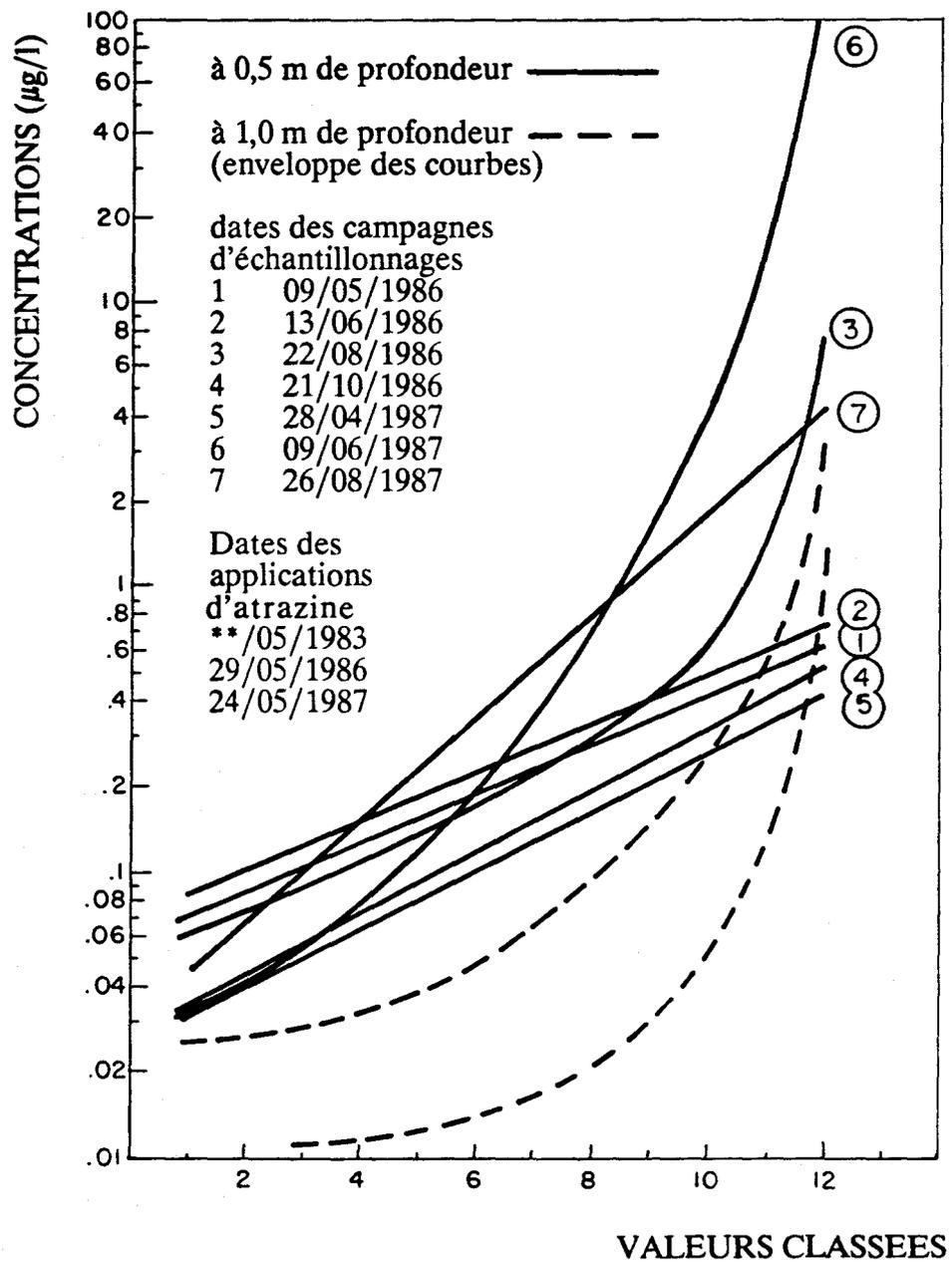
6.4 CONCLUSION

L'application du logiciel VULPEST sur deux sites québécois a permis de montrer l'intérêt d'un tel outil dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines de la nappe. Il a en effet été possible de quantifier les risques de contamination de l'eau souterraine par l'utilisation d'un pesticide avec des grandeurs physiques significatives. Ce sont des grandeurs qui peuvent être réellement mesurées sur des échantillons d'eau, et qui peuvent être directement comparées à des normes, des critères ou des seuils de qualité.

Tenant compte de la variabilité spatiale et temporelle des différents phénomènes contrôlant le destin du pesticide, le modèle fournit un ensemble de résultats probabilistes. Ces résultats correspondent aux multiples conditions pouvant être rencontrées sur le site. L'interprétation statistique de ces différents résultats permet de définir la vulnérabilité des eaux souterraines.

L'application du modèle sur ces deux sites hydrodynamiquement différents et à ces deux pesticides de propriétés très dissemblables, a permis de montrer la grande vulnérabilité du premier site au pesticide concerné, et la non vulnérabilité du second en regard du pesticide appliqué. Ces résultats, appuyés par les mesures de concentration réalisées, pouvaient être pressentis par les caractéristiques hydrodynamiques des sols, et par les caractéristiques physico-chimiques des pesticides. Cependant seule l'utilisation du logiciel VULPEST a permis de quantifier la vulnérabilité, d'une part sur des grandeurs physiques mesurables, et d'autre part de manière statistique par des probabilités de dépassement de norme de qualité.

Figure 6.4 Polygones des valeurs classées des concentrations mesurées d'atrazine à la station de Saint-Augustin .



CHAPITRE 7

CONCLUSION

C'est donc dans ce contexte général de protection de l'environnement et plus particulièrement dans le but de protéger le potentiel des ressources en eau souterraine, que s'inscrit le présent rapport. Le projet a eu pour objectif premier d'établir une méthodologie d'évaluation du potentiel de vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides.

La vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à la contamination est un concept complexe, mal défini et qui peut représenter autant la sensibilité et la susceptibilité à la contamination, que les conditions naturelles qui influencent la pénétration, la propagation et même la purification dans le milieu. Dans cette étude, le concept de vulnérabilité a été défini comme toute introduction de contaminant dans le système.

En premier lieu, nous avons établi que les différents facteurs intervenant et influençant la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination sont ceux liés aux phénomènes de pénétration et propagation dans l'aquifère.

Nous nous sommes aussi intéressés aux différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Les plus anciennes et plus fréquemment utilisées sont les expertises, études réalisées par des spécialistes tels des hydrogéologues. Plus récemment, des méthodes à indexation ont offert une procédure standardisée de l'évaluation du potentiel de contamination. Finalement, dans une approche très différente, mais dans une même perspective, des modèles mathématiques de simulation du transport des contaminants ont été développés et appliqués.

Nous avons établi qu'une méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines doit tenir compte, principalement et entre autres conditions du milieu, de la persistance

(constante de dégradation) et de la mobilité (ou facteur retard déterminé par la valeur du coefficient de distribution K_d) du contaminant dans les zones non saturée ou saturée des sols. C'est davantage la représentativité et le niveau d'utilisation de ces facteurs d'atténuation, liés à l'importance accordée aux facteurs de risques et d'impact d'une contamination, qui déterminent l'utilité ou la qualité prédictive d'une évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines.

Parmi les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, il apparaît que le seul type de méthode pouvant répondre aux préoccupations et aux objectifs visés est celui des modèles mathématiques de simulation du transport des contaminants.

Nous avons montré que les résultats de la simulation déterministe du transport de pesticide, c'est-à-dire finalement la prédiction de la contamination par ce pesticide, sont très sensibles aux variations de paramètres d'entrée tels que ceux de l'adsorption et de la dégradation. Compte tenu de la variabilité spatiale et temporelle des caractéristiques d'un site, la représentativité de ces résultats est très incertaine. Il apparaît ainsi qu'une approche stochastique pour la simulation du devenir d'un pesticide dans la zone non saturée constitue une bonne alternative pour tenir compte de la variabilité des caractéristiques du sol, et donc de la variabilité des paramètres liés à l'écoulement de l'eau et au transport du contaminant.

Nous avons aussi démontré que pour des conditions réelles de terrain, l'utilisation stochastique d'un modèle déterministe de convection est numériquement équivalente à l'utilisation stochastique d'un modèle déterministe de convection-dispersion.

Pour établir le nouveau modèle VULPEST, on a admis que le transport peut être modélisé convenablement par l'équation différentielle de l'advection. Pour la résolution de cette équation, on utilise une solution exacte afin de diminuer le temps de calcul et de minimiser les erreurs de calcul.

La modélisation déterministe doit être utilisée dans une approche de simulation stochastique (type Monte-Carlo) pour prendre en compte la variabilité spatiale des

caractéristiques hydrogéologiques du sol à l'échelle du site. Cette approche consiste à effectuer un nombre suffisant de simulations pour chacune desquelles les paramètres sont fixés au moyen d'un tirage aléatoire. Ces tirages sont effectués sur les distributions des valeurs des paramètres.

Différents résultats sont obtenus par les simulations. Le modèle fournit la courbe de fuite stochastique, correspondant à l'intégration temporelle des courbes de fuite de chaque simulation Monte-Carlo. On obtient aussi la concentration maximale, la concentration moyenne annuelle et la masse cumulée de pesticide pour chacune des simulations Monte-Carlo. Les résultats peuvent être traités sur une base statistique, en terme de risque (probabilité) de dépassement de valeurs, telles des normes et références entrées par l'utilisateur.

Le modèle VULPEST a été traduit sous forme de logiciel interactif. La structure du logiciel facilite l'entrée des données. Basé sur un système de menu déroulant, il offre une visualisation directe des données entrées, des distributions choisies des paramètres, et des résultats de simulation. Il permet aussi la gestion des différents fichiers.

Le modèle a été appliqué sur deux sites québécois (région de Portneuf et Saint-Augustin), avec deux pesticides différents. Les résultats obtenus sont très réalistes et satisfaisants, malgré le manque de certaines données nécessaires.

Ainsi, ce nouveau modèle apparait comme un outil très utile pour l'identification des sites vulnérables, la quantification de leur niveau de vulnérabilité actuelle ou potentielle, et la détermination des propriétés et de la quantité du pesticide qui devrait être utilisé pour minimiser les risques de contamination. Finalement, nous espérons qu'il sera bientôt possible, avec un nombre suffisant de données de terrain, de calibrer le modèle dans l'optique de vérifier la concordance entre les valeurs prédites et celles mesurées.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J.R. and R.J. PETTY (1985) DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. Rapport EPA/600/2-85/018, US Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma, USA.
- BANTON, O. et J.P. VILLENEUVE (1987) Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides: A comparison of the agricultural DRASTIC index with PRZM leaching concentrations. submitted to the Journal of Contaminant Hydrology
- BARIL, R.W. (1974) Carte pédologique de la station agronomique de St-Augustin. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval. 1 carte, échelle: 1:3600.
- BOURG, A.C.M. and J.P. SAUTY (1987) Can the Kd concept model successfully adsorption in hydrodynamic mass transfer models? Paper presented before the National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, International Conference: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. Noordwijk an Zee, The Netherlands, March 30-April 3, 1987.
- BRESLER, E. and G. DAGAN (1983) Unsaturated flow in spatially variable fields. 3- Solute transport models and their application in two fields. Water Resour. Res., 19, 429-435.
- CARSEL, R.F., SMITH, C.N., MULKEY, L.A., DEAN, J.D. and P. JOWISE (1984) Users manual for the pesticide root zone Model (PRZM). EPA 600/3-84-109. Environmental Research Laboratory-Athens, Georgia, 216 p.
- COHEN, D.B. (1982) Groundwater "Hot Spots": toxic pollutant problem identification, correction and prevention. California State Water Resources Control Board, Special Projects, Toxic substances control program, 13p

- DAGAN, G. (1982) Stochastic modeling of groundwater flow by unconditional and conditional probabilities. 2- The solute transport. *Water Resour. Res.*, 18 (4), 835-848.
- DEAN, J.D., STERCKER, E.W., SALHOTRA, A.M. and L.A. MULKEY (1987) Exposure assessment for the pesticide aldicarb in Florida, USA. in the Proc. of the Int. Symp. "Vulnerability of soil and groundwater to pollutants", van Duijvenbooden and van Waegeningh [Eds], The Hague, The Netherlands, pp 983-992.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1985) Protocol development and study of pesticides in groundwater. Progress report by the Contamination and Hydrogeology Section of NHRI, Ottawa, 8 p.
- HARKIN, J.M., JONES, F.A., FATHULLA, R., DZANTOR, E.K., O'NEILL, E.J., KROLL, D.G. and G. CHESTERS (1984) Pesticides in groundwater beneath the Central Sand Plain of Wisconsin. Rapport technique No WIS WRC 84-01, 46 p.
- ISABEL, D. et J.P. VILLENEUVE (1987) Pertinence of the dispersion coefficient in the modeling of pesticide transport in the unsaturated zone. Soumis à première lecture à *Water Resour. Res.*
- JONES, R.L., HORNSBY, A.G., RAO, P.S.C. and M.P. ANDERSON (1987) Movement and degradation of aldicarb residues in the saturated zone under citrus groves on the Florida ridge, *Contaminant Hydrology*, 1, 265-285.
- LORBER, M.N. and C.R. OFFUTT (1986) A method for the assessment of groundwater contamination potential using a Pesticide Root Zone Model (PRZM) for the unsaturated zone. 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.: 342-365.
- MATHERON, G. and G. de MARSILY (1980) Is transport in porous media always diffusive? A counter-example. *Water Resour. Res.*, 16 (5), 901-917.

- NIELSEN, D.R., VAN GENUCHTEN, M.Th. and J.W. BIGGAR (1986) Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. *Water Resour. Res.*, 22, 895-1086.
- POULIN, M. (1977) Groundwater contamination near a liquid waste lagoon, Ville Mercier, Québec. Thèse de maîtrise, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- PUPP, C. (1985) An assessment of groundwater contamination in Canada (part 1). Environmental Interpretation Division, EPS, Environnement Canada, 78 p.
- RAYMOND, R., LAFLAMME, G. et G. GODBOUT (1976) Pédologie du Comté de Portneuf, Québec. Ministère de l'Agriculture du Québec, Direction générale de la recherche et de l'enseignement.
- ST-JEAN, R. et J. PARÉ (1980) Pesticides employés en agriculture au Québec en 1978. Ministère de l'Environnement du Québec, 40 p.
- SIMMONS, C.S. (1982) A stochastic-convective transport representative of dispersion in one-dimensional porous media systems. *Water Resour. Res.*, 18, 1193-1214.
- SPOSITO, G., W.A. JURY and V.K. GUPTA (1986) Fundamental problems in the stochastic convection-dispersion model of solute transport in aquifers and field soils. *Water Resour. Res.*, 22, 77-78.
- SUDICKY, E.A. (1986) A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process. *Water Resour. Res.*, 22 (13), 2069-2082.
- VAN DER ZEE, S.E.A.T.M. and W.H. VAN RIEMSDIJK (1986) Transport of phosphate in a heterogeneous field. *Transport in Porous Media*, 1, 339-359.

- VAN OMMEN, H.C. (1985) Calculating the quality of drainage water from non-homogeneous soil profiles with an extension to an unsaturated-saturated groundwater quality model including bypass flow. *Agric. Water Manage.*, 10, 293-304.
- VILLENEUVE, J.P., CAMPBELL, P.G.C., ISABEL, D. et L. WILSON (1985) Problématique de la contamination des eaux souterraines au Québec. Rapport INRS-Eau, Université du Québec, mai 1985, 131 p.
- VILLENEUVE, J.P., LAFRANCE, P., BANTON, O., FRECHETTE, P., et C. ROBERT (1987) A sensitivity analysis of adsorption and degradation parameters in predicting pesticide transport through soils. submitted to the *Journal of Contaminant Hydrology*.
- WEHTJE, C., LEAVITT, J.R.C., SPALDING, R.F., MIELKE, L.N. et J.S. SCHEPERS (1981). Atrazine contamination of groundwater in the Platte valley of Nebraska from non-point sources. *Sci. Total Environ.*, 21, 47-61.
- WESTRICK, J. et al. (1992) The groundwater supply survey - Summary of volatile organic contaminant occurrence data. Tech. Support Div., Office of Drinking Water, USEPA.