

Record Number:

Author, Monographic: Villeneuve, J. P.//Banton, O.//Lafrance, P.//Blanchette, C.//Deschênes, S.

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: 20 mai 1987

Volume Identification:

Extent of Work: 277

Packaging Method: pages incluant 2 annexes

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 232

Location/URL:

ISBN: 2-89146-229-7

Notes: Rapport annuel 1986-1987

Abstract: Rapport rédigé pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec, Division de la protection de l'environnement
40.00\$

Call Number: R000232

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**

par

**Jean-Pierre VILLENEUVE
Olivier BANTON
Pierre LAFRANCE
Claude BLANCHETTE
Sylvain DESCHENES**

Rapport scientifique INRS-Eau n°232

Le 20 mai 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

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE 1	INTRODUCTION CONTEXTE GENERAL	1
CHAPITRE 2	LE PROJET	7
CHAPITRE 3	REVUE DES METHODES DE DETERMINATION ET DE REPRESENTATION.....	11
3.1	INTRODUCTION	13
3.2	CONSIDERATIONS GENERALES	15
3.2.1	Problématique	15
3.2.2	Terminologie.....	21
3.2.3	Sources et types de contamination.....	25
3.2.4	Facteurs liés à la vulnérabilité	29
3.3	METHODES D'APPROCHE DE LA VULNERABILITE	37
3.3.1	Objectifs.....	37
3.3.2	Méthodes d'évaluation	44
3.3.2.1	L'expertise	44
3.3.2.2	Les matrices et arbres d'aide à la décision.....	47
3.3.2.3	Les méthodes à indexation.....	48
3.3.2.4	Les modèles de simulation.....	52
3.3.3	Résultats et représentations.....	53
3.3.4	Utilisations	58
3.4	SYNTHESE - CONCLUSION	66
CHAPITRE 4	PROCESSUS DE RETENTION ET DE TRANSFORMATION DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS.....	57
4.1	INTRODUCTION.....	59
4.2	FACTEURS BIO-PHYSICO-CHIMIQUES CONTROLANT LE DESTIN DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS	60
4.2.1	Transport et atténuation des contaminants dans les sols	60
4.2.2	Aspects fondamentaux des processus de rétention et de transformation des contaminants dans les sols.....	60

4.2.2.1	Rétention et mobilité du contaminant.....	61
4.2.2.2	Transformation et persistance du contaminant.....	64
4.2.3	Importance des processus de rétention et de transformation des contaminants dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines	69
4.2.3.1	Principales relations avec les conditions hydrogéologiques et avec les caractéristiques des sites contaminés.....	70
4.2.3.2	Relations avec les facteurs de risques et d'impact.....	72
4.2.3.3	Utilisation des facteurs d'atténuation dans les méthodes classiques d'évaluation de la vulnérabilité	73
4.2.3.3.1	Cartographie de la vulnérabilité	73
4.2.3.3.2	Indexation de la vulnérabilité.....	77
4.3	DESCRIPTION DES PRINCIPAUX PARAMETRES LIES AUX FACTEURS BIO-PHYSICO-CHIMIQUES ET DE LEURS RELATIONS AVEC LES CONDITIONS DU MILIEU	81
4.3.1	Réactivité chimique du contaminant (adsorption et hydrolyse)	81
4.3.1.1	Coefficient de distribution sol/eau (Kd)	81
4.3.1.1.1	Les conditions environnementales	82
4.3.1.1.2	Les caractéristiques du sol	85
4.3.1.1.3	La nature du contaminant.....	89
4.3.1.2	Constante d'hydrolyse abiotique (kh)	91
4.3.2	Persistance du contaminant (biodégradation, volatilisation et photolyse).....	93
4.3.2.1	Constante de biodégradation (k)	93
4.3.2.1.1	Facteurs liés à la disponibilité et à la concentration du contaminant	94
4.3.2.1.2	Facteurs environnementaux.....	95
4.3.2.2	Constante de Henry (Kh) et constante de volatilisation (kv)	97
4.3.2.3	Constante de photolyse (kp).....	98
4.4	SELECTION DES PARAMETRES BIO-PHYSICO-CHIMIQUES IMPORTANTS DANS L'EVALUATION DE LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES.....	99
4.4.1	Importance des paramètres.....	99
4.4.2	Niveau d'utilisation des paramètres.....	100
4.4.2.1	Disponibilité des valeurs des paramètres.....	105
4.4.2.2	Niveau de précision dans la prédiction du potentiel de contamination ..	105
4.5	CONCLUSION.....	106
CHAPITRE 5	APPROCHE QUALITATIVE DES METHODES D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE.....	107
5.1	CHOIX D'UNE METHODE D'EVALUATION.....	109

5.2 REVUE DES MODELES MATHEMATIQUES DE SIMULATION	111
5.3 COMPARAISON DE DEUX METHODES D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE	117
5.3.1 Introduction	117
5.3.2 La méthode DRASTIC.....	117
5.3.3 Le modèle PRZM:.....	118
5.3.4 Méthodologie:.....	118
5.3.5 Résultats et discussion.....	123
5.3.6 Conclusion.....	145
CHAPITRE 6 CHOIX DE LA MODELISATION ET DEVELOPPEMENT DU MODELE	147
6.1 INTRODUCTION	149
6.2 ETUDE DE LA SENSIBILITE	150
6.2.1 Impact de la variabilité des paramètres d'entrée sur les résultats d'un modèle déterministe: Le cas de l'adsorption et de la dégradation	151
6.2.1.1 La variabilité intrinsèque	151
6.2.1.2 La variabilité extrinsèque.....	152
6.2.2 Stratégie de simulation pour l'analyse de sensibilité.....	152
6.2.3 Résultats et discussion.....	153
6.2.4 Intérêt d'une approche de type Monte-Carlo.....	157
6.3 L'IMPORTANCE DE LA DISPERSION	158
6.3.1 Les modélisations stochastiques.....	159
6.3.2 Comparaison entre le modèle stochastique de convection-dispersion et le modèle stochastique de convection.....	162
6.3.3 Discussion des résultats.....	165
6.3.4 Intérêt d'un modèle de convection.....	166
6.4 LE MODELE VULPEST	166
6.4.1 L'équation du transport.	167
6.4.2 L'approche Monte Carlo.	169
6.4.3 La solution analytique.....	170
6.4.4 Les résultats du modèle	171
6.5 LE LOGICIEL VULPEST	171
6.5.1 Le logiciel.....	172
6.5.2 Le module définition des données	172
6.5.3 Le module simulation.....	172
6.5.4 Le module visualisation des résultats	173

6.5.5 Le module gestion des fichiers.....	174
6.6 CONCLUSION.....	174
CHAPITRE 7 APPLICATION DU MODELE VULPEST SUR DES SITES.....	175
7.1 DESCRIPTION DES SITES CHOISIS POUR L'APPLICATION DU MODELE VULPEST	177
7.1.1 Site - Region de Portneuf (Québec)	178
7.1.1.1 Problématique.....	178
7.1.1.2 Contexte général de l'utilisation de l'aldicarbe	178
7.1.1.3 Caractéristiques du sol et pratique culturale	179
7.1.1.4 Résultats du programme de surveillance TEMIK	189
7.1.2 Site 2 - Station agronomique de Saint-Augustin (Québec).....	189
7.1.2.1 Contexte	189
7.1.2.2 Caractéristiques physiques du site	190
7.1.2.3 Réseau de lysimètres et application de pesticide(s)	192
7.1.2.4 Résultats du dosage de l'atrazine.....	194
7.1.3 Site 3 - Région de Abbotsford (Colombie-Britannique)	198
7.1.3.1 Problématique.....	198
7.1.3.2 Caractéristiques générales du site	198
7.1.3.3 Utilisation du 1,2-DCP	202
7.1.3.4 Résultats du dosage du 1,2-DCP.....	206
7.1.4 Site potentiel 4- Représentation des résultats du modèle VULPEST à une échelle régionale: Un exemple d'utilisation potentielle à partir de la cartographie écologique.....	206
7.1.4.1 Données d'entrée et exploitation des résultats du modèle VULPEST ...	207
7.1.4.2 Utilisation de la cartographie écologique et perspectives	208
7.2 SIMULATIONS SUR LES SITES.....	211
7.2.1 Résultats du logiciel VULPEST.....	211
7.2.2 Signification des résultats	211
7.2.3 Région de Portneuf.....	213
7.2.4 Site de Saint-Augustin.....	215
7.3 CONCLUSION.....	217
CHAPITRE 8 CONCLUSION GENERALE	219
REFERENCES.....	225
ANNEXES A.....	A1
ANNEXES B.....	B1

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

CONTEXTE GENERAL

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 ppb) 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

LE PROJET

Le présent projet consiste à développer une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Cette méthodologie devra permettre d'évaluer, pour chaque site hydrogéologique, le potentiel de pollution des eaux souterraines. Cette évaluation fera appel à l'information disponible sur le site considéré.

Le but de l'établissement de cette méthodologie est de fournir un outil qui permette d'évaluer le risque relatif de pollution des sites vis-à-vis de différentes sources, en prenant en compte les paramètres caractérisant la vulnérabilité. Cet outil sera utile pour analyser les relations entre les pratiques de disposition ou d'épandage, les utilisations du territoire et les produits et, ensuite, leurs impacts sur la contamination des eaux souterraines. Cet outil pourra aussi être utilisé pour guider la sélection de futurs sites à échantillonner et de paramètres à caractériser sur ces sites.

La poursuite de ce projet comprend, en plus de l'élaboration d'une méthodologie, l'élaboration d'un programme afin de traduire les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité sur des cartes. Ce projet n'a pas pour but d'établir des cartes de vulnérabilité pour l'ensemble du Québec; son objectif est plutôt de vérifier une méthodologie d'exploitation de l'information actuelle et de l'appliquer sur des sites où il existe une information suffisante. L'idée maîtresse est de fournir un outil de base applicable, qui pourra être amélioré au cours d'applications ultérieures (frame-work model).

Pour réaliser ce projet, il existe une certaine quantité d'informations disponibles (données). Il va de soi que l'information qui sera utilisée dépendra des paramètres qui seront retenus dans l'établissement de la fonction vulnérabilité, laquelle permet de définir le potentiel de contamination.

Ce n'est qu'après cette sélection des paramètres que débutera l'exploitation systématique de l'information. Il ne faut pas oublier non plus que dans un premier temps, le choix des paramètres est lié à la disponibilité de l'information. Cette information est souvent générale et non traitée; elle devra alors être traitée pour évaluer les paramètres retenus. On a vu, au chapitre 2, différents paramètres qui ont été utilisés dans l'évaluation du potentiel de vulnérabilité. Ceux-ci sont déjà une première indication du type d'information que l'on doit rechercher en ce qui a trait au milieu récepteur. Pour ce qui est des caractéristiques des

produits, on peut identifier [Wilson et al., 1985], un ensemble de caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, qui devront être pris en compte dans la présente démarche.

Enfin, la méthodologie devra permettre de déterminer les zones qui seraient plus ou moins vulnérables. Ainsi, on pourra sélectionner les zones critiques où les efforts d'intervention devraient être concentrés (ex.: échantillonnage; établissement d'un réseau de surveillance) ceci permettant, entre autres, une meilleure allocation des ressources.

Pour développer cette méthodologie, nous prévoyons cinq phases principales:

1. revue et évaluation des méthodes utilisées;
2. développement (adaptation) d'une méthode applicable en particulier au Québec;
3. application de la méthode;
4. programmation sur micro-ordinateur avec des sorties graphiques;
5. rapport - publication.

CHAPITRE 3

REVUE DES METHODES DE DETERMINATION ET DE REPRESENTATION

3.1 INTRODUCTION

Depuis relativement peu de temps, environ deux décennies, un certain nombre de travaux, portant sur la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, ont fait l'objet d'articles ou de communications. Parmi ceux-ci, on retrouve tout à la fois des cartes, des méthodes d'évaluation, des études, etc...

Nous avons cherché, au travers de notre revue bibliographique, à faire le point sur ces différents travaux, sous la forme d'un "state of the art". Ce document comporte donc une compilation de travaux rapportés par des auteurs de divers pays. Nous orientons cette revue sur les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination.

Ce document se présente en deux grands volets, le premier étant consacré aux considérations générales, le second aux méthodes mêmes. Après avoir cerné la problématique et la terminologie de la vulnérabilité, nous considérons les sources et les types de contamination, de même que les facteurs jouant un rôle dans la contamination des eaux souterraines et influençant donc la vulnérabilité.

Durant le second volet consacré aux méthodes d'approche ou d'évaluation de la vulnérabilité, nous nous intéressons successivement aux objectifs, aux méthodes elles-mêmes, aux résultats et à la représentation de ceux-ci, ainsi qu'à l'utilisation possible, tant des méthodes que des résultats.

Enfin nous apportons la synthèse de cette revue plus ou moins critique, des différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, rencontrées dans la bibliographie.

3.2 CONSIDERATIONS GENERALES

3.2.1 Problématique

Après la longue période de civilisation où l'homme ne modifiait son environnement que de façon relativement minime (aux déforestations près), le dernier siècle d'industrialisation a vu se multiplier ses interventions directes ou indirectes, sur et dans le milieu naturel. Ces diverses activités qui avaient initialement pour but d'améliorer son existence matérielle, lui ont tardivement ou rapidement amené des nuisances et des désagréments. Parmi ceux-ci, la pollution des eaux, tant de surface, que souterraines est devenue peu à peu un problème préoccupant, voire alarmant dans certains cas critiques.

"L'eau souterraine est une ressource naturelle renouvelable avec une circulation relativement courte et superficielle, présentant une étroite dépendance envers les précipitations, les eaux de surface, et l'influence de l'homme. De fait, les activités de celui-ci menacent et polluent qualitativement et quantitativement la ressource, avec une fréquence croissante (Vrba 1981)."

Devant l'augmentation des besoins en eau potable, et face à la dégradation de la qualité des eaux de surface, la consommation des eaux souterraines a connu une croissance importante. Malheureusement, cette ressource que l'on considérait comme invulnérable, s'est trouvée à son tour confrontée aux problèmes de pollution.

"Comparés aux réservoirs de surface, les aquifères sont naturellement protégés vis-à-vis de la contamination microbiologique et chimique par les dépôts géologiques les recouvrant. Cette protection a été longtemps considérée comme efficace et persistante. Cependant, durant les dernières décades, de nombreux incidents importants de contamination de l'eau souterraine ont eu lieu. Ainsi l'aptitude des dépôts géologiques à protéger l'eau souterraine n'a pas été suffisante dans tous les cas."

"Par de malheureuses expériences et par des considérations théoriques, nous savons que la pollution des eaux souterraines peut être extrêmement durable et par conséquent difficilement et coûteusement réversible (Villumsen et al. 1982)."

Le problème de la pollution des eaux souterraines est d'autant plus ressenti que cette ressource est nécessaire, et fortement exploitée. D'autres effets de pollution sur l'environnement nous touchant moins directement, notre connaissance et notre sensibilisation à leur égard sont moins développées. La gravité de la contamination des eaux souterraines est donc d'autant plus importante à nos yeux, que l'utilisation de celles-ci est primordiale.

"La multiplication et l'aggravation, depuis plus d'une décennie, des cas de pollution des eaux souterraines, contrarient l'accroissement permanent des prélèvements, provoqué par une énorme augmentation de la demande en eau. Face à cette situation, et aux difficultés de la décontamination, les pouvoirs publics (français) et les hydrogéologues ont très rapidement pris conscience de l'extrême importance de la prévention dans le domaine de la lutte contre la pollution. Il fallait donc sensibiliser les gestionnaires, les aménageurs et plus généralement les utilisateurs de l'eau souterraine (Suais-Parascandola et al. 1983)."

Un des aspects importants des phénomènes de contamination des eaux souterraines, est la faible réversibilité de ceux-ci. Cette faible réversibilité est due aux caractéristiques même de l'eau souterraine comme ressource exploitable, au fait que la contamination affecte tout autant le milieu aquifère, et que les sources de contamination sont nombreuses, fréquentes et continues.

"La production de produits chimiques destinés aux divers usages de la vie courante, a conduit avec les années, à l'accumulation de ces substances un peu partout dans l'environnement. Leur utilisation a engendré une contamination plus ou moins sérieuse des terrains récepteurs, et de l'eau souterraine qui y circule (Grenier et al. 1985)."

Au fur et à mesure de la prise de conscience du problème de la contamination des eaux souterraines, les causes et les sources ont été identifiées, de même que les contaminants relatifs à chaque cas. Les premières considérations concernant les effets ont montré que la contamination n'est pas forcément liée à une nuisance directe pour l'homme, mais qu'elle résulte de l'introduction artificielle dans le système de substances diverses. Différentes considérations font apparaître de plus la complexité des phénomènes, et par là le contrôle que l'on peut avoir sur ceux-ci. L'aspect contrôle ne pouvant s'appuyer que sur une base de

règlementations, ces dernières sont devenues certaines des préoccupations prioritaires des professionnels oeuvrant dans le domaine de l'eau souterraine.

"Actuellement, plus d'attention et plus d'argent sont consacrés, principalement aux cas extrêmes de pollution de l'eau souterraine, surtout causés par des décharges irréflechies de déchets chimiques, et par les fuites des stockages et des transports de produits chimiques et d'hydrocarbures. Un nombre considérable de cas (aux Pays-Bas) a eu lieu dans les aires de recharge des captages d'eau. Cependant, outre ces pollutions qui mettent souvent en danger la santé, certaines autres sont engendrées par des substances sans nuisances. L'inconvénient de ces sortes de pollution, est qu'elles sont diffuses, et apparaissent sous diverses formes dans l'environnement; ainsi, les baisses de qualité de l'eau souterraine, résultats de l'agriculture ou de l'influence de la pollution de l'air, sont innombrables. Du point de vue de la protection de la qualité de l'eau souterraine, cette sorte de pollution est très difficilement contrôlable et réglementable (Van Waegeningh 1981)."

La réglementation et les recommandations sont parmi les solutions-clés du problème. Cependant, pour qu'elles puissent remplir leur rôle, il est nécessaire qu'elles se fondent sur la connaissance parfaite des phénomènes afin qu'elles en préviennent le comportement. Pouvant en quelque sorte, prévoir celui-ci, il serait donc possible de se situer à l'amont du problème, aux sources même de la contamination. La réglementation et les recommandations sont liées au milieu spécifique de chaque site, et devraient donc se présenter comme des outils relatifs (aux différentes conditions rencontrées).

"Sous certaines conditions environnementales et agricoles, des résidus de pesticides peuvent être retrouvés jusque dans la nappe, le pesticide étant (pourtant) appliqué sur les cultures comme recommandé (Back et al. 1982)."

L'un des aspects de la contamination est celui du seuil de nuisance, auquel se réfère le problème des normes, et des tests de qualité, volets spécifiques de la réglementation.

"La contamination des eaux souterraines par les composés chimiques organiques de synthèse, est un problème important de santé environnementale, qui a été reconnu. Le virtuel manque de tests pour les contaminants organiques de l'eau d'alimentation, des

caractéristiques spécifiques, hydrogéologiques de l'eau souterraine, de la quantité et de la variété de dispositifs de déchets et d'autres sources de contamination, et l'absence de normes de concentration pour l'eau potable, en composés organiques toxiques, a contribué à la complexité du problème. Les solutions du problème de la contamination des eaux souterraines, ont été entravé par un grand nombre de facteurs, incluant le manque de législation adéquate et le manque d'efforts coordonnés aux différents niveaux, nationaux, régionaux et locaux (Bacon et al. 1985)."

Parmi les diverses considérations du sujet, celles relatives aux prévisions d'utilisations futures de l'eau souterraine sont nécessaires, afin d'éviter de compromettre par un désintéressement présent, les ressources non-encore ou non-encore-totalement exploitées. Cet aspect de la prévention de la contamination est tout aussi important que celui relatif aux eaux souterraines actuellement ex-ploitées.

"Du fait des impératifs environnementaux croissants, il deviendra progressivement plus difficile de produire de l'eau potable ou industrielle, de qualité satisfaisante. Il est donc nécessaire de protéger les ressources d'eau souterraine utilisables restantes, des pollutions anthropogènes, liées à l'industrie, à l'agriculture, aux déchets, etc. (Haertlé 1983)."

La prévention et le contrôle de la contamination des eaux souterraines doivent s'appuyer sur une réglementation et une législation, adéquates et appropriées. Pour l'élaboration de celles-ci, il est nécessaire que les phénomènes soient le mieux possible connus, et que tous les éléments concernant ceux-ci soient appréhendés et mis à la disposition des personnes et organismes, compétents et responsables vis-à-vis des problèmes de contamination des eaux souterraines.

"La prévention de la pollution des eaux souterraines, action d'autant plus nécessaire que la décontamination des nappes d'eau souterraine polluées est une entreprise longue et coûteuse, implique que soient élaborées et diffusées à l'attention des services publics responsables aussi bien que des particuliers, des informations décrivant l'existence ou l'absence de facteurs naturels protégeant les nappes d'eau souterraine des risques de pollution accidentelle ou due à des négligences; pollution d'origine atmosphérique ou superficielle, ponctuelle ou extensive (Albinet et al. 1970)."

Il apparaît nettement que le problème de la contamination des eaux souterraines ne pourra être résolu que par une action concertée et coordonnée, faisant partie de la gestion globale de l'environnement. Cette action nécessite la participation et l'intervention de toutes les personnes et tous les organismes liés de près ou de loin au problème de l'eau souterraine et de sa protection. Cette concertation pluridisciplinaire intéresse ou devrait intéresser, non seulement l'utilisateur, l'exploitant et l'hydrogéologue-prospecteur, mais aussi l'industriel, l'agriculteur, l'aménageur et le planificateur, de même que les administrateurs, les législateurs et d'une manière générale tous les responsables aux différents niveaux.

"L'harmonisation des relations entre le développement économique et la protection de l'environnement est devenue entièrement difficile et plus spécialement dans les régions à forte densité de population, et fort potentiel industriel et agricole. Les mesures de protection locale de l'eau souterraine sont devenues insuffisantes, et du fait de l'extension croissante des sources de pollution non-ponctuelles, il est indispensable de résoudre la protection de l'eau souterraine, et les problèmes connexes, aux niveaux régional et continental (Vrba 1981)."

3.2.2 Terminologie

A ce stade de notre revue bibliographique, il nous paraît nécessaire de définir ou de préciser certains des termes fréquemment rencontrés dans les différents articles traitant du sujet. Parmi ces définitions, la première que nous donnerons sera celle de la pollution des eaux souterraines de Ternisien (1971) cité par Suais-Parascandola et al. (1983).

"Pollution des eaux souterraines:

- introduction directe ou indirecte d'un polluant dans un milieu déterminé
- résultat de cette action qui aboutit à la présence du polluant dans le milieu

Polluant: altérogène biologique, chimique ou physique qui, présent dans le milieu provoque une gêne, une nuisance (Suais-Parascandola et al. 1983)."

L'auteur lie donc un effet de gêne et de nuisance à la pollution. Si certains auteurs tels Suais-Parascandola et al. (1983) donnent "contamination" comme synonyme de pollution, de nombreux autres lui attribuent des sens voisins, mais différents. Ainsi Simard et al. (1977):

"Une source de pollution entraîne toujours la dégradation de la qualité des eaux souterraines, à des degrés divers. Seules les analyses chimiques et bactériologiques permettront d'établir si nous avons affaire à un cas de contamination ou de pollution. En pratique, la différence entre les termes contamination et pollution est souvent arbitraire, puisqu'une eau contaminée peut, après un certain temps, devenir polluée, et la présence d'une odeur ou d'un goût particulier résultant d'une contamination fait que l'eau, même si elle est toujours potable, perd de son attrait (Simard et al. 1977)."

Contamination et pollution sont donc 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. Nous utiliserons donc dorénavant ces termes suivant leur définition, hormis dans certains des passages cités, où leurs sens pourront être parfois confondus, du fait des auteurs.

Après avoir dressé un bilan des contaminations actuelles, et des préoccupations liées à celles-ci, les utilisateurs et les professionnels de l'eau souterraine se sont intéressés aux différents phénomènes pouvant favoriser la protection des eaux souterraines vis-à-vis d'une contamination. Ce travail s'est focalisé sur le concept de "vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination". Si la compréhension de ce concept est relativement aisée, on n'en retrouve cependant que peu de définitions précises. Parmi celles rencontrées, nous citerons:

"... les possibilités de pénétration et de propagation des polluants dans les aquifères, c'est-à-dire la vulnérabilité des nappes à la pollution (Albinet et al. 1970)."

"La vulnérabilité d'une nappe peut être définie comme l'ensemble des conditions naturelles qui régissent l'infiltration d'une substance polluante vers la nappe, puis sa propagation dans celle-ci vers les exutoires (BRGM 1980)."

"vulnérabilité, notion liée au "risque" de pollution des eaux souterraines, qui englobe à la fois celle d'agression et de défense (Suais-Parascandola et al. 1983)."

"vulnérabilité à la pollution, susceptibilité à se trouver dans un état de pollution (Parascandola 1980)."

"vulnérabilité de l'eau souterraine, sensibilité à la pollution (Haertlé 1983)."

"Raisons naturelles de la vulnérabilité des ressources en eaux souterraines:

- degré de protection vis-à-vis d'une pollution depuis la surface au travers des différents niveaux*
- potentiel de purification (dans l'aquifère) de l'eau souterraine polluée (Vierhuff 1981)."*

On remarque, par les quelques auteurs cités, que la vulnérabilité est un concept complexe, mal défini et qui peut représenter tout à la fois 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 nous 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, pour la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, 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 toute 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 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 - comme le souligne Blau (1981) - un cas particulier de protection des eaux souterraines.

3.2.3 Sources et types de contamination

"Les principales activités de l'homme pouvant conduire à la pollution des eaux souterraines sont liées à l'utilisation du sol pour l'élimination des déchets liquides et solides, au déversement dans l'environnement de produits liquides industriels lors de leur transport ou de leur stockage, et à l'exploitation des ressources naturelles.

Ainsi les puisards, les fosses septiques, les étangs d'oxydation, les lagunes d'infiltration, l'injection de déchets liquides dans les réservoirs aquifères, l'enfouissement des déchets radioactifs liquides et solides de faible intensité, les dépotoirs, l'enfouissement sanitaire des déchets solides urbains, l'élimination des résidus d'incinération, l'épandage et le stockage du sel, le transport et l'emmagasinement des hydrocarbures et des liquides industriels toxiques, l'ouvrage de captage mal aménagé, l'exploitation des aquifères côtiers, l'exploration et l'exploitation pétrolière, l'utilisation de pesticides, herbicides, fertilisants et l'élimination des fumiers, sont les principaux agents de la détérioration de la qualité naturelle des eaux souterraines. L'apport de contaminant provenant de ces sources, à des concentrations excédant le seuil toléré provoque la pollution des eaux souterraines et rend l'eau impropre à la consommation (Simard et al. 1977)."

Les sources et les types de contamination sont nombreux et divers. Leur nature et leur localisation sont variées. Certains auteurs ont cherché à classer ces sources suivant leur type.

Ainsi Bacon et al. (1985) différencient les sources dues aux dispositifs de déchets, des autres, pour les contaminants chimiques organiques de synthèse.

"Principales source de contamination de l'eau souterraine par les composés chimiques organiques de synthèse:

Dispositif de déchets: remblai, réservoir de surface, décharge, station d'épuration des eaux usées, lieu de traitement des ordures municipales et industrielles, épandage de boues, puits d'injection,...

Autres sources: puits abandonné, épandage accidentel, sur-dosage des produits agricoles, exploration et exploitation du pétrole, citernes de stockage enfouies ou non,...
(Bacon et al. 1985)."

Le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (France) précise:

"On distingue les points de pollution réelle, quand la liaison de cause à effet entre la source de pollution et la présence du polluant dans la nappe est clairement établie, des point de pollution potentielle qui ne représentent qu'un risque, permanent ou accidentel, qui est fonction d'un type d'événement déterminé (BRGM 1980)."

Il distingue parmi ces 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).

Vrba (1981) remarque que:

"La pollution de l'eau souterraine peut être classée suivant différents points de vue. Les plus communes divisions font référence (Albinet et al. 1970) à l'extension des effets des sources de pollution, et (Back et al. 1982) à la composition des substances contaminantes.

La première classification est usuellement subdivisée en deux groupes principaux; pollutions ponctuelles (ou locales) et pollutions non-ponctuelles (ou régionales). La

seconde classification référant à la sorte de substances containantes est plus fréquemment subdivisée en

- *contamination par composés chimiques (inorganiques, organiques, radioactifs et/ou gazeux)*
- *contamination par substances végétales ou animales (substances organiques dégradées, excréments, acides gras, hydrates de carbone,...)*
- *pollution par organismes vivants (protozoaires, bactéries, virus)*

En d'autres termes, la pollution peut être chimique, radioactive ou biologique (Vrba 1981)."

Legrand (1983) utilise la classification de Todd et al. (1976) donnant la nature du polluant (physique, chimique non-organique, élément trace, chimique organique, bactériologique et/ou radiologique) pour les diverses sources de pollution (municipales (6 sous-classes), agricoles (6 sous-classes), industrielles (8 sous-classes), hydrocarbures, minières). A ces sources sont rajoutés des "déchets divers", correspondant aux eaux polluées de surface ou de précipitation, aux fosses septiques et puisards, mais aussi aux produits routiers antigel et aux intrusions d'eau salée liées au "salage" des routes et aux sous-produits d'hydrocarbures. (Legrand 1983)

Parmi les auteurs, quelques-uns font allusion à la contamination des eaux souterraines par intrusion d'eau salée naturelle, phénomène dû à l'exploitation de la ressource "eau douce" par l'homme, et aux modifications hydrodynamiques du système (aquifères côtiers, biseaux salés). Ainsi, Ennabli (1981), remarque que la surexploitation du système aquifère multicouche de la région de Sedjoumi (Tunisie), et surtout du premier aquifère profond, entraîne un drainage important par le niveau semi-perméable. Ce drainage soutire de l'eau saumâtre de sebkhat (zone d'évaporation intense), apport qui provoque l'augmentation de la concentration en sels dans l'aquifère, de façon importante et préoccupante. (Ennabli 1981)

Dans le manuel d'utilisation du système DRASTIC (Aller et al. 1985), les auteurs donnent une classification des sources potentielles de contamination de l'eau souterraine, d'après Lehr et al. (1976), fonction de l'emplacement de ces sources:

- en surface (dispositif de déchets solides ou liquides, stockage, évacuation de vidanges et boues d'épuration, salage-antigel, zone d'alimentation du bétail, fertilisants et pesticides, renversement accidentel de matériels dangereux, particules de matière aéroportées)
- souterraines au-dessus de la nappe (champs d'infiltration, puisards, bassins d'épuration, lagune, remblais, dépôts en excavations, fuites de citernes enfouies, fuites de conduites, recharge artificielle, puits, cimetière)
- dans la nappe (décharge en excavation avec nappe affleurante, puits et canaux de drainage, puits abandonnés ou improprement construits, sondages et forages, puits d'injection de déchets, mines, intrusion d'eau salée) (Aller et al. 1985)."

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. Dans l'étude de la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à la contamination, il pourra et devra parfois être nécessaire d'étudier et de définir avec précision la source et le type de contamination, auxquels se réfère la vulnérabilité définie, du système donné. En ce sens, la vulnérabilité en un site dépendra directement de l'utilisation humaine qui y existe ou y est projetée.

3.2.4 Facteurs liés à la vulnérabilité

Les facteurs influençant le potentiel de contamination des eaux souterraines sont nombreux et de toutes natures. Les auteurs ne paraissent pas toujours d'accord sur ceux dont l'influence est prépondérante et dont il faut donc tenir compte en priorité dans l'étude de la vulnérabilité.

En tout premier lieu, Suais-Parascandola et al. (1983) précisent que:

"Définir le degré de vulnérabilité d'un système suppose que l'on ait su caractériser les agressions et les défenses, "convoluer" ces fonctions, définir une fonction de vulnérabilité, fixer une échelle de vulnérabilité. La fonction de vulnérabilité s'établit

entre les différentes variables servant à caractériser les agressions, les défenses: (soit) la durée, l'étendue, la fréquence, l'intensité (acronyme DEFI) (Suais-Parascandola et al. 1983)."

Caractériser les agressions et les défenses nécessite de connaître les facteurs liés à celles-ci.

Van Waegeningh (1981) remarque que:

"D'un point de vue technique, la protection dépend des propriétés hydrogéologiques de l'aquifère (Van Waegeningh 1981)."

alors que Haertlé (1983) déclare:

"La vulnérabilité est fonction du type et de l'épaisseur du matériel susjacent à la nappe (Haertlé 1983)."

Les auteurs du Working Group on Pesticides (1970) précisent:

"L'entrée des pesticides consiste en

- la percolation au travers de la zone insaturée- l'infiltration et la migration dans la zone saturée

- la drainance ou les échanges entre aquifères."

Regroupant indifféremment comme facteurs, des paramètres et des phénomènes, certains auteurs écrivent:

"Les facteurs les plus importants contrôlant le mouvement des contaminants sont:

- la perméabilité du matériel affleurant

- le mouvement de l'eau souterraine

- la présence d'aquifères majeurs peu profonds

- l'utilisation de l'eau souterraine dans le voisinage (Norton et al. 1982)."

D'autres, plus précisément:

"Les principaux facteurs hydrogéologiques contrôlant le déplacement du contaminant dans le sol sont la distance entre la source de contamination et le point de prélèvement de l'eau, la profondeur de la nappe et son gradient, la perméabilité et les phénomènes de sorption.

Chacun des cinq facteurs tend à avoir une relation directe ou inverse avec chacun des autres facteurs (Legrand 1983)."

Le premier groupe de facteurs, caractérisant le déplacement d'un contaminant, et donc la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination sont les différentes caractéristiques physiques du milieu, paramètres quantifiables, engendrant des phénomènes physiques, tel par exemple le mouvement de l'eau (direction, vitesse, débit). Les terrains susjacents à l'aquifère déterminent la pénétration du contaminant dans celui-ci, les terrains-aquifères la propagation en leur sein.

De nombreux auteurs considèrent les facteurs environnementaux humains et plus spécialement ceux liés à l'exploitation de l'eau souterraine comme ressource.

"Les risques de contamination des nappes d'eau souterraine sont liés à la fois à la nature des terrains qui les surmontent ou qui les entourent, et aux contraintes d'aménagement.

Les conséquences d'une contamination dépendent également de plusieurs facteurs, parmi lesquels on notera, le volume de ressources concernées, la population touchée, les possibilités d'approvisionnement de recharge.

Pour l'aquifère à sauvegarder, on s'intéresse:

- premièrement à son aptitude à se laisser traverser*
- secondement à son aptitude à se laisser atteindre (BRGM 1975)."*

Certains des facteurs sont plus ou moins dépendants entre eux (tels porosité-perméabilité), certains peuvent présenter une relation directe ou inverse avec d'autres, (cité plus haut). De même, un facteur, suivant les phénomènes dans lesquels il intervient, peut avoir

des influences convergentes ou contradictoires sur la vulnérabilité. L'influence d'un facteur sur la vulnérabilité peut être directe ou indirecte, de même qu'il nécessite parfois d'être conjugué à un autre facteur pour présenter une influence.

Grenier et al. écrivent:

"Le degré de perméabilité affecte la vitesse de déplacement de l'eau souterraine dans les matériaux, et partant, l'étendue des contaminants. De façon générale, plus la perméabilité est élevée, plus les contaminants se propagent rapidement et plus la capacité d'atténuation est faible. Le sens d'écoulement vertical et latéral de l'eau souterraine constitue un facteur essentiel à déterminer lorsqu'il y a contamination de l'eau souterraine (Grenier et al. 1985)."

Parmi les facteurs, ou plutôt les phénomènes, influençant la vulnérabilité, celui de persistance de la contamination ou du contaminant apparaît très souvent. Ainsi;

"De plus il est approprié de distinguer une pollution avec des composés persistants, d'une dont les composés sont naturellement dégradables (Van Waegeningh 1981)."

"Dans la pollution on doit considérer:

- *l'introduction de la pollution, c'est-à-dire le transit selon un trajet surtout vertical, de corps polluant entraîné par les eaux d'infiltration, ou de fluides polluants depuis la surface du sol jusqu'à une nappe souterraine, à travers le sol et les roches non saturées d'eau (ceci ne s'appliquant qu'aux nappes libres)- la propagation de la pollution, c'est-à-dire l'écoulement de l'eau ainsi polluée, entraînée par le mouvement naturel de la nappe atteinte (...)*
- *la persistance plus ou moins prolongée, après l'interruption de la cause initiale de la pollution, de la zone contaminée qui est liée au renouvellement naturel de l'eau du réservoir aquifère (Albinet et al. 1970)."*

"Nous avons essayé de focaliser la vulnérabilité des eaux souterraines sur des raisons naturelles qui du point de vue géologique sont:

- le degré de protection face à la pollution depuis la surface
- le potentiel de purification dans l'aquifère de l'eau polluée.

Les critères concernant la protection, sont le régime hydrogéologique, la géologie et pédologie de la zone insaturée, la profondeur de l'eau souterraine ou l'épaisseur du niveau susjacent confinant. La purification est due aux effets de rétention, dilution et dégradation ayant lieu naturellement dans l'aquifère (Vierhuff 1981)."

Des auteurs citant Deutsch (1969) écrivent:

"Les facteurs sont:

- les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques du contaminant
- la nature hydraulique du sol et de l'aquifère
- les procédés naturels qui peuvent supprimer ou dégrader le contaminant dans son déplacement
- les caractéristiques physiques et chimiques du milieu géologique au travers duquel le contaminant se déplace (Working Group on Pesticides 1970)."

Villumsen et al. (1982) de même, annoncent:

"La vulnérabilité de l'eau souterraine dépend d'une série de paramètres dynamiques comme statiques. Les plus importants sont:

- l'épaisseur, la lithologie, la perméabilité et l'humidité des dépôts susjacents à l'aquifère
- le type de composés polluants
- l'aptitude des dépôts susjacents à neutraliser, retenir ou retarder les composés polluants actuels
- les conditions hydrauliques
- l'intensité de pollution dans l'aquifère
- l'exploitation de l'aquifère (Villumsen et al. 1982)."

Les auteurs s'intéressent donc principalement aux phénomènes de dégradation ou de rétention intervenant dans la première phase de la contamination, c'est-à-dire avant la

pénétration dans l'aquifère, contrairement à certains auteurs précités qui ne s'intéressaient qu'aux phénomènes ayant lieu dans l'aquifère, donc après pénétration, et durant le déplacement interne.

Dans la même optique, Back et al. (1982) écrivent:

"De nombreux facteurs influencent le mouvement et la décomposition des pesticides agricoles dans le sol, et de là, la possibilité pour ceux-ci d'arriver dans les eaux souterraines. D'autres facteurs influencent la persistance des résidus et donc l'utilisation de l'eau souterraine comme ressource potable. Ces facteurs peuvent être répartis en quatre catégories:

- *application (taux d'application, surface traitée, stade végétatif, pratique culturale)*
- *dégradation (bioactivité, acidité, température du sol)*
- *transport (précipitation, irrigation, type et perméabilité du sol, évapotranspiration)*
- *eau potable (profondeur, type de captage) (Back et al. 1982)."*

Les différents facteurs intervenant et influençant la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, et précédemment rencontrés dans les citations, 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 que nous avons abordés en fin de chapitre 2.2 sur la terminologie. Ces trois niveaux correspondent aux trois phénomènes principaux de pénétration dans l'aquifère, propagation dans les eaux souterraines et utilisation de la ressource, durant lesquels les phénomènes de rétention et dégradation jouent un rôle plus ou moins important.

Certains auteurs présentent une vue plus globalisante des phénomènes, d'un point de vue hydrologique ou d'un point de vue environnemental;

"L'un des principaux aspects de la caractérisation de la vulnérabilité de l'eau souterraine est le type d'aquifère (...)

Un second aspect est la localisation de cet aquifère dans le cycle hydrologique (...)

Un troisième point (...) les caractéristiques de la zone insaturée ou des couches susjacentes confinantes (Vierhuff 1981)."

"Les facteurs déterminant le potentiel de risque, lié à un site de dépôt de déchets sont:

- l'environnement vivant susceptible d'être affecté*
- le déplacement des contaminants*
- les caractéristiques des déchets*
- la disposition des déchets (JRB Associates 1982)."*

Olivieri et al. (1986) différencient deux groupes de facteurs:

"- Facteurs de sensibilité du site, qui déterminent la vulnérabilité à la contamination.

- Facteurs de sévérité de la contamination, qui déterminent la sévérité et le potentiel à causer une contamination."*

3.3 METHODES D'APPROCHE DE LA VULNERABILITE

3.3.1 Objectifs

"Le but d'un document sur la vulnérabilité des eaux souterraines, est de fournir les éléments nécessaires à une sauvegarde efficace de la qualité, et de par là même de la quantité exploitable. Pour cela il doit tendre

- *d'une part, à rendre compte au mieux du degré de risque de contamination, et du degré de conséquence d'une contamination*
- *d'autre part, à guider le choix des moyens à mettre en oeuvre pour limiter, voire éliminer, les dangers et les suites d'une pollution (BRGM 1975)."*

"Par ailleurs le but étant de réduire à terme le degré de vulnérabilité des relations eaux souterraines-homme, il paraît indispensable de ne pas dissocier, dans le mode de représentation retenu, le résultat (degré de vulnérabilité), des données qui y ont conduit (données sur les propriétés des eaux souterraines, sur l'environnement agressif, sur l'environnement défensif (Suais-Parascandola et al. 1983)."

"L'attention des chercheurs est focalisée non seulement sur l'acquisition des données nécessaires à quantifier et définir les pollutions actuelles, mais aussi au développement de méthodes d'étude de l'environnement régional et hydrogéologique qui peuvent être utilisées pour prévenir la pollution (Cotecchia 1982)."

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.

Aux fins des objectifs pratiques d'un tel travail, les résultats doivent être disponibles à tous, de compréhension et d'utilisation aisées, et accessibles aux divers utilisateurs potentiels.

En ce sens, certains auteurs précisent:

"L'objectif de ce projet inclut non seulement le développement d'un système standardisé pour l'évaluation du potentiel de pollution, mais aussi la création d'un système qui peut être aisément visualisé sur des cartes (Aller et al. 1985)."

Le mode de représentation des résultats est une des préoccupations des gens responsables de l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines, car il doit être l'outil le plus pratique, et donc facile à utiliser, tout en conservant et présentant le plus d'informations, les plus pertinentes et précises possible.

Villumsen et al. (1982) remarquent:

"Notre impression est que les planificateurs en général, n'utilisent pas les cartes thématiques telles celles pédologiques, géologiques, hydrogéologiques, etc. Conséquemment, leurs regards pour la protection de l'eau souterraine, ne sont seulement qu'exceptionnellement une part des considérations dans leurs décisions de localisation des industries spécialement contaminantes, des sites de dépôts de déchets, de planification régionale, ou encore de l'exploitation de matières premières."

"La planification de la protection de l'eau souterraine utilisant l'information relevant de la vulnérabilité des aquifères à la pollution, devrait être une voie pour éviter la contamination de l'eau souterraine et de cette façon préserver la matière première qu'est l'eau potable."

De même, soucieux de fournir des informations pratiques pour les différents besoins, Vierhuff (1981) précise:

"Le but était de fournir une représentation simplifiée mais complète des principaux évènements de l'eau souterraine. Ceux-ci devraient être caractérisés par leurs plus importantes caractéristiques, nécessaires à la planification nationale et régionale: disponibilité, aptitude et vulnérabilité à la pollution."

La carte de vulnérabilité se présente comme une des méthodes de représentation, pratique et concise. L'emploi de cartes géologiques, hydrogéologiques, pédologiques, environnementales, etc. étant familier à de nombreux utilisateurs, beaucoup ont opté pour cette forme de représentation.

Albinet et al. (1970) écrivent:

"Les cartes de vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraines présentées, ont été dressées dans le but de montrer qu'elles sont, suivant la nature des terrains rencontrés en surface, et les conditions hydrogéologiques, les possibilités de pénétration et de propagation des polluants dans les aquifères, c'est-à-dire la vulnérabilité des nappes, que la plupart des puits et forages de captage d'eau d'alimentation exploitent et d'où sont issues la plupart des sources d'eau du territoire. Il ne s'agit pas de faire l'inventaire des foyers de pollution, ni d'indiquer les zones déjà polluées, ni non plus comment et par quel type de polluant va se matérialiser la pollution et quels en seront les effets."

Ils précisent que lors de la première étape de l'étude:

"Le but recherché était double:

- *procéder à des expériences de cartographie à différentes échelles, suffisamment différentes pour donner lieu à des cartes de natures différentes*
- *éprouver l'utilité pratique de telles cartes (Albinet et al. 1970)."*

Même si certains renseignements, concernant les sites de pollution potentielle actuelle, figurent sur les cartes, l'objectif de celles-ci n'est pas de dresser un état de pollution actuelle des différents systèmes. Fischer (1983) ajoute:

"Le propos principal du système de classification est de fournir, pour différents mécanismes de protection basés sur l'usage actuel ou potentiel, une vulnérabilité et un degré de risque acceptable."

Suivant le concept de Blau (1981), nous pouvons considérer la délimitation des périmètres (aires) de protection de captage comme des cas particuliers de protection des eaux souterraines. Fisher (1983) note que, pour cette délimitation,

"la communauté scientifique et professionnelle rejette vivement le "tracé pifométrique de cercle"."

De même Van Waegeningh (1981) écrit:

"Bien que la seule voie pour la sauvegarde de la qualité de l'eau souterraine soit la prévention de chaque risque de pollution dans les zones de recharge, il n'est malheureusement pas possible de maintenir ce principe pour des raisons pratiques et sociales. Par conséquent différents systèmes de délimitation de périmètres de protection des captages sont appliqués, basés sur des facteurs techniques, socio-économiques et administratifs."

Dans une démarche similaire, l'étude d'habilitation d'un site de décharge, comporte ou devrait comporter un volet important consacré à l'aspect vulnérabilité de l'eau souterraine. Van Genuchten (1978), dans cette optique, écrit:

"Quand des déchets liquides ou solides sont déposés dans un site, des ruissellements peuvent être générés, et peuvent affecter sérieusement la qualité des systèmes d'eau souterraine sous-jacents. La prédiction d'une telle pollution est une réalisation technologique très complexe. La présence simultanée de nombreux mécanismes interactifs (physiques, chimiques et biologiques) rend très difficile l'obtention d'une représentation claire du potentiel de pollution d'un déchet donné, déposé dans un environnement hydrogéologique donné."

Pareillement Simard et al. (1977) précisent:

"Le but est (...) d'établir par des études sérieuses la convenance des terrains qui serviront à l'élimination des déchets, et de démontrer que la mise en valeur des eaux souterraines exige que l'on prenne les mesures de protection associées aux ouvrages de captage et à la vulnérabilité des aquifères."

Cette démarche est la même quel que soit le type de sources contaminantes potentielles. Parlant de la méthode d'évaluation de l'impact sur les eaux souterraines, Silka et al. (1978) remarquent que:

"Le système est destiné à fournir une approche du potentiel de contamination des réservoirs de surface tels les bassins, fosses et lagunes d'épuration, à un coût minime."

Les diverses méthodes, 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. Back et al. (1982) écrivent, concernant l'insecticide agricole aldicarbe:

"Un modèle heuristique a été développé pour classer les principales surfaces d'utilisation de l'aldicarb, dans l'optique du potentiel d'apparition des résidus de l'aldicarbe dans l'eau potable, et ainsi déterminer les priorités d'échantillonnage."

Similairement, Vrba (1981) propose:

"La protection effective et préventive de la qualité de l'eau souterraine, des effets des sources polluantes non ponctuelles, nécessite l'établissement d'un programme de contrôle de la qualité de l'eau souterraine. La solution optimale est un système de contrôle, centralement dirigé, et méthodiquement unifié, couvrant le territoire, avec un réseau de puits d'observation et de sources sélectionnées, localisées en fonction des caractéristiques hydrogéologiques, des points d'exploitation et des sources de pollutions principales."

Les objectifs des différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, et de leur mode de représentation finale, dépendent beaucoup des utilisations et des utilisateurs pour lesquels elles sont pressenties. En cela elles peuvent donc dépendre plus ou moins directement du type même de source contaminante. En tout état de cause, elles se présentent cependant avant tout comme des méthodes standardisées, pour un ou plusieurs type(s) de domaine et utilisation donné(s).

3.3.2 Méthodes d'évaluation

Pour débiter cette revue des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité, rencontrées dans la littérature, nous citerons une nouvelle fois l'approche du problème, proposée par Suais-Parascandola et al. (1983):

"Définir le degré de vulnérabilité d'un système suppose que l'on ait su caractériser les agressions et les défenses, "convoluer" ces fonctions, définir une fonction de vulnérabilité, fixer une échelle de vulnérabilité. La fonction de vulnérabilité s'établit entre les différentes variables servant à caractériser les agressions, les défenses: Durée, Étendue, Fréquence, Intensité. L'échelle de vulnérabilité est construite à partir des classes déterminées sur l'ensemble du spectre des valeurs possibles de cette fonction. Le degré de vulnérabilité est le résultat de la fonction dans l'échelle."

Haines et al. (1985) proposent:

"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)."

3.3.2.1 L'expertise

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. Cette démarche est celle utilisée par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (France) depuis 1969:

"Dans la pollution des eaux souterraines, on doit considérer à la fois:

- l'introduction de la pollution
- la propagation de la pollution
- la persistance

Nous avons été amené à définir schématiquement (en vue de la cartographie à réaliser à petite échelle), six classes de terrain dotées chacune de caractères communs selon les points de vue précédents, en se basant principalement sur la nature géologique du sous-sol, sur la profondeur de la surface libre des nappes, et sur les modalités de drainage (ou d'alimentation) des nappes par les cours d'eau, la densité du réseau hydrographique permanent commandant généralement l'extension des écoulements souterrains (Albinet et al. 1970)."

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. Mc Ghee et al. (1983) racontent l'expérience de sélection de sites de décharges en Louisiane (U.S.A.):

"Dans chaque commune, un comité est établi pour définir (avec un consultant choisi) le plan de gestion des déchets solides. La détermination de la possibilité d'un site de décharge potentiel, passe par l'évaluation incluant les discussions sur les caractéristiques topographiques, hydrologiques, géologiques, hydrogéologiques, l'utilisation du territoire environnant et aires environnementales sensibles.

L'utilisation des données disponibles est la base de l'évaluation du site, et des recommandations. L'évaluation géotechnique de sites spécifiques est réalisée pour fournir une évaluation de la possibilité, de la stratégie de dépôt, et identifier les strates qui peuvent être utiles ou gênantes pour le développement du site."

Grenier et al. (1985) notent:

"Trois degrés de vulnérabilité y apparaissent et ils résultent de l'interrelation de facteurs d'ordre pédologique, géologique, hydrogéologique et physiographique. La photo-interprétation constitue également une étape importante dans l'élaboration d'une telle carte."

Fisher (1983), concernant la délimitation des périmètres de protection, écrit:

"La procédure de cartographie pour la définition des aires de protection a été développée après une revue extensive de la littérature. Les limites sont basées sur les données de surface, du substratum et de l'hydrologie. Toutes les données disponibles furent collectées, concernant la géologie de surface et profonde, la topographie, les photographies aériennes, les données de sol, les enregistrements de forage, conjuguées à des vérifications sur le terrain, des études géologiques publiées, les dossiers municipaux, des études détaillées, des informations sur le rayon d'influence, l'analyse de l'écoulement, les calculs de la loi de Darcy et de l'infiltration. Les sources d'eau de surface et souterraines furent localisées."

3.3.2.2 Les matrices et arbres d'aide à la décision

Dans une expertise, les facteurs utilisés directement ou indirectement sont nombreux. Pour palier à l'oubli possible d'un facteur important ou déterminant, le Working Group on Pesticides (1970) propose une matrice d'aide à la décision:

"Le système développe les critères pour la décision de la faisabilité des divers dépôts de déchets de pesticides, et la sélection des sites, par l'utilisation d'une matrice d'aide à la décision qui représente une approche systématique du problème extrêmement complexe."

Cette matrice (cf. p. A1) 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.

En ce sens, Vierhuff (1981) propose différemment un arbre d'aide à la décision:

"Le degré de protection à la pollution de surface est défini en cinq classes. Les critères sont le régime hydrogéologique, la géologie et la pédologie de la roche insaturée, la profondeur de l'eau saturée, et l'épaisseur du niveau confinant. Les données

proviennent des cartes géologiques et pédologiques et sont complétées sur la base des connaissances hydrogéologiques de la région. Le système est basé sur l'utilisation d'un arbre d'aide à la décision."

Cet arbre (cf. p. A3) fournit, suivant les quelques facteurs qu'il utilise, un niveau de vulnérabilité, parmi les cinq degrés possibles. Ce système est un intermédiaire avec les méthodes à indexation. Plusieurs de ces méthodes se rencontrent dans la littérature.

3.3.2.3 Les méthodes à indexation

Back et al. (1982) décrivent un système à indexation unique:

"Le modèle heuristique à indexation utilise quatre catégories de base de facteurs affectant le potentiel d'apparition du pesticide dans l'eau potable. Des valeurs sont assignées aux facteurs sur les données disponibles, les tests de laboratoire et les estimations basées sur la connaissance approximative de l'utilisation du pesticide. Cette approche réduit considérablement le nombre de données nécessaires par rapport aux modèles mathématiques de simulation. Par la grande quantité de données disponibles, pour une variété de conditions, les résultats sont aussi bons ou meilleurs que ceux obtenus par les modèles mathématiques."

Les treize facteurs utilisés, répartis en quatre catégories (cf. chap. 2-4) conduisent à l'attribution d'index pour chaque catégorie, dont la valeur maximale est 3 (sauf pour l'une d'elle, concernant la source d'eau, où elle est de 2), et qui sont la somme des sous-index correspondant à chacun des facteurs. Les quatre catégories étant non pas additives mais interdépendantes, l'index final est le produit des quatre index, et prend une valeur (décimale) entre 0 et 54.

Legrand (1983) propose une méthode à double indexation:

"Le système est centré sur les caractéristiques clés d'un site qui sont généralement utilisées pour déterminer le potentiel de contamination. Chaque caractéristique est assignée d'une valeur numérique. Le système est essentiellement une quantification des paramètres, évalués dans une séquence logique, dont les résultats sont transcrits sous

forme standardisée (Albinet et al. 1970). Les facteurs utilisés sont la distance entre la source polluante et le point d'utilisation de l'eau, la profondeur de la nappe, son gradient, la perméabilité et sorption."

Avec la sensibilité de l'aquifère (en 3 degrés) et la sévérité du contaminant (fonction de sa toxicité, de sa concentration, de son volume, de sa mobilité et de sa persistance dans l'eau) un degré de gravité (Back et al. 1982) est défini par une matrice de potentiel de risque.

La probabilité de contamination peut être déterminée par corrélation de la description numérique du site (Albinet et al. 1970) et du standard numérique synthétique dans la matrice (Back et al. 1982).

Silka et al. (1978) proposent un système, inspiré de celui-ci:

"Ce système d'évaluation est la classification des réservoirs de surface, en terme de leur relatif potentiel de contamination de l'eau souterraine. Ce système d'évaluation considère les principaux paramètres hydrogéologiques et fournit une méthodologie standardisée qui assurera des résultats logiques. Les paramètres du potentiel de contamination sont l'épaisseur de la zone insaturée et le type de matériel, la toxicité relative des déchets, la quantité et la qualité de l'eau d'alimentation. Les paramètres de la relative importance du potentiel de danger pour les usages actuels sont le type de captage, les positions de la source et du contaminant dans l'écoulement de l'eau souterraine, et la distance entre eux."

La somme des indices calculés pour les premiers paramètres détermine le potentiel de contamination de l'eau souterraine du site, sur une échelle de 1 à 29. L'indice correspondant au potentiel de danger est un index composé d'un chiffre et d'une lettre (de 1C à 9A). Enfin, un degré de confiance est déterminé. Le système consiste en fait en une description standardisée d'un site donné, en neuf étapes, au moyen de chiffres et de lettres, à partir desquels une évaluation globale peut être faite.

Olivieri et al. (1986) proposent un méthode à double cotation numérique. Ils déterminent ainsi séparément un score de sensibilité du site et un score de sévérité de contamination, calculés par assignation de valeurs numériques à chaque facteur avec association possible d'un degré d'incertitude. Le système est divisé en quatre étapes:

- *"description standardisée hydrogéologique*
- *intégration de la sensibilité et de la sévérité en une valeur unique indiquant la gravité de la contamination*
- *identification possible du risque relatif de plusieurs sites*
- *gestion du risque."*

En 1985, La National Water Well Association propose un système d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à une quelconque pollution.

"Des caractéristiques physiques inhérentes à chaque site affectent le potentiel de pollution de l'eau souterraine. Après l'évaluation de l'importance des différents facteurs et de leur disponibilité, les plus importants d'entre eux qui contrôlent le potentiel de pollution de l'eau souterraine furent déterminés comme étant: la profondeur de l'eau, la recharge nette, le milieu aquifère, le type de sol, la pente topographique, la zone insaturée, la conductivité hydraulique de l'aquifère (Silka et al. 1978)."

Ces différents facteurs forment en anglais l'acronyme DRASTIC. Un poids a été affecté à chacun d'eux par un comité, au moyen de l'approche Delphi (consensus). Ce poids, fixé à une valeur entière entre 1 et 5, est un multiplicateur du grade de chaque facteur; grade fonction de la grandeur du facteur à chaque site, et de valeur comprise entre 1 et 10. L'index DRASTIC, somme des différents produits (poids x grade), caractérise le site. La valeur numérique obtenue, n'a pas de signification intrinsèque; son interprétation réside dans la comparaison avec celles obtenues pour d'autres sites, dans une même région. Un ensemble différent de poids a été affecté pour l'application de la méthode DRASTIC en milieu agricole.

Parmi les différentes méthodes rencontrées, celle décrite par Haertlé (1983) s'applique sur les données de sondages ou forages:

"Basée sur les investigations disponibles et les guides existants, une méthode a été développée permettant de différencier des degrés "faible", "moyen" et "élevé" à la vulnérabilité de l'eau souterraine de l'aquifère supérieur principal, en s'intéressant à la composition et l'épaisseur des différents niveaux susjacentes à l'eau souterraine."

L'évaluation attribue un symbole spécifique par niveau ou strate. La combinaison de ces symboles, confère un degré global de vulnérabilité en chaque sondage. Le report de ces symboles combinés sur une carte peut permettre la délimitation des diverses zones de vulnérabilité (cf. p. A4).

Une autre méthode est citée par Villumsen et al. (1982):

"Dans le calcul des cartes de vulnérabilité, quatre thèmes ont été inclus: charge piézométrique, index interflot, capacité de réduction et capacité de sorption. Pour chacun d'eux des classes étaient définies et des valeurs de 0 à 4 y étaient affectées. Un index de vulnérabilité était ainsi calculé comme la valeur moyenne des quatre valeurs précédentes. Les index ont été ultérieurement illustrés en carte de vulnérabilité, utilisant un maillage d'éléments unitaires carrés de 0.5 km de côté."

Les différentes 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.

3.3.2.4 Les modèles de simulation

Dans une démarche toute autre, mais avec la même optique, de nombreux auteurs décrivent et préconisent l'utilisation de modèles de simulation mathématiques du transport des contaminants. Van Genuchten (1978) situe cette démarche dans l'ensemble des méthodes:

"De nombreux investigateurs ont recours à l'utilisation des "modèles" pour la prédiction de l'impact des sites proposés de décharge de déchets. Un modèle (de dispositif de déchets) est défini comme une représentation simplifiée du système réel (de dépôt). Comme résultats de la simplification, différents types de modèles existent. Par exemple, un modèle-réduit du système est un modèle au même titre qu'un modèle mathématique hautement sophistiqué, basé sur un système d'équation aux dérivées partielles. De même, quand un ingénieur évalue un site proposé, et utilise son expérience, pour prendre sa décision sur la possibilité du site à être aménagé en dépôt, il applique le plus communément un "modèle" du site. Manifestement, le modèle dans ce cas se veut

hautement descriptif dans sa nature (le jugement subjectif est utilisé comme un outil de décision). 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.*"

Nous ne développerons pas ici les différentes méthodes de simulation utilisant les modèles mathématiques, et qui peuvent être appliqués à la vulnérabilité des eaux souterraines. 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. Ces modèles sont actuellement en plein développement et les différentes méthodologies sont le domaine d'importantes recherches.

3.3.3 Résultats et représentations

Comme entrevu au chapitre précédent, les résultats peuvent se présenter sous diverses formes, suivant les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité. Les résultats d'une expertise, généralement orientée sur la faisabilité d'un aménagement à potentiel de pollution, sont usuellement l'acceptation ou le refus, et des recommandations spécifiques.

Mc Ghee et al. (1983) écrivent:

"Par l'évaluation des 90 sites de décharge, à travers tout l'état, neuf classes différentes de sites fonction du sous-sol et de l'eau souterraine furent trouvées. Pour chacune d'elles, la description générale est donnée, de même que certaines considérations hydrogéologiques, et les recommandations appropriées à leur développement. (cf. p. A5)"

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 (cf. p. A6).

Certaines méthodes à indexation comportent une étape de cartographie de l'index obtenu.

Le système décrit par Haertlé (1983) donne la possibilité d'obtenir une carte par compilation des symboles d'évaluation de la vulnérabilité, localisés sur les forages ou sondages; cette carte sur laquelle doit figurer aussi les limites géologiques et les contours des eaux souterraines constitue la représentation finale.

Dans la méthode de Norton et al. (1982), 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 susjacentes à l'eau souterraine, sur celles de l'aquifère et sur l'usage de l'eau.

Villumsen et al. (1982) précisent:

"Dans un projet pilote, l'Inspection Géologique du Danemark a produit des cartes composites, appelées cartes de vulnérabilité de l'eau souterraine et qui montrent le risque - pour les composés polluants utilisés ou disposés au voisinage de la surface - d'influencer la qualité de l'eau souterraine. Les cartes de vulnérabilité sont une compilation automatisée d'index de vulnérabilité, utilisant un maillage d'éléments carrés de 0,5 x 0,5 km²."

Concernant la représentation cartographique, Parascandola (1980) écrit:

"Le but de cette étude étant de réduire à terme le degré de vulnérabilité des relations établies harmonieusement entre les hommes et les eaux souterraines, par les moyens les plus divers (alerte-information, protection-prévention, contrôle-répression), il ressort qu'il est indispensable de ne pas dissocier dans le mode de représentation qui sera retenu, le résultat (degré de vulnérabilité) des données qui y ont conduit (données sur les propriétés des eaux souterraines, sur l'environnement agressif, sur l'environnement défensif)."

Le mode de représentation qui apparaît donc le plus approprié pour traduire la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution est le document cartographique."

Elle ajoute par ailleurs:

"La cartographie est un outil de compréhension très adapté à une illustration sous forme d'images globales et immédiatement perceptibles des phénomènes de toute nature, localisables dans l'espace (Suais-Parascandola et al. 1983)."

Vierhuff (1981) rapporte:

"Trois cartes à l'échelle du 1/1 000 000 furent compilées en RFA, représentant les principales caractéristiques de l'eau souterraine, c'est-à-dire la disponibilité, les possibilités, la vulnérabilité.

Le degré de protection est défini en cinq classes, fonction du régime hydrogéologique, de la géologie et pédologie de la roche insaturée, de la profondeur de l'eau souterraine ou de la puissance de la couche confinante. (cf. p. A3)"

Le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (France) oriente sa représentation cartographique, sur trois échelles différentes:

"La carte à l'échelle du 1/1 000 000 présente une vue générale des paramètres qui conditionnent la vulnérabilité des nappes. La cartographie à l'échelle du 1/250 000 donne une vue plus détaillée de ces paramètres. La cartographie au 1/50 000 devrait constituer un préalable aux études quantitatives détaillées que nécessite l'aménagement de zones industrielles ou urbaines, et la délimitation des périmètres de protection. Pour chaque échelle, une légende type, pouvant s'adapter à l'ensemble de la France ou à d'autres pays a été définie (Albinet et al. 1970)."

Sur ces cartes, la délimitation des différents domaines de vulnérabilité se base principalement sur la nature géologique du sous-sol, et la représentation se fait au moyen de couleurs et figures.

Cotecchia (1982) citant les travaux de Landreau (1982) écrit:

"Dans le cas d'une étude d'identification des aires les plus vulnérables à une possible intrusion et propagation de fertilisant azoté dans les eaux souterraines, la carte finale qui illustre la probabilité de pollution par l'azote nitrique est réalisée par superposition de deux cartes de base; l'une concerne l'usage régional, l'autre distingue le sol de couverture, en accordant une aptitude à prévenir ou permettre la pénétration du polluant."

En 1975, le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (France) propose un système cartographique complet:

"Ce document se présente sous forme de trois cartes au 1/50 000 superposables.

La première en couleur traduit l'aptitude des terrains à se laisser pénétrer ou traverser par les pollutions. Si elle s'appuie sur la géologie, elle se distingue d'une carte géologique classique, en mettant l'accent davantage sur le faciès des réservoirs aquifères et de leurs épontes, que sur leur stratigraphie.

La seconde, sur support transparent, intéresse les ressources exploitées et leurs périmètres de protection, les ressources exploitables, l'hydrodynamique des nappes. Elle est perpétuellement actualisable et perfectible.

La troisième, elle aussi sur support transparent et actualisable, concerne les contraintes d'aménagement, axes routiers, stockages, zones industrielles, décharges, stations d'épuration, etc. (BRGM 1975)."

Appliqué au problème de la délimitation des périmètres de protection de captage, Fischer (1983) écrit:

"Se basant sur la nature hydrogéologique de la source, les aires de protection ont été cartographiées en huit catégories fonction de leurs caractéristiques source/captage, aquifère libre/actif, matériel poreux inconsolidé/rocheux, etc.

Basées sur l'analyse de l'usage régional, les aires de protection de l'aquifère furent classées en quatre catégories (différentes des précédentes) fonction du degré de protection de l'eau souterraine."

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. Par exemple, Ennabli (1981) qui étudie la vulnérabilité d'un aquifère surexploité à la contamination saline, par modélisation mathématique, présente les résultats sous forme de cartes synthétiques de concentration, illustrant les différents scénarii envisageables pour la gestion de la nappe. Il détermine, à partir de là, les limites d'exploitation à ne pas dépasser (cf. p. A18).

3.3.4 Utilisations

L'objectif premier des différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination étant leur utilisation, il nous paraît intéressant de consacrer un chapitre aux utilisations des méthodes que leurs auteurs suggèrent ou conseillent, de même qu'aux utilisateurs potentiels auxquels elles s'adressent, et enfin aux divers conseils et limitations qu'ajoutent les auteurs.

La National Water Well Association (U.S.A), par exemple:

"Ce document a été préparé pour assister les planificateurs, les exploitants et les administrateurs dans la tâche de l'évaluation de la relative vulnérabilité des aires de la contamination de l'eau souterraine depuis des sources variées de pollution. Il peut aussi être utile pour les industriels qui désirent comprendre les relations entre les différentes pratiques, et le potentiel de pollution de l'eau souterraine qui leur est associé, et aux universitaires qui enseignent les fondements de l'hydrogéologie et de la contamination des eaux souterraines (Aller et al. 1985)."

Les utilisations et utilisateurs peuvent être très divers. Legrand (1983) écrit:

"Le propos de ce manuel est (Albinet et al. 1970) de fournir un guide pour l'évaluation de sites de déchets et d'autres sites concernant la contamination, et (Back et al. 1982) d'offrir une méthodologie standardisée dans laquelle chaque site et chaque type de contaminant peuvent être pesés ainsi que le degré de sérieux, et la probabilité de contamination dans chaque situation peut être déterminée ou estimée. Ceci est spécialement approprié pour une utilisation par les agences de réglementation pour standardiser les procédures."

D'autres auteurs orientent l'utilisation de leur méthode à indexation:

"Lorsqu'un site a été indexé, le score peut être interprété. L'estimation du score peut être approché par:

- une interprétation relative, par comparaison de plusieurs sites afin de déterminer leur ordre pour l'acquisition d'informations additionnelles, l'inspection des sites, l'investigation complète des sites, la mise en pratique d'action de redressement, la préparation des cas d'application*
- une interprétation absolue utilisant un guide de conversion des scores en niveau de risque (JRB Associates 1982). (cf. p. A11)"*

Olivieri et al. (1986) précisent:

"Les procédures d'interprétation peuvent être effectuées par:

- cotation numérique, par addition de la valeur de sensibilité et de sévérité, puis ordonnancement des valeurs des différents sites afin de définir les priorités,*
- représentation graphique des scores sensibilité versus sévérité. Une position dans la matrice indique un degré de potentiel qui en retour reflète le besoin immédiat pour les interventions (cf. p. A20)."*

Le Working Group on Pesticides (1970) déclare:

"La matrice d'aide à la décision est prévue pour fournir un outil pouvant être utilisé par une agence, des industriels, des scientifiques, ou des ingénieurs (souvent appelés gestionnaires) afin de décider s'il est possible de déposer certains déchets dans certaines zones, d'une certaine manière, et, si oui, de spécifier le mode de dépôt ou la technique à utiliser."

Il pourrait être nécessaire dans ce chapitre de différencier les utilisations des méthodes d'évaluation de celles des résultats de ces méthodes. Cependant, les deux utilisations étant souvent liées, nous commettrons l'abus de ne pas les différencier explicitement.

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:

"La cartographie de classification de la vulnérabilité à la pollution constitue la méthode d'expression et de diffusion des informations la plus commode vis-à-vis de diverses catégories d'utilisateurs soucieux ou responsables de la prévention de la pollution, mais non spécialistes en hydrogéologie (Albinet et al. 1970)."

Sur les cartes, Vrba (1981) précise:

"Les cartes de protection et vulnérabilité de l'eau souterraine représentent une très utile base, principalement pour la planification régionale, pour le contrôle de l'environnement, etc. et sont logiquement (re)liées aux cartes hydrogéologiques."

D'autres auteurs, encore:

"La carte traduit l'aptitude des terrains à se laisser pénétrer ou traverser par les pollutions (...) Elle est indispensable à toute étude concernant des problèmes d'aménagement, avec risque de pollution des eaux souterraines (BRGM 1975)."

Certains auteurs notent l'intérêt ou l'utilisation d'un point de vue législatif:

"Dans le domaine de la conservation et de la protection des eaux souterraines, la cartographie représente une base pour la prise et le renforcement des mesures législatives. D'autre part, les cartes établies ont permis, notamment au plan régional, d'avertir et de mieux guider les planificateurs (orientations préalables de grands projets). Enfin il est certain que dans le contexte actuel de la protection de l'environnement, ces cartes sont très utiles localement pour ce qui concerne par exemple la délimitation des périmètres de protection des captages d'eau potable, ou les zones favorables aux rejets (Suais-Parascandola et al. 1983)."

Soucieux d'une utilisation correcte de leur méthode ou des résultats, de nombreux auteurs apportent des conseils ou des recommandations, voire des restrictions. Fischer (1983) par exemple:

"L'utilisation des cartes de périmètre de protection pour un usage local ou régional, aura lieu seulement si l'utilisation et l'application ont été publiquement discutées et légalement adoptées."

Grenier et al. (1985) préconisent un complément d'étude:

"A cause de son caractère général, cette carte ne devrait pas être le document unique à consulter pour déterminer le degré de vulnérabilité de l'eau souterraine à la pollution. Avant de prendre une décision sur l'utilisation de terrain à des fins spécifiques, des études devront déterminer les conditions hydrogéologiques à l'endroit précis où l'implantation d'une activité spécifique est projetée. Il se pourrait qu'à cet emplacement, le degré de vulnérabilité soit différent de l'unité principale qui l'entoure."

De même, la National Water Well Association (1985) précise:

"Une méthodologie simple-à-utiliser et aisée-à-comprendre a été développée. Il est important de rappeler que ce document est prévu pour être utilisé comme un outil et non pour remplacer la nécessité d'une expertise professionnelle et une investigation sur le terrain pour l'évaluation du potentiel de pollution (Aller et al. 1985)."

Olivieri et al. (1986) écrivent:

"On doit accentuer sur le fait que l'utilisation de ce système est prévu seulement comme une méthodologie pour l'enregistrement des facteurs hydrogéologiques et chimiques. La méthode fournit une première approximation du degré de potentiel de contamination pour un site ou un groupe de sites et/ou relativement par rapport à d'autres."

De nombreux auteurs sont donc soucieux 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. Par exemple, Villumsen et al. (1982) remarquent:

"La densité d'information étant plus petite que 0.5 km², ceci implique que la carte de vulnérabilité ne peut relater que les pollutions permanentes diffuses. Ainsi, il est recommandé que ces cartes soient utilisées seulement pour une planification régionale, et avec un complément de quelques autres informations sur le développement historique de la contamination, informations sur les sources ponctuelles, et sur le mouvement horizontal de l'eau souterraine."

Il faut de plus garder à l'esprit que les résultats finaux ne conservent généralement pas l'information nécessaire à leur obtention. Ainsi:

"On remarquera de plus que caractériser la vulnérabilité des eaux souterraines par leur seul degré de vulnérabilité ne permet généralement pas de rendre compte des agressions et des défenses, car le plus souvent il n'y a pas de correspondance biunivoque entre le degré de vulnérabilité et le couple "agression-défense" (Suais-Parascandola et al. 1983)."

Concernant l'utilisation des modèles mathématiques, Van Genuchten (1978) écrit:

"Les modèles de simulation peuvent trouver une très utile application dans la conception effective et l'aménagement d'un site de dépôt. Ils peuvent être utilisés pour différents types de déchets et sites, de manière à minimiser le risque de pollution à chaque site (...) De plus, ils peuvent être des outils valables pour la détermination des paramètres-clés qui contrôlent la migration du contaminant (...) Ils peuvent être utilisés pour étudier la conception optimale et la localisation des systèmes de récupération des ruissellements."

Malheureusement, un nombre de limitations associées aux techniques de simulation pour l'évaluation des décharges existe aussi. Une simulation est hautement dépendante de la description adéquate des différents paramètres du système et des variables d'entrée.

Un autre problème limitant l'application immédiate de modèles de simulation est associé au manque de compréhension des processus chimiques et biologiques ayant lieu en un site donné (Van Genuchten 1978)."

Faust et al. (1981) précisent:

"Comme protection contre une mauvaise application des modèles d'écoulements souterrains, il faut considérer les points suivants:

- L'investigateur a-t-il une expérience suffisante dans les deux domaines de l'hydrologie et de la modélisation?*
- Le modèle proposé est-il compatible avec les données disponibles?*
- Est-il compatible avec les objectifs établis pour l'étude?*
- A-t-il été suffisamment testé et appliqué avec succès sur d'autres secteurs?*
- Les hypothèses pertinentes qui limitent le modèle ont-elles été clairement comprises et établies?*
- L'application du modèle est-elle une partie intégrale de toute acquisition de données?*
- La prédiction (basée sur la modélisation) est-elle une extrapolation valide des données historiques disponibles?*

Des réponses positives à ces questions de base devraient donner une confiance dans l'usage des modèles (Faust et al. 1981)."

3.4 SYNTHÈSE - CONCLUSION

La vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination est un concept lié au risque de pénétration d'un contaminant dans le système d'eau souterraine. A ce premier niveau de définition, s'en ajoute un second lié à la propagation du contaminant dans les eaux souterraines. Enfin un troisième niveau considère les effets de ce contaminant sur ou dans les eaux souterraines principalement quant à leur utilisation par l'homme.

Suivant ces trois niveaux de considérations, la vulnérabilité est donc fonction

- de l'aptitude des terrains susjacentes ou encaissant le système aquifère à se laisser traverser par le contaminant,
- de la possibilité qu'a ce contaminant à migrer au sein du système,
- des normes de qualité liées à l'utilisation des eaux souterraines,
- de la persistance du contaminant, phénomène pouvant intervenir dans les trois niveaux.

Les sources de contamination peuvent être classées suivant différents critères:

- suivant leur localisation dans l'espace par rapport aux eaux souterraines, en surface, dans la zone insaturée, ou dans la zone saturée du sol;
- suivant leur origine: domestique, agricole, industrielle ou minière;
- suivant leur caractère ponctuel (local) ou non ponctuel (régional);
- suivant le type de contaminant: biologique, organique détritique, organique chimique, chimique ou radioactif;
- suivant le type de contamination: réelle ou potentielle;
- ou suivant d'autres critères tels les effets possibles sur l'homme, les possibilités d'épuration artificielle, etc.

Les facteurs influençant la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à la contamination peuvent être classés en plusieurs catégories. On distingue:

- les facteurs géologiques des zones insaturées et saturées;
- les facteurs hydrodynamiques de ces zones;
- les facteurs hydrogéochimiques et biologiques;
- les facteurs bio-physico-chimiques du contaminant;
- les facteurs d'impact liés à l'utilisation de l'eau.

Les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité sont classées en:

- évaluation de type expertise;
- méthode à matrice ou arbre d'aide à la décision;
- méthode à indexation
 - à définition synthétique codée du site vis-à-vis de la vulnérabilité,
 - à indice interprétable de façon absolue,
 - à indice interprétable de façon relative;
- modèles de simulation.

Le résultat de ces évaluations peut être:

- une réponse (oui ou non);
- un indice ou un code;
- une valeur ou une grandeur physique.

La représentation de ces résultats peut être:

- un tableau;
- une carte;
- une courbe ou une profil.

Ces différentes méthodes et les résultats qu'elles fournissent sont des outils servant à apprécier la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à une contamination. Elles s'appliquent exclusivement sur le domaine de leur définition, et la validité des résultats est directement liée au respect des recommandations, conseils et restrictions d'usage et de la façon dont aura été mené le travail dans les règles de l'art. La majorité des auteurs de ces méthodes précisent que nulle étude ne pourra reposer que sur leur méthode, et que des compléments d'étude seront nécessaires. Certains ajoutent qu'en tout état de cause une expertise devra finalement avoir lieu. Il apparaît donc que la majorité de ces méthodes sont des outils, destinés à un usage préliminaire ou d'appoint. En ce sens, les utilisateurs potentiels peuvent être divers, mais l'évaluation finale de la vulnérabilité ne pourra être faite que par un spécialiste qui aura à juger, de manière plus ou moins subjective, de la validité des résultats apportés par la ou les différentes méthodes utilisées.

Les différentes méthodes étudiées n'utilisant pas le même niveau de définition de la vulnérabilité, les objectifs qu'elles visent sont différents. De même, elles ne s'intéressent pas

aux mêmes facteurs d'influence. Enfin l'information qu'elles fournissent n'est pas de même nature, et donc n'est pas destinée au même usage.

Dans notre revue de ces méthodes, aucune n'est apparue comme l'outil idéal, prenant en compte tous les facteurs influençant les divers phénomènes, et donnant avec précision un résultat caractérisant exactement la vulnérabilité d'un système.

En conclusion, ces méthodes sont des outils desquels on ne peut attendre qu'une aide à l'évaluation ou un ordre d'idée quant à la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine à une contamination.

CHAPITRE 4

PROCESSUS DE RETENTION ET DE TRANSFORMATION

DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS:

LEUR IMPORTANCE DANS L'ÉVALUATION DE LA

VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES

4.1 INTRODUCTION

La vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination est un concept se rattachant à l'effet ou l'impact d'un ensemble de conditions physiques (climatiques, géologiques, hydrodynamiques, physico-chimiques, etc.) régissant le transport de contaminant(s) dans les sous-sols, sur la qualité des eaux souterraines. Il peut ainsi impliquer les notions de cause et d'effet de la contamination des eaux souterraines, chacune de ces notions étant le résultat d'un ensemble de conditions statiques (propriétés et caractéristiques du milieu) et dynamiques (vitesse des phénomènes et relations entre ceux-ci) susceptibles d'être paramétrisées.

La présence et l'effet d'un contaminant à l'un ou l'autre des différents niveaux possibles de la vulnérabilité sont liés à la concentration, ainsi qu'à la réactivité ou à la toxicité de celui-ci dans le milieu. L'aptitude d'un contaminant à atteindre et à se propager dans l'eau des aquifères, ainsi que l'aptitude de ce contaminant à conserver sa réactivité ou sa toxicité au cours de son cheminement, constituent ainsi les principales conditions qui sont à la base du concept de la vulnérabilité des eaux souterraines. 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 dans les paragraphes suivants une revue sommaire des facteurs biophysico-chimiques contrôlant le destin des contaminants dans les sols, ainsi que des relations entre les valeurs des paramètres liés à ces facteurs et les autres facteurs ou conditions du milieu. Nous considérons également l'utilisation de ces facteurs à l'intérieur des méthodologies actuelles d'évaluation de la vulnérabilité, telle qu'elle se retrouve dans la littérature. Enfin, une sélection des facteurs et/ou paramètres susceptibles d'être utilisés dans une méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, sera présentée, ceci en relation avec le niveau de précision normalement requis par ces méthodes.

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

4.2.1 Transport et atténuation des contaminants dans les sols

L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination a pour but de quantifier la potentialité et/ou la sensibilité d'une nappe aquifère à la contamination. L'aptitude d'une eau souterraine à se laisser contaminer, à partir d'un épandage, déversement ou enfouissement de composés à la surface du sol ou dans le sol, est déterminée entre autres conditions par l'importance des facteurs bio-physico-chimiques d'atténuation. Celle-ci est liée à la réactivité et aux propriétés des contaminants, qui conditionnent la vitesse et la grandeur de la rétention et de la transformation des contaminants dans les sols.

La susceptibilité d'une nappe d'un aquifère à la contamination est donc principalement liée à la potentialité d'un contaminant à traverser la zone non-saturée (vadose) des sols. Le concept de vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination est ainsi basé, notamment, sur la grandeur du temps de passage d'un contaminant de la surface d'un sol à celle de la nappe de l'aquifère.

Le transport vertical d'un contaminant vers la nappe dépend de la mobilité de celui-ci, c'est-à-dire des conditions affectant à la fois son mouvement et son atténuation dans le milieu poreux. Nous considérons ici 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.

4.2.2 Aspects fondamentaux des processus de rétention et de transformation des contaminants dans les sols

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, en regard de leur échelle de temps relative devant la vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol:

1) Les processus considérés comme étant à "l'équilibre" devant la vitesse d'écoulement de l'eau, qui présentent une cinétique rapide devant la vitesse d'écoulement de l'eau. Ces processus affectent principalement la rétention des contaminants dans les sols. Il s'agit de:

- 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 (dépendants du temps), qui présentent une cinétique lente devant la vitesse d'écoulement de l'eau. Ces processus de transformation ou de dissipation physique, chimique ou biologique des contaminants affectent principalement la persistance de ceux-ci dans les sols. Il s'agit de:

- la photolyse et la volatilisation
- l'hydrolyse chimique (abiotique)
- la biodégradation microbologique et l'utilisation par les plantes.

Nous effectuons ici une brève revue des principaux processus de rétention et de transformation des contaminants dans ou à la surface des sols, processus susceptibles d'être pris en compte lors de l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination.

4.2.2.1 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. L'adsorption est un phénomène réversible de rétention de surface des contaminants sur les constituants du sol, et la quantité de contaminant adsorbé (S) est liée à la concentration de celui-ci en phase liquide (C). Les modèles d'équilibre de l'adsorption décrivant la relation entre S et C (équation d'une isotherme de l'adsorption) sont nombreux, mais l'équation empirique de Freundlich est fréquemment utilisée dans le cas de la contamination des sols (Rao et Davidson, 1982):

$$S = K_f C^N \quad (4.1)$$

Dans laquelle K_f et N sont les constantes de Freundlich caractéristiques du couple d'adsorption: composé/sol.

En présence d'une faible concentration en contaminant (cas général d'une pollution diffuse, telle l'épandage de pesticides), on observe expérimentalement que la valeur de la constante N tend vers 1, et que la quantité de composé adsorbé devient directement proportionnelle à la concentration de ce composé en solution:

$$S = K_d C \quad (4.2)$$

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:

$$K_d \text{ (ml/g)} = \frac{\text{concentration sur la phase solide } (\mu\text{g/g})}{\text{concentration en phase liquide } (\mu\text{g/ml})} \quad (4.3)$$

L'utilisation de K_d , pour l'évaluation de la grandeur de l'adsorption, est généralement valable dans le cas de composés hydrophobes ou neutres qui ne présentent pas ou peu d'interactions de type électrostatique avec la surface des sols. Elle implique également 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. Dans le cas où l'équilibre de l'adsorption-désorption d'un contaminant sur les sols n'est obtenu qu'à partir

d'une cinétique lente, ainsi que dans le cas où le taux d'adsorption ne varie plus linéairement avec la concentration de contaminant en phase liquide (cas des sites fortement contaminés), l'utilisation de la valeur de K_d peut surestimer la grandeur de la rétention de ce contaminant dans les sols.

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 relative de ce contaminant (v_c) peut être comparée à celle de l'eau d'infiltration (v), par l'équation de retard (Freeze et Cherry, 1979):

$$\frac{v_c}{v} = \frac{1}{R} = \frac{1}{1 + (\rho_b/\theta) K_d} \quad (4.4)$$

Dans laquelle R est le facteur de retard du contaminant devant l'écoulement de l'eau; ρ_b la densité moyenne du sol, et; θ la porosité du sol. Dans le cas d'une adsorption réversible "linéaire" ($N = 1$), la vitesse moyenne d'avance d'un front de contamination est linéairement abaissée avec une augmentation de la valeur de K_d .

Dans le cas d'une adsorption "non-linéaire" ($N < 1$), l'équation de retard devient:

$$\frac{v_c}{v} = \frac{1}{R} = \frac{1}{1 + (\rho_b/\theta) K_f N C^{N-1}} \quad (4.5)$$

Une augmentation de la mobilité relative du contaminant est alors observée avec une augmentation de la concentration de celui-ci en phase liquide. Ceci peut être observé notamment dans le cas de sites fortement contaminés (décharges ou sites d'enfouissement de déchets), pour lesquels la quantité de contaminant dans l'eau tend vers la capacité totale d'adsorption du sol pour ce contaminant (saturation progressive des sites d'adsorption du milieu poreux).

Compte tenu des difficultés d'évaluation in situ des cinétiques de l'adsorption-désorption, ainsi de celles liées à l'élaboration des isothermes de l'adsorption pour des sites particuliers, la partition sol/eau des contaminants est généralement approximée par l'utilisation de la valeur de K_d , celle-ci pouvant être évaluée à partir de certaines propriétés du contaminant et de la composition du sol (voir paragraphe 5.3.1.1).

4.2.2.2 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. D'une façon générale, ces processus sont contrôlés par une cinétique de réaction qui peut être lente comparativement à la vitesse des réactions de partition (ou distribution) du contaminant entre la surface des constituants des sols et l'eau interstitielle. Bien que de telles réactions peuvent impliquer des cinétiques d'ordre supérieur à 1 (c'est-à-dire que la vitesse de réaction est proportionnelle à la concentration de plusieurs composés en solution), on considère généralement les processus de transformation des contaminants dans l'environnement comme des réactions "pseudo-ordre" 1. A partir de cette hypothèse simplificatrice, le taux de transformation du composé devient ainsi proportionnel, en première approximation, à sa seule concentration en phase liquide. Une telle simplification de l'ordre des réactions permet de définir, pour chacun de ces processus, un temps de demi-vie ($t_{1/2}$) indépendant de la concentration initiale du contaminant dans le milieu. Ainsi, pour chacun des processus contrôlant la persistance d'un contaminant dans les sols, on peut écrire l'équation de vitesse (empirique ou théorique) de transformation de ce contaminant (Lyman *et al.*, 1982; Jackson *et al.*, 1985):

- Biodégradation bactérienne

$$\frac{-d [C]}{dt} = k [C]^{n_{t_{1/2}}} = \frac{\ln 2}{k} \quad (4.6)$$

k = constante de biodégradation (jr^{-1})

Un contaminant est considéré comme non-persistant lorsque $t_{1/2}$ est inférieur à 20 jours; modérément persistant lorsque $t_{1/2}$ est compris entre 20 et 100 jours, et; persistant lorsque $t_{1/2}$ est supérieur à 100 jours (Rao et Davidson, 1982).

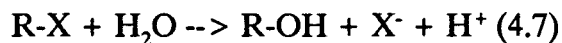
Notons que trois principales définitions de la biodégradation peuvent être retrouvées dans la littérature, chacune correspondant à un degré précis de transformation irréversible d'un contaminant. La constante de biodégradation peut ainsi être associée à (Lyman *et al.*, 1982):

- une dégradation primaire, correspondant à toute modification structurale d'un composé lui faisant perdre son intégrité moléculaire (taux de disparition du composé-parent);
- une biodégradation acceptable, correspondant au niveau ou au degré de biodégradation requis pour éliminer la toxicité ou autres propriétés indésirables du composé-parent;
- une biodégradation ultime, correspondant à la conversion maximale possible d'un composé organique en produits inorganiques et autres produits associés aux métabolismes normaux des organismes (ex.: taux d'évolution du CO_2).

Sauf indication contraire, les constantes de biodégradation généralement retrouvées dans la littérature pour quantifier la persistance de contaminants dans l'eau ou les sols, sont celles associées à une biodégradation primaire.

- Hydrolyse chimique (abiotique)

Pour la réaction d'hydrolyse d'un composé RX, c'est-à-dire le déplacement du groupement X de la molécule par OH provenant de l'eau:



l'équation de vitesse de disparition de RX peut s'écrire:

$$\frac{-d[RX]}{dt} = k_h[RX] = k_b[OH^-][RX] + k_a[H^+][RX] + k_n[H_2O][RX] \quad (4.8)$$

où k_h est la constante de vitesse de l'hydrolyse (réaction pseudo-ordre 1) obtenue pour une valeur de pH donnée; k_b , k_a et k_n les constantes de vitesse (réactions d'ordre 2) respectivement pour une hydrolyse catalysée par une base, pour une hydrolyse catalysée par un acide, et pour une hydrolyse en milieu neutre. De nombreux composés organiques de synthèse (tels que les pesticides et les alcanes halogénés) subissent plutôt une hydrolyse catalysée en milieu basique. Pour une valeur de pH donnée, la vitesse globale d'hydrolyse devient uniquement dépendante de la concentration du composé, et la réaction de pseudo-ordre 1 permet de définir $t^{1/2}$ (hydrolyse):

$$t^{1/2} \text{ (hydrolyse)} = \frac{\ln 2}{k_h} \quad (4.9)$$

- Photolyse

$$\frac{-d[C]}{dt} = \int_{\lambda} k_{p\lambda}[C] d\lambda \quad (4.10)$$

où k_p est la constante de dégradation photochimique du composé à une longueur d'onde λ . Compte tenu de la complexité des réactions photochimiques, on considère en première approximation que la persistance d'un composé soumis à la photolyse est déterminée par une cinétique de réaction d'ordre 1:

$$t_{1/2} \text{ (photolyse)} = \ln 2 [C] / (-d[C]/dt) \quad (4.11)$$

- Volatilisation

La constante de Henry (K_H) évalue la partition gaz/liquide, à l'équilibre, d'un contaminant soumis à la volatilisation:

$$K_H = \frac{\text{concentration du composé en phase gazeuse}}{\text{concentration du composé en phase liquide}} \quad (4.12)$$

L'équation de vitesse de dissipation d'un contaminant par volatilisation peut s'écrire:

$$\frac{-d[C]}{dt} = k_v [C]; t_{1/2} \text{ (volatilisation)} = \frac{\ln 2}{k_v} \quad (4.13)$$

Les facteurs contrôlant la cinétique de volatilisation peuvent être différents pour plusieurs composés, selon la grandeur de la partition gaz/liquide, à l'équilibre, de ces composés (valeur de K_H). Il est possible d'écrire la constante de Henry sous la forme (Lyman *et al.*, 1982):

$$H = P_{vp} / S \quad (4.14)$$

pour laquelle P_{vp} (atm) et S (mol/m³) sont respectivement la pression de vapeur et la solubilité du composé dans l'eau. D'une façon générale, les classes suivantes de valeurs de H peuvent être considérées (Lyman *et al.*, 1982):

- Pour une valeur de H inférieure à environ 3×10^{-7} atm-m³/mol, le composé chimique est moins volatil que l'eau et sa concentration augmente avec l'évaporation de cette dernière. Le composé est essentiellement non-volatil.

- Pour une valeur de H comprise entre 10^{-7} et 10^{-5} atm-m³/mol, le composé se volatilise très lentement et le taux de transfert de celui-ci vers l'atmosphère est contrôlé par la lente diffusion du composé dans l'air. Le composé est peu volatil et demeure principalement en phase liquide.
- Pour une valeur de H comprise entre 10^{-5} et 10^{-3} atm-m³/mol, la volatilisation du composé est lente, mais peut devenir significative.
- Pour une valeur de H supérieure à 10^{-3} atm-m³/mol, la volatilisation du composé est rapide.

La considération de tous les facteurs d'atténuation précités, dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, doit refléter l'aptitude des contaminants à migrer dans la zone non-saturée des sols. Une telle évaluation de la capacité d'un contaminant à se propager vers la nappe d'un aquifère peut difficilement être réalisée de façon spécifique et précise, compte tenu de la diversité des composés susceptibles d'être retrouvés dans les sols, de la nature des sites contaminés ainsi que des sources et des types de contamination. Egalement, la réactivité et la persistance d'un ensemble de contaminants en regard d'un site particulier peuvent être difficilement quantifiables a priori, ou soulever des difficultés de mesure in situ, limitant ainsi leur utilisation à l'intérieur d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines.

Dans le prochain paragraphe, nous effectuons une revue des principales méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, méthodes prenant en compte qualitativement ou quantitativement l'importance des processus de rétention et de transformation des contaminants sur la migration de ceux-ci vers la nappe des aquifères.

4.2.3 Importance 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 phénomènes bio-physico-chimiques d'atténuation de la mobilité et de la persistance de composés dans les sols sont en effet associés à d'autres facteurs responsables ou favorisant la vulnérabilité des eaux souterraines. Parmi ces derniers, les plus cités dans la littérature sont:

- Les conditions hydrogéologiques et les caractéristiques des sites contaminés, comprenant principalement: la profondeur de la nappe; la conductivité hydraulique de l'aquifère; la recharge nette de l'eau de l'aquifère; la composition de l'aquifère et de la zone vadose (non-saturée) des sols; ainsi que la topographie du site contaminé.
- Les facteurs de risques ou d'impact de la contamination, comprenant principalement: la nature et le taux d'application du contaminant (source de pollution continue ou intermittente, échelle des sites contaminés, concentration du contaminant); la toxicité aiguë ou chronique de celui-ci; la détérioration de la qualité du sous-sol et de l'eau des aquifères; le nombre, la distribution et la proximité des points de captage; les possibilités de recharge pour l'approvisionnement en eau; ainsi que la densité de la population exposée lors de l'exploitation des eaux souterraines.

Nous considérons ci-après les relations qualitatives entre d'une part les processus de rétention et de transformation des contaminants dans les sols, et d'autre part les autres facteurs liés à la vulnérabilité des eaux souterraines, telles que considérées à l'intérieur des différentes méthodologies d'évaluation de cette vulnérabilité.

4.2.3.1 Principales relations avec les conditions hydrogéologiques et avec les caractéristiques des sites contaminés

Les conditions hydrogéologiques d'un site sont notamment responsables du transport vertical d'un contaminant situé dans ou à la surface d'un sol vers la nappe d'un aquifère. L'importance des processus de rétention et de transformation des contaminants dans la zone non-saturée des sols sera ainsi liée à la grandeur de la distance parcourue jusqu'à la nappe, c'est-à-dire au temps de contact avec la zone traversée. Les principales relations qualitatives entre ces processus et les conditions hydrogéologiques sont décrites ci-après (Aller *et al.*, 1985): elles sont classées selon l'origine de la vulnérabilité de l'eau d'un aquifère, due ou bien; a) à l'infiltration du contaminant vers la nappe, ou bien; b) à la propagation de celui-ci dans l'aquifère.

A- Infiltration du contaminant vers la nappe

-Profondeur de la nappe et perméabilité de la zone vadose

La profondeur de la nappe et la perméabilité de la zone nonsaturée déterminent, dans une grande mesure, le temps de parcours d'un contaminant de la surface des sols à la nappe. L'importance des processus d'atténuation du contaminant (processus de rétention et de transformation) augmente ainsi, a priori, avec la profondeur de la nappe et avec une diminution de la perméabilité de la zone non-saturée.

-Recharge nette de l'eau de l'aquifère

La quantité d'eau d'infiltration réalimentant l'aquifère et provenant principalement des précipitations, est potentiellement "disponible" pour le transport de contaminants vers la nappe. Egalement, le contenu en eau de la zone non-saturée des sols est déterminé par la grandeur de cette caractéristique du milieu. Toute augmentation de la recharge nette d'un aquifère aura pour effet de diminuer, a priori, le temps de passage d'un contaminant vers la nappe ainsi que l'importance des facteurs d'atténuation de ce contaminant.

-Topographie du site

Celle-ci détermine la pente de la surface du sol et donc l'importance des phénomènes de ruissellement de surface et d'infiltration des contaminants dans le sous-sol (cas de pollution diffuse tel que les pratiques agricoles). Les pertes de contaminant par érosion de surface augmentent généralement avec la pente du terrain, ce qui s'accompagne d'une diminution de la quantité de contaminant transportée dans les sols par infiltration. Les facteurs d'atténuation de la mobilité ou de la concentration d'un contaminant peuvent présenter une importante variabilité spatiale à l'intérieur d'un terrain incliné, en raison de la distribution des particules fines du sol (argile, limon, matières organiques) le long de la pente (accumulation de particules fines, due à l'érosion, en bas du terrain).

-Composition de la zone vadose des sols

La zone non-saturée des sols est le lieu dans lequel les processus de rétention et de transformation des contaminants sont les plus importants. Sa composition et sa structure influencent à la fois la volatilisation, l'adsorption, ainsi que les réactions de dégradation chimique et microbiologique des contaminants. D'une façon générale, l'importance des facteurs d'atténuation de la mobilité ou de la concentration d'un contaminant augmente avec une diminution de la granulométrie des constituants du sol, ainsi qu'avec une augmentation du contenu en argiles et en matières organiques de la zone vadose.

B- Propagation du contaminant dans l'eau de l'aquifère

-Conductivité hydraulique de l'aquifère

Celle-ci détermine l'aptitude de l'aquifère à se laisser traverser par l'eau, et donc la vitesse de propagation (généralement et principalement la propagation horizontale) d'un contaminant d'un point de l'aquifère à un autre. Les facteurs d'atténuation de la concentration

d'un contaminant dans l'aquifère se limitent généralement à la dilution (dispersion hydrodynamique), ainsi qu'à d'éventuelles réactions d'hydrolyse et de dégradation anaérobie. L'importance de ceux-ci, en fonction de la valeur de la conductivité hydraulique de l'aquifère, est, à l'heure actuelle, peu connue. La valeur de la conductivité hydraulique de l'aquifère détermine surtout la grandeur des risques et/ou des impacts associés à l'utilisation des eaux souterraines.

-Composition de l'aquifère

Tout comme dans le cas de la conductivité hydraulique de l'aquifère, la composition et la structure de celui-ci (type de matériau, porosité et fracturation) sont susceptibles d'affecter la distance et le temps de passage d'un contaminant d'un point à un autre de la zone saturée des sols. D'une façon générale, l'importance des facteurs d'atténuation de la mobilité et de la concentration d'un contaminant (essentiellement l'adsorption et la dilution) augmente avec une diminution de la fracturation et de la granulométrie des matériaux de l'aquifère.

4.2.3.2 Relations avec les facteurs de risques et d'impact

Associés aux conditions hydrogéologiques et aux caractéristiques d'un site, les facteurs bio-physico-chimiques contrôlant le destin des contaminants dans les sols déterminent dans une grande mesure les facteurs de risques et d'impact de la contamination des eaux souterraines. La vitesse de propagation et la concentration d'un contaminant, d'une part lors de son passage de la surface du sol à la nappe, et d'autre part lors de son passage d'un point à un autre de l'aquifère, sont principalement responsables des facteurs de risques et d'impact sur la qualité des eaux souterraines et sur les populations exposées.

Les notions de risque et d'impact demeurent néanmoins, à l'heure actuelle, peu précisées en regard de la contamination des eaux souterraines. Les impacts de cette contamination peuvent être définis au niveau écologique (conservation de la qualité de la ressource), ingénierique (aménagement des points de captage et traitement des eaux), économique et social (rentabilité de l'exploitation, risques pour la santé humaine). Les relations

entre les facteurs d'atténuation et les facteurs de risques et d'impact d'une contamination, sont ainsi perçues subjectivement selon le contexte physique et social du milieu affecté. L'identification et, a fortiori, la quantification de celles-ci, soulèvent donc des difficultés dans la prédiction des effets d'une contamination des eaux souterraines.

4.2.3.3 Utilisation des facteurs d'atténuation dans les méthodes classiques d'évaluation de la vulnérabilité

Les facteurs d'atténuation contribuant à la diminution de la toxicité, de la concentration ou de la mobilité d'un contaminant dans les sols, peuvent être pris en compte de façon directe ou indirecte dans les différentes méthodes classiques d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Nous effectuons dans ce paragraphe une revue sommaire de la littérature concernant l'utilisation des facteurs d'atténuation des contaminants, à l'intérieur de deux principales représentations de la vulnérabilité des eaux souterraines: la cartographie et l'indexation des fonctions de vulnérabilité. L'utilisation des facteurs d'atténuation, des conditions ou caractéristiques hydrogéologiques du site contaminé, ainsi que des facteurs de risques et d'impact de la contamination, est indissociable du but recherché par ces méthodes de représentation. Nous présentons ainsi brièvement les buts ou objectifs de ces méthodes de représentation, tels que définis dans la littérature.

4.2.3.3.1 Cartographie de la vulnérabilité

L'utilisation du document cartographique pour la représentation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination a pour but de représenter ce qui est dû (Suais-Parascandola et Albinet, 1983):

- au potentiel de défense, propre aux eaux en association avec l'environnement;
- au potentiel de pollution aux frontières des aquifères, et;
- à la prévision de l'issue de la lutte contre la pollution et le constat éventuel de gravité des dégradations en eaux souterraines.

La cartographie permet ainsi de définir des "zones sensibles dans lesquelles une pollution peut affecter gravement une nappe"(Albinet et Margat, 1970), mais conserve un caractère général de simplification des relations entre les différents facteurs liés à (ou responsables) de la vulnérabilité. Les degrés de vulnérabilité pris en compte par la cartographie ne constituent qu'une première évaluation de la susceptibilité d'un site à la contamination, et n'ont pas pour fonction première de déterminer localement les sites les plus favorables à une contamination spécifique (Fortier, 1980; Grenier et Mc Cormack, 1985).

Pour ces raisons, l'importance des facteurs d'atténuation de la mobilité ou de la concentration des contaminants est généralement prise en compte de façon indirecte dans les représentations cartographiques de la vulnérabilité. Les facteurs d'atténuation (principalement l'adsorption) sont ainsi liés et considérés simultanément avec la perméabilité du site étudié (voir paragraphe 4.2.3.1). Le tableau 4.1 résume les principaux facteurs ou paramètres caractérisant la vulnérabilité, tels qu'ils sont utilisés dans la littérature pour quelques représentations cartographiques de cette vulnérabilité.

L'utilisation de la perméabilité (résultant dans une grande mesure de la composition et de la granulométrie du sol) dans la plupart des représentations cartographiques de la vulnérabilité, permet ainsi d'apporter une évaluation qualitative des facteurs d'atténuation de la mobilité et de la concentration des contaminants, sans tenir compte de la diversité des propriétés de ceux-ci.

Tableau 4.1

Facteurs et/ou paramètres pris en compte pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines, à l'intérieur de quelques représentations cartographiques.

Auteur(s)	Échelle de la carte	Région	Facteurs et/ou paramètres considérés pour l'évaluation de la vulnérabilité
Albinet et Margat, 1970	1 : 250,000 et 1 : 50,000	Proposition générale de travail. Pas de carte présentée.	<ul style="list-style-type: none"> - Nature géologique du sous-sol - Profondeur de la surface libre des nappes - Modalités de drainage des nappes - Densité du réseau hydrographique
B.R.G.M. (Tosan, R.), 1975	1 : 50,000	Lyon (France)	<ul style="list-style-type: none"> - Productivité et exploitation de l'aquifère - Pénétration et propagation du polluant - Persistance de la contamination - Composition et perméabilité du sol - Relations entre les systèmes aquifère
Fortier, 1980	1 : 50,000	St-Thomas (Ont.)	<ul style="list-style-type: none"> - Perméabilité et atténuation associée - Direction de l'écoulement des eaux souterraines - Profondeur de la nappe - Utilisation locale de l'eau souterraine
Mc Cormack, 1985	1 : 250,000	Bassin de la rivière Yamaska (Qué.)	<ul style="list-style-type: none"> - Composition et perméabilité du sol (atténuation associée)

Tableau 4.2

Principaux facteurs et/ou paramètres pris en compte pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines, à l'intérieur de quelques méthodes d'indexation.

Auteur(s)	Approche méthodologique	Facteurs et/ou paramètres considérés pour l'évaluation de la vulnérabilité
Silka et Swearingen, 1978 (Rapport US EPA)	Indexation du potentiel de contamination (1) et du danger pour l'utilisation de l'eau potable (2)	(1): - Caractéristiques de la zone insaturée - Disponibilité en eau souterraine - Qualité de l'eau souterraine - Source et type de contaminant (2): - Distance de la source de contamination à l'eau de surface (ou puits) le plus près
JRB Associates, 1982 (Waste Department Management, Virginia)	Indexation de 4 catégories d'impacts de la contamination (numérotées ci-contre de 1 à 4) utilisant au total 31 facteurs ou paramètres quantifiables	1. Récepteurs (utilisation du site, distance de la population, etc.) 2. Causes de dispersion du contaminant (caractéristiques du sol, profondeur de la nappe, précipitations, etc.) 3. Caractéristiques du contaminant (toxicité, propriétés chimiques, etc.) 4. Gestion des déchets (quantité, sécurité, confinement, etc.)
Back et al., 1982 (Union Carbide, North Carolina)	Modèle "heuristique" d'évaluation du potentiel de contamination par l'insecticide aldicarbe	- Taux d'application de l'insecticide et pratiques culturales - Dégradation: pH et température du sol - Transport: hauteur de précipitation, irrigation, type de sol, évapotranspiration - Profondeur de la nappe et de la source d'eau potable

4.2.3.3.2 Indexation de la vulnérabilité

L'utilisation d'indices de la vulnérabilité des eaux souterraines a pour principal but d'uniformiser l'évaluation de la susceptibilité de plusieurs types de sites à la contamination. Elle a ainsi comme objectif la sélection de sites en vue de minimiser l'impact des décharges ou de l'enfouissement de déchets toxiques ou polluants, sur la qualité des eaux des aquifères (LeGrand, 1984).

Le tableau 4.2 résume les principaux facteurs ou paramètres pris en compte par ces méthodes d'indexation, lors de l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination. A l'intérieur de ces différentes méthodologies d'indexation, la notion de vulnérabilité des eaux souterraines est principalement perçue comme étant liée:

- 1) au potentiel de contamination des eaux souterraines (caractéristiques géologiques ou hydrogéologiques du site, facteurs liés au transport et à l'atténuation d'un contaminant migrant vers la nappe), et/ou;
- 2) à la gravité (risques et impacts) de cette contamination sur l'utilisation des eaux souterraines comme source d'eau potabilisable (concentration, toxicité, mobilité et persistance du contaminant dans l'aquifère).

L'utilisation de différents facteurs et/ou paramètres dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines est donc principalement déterminée par:

- 1) la définition de la vulnérabilité ou du potentiel de contamination des eaux souterraines, et;
- 2) l'utilisation des résultats obtenus à partir des méthodologies d'indexation (décision et gestion des sites contaminés).

Tableau 4.2 (suite)

Auteur(s)	Approche méthodologique	Facteurs et/ou paramètres considérés pour l'évaluation de la vulnérabilité
<p>LeGrand, 1983 (National Water Well Association, Ohio)</p>	<p>Indexation de l'hydrogéologie d'un site (probabilité de contamination) et matrice de potentiel d'impact (gravité de la contamination)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Profondeur et pente de la nappe - Distance (en surface) entre la source de contamination et le point d'utilisation d'eau le plus près - Caractère des matériaux traversés: perméabilité et sorption - Sensibilité de l'aquifère - Sévérité du contaminant
<p>Aller et al., 1985 (Rapport US EPA)</p>	<p>Superposition d'un cadre hydrogéologique (unités cartographiables) et d'une indexation relative (méthode "DRASTIC")</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Profondeur de la nappe - Recharge nette de l'aquifère - Composition de l'aquifère - Composition de l'horizon supérieur du sol - Topographie (pente) - Impact de la zone vadose - Conductivité hydraulique de l'aquifère

Les facteurs d'atténuation de la mobilité, de la toxicité ou de la concentration de contaminants peuvent ainsi être considérés à la fois lors du transport du contaminant vers la nappe, et lors de sa propagation dans le système aquifère. Bien que l'importance de ces facteurs d'atténuation soit unanimement reconnue dans l'évaluation de la vulnérabilité, il est tout autant reconnu que la prédiction de leurs effets demeure difficile en raison de la spécificité de nombreux cas de contamination et des relations complexes que ces facteurs établissent avec d'autres facteurs (climatiques, pédologiques, hydrodynamiques, etc.). A cet égard, la matrice de décision élaborée par le "Working Group on Pesticides" (1970), afin d'aider au choix de sites de décharge de pesticides, constitue une illustration de la complexité des interactions possibles entre les paramètres caractérisant le contaminant et les facteurs environnementaux. Pour ces raisons, l'importance des facteurs d'atténuation est souvent prise en compte de façon indirecte dans les méthodes d'indexation de la vulnérabilité. Tout comme 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 d'une méthode d'indexation, le poids (multiplicateur de chacun des facteurs de vulnérabilité, dont la valeur est déterminée subjectivement selon l'importance relative du facteur) de certains facteurs 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).

Puisque les méthodes d'indexation de la vulnérabilité ne constituent qu'une première évaluation du potentiel de contamination des eaux souterraines, l'utilisation des facteurs d'atténuation (ainsi que de la plupart des autres facteurs liés à la vulnérabilité) demeure limitée à :

- l'identification des priorités telles qu'elles sont incluses dans la notion ou la définition de la vulnérabilité, ainsi que dans le but des méthodes d'indexation;
- l'élaboration de classes de valeurs de paramètres représentatifs de ces facteurs d'atténuation (ex.: persistance, mobilité ou solubilité), et;
- l'affectation d'un poids aux différents paramètres, poids susceptible de prendre en compte subjectivement l'importance de ces facteurs d'atténuation.

Les paramètres quantifiant les facteurs d'atténuation sont ainsi parfois utilisés à l'intérieur des méthodes d'indexation de la vulnérabilité, comme une indication plus ou moins précise du destin possible de ces contaminants dans le milieu. Le choix de ces paramètres peut être dicté, dans une certaine mesure, par la dépendance des ces grandeurs à d'autres facteurs environnementaux. Le chapitre suivant résume les principales relations entre d'une part les valeurs des paramètres bio-physico-chimiques quantifiant la rétention et la transformation d'un contaminant dans ou à la surface des sols, et d'autre part les différents facteurs environnementaux.

4.3 DESCRIPTION DES PRINCIPAUX PARAMETRES LIES AUX FACTEURS BIO-PHYSICO-CHIMIQUES ET DE LEURS RELATIONS AVEC LES CONDITIONS DU MILIEU

Nous décrivons dans ce chapitre la signification environnementale des principaux paramètres bio-physico-chimiques liés à la réactivité et à la persistance de contaminants dans les sols. Egalement, nous décrivons l'effet des principaux facteurs environnementaux (hydrogéologiques et/ou pédologiques, climatiques, etc.) pouvant modifier la valeur ou la représentativité de ces paramètres.

4.3.1 Réactivité chimique du contaminant (adsorption et hydrolyse)

Les principaux paramètres qui caractérisent la réactivité d'un contaminant dans les sols sont:

- le coefficient de distribution sol/eau (K_d), qui quantifie la grandeur de la rétention d'un composé dans les sols, et;
- la constante d'hydrolyse (k_h), qui quantifie la dégradation chimique ou abiotique d'un composé en milieu aqueux.

4.3.1.1 Coefficient de distribution sol/eau (K_d)

La valeur de K_d peut être influencée à la fois par:

- les conditions environnementales: telles que la salinité et le pH de l'eau; la concentration de carbone organique dissous et de matières colloïdales en suspension;

- les caractéristiques du sol: telles que la teneur en matières organiques, en argile et en eau; la répartition des classes granulométriques des constituants du sol (liée à la surface de contact) et la capacité d'échange cationique;
- la nature intrinsèque du contaminant; telle que sa concentration; la solubilité et le coefficient de partition octanol/eau (K_{ow}) liés à: la masse molaire, la dimension, la polarité, l'aromaticité ou le degré d'insaturation, la nature, le nombre et la position des groupements fonctionnels, l'ionisation, la constante d'acidité ou de basicité, la balance des interactions hydrophiles/hydrophobes.

4.3.1.1.1 Les conditions environnementales

-Température:

L'adsorption étant généralement un processus exothermique (cas de la plupart des pesticides), la valeur de K_d décroît avec une augmentation de la température. La chaleur d'adsorption (ΔH) résultant de l'adsorption physique (sans formation de liaisons chimiques) est généralement de quelques centaines de calories par degré et par mole pour de nombreux composés. Dans le cas d'une adsorption présentant une chaleur de - 500 cal/deg-mole, une augmentation de température de 20°C à 30°C et une diminution de celle-ci de 20°C à 5°C pourraient se traduire respectivement par une diminution de 10% et une augmentation de 18% de la valeur de K_{oc} ou de K_d (Lyman et al., 1982).

La chaleur d'adsorption peut être obtenue à partir de la relation entre la valeur de la constante d'équilibre d'une réaction et la température (équation de van't Hoff ou d'Arrhénius).

Dans le cas du coefficient de partition sol/eau d'un contaminant, la relation entre la variation de l'énergie libre (ΔG) de l'adsorption et K_d , est (Spillner et al., 1983):

$$\Delta G = - RT \ln (K_d) = \Delta H - T\Delta S \quad (4.15)$$

$$\text{d'où:} \quad \ln (K_d) = - \frac{\Delta H}{RT} + \frac{\Delta S}{R} \quad (4.16)$$

où $R =$ constante des gaz (1,987 cal/deg-mole)
 $T =$ température
 $\Delta S =$ variation d'entropie

Bien que l'adsorption de nature hydrophobique implique de faibles valeurs de ΔH (liaisons physiques réversibles), l'effet de la température sur la valeur de K_d est principalement attribuable à la modification de la solubilité du contaminant en solution. Plusieurs types de contaminants peuvent présenter pour l'adsorption une valeur de $\Delta H > 0$ (processus endothermique) ou de $\Delta H < 0$ (processus exothermique): cette valeur est liée à celle de la chaleur de solubilisation, respectivement de $\Delta H (\text{sol.}) < 0$ et de $\Delta H (\text{sol.}) > 0$. Une augmentation de la température dans ces deux cas s'accompagne:

- 1) Pour $\Delta H > 0$; $\Delta H (\text{sol.}) < 0$: d'une diminution de la solubilité et d'une augmentation de la valeur de K_d .
- 2) Pour $\Delta H < 0$; $\Delta H (\text{sol.}) > 0$: d'une augmentation de la solubilité et d'une diminution de la valeur de K_d .

Des précautions doivent cependant être prises lors de la prédiction de la modification de K_d en fonction de la température: certains contaminants particuliers peuvent en effet montrer une adsorption indépendante de la température (processus athermique), ou même présenter un comportement inverse à celui décrit précédemment (valeurs particulières de ΔH et de $\Delta H (\text{sol.})$).

-Salinité de l'eau:

Une augmentation de la salinité de l'eau peut diminuer de façon significative la valeur de K_d pour des contaminants existant sous forme cationique. Cet effet peut être attribué à un déplacement de l'échange cationique avec la matrice du sol, ainsi qu'à une diminution de l'activité du composé en solution (accompagnée, éventuellement, d'un "salting-out" ou précipitation du composé en milieu de force ionique élevée). L'effet de la salinité de l'eau sur l'adsorption de composés acides ou basiques peut être déterminé par la valeur du pH du milieu. Ainsi, la valeur de K_d pour certains herbicides acides augmente avec la salinité pour des valeurs de pH supérieures au pK_a (constante de dissociation acide) de ces composés (Lyman et al., 1982). L'influence de la salinité de l'eau sur l'adsorption de contaminants (ionisés ou neutres) demeure cependant un effet particulier peu pris en compte lors de l'évaluation de K_d .

-pH:

La partition sol/eau de contaminants ionisables peut être modifiée par la valeur du pH du milieu (eau en contact avec le sol): l'adsorption des acides faibles et des bases faibles est particulièrement sensible aux variations de pH rencontrées dans les sols ou les eaux de surface (pH de 5 à 9). D'une façon générale, l'adsorption de la forme neutre ou de la forme acide d'un contaminant est plus élevée, dans les sols, que celle de la forme ionisée (ou anionique). Une augmentation significative de l'adsorption d'acides organiques est généralement observée lorsque la valeur du pH du milieu est voisine de celle de la constante de dissociation acide (pK_a) du composé. Un tel effet peut survenir notamment pour une valeur du pH supérieure de 1,0-1,5 unité à celle du pK_a de l'acide organique (Lyman et al., 1982).

-Concentration en matières organiques dissoutes:

La présence de matières organiques dissoutes dans l'eau interstitielle des sols fait diminuer, en règle générale, l'adsorption de la plupart des contaminants sur les sols. Cet effet peut être attribué à une augmentation de la solubilité d'un composé complexé par les matières organiques, ou à une compétition de l'adsorption (sur les sols) avec ces matières

organiques. Hassett et Anderson (1982) ont évalué l'effet de la concentration en matières organiques dissoutes sur l'adsorption du cholestérol et d'un biphénylpolychloré (BPC) sur des particules d'une eau de rivière. Ils ont constaté une diminution de l'adsorption de ces composés hydrophobes avec une augmentation de la concentration en matières organiques dissoutes. A partir d'un modèle simple de la complexation de ces composés par les matières organiques, suivi de l'adsorption possible de tels complexes, ces auteurs proposent la relation suivante entre la valeur du coefficient de partition (K_p) et la concentration en matières organiques dissoutes, [OM]:

$$K_p = K_1 + \frac{K_2 K_3 [OM]}{K_2 [OM] + 1} \quad (4.17)$$

Dans laquelle K_1 , K_2 et K_3 sont les constantes associées respectivement à l'adsorption de la forme non-complexée du contaminant; à la complexation du contaminant par les matières organiques dissoutes, et; à l'adsorption de la forme complexée du contaminant. En absence de matières organiques dissoutes, la valeur de K_p devient celle de K_1 (partition de la forme non-complexée): une augmentation de la concentration en matières organiques fait "approcher" la valeur de K_p à celle de K_3 (partition de la forme complexée). Puisque les valeurs de K_2 et de K_3 sont, pour la majorité des contaminants en présence de matières organiques dissoutes, inconnues, cette relation demeure cependant difficilement applicable aux systèmes environnementaux. La concentration en matières organiques dissoutes à partir de laquelle survient une modification significative de la valeur de K_p est donc, dans l'état actuel des recherches, inconnue pour la plupart des contaminants.

4.3.1.1.2 Les caractéristiques du sol

-Teneur en matières organiques:

La teneur en matières organiques d'un sol influence considérablement la partition sol/eau d'un contaminant: cette dernière peut alors être exprimée sur la base d'une adsorption sur la matière organique:

$$K_{om} = \frac{S_{om}}{C} \quad (4.18)$$

où S_{om} = quantité de soluté adsorbé par unité de masse de matières organiques
 C = concentration de soluté en phase liquide

Compte tenu de la variabilité importante de la composition de la matière organique des sols et de la difficulté de quantification de cette composition, le coefficient de partition est fréquemment exprimé sur la base du contenu en carbone organique des sols: K_{oc} . Bien que le rapport om/oc puisse varier sensiblement d'un type de sol à un autre, on considère dans la littérature un facteur de conversion tel que (Lyman *et al.*, 1982):

$$K_{oc} = 1,724 K_{om} \quad (4.19)$$

La valeur de K_d est corrélée de façon satisfaisante avec celle de K_{oc} , pour des sols dont la fraction en carbone organique (f_{oc}) est supérieure à 0,001 (Schwarzenbach et Westall, 1985):

$$K_d = K_{oc} f_{oc} \quad (4.20)$$

La normalisation de la valeur de K_d , par cette corrélation avec celle de K_{oc} , diminue grandement la variabilité du coefficient de partition d'un contaminant présent dans plusieurs types de sols: celui-ci devient relativement indépendant des autres caractéristiques du sol, telle que la granulométrie. La valeur de K_{oc} pour un contaminant particulier en présence de plusieurs types de sols et de sédiments peut présenter un coefficient de variation¹ compris entre 10% et

1: coefficient de variation (%) = (déviatoin standard/moyenne) x 100

140% (Lyman et al., 1982). Tout comme pour la valeur de K_d (sols), celle de K_{oc} (carbone organique) traduit bien la partition de composés hydrophobes qui n'établissent pas ou peu d'interactions de type électrostatique ou ionique avec la surface du solide. Notons que dans le cas d'une fraction de carbone organique très importante, la matière organique peut présenter une structure "compacte" et une surface d'adsorption moins importante que celle provenant d'une structure plus "relâchée" (d'où une sous-estimation de la valeur du coefficient de partition). Inversement, une trop faible fraction de matière organique peut causer une surestimation de l'efficacité apparente du sol pour l'adsorption, lors de l'évaluation de K_d à partir de K_{oc} .

-Granulométrie:

Les fractions fines ($< 50\mu\text{m}$) du sol (argile et limon) présentent généralement un contenu élevé en matières organiques et une surface spécifique importante: on considère que la valeur de K_d obtenue à partir de cette fraction est supérieure à celle obtenue à partir de fractions plus grossières. Karickhoff et Brown (1978) ainsi que Karickhoff et al. (1979) et Karickhoff (1981) ont cependant montré que le coefficient de partition de composés neutres ou hydrophobes (pesticides tels que le paraquat et le méthoxychlore), exprimé en regard du contenu en carbone organique (K_{oc}), était sensiblement constant pour les différentes classes granulométriques de sédiments naturels. La variabilité de la valeur de K_d observée pour différentes classes granulométriques de sols ou de sédiments constitue donc, principalement, un reflet de la variabilité du contenu en matières organiques de ces différentes classes.

-Contenu en eau:

Une diminution du contenu en eau d'un sol ou d'un sédiment s'accompagne généralement d'une augmentation de la quantité de contaminant adsorbé. L'effet du contenu en eau sur la valeur de K_d demeure néanmoins, à l'heure actuelle, peu précisé (Lyman et al., 1982). Une diminution du contenu en eau d'un sol se traduisant par une augmentation de la concentration (par volume) de contaminant, il est probable que l'augmentation de la quantité de contaminant adsorbé soit due en partie à l'augmentation du rapport: [soluté]/nombre de

sites de l'adsorption. Notons qu'une modification du contenu en eau (par exemple de 0,1g/g à 0,5g/g) affectera davantage la concentration de contaminant dans la phase liquide lorsque celui-ci est peu adsorbable ($K_a < 1,0$), comparativement à un contaminant plus fortement adsorbé ($K_a > 5,0$) (Green et Obien, 1969). L'effet d'une modification du contenu en eau sur la partition sol/eau d'un contaminant serait alors davantage important dans le cas d'une faible adsorbabilité de ce composé.

-Capacité d'échange cationique (CEC):

L'échange cationique entre un contaminant chargé et les cations de la surface des sols peut être considéré comme étant une composante de l'adsorption. L'ionisation d'un composé (liée au pH du milieu) peut en effet influencer sa toxicité, sa solubilité et son adsorbabilité sur les différentes composantes du sol. La quantité maximale de contaminant adsorbé par échange ionique, (S), est liée à la valeur de la CEC (Bonazountas, 1983):

$$S = CEC \cdot MM/VAL \quad (4.21)$$

MM = masse molaire (ou atomique) du contaminant

VAL = valence du contaminant (ou composé ionique)

D'une façon générale, l'échange ionique d'un composé sous forme cationique augmente avec une diminution de la valeur du pH (augmentation de l'adsorption), et est maximale lorsque $pH = pK_a$. Pour la condition $pH < pK_a$, une compétition peut survenir entre les ions hydronium H_3O^+ et le contaminant cationique, ce qui peut se traduire par une diminution de l'adsorption de ce contaminant. Bien que l'échange cationique puisse être en partie responsable de l'adsorbabilité de certains contaminants dans les sols (tels les bases faibles, dont l'herbicide atrazine), peu de corrélations ont été établies entre la valeur de K_a et celle de la CEC. Une telle corrélation demeurerait cependant limitée à des cas particuliers de contamination, l'échange cationique n'affectant pas ou peu la partition sol/eau des composés neutres et hydrophobes.

4.3.1.1.3 La nature du contaminant

-Concentration du contaminant et équilibre de l'adsorption:

On estime que la concentration de contaminant requise pour justifier l'hypothèse d'une adsorption "linéaire" (définition de K_d à partir de l'équation de l'isotherme de Freundlich), pour laquelle $N = 1$, doit être inférieure à 0,01mM (Burns, 1983). Une déviation à la linéarité pour la relation entre la quantité de substance adsorbée (S) et la concentration de soluté en phase liquide à l'équilibre (C) peut survenir en présence de très faibles concentrations ou de concentrations élevées en contaminant ($> 10^{-3}$ M). Pour les concentrations en contaminant fréquemment rencontrées dans les sols, suite notamment à l'utilisation de pesticides, l'hypothèse d'une adsorption "linéaire" (lorsque la valeur de N varie en fait de 0,5 à 1,0) peut conduire à une erreur dans l'évaluation de K_d , d'un facteur maximum de 3 (Rao et Davidson, 1982). Une telle erreur demeure acceptable dans la pratique de la modélisation du transport de contaminant à partir de source diffuse (ex.: pollution d'origine agricole). Néanmoins, la valeur de K_d peut être surestimée d'un facteur de 10 ou plus, dans le cas des fortes concentrations en contaminant (excédant la capacité d'adsorption du sol) telles que celles retrouvées au niveau des sites d'enfouissement ou de décharge de résidus de pesticides.

On considère également (Rao et Davidson, 1982) que pour le domaine de concentration en contaminant rencontré suite aux pratiques agricoles (notamment de 0,4 à 10 $\mu\text{g/ml}$), un état de non-équilibre de l'adsorption qui se traduirait par une non-singularité des isothermes d'adsorption et de désorption (hystérèse) peut causer une erreur d'un facteur de 2 ou 3 sur l'évaluation du rapport des quantités de contaminant adsorbé/désorbé (S_a/S_d). Une sous-estimation de la quantité de contaminant demeurant adsorbée sur le sol durant la phase de la désorption, peut devenir importante dans le cas d'une faible concentration en soluté ($< 0,1$ $\mu\text{g/ml}$) et d'une valeur de N tendant vers 1,0 (Rao et Davidson, 1982). Une telle erreur est cependant considérée comme acceptable lors de l'utilisation de modèles de transport de contaminants dans les sols.

Enfin, notons que la validité de l'utilisation de K_d (défini à partir d'une adsorption réversible et instantanée) ne se justifie plus dans le cas d'une adsorption contrôlée par une

cinétique lente: les constantes de vitesse de l'adsorption et de la désorption doivent alors être prises en compte lors de l'évaluation de la quantité de contaminant adsorbé.

-Solubilité:

La partition sol/eau d'un contaminant étant, pour la plupart des composés en concentrations telles que celles retrouvées dans l'environnement, inversement proportionnelle à la solubilité de celui-ci, plusieurs corrélations ont été établies entre K_{oc} et la solubilité. Lyman *et al.* (1982) ont effectué une revue des équations de régression linéaire fréquemment utilisées pour la détermination de K_d à partir de la solubilité de composés comprenant des pesticides, des hydrocarbures chlorés et de nombreux composés aromatiques. Le domaine de solubilité considéré par de ces fonctions de régression varie de 10^{-3} mg.l⁻¹ (certains biphenylpolychlorés et le DDT) à 10^6 mg.l⁻¹ (tel que l'herbicide paraquat). L'erreur moyenne introduite dans l'évaluation de K_{oc} (rapport: valeur estimée/valeur mesurée) et due à l'utilisation de ces fonctions de régression est, pour 31 composés (pesticides et composés aromatiques), de 3. Ces fonctions de régression ont, en général, tendance à surestimer les faibles valeurs de K_{oc} et à sous-estimer les valeurs élevées de K_{oc} .

La solubilité étant liée à plusieurs caractéristiques physico-chimiques des composés (masse molaire, dimension, polarité, aromaticité, etc.), quelques corrélations ont été établies entre la solubilité et ces caractéristiques, dont notamment le parachor. Le parachor (P) est une fonction constitutive et additive de la structure moléculaire, et est évaluée à partir du volume molaire et de la tension superficielle du composé. La valeur de P est généralement comprise entre 100 et 600 g^{1/4}.cm³/(sec^{1/2}.mol) (Lyman *et al.*, 1982). Bien qu'il existe quelques relations empiriques entre la valeur de K_{om} et celle du parachor (Briggs, 1981), ce paramètre physico-chimique nécessite la connaissance précise de la nature et des propriétés des contaminants. Egalement, la corrélation entre le coefficient de partition et le parachor n'est valable que pour les composés non-ioniques ne formant pas de liaisons hydrogènes: elle demeure donc peu utilisée dans les cas de contamination de l'environnement.

- Partition octanol/eau:

A partir de l'analogie existant entre la distribution sol/eau d'un composé et son extraction solvant organique/eau, de nombreuses corrélations ont été établies entre la valeur de K_{oc} et celle de K_{ow} (coefficient de partition octanol/eau). Ce dernier paramètre, dont la valeur est connue pour la plupart des contaminants, permet dans la majorité des cas une excellente prédiction de la valeur de K_{oc} et donc de K_d .

Lyman et al. (1982) ont effectué une revue des équations de régression linéaire reliant la valeur de K_{oc} à celle de K_{ow} , dans le cas de nombreux pesticides et composés aromatiques. Le domaine des valeurs de K_{ow} considérées par ces corrélations est compris entre < 1 l/mg (cas de certains acides organiques) et 1×10^6 l/mg (cas de biphénylpolychlorés). L'erreur moyenne introduite dans l'évaluation de K_{oc} (rapport: valeur estimée/valeur mesurée) et due à l'utilisation de ces fonctions de régression est, pour 23 composés (pesticides et composés aromatiques), voisine de 2.

4.3.1.2 Constante d'hydrolyse abiotique (k_h)

L'hydrolyse abiotique constitue généralement la plus importante réaction chimique d'un contaminant organique avec l'eau, et peut ainsi influencer significativement le destin de plusieurs types de composés dans l'environnement. Bien que l'hydrolyse soit ici classée comme une composante de la réactivité chimique d'un composé (réaction d'addition avec l'eau et formation d'un nouveau lien carbone-oxygène), son importance pourra être considérée au niveau de la persistance (voir paragraphe 4.3.2) d'un composé dans les sols. Elle intervient notamment dans la dégradation chimique d'halogénures d'alkyles, d'esters d'acides carboxyliques, d'organophosphonates, de carbamates et de nitriles. Bien que la réaction d'hydrolyse catalysée par une base, par un acide, ou par l'eau puisse suivre une cinétique d'ordre 2, on considère généralement que la concentration de contaminant constitue la concentration limitante de la réaction. Les constantes d'hydrolyse (k_h) sont donc généralement associées à une cinétique de réaction de pseudo-ordre 1, de telle sorte que le temps de demi-vie du composé ($t_{1/2}$) devient indépendant de sa concentration initiale.

On estime que le temps de demi-vie dans l'eau de la plupart des pesticides susceptibles à l'hydrolyse peut se situer approximativement, à $\text{pH} = 7,0$ et à 25°C , entre 30 min. et 400 jours (Lyman *et al.*, 1982). Trois principaux facteurs environnementaux peuvent affecter la valeur de k_h : la température; le pH du milieu, et; l'adsorption du composé sur le sol.

- Température:

Le taux d'hydrolyse d'un contaminant augmente avec la température. Compte tenu de la valeur de l'enthalpie de la réaction d'hydrolyse pour la plupart des composés organiques dans l'eau, la règle générale suivante peut être considérée dans le cas de températures comprises entre 0°C et 50°C (Lyman *et al.*, 1982):

- une variation de 1°C cause une modification de 10% de la valeur de k_h , et;
- une variation de 10°C cause une modification de la valeur de k_h d'un facteur de 2,5.

- pH du milieu:

L'importance de l'effet du pH du milieu sur la valeur de k_h varie selon que la réaction est catalysée en milieu neutre, ou catalysée par un acide ou par une base. Compte tenu de l'absence d'information concernant les mécanismes réactionnels de l'hydrolyse de nombreux contaminants présents dans l'environnement, l'influence du pH sur l'hydrolyse n'est généralement prise en compte que dans les cas où une catalyse acide ou basique interviendrait dans le domaine de pH des eaux naturelles ($5 < \text{pH} < 8$).

- Adsorption sur les sols:

Un contaminant adsorbé sur les sols peut présenter un comportement chimique différent de celui présenté en milieu aqueux. Certains composés liés à la matière organique des

sols seraient moins susceptibles à l'hydrolyse (Perdue, 1981), alors que les substances humiques des sols constitueraient des catalyseurs acide-base de l'hydrolyse de contaminants organiques hydrophobes (Perdue, 1983). Un tel effet de l'adsorption sur la dégradation chimique de composés dans les sols demeure toutefois, dans l'état actuel des connaissances, difficilement quantifiable.

4.3.2 Persistance du contaminant (biodégradation, volatilisation et photolyse)

Les principaux paramètres qui caractérisent la persistance d'un contaminant non-radioactif dans les sols sont:

- la constante de biodégradation, qui quantifie le temps de demi-vie d'un composé dû à sa métabolisation par les microorganismes;
- la constante de Henry et la constante de volatilisation, qui quantifie le transfert d'un composé de la phase aqueuse à la phase gazeuse (partition gaz/liquide), et;
- la constante de dégradation photochimique, qui quantifie le temps de demi-vie d'un composé dû à la photolyse et aux réactions connexes.

4.3.2.1 Constante de biodégradation (k)

La valeur de la constante de biodégradation pour un contaminant peut être principalement influencée par certaines conditions environnementales (température ...), par des facteurs liés au substrat ou contaminant (toxicité, concentration ...) et par certaines caractéristiques du sol (contenu en eau et en matières organiques, pH, présence d'oxygène ...). Compte tenu de l'interdépendance des variables environnementales d'une part, ainsi que de celle entre l'activité microbiologique et l'ensemble de ces variables d'autre part, peu de relations quantitatives ont été établies pour prédire la valeur de constantes de biodégradation de contaminants soumis à des conditions environnementales.

A titre d'exemple, une augmentation de la température peut s'accompagner d'une diminution du contenu en eau d'un sol, la modification de chacun de ces deux paramètres provoquant un effet opposé quant à l'activité microbologique. Également, un contenu élevé en matières organiques d'un sol peut causer une faible valeur du pH du milieu (dû à un échange cationique entraînant une libération de protons en solution), cette dernière étant susceptible de favoriser l'adsorption de contaminants cationiques. Dans ce dernier cas et bien que la présence de matières organiques soit généralement favorable à la biodégradation des contaminants, la baisse de pH du milieu peut provoquer une inhibition de l'activité microbologique. La grandeur des effets synergiques ou antagonistes résultant de la combinaison de variables environnementales (climatiques, hydrogéologiques et pédologiques), sur la performance de biodégradation d'un contaminant dans les sols, demeure à l'heure actuelle peu comprise et difficilement quantifiable.

Nous considérons ici la variabilité, dans l'environnement, de la valeur de la constante de biodégradation en regard de deux principaux types de facteurs (Lyman *et al.*, 1982): 1) les facteurs liés à la disponibilité et à la concentration du contaminant (ou substrat), et; 2) les facteurs environnementaux pouvant influencer le taux ou la cinétique des réactions de biodégradation.

4.3.2.1.1 Facteurs liés à la disponibilité et à la concentration du contaminant

Certaines propriétés physico-chimiques du contaminant, celui-ci agissant comme substrat pour les microorganismes, sont susceptibles d'affecter l'activité de biodégradation. Bien que quelques corrélations aient été établies entre notamment la structure moléculaire et la biodégradabilité de certaines classes de composés (incubation en laboratoire sous conditions contrôlées), l'évaluation de la constante de biodégradation à partir des propriétés physico-chimiques des contaminants demeure néanmoins spécifique (conditions précises d'expérimentation) et limitée à ces composés ainsi qu'à des espèces bactériennes particulières. Entre autres propriétés physico-chimiques, le taux de biodégradation peut être approximativement estimé à partir (Lyman *et al.*, 1982): 1) du degré de branchement de la molécule; 2) de la longueur des chaînes aliphatiques; 3) de l'état d'oxydation du composé; 4) de

la polarité et du degré d'ionisation; 5) du degré de saturation ou d'aromaticité, et; 6) du nombre, de la nature et de la position des groupements fonctionnels de la molécule. La connaissance précise de la nature et des propriétés d'un contaminant, entre autres contraintes, empêche toutefois la généralisation et l'extrapolation (aux conditions environnementales) de ces méthodes d'évaluation de la biodégradabilité.

D'autre part, la concentration d'un contaminant peut agir sur la cinétique et l'ordre des réactions de biodégradation. Certains composés aisément biodégradés lorsqu'ils sont en concentration élevée deviennent persistants à de plus faibles concentrations dans les sols. Ceci peut être dû à l'existence d'une concentration-seuil (stimulus) nécessaire pour induire la réponse enzymatique spécifique à la métabolisation du composé. Également, une concentration élevée en contaminant peut être toxique et inhiber les processus de biodégradation. La concentration optimale de contaminant pouvant favoriser sa biodégradation demeure ainsi spécifique au composé et au type de microorganismes, d'où la difficulté de prévoir la persistance d'un ensemble de composés ou bien à l'état de traces dans l'eau interstitielle d'un sol, ou bien en grande concentration au niveau d'un site massivement contaminé (décharge, site d'enfouissement ou déversement accidentel). Mentionnons néanmoins que la constante de biodégradation d'un contaminant sera abaissée de façon significative dans le cas d'une concentration en composé supérieure à sa solubilité dans l'eau (Lyman *et al.*, 1982).

4.3.2.1.2 Facteurs environnementaux

L'effet des facteurs environnementaux (climatiques, hydrogéologiques et pédologiques) sur la biodégradabilité d'un composé intervient principalement au niveau de l'activité microbiologique (cinétique de réaction), plutôt qu'au niveau de la spécificité des mécanismes de biodégradation. Parmi ces facteurs (ou caractéristiques du milieu), la température, le contenu des sols en matières organiques, en eau et en oxygène dissous, ainsi que le pH, influencent particulièrement la grandeur de la constante de biodégradation.

Le taux de biodégradation d'un composé augmente avec une élévation de la température, dans le domaine de température toléré par les microorganismes. Par ailleurs, la croissance bactérienne est généralement favorisée en milieu légèrement alcalin et peut-être

inhibée pour une valeur de pH voisine de 5, alors que l'oxydation de composés par voie microbiologique est plus rapide à des valeurs de pH comprises entre 6 et 8 (Lyman *et al.*, 1982). Les modifications de la valeur du pH du milieu peuvent être dues à une contamination massive par des composés ionisables, et leur effet sur la constante de biodégradation n'est, à l'heure actuelle, connu que dans le cas de quelques composés particuliers étudiés en laboratoire.

Par ailleurs, une augmentation du contenu en eau des sols favorise généralement la métabolisation des substrats biodégradables. Une relation empirique entre la constante de biodégradation, k (disparition du composé ou perte de son intégrité chimique) et le contenu en eau d'un sol θ (en %), peut être du type suivant (Ou *et al.*, 1982):

$$k = a T \theta + b \quad (4.22)$$

Dans laquelle a et b sont des constantes.

Le degré d'humidité d'un sol détermine dans une grande mesure la concentration en oxygène dissous disponible aux microorganismes, et donc l'importance des voies aérobie ou anaérobie de la biodégradation. La teneur en oxygène dissous affecte ainsi le type de voie de dégradation (principalement aérobie en zone non-saturée et anaérobie en zone saturée) et le taux de métabolisation des composés organiques. On estime d'une part que l'oxygène dissous devient un facteur limitant pour la biodégradation aérobie (zone vadose des sols) lorsque sa concentration est inférieure à 1 mg.l^{-1} , et d'autre part que le milieu poreux présente des conditions anaérobies lorsque le volume occupé par l'air devient inférieur à 10-20% du volume de la porosité (Lyman *et al.*, 1982).

D'autres conditions pédologiques, telles que la teneur en matières organiques, la présence de substrats limitants, ainsi que la composition et la capacité d'adsorption des sols, peuvent affecter la valeur de la constante de biodégradation des contaminants en zone vadose. Comme dans le cas des autres facteurs influençant la valeur de k , l'extrapolation de résultats de laboratoire concernant l'effet d'une condition pédologique sur la biodégradabilité d'un composé, aux conditions variables d'un environnement contaminé, doit être réalisée avec

prudence. Le contrôle en laboratoire de certaines conditions expérimentales implique fréquemment une surestimation de la valeur de k , comparativement à la persistance (due à la dégradation biologique) présentée au niveau d'un site contaminé. D'autre part, la disparition d'un composé du sol peut impliquer, en plus de la biodégradation, des phénomènes de dissipation chimique (photolyse et réactions connexes) et de dissipation physique (volatilisation) dont l'effet est généralement attribué à la biodégradation.

4.3.2.2 Constante de Henry (K_h) et constante de volatilisation (k_v)

La constante de Henry (sans dimension) d'un composé présent dans l'eau représente la partition gaz/liquide de ce composé. Le transfert d'un contaminant vers la phase gazeuse peut s'effectuer à partir soit de la phase aqueuse, soit de la surface du sol en contact avec l'air. La volatilisation d'un contaminant est principalement influencée par les propriétés physico-chimiques de celui-ci (solubilité, masse molaire, tension de vapeur) et certaines conditions physiques et climatiques du milieu (profondeur dans le sol, vitesse d'écoulement de l'eau, turbulence des phases aqueuse et gazeuse ...). En excluant plusieurs conditions telles que le contenu en eau, le type de sol, la température et les conditions climatiques, la constante de volatilisation d'un pesticide appliqué à la surface d'un sol peut être liée à la tension de vapeur (P_{vp}), la solubilité (S) et le coefficient de partition de celui-ci (K_{oc}), par la relation empirique suivante (Lyman *et al.*, 1982):

$$k_v = \frac{\ln 2}{t^{1/2}} = 4,4 \times 10^7 \left(\frac{P_{vp}}{K_{oc} S} \right) \quad (4.23)$$

La prédiction, à partir de cette relation, de la persistance (temps de demi-vie dû à la volatilisation) de 4 pesticides a été comparée de façon satisfaisante aux résultats observés sur le terrain pour les mêmes composés (un facteur inférieur ou égal à 4 a été observé entre les résultats prédits et les mesures sur le terrain). Une estimation approximative de la valeur de la constante de volatilisation peut donc être obtenue à partir de cette relation, dans le cas d'un composé appliqué à la surface du sol.

4.3.2.3 Constante de photolyse (k_p)

La constante de photolyse peut prendre en compte à la fois une photolyse directe, pour laquelle le composé lui-même absorbe la radiation solaire, et une photolyse par contact, par laquelle l'énergie de la radiation est transmise d'un composé à un autre en solution. La cinétique des réactions photochimiques, et donc la valeur de k_p , est principalement influencée par l'intensité de la radiation, l'exposition et le taux d'absorption de lumière par le contaminant (coefficient d'extinction molaire). Les réactions photochimiques causant une perte de l'identité chimique d'un composé peuvent inclure la fragmentation en radicaux libres ou en molécules neutres, des réactions de réarrangement, d'isomérisation ou de dimérisation, ainsi que la photo-réduction.

Les méthodes d'évaluation de la persistance de composés soumis à la photolyse, à partir de la structure moléculaire de ceux-ci, demeurent à l'heure actuelle peu utilisées compte tenu des difficultés d'extrapolation des résultats aux conditions environnementales. La plupart des évaluations de k_p réalisées en laboratoire ne tiennent compte que de la photolyse en milieu aqueux, et l'effet de la partition sol/eau et de la partition feuilles/sol (cas d'une application foliaire) d'un composé demeure peu connu. Dans ces conditions, on estime que la persistance (temps de demi-vie dû à la photolyse) de pesticides et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques peut varier respectivement de 1 jour à 1 année, et de 0,35 h à 70 h (Lyman *et al.*, 1982). La dépendance de la réactivité photochimique d'un composé aux diverses conditions du milieu empêche toutefois l'évaluation précise de la persistance d'un contaminant dans ou à la surface d'un sol.

4.4 SELECTION DES PARAMETRES BIO-PHYSICO-CHIMIQUES IMPORTANTS DANS L'EVALUATION DE LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES

Ainsi que nous l'avons vu précédemment, l'identification et la quantification des facteurs représentatifs des processus de rétention et de transformation des contaminants dans les sols, sont difficiles à réaliser lorsqu'il s'agit de lier ceux-ci aux facteurs hydrogéologiques d'un site particulier (LeGrand, 1983). Compte tenu notamment de la complexité des relations entre les différents facteurs environnementaux responsables de la vulnérabilité des eaux souterraines, les facteurs d'atténuation sont le plus souvent traduits dans les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité par l'utilisation de paramètres-clés ne nécessitant pas (ou peu) d'évaluation sur le terrain. L'évaluation préliminaire de la vulnérabilité est susceptible d'être suivie par une expertise hydrogéologique plus précise et plus spécifique. Dans cette perspective, nous examinerons brièvement les paramètres (et leur niveau de précision) importants dans l'évaluation a priori des facteurs d'atténuation de la mobilité ou de la concentration d'un contaminant dans les sols.

4.4.1 Importance des paramètres

Une méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines doit tenir compte, principalement et entre autres conditions du milieu, de la persistance et de la mobilité du contaminant dans les zones non-saturée ou saturée des sols. Les paramètres nécessaires à la quantification de celles-ci, ainsi que leurs fourchettes de valeurs telles qu'utilisées par différents auteurs dans les méthodes d'indexation (ou autre) de la vulnérabilité, sont indiqués au tableau 4.3.

Bien qu'élaboré à partir d'une revue sommaire de la littérature, le tableau 4.3 met en évidence la diversité des paramètres, caractéristiques ou phénomènes liés à l'atténuation des contaminants dans le système eau souterraine-sol, et utilisés pour une évaluation préliminaire

de la vulnérabilité de ce système. Une classification de ces paramètres liés aux phénomènes d'atténuation peut être effectuée en relation avec ou bien les caractéristiques du contaminant, ou bien celles du site. Le tableau 4.4 indique ainsi les principales relations utilisées dans l'évaluation de la vulnérabilité, entre d'une part les paramètres liés aux phénomènes d'atténuation, et d'autre part les caractéristiques du contaminant et du site.

Il apparaît ainsi clairement que l'utilisation des facteurs d'atténuation dans l'évaluation préliminaire de la vulnérabilité des eaux souterraines peut se résumer à l'emploi de quelques caractéristiques (ou conditions) ou bien du contaminant, ou bien du site. Ces dernières sont généralement choisies d'après la disponibilité des informations (souvent fragmentaires) relatives à la fois aux types de contaminants potentiels et aux types de sites visés par les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité. Ainsi, les paramètres (quantifiant les facteurs d'atténuation) représentés dans le tableau 4.4 constituent une sélection des nombreux paramètres bio-physico-chimiques pouvant traduire en première évaluation le destin d'un contaminant dans les sols, et donc la vulnérabilité des eaux souterraines.

4.4.2 Niveau d'utilisation des paramètres

L'utilisation de ces paramètres (ou des caractéristiques du contaminant ou de celles du site qui leur sont liées) à l'intérieur des méthodes d'évaluation préliminaire de la vulnérabilité, peut se heurter à deux principaux niveaux de difficulté: la disponibilité des valeurs de ces paramètres et le niveau de précision requis dans la prédiction du potentiel de contamination.

Tableau 4.3

Paramètres, caractéristiques ou phénomènes liés à l'atténuation des contaminants dans les sols, et pris en compte par différents auteurs pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines.

1- Persistance

Paramètre, caractéristique ou phénomène	Index ou classe	Fourchette de valeurs (ordre croissant de la persistance)	Auteur(s)
			Contaminants(s) considéré(s)
Temps requis pour la disparition, de la surface des sols, de 75% à 100% de la concentration de contaminant	1	1 - 3 mois	Working Group on Pesticides, 1970 (U.S.A.) <hr/> Pesticides
	2	3 - 12 mois	
	3	≥ 12 mois	
Biodégradabilité	0	Facilement biodégradable	JRB Associates, 1982 (U.S.A.) <hr/> Tous (décharges et dépôts)
	1	Hydrocarbures à chaînes linéaires	
	2	Composés cycliques (substitués ou non)	
	3	Composés polycycliques et hydrocarbures halogénés	
Volatilité: pression de vapeur	3	≥ 73 mm Hg	
	2	73 - 25 mm Hg	
	1	25 - 0,1 mm Hg	
	0	≤ 0,1 mm Hg	
Biodégradabilité (disparition du composé-parent) en conditions aérobies (laboratoire): $t_{1/2}$	1	Non-persistant: $t_{1/2} \leq 20$ j.	Rao et Davidson, 1982 <hr/> Pesticides
	2	Modérément persistant: $20 \text{ j.} \leq t_{1/2} \leq 100 \text{ j.}$	
	3	Persistant: $t_{1/2} \geq 100 \text{ j.}$	

Tableau 4.3 (suite)

1- Persistance (suite)

Paramètre, caractéristiques ou phénomène	Index ou classe	Fourchette de valeurs (ordre croissant de la persistance)	Auteur(s)
			Contaminant(s) considéré(s)
Facteurs de dégradation liés à:			
(1) pH du sol	5 classes	pH \geq 8,4 à pH \leq 5,5	Back et al., 1982 (Union Carbide, U.S.A.)
(2) température du sol	6 classes	T \geq 70°F à T \leq 50°F	Insectice aldicarbe
(3) % matières organiques	4 classes	% m.o \geq 20 à % m.o \leq 0,5	

2- Mobilité

Paramètre	Index ou classe	Fourchette de valeurs (ordre croissant de la mobilité)	Auteur(s)
			Contaminant(s) considéré(s)
Facteur de rétention (chromatographie en couche mince de sol): R_F "relatif au fructose"	Immobile	0 - 0,09	Working Group on Pesticides, 1970 (U.S.A.)
	Un peu mobile	0,10 - 0,64	
	Mobile	0,65 - 1,0	
Solubilité	0	Insoluble	JRB Associates, 1982 (U.S.A.)
	1	Un peu soluble	
	2	Soluble	
	3	Très soluble	
			Tous (décharges et dépotoirs)

Tableau 4.3 (suite)

3- Ensemble de caractéristiques d'un pesticide causant un potentiel élevé de contamination des eaux souterraines (Cohen et al., 1984)

Persistance: - $t_{\frac{1}{2}}$ (dans le sol) $\geq 2 - 3$ semaines
- $t_{\frac{1}{2}}$ (hydrolyse) ≥ 25 semaines
- $t_{\frac{1}{2}}$ (photolyse) ≥ 1 semaine (environ)
- constante de Henry $\leq 10^{-2}$ atm - m³/mol

Mobilité: - solubilité ≥ 30 mg.l⁻¹
- $K_D \leq 5$
- $K_{oc} \leq 300 - 500$
- dissociation: composé chargé négativement au pH du milieu

Tableau 4.4

Principales relations utilisées dans l'évaluation de la vulnérabilité, entre d'une part les paramètres liés à l'atténuation d'un contaminant, et d'autre part les caractéristiques ou bien du contaminant, ou bien du site. Ne sont pas pris en compte, ici, les facteurs de risques et d'impact (toxicité, seuil de potabilité, bioconcentration, etc.).

Caractéristiques ou conditions du site	Paramètres liés aux facteurs d'atténuration	Caractéristiques du contaminant
<ul style="list-style-type: none"> - % matières organiques et température - Température et pH 	<p>A- <u>Persistance</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Constante de biodégradation - Constante de photolyse - Constante d'hydrolyse - Constante de volatilisation 	<ul style="list-style-type: none"> - Concentration; état (liquide, solide,...) - Coefficient d'extinction molaire - Pression de vapeur, constante de Henry
<ul style="list-style-type: none"> - Profondeur de la nappe - Perméabilité (% argile) 	<p>B- <u>Mobilité</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Coefficient de partition sol/eau (k_D) et coefficient de partition carbone organique/eau (k_{oc}) 	<ul style="list-style-type: none"> - Concentration; état liquide, solide...) - pK_a <u>versus</u> pH - Solubilité, ou K_{ow}, ou R_F

4.4.2.1 Disponibilité des valeurs des paramètres

La valeur des paramètres traduisant les facteurs d'atténuation est souvent non-disponible (la constante de photolyse, par exemple, d'un contaminant situé à la surface du sol peut ne pas avoir été estimée). Les problèmes de la spécificité (données valables pour un ensemble de conditions particulières de la contamination) ou de la représentativité (importance relative des différents facteurs d'atténuation pour divers cas de contamination) de ces paramètres peuvent également limiter la généralisation de leur emploi.

4.4.2.2 Niveau de précision dans la prédiction du potentiel de contamination

La prise en compte de nombreux paramètres bio-physico-chimiques, lors de l'évaluation de la vulnérabilité, peut ne pas être nécessaire (ou même souhaitable) dans certains cas de contamination. L'amélioration des connaissances relatives aux phénomènes de rétention et de transformation des contaminants dans les sols, ainsi que l'amélioration des relations fondamentales utilisées pour décrire les interactions entre ceux-ci et les conditions du milieu, peuvent ne pas être justifiées dans une méthode d'évaluation préliminaire de la vulnérabilité. L'utilisation des résultats d'une méthode d'évaluation (sélection d'une façon relative des sites de dépôts, gestion des déchets) peut ainsi ne pas nécessiter un niveau élevé de précision dans la quantification des phénomènes responsables ou liés à la vulnérabilité.

Le niveau d'utilisation ou de précision des paramètres quantifiant les facteurs d'atténuation doit donc être défini en fonction des buts et de l'utilisation des différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité. La prise en compte des paramètres-clés quantifiant la persistance et la mobilité d'un contaminant dans les sols (tableau 4.4) constituera néanmoins la base de la prédiction du comportement bio-physico-chimique de ce contaminant dans les eaux souterraines.

4.5 CONCLUSION

L'identification et la quantification des principaux facteurs bio-physico-chimiques contrôlant le destin d'un contaminant dans les sols, est essentielle pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. Ces facteurs seront responsables dans une très grande mesure du comportement et de l'évolution dans le temps des contaminants, ceci à tous les niveaux de définition de la vulnérabilité des eaux souterraines (transport vers la nappe ou propagation dans l'eau des aquifères, risques et impacts associés à la contamination). Il apparaît cependant qu'une telle identification et quantification, à l'intérieur d'une méthode d'évaluation de la vulnérabilité, sont notamment assujetties aux buts et à l'utilisation des résultats de ces différentes méthodes. Un niveau descriptif élevé des processus bio-physico-chimiques mis en jeu peut ne pas être requis lors d'une évaluation préliminaire de la vulnérabilité. Utilisées à titre d'indication prévisionnelle ou d'estimation préliminaire, les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité 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 5

APPROCHE QUALITATIVE DES METHODES D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE

5.1 CHOIX D'UNE METHODE D'EVALUATION

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.

En tout premier lieu, précisons que la définition de la vulnérabilité peut se faire à plusieurs niveaux. La vulnérabilité d'une nappe d'eau souterraine à une contamination peut à un premier degré être considérée comme tout risque d'atteinte ou d'arrivée de contaminant à cette nappe. A un second niveau elle se présente comme la possibilité qu'a ce contaminant de se déplacer dans cette nappe. Enfin on peut s'intéresser à l'implication de la présence de ce contaminant dans les eaux.

Ainsi on devra se préoccuper différemment de la possibilité de transport du contaminant vers la nappe, du transport dans la nappe, et de sa persistance avant et après sa pénétration dans les eaux souterraines de la nappe. Ceci revient donc à s'intéresser aux phénomènes et aux processus régissant tout à la fois le transport et la persistance du contaminant, et donc aux divers facteurs influençant ces processus d'ordre hydrodynamique ou bio-physico-chimique.

Parmi les méthodes d'évaluation, nous avons distingué les expertises (principalement hydrogéologiques), les outils d'aide à la décision (arbre ou matrice), les méthodes à indexation, et les modèles de simulation (principalement mathématiques). Il est bien évident que certaines méthodes se chevauchent entre elles, ou même que des méthodes d'un type donné soit utilisées par un autre type de méthode. Le but de différencier les méthodes n'a pas été de les classer, mais de faire ressortir leurs principales caractéristiques.

Le premier type de méthode rassemble les évaluations par expertise. L'expertise n'est qu'un jugement plus ou moins subjectif porté par un spécialiste ou un groupe de spécialistes, et s'appuyant sur un certain nombre de démarches. Celles-ci sont purement intuitives ou fondées

sur l'utilisation d'outils divers tels entre autres d'autres méthodes d'évaluation. Elles n'ont donc en ce sens que la valeur des méthodes et outils qu'elles utilisent, et la valeur de l'interprétation qu'en font les experts. Il apparaît donc que les résultats apportés par la même démarche, mais menée par deux experts différents seront différents. Nous ne pouvons donc pas leur attribuer des avantages et inconvénients intrinsèques, sinon le net inconvénient de la non-reproductibilité du résultat non seulement entre deux experts, mais entre deux démarches du même expert. Les expertises ne se présentent en fait que comme l'interprétation obligatoire de différents résultats que doit réaliser tout au moins le décideur.

Le second type de méthode est celui des outils d'aide à la décision tels les arbres et les matrices. Ces méthodes proposent en fait un cheminement plus ou moins standardisé de l'expertise. Elles aussi n'ont donc entre-elles aucune valeur intrinsèque. Elles permettent à l'expert de mener l'étude sans risque d'oubli majeur d'éléments. Elles favorisent donc la rigueur de démarche de l'expertise, mais nullement celle du raisonnement ou de l'interprétation.

Les méthodes à indexation sont des outils de quantification de la vulnérabilité, c'est à dire du risque de contamination. Elles reposent sur la cotation d'un certain nombre de facteurs influançant directement le transport ou le persistance du contaminant. L'indice final que fournit un telle méthode n'est fondé sur aucune réalité physique, phénomène ou processus, et ne peut donc pas être représentatif d'une quantité effective telle qu'une concentration, masse ou toxicité. Ce sont de ce fait les méthodes les plus dangereuses, d'une part parce que la valeur numérique qu'elles fournissent n'a pas de valeur physique réelle, d'autre part par l'usage et l'interprétation que pourraient en faire les utilisateurs. En effet l'indice fourni par ces méthodes ne peut être interprété de façon absolue, ne pouvant être comparé à une quelconque norme ou référence. Enfin, les facteurs dont elles tiennent compte, ne sont pas toujours les plus importants.

Le dernier type de méthodes d'évaluation regroupe les modèles de simulation. Parmi eux nous considérerons uniquement les modèles mathématiques. Les modèles se présentent comme les seules méthodes dont le but est la quantification d'un phénomènes physiques, et dont les résultats ont une réalité transposable et mesurable in situ (débits, concentrations, temps, ...). Ces résultats peuvent être comparés à des références et normes, et leur interprétation alors ne peut être qu'objective et unique. Cependant, tous ces modèles ne sont

pas toujours parfaits. Ceci est dû au fait que d'une part ils ne sont pas tous complets (c'est à dire qu'ils n'englobent pas tous les processus importants), d'autre part ils présentent des erreurs plus ou moins importantes, inhérentes au modèle même (erreur de calcul, divergence, oscillations, dispersion numérique, ...), enfin des erreurs existent, commises sur la mesure des paramètres nécessaires aux modèles, et sur l'approche que l'on a de ces paramètres (déterministe ou stochastique).

Parmi les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, il apparaît donc sans difficulté, que le seul type de méthodes 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 des résultats, et dont la validité du résultat sera de ce fait celle du modèle lui même.

5.2 REVUE DES 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 en effet nécessitent de nombreux calculs, ce qui se traduit pour la machine en grands temps de calcul et 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 en général sont 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. Il 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 existent, 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 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, filiation, 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.

Les modèles à résolution numérique se divisent en deux grandes catégories; ceux à résolution par différences finies, et ceux par éléments finis. A ces deux grandes catégories, s'ajoutent ou se superposent des types de modèles caractérisés par leurs méthodes d'approche ou de résolution particulières (particules mobiles, collocation, Galerkin, ...). D'autres spécificités peuvent encore différencier les modèles, comme les méthodes de correction, de stabilisation, d'optimisation, ...(schémas explicite/implicite, Crank-Nicholson, ...).

Dans tout modèle il est important, tant pour celui qui le réalise, que pour l'utilisateur, d'en vérifier la stabilité de la solution, la conservation des quantités, en fait la fiabilité du modèle. On s'intéresse donc au calage du modèle, aux diverses vérifications de stabilité, aux problèmes de troncatures, d'oscillations, de dispersion numérique, à l'optimisation, etc.. Plus les modèles sont complexes, par les équations qu'ils intègrent, par le type de résolution numérique, ou par les méthodes correctives qu'ils utilisent, plus les sources d'erreur et de divergence de la solution sur la réalité, sont nombreuses, et leur importance possiblement grande. L'art de la modélisation n'est donc pas uniquement l'élaboration d'un modèle complexe intégrant le maximum de processus, mais bien plus la réalisation d'un outil fiable répondant avec justesse aux préoccupations de ces utilisateurs.

Nous récapitulons dans le tableau 5-1, les principales caractéristiques d'un certain nombre de modèles existants. Ces caractéristiques sont le nombre de dimensions, l'hydrodynamisme du milieu (saturé ou insaturé), les processus retenus (advection, dispersion, adsorption, dégradation, transformation, ...), le type d'approche (déterministe, stochastique), le type de résolution (analytique, numérique, différences finies, éléments finis, particules mobiles, ...), les caractéristiques spécifiques (Galerkin, Crank-Nicholson, ...), le domaine d'application (contamination ponctuelle, diffuse, biseau salé, agriculture, recherche ...).

TABLEAU 5.1: PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DE MODELES

AUTEURS	ANNEE	DOM	DIM	MILIEU	TYPE	RESOL	AUTRES	PROCESS.	ELEM
ADDISCOTT T.M.	1977	A	1V	V	SE		MI	IE	NI
ADDISCOTT T.M.	1982	R	2H	S	D	NUM	RA	D	I
AHLSTROM S.W. et al	1975	G	3	S	D	NUM	DPRW	VD	
AMOOZEGAR-FARD et al	1982	G	1V	S	S	ANA	MC	VD	SE
BOBBA A.G BUKATA R.P	1980	R	2H	S	D	DIF		VDA	
BRESLER E.	1967	A	1V	V	D	DIF		V	SE
BRESLER E.	1973	R	1V	V	D	DIF		VD	IO
BRESLER E.	1975	R	2V	V	D	DIF	AD	VD	IO
BRESLER E. DAGAN G.	1979	A	1V	V	D	DIF		VD	SE
BRESLER E. DAGAN G.	1981	A	1V	V	S	ANA	MC	VD	
BURNS I.G.	1974	A	1V	V	D		CA	VE	IO
CABRERA G.MARINO M.A	1976	G	2H	S	D	ELF	GA	VD	IO
DAUS A.D. FRIND E.O.	1985	R	2	S	D	ELF	GA AD	VD	
DAVIDSON J.M. et al	1975	R		S	D	DIF		VDA	IO
DE SMEDT F. et al	1978	A	1V	V	D	ANA		VD	IO
DE SMEDT F. et al	1979	R	1V	S	D	ANA	MI	VD	IO
DOMENICO P.A. et al	1985	R	2H	S	D	ANA		VD	IO
ELDOR M. DAGAN G.	1972	R	1	S	D	ANA		VDAD	
GELHAR L.W. et al	1971	R	1	S	D	ANA		VD	

LEGENDE DU TABLEAU:

- DOM** = domaine d'application (A = agriculture, R = recherche, G = gestion)
DIM = nombre de dimension (1, 2, ou 3; V = verticale, H = horizontale)
MILIEU = milieu (S = saturé, V = insaturé(vadose))
TYPE = type de modèle (S = stochastique, D = déterministe, E = empirique, P = probabilistique)
RESOL = méthode de résolution (NUM = numérique, ANA = analytique, DIF = différences finies, ELF = éléments finis)
AUTRES = autres caractéristiques (DPRW, méthode des caractéristiques, Galerkin, PIC)
PROCESSUS = processus pris en compte (V = advection, D = dispersion, A = adsorption, d = dégradation, R = radioactivité)
ELEM = éléments transportés (NI = nitrates, IO = ions, SE = sel, RA = radioactifs, PE = pesticides)

TABLEAU 5.1 (SUITE): PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DE MODELES

AUTEURS	ANNEE	DOM	DIM	MILIEU	TYPE	RESOL	AUTRES	PROCESS.	ELEM
GELHAR L.W. et al	1979	R	2	S	S	ANA	MC	VD	
GOBLET P. et al	1978	R							RD
GOBLET P.	1981	R	2	S	D	ELF			
GRAY G. et al	1983	G	2H	S	D	ELF	GA	VD	
GRISAK G.E. et al	1980	R	2	F	D	ELF		VDA	
GUPTA S.K. et al	1979	R	1V		D	ANA		VA	
GUREGHIAN A.B. et al	1976	R	3	S	D	ELF	GA	VDAD	
GUREGHIAN A.B. et al	1980	G	2	S	D	ELF	GA	VD	
HUYAKORN P.S. et al	1985	R	1	S	D	ELF	MB	VD	
HWANG J.C. et al	1985	R	2	S	D	FAN		VDAD	
JURY W.A.	1982		1						
KONIKOW L.F. et al.	1974	A	2H	S	D	DIF	PIC	VD	SE
LEISTRA M.	1977	A	1V	V	D	NUM	RK MI	VD	PE
LEISTRA M. et al.	1981	A							
LINDSTROM F.T. et al	1985	R	1V	V	D	DIF	EN	VDA	
MARINO M.A.	1974	A	1	S	D	ANA		VDA	
OGATA A. BANKS R.B.	1961	A	1	S	D	ANA		VD	
PANDEY R.N. et al.	1978	A	1	S	D	ANA	MB	V	SE
PEAUDECERF P. et al.	1978	R	2H	S	D	ANA		VD	

LEGENDE DU TABLEAU:

- DOM = domaine d'application (A = agriculture, R = recherche, G = gestion)
 DIM = nombre de dimension (1, 2, ou 3; V = verticale, H = horizontale)
 MILIEU = milieu (S = saturé, V = insaturé(vadose))
 TYPE = type de modèle (S = stochastique, D = déterministe, E = empirique, P = probabilistique)
 RESOL = méthode de résolution (NUM = numérique, ANA = analytique, DIF = différences finies, ELF = éléments finis)
 AUTRES = autres caractéristiques (DPRW, méthode des caractéristiques, Galerkin, PIC)
 PROCESSUS = processus pris en compte (V = advection, D = dispersion, A = adsorption, d = dégradation, R = radioactivité)
 ELEM = éléments transportés (NI = nitrates, IO = ions, SE = sel, RA = radioactifs, PE = pesticides)

TABLEAU 5.1 (SUITE): PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DE MODELES

AUTEURS	ANNEE	DOM	DIM	MILIEU	TYPE	RESOL	AUTRES	PROCESS.	ELEM
PICKENS J.F. et al.	1976	G	2H	S	D	ELF	GA	VDAD	
PINDER G.F.	1973	G	2H	S	D	ELF	GA	VD	
PRICKETT T.A. et al.	1981	G	2H	S	D	DIF	DPRW	VDR	
RIBSTEIN A.	1984	R			D	NUM	GC	VDADR	
ROSE C.W. et al	1982	G	1V	V	D	ANA		VD	
ROSS B. et al	1979	G	2	S	D	NUM		VDD	
RUBINS J. et al	1973	R	1	S	D	NUM	GA	VDA	
SAUTY J.P.	1978	G	2H	S	D	DIF		VD	
SCHWARTZ F.W.	1975	G	2H	S	D	NUM		VDAD	
SCHWARTZ F.W. et al	1980	G	2	S	D-P	NUM			
SEGOL G. et al	1975	G	2	S	D	ELF	GA	VD	SE
SEGOL G.	1977	R	3	V-S	D	ELF	GA		
SMITH I.M. et al	1973	R	2H	S	D	DIF	GA	VD	
TILLOTSON W.R. et al	1982	A	1V	V	D	DIF		VDR	NI
VAN GENUCHTEN et al	1976	G	1	S	D	ANA	MI	VDA	
VAROGLU E. et al	1980	R	1	S	D	ELF	MOC	VD	
WARRICK A.W. et al	1971	A	1	V	D	NUM			
YEH G.T.	1985	R		S	D	ELF	DM	VD	
YOUNG C.P. et al	1976	A	1V	V	D	NUM			

LEGENDE DU TABLEAU:

- DOM = domaine d'application (A = agriculture, R = recherche, G = gestion)
 DIM = nombre de dimension (1, 2, ou 3; V = verticale, H = horizontale)
 MILIEU = milieu (S = saturé, V = insaturé(vadose))
 TYPE = type de modèle (S = stochastique, D = déterministe, E = empirique, P = probabilistique)
 RESOL = méthode de résolution (NUM = numérique, ANA = analytique, DIF = différences finies, ELF = éléments finis)
 AUTRES = autres caractéristiques (DPRW, méthode des caractéristiques, Galerkin, PIC)
 PROCESSUS = processus pris en compte (V = advection, D = dispersion, A = adsorption, d = dégradation, R = radioactivité)
 ELEM = éléments transportés (NI = nitrates, IO = ions, SE = sel, RA = radioactifs, PE = pesticides)

5.3 COMPARAISON DE DEUX METHODES D'EVALUATION DE LA VULNERABILITE

5.3.1 Introduction

Dans les chapitres et paragraphes précédents, nous avons établi à partir de la revue de la littérature que la meilleure approche pour l'évaluation de la vulnérabilité devait être basée sur la modélisation des processus. Cette déduction bien que découlant d'une démarche logique pourrait être questionnée. Pour renforcer cette opinion, nous avons donc décidé de comparer 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. Pour ce qui est des modélisations qui prennent en compte les processus bio-physico-chimiques le choix s'est porté sur le modèle PRZM dont les performances sont reconnues dans la littérature. Nous allons donc, sur la base de ces deux types d'approche, évaluer 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 intervenants dans l'évaluation de la vulnérabilité. Il est dès à présent important de préciser que notre démarche n'a pas pour but de juger de la validité de la méthode DRASTIC, mais seulement de voir si les résultats, en l'occurrence les indices de vulnérabilité peuvent être corrélés avec les concentrations parvenant à la nappe.

5.3.2 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.

La méthode DRASTIC donne une évaluation en fonction des paramètres physiques du milieu. La première réserve par rapport à cette méthode est qu'elle ne tient aucun compte des caractéristiques tant de la contamination (diffuse/ponctuelle, instantanée/continue, quantité, ...), que de celles du contaminant (organiques, chimiques, radioactifs, ...). Ces caractéristiques peuvent affecter la vulnérabilité d'un site donné, car celle-ci est liée à la quantité de contaminant qui peut y parvenir. Nous nous sommes donc intéressés à voir si dans le cas de la méthode d'évaluation DRASTIC, il pouvait exister pour un couple contaminant contamination donné, une relation plus ou moins nette entre l'indice DRASTIC, et la concentration maximale ou la quantité cumulée de contaminant parvenant à la nappe, pour un ensemble de sites. Ne disposant bien entendu pas de données réelles de cas de contamination pour un grand nombre de sites, nous avons réalisé la comparaison des indices DRASTIC avec des résultats de concentration obtenus à partir du modèle de simulation PRZM.

5.3.3 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.

5.3.4 Méthodologie:

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 deux méthodes ayant été réalisées aux USA, nous avons sélectionné six climats différents représentatifs de la leur variation spatiale. Ces climats sont ceux de Sacramento (Calif.), Miami (Flor.), Albany (N.Y.), Bismark (N.Dak.), Houston (Tex.), Seattle (Wash.). Les moyennes mensuelles de jours de pluie, de précipitations et de températures sont tirées de "The Water Encyclopedia" (D.K.Todd, 1970). Les données journalières de précipitation sont reconstituées aléatoirement pour les jours de pluie, avec une fonction de distribution normale (fonction approchée 26.2.22 d'Abramowitz et Stegun, Handbook of mathematical functions), un coefficient de variation de 1.6, et les moyennes journalières mensuelles des jours de pluie. On reconstitue ainsi 10 années de données.

La comparaison des résultats des deux méthodes est réalisée sur les 1000 sites. Les caractéristiques et paramètres de ces sites sont tirés aléatoirement (tirages Monte-Carlo) sur des distributions données de valeurs (tableau 5.2). Ainsi, la profondeur du sol pédologique est équiprobablement tirée entre les valeurs 0.30 et 2.00 mètres, celle de la zone vadose du substratum entre 0.0 et 50.0 mètres. La perméabilité du substratum (m/s) est donnée par la relation $\log(K) = -x$, où x est tiré équiprobablement entre 0.0 et 13.0. Pour l'aquifère, x est tiré entre 0.0 et 7.0. Les fractions granulométriques de sable, limon et argile sont tirées entre 0 et 100, celle en matière organique entre 0 et 5, l'ensemble ramené à 100%. Certains des tirages effectués sur ces distributions sont présentés sous forme d'histogrammes (figures 5.1 et 5.2).

Pour certains paramètres dépendant d'un ou plusieurs autres, leurs valeurs sont alors calculées d'après les fonctions appropriées (manuel d'utilisation de PRZM).

Tableau 5.2: Plage des valeurs des différents paramètres du milieu

Sable 0 à 100 %	Limon 0 à 100 %	Argile 0 à 100 %	Matière organique
Granulométrie ramenée à 100 %			0 à 5 %
Composition du sol ramenée à 100 %			

Perméabilité du substratum :	10^{-x} m/s avec $0. < x < 13$
Perméabilité de l'aquifère:	10^{-x} m/s avec $0. < x < 7$
Epaisseur du sol:	.30 à 2.00 m
Profondeur de la nappe:	0 à 50.m (plus sol)
Pente du terrain:	0 à 20.5
Nombre d'horizon:	0 à 4

De plus, 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 paramètres relatifs à ces pesticides sont résumés dans le tableau 5.3.

Tableau 5.3: Caractéristiques des Pesticides

Pesticide	Solubilité (mg/l)	Dégradabilité (jour ⁻¹)	Taux d'application (kg/ha)
Aldicarbe	6 000	.02	2
Carbofurane	700	.04	1
Atrazine	33	.01	3

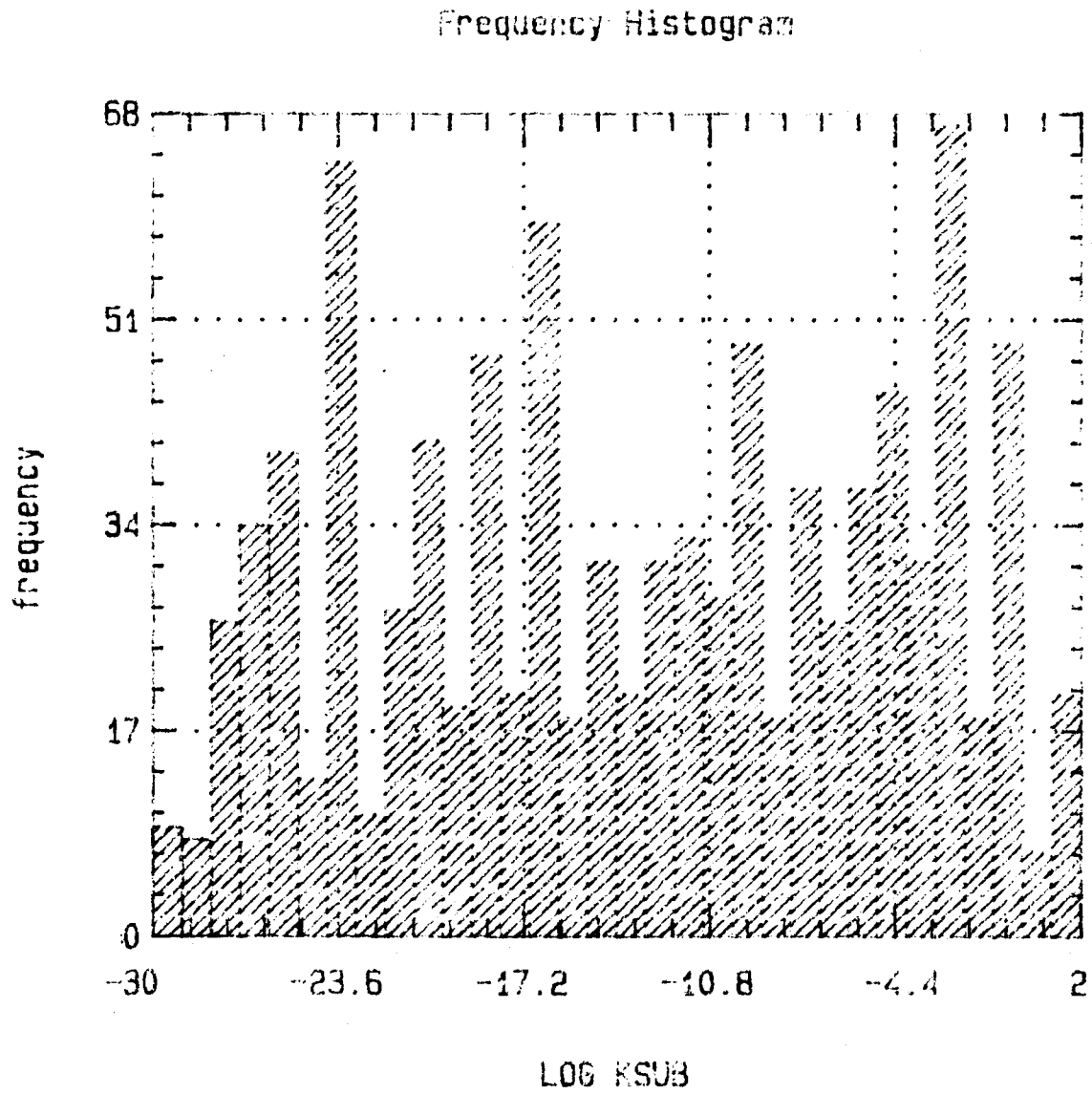


FIGURE 5.1 Histogramme de fréquence des perméabilités de la zone vadose (échelle log)

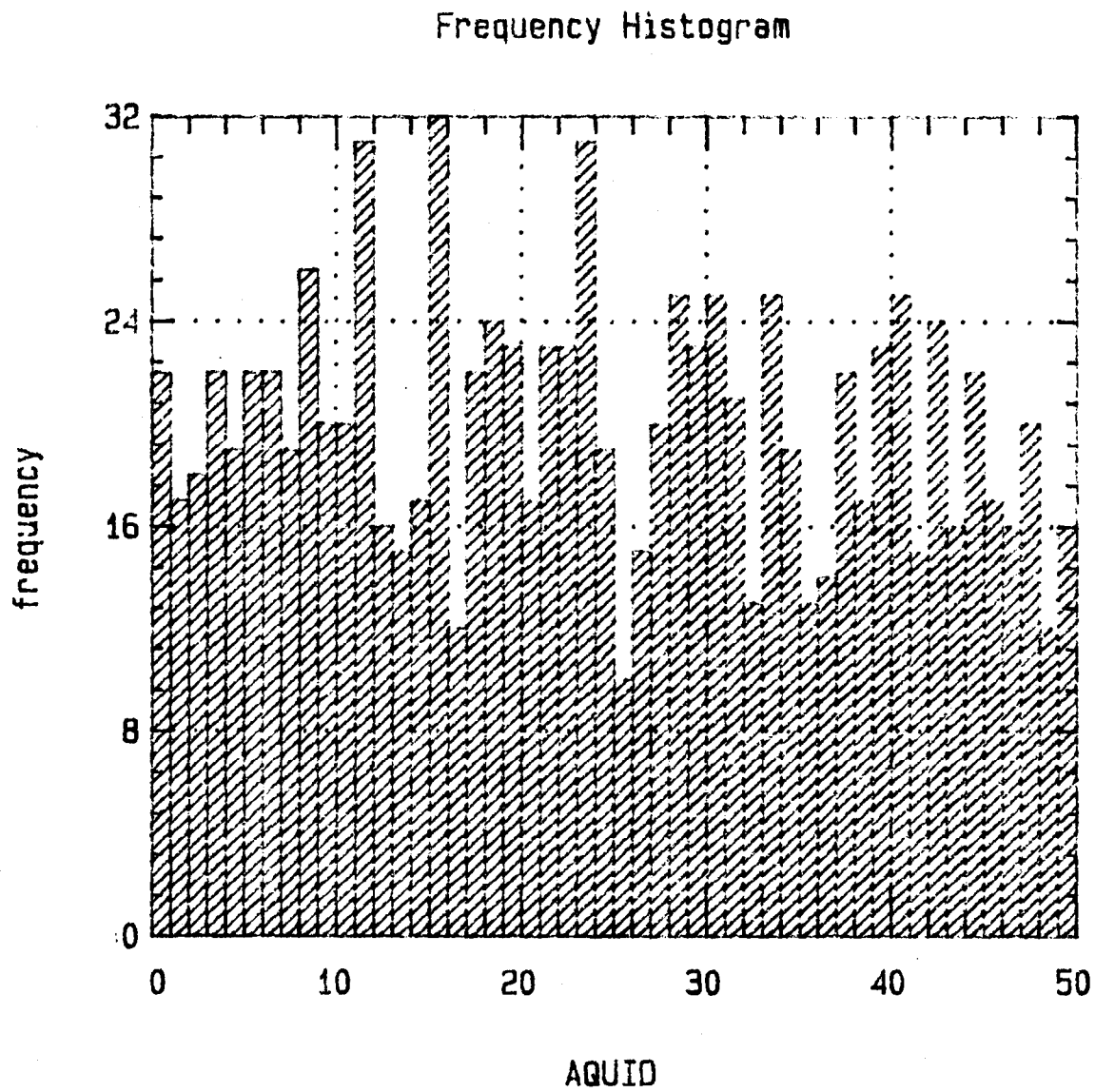


FIGURE 5.2 Histogramme de fréquence des profondeurs de l'aquifère

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. En effet, Walker (1976) remarque que les masses dégradées ne dépendent pas du nombre d'applications précédentes. On admet donc que le principe de superposition (loi d'additivité) est donc applicable pour les masses dégradées et non dégradées. La masse cumulée à un temps donné résultant de cinq applications sera la somme des masses cumulées de chacune des applications à ce même temps.

Le modèle PRZM ne simulant que le transport dans le sol pédologique, nous avons simulé le transport au travers du reste de la zone insaturée du substratum suivant une loi simple. Nous avons en effet admis que dans cette partie du sol l'adsorption du pesticide était négligeable, du fait de la quasi-absence de matière organique. Ne nous intéressant de plus qu'à la concentration maximale ou à la masse cumulée de pesticide parvenant à la nappe, sans considération de temps, nous avons de plus négligé le terme de dispersion. Seule l'advection a donc été considérée et son intervention (en terme de temps de séjour) dans la dégradation du pesticide dans cette zone insaturée.

5.3.5 Résultats et discussion

Nous avons réalisé dix-huit ensembles (six climats * trois pesticides) de mille simulations (mille sites). Pour chaque ensemble de mille simulations, l'indice DRASTIC de chacun des mille sites a été calculé et graphiquement comparé avec la masse cumulée parvenant à la nappe, calculée par PRZM. Le premier climat utilisé pour les simulations a donné des résultats qui ne présentent pas d'intérêt parce qu'il était trop sec. Les résultats obtenus avec ce climat n'ont donc pas été analysés. Les graphes de comparaison pour les quinze ensembles de simulations ne présentent pas de différences notables entre eux; nous n'en présentons donc que deux (fig 5.3 et 5.4). Ces figures montrent une grande dispersion des indices DRASTIC pour une valeur donnée de masse cumulée, ou inversement. Seule une très légère tendance est visible.

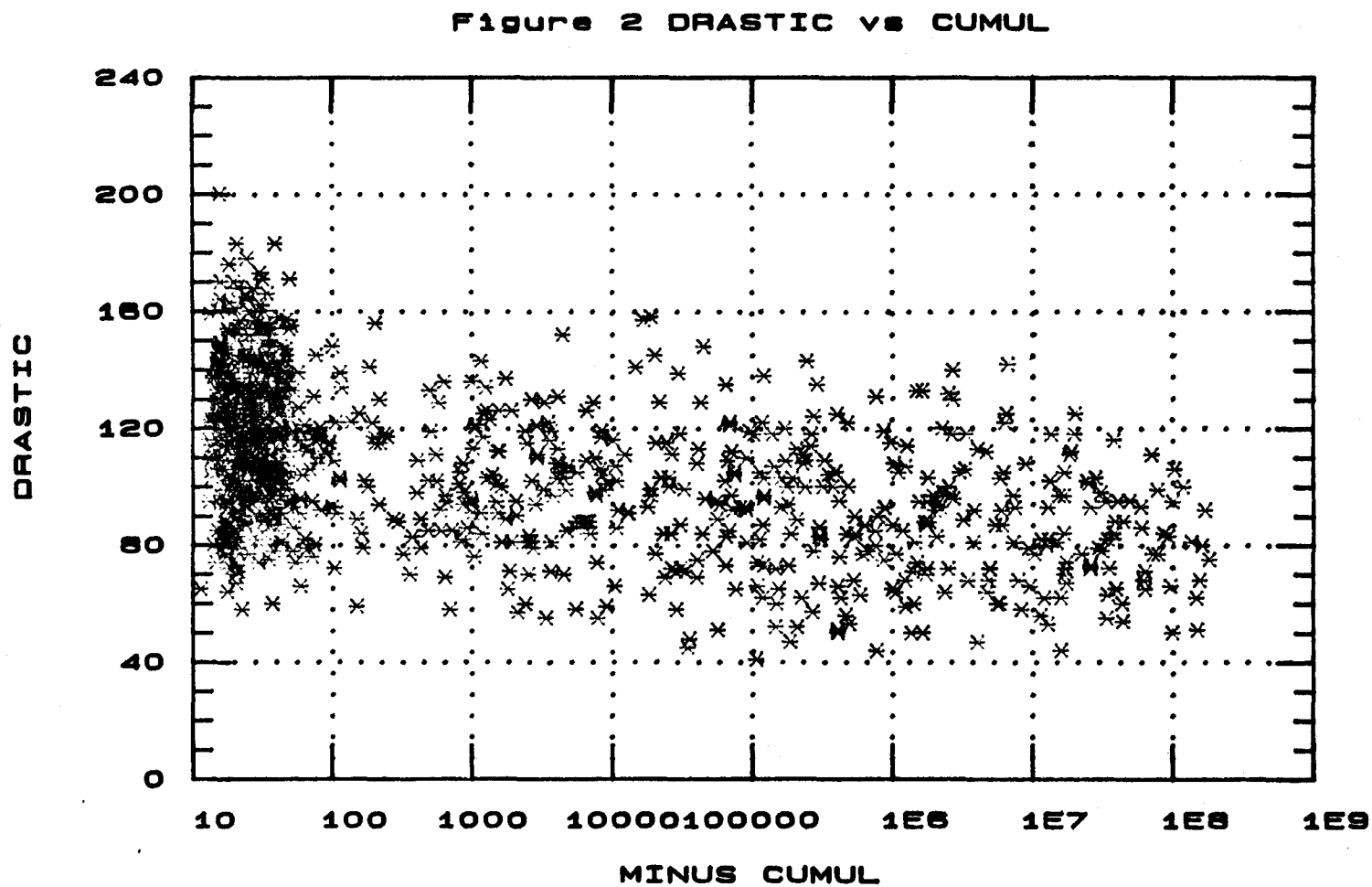


FIGURE 5.3 Graphe des indices DRASTIC versus les logarithmes des masses cumulées parvenant à la nappe (échelle log) - (Carbofurane - Albany)

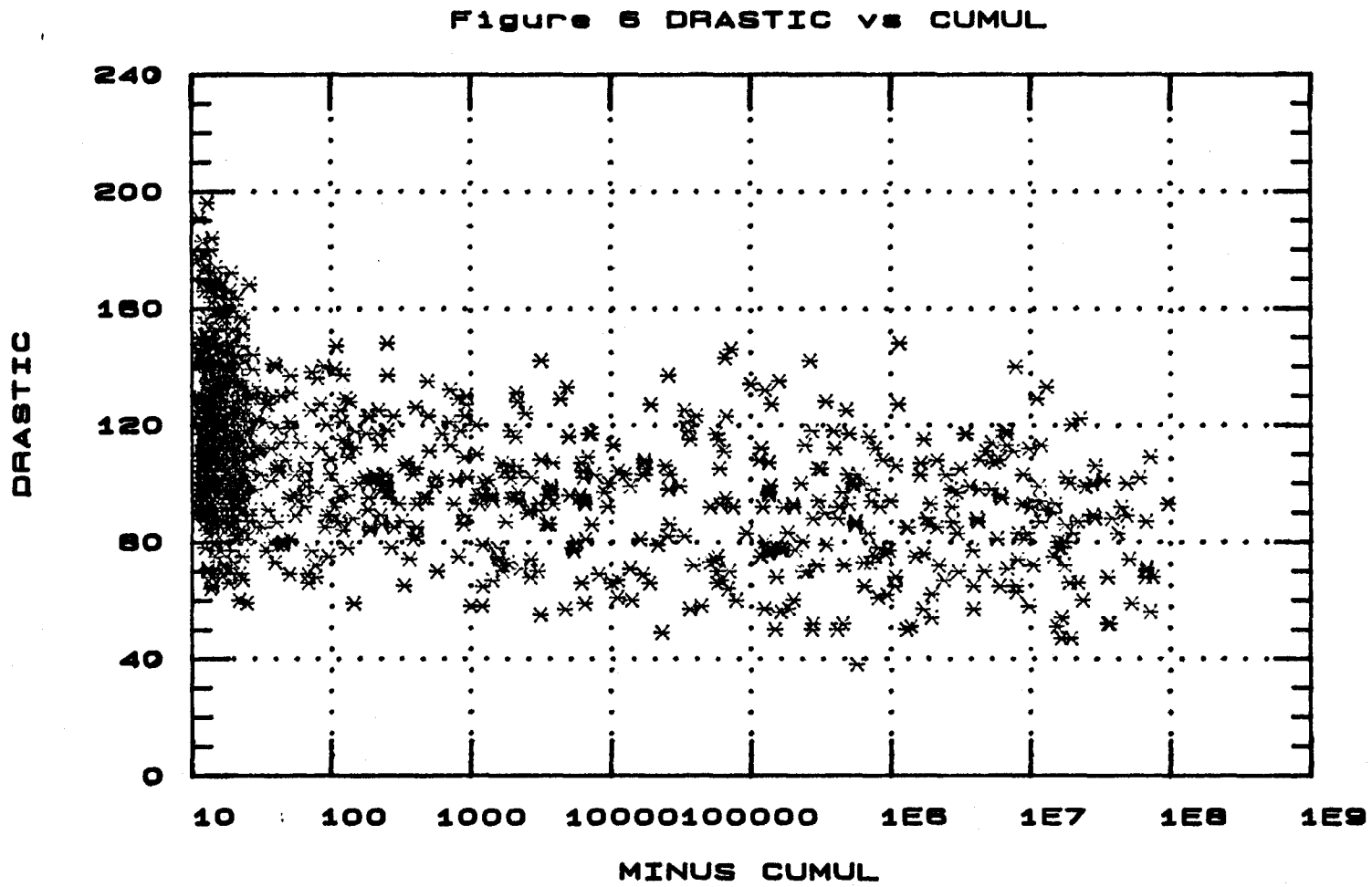


FIGURE 5.4 Graphe des indices DRASTIC versus les logarithmes des masses cumulées parvenant à la nappe (échelle log) - (Aldicarbe - Miami)

Nous présentons aussi les comparaisons des indices DRASTIC avec les masses cumulées sortant du profil pédologique pour ces deux cas (fig 5.5 et 5.6). Sur ces graphes on peut constater qu'aucune corrélation ni tendance n'est visible, et que la distribution des nuages est homogène.

Sur les figures 5.3 et 5.4, on constate une forte densité du nuage de points autour de la valeur d'abscisse 20. Cette densification du nuage vers les fortes concentrations, est due à la distribution des valeurs de perméabilité du substratum (reste de la zone insaturée), qui interviennent dans le calcul du transport au travers de la zone insaturée inférieure. Pour les fortes transmissivités, la dégradation est faible du fait du court temps de transit. La valeur de perméabilité pour laquelle la dégradation devient significative, est fonction de la constante de demi-vie du pesticide, de l'épaisseur de la zone insaturée inférieure et du débit d'écoulement. L'agrandissement d'échelle de ce secteur du nuage (fig. 5.7) montre une répartition homogène de celui-ci, assez semblable à celle visible sur les graphes des masses cumulées à la sortie du profil pédologique (figures 5.5 et 5.6). Sur les graphes complets (fig. 5.3 et 5.4), la faible corrélation observée ne peut être expliquée que par l'effet des paramètres épaisseur et perméabilité du substratum, qui interviennent dans le calcul du transport dans la zone inférieure.

Les distributions de fréquence des indices DRASTIC pour les cas donnés sont présentées (fig. 5.8 et 5.9). Ce sont des distributions gaussiennes limitées entre les valeurs 40 et 200. Ceci est dû, malgré la grande variabilité des paramètres, au fait que nous sommes en contexte agricole, donc avec une distribution relativement assez homogène de certaines des caractéristiques du milieu, phénomène renforcé par la sommation des indices respectifs de chaque paramètres (et non pas multiplication) pour le calcul de l'indice DRASTIC. A l'opposé, les distributions des masses cumulées (fig. 5.10 et 5.11) sont très asymétriques.

Nous présentons aussi un graphe de comparaison de l'indice DRASTIC avec la concentration journalière maximale de pesticide parvenant à la nappe (fig. 5.12). Pour les nappes limitées à l'étendue de la zone agricole, les apports d'eau à celles-ci résultent uniquement de l'infiltration au travers des sols.

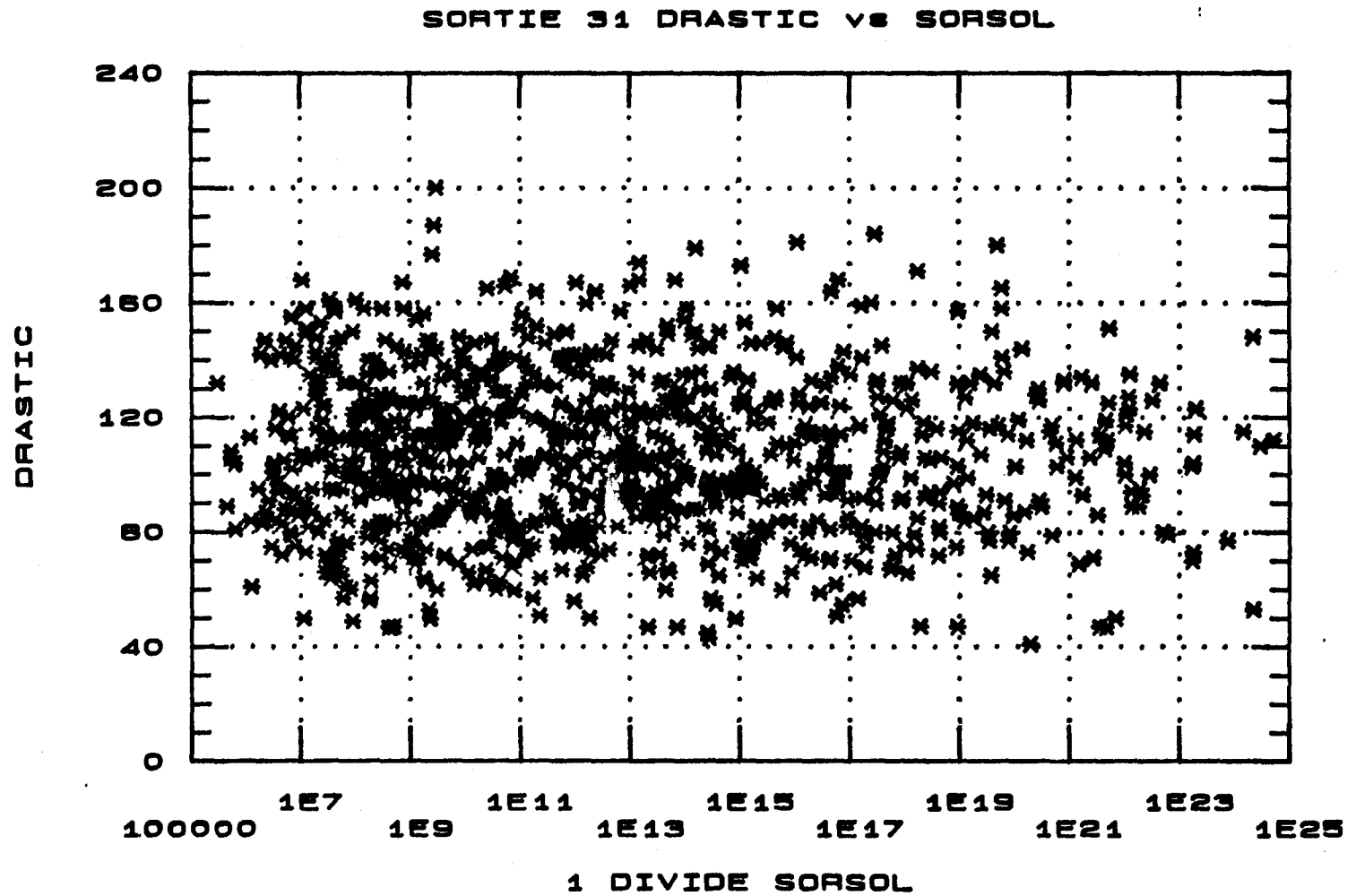


FIGURE 5.5 Graphe des indices DRASTIC versus les logarithmes des masses cumulées sortant du sol pédologique (échelle log) - (Carbofurane - Albany)

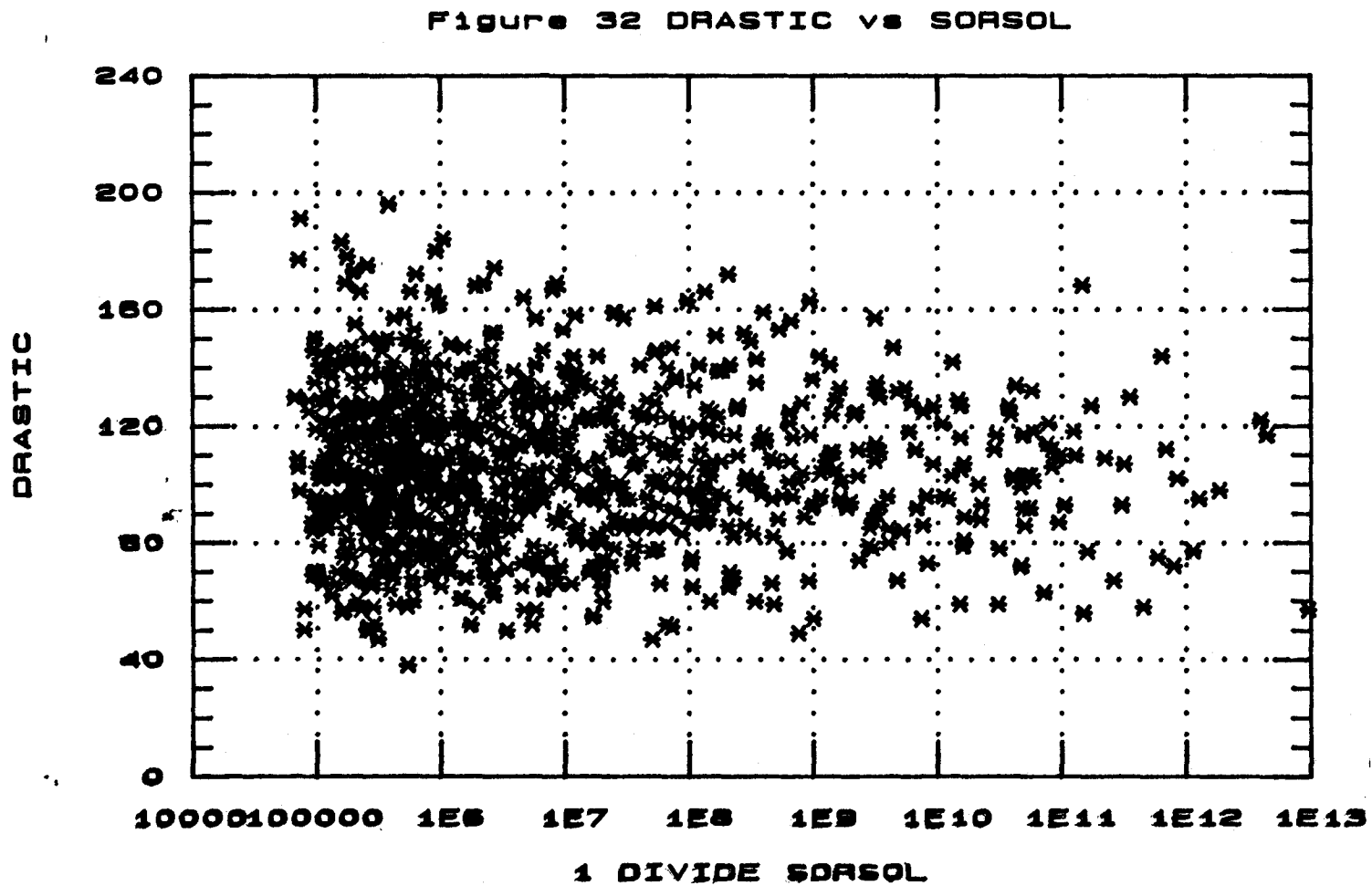


FIGURE 5.6 Graphe des indices DRASTIC versus les logarithmes des masses cumulées sortant du sol pédologique (échelle log) - (Aldicarbe - Miami)

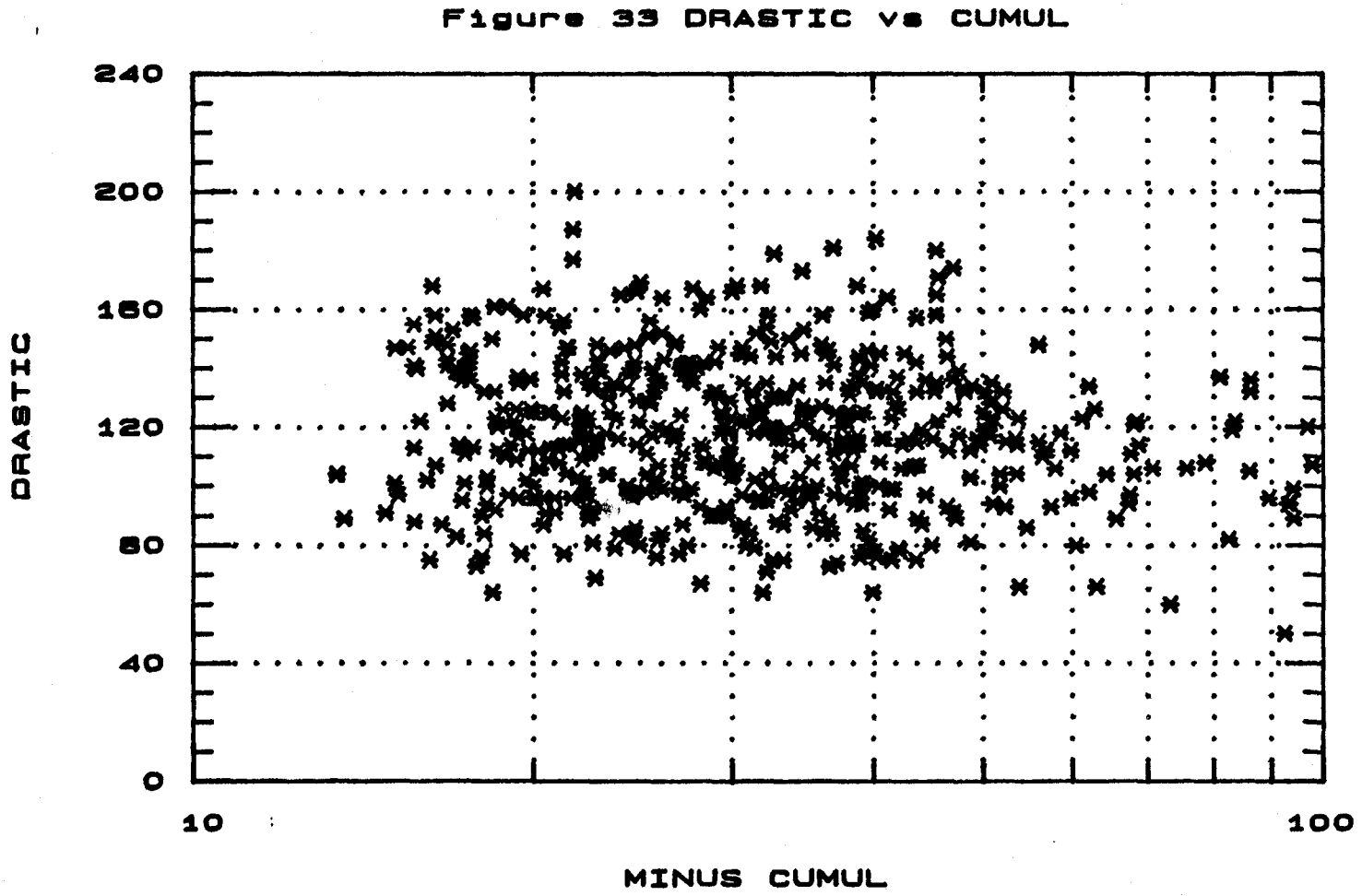


FIGURE 5.7 Agrandissement d'échelle du graphe de la FIGURE 5.3

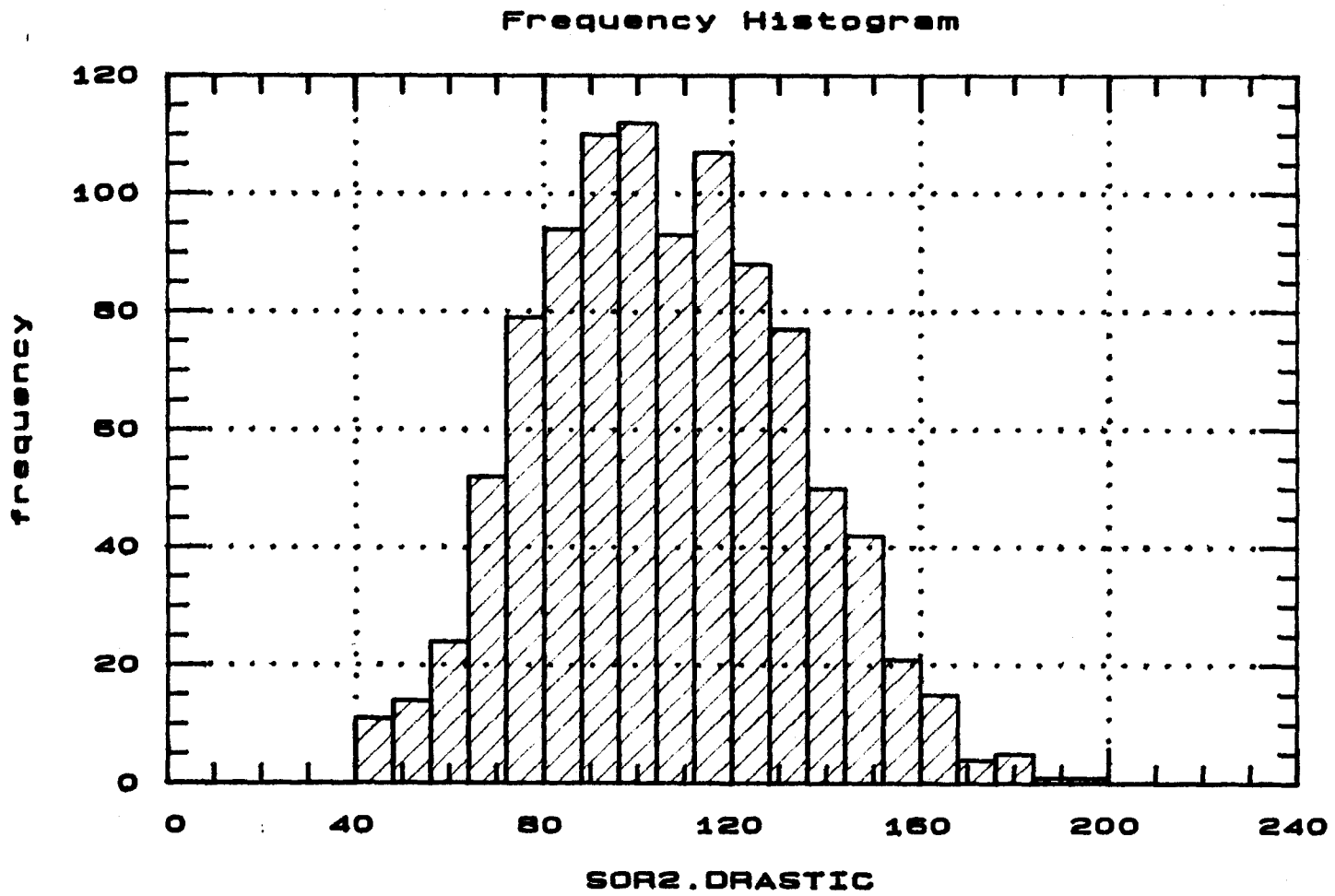


FIGURE 5.8 Histogramme de fréquence des indices DRASTIC (Carbofurane - Albany)

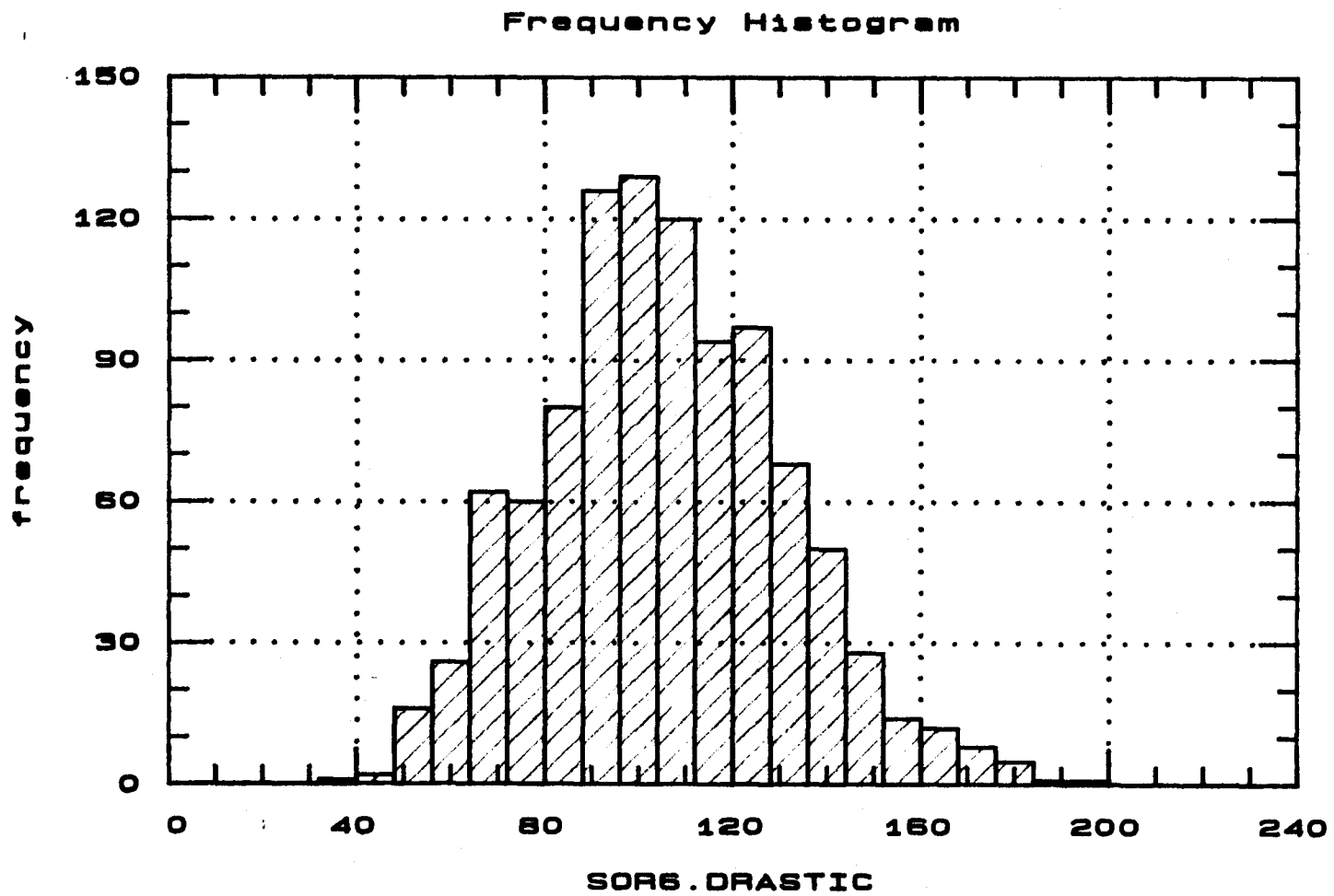


FIGURE 5.9 Histogramme de fréquence des indices DRASTIC (Aldicarbe - Miami)

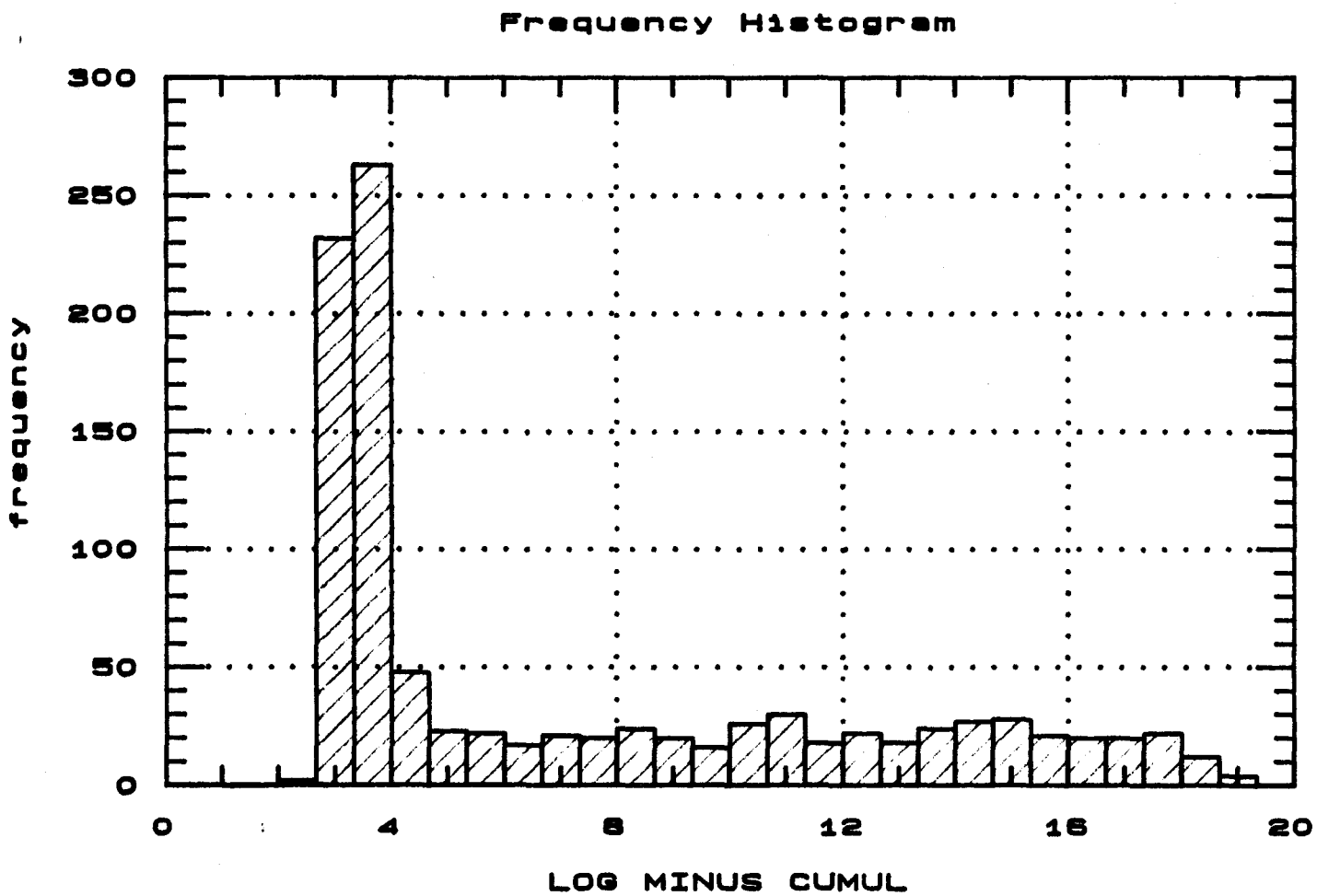


FIGURE 5.10 Histogramme de fréquence des masses cumulées (Carbofurane - Albany)

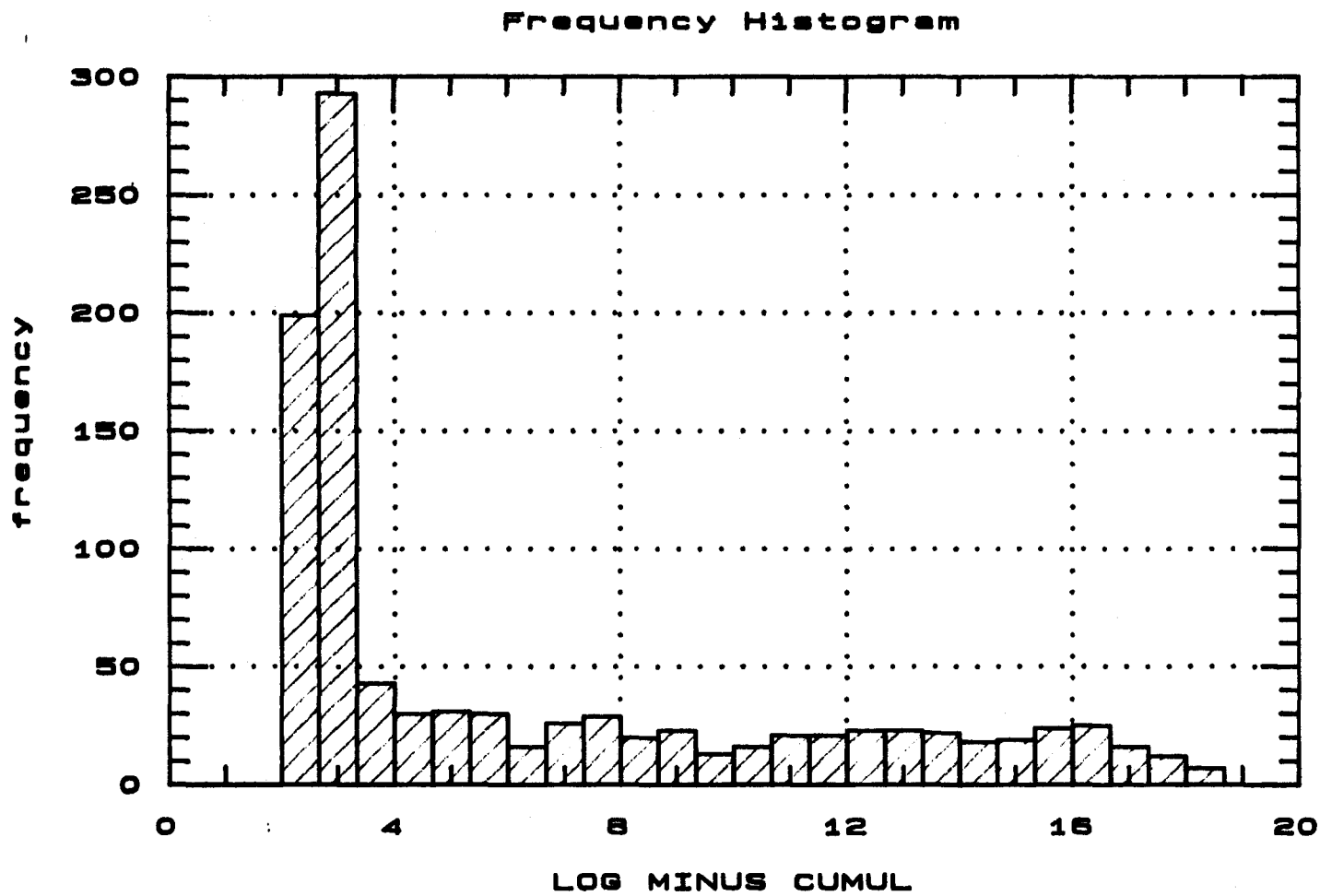


FIGURE 5.11 Histogramme de fréquence des masses cumulées (Aldicarbe - Miami)

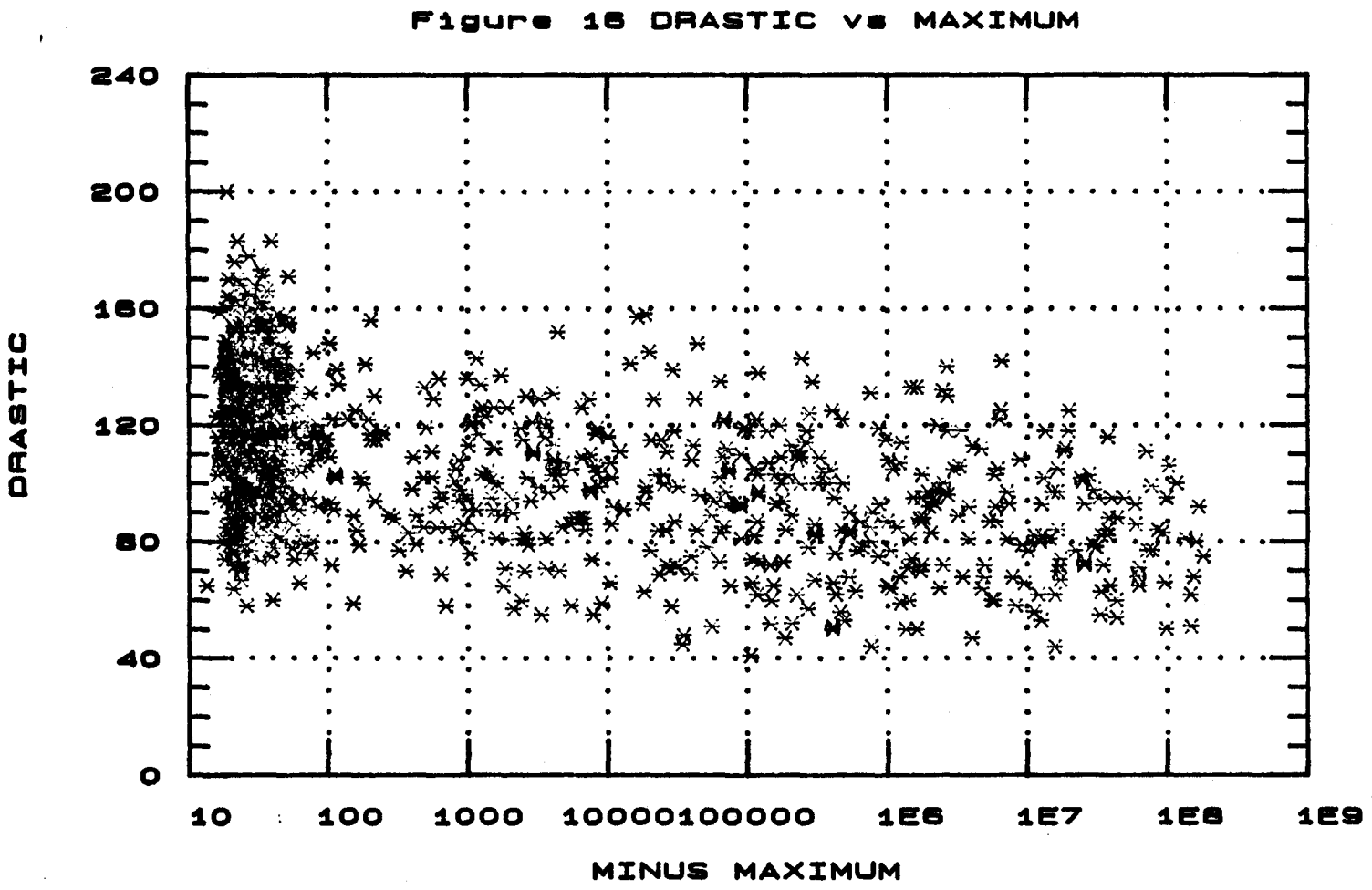


FIGURE 5.12 Graphe des indices DRASTIC versus les logarithmes des concentrations maximales parvenant à la nappe (échelle log) - (Carborufane - Albany)

FIGURE 5.12

De plus, leur renouvellement et homogénéisation sont lents. La concentration journalière maximale arrivant à la nappe, est donc représentative et voisine de celle de la partie supérieure de la nappe, où s'alimentent la plupart des puits de particuliers. L'allure (pattern) de la distribution des concentrations maximales (fig 5.12) est la même que dans le graphe versus masse cumulée correspondant au même cas climat-pesticide (fig. 5.3).

Pour expliquer la dispersion importante des nuages, nous avons réalisé une analyse simple de la sensibilité de DRASTIC et de PRZM à certains paramètres. Ces paramètres sont ceux pris en compte par la méthode DRASTIC. Nous avons réalisé des simulations PRZM pour différentes valeurs d'un paramètre donné, et calculé les indices DRASTIC correspondants, en fixant tous les autres paramètres et caractéristiques du milieu à des valeurs moyennes. Les graphes (fig. 5.13 à 5.19) montrent ces divers résultats. Pour la profondeur de l'aquifère et la perméabilité de la zone vadose (fig. 5.13 et 5.14), nous obtenons une corrélation significative entre les résultats des deux méthodes. Par contre, pour les autres paramètres (type de sol, topographie, et perméabilité de l'aquifère) (fig. 5.15 à 5.17), on remarque leur importance dans le calcul de l'indice DRASTIC et l'absence d'effet notable sur la quantité cumulée arrivant à la nappe. Ceci s'explique pour le type de sol, du fait que seule la partie supérieure du sol est prise en compte pour le calcul DRASTIC, alors que l'importance de cette partie est relative devant l'ensemble de la zone vadose (sol et substratum) pour le calcul PRZM. Le facteur topographique (pente) entrant pour 12% dans le calcul de l'indice DRASTIC, n'intervient pas directement dans le modèle PRZM; la sous-routine d'infiltration étant basée plutôt sur la structure du sol que sur sa texture et sa déclivité. De même le paramètre de perméabilité de l'aquifère n'est pas utilisé dans nos simulations du transport des pesticides, ne nous intéressant qu'au transport vers la nappe (c'est-à-dire la quantité y arrivant), et non pas au transport dans la nappe.

Inversement, nous avons réalisé les simulations pour les trois pesticides étudiés. Le graphe montre nettement que la quantité cumulée arrivant à la nappe dépend des caractéristiques du pesticide utilisé.

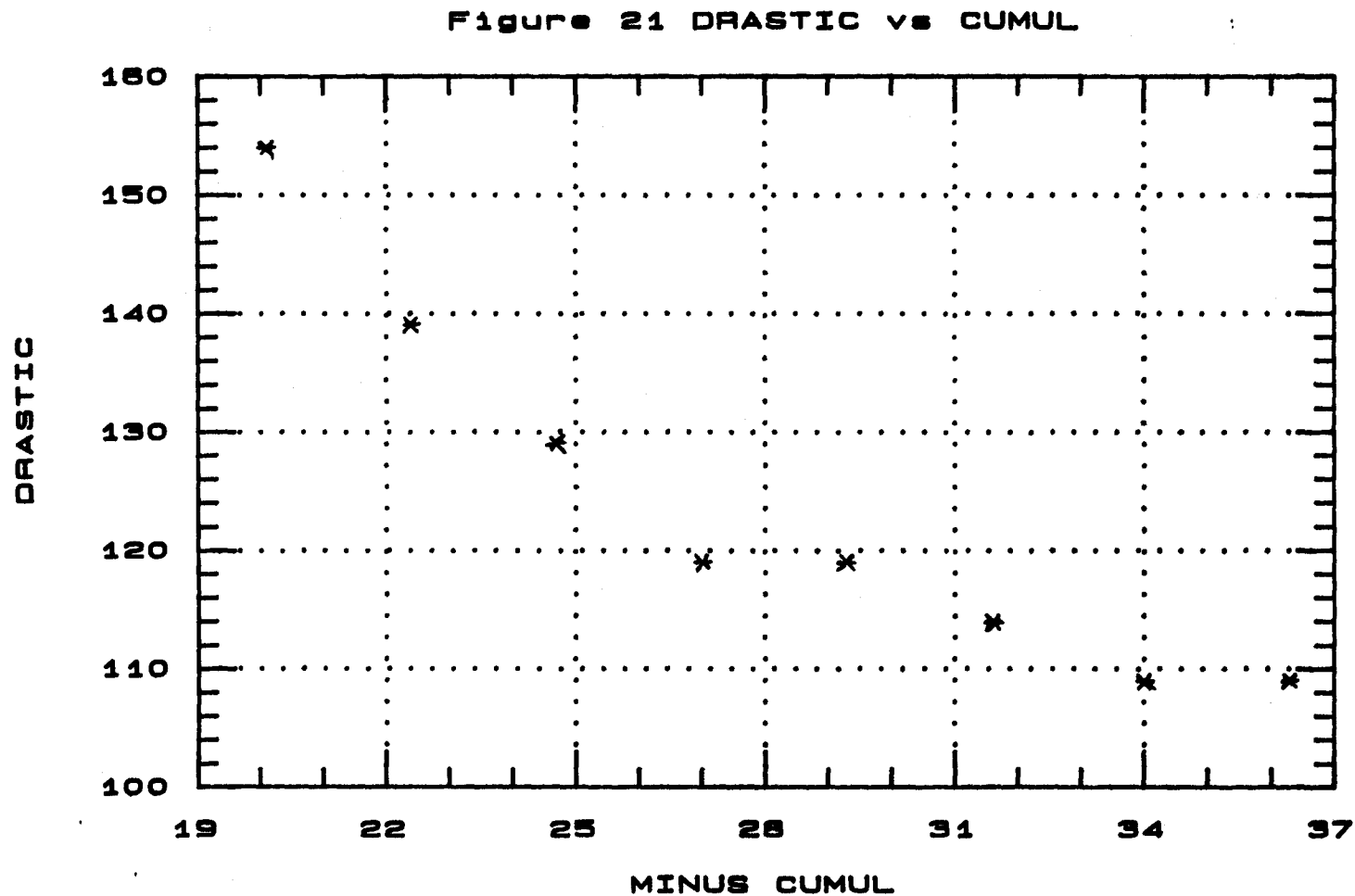


FIGURE 5.13 Sensibilité des deux méthodes à différentes profondeurs d'aquifère

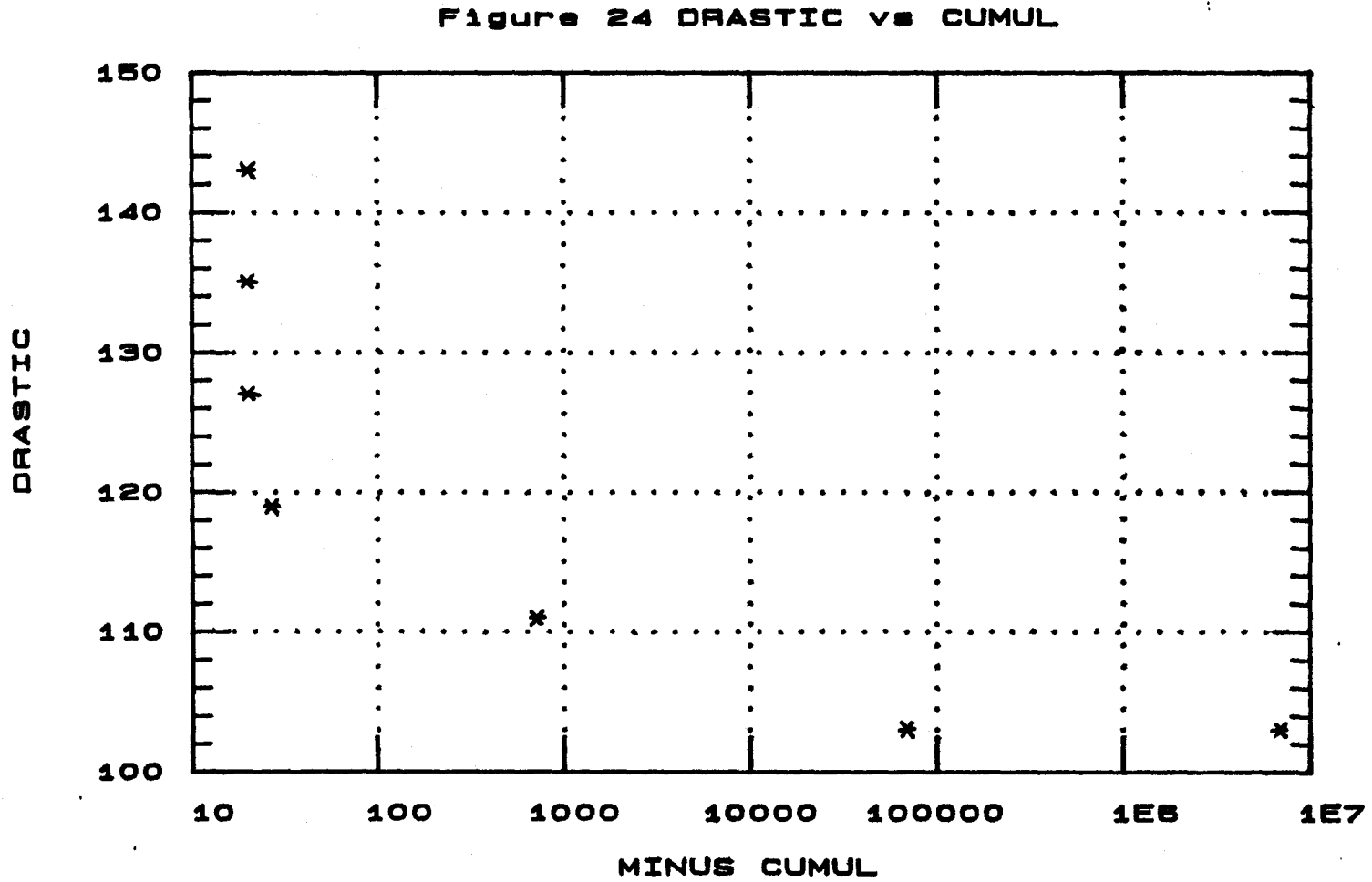


FIGURE 5.14 Sensibilité des deux méthodes à différentes valeurs de perméabilité de la zone vadose (échelle log)

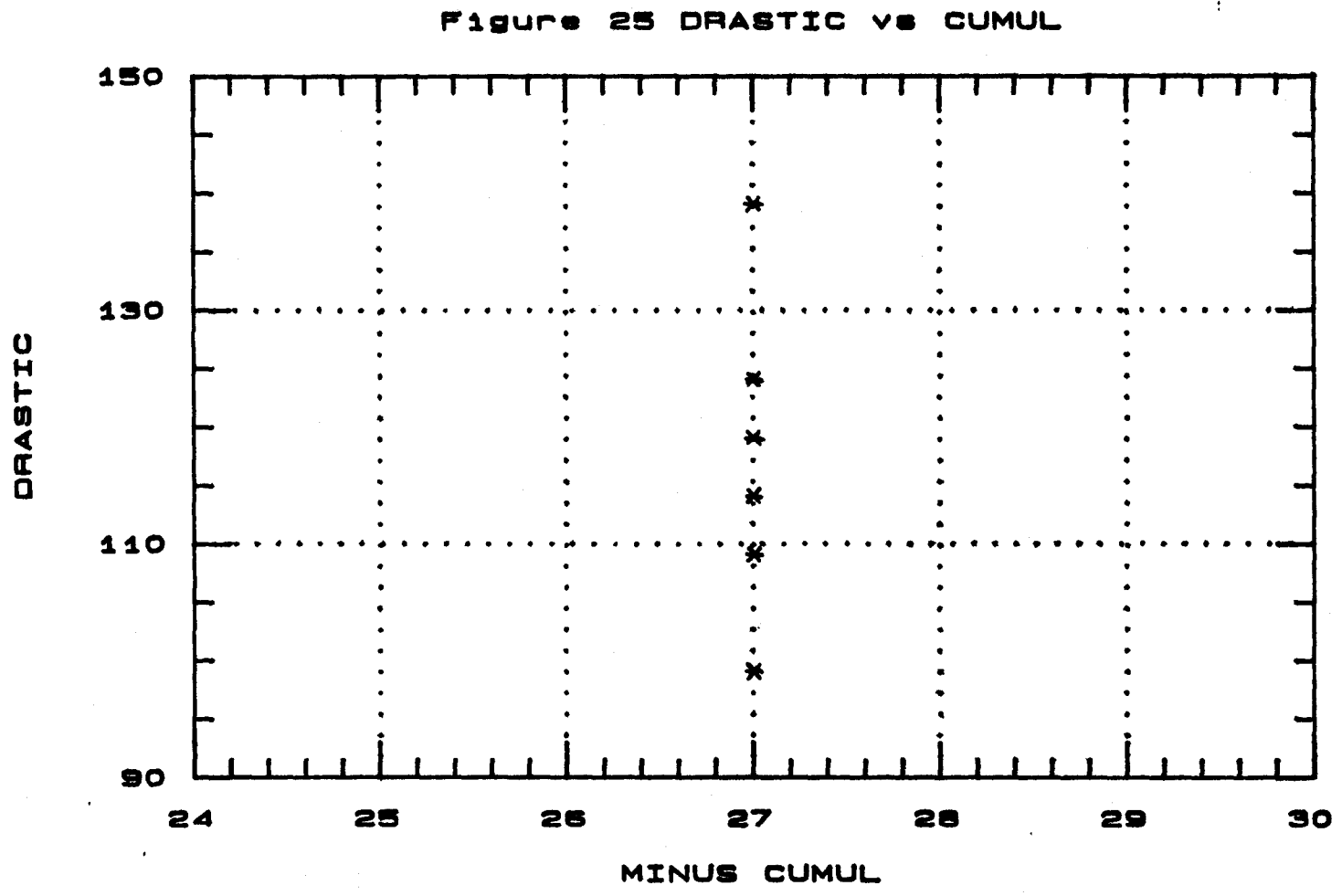


FIGURE 5.15 Sensibilité des deux méthodes à différents types de sol

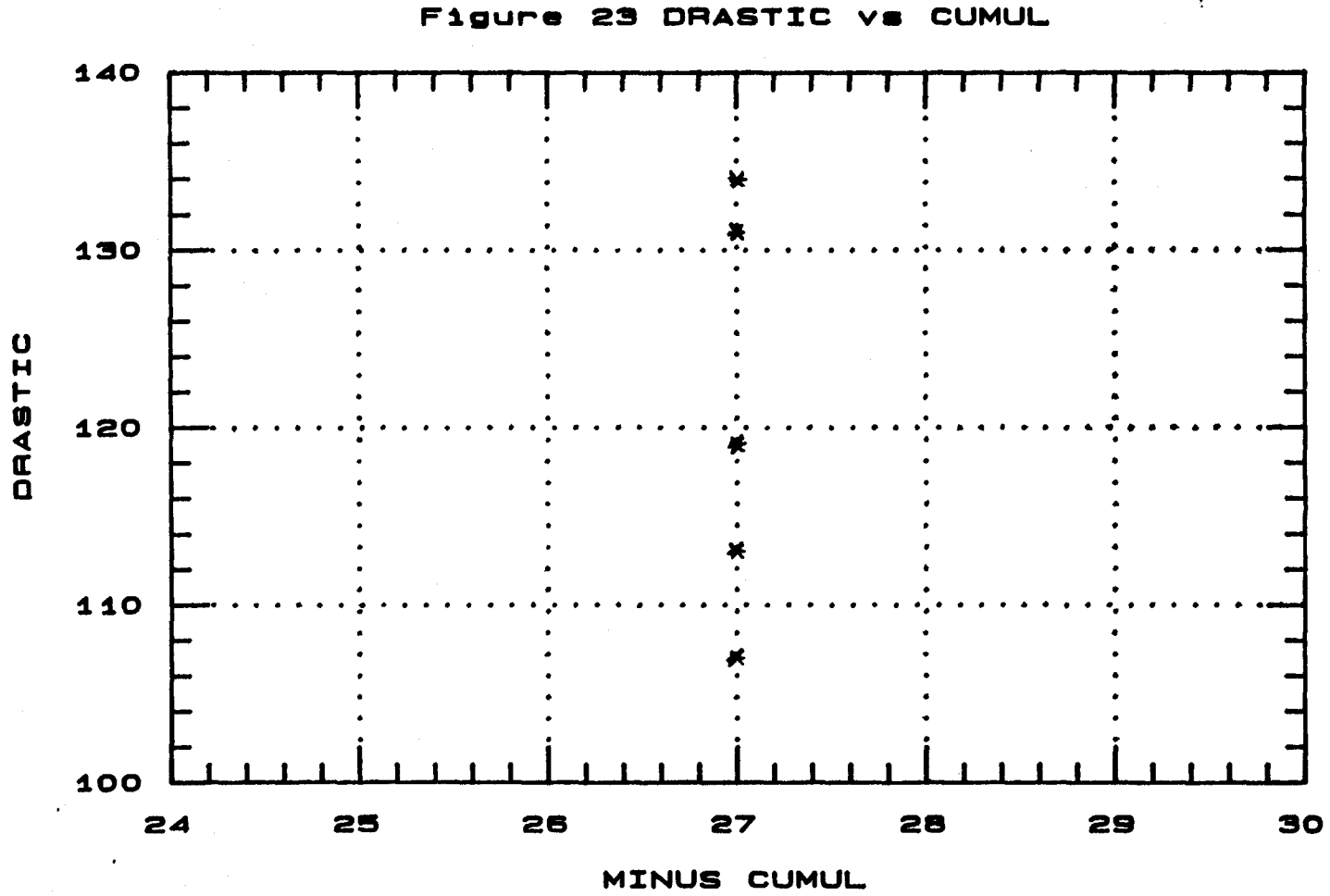


FIGURE 5.16 Sensibilité des deux méthodes à différentes valeurs de pente

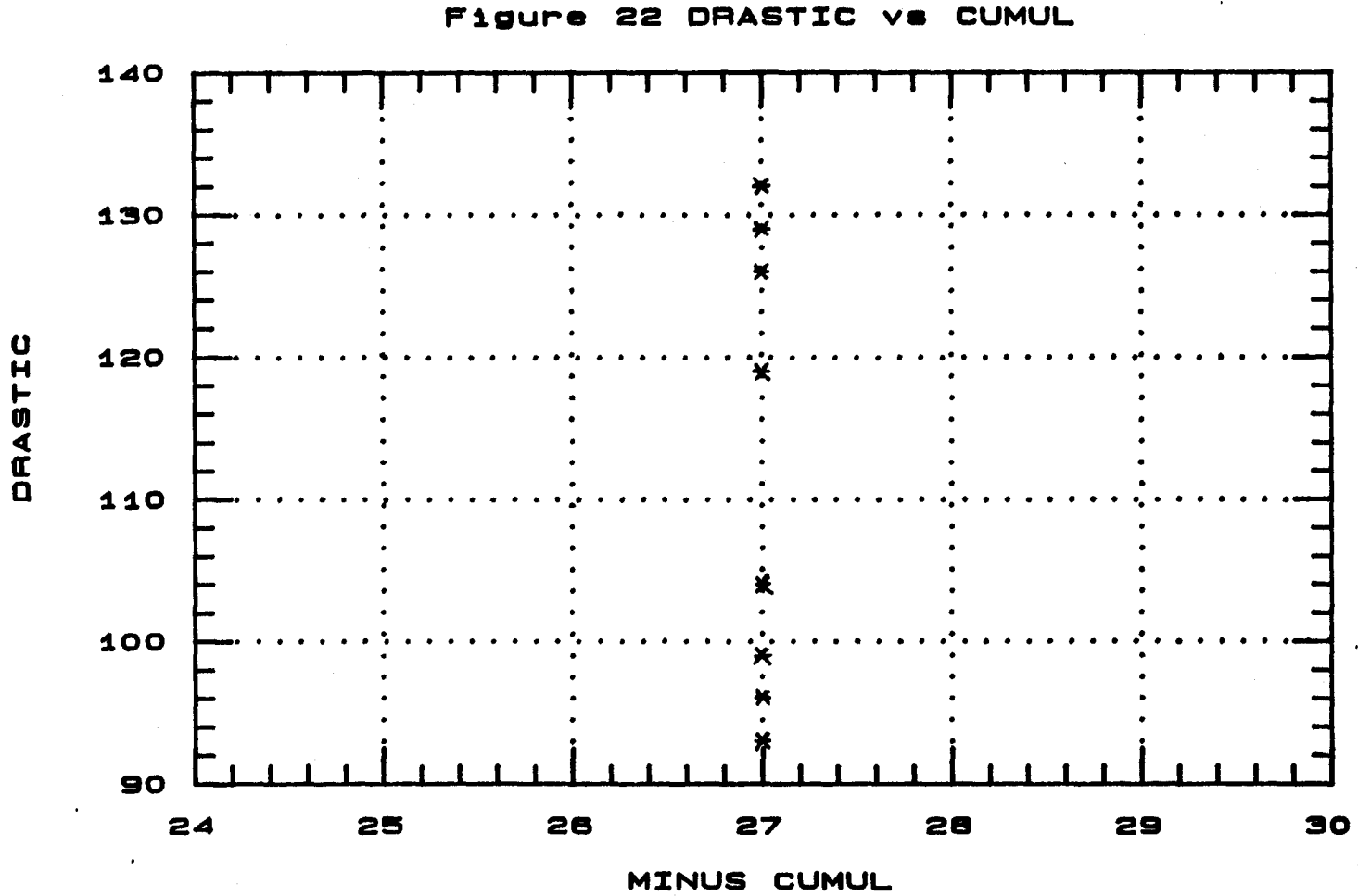


FIGURE 5.17 Sensibilité des deux méthodes à différentes perméabilités de l'aquifère

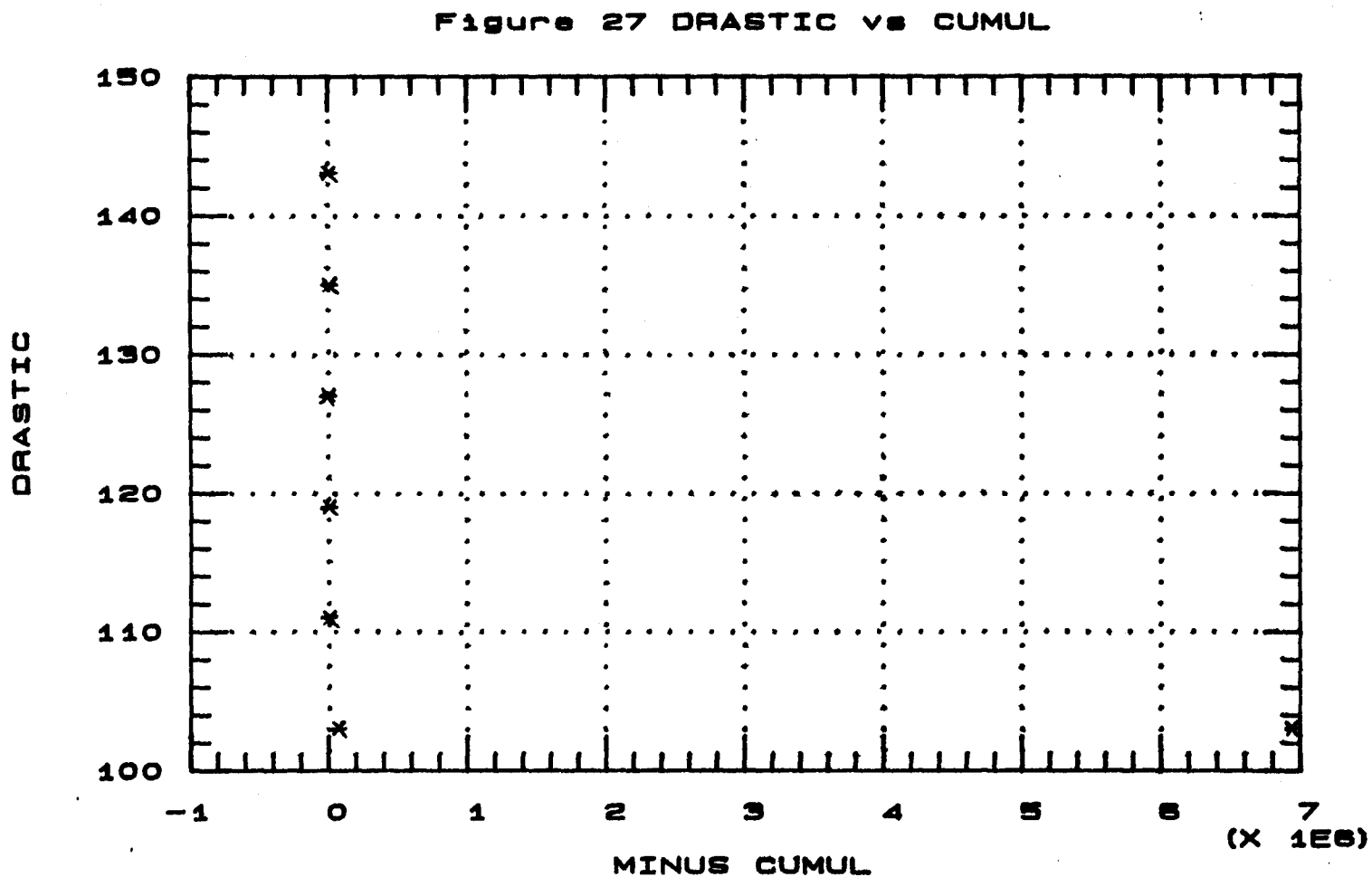


FIGURE 5.18 Sensibilité des deux méthodes à différentes valeurs de perméabilité de la zone vadose (idem FIGURE 5.14)

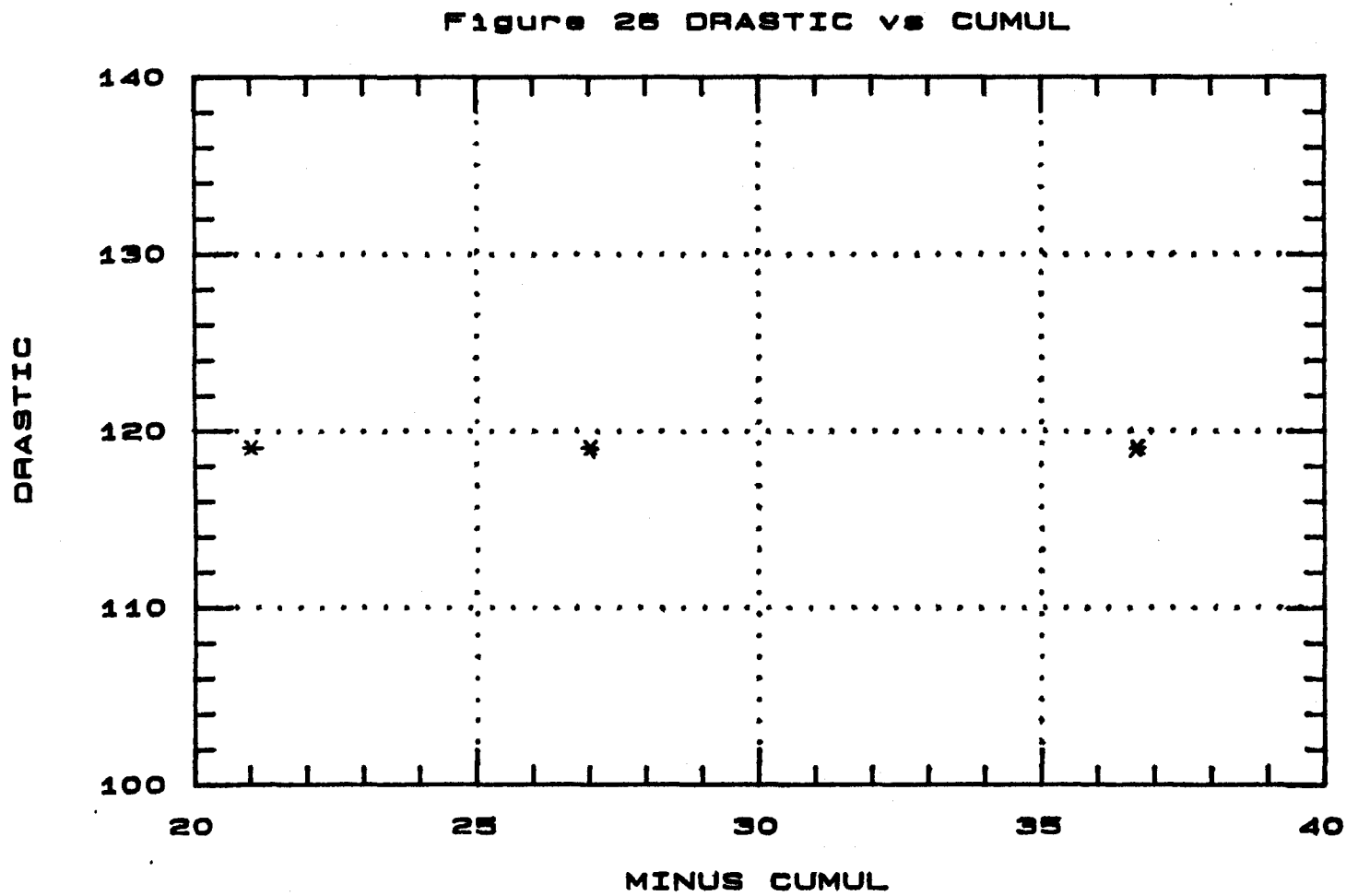


FIGURE 5.19 Sensibilité des deux méthodes aux différentes caractéristiques des trois pesticides

La dispersion des distributions DRASTIC vs PRZM s'explique donc par le fait que la première méthode ne prend en compte qu'un nombre limité de facteurs dont l'importance sur le transport (en terme de quantité cumulée) estimée par le modèle PRZM, n'est pas prépondérante.

Nous nous sommes finalement intéressés à comparer les cas où la concentration journalière maximale arrivant à la nappe est supérieure à la norme de 10 ppb (norme usuelle pour la plupart des pesticides), avec les indices de vulnérabilité correspondants. L'indice DRASTIC ne fournit pas une évaluation absolue de la vulnérabilité d'un site, mais seulement relative par rapport à un autre site. Il n'est donc pas possible d'interpréter directement ces indices, mais cependant possible de dire que les sites d'indice DRASTIC inférieur à l'indice moyen, sont ceux les moins vulnérables.

Sur 1000 simulations, 26 cas seulement présentent une concentration maximale journalière supérieure à la norme, dont 5 fournissent par contre un indice DRASTIC inférieure à l'indice moyen 105 obtenu sur les 1000 simulations. Inversement, 974 ne présentent jamais de concentration supérieure à la norme. Pour 512 d'entre-eux, l'indice DRASTIC est cependant supérieur à l'indice moyen. On retrouve tableau 5.4 et 5.5 les résultats pour deux comparaisons.

CARBOFURANE	DRASTIC			
	VULNERABLE	OUI	NON	
PRZM	OUI	21	5	26
	NON	512	462	974
		533	467	1000

TABLEAU 5.4

Comparaison de la concordance entre PRZM et DRASTIC pour le carbofurane

ATRAZINE	DRASTIC			
	VULNERABLE	OUI	NON	
PRZM	OUI	25	6	31
	NON	518	451	969
		543	457	1000

TABLEAU 5.5

Comparaison de la concordance entre PRZM et DRASTIC pour l'atrazine

5.3.6 Conclusion

On constate 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 on l'a vu 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 l' 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.

Nous venons de voir que les résultats du modèle PRZM permettent, contrairement à l'indice relatif de la méthode DRASTIC, de prédire la quantité de pesticide susceptible de parvenir à la nappe, ce qui pourrait permettre une évaluation quantitative de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination. Bien que le modèle PRZM ait été élaboré par l'US EPA pour estimer la quantité de pesticide disponible aux plantes, il pourrait en théorie être utilisé dans une démarche d'évaluation de la vulnérabilité puisque qu'il considère entre autres les principaux processus responsables du transport de contaminant en zone vadose. Le modèle PRZM utilisé dans une approche déterministe constitue une méthode valable de quantification de la contamination, pour un seul échantillon de valeurs des différents paramètres d'entrée. En effet, dans une approche déterministe l'utilisation de PRZM implique qu'une seule réponse du modèle (résultat) peut être obtenue à partir d'un ensemble unique de valeurs pour les différents paramètres d'entrée (un seul ensemble de conditions du système contaminant / sous-sol / eau souterraine).

Une autre limitation du modèle PRZM à son utilisation pour l'évaluation de la vulnérabilité est l'aspect trop élaboré de ses résultats, ceux-ci étant axés sur une utilisation

agro-pédologique plutôt que sur une application hydrogéologique. La prise en compte, par le modèle PRZM, de nombreux phénomènes intervenant sur la biodisponibilité des pesticides à la surface ou près de la surface du sol (assimilation par les plantes, érosion), ainsi que des résultats correspondants (quantité résiduelle de pesticide dans le sol...), n'est pas utile dans une démarche de modélisation spécifiquement destinée à l'évaluation de la vulnérabilité. Cette dernière doit permettre une évaluation directe et rapide de la quantité de pesticide susceptible de parvenir à la nappe, et d'en assurer un traitement correspondant aux besoins spécifiques d'une évaluation de la vulnérabilité. A cette fin, un modèle autre que PRZM doit être élaboré.

Par ailleurs, l'étude comparative DRASTIC-PRZM que nous avons réalisé nous permet de constater que les valeurs des différents paramètres d'entrée d'un modèle de transport peuvent présenter une grande variabilité, variabilité qui peut difficilement être prise en compte par une modélisation déterministe du phénomène. Dans ces conditions, seule une approche stochastique de la modélisation du transport (approche de type Monte-Carlo), utilisant un grand nombre de simulations, pourrait représenter la variabilité des différents paramètres d'entrée. Compte tenu de l'aspect très élaboré du modèle PRZM, son utilisation dans une approche stochastique se traduirait par un temps de calcul important et deviendrait rapidement prohibitive. De telles contraintes, lors de la prise en compte de la variabilité des paramètres d'entrée, montrent qu'un type de modèle autre que PRZM doit être retenu pour une évaluation réaliste des risques de contamination des eaux souterraines.

Ce type de modèle, que nous nous proposons de développer, devrait pouvoir utiliser une approche basée non seulement sur la description des processus régissant le destin d'un contaminant dans la zone vadose, mais également sur la prise en compte des incertitudes provenant de la variabilité in situ des paramètres liés à l'écoulement de l'eau et au transport de soluté.

CHAPITRE 6

CHOIX DE LA MODELISATION ET DEVELOPPEMENT DU MODELE

6.1 INTRODUCTION

Dans le chapitre précédent, nous avons démontré que la démarche la plus appropriée pour l'évaluation de la vulnérabilité était celle qui prend en compte la modélisation des processus bio-physico-chimiques, ces derniers contrôlant le destin et le cheminement des substances organiques dans la zone vadose. Cette conclusion met cependant en évidence l'importance de décrire correctement ces processus et de fixer d'une manière adéquate les paramètres qui interviennent dans ces modélisations. La comparaison DRASTIC-PRZM a mis en lumière la difficulté de fixer les paramètres à l'intérieur d'un modèle déterministe de transport de contaminant. L'approche utilisée dans cette comparaison ne nécessitait pas de précision sur la valeur réelle des paramètres puisque la base d'évaluation était la même pour les deux méthodes. Dans les cas réels où il faut déterminer par exemple la concentration ou la masse cumulée ayant franchie un horizon de sol, les paramètres utilisés doivent être représentatifs du site pour que les résultats de la simulation soient significatifs.

Pour évaluer l'importance de la variabilité des paramètres, il faut effectuer une étude de sensibilité du modèle par rapport à ces paramètres. Une telle étude de sensibilité, en plus d'établir la signification relative des résultats de simulation, doit permettre de choisir une démarche adéquate pour l'évaluation de la vulnérabilité à l'aide de modèles. Ceci nous conduira à la sélection définitive d'une approche de simulation qui doit tenir compte de la sensibilité d'un modèle à la variabilité des paramètres d'entrée.

La difficulté de fixer d'une manière précise la valeur de certains paramètres et l'importance relative de certains processus dans une démarche stochastique influenceront certainement le développement du modèle et sa mise au point. En simulation de type Monte-Carlo on doit déjà chercher à élaborer une stratégie de solution qui soit super rapide (temps de calcul faible). Dans un contexte de vulnérabilité les sorties ne sont pas nombreuses. C'est l'analyse de ces sorties qui donne aux résultats toute leur signification. Enfin l'analyse et l'importance pratique de certains processus devraient nous guider dans le choix définitif des composantes du modèle.

6.2 ETUDE DE LA SENSIBILITE

Le développement récent de modèles de simulation utilisés notamment pour la gestion des eaux souterraines, a fait ressortir l'importance des différents facteurs et processus contrôlant le transport de pesticides dans la zone non-saturée. De plus, on doit constater que la calibration et la validation de ces modèles nécessitent l'évaluation de nombreux paramètres liés à la fois à la nature du pesticide et aux conditions pédologiques et hydrogéologiques d'un site particulier.

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) et de la rétention (constante de l'adsorption) 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 déterministe 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.

La fiabilité des résultats prédits par un modèle déterministe est principalement fonction de la précision dans l'évaluation et de la représentativité de ces paramètres pour un site spécifique.

6.2.1 Impact de la variabilité des paramètres d'entrée sur les résultats d'un modèle déterministe: Le cas de l'adsorption et de la dégradation

Nous considérons ci-après, à titre d'exemple, les causes et l'impact de la variabilité des valeurs des paramètres de l'adsorption (coefficient de distribution, K_d) et de la dégradation (constante de dégradation, k) sur les résultats de sortie d'un modèle de type déterministe. Ces causes sont nombreuses: elles sont principalement liées à l'hétérogénéité du sol et du sous-sol, à la variabilité des conditions climatiques et des propriétés transitoires du sol, ainsi qu'aux méthodes ou techniques de mesure à la fois en laboratoire et sur le terrain

La variabilité des paramètres de l'adsorption et de la dégradation est principalement conditionnée par deux types de facteurs (Rao *et al.*, 1986):

- 1) les facteurs intrinsèques responsables de la variabilité inhérente des propriétés du sol, et;
- 2) les facteurs extrinsèques responsables d'une variabilité imposée à un site spécifique.

6.2.1.1 La variabilité intrinsèque

La variabilité spatiale de la composition et de la structure du sol, qui provient de la pédogénèse du site, est notamment liée à la variabilité de la teneur en matières organiques du sol. Cette dernière sera la principale cause de la variabilité du coefficient de distribution sol/eau pour les composés hydrophobiques tels que le sont plusieurs types de pesticides. De même, la variabilité temporelle des facteurs climatiques entraîne celle des propriétés transitoires du sol (contenu en eau et en oxygène dissous, température), et ainsi la variabilité du taux de dégradation du pesticide. Enfin, la nature anisotrope des matériaux du sol, à l'échelle d'un site, entraîne une variabilité des propriétés hydrauliques du sol telle que la perméabilité. Cette dernière sera responsable d'une variabilité intrinsèque des concentrations de pesticides retrouvées au niveau de la zone non-saturée, par la variabilité des vitesses locales entraînant une dispersion et un temps de séjour différents.

6.2.1.2 La variabilité extrinsèque

La variabilité spatiale de la concentration ou du flux de pesticides dans le sol qui est due aux pratiques de culture et d'épandage, se traduit par une variation des paramètres mesurés de l'adsorption et de la dégradation. Le type d'application de pesticides (formulation, technique d'épandage) ainsi que les opérations de labour (profondeur de l'application, technique d'enfouissement), ont un impact majeur sur la répartition spatiale du pesticide et sur la mesure des concentrations résiduelles à la surface ou dans le sol. Les pratiques culturales utilisant l'irrigation et la fertilisation introduisent également une variabilité des facteurs environnementaux locaux susceptibles d'affecter la capacité apparente du sol à retenir ou à dégrader le pesticide appliqué.

L'importance relative des effets individuels ou combinés des facteurs intrinsèques et extrinsèques responsables de la variabilité totale des propriétés du sol, demeure actuellement peu connue (Rao *et al.*, 1986). L'impact de ceux-ci sur la représentativité des échantillons prélevés, ainsi que la fiabilité parfois douteuse des méthodes d'évaluation des paramètres de l'adsorption et de la dégradation, imposent une grande incertitude sur les valeurs de ces paramètres utilisés à l'intérieur d'un modèle déterministe.

L'analyse de sensibilité d'un modèle en regard de la variabilité de ces paramètres permet d'évaluer l'impact de la précision de ceux-ci sur les résultats de sortie du modèle. Elle permet ainsi de déterminer le niveau de précision ou d'erreur acceptable pour lequel une augmentation de la précision dans l'évaluation d'un paramètre (obtention d'une valeur moyenne "vraie") ne se traduit plus par un gain significatif dans la représentativité des résultats du modèle. Elle permet également d'estimer l'impact de la variabilité potentielle des valeurs d'un paramètre sur la prédiction, à partir d'un modèle de type déterministe, du transport de pesticides dans la zone non-saturée.

6.2.2 Stratégie de simulation pour l'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). Ces simulations sont réalisées pour une période de trois années (1981 à 1983). Une application du pesticide a lieu à la date des semailles et il y a une seule culture pour chaque année.

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 . Le coefficient relatif de sensibilité S , traduisant le rapport du taux de variation relatif de la réponse P au taux de variation relatif du paramètre α , s'écrit (Sykes *et al.*, 1985; Wilson et Metcalfe, 1985):

$$S = \frac{\partial P/P}{\partial \alpha/\alpha} \quad (6.1)$$

où $\partial P/\partial \alpha$ est le coefficient marginal de sensibilité de P devant α .

Les bornes des variations considérées pour fixer les valeurs de K_d et de k prennent en compte les erreurs possibles d'évaluation expérimentale ainsi que la variabilité *in situ* des valeurs de ces paramètres.

6.2.3 Résultats et discussion

Les résultats des séries de simulations sont présentés aux figures 6.1 à 6.4. L'ensemble des courbes obtenues pour les valeurs caractéristiques de sortie montre une nette divergence des résultats quand les valeurs de K_d et de k utilisées s'éloignent de plus de 50% de la valeur moyenne de ces paramètres. Toutes les courbes obtenues peuvent être représentées par une fonction de régression entre les paramètres d'entrée et les résultats de sortie, celle-ci ayant la forme d'une exponentielle décroissante:

$$P = A \exp(-B\alpha) \quad (6.2)$$

$$\text{où} \quad \alpha = K_d/\bar{K}_d \text{ ou } k/\bar{k}$$

Les valeurs des coefficients des fonctions de régression obtenues pour les différentes courbes sont indiquées au tableau 6.1.

Tableau 6.1. Coefficients des fonctions de régression obtenues pour les caractéristiques de sortie.

Fig.	Coefficient A			Coefficient B			% variation de α pour 100% variation de P au 36e mois*
	12e	24e	36e	12e	24e	36e	
6.1	0.30	0.52	0.78	3.99	3.93	4.22	24
6.2	0.16	2.13	4.06	3.57	6.82	6.83	15
6.3	85.3	88.0	155	4.52	4.52	4.54	22
6.4	165	193	79.6	4.68	5.34	5.71	17

* Voir texte. $\alpha = K_d/\bar{K}_d$ ou k/\bar{k} . P = résultat du modèle.

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{K}_d et \bar{k}) est particulièrement significatif pour évaluer la représentativité ponctuelle de tels résultats.

Dans le cas de la quantité cumulée de pesticide atteignant la zone saturée, l'importance relative de la variabilité du paramètre de la dégradation devant celle du paramètre de l'adsorption est illustrée aux figures 6.1 et 6.2. Les valeurs de S obtenues au 36ième mois pour $\alpha = 1$ (valeur moyenne de K_d ou de k) sont de -4.2 et de -6.8 respectivement. Ces fortes valeurs mettent en évidence la grande sensibilité de ce résultat à la variabilité des paramètres de l'adsorption et de la dégradation. La sensibilité des autres caractéristiques de sortie du modèle

(figures 6.3 et 6.4) est également importante et du même ordre de grandeur à la variabilité de k .

Les résultats indiquent en particulier qu'une incertitude de 15% sur la valeur de k ou de 24% sur celle de K_d 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.

En se basant par ailleurs sur une étude de la variabilité spatiale du coefficient de distribution et du temps de demi-vie pour l'aldicarbe menée par Rao *et al.* (1986) au niveau d'un site de culture d'arachide en Georgie, il est possible d'illustrer l'importance des résultats de l'analyse de sensibilité que nous avons obtenus avec le modèle. A titre d'exemple typique, ces auteurs indiquent que la valeur mesurée de k pour l'aldicarbe varie en fonction de la profondeur de l'échantillonnage. La valeur moyenne de k obtenue à 4 profondeurs et pour 3 types de sols varie entre 0.0112 et 0.0165 jr^{-1} , avec une valeur moyenne de 0.0140 jr^{-1} ($\text{cv} = 31\%$) pour l'ensemble du site. Ceci représente une variabilité verticale de la moyenne de k de $\pm 20\%$ sur une profondeur de 107 cm. Une telle variabilité verticale est fréquemment observée lors de mesures sur le terrain.

FIGURE 6.1

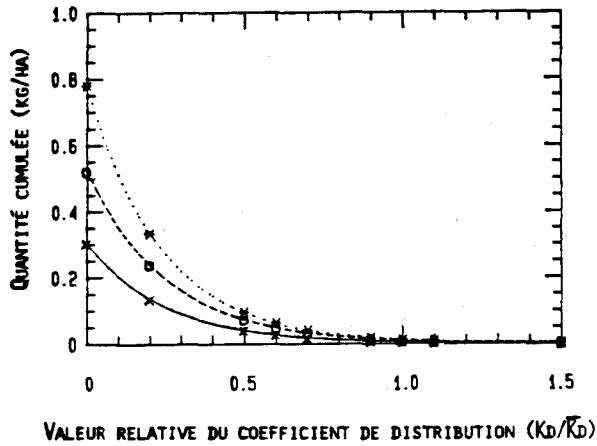


FIGURE 6.2

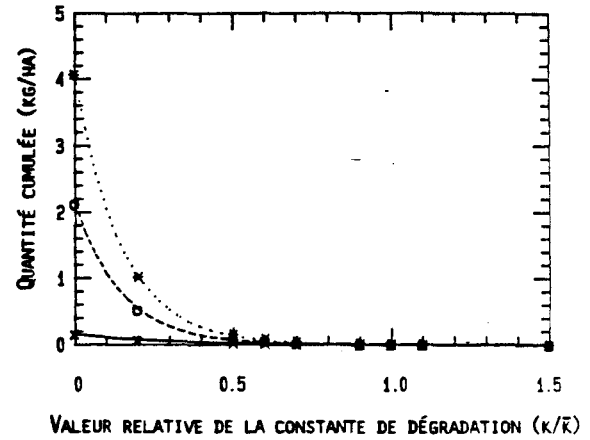


FIGURE 6.3

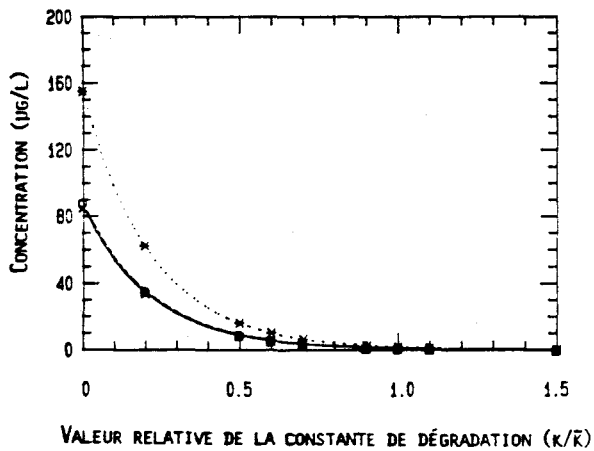
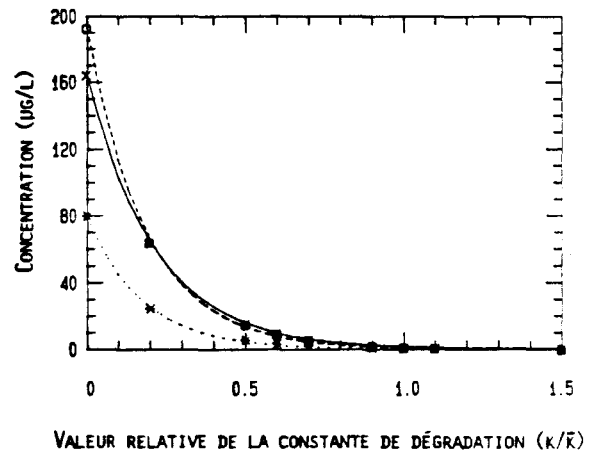


FIGURE 6.4



Figures 6.1 et 6.2. Effet de la valeur relative du coefficient de distribution (fig. 6.1) et de la valeur relative de la constante de dégradation (fig. 6.2) sur la quantité cumulée de pesticide lessivée du dernier compartiment de la zone non-saturée.

Figures 6.3 et 6.4. Effet de la valeur relative de la constante de dégradation sur la concentration en solution de pesticide traversant le dernier compartiment de la zone racinaire (fig. 6.3) et de la zone non-saturée (fig. 6.4).

LEGENDE:	Mois	12	24	36
Résultat		X	o	*
Ajusté		—	----

Dans l'hypothèse où k suit une distribution normale et connaissant le coefficient de variation associé, on peut évaluer la probabilité que k prenne une valeur comprise entre deux bornes. Pour une valeur moyenne de k de 0.014 jr^{-1} et un cv de 31%, il y a 95% des chances que k ne varie pas de plus de $\pm 62\%$. Ces limites de variation peuvent entraîner, en considérant les valeurs des coefficients des fonctions de régression que nous avons obtenues pour les courbes du 36ième mois de la période de simulation (tableau 6.1), une incertitude possible dans les résultats du modèle PRZM de: 424% de la quantité cumulée de pesticide parvenant à la nappe; 281% de la concentration de pesticide en solution lessivée sous la zone racinaire, et; 355% de la concentration de pesticide en solution parvenant à la nappe.

Une tel ordre de grandeur typique pour la variabilité spatiale mesurée des paramètres K_d et k pour un pesticide appliqué sur un site particulier, ne tient par ailleurs pas compte des erreurs d'évaluation liées à la variabilité temporelle de ces paramètres. Dans les cas les plus défavorables, l'ajout de ces erreurs pourrait se traduire par des incertitudes encore plus importantes quant à la représentativité des résultats obtenus à partir d'un modèle déterministe pur.

6.2.4 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: le modèle VULPEST. Contrairement aux modèles déterministes purs tel que PRZM, le modèle VULPEST devrait utiliser des valeurs de paramètres obtenues par tirages aléatoires sur des lois statistiques représentant les distributions réelles de ces paramètres (approche de type Monte-Carlo). 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.

Tout en prenant en compte les mêmes concepts et principes fondamentaux que ceux de la modélisation déterministe des mécanismes du transport, le modèle VULPEST utilisé dans une approche de type Monte-Carlo devrait permettre d'obtenir, à partir d'un nombre suffisant de simulations, des résultats représentatifs de la variabilité des paramètres d'entrée. Ces résultats interprétables de façon statistique devraient offrir la possibilité de définir des niveaux de probabilité de contamination. A l'échelle d'un site ou d'une parcelle, cette approche devrait rendre plus réaliste et plus crédible l'interprétation des résultats obtenus à partir d'un modèle de transport.

6.3 L'IMPORTANCE DE LA DISPERSION

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 .

6.3.1 Les modélisations stochastiques

L'approche classique pour la modélisation du transport d'un soluté en milieu poreux est basée sur le principe de la conservation de masse et sur la loi de Fick. Cette approche permet la formulation d'un modèle déterministe de convection-dispersion.

Dans le cas d'un composé non dégradé et non adsorbé, l'équation du transport dans un milieu unidimensionnel s'écrit:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (6.3)$$

Les variables utilisées dans les différentes équations sont définies au tableau 6.2. Si on élimine de cette équation le terme de la dispersion, elle devient:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (6.4)$$

Ces équations peuvent être résolues analytiquement lorsque l'hypothèse d'un écoulement permanent est retenu. Dans le cas où le modèle déterministe de convection-dispersion considère une application soudaine et continue de polluant de concentration fixée, la solution établie par Ogata et Banks (1961) pour un milieu homogène semi-infini est:

$$C = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{z-vt}{2\sqrt{Dt}} \right) + \exp\left(\frac{vz}{D}\right) \operatorname{erfc} \left(\frac{z+vt}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] \quad (6.5)$$

Dans le cas du modèle déterministe de convection, on obtient plutôt:

$$\begin{aligned} C &= C_0 && \text{quand } z < vt \\ C &= C_0/2 && \text{quand } z = vt \\ C &= 0 && \text{quand } z > vt \end{aligned} \quad (6.6)$$

Tableau 6.2. Définition des variables.

NOTATION	
α	dispersivité [L]
C	concentration [ML ⁻³]
C_p	concentration injectée [ML ⁻³]
C^*	concentration relative
C^*	concentration relative moyenne
cv	coefficient de variation
D	coefficient de dispersion [L ² T ⁻¹]
$E()$	espérance mathématique
$erfc()$	erreur fonction complémentaire
$exp()$	fonction exponentielle
n	nombre de réalisations
$P()$	probabilité
P_e	nombre de Peclet
P_e	nombre de Peclet moyen
σ	déviation standard de v
t	temps [T]
T	paramètre de temps adimensionnel
T	paramètre de temps adimension. moyen
v	taux d'infiltration [LT ⁻¹]
\bar{v}	taux d'infiltration moyen [LT ⁻¹]
z	profondeur [L]

Dans les modèles stochastiques comme celui de Bresler et Dagan (1983), la variabilité spatiale du taux d'infiltration est représentée par une distribution aléatoire des valeurs de ce paramètre. On y suppose que l'espérance mathématique de la concentration à une profondeur donnée et pour un temps donné peut être évaluée à partir de l'ensemble des résultats du modèle déterministe. Ceci s'exprime ainsi par la relation suivante:

$$E(C) = \int_{-\infty}^{\infty} C(z,t,D,v) P(v) dv \quad (6.7)$$

Il n'est pas toujours facile de trouver une solution exacte à cette équation. Cependant, on peut obtenir une solution numérique en utilisant une approche de type Monte-Carlo. Il est alors nécessaire de générer un échantillon de plusieurs taux d'infiltration dont la distribution

correspondra à celle observée au niveau des sites. Par exemple, Russo et Bresler (1981) ont montré que la conductivité hydraulique suit une distribution log-normale (coefficient de variation compris entre 0.41 et 0.74, selon la profondeur). D'autres chercheurs, en particulier Jury *et al.* (1983), ont obtenu des résultats similaires pour différents sites. Pour établir un échantillon représentatif des taux d'infiltration il s'agira d'utiliser une loi de distribution log-normale avec une moyenne et une variance préalablement établies. La forme discrète de l'équation 6.7 est donnée par la relation suivante:

$$E(C) = \lim_{n \rightarrow \infty} \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C(z, t, D, v_i) \quad (6.8)$$

6.3.2 Comparaison entre le modèle stochastique de convection-dispersion et le modèle stochastique de convection

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. Pour simplifier les simulations, nous effectuons dans les équations 6.3 et 6.6 les changements de variable suivants:

$$T = \frac{tv}{z} \quad (6.9)$$

$$P_e = \frac{zv}{D} \quad \text{Nombre de Peclet} \quad (6.10)$$

$$C^* = \frac{C}{C_0} \quad (6.11)$$

La figure 6.5 montre les résultats des deux modèles en fonction de ces paramètres adimensionnels.

Chaque élément de l'échantillon des taux d'infiltration permet de calculer une réalisation indépendante à l'aide du modèle déterministe, fournissant une courbe de sortie

comme celle montrée à la figure 6.5. Les courbes stochastiques sont obtenues en faisant la moyenne des différentes courbes résultant de chaque simulation. C'est donc à partir des modèles déterministes que les modèles stochastiques sont établis en utilisant l'intégration décrite à l'équation 6.8. Les paramètres adimensionnels sont aussi influencés par la variation des taux d'infiltration.

Les paramètres du modèle stochastique deviennent alors:

$$T = \frac{tv}{z} \quad (6.12)$$

$$P_e = \frac{zv}{D} \quad (6.13)$$

$$C^* = E(C^*) \quad (6.14)$$

$$cv = \frac{\sigma}{v} \quad (6.15)$$

La figure 6.6 présente quelques résultats obtenus à partir des deux modélisations stochastiques en fonction de ces paramètres adimensionnels. On peut constater que ces deux modèles fournissent des résultats très similaires lorsque la valeur du nombre de Peclet est suffisamment grande. Ceci confirme le peu de signification du coefficient de dispersion dans certaines conditions. Plusieurs simulations ont été réalisées avec les deux modèles stochastiques en utilisant différentes combinaisons de nombres de Peclet et de coefficients de variation. Le but de ces simulations est de déterminer les conditions pour lesquelles les deux modélisations fournissent des résultats numériques similaires. Pour chaque simulation, la similarité peut être évaluée en calculant la déviation moyenne absolue et la déviation maximale absolue entre les deux courbes de fuite pour un paramètre adimensionnel de temps fixé.

Les résultats de ces calculs sont montrés aux figures 6.7 et 6.8. Les déviations constatées sont plus importantes que celles que l'on aurait pu observer avec un très grand nombre de simulations. Les résultats présentés ont en effet été obtenus à partir d'un échantillon de seulement cent (100) taux d'infiltration.

FIGURE 6.5- MODÉLISATIONS DÉTERMINISTES

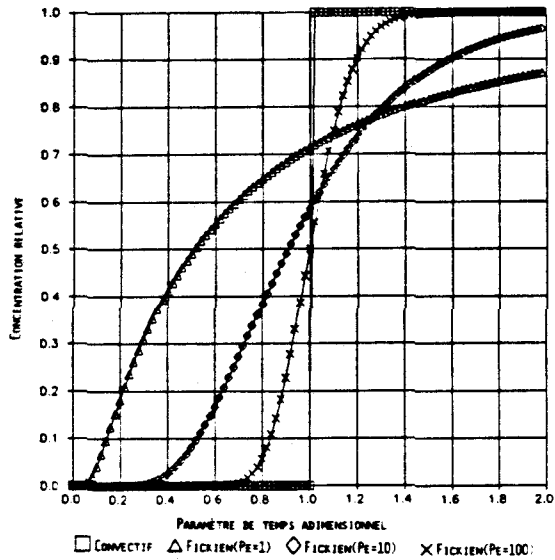
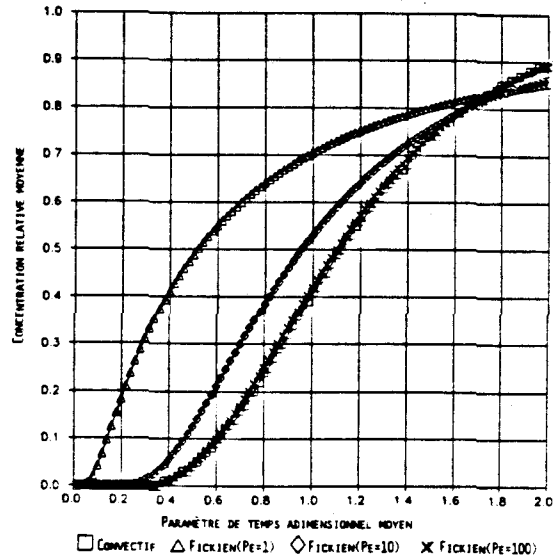


FIGURE 6.6- MODÉLISATIONS STOCHASTIQUES (cv=0.5)



Comparaison entre les modélisations ou bien déterministes (fig. 6.5), ou bien stochastiques (fig. 6.6) de convection-dispersion et de convection.

FIGURE 6.7- DÉVIATION ENTRE LES MODÈLES

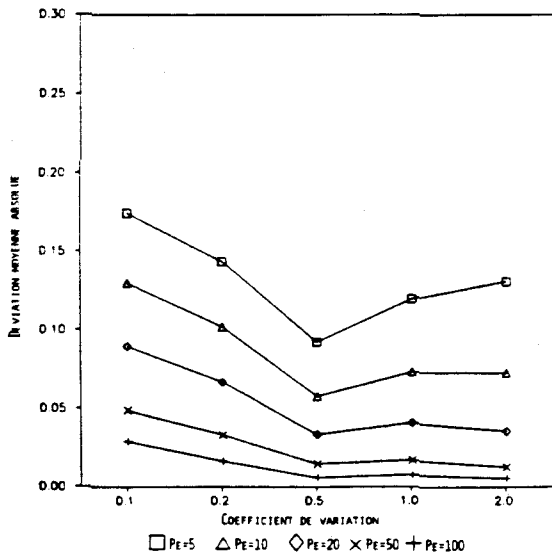
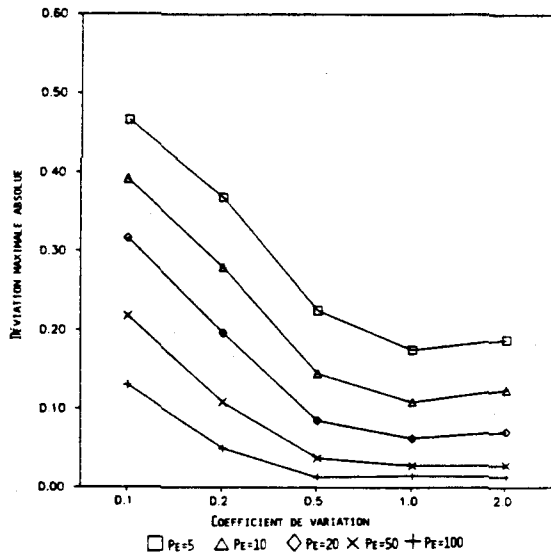


FIGURE 6.8- DÉVIATION ENTRE LES MODÈLES



Déviations moyennes absolues (fig. 6.7) et déviations maximales absolues (fig. 6.8) entre les deux modèles stochastiques.

6.3.3 Discussion des 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. D'après la figure 6.7, la condition mentionnée ci-haut est respectée pour:

$$P_e > 20cv^{-1} \quad (6.16)$$

Il est également possible de vérifier si la condition exprimée par l'équation 6.16 est réalisable lorsque l'on modélise un cas réel de transport de pesticides dans la zone non-saturée.

Premièrement, on peut généralement évaluer le coefficient de dispersion à partir de l'équation suivante:

$$D = \alpha v \quad (6.17)$$

La dispersivité observée dans les sols est, selon Bresler et Dagan (1983), d'environ 0.3 m

Deuxièmement, les taux d'infiltration au niveau des sites sont généralement distribués avec un coefficient de variation d'environ 0.5.

Finalement, si l'on combine les équations 6.16 et 6.17, on obtient:

$$z > 1.2 \quad (6.18)$$

Ainsi, dans la pratique et 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.

6.3.4 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.

6.4 LE MODELE VULPEST

On a établi dans les deux paragraphes précédents que pour simuler convenablement le transport d'un pesticide en solution dans la zone vadose, 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 pour la simulation 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.

6.4.1 L'équation du transport.

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

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (6.19)$$

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 dispersion cinématique. A l'opposé du premier phénomène de diffusion pouvant être décrit par une loi fickienne, la dispersion cinématique apparait 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 décrit par l'équation:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (6.20)$$

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:

$$S_{\text{sol}} = K C_{\text{liq}} \quad (6.21.a)$$

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

$$Q = \lambda \theta C + \mu \rho S \quad (6.21.b)$$

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

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

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} - \beta C \quad (6.22)$$

où $R = 1 + \rho k / \theta$

et $\beta = \lambda + \mu \rho k / \theta$

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

6.4.2 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. Les différents calculs pour chaque type de distribution sont explicités en annexe B.

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.

6.4.3 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 (6.22) avec les conditions aux limites suivantes

$$\begin{aligned} C &= 0 && \text{pour } z > 0 \text{ et } t = 0 \\ C &= C_0 && \text{pour } z = 0 \text{ et } t > 0 \end{aligned} \quad (6.23)$$

admet comme solution:

$$\begin{aligned} C(z,t) &= 0 && \text{pour } t < zR/v \\ C(z,t) &= C_0 \exp(-z\lambda R/v) && \text{pour } t > zR/v \end{aligned} \quad (6.24)$$

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.

Les conditions aux limites (6.23) de l'équation (6.22) définissent une source de pesticide de valeur constante dans le temps, continue ou de durée finie.

6.4.4 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, histogramme), 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.

6.5 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 vadose. 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.

6.5.1 Le logiciel

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

6.5.2 Le module 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.

6.5.3 Le module 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'utilisateur. 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.

6.5.4 Le module 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-Concentration maximale;
- 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.

6.5.5 Le module 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 des fichiers de données;
- 2-Ecriture sur disque des données en mémoire;
- 3-Ecriture sur disque des résultats.

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

6.6 CONCLUSION

Le logiciel VULPEST a donc été conçu pour être utilisé très facilement et avec un minimum d'information. Il peut être utilisé par des quasi profanes de la micro-informatique. Comme on pourra le voir dans le prochain chapitre, il crée un lien d'exploitation d'information entre l'utilisateur, ses données et son problème.

CHAPITRE 7

APPLICATION DU MODELE VULPEST SUR DES SITES

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

L'application d'une méthode quantitative d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides, peut se réaliser notamment à deux niveaux:

- 1) étude de l'évolution possible d'un site déjà contaminé et suivi de la propagation de la contamination dans le sous-sol, et:
- 2) prédiction des conditions pouvant conduire à une contamination, à partir de données concernant un site destiné à une (ou de nouvelles) pratique(s) culturale(s).

Le présent paragraphe décrit les caractéristiques de quatre sites appartenant à ces deux catégories et qui ont été choisis pour l'application du modèle VULPEST.

Parmi les 4 sites, les trois premiers dont nous décrivons les caractéristiques pédologiques et les pratiques culturales appartiennent à la première catégorie. Il s'agit de 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 trois premiers sites présentent des échelles bien différentes (d'une parcelle expérimentale à une grande région de culture); mettent en jeu des types de culture et de pesticide employé également bien différents; et présentent des résultats de dosage de pesticide dans l'eau ou bien de la zone saturée, ou bien de la zone non-saturée. Le quatrième site, qui constitue un exemple de principe, appartient à la seconde catégorie: il s'agit d'une zone cultivable pour laquelle l'évaluation prédictive de la vulnérabilité est principalement destinée à la gestion préventive de la ressource en eau, notamment par l'utilisation cartographique des résultats du modèle.

7.1.1 Site - Région de Portneuf (Québec)

7.1.1.1 Problématique

Au début des années 1980, des analyses réalisées par le Ministère de l'environnement du Québec ont mis en évidence des concentrations anormales en azote et en pesticide(s) dans l'eau d'alimentation de certaines municipalités situées dans le comté de Portneuf. Entre autres endroits considérés, une attention particulière a été portée sur les eaux de puits municipaux et privés alimentant la région de Ste-Catherine, dans lesquelles diverses concentrations en insecticide carbofurane furent mesurées (0 à 30 µg/l)¹.

Egalement, 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 µg/l)², ont été mesurées entre juillet 1984 et juillet 1986 dans certaines eaux de puits situés près 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).

7.1.1.2 Contexte général de l'utilisation de l'aldicarbe

L'aldicarbe est un insecticide systémique du groupe des carbamates utilisé au Québec depuis le début des années 1980 presque exclusivement pour la culture de la pomme de terre.

1 La concentration maximale permise de carbofurane, d'après le Règlement sur l'eau potable du Gouvernement du Québec, décret 1158-84, est de 70 ppb. Le Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ), utilisant une recommandation du Centre de Toxicologie du Québec (CTQ), préconise une norme de potabilité de 10 ppb.

2 Norme fixée par le CTQ: 7 ppb. Norme de la National Academy of Science/National Research Council, U.S.A. (NAS/NRC), pour une concentration non-toxique: 7 ppb. Norme de l'US EPA pour une concentration sans risques pour la santé: 10 ppb.

Aux Etats-Unis, il est utilisé dans des régions diverses pour la culture du soja, du citron, de l'orange, d'arachide, du coton, de la betterave à sucre et de la canne à sucre. D'importants cas de contamination des eaux souterraines par l'aldicarbe, lors de la culture de la pomme de terre, ont été constatés notamment à Long Island, N.Y., dans la partie centrale du Wisconsin et en Floride. Les principales caractéristiques de l'aldicarbe sont indiquées au tableau 7.1.

L'aldicarbe est utilisé pour environ 25% des superficies de culture de la pomme de terre au Québec (soit sur 4500 à 5000 ha), à partir du comté de Papineau à l'ouest jusqu'à Rivière-du-loup à l'est. Utilisé en quantités approximativement équivalentes tant sur la rive nord que sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent (consommation totale en 1985: environ 10^5 kg), c'est toutefois dans la région de Joliette et celle de Portneuf que l'aldicarbe est le plus employé. La superficie des aires traitées dans la région de Portneuf est d'environ 1400 ha. Comme dans le cas des autres régions du Québec où se pratique la culture de la pomme de terre, l'aldicarbe est appliqué dans la région de Portneuf sur un sol sablonneux pauvre en matières organiques.

L'utilisation abondante et généralisée de l'aldicarbe au Québec, la tendance actuelle de la vente de pesticides privilégiant le groupe des carbamates devant celui des organochlorés plus persistants dans l'environnement, le type de sol où il est appliqué, ainsi que l'apparition de cas de contamination des eaux souterraines dans certaines régions à grandes superficies cultivées dont celle de Portneuf, constituent autant d'éléments démontrant l'intérêt de ce site pour l'application d'une méthodologie d'évaluation prédictive de la vulnérabilité des eaux souterraines.

7.1.1.3 Caractéristiques du sol et pratique culturale

La localisation des zones de la région de Portneuf prises en compte par le programme TEMIK du Ministère de l'Environnement du Québec est indiquée à la figure 7.1. La localisation des sites d'échantillonnage des eaux de puits situés près des municipalités de Ste-Catherine/Pont-Rouge, de Saint-Raymond et de St-Ubalde, est indiqué sur les cartes pédologiques des figures 7.2, 7.3 et 7.4.

Les surfaces de culture de la pomme de terre sont relativement homogènes et sont principalement constituées de sable moyen, parfois grossier (sable Morin). Ce dernier recouvre

le fond de vallées glaciaires à caractère deltaïque, ou encore s'identifie à des terrasses d'origine marine ou fluviale pouvant atteindre par endroits une vingtaine de mètres d'épaisseur au-dessus du lit d'argile de la mer de Champlain. Le sol est du groupe podzol humo-ferrique orthique, avec un contenu moyen de matières organiques en surface variant entre 3% et 5%. La composition typique du profil d'un sol cultivé est donnée au tableau 7.2.

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 m.a./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.

Tableau 7.1. Principales caractéristiques de l'aldicarbe*

Formule empirique: $C_7H_{14}N_2O_2S$
Masse molaire: 190
Solubilité: 6000 mg/l (20°C)
Densité: 1.195 g/ml (25°C)
Point de fusion: 99-101°C
Pression de vapeur: 10^{-4} mm Hg (25°C)
Apparence: cristaux blancs
DL ₅₀ cutanée pour rats: 3 mg/kg
DL ₅₀ orale pour rats: 0.9 mg/kg
Assimilation quotidienne acceptable (OMS): 0.005 mg/kg
Risque aigu du produit technique pour la santé (OMS): extrême
Constante de dégradation (sols): environ 0.01 à 0.03 jr ⁻¹
Coefficient de distribution octanol/eau (K_{ow}): 5.0

*oxime de méthyl-2 (méthylthio)-2 propionaldéhyde et de O-(méthylcarbamoyl)

Tableau 7.2. Composition typique du profil d'un sol cultivé de la région de la région de Portneuf*

Horizon	Profondeur (cm)	Sable %	Limon %	Argile %	C org. %	CEC me/100 g
Ap	0-18	91.0	8.0	1.0	1.51	6.2
Ae	18-26	87.0	13.0	0.0	1.27	3.7
Bf	26-34	88.0	12.0	0.0	2.20	8.3
Bm	34-75	96.0	3.0	1.0	0.44	2.4
C	à 75	96.0	4.0	0.0	0.15	2.3

* Relevé effectué près de Pont-Rouge. D'après Raymond *et al.*, 1976.

Figure 7.1. Carte de localisation des puits d'échantillonnage des eaux pour le dosage de l'aldicarbe (voir agrandissements sur les cartes pédologiques aux figures 7.2 à 7.4).

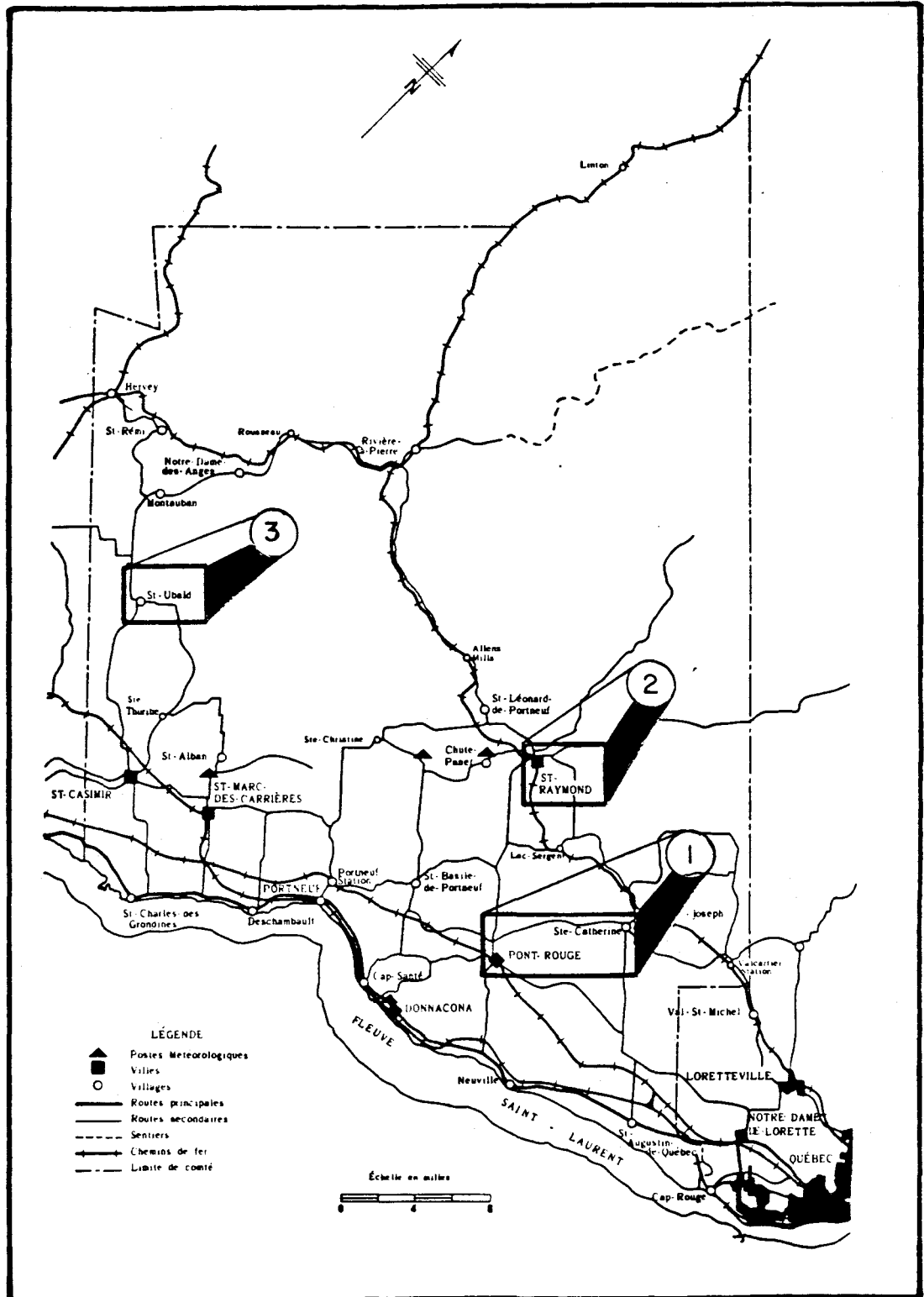


Figure 7.2. Sites d'échantillonnage dans la région de Sainte-Catherine et de Pont-Rouge (Portneuf). Carte pédologique, échelle: 1:50,000

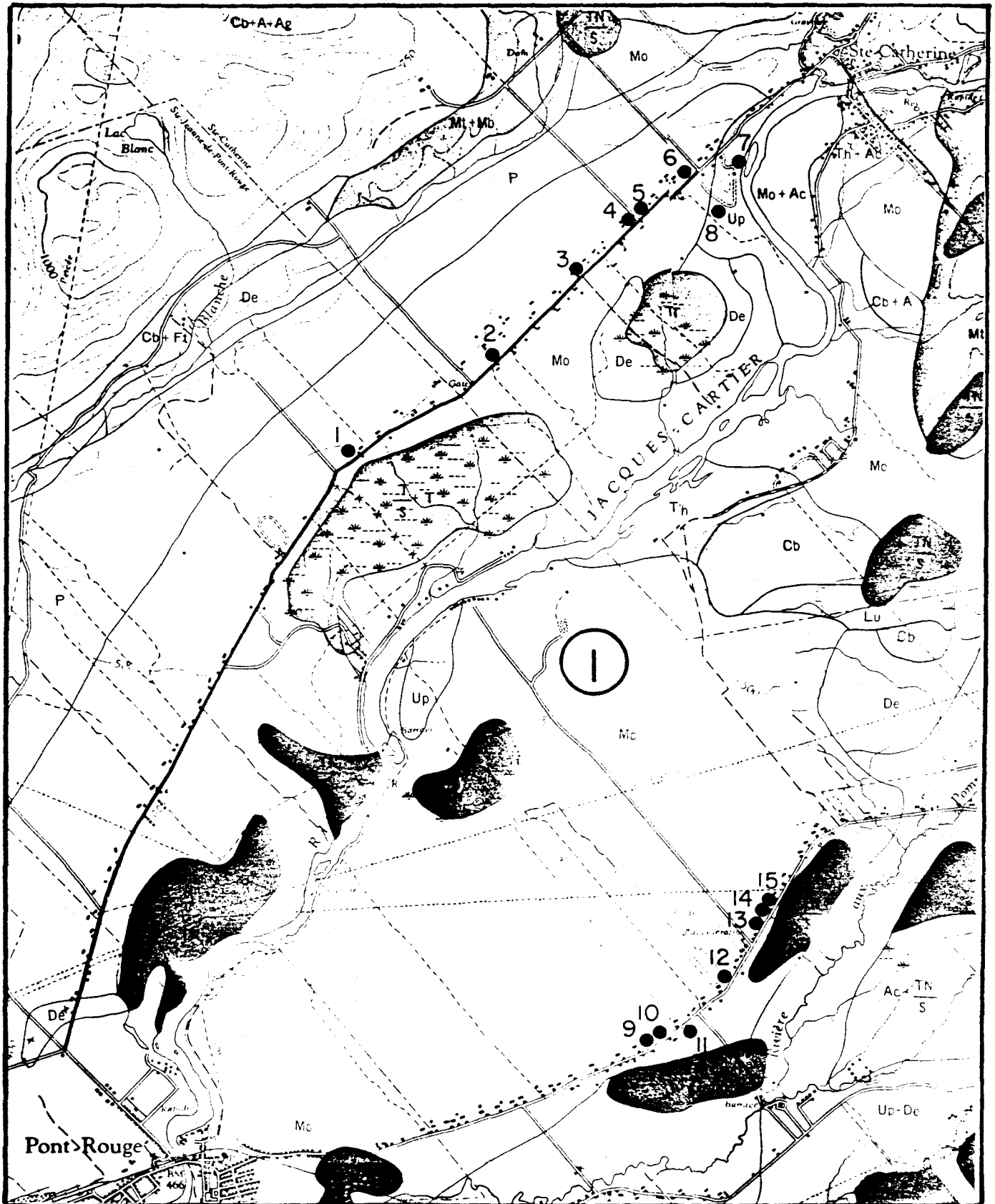


Figure 7.3. Sites d'échantillonnage dans la région de Saint-Raymond (Portneuf).
Carte pédologique, échelle: 1:50,000.

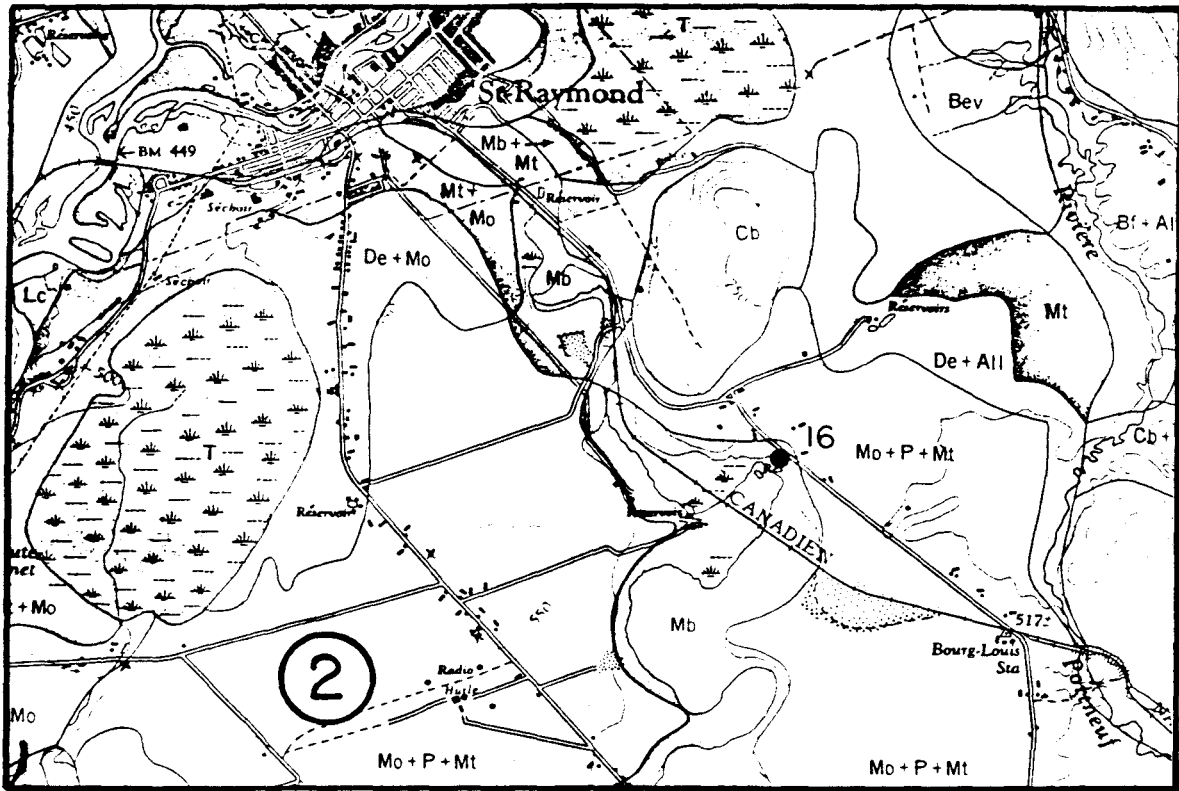
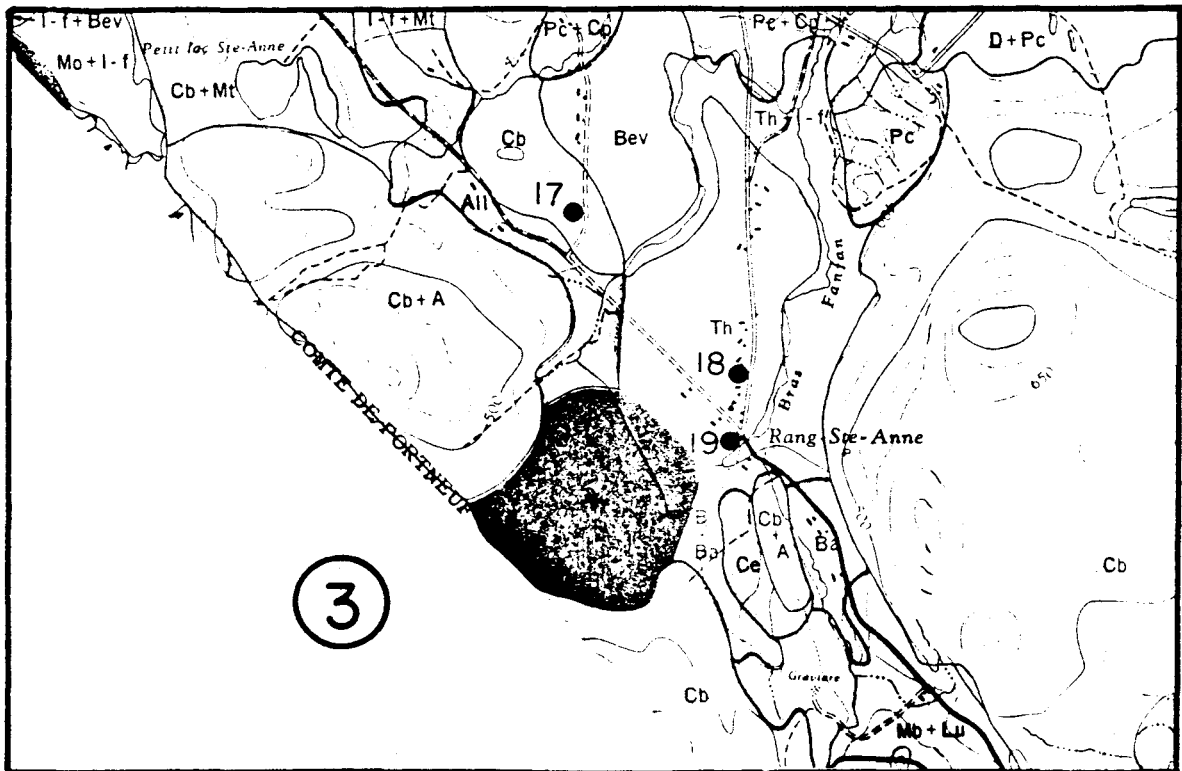


Figure 7.4. Sites d'échantillonnage dans la région de St-Ubald (Portneuf). Carte pédologique, échelle: 1:50,000.



LEGENDE DES FIGURES 7.2 A 7.4

Lecture des cartes pédologiques

- Bev - sable fin loameux Bevin
- Mb - sable grossier loameux graveleux et caillouteux
Matabin
- Mo - sable Morin
- Mt - sable loameux graveleux Mont-Rolland
- P - sable grossier à loam sableux grossier Pont-Rouge
- S - sable grossier loameux à sable grossier Sorel
- Th - sable loameux St-Thomas
- Up - sable à loam sableux Uplands

Résultats du dosage de l'aldicarbe

Site	Date	Résultat ($\mu\text{g}/\text{l}$) ³		Années de traitement
		Agr. Can. MENVIQ *	U.C.	
1	Juillet 1985		N.D.	3
	Octobre 1985	3.2	10	
	Juillet 1986	23.7	30	
2	Juillet 1984	6.2	7	2
	Octobre 1984		9	
	Mai 1985	9.8	8	
	Juillet 1985	6.3	6	
	Octobre 1985		5	
	Juillet 1986		3	
3	Juillet 1985		N.D.	Plusieurs
	Octobre 1985		N.D.	

Résultats du dosage de l'aldicarbe (suite)

Site	Date	Résultat ($\mu\text{g/l}$) ³		Années de traitement
		Agr. Can. MENVIQ *	U.C.	
4	Juillet 1984 Juillet 1985 Octobre 1985 Juillet 1986	N.D. N.D.	N.D. N.D. N.D. N.D.	2
5	Juillet 1984 Juillet 1985 Octobre 1985 Juillet 1986	N.D.*	N.D. 1 N.D. N.D.	2 à 3
6	Juillet 1984 Juillet 1985 Octobre 1985 Juillet 1986		N.D. N.D. N.D. 2	Plusieurs
7	Octobre 1985 Juillet 1986		N.D. N.D.	Ancien réservoir
8	Octobre 1985 Juillet 1986		1 5	Puits ville
9,10	Juillet 1985 Octobre 1985 Juillet 1986		N.D. N.D. N.D.	3
11	Juillet 1985 Juillet 1986	N.D.	N.D. N.D.	3
12	Juillet 1985 Octobre 1985	N.D.*	N.D. N.D.	3

Résultats du dosage de l'aldicarbe (suite)

Site	Date	Résultat ($\mu\text{g/l}$) ³		Années de traitement
		Agr. Can. MENVIQ *	U.C.	
13	Juillet 1985	2.6	3	3
	Octobre 1985		2	
	Juillet 1986	N.D.	1	
14	Juillet 1985		N.D.	3
	Octobre 1985	N.D.*	N.D.	
	Juillet 1986	2.4	4	
15	Juillet 1985	1*	N.D.	3
	Octobre 1985		N.D.	
	Juillet 1986		4	
16	Juillet 1984		N.D.	-
	Juillet 1985		N.D.	
	Octobre 1985		N.D.	
	Juillet 1986		N.D.	
17	Juillet 1985		N.D.	1
	Juillet 1986		3	
18	Juillet 1985		N.D.	-
	Octobre 1985		N.D.	
19	Juillet 1985		3	2
	Octobre 1985		1	
	Juillet 1986		2	

3 N.D.: non-déetectable (limite de détection: 1 ppb). Dosages effectués ou bien par le Ministère de l'agriculture du Canada (Agr. Can.), ou bien par le Ministère de l'environnement du Québec (MENVIQ), ou bien par le manufacturier Union Carbide (U.C.).

7.1.1.4 Résultats du programme de surveillance TEMIK

Les figures 7.2 à 7.4 précisent la localisation des sites d'échantillonnage ainsi que la nature des sols cultivés. Parmi les 25 sites de la région de Portneuf ayant permis environ 65 dosages d'aldicarbe depuis 1984, 5 sites près de Sainte-Catherine et 1 site près de Saint-Raymond n'ont pu être cartographiés de façon précise (dans tous ces cas représentant 9 dosages, l'aldicarbe fut non détecté). Les 25 puits privés ou municipaux (dans ce dernier cas: 3 puits et un ancien réservoir) ont une profondeur moyenne de 5-6 m. Les puits privés (zones agricoles) sont situés à une distance comprise entre 10 et 120 m des champs traités avec l'aldicarbe (distance moyenne d'environ 40 m). Dans les cas où l'information a pu être obtenue, la superficie des aires traitées autour des puits privés varie grandement, entre 1 et 60 ha, avec une moyenne de 18 ha. La pente des terrains vers les puits est très variable (0 à 4 m), et la profondeur moyenne de la nappe est d'environ 3 m. Les puits sont ou bien des citernes en feuilles de béton, ou bien des pointes d'acier.

La légende des figures 7.2 à 7.4 indique les concentrations en aldicarbe mesurées aux différents sites, la date de l'échantillonnage ainsi que le nombre d'années d'application de l'aldicarbe dans les champs entourant les puits. Sur les 19 puits cartographiés, 10 d'entre eux ne contenaient pas de quantités détectables d'aldicarbe ($1 \mu\text{g/l}$), 8 ont montré une concentration comprise entre 2 et $10 \mu\text{g/l}$, et 1 puits a montré une concentration en aldicarbe supérieure à $10 \mu\text{g/l}$.

7.1.2 Site 2 - Station agronomique de Saint-Augustin (Québec)

7.1.2.1 Contexte

La station agronomique de la Faculté des Sciences de l'Université Laval est située à Saint-Augustin-de-Desmaure (Portneuf), à 45 km à l'ouest de la ville de Québec (figure 7.1). Entre autres parcelles expérimentales d'étude de diverses cultures, la station contient une parcelle de culture du maïs sucré (52 m * 18 m) traitée avec l'herbicide atrazine. Un réseau de lysimètres à suction a été installé sur ce dernier site par le Ministère de l'Environnement du Québec en décembre 1985. Cette installation de 30 lysimètres en champ cultivé 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

culturelles, une historique connue 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.

7.1.2.2 Caractéristiques physiques du site

La carte pédologique de la figure 7.5 indique la localisation du réseau de lysimètres à l'intérieur de la station agronomique. Ce réseau est situé à la limite d'une terrasse et près d'une dénivellation de terrain. Le site environnant possède un relief ondulé et la pente y varie entre 2% et 5%. Le sol, peu fertile et faiblement pierreux, y subit un drainage artificiel rapide: il est apparenté à la série Saint-Antoine (matériaux originels perturbés en surface). Ce type de sol n'occupe qu'une très faible superficie à l'intérieur de la station (environ 1.6 ha soit 0.52% de la superficie totale de la station), et est peu représentatif des sols cultivés du comté de Portneuf.

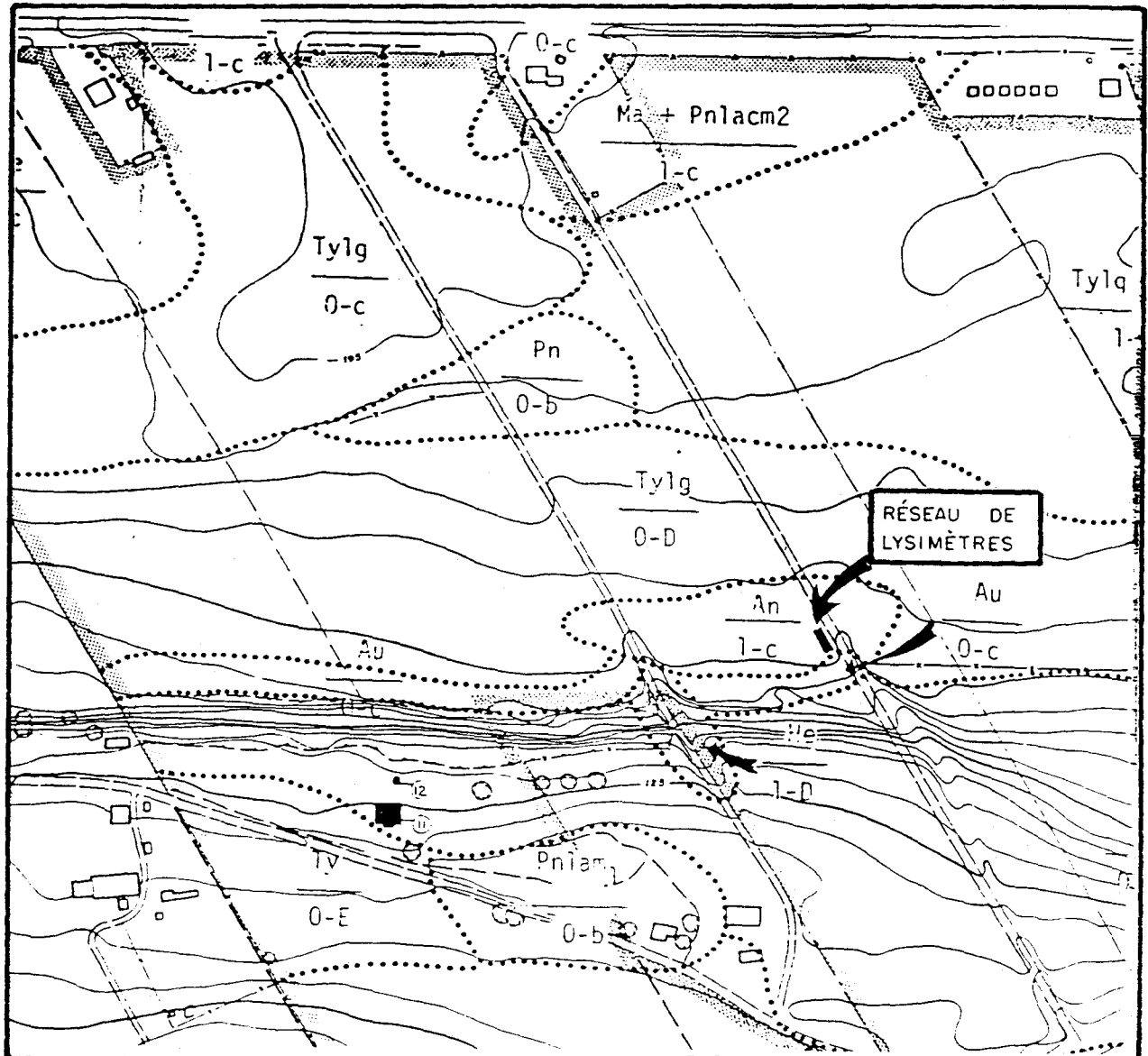
La classe texturale de l'horizon Ap de ce site a été identifiée à un loam sableux fin (Baril, 1974), et le rapport pédologique du comté de Portneuf indique que le sol de la série Saint-Antoine retrouvé dans ce comté est un loam sableux graveleux (Raymond *et al.*, 1976). Le contenu en matières organiques 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. La description d'un sable loameux de la série Saint-Antoine est donnée au tableau 7.3 (Baril et Rochefort, 1957).

Tableau 7.3. Description sommaire du sable loameux grossier Saint-Antoine.

Horizon	Epaisseur (cm)	Description
Ao	1.2-2.5	Humus non minéralisé (type mor)
A ₂	1.2-7.5	Sable grossier, friable
B ₂ h	2.5-15	Sable à sable loamo-schisteux
B ₂₂	7.5-17.5	Sable loamo-graveleux/fragments schiste
B ₂ C ₁	25-35	Loam sableux avec beaucoup de schistes

Figure 7.5.

Localisation du réseau de lysimètres sur la carte pédologique de la station agronomique de Saint-Augustin (Portneuf). Echelle: 1:3600. Description du sol de la série Saint-Antoine (An/1-c): loam sableux fin; groupe podzol humo-ferrique orthique; faiblement pierreux; relief ondulé (pente: 2% à 5%).



ÉCHELLE : 1 / 3 600

7.1.2.3 Réseau de lysimètres et application de pesticide(s)

La figure 7.6 décrit l'installation des 30 lysimètres à suction (Hoskin soil moisture) sur la parcelle expérimentale. Un total de 12 stations comprenant chacune 2 ou 3 lysimètres situés à différentes profondeurs, ont été installées en début décembre 1985. Les profondeurs des lysimètres sont de 0.5 m, 1.0 m, et approximativement 1.5 m.

Depuis 1981, les pesticides appliqués sur ce site ont été les suivants:

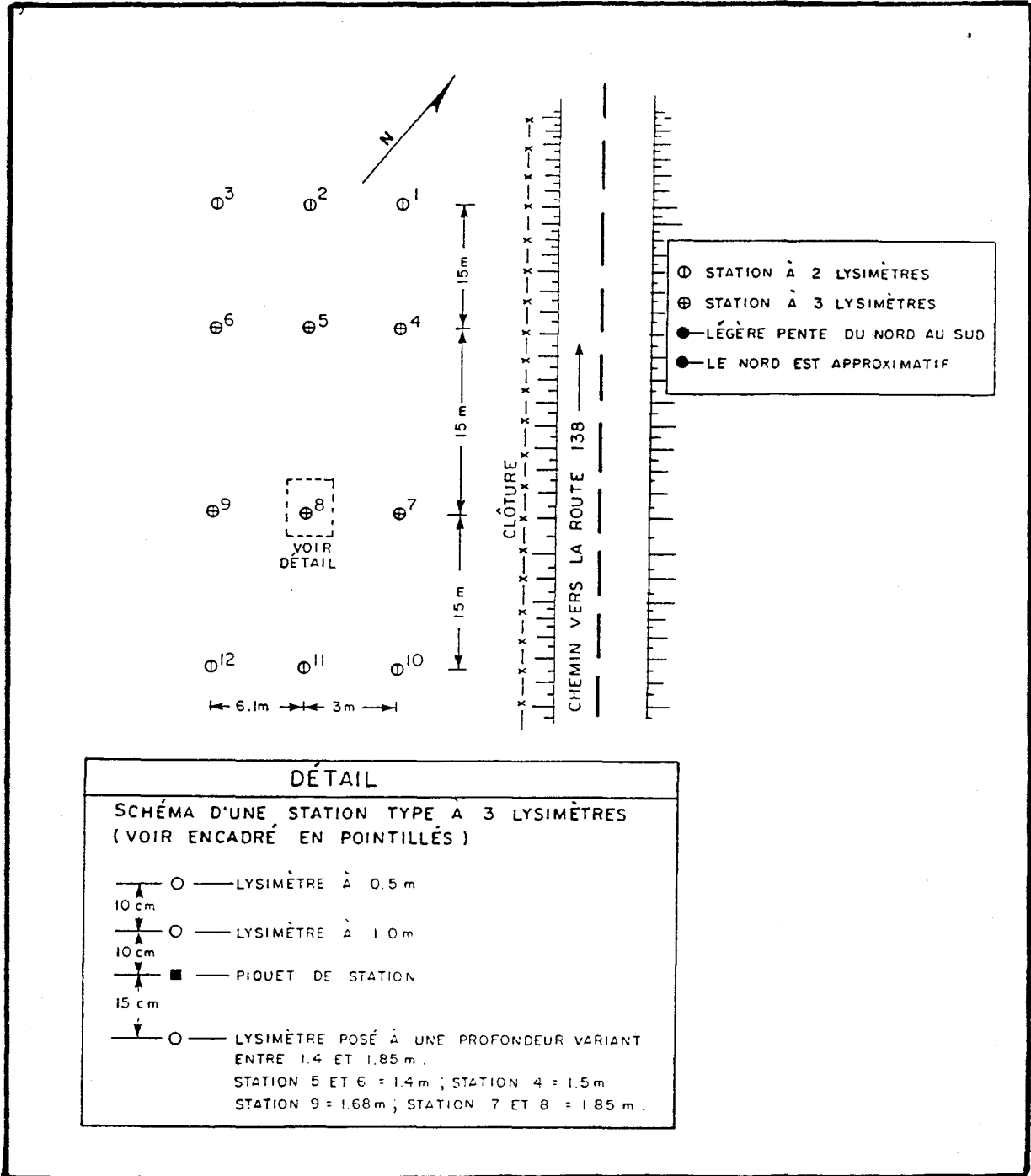
- 1981 : atrazine 85% W
- 1982 : atrazine 85% W
- 1983 : atrazine 85% W
- 1984 : métolachlore (Dual) + alachlore (Lasso)
- 1985 : glyphosate (Rondup) sur jachère
- 1986 :
 - . 14 mai: semis de maïs sucré avec engrais 8:16:8 à 500 kg/ha
 - . 28 mai: métolachlore (Dual) à 2.5 l/ha
 - . 29 mai: atrazine 80% W
 - . Fin juillet: carbofurane

Les taux d'application des produits devraient correspondre à ceux recommandés par les manufacturiers. Un labour sur le site a été réalisé en septembre de chaque année.

Depuis 1986, le Ministère de l'Environnement du Québec a effectué quatre séries d'échantillonnage des eaux des lysimètres pour le dosage de l'atrazine, aux dates suivantes:

- 25 novembre au 2 décembre 1986: Installation des lysimètres.
Dosage l'atrazine dans le sol.
- 5 au 9 mai 1986: Dosage de l'atrazine et de l'alachlore
- 11 au 12 juin 1986: Dosage de l'atrazine
- 21 août et 21 octobre 1986: Dosage de l'atrazine en cours

Figure 7.6. Schéma du réseau de lysimètres de Saint-Augustin (Portneuf).



L'atrazine est un herbicide systémique du groupe des s-triazines, abondamment utilisé dans les basses terres du Saint-Laurent, au Québec, presque exclusivement pour la culture du maïs. Son utilisation est particulièrement importante dans les bassins hydrographiques des rivières Yamaska et Richelieu, et le taux d'application peut varier entre 2 et 4 kg m.a./ha. L'atrazine est retrouvé dans les eaux des aquifères à plusieurs endroits au Québec comprenant différents types de sol, parfois même dans des formations situées sous 10-15 m d'argile. Ses principales caractéristiques sont données au tableau 7.4.

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 semailles. En 1986, le taux d'application d'atrazine sur la parcelle expérimentale a été de 2 kg m.a./ha. Les semailles 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.

7.1.2.4 Résultats du dosage de l'atrazine

La figure 7.7 indique les résultats du dosage de l'atrazine⁴ dans l'eau des lysimètres obtenus en mai-juin 1986 pour l'ensemble des stations du réseau, ceci à environ trois semaines avant et deux semaines après l'application d'atrazine. Par ailleurs, la figure 7.8 indique la concentration en atrazine mesurée dans les échantillons de sol prélevés à proximité des lysimètres lors de l'installation de ceux-ci en décembre 1985 (la précédente application d'atrazine avait été effectuée en 1983). La figure 7.8 indique également les résultats du dosage du carbone organique dissous (COD) réalisés par l'INRS-Eau en octobre 1986 dans les eaux des lysimètres. La mesure du COD dans l'eau interstitielle de la zone non-saturée constitue une bonne indication de la répartition des composés organiques naturels soumis au transport vers la zone saturée.

⁴ Niveau recommandé dans l'eau potable (NAS/NRC): 7 ppb. Limite de détection: dans l'eau: 0.05 ppb; dans le sol: 0.001 mg/kg.

Enfin, le tableau 7.5 donne les résultats du dosage de l'atrazine et du contenu en matières organiques effectués par l'INRS-Eau sur des échantillons de sol (1 carottage) prélevés à différentes profondeurs, jusqu'à 60 cm. Ce dernier prélèvement a été effectué à la fin juillet 1986, à environ 0.5-1.0 m en direction nord-ouest de la station de lysimètres no. 5.

Tableau 7.4. Principales caractéristiques de l'atrazine*

Formule empirique: $C_8H_{14}ClN_5$
Masse molaire: 216
Solubilité: 33 mg/l (25°C)
Point de fusion: 175-177°
Pression de vapeur: 3×10^{-7} mm Hg (20°C)
Constante de dissociation acide (pKa): 1.68 (21°C)
Apparence: cristaux incolores
DL ₅₀ orale pour rats: 3080 mg/kg
DL ₅₀ cutanée pour lapins: 7500 mg/kg
Assimilation quotidienne acceptable (NAS/NRC): 0.0215 mg/kg
Risque aigu du produit technique pour la santé (OMS): négligeable
Constante de dégradation (sols): environ 0.006 à 0.015 jr ⁻¹
Coefficient de distribution octanol/eau (K _{ow}): 212

* chloro-2 éthylamino-4 isopropylamino-6 s-triazine

Tableau 7.5. Dosage de l'atrazine et du contenu en matières organiques dans le sol à différentes profondeurs (maximum 60 cm). Carottage effectué près de la station no. 5 (23 juillet 1986).

Profondeur	Contenu en eau (cm ³ /cm ³)	Fraction matières organiques	Atrazine (mg/kg)
0-10	0.164	0.062	0.11
10-20	0.197	0.068	0.02
20-30	0.191	0.067	0.008
30-40	0.189	0.068	0.002
40-50	0.181	0.061	<0.002
50-60	0.159	0.044	0.004

Figure 7.7. Résultats du dosage de l'atrazine dans l'eau des lysimètres (1986).

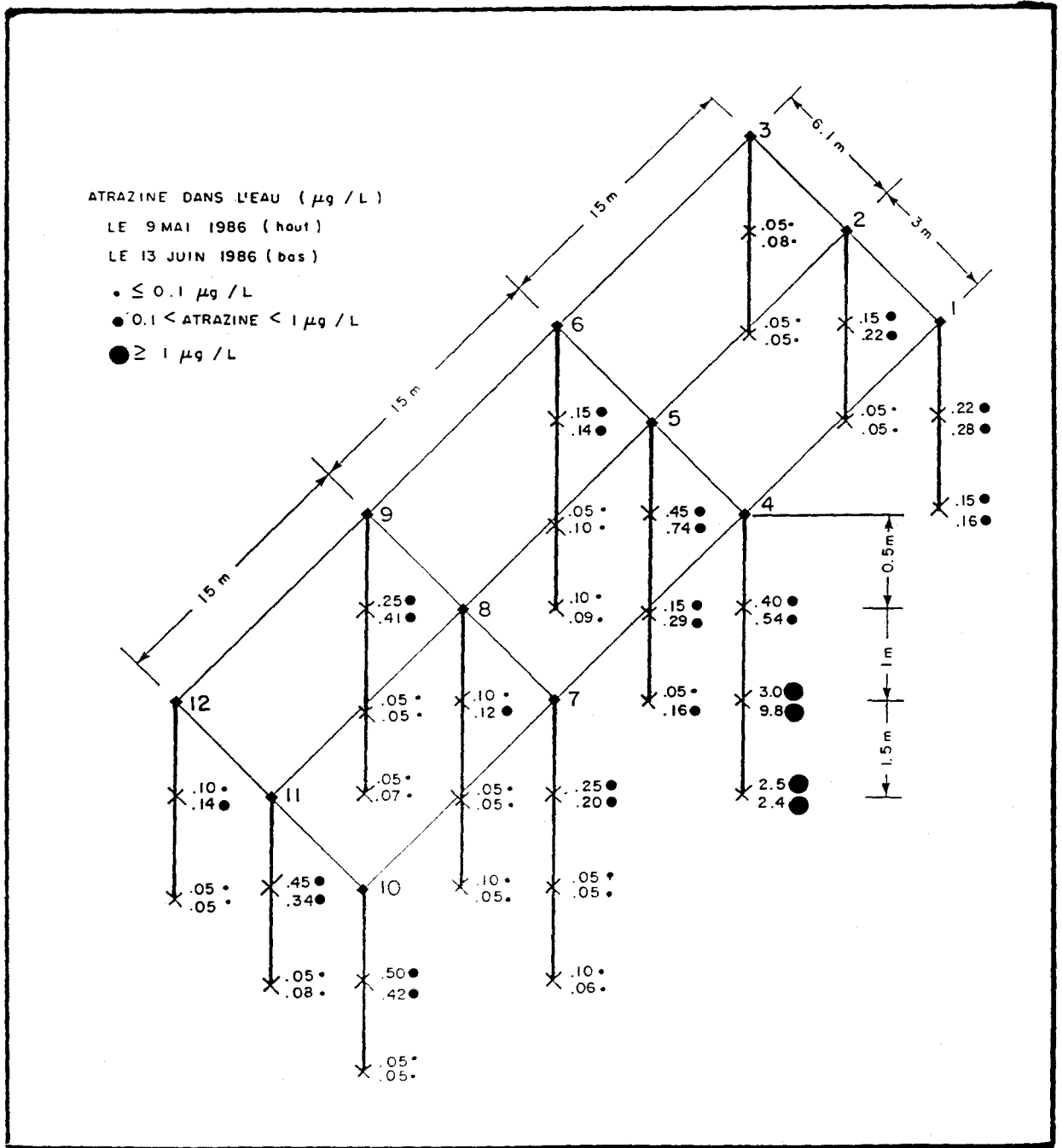
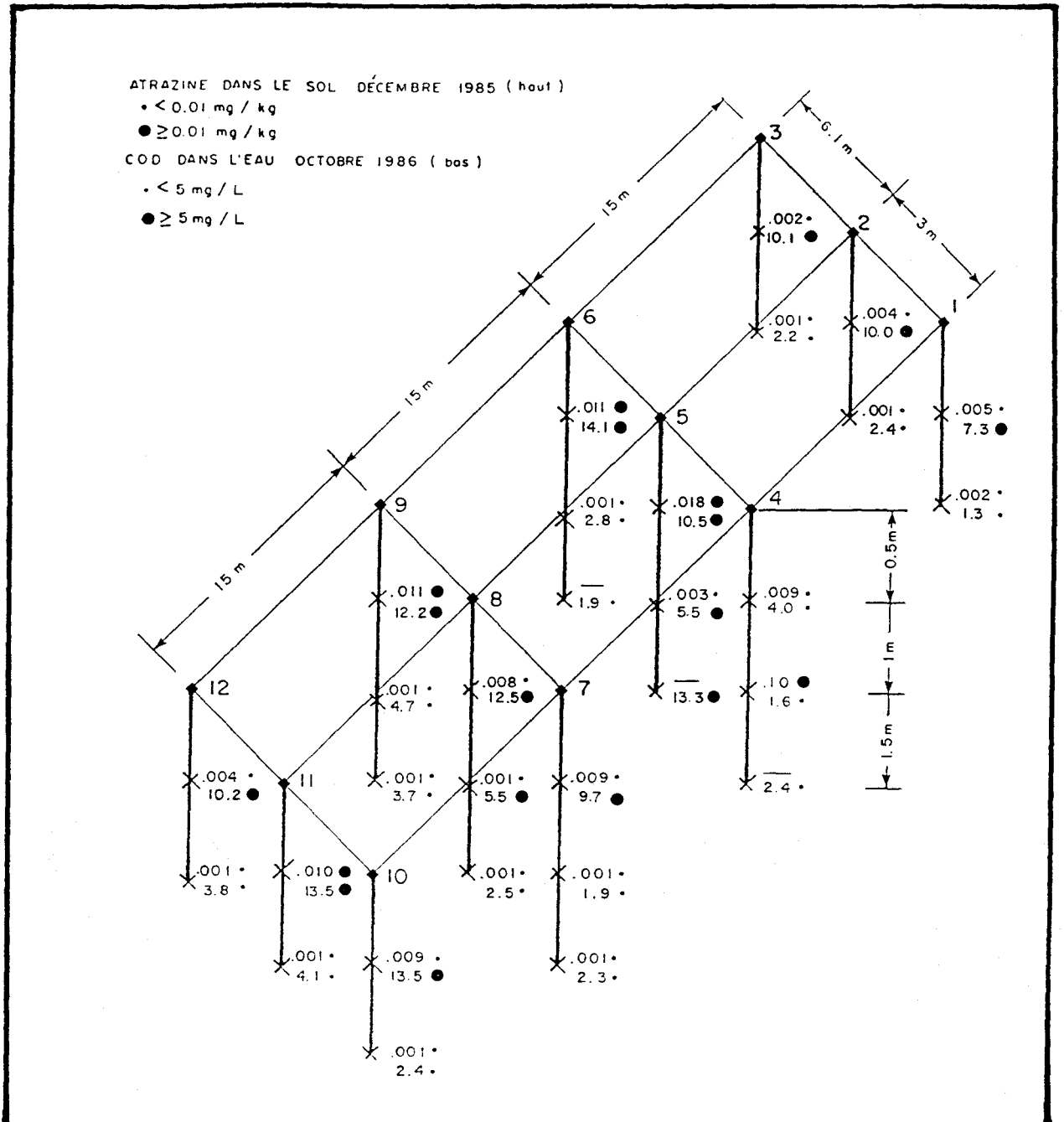


Figure 7.8. Résultats du dosage de l'atrazine dans le sol et du carbone organique dissous (COD) dans l'eau des lysimètres (1986).



7.1.3 Site 3 - Région de Abbotsford (Colombie-Britannique)

7.1.3.1 Problématique

En 1985, l'Institut national de recherche en hydrologie (INRH, Canada) a réalisé une étude préliminaire de la contamination par les pesticides de l'eau d'un aquifère situé au sud et au sud-ouest de la municipalité d'Abbotsford, en Colombie-Britannique. L'étude a révélé la présence de l'hydrocarbure chloré dichloro-1,2 propane (1,2-DCP) dans l'eau de 9 puits ou points de captage parmi les 21 sites sélectionnés de façon aléatoire sur une surface d'environ 20 km² intensivement exploitée pour l'approvisionnement domestique et industriel en eau.

L'importance de la contamination de l'eau de cet aquifère est actuellement peu connue, et l'INRH se propose de poursuivre l'échantillonnage (piézomètres et lysimètres) et l'analyse de cette eau souterraine durant les deux ou trois prochaines années. L'exploitation agricole et industrielle intensive de cette région d'une superficie d'environ 40 km², ainsi que l'importante utilisation de l'eau souterraine comme source d'approvisionnement en eau potable, impliquent un suivi rigoureux de la qualité de cette eau et l'application de mesures préventives pour limiter la contamination de la ressource.

7.1.3.2 Caractéristiques générales du site

En 1981, 44% de l'eau utilisée dans les Basses-terres du fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, provenait de l'eau souterraine (Halstead, 1986). La municipalité d'Abbotsford est située au sud du Fraser (sud-ouest de la partie continentale de la côte du Pacifique), à environ 5 km de la frontière avec les Etats-Unis (figure 7.9).

La précipitation annuelle moyenne (de 1969 à 1978) mesurée à la station de l'aéroport d'Abbotsford est de 1.5 m, et les précipitations constituent la seule source de réalimentation des eaux souterraines. L'aquifère libre de cette région est constitué de sable et de gravier, et possède une épaisseur d'environ 20 m à proximité de la station de recherche du Département canadien de l'agriculture (5 km au sud-ouest de la municipalité).

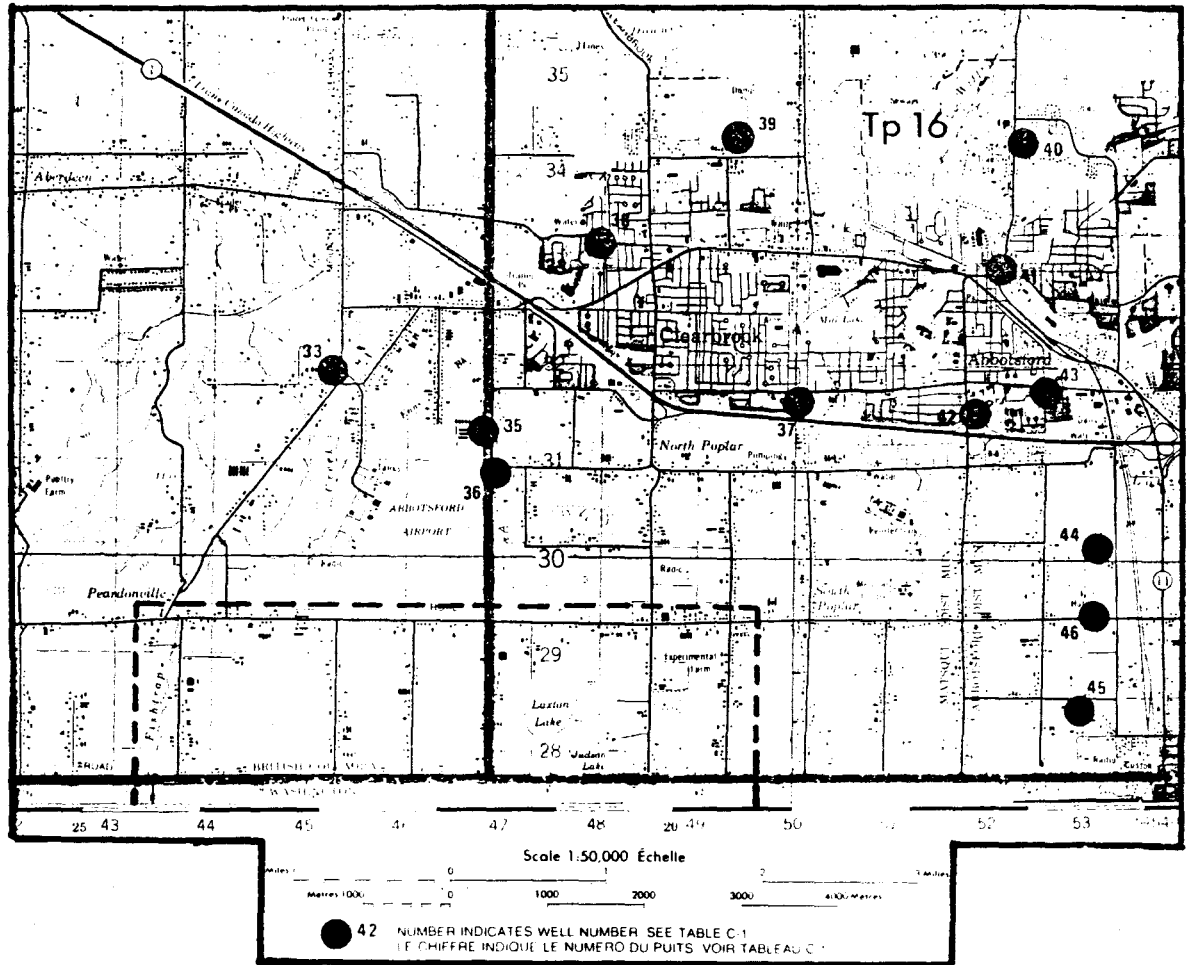
La figure 7.10 indique la localisation des puits de production situés près de la municipalité. L'unité hydrostratigraphique de surface de la zone considérée est principalement composée de sable et de gravier glacio-fluviaux très perméables, pouvant atteindre par endroits une épaisseur de 30 m. La composition de la couverture pédologique du site nous est, à l'heure actuelle, inconnue.

En 1984, le Ministère de l'Agriculture du Canada a installé 3 piézomètres à l'intérieur de la station de recherche d'Abbotsford, cette dernière étant située dans le secteur ouest de la zone d'étude considérée (figure 7.10). La composition des profils de sol obtenue pour chacun de ces forages est indiquée au tableau 7.6.

Tableau 7.6. Composition des profils de sol à l'intérieur de la station de recherche d'Abbotsford (Agriculture Canada).

Piézomètre 1	Piézomètre 2	Piézomètre 3
0-.05 m: sol de surface	0-1.5 m: sable et limon bruns	0-8.5 m: sable brun avec peu de gravier
.05-.9 m: sable et limon bruns	1.5-10 m: sable avec peu de gravier	8.5-17 m: graviers
.9-10 m.: interlits de sable et gravier	10-19 m: gravier et lentilles de sable	17-18 m: gravier et lentilles de sable
10-14 m: gravier grossier	19-21 m: sable et lentilles de gravier	Jusqu'à 22 m: ?
14-18 m: gros galet		
18-21 m: sable/gravier		

Figure 7.10. Puits de production situés près de la municipalité de Abbotsford. En encadré: zone d'échantillonnage pour le dosage du 1,2-DCP (voir figure 7.11).



7.1.3.3 Utilisation du 1,2-DCP

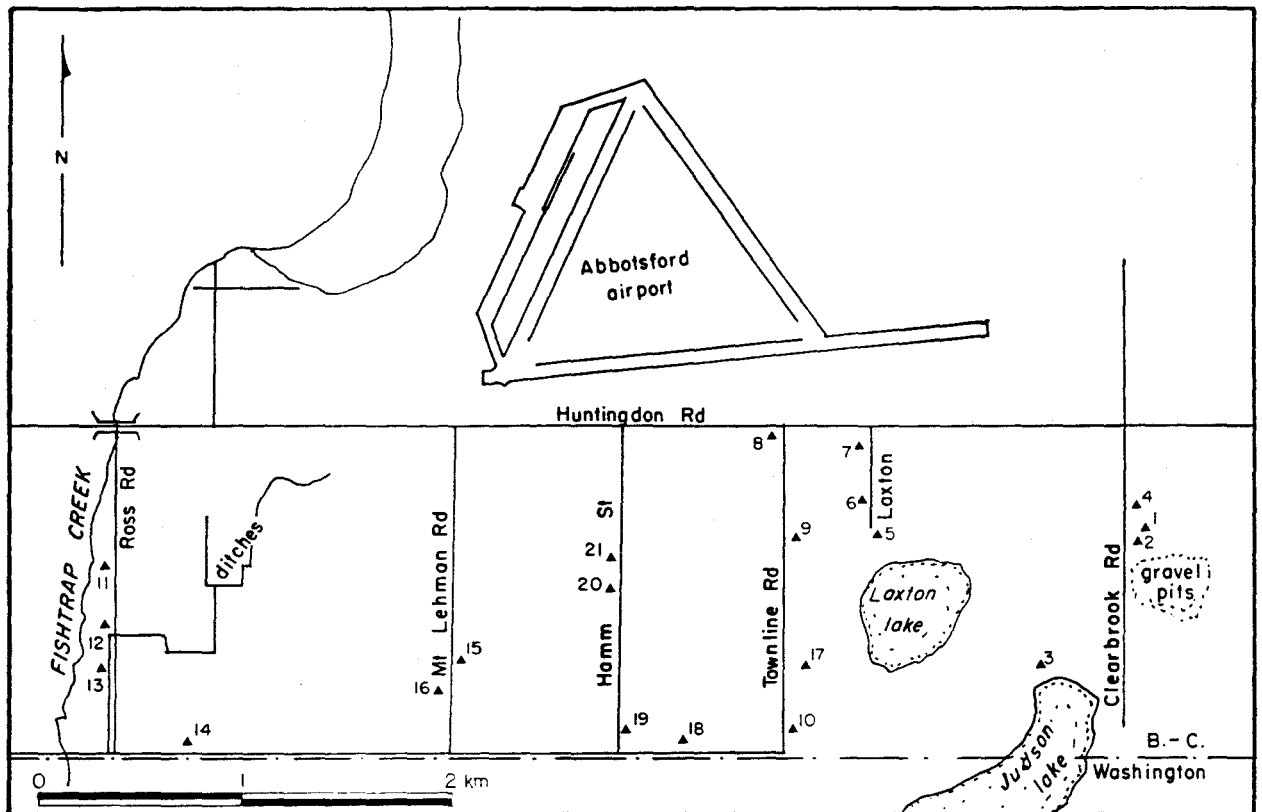
Parmi les nombreux types de pesticides employés dans la région d'Abbotsford, le fumigant du sol 1,2-DCP est utilisé à proximité ou à l'intérieur d'une zone de production de petits fruits et légumes (framboises, brocoli...). Bien que les conditions d'utilisation de ce nématocide dans la région d'Abbotsford ne nous sont pas connues (nombre et taux d'application), le 1,2-DCP est généralement injecté dans le sol à une profondeur d'environ 15-30 cm. Il est toujours appliqué en combinaison avec le dichloro-1,3 propène (1,3-DCP), ce dernier étant le principal responsable de la toxicité du mélange. Les principales caractéristiques du 1,2-DCP sont données au tableau 7.7.

Tableau 7.7. Principales caractéristiques du dichloro-1,2 propane (1,2-DCP)

Formule empirique: $C_3H_6Cl_2$
Masse molaire: 116
Solubilité: 2700 mg/l (20°C)
Densité: 1.159 (20°C)
Point de congélation: - 70°C
Point d'ébullition: 95-96°C
Pression de vapeur: 210 mm Hg (20°C)
Apparence: liquide incolore
DL ₅₀ orale (rats): 1900 mg/kg (avec le 1,3-DCP: 140 mg/kg)
DL ₅₀ cutanée (lapins): 8750 mg/kg (avec le 1,3-DCP: 2100 mg/kg)

Dans le cas de la protection des petits fruits, le mélange liquide est appliqué à un taux variant entre 220 et 350 l/ha, à une profondeur de 20 cm. Sachant que la quantité de matières actives (mélange d'hydrocarbures chlorés) telle que précisée par un fabricant du nématocide peut être d'environ 700 g/l, et sachant que le mélange est composé de 1,3-DCP et de 1,2-DCP respectivement à environ 50% et 30%, le taux d'application de 1,2-DCP peut varier entre 45 et 75 kg/ha. En présence de sols "minéraux" (non-tourbeux), on recommande pour la culture des petits fruits un taux d'application maximal du mélange de 280 l/ha, soit un taux en 1,2-DCP d'environ 60 kg/ha, d'après la composition précitée du mélange. Dans ces conditions, l'application doit avoir lieu trois semaines avant la plantation. Dans le cas de la culture de la framboise, la plantation peut avoir lieu en début mai: la maturation et la cueillette des fruits surviennent à la fin juillet de l'année suivante.

Figure 7.11. Localisation des sites d'échantillonnage et résultats du dosage du 1,2-DCP (31 août 1984).



LEGENDE DE LA FIGURE 7.11

Site	Nature du site	Commentaires*	Résultat (ppb)
1	Vieux puits (Agr. Can. Res. Station)	Niv. stat.: 15 m	5.52
2	Puits domestique foré	Framboises Niv. stat.: 15 m	0.74
3	Puits ordinaire	Brocoli	0
4	Puits	Framboises	0
5	Robinet de prise	Framboises Niv. stat.: 3.7 m	0.79
6	Robinet de prise	Framboises Niv. stat.: 6.1 m	0.42
7		Framboises	0
8	Robinet de prise	"Processors"	0
9	Robinet de prise	"Processors"	1.91
10	Robinet de prise	Framboises Niv. stat.: 7.0 m	0.15
11	Puits foré	Framboises Irrigation	0

* Niv. stat.: niveau statique de l'eau.

LEGENDE DE LA FIGURE 7.11 (SUITE)

Site	Nature du site	Commentaires*	Résultat (ppb)
12	Puits	Framboises Irrigation	0
13	Puits ordinaire (<4 m des plants)	Framboises Niv. stat.: 3.7 m	0
14	Puits ordinaire	Niv. stat.: 2.4 m	0
15	Puits	Fraises/Framboises Niv. stat.: 3.7 m	1.22
16	Puits	Framb./irrigation Niv. stat.: 3.7 m	0.38
17		Framboises	0
18		Framboises	0
19	Puits ordinaire (<4 m des plants)	Framboises Niv. stat.: 3.7 m	3.5
20	Puits ordinaire	Etat délabré	0
21	Puits ordinaire	Neuf	0

* Niv. stat.: niveau statique de l'eau.

LEGENDE DE LA FIGURE 7.11 (SUITE)

Site	Nature du site	Commentaires*	Résultat (ppb)
12	Puits	Framboises Irrigation	0
13	Puits ordinaire (<4 m des plants)	Framboises Niv. stat.: 3.7 m	0
14	Puits ordinaire	Niv. stat.: 2.4 m	0
15	Puits	Fraises/Framboises Niv. stat.: 3.7 m	1.22
16	Puits	Framb./irrigation Niv. stat.: 3.7 m	0.38
17		Framboises	0
18		Framboises	0
19	Puits ordinaire (<4 m des plants)	Framboises Niv. stat.: 3.7 m	3.5
20	Puits ordinaire	Etat délabré	0
21	Puits ordinaire	Neuf	0

* Niv. stat.: niveau statique de l'eau.

7.1.3.4 Résultats du dosage du 1,2-DCP

La figure 7.11 précise la localisation des 21 sites d'échantillonnage situés près de la municipalité d'Abbotsford, ainsi que les concentrations en 1,2-DCP mesurées en 1984 dans l'eau de chacun des puits ou des points de captage correspondants⁵. Parmi les 9 sites dans lesquels le pesticide fut détecté, 5 d'entre eux contenaient des quantités en 1,2-DCP inférieures à 1 µg/l, 3 sites ont montré une concentration comprise entre 1 µg/l et 5 µg/l, et 1 site a montré une concentration supérieure à 5 µg/l.

7.1.4 Site potentiel 4- Représentation des résultats du modèle VULPEST a une échelle régionale: Un exemple d'utilisation potentielle a partir de la cartographie écologique

Nous avons vu en début de paragraphe que l'application d'une méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines peut s'effectuer à deux niveaux:

- 1) étude des conditions pouvant être responsables d'une contamination déjà observée et prédiction de l'évolution de celle-ci dans le sous-sol, et;
- 2) évaluation prédictive des conditions pouvant conduire à une contamination au niveau de sites ou de régions destinés à une nouvelle pratique culturale.

Le type de site que nous décrivons ci-après est lié à ce deuxième niveau d'exploitation des résultats du modèle. Il constitue en fait un exemple de principe illustrant l'utilisation possible des résultats du modèle à des fins de gestion de la qualité des eaux souterraines en territoire agricole, ceci par l'établissement d'une cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides. Ce quatrième site ne représente donc pas une zone agricole particulière localisée géographiquement, mais une quelconque zone

⁵ Limite de détection: 0.1 ppb.

homogène cultivable pour laquelle un certain nombre d'informations pédologiques et hydrogéologiques pré-établies peuvent être utilisées comme données d'entrée au modèle VULPEST.

7.1.4.1 Données d'entrée et exploitation des résultats du modèle VULPEST

Le modèle VULPEST est conçu de façon à évaluer la quantité de pesticide pouvant parvenir à la nappe sous des conditions pédologiques, météorologiques et culturelles particulières: il peut être appliqué à un site ponctuel ou à une zone étendue si celle-ci est suffisamment homogène. Cette condition d'homogénéité implique par exemple que la zone considérée appartienne à une même unité pédologique, qu'elle soit soumise au même climat, qu'elle ait une couverture végétale sensiblement uniforme, enfin qu'elle soit traitée par un même pesticide ou par des pesticides appartenant à une même famille et possédant sensiblement les mêmes caractéristiques.

Les données nécessaires à l'application du modèle doivent ainsi être définies à l'échelle du site ou de la zone homogène considérée. Elles doivent être représentatives des distributions statistiques des paramètres et des variables sur le domaine considéré, domaine qui a été délimité sur la base de l'homogénéité spatiale de ces mêmes paramètres et variables. Quant aux résultats du modèle, le traitement statistique des différentes quantités caractéristiques déduites des simulations peut être interprété par comparaison avec des normes de qualité de l'eau. A l'échelle d'une région ou d'un bassin hydrographique, la représentation du niveau de vulnérabilité d'eaux souterraines comprises à l'intérieur de plusieurs zones homogènes peut être obtenue sur chaque élément de la discrétisation spatiale. Le résultat des simulations réalisées à une telle échelle peut ainsi permettre la cartographie de la probabilité de risque de contamination, ceci aux fins d'aménagement du territoire et de la gestion préventive de la qualité des ressources en eau souterraine.

L'utilisation du modèle VULPEST, en vue d'une représentation cartographique de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination, nécessite donc en premier lieu l'interprétation d'informations et de données pré-établies à l'échelle de zones homogènes. Un exemple de cadre de référence donnant une caractérisation physique déjà établie de zones-cibles, est le découpage territorial d'unités écologiques représentant les variations géomorphologiques à l'intérieur d'une région. La cartographie écologique peut ainsi constituer la base d'une cartographie de la vulnérabilité lors de la représentation des résultats du modèle.

7.1.4.2 Utilisation de la cartographie écologique et perspectives

Les cartes écologiques sont réalisées par la Direction des réserves écologiques et sites naturels du Ministère de l'Environnement du Québec (Ducruc et Bérubé, 1985). Elles sont obtenues à partir d'une photo-interprétation réalisée sur des photographies infra-rouge fausses-couleurs prises après la chute des feuilles. Elaborées à l'échelle 1:20000, elles proposent un découpage territorial basé sur des caractéristiques stables et permanentes du milieu, c'est-à-dire sur des éléments physiques liés à la morphogénèse et à la géomorphologie de la région. La cartographie écologique met en évidence l'organisation spatiale de ces éléments dont les caractéristiques et la surface d'occupation sont précisées à l'intérieur d'un fichier descriptif.

La délimitation d'unités écologiques repose sur la mise en évidence de fortes discontinuités dans l'une et/ou l'autre des trois caractéristiques suivantes du milieu: 1) la nature du dépôt de surface (origine pédologique, épaisseur, texture et morphologie); 2) le relief (pente) du terrain, et; 3) le drainage vertical. Chacune des unités cartographiées est décrite en pourcentage d'occupation spatiale des séries de sol qui la composent. La carte écologique comprend également quelques informations hydrogéologiques (perméabilité du sol, profondeur approximative de la nappe) pouvant être utilisées comme données d'entrée au modèle VULPEST.

La Division des inventaires écologiques (Ministère de l'Environnement du Québec) a, jusqu'à présent, réalisé ou supervisé la cartographie du cadre écologique de référence de plusieurs municipalités régionales de comté (MRC) situées dans la plaine du Saint-Laurent. La description et la cartographie des unités écologiques peuvent être utilisées comme données d'entrée et comme cadre pour la représentation des résultats du modèle VULPEST. Une telle exploitation du modèle VULPEST aux fins de la gestion de la qualité des eaux souterraines est actuellement à l'étude, et celle-ci devrait être développée dans une phase ultérieure d'application du modèle.

Tableau 7.8 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))

Tableau 7.9 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 Épaisseur du sol pédologique (m): 1.60 Nombre d'horizons: 3 (incluant horizon C) Épaisseur 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))

7.2 SIMULATIONS SUR LES SITES

7.2.1 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).

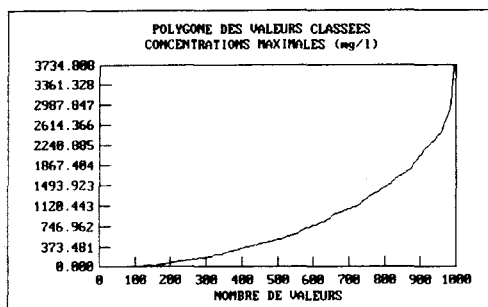
Les graphiques présentés sur les planches 7.13 à 7.14 sont quelques-uns des résultats obtenus à l'aide du logiciel VULPEST. Nous présentons les polygones des valeurs classées des concentrations maximales, des concentrations moyennes annuelles, et des masses cumulées, en graphe normal ou semi-log. Nous 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.

7.2.2 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.

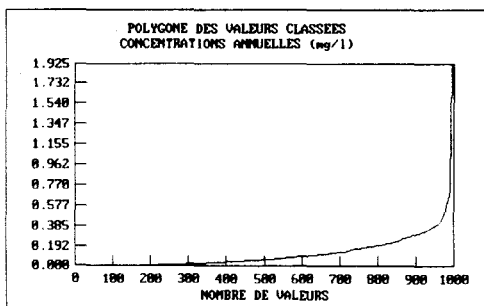
Figure 7.12 Résultats du logiciel VULPEST pour la région de Portneuf.



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

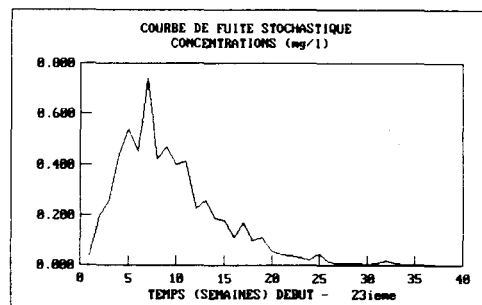
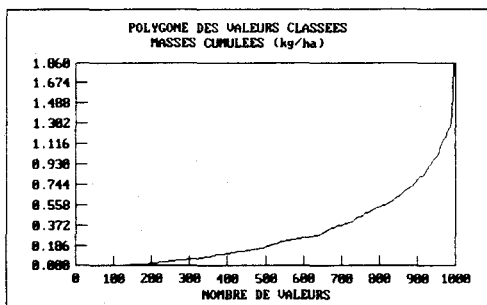
La norme (0.1000E-01), a été dépassée 984.3 fois sur 1000



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.

7.2.3 Région de Portneuf

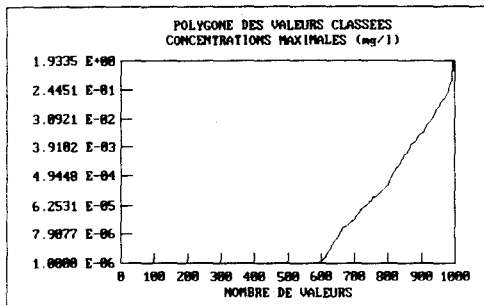
Les résultats obtenus pour la région de Portneuf et l'application de l'aldicarbe (pour les valeurs de paramètres estimées correspondant au type de sol du site) sont présentés sur la planche 6.1.

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.

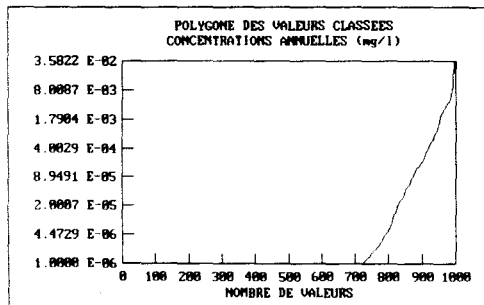
Figure 7.13 Résultats du logiciel VULPEST pour la station de Saint-Augustin.
(profondeur 0,5 m)



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

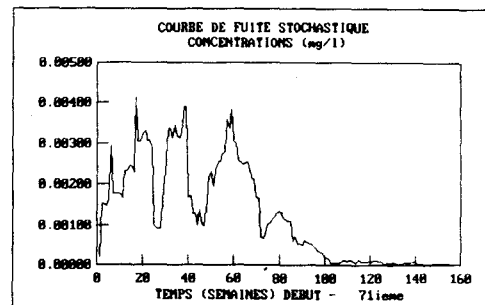
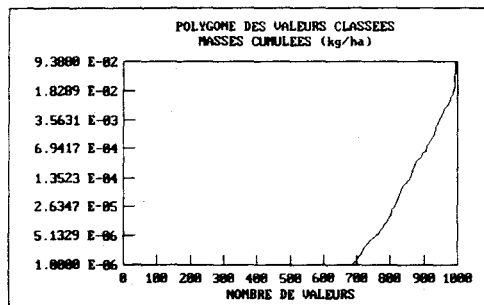
La norme (0.1000E-01), a été dépassée 100.1 fois sur 1000



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.

7.2.4 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.

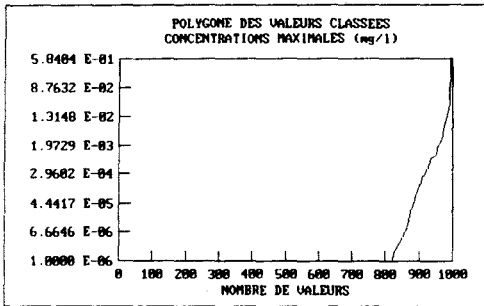
Pour les concentrations maximales, les probabilités de dépassement de la norme (10 ppb) sont respectivement de 100,1 cas et de 19,7 cas sur 1000, avec des valeurs moyennes respectives de 17 $\mu\text{g/l}$ et de 1,5 $\mu\text{g/l}$.

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 $\mu\text{g/l}$.

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.

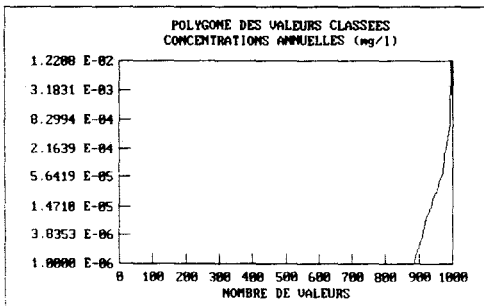
**Figure 7.14 Résultats du logiciel VULPEST pour la station de Saint-Augustin.
(profondeur 1,0 m)**



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

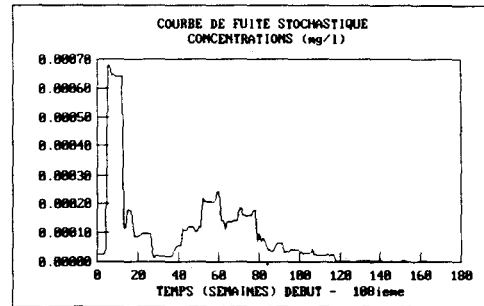
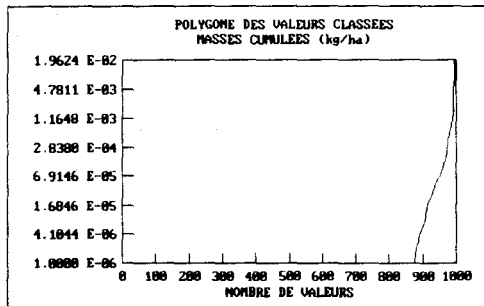
La norme (0.1000E-01), a été dépassée 19.7 fois sur 1000



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



7.3 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.

CHAPITRE 8

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

- ADDISCOTT, T.M. (1977) A simple computer model for leaching in structured soils. *J. Soil Sci.*, 28. 554-563.
- ADDISCOTT, T.M. (1982) Simulating diffusion within soil aggregates: a simple model for cubic and other regulary-shaped aggregates. *J. Soil Sci.*, 33, 37-45.
- AHLSTROM, S.W. and H.P. FOOJE (1975) Transport modeling in the environment using the discrete parcel-random-walk Approach. In *Proc. of the Conf. Environmental Modeling Simulation Ottawa*. W. Ed. E.P.A. 600/9-76-016. pp. 833.
- ALBINET, M. et J. MARGAT (1970) Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau sou terrain. *Bulletin du B.R.G.M. (2) III, 4*, pp. 13-22.
- 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.
- AMOOZEGAR-FARD, A., NIELSEN, D.R. and A. W. WARRICK (1982) Soil solute concentration distributions for spatially-varying pore water velocities and apparent diffusion coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 3-9.
- BACK, R.C., ROMINE, R.R. and J.L. HANSEN (1982) A rating system for predicting the appearance of TEMIK aldicarb residues in potable water. Union Carbide Agric. Prod. Co., Inc. Research and Development Department. Research Triangle Park. N.C.
- BACON, J.M. and W.A. OLECKNO (1985) Groundwater contamination. A national problem with implications for state and local environmental health personnel. *J. Environ. Health*, 48 (3), 116-121.

- 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.
- BARIL, R. et B. ROCHEFORT (1957) Etude pédologique du comté de Lotbinière dans la province de Québec. Ottawa, 115 p.
- BLAU, R.V. (1981) Protection areas a special case of groundwater protection. *Studies in Environ. Sci.*, 17, 1017-1026.
- BLAU, R.V. (1981) Protection areas a special case of groundwater protection. *Sci. Total Environ.*, 21, 362-372.
- BOBBA, A.G. and R.P. BUKATA (1980) Parametrization of contaminant transport through an anisotropic unconfined aquifer. *Nordic Hydrology*, 11, 187-208.
- BONAZOUNTAS, M. (1983) Soil and groundwater fate modeling. In: Fate of chemicals in the environment, Swann, R.L. and Eschenroeder, A., editors, Am. Chem. Soc. Symposium Series 225, Washington, D.C., chap. 3, pp. 41-65.
- BOURG, A.C.M. and J.P. SAUTY (1987) Can the K_d 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. (1967) A model for tracing salt distribution in the soil profile and estimating the efficient combination of water quality and quantity under varying field conditions. *Soil Sci.*, 104, 227-233.
- BRESLER, E. (1973) Simultaneous transport of solutes and water under transient unsaturated flow conditions. *Water Resour. Res.*, 9 (4), 975-986.
- BRESLER, E. (1975) Two dimensional transport of solutes during nonsteady infiltration from a trickle source. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39, 604-613.

- BRESLER, E. and G. DAGAN (1979) Solute dispersion in unsaturated heterogeneous soil at field scale. II- Applications. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, 467-472.
- BRESLER, E. and G. DAGAN (1981) Convective and pore scale dispersive solute transport in unsaturated heterogeneous fields. *Water Resour. Res.*, 17 (6), 1683-1693.
- 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.
- BRIGGS, G.G. (1981) Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. *J. Agric. Food Chem.*, 29, 1050-1059.
- Bureau de Recherches Géologiques et Minières (1981) Atlas hydrogéologique. Région Seine-Maritime. Notice. BRGM Orléans, France.
- Bureau de Recherches Géologiques et Minières (1975) Carte de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Feuille de Lyon. BRGM Orléans, France.
- BURNS, I.G. (1974) A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *Soil Sci.*, 25, 165-178.
- BURNS, L.A. (1983) Fate of chemicals in aquatic systems: Process models and computer codes. In: Fate of chemicals in the environment, Swann, R.L. and Eschenroeder, A., editors, Am. Chem. Soc. Symposium 225, Washington, D.C., chap. 2, pp. 25-40.
- CABRERA, G. and M.A. DARINO (1976) A Finite Element Model of contaminant movement in Groundwater. *Water Resour. Bull.*, 12 (2), 317-335.
- 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, 13 p.
- COHEN, S.Z., CREEGER, S.M, CARSEL, R.F., and C.G. ENFIELD (1984) Potential pesticide contamination of groundwater from agricultural uses. Am. Chem. Soc. Symposium Series, No 259, pp. 297-325.
- COTECCHIA, V. (1982) Modern experimental methods for the study of groundwater. International conference on modern approach to groundwater resource management. General reports and lectures, late papers. pp. 76-134.
- DAGAN, G. (1982) Stochastic modeling of groundwater flow by unconditional and conditional probabilities. 2- The solute transport. Water Resour. Res., 18 (4), 835-848.
- DAUS, A.S. and E.P. FRIND (1985) An alternating direction Galerkin technique for simulation of contaminant transport in complex groundwater systems. Wat. Resour. Res., 21 (5), 653-664.
- DAVIDSON, J.M., BAKER, D.R. and G.H. BRUSEWITZ (1975) Simultaneous transport of water and adsorbed solutes through soil under transient flow conditions. Trans. Amer. Soc. Agr. Eng., 18 (3), 535-539.
- 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.
- DESMEDT, F. and P.J. WIERENGA (1979) A generalized solution for solute flow in soils with mobile and immobile water. Water Resour. Res., 15 (5), 1137-1141.
- DESMEDT, F. (1981) Solute transfert through unsaturated porous media. Quality of Groundwater, Proc. Int. Symp. Studies in Environ. Sci., No 17, pp. 1011-1016.

- DEUTSCH, M. (1969) Natural controls involved in shallow aquifer contamination, *Ground Water*, July 1969, Nat. Water Well Assoc.
- DOMENICO, P.A. and G.A. ROBBINS (1985) A new method of contaminant plume analysis. *Groundwater*, 23 (4), 476-485.
- DUCRUC, J.P. et D. BERUBE (1985) Contribution de la cartographie écologique à l'évaluation de la vulnérabilité de la nappe phréatique à la pollution (exemple de la région de Granby). Contribution de la Direction des inventaires écologiques No 20, Direction des réserves écologiques et sites naturels, Ministère de l'Environnement du Québec, mars 1985, 67 p.
- ELDOR, M. and G. DAGAN (1972) Solutions of hydrodynamic dispersion in porous media. *Water Resour. Res.*, 8 (5), 1316-1331.
- ENNABLI, M. (1981) Vulnerability study of an overexploited aquifer to the saline contamination from a sebkhat by mathematical model: Sedjoumi's aquifer's case in Tunisia. *Studies in Environ. Sci.*, vol. 17, pp. 897-907.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1985) Protocol development and study of pesticides in groundwater. Progress report by the Contamination and Hydrogeology Section of NHRI, Ottawa, 8 p.
- FAUST, C.R., SILKA, L.R. and J.W. MERCER (1981) Computer modeling and ground-water protection. *Groundwater*, 19 (4), 362-365.
- FISCHER, C.K. (1983) Designating aquifer protection areas in Vermont. Proc. of the 6th national groundwater quality Symp., 1982. Publ. by Nat. Water Well Assoc.
- FORTIER, J. (1980) Susceptibility of ground water to contamination. St-Thomas Sheet (West Half), Map S101. Ministry of the Environment, Water Resour. Branch, Ontario, Canada.
- FREEZE, R.Z. and J.A. CHERRY (1979) Groundwater, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 p.

GELHAR and COLLINS (1971) General analysis of longitudinal dispersion in nonuniform flow. *Water Resour. Res.*, 7 (6), 1511-1521.

GELHAR, L.W., GUTJAHR, A.L. and R.L. NAFF (1979) Stochastic analysis of macrodispersion in a stratified aquifer. *Water Resour. Res.*, 15 (6), 1387-1397.

GOBLET, P., LEDOUX, E. et G. de MARSILLY (1978) Étude des modalités de transferts des produits radioactifs dans l'environnement. Modèle de migration des éléments dans le sol. I: Conception du modèle. C.I.G., E.N.S. Mines Paris.

GOBLET, P. (1981) Modélisation des transferts de masse et d'énergie en aquifère. Thèse de Docteur Ingénieur, E.N.S. Mines Paris, Univ. P.M.C., Paris VI.

GRAY, G. and J.L. HOFFMAN (1983) A numerical model study of groundwater contamination from Prices landfill, New-Jersey. I- Data base and flow simulation. II- Sensitivity analysis and contaminant plume simulation. *Groundwater*, 21 (1), 7-21.

GREEN, R.E., and S.R. OBIEN (1969) Herbicide equilibrium in soils in relation to soil water content. *Weed Sci.*, 17, 514-519.

GRENIER, C et R. MC CORMACK (1985) Carte de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Région de Granby, Québec, Canada.

GRISAK, G.E. and J.F. PICKENS (1980) Solute transport through fractured media. The effect of matrix diffusion. *Water Resour. Res.*, 16 (4), 719-730.

GUPTA, S.R. and R.N. PANDEY (1979) A simplified equation for reactive solute transport in soils. *J. Agric. Sci., Cambridge*, 92, 587-589.

GUREGHIAN, A.B. and R.W. CLEARY (1976). Three dimensional groundwater pollution modeling. *Trans. Am. Geophys. Union EOS 57 (abstract)*, p. 913.

- GUREGHIAN, A.B., WARD, D.S. and R.W. CLEARLY (1980-1981) A finite element model for the migration of leachate from a sanitary landfill in Long Island, New-York. I- Water Resour. Bull., 16 (5), 900-906. II- Application Water Resour. Bull., 17 (1), 62-66.
- HAERTLÉ, T. (1983) Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps. Groundwater in water resources planning. Proc. international symp., vol. 2, Koblenz, RFA.
- HAIMES, Y.Y., CHANKONG, V. and C. DU (1985) Risk assessment for groundwater contamination: I and II in Computer Application in water resources. Publ. ASCE. New York, pp. 1067-1099.
- HALSTEAD, E.C. (1986) Approvisionnement en eaux souterraines - Basses-terres du Fraser, Colombie-Britannique. Etude No 145 de la Direction générale des eaux intérieures, rapport No 26 de l'Institut national de recherche en hydrologie, Centre national de recherche en hydrologie, Saskatoon, 80 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.
- HASSETT, J.P. and M.A. ANDERSON (1982) Effects of dissolved organic matter on adsorption of hydrophobic organic compounds by river - and sewage - borne particles. Water Res., 16, 681-686.
- HUYAKORN, P.S., MERCER, J.W. and D.S. WARD (1985) Finite element matrix and mass balance computational schemes for transport in variably saturated porous media. Water Resour. Res., 21 (3), 346-358.
- HWANG, J.C., CHEN, C.J., SHEIKHOSLAMI, M., and B.R. PANIGRAMI (1985) Finite analytic numerical solution for two dimensional groundwater solute transport. Water Resour. Res., 21 (9), 1354-1360.

- 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.
- JRB Associates (1982) Methodology for rating the risk potential of hazardous waste disposal sites. JRB Associates, 8400 Westpark Drive, McLean, Virginia 22102, USA.
- JURY, W.A. (1982) Simulation of solute transport using a transfer function model. Water Res., 18, 363-368.
- JURY, W.A., STOLZY, L. and P. SHOUSE (1982) A field test of the transfer function model for predicting solute transport, Water Resour. Res., 18, 369-375.
- KARICKHOFF, S.W. and D.S. BROWN (1978) Paraquat sorption as a function of particle size in natural sediments. J. Environ. Qual., 7, 246-252.
- KARICKHOFF, S.W., BROWN, D.S. and T.A. SCOTT (1979) Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res., 13, 241-248.
- KARICKHOFF, S.W. (1981) Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. Chemosphere, 10 (8), 833-846.
- KONIKOW, L.F. and J.D. BREDEHOEFT (1974) Modeling flow and chemical quality changes in an irrigated stream-aquifer system. Water Resour. Res., 10 (3), 546-562.
- LANDREAU, A. (1982) Fertilisants azotés et qualité des eaux souterraines. Cartographie des zones vulnérables. International Symp., IAH. Impact of agricultural activities on Ground water. Prague, Tchécoslovaquie, pp. 466-473.
- LEGRAND, H.E. (1983) A standardized system for evaluating waste-disposal sites. Nat. Water Well Assoc., Worthington, Ohio, 49 p.

- LEGRAND, H.E. (1984) Contrary waste site characteristics - Good is bad, bad is good. Proc. of the 7th national Ground Water Quality Symposium. Las Vegas. Publ. by Nat. Water Well Assoc., Worthington, Ohio, pp. 358-366.
- LEHR, J.M. et al. (1976) A manual of laws, regulations, and institutions for control of groundwater pollution. U.S. EPA 440/9-76-006.
- LEISTRA, M. (1977) A model for the transport of pesticides in soils with diffusion-controlled rates of adsorption-desorption. *Agric. Environ*, 3, 325-335.
- LEISTRA, M. and J.M. SMELT (1981) Computer simulation of leaching of aldicarb residues from arable soils in winter. *Quality of Groundwater, Proc. Int. Symp. Studies in Environ. Sci.*, 17, pp. 941-952.
- LINDSTROM, F.T. and W.T. PIVER (1985) Vertical transport and fate of low-water solubility chemicals in unsaturated soils. *J. Hydrology*, 82, 93-141.
- 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.
- LYMAN, W.J., REEHL, W.F., and D.H. ROSENBLATT (1982) Handbook of chemical property estimation methods. Environmental behavior of organic compound. Mc Graw-Hill Co.
- MARINO, M.A. (1974) Models of dispersion in a granular medium. *J. Hydrol.*, 23, 313-318.
- MATHERON, G. and G. de MARSILY (1980) Is transport in porous media always diffusive? A counter-example. *Water Resour. Res.*, 16 (5), 901-917.
- MC CORMACK, R. (1985) Carte de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Bassin de la rivière Yamaska. Direction des eaux souterraines et de consommation, Min. de l'Env., Gouv. du Québec.

- MC GHEE, T.J., PROVENZA, V.C. and S.L. TITUS (1983) Landfill site selection in Louisiana. Nat. conf. on environ. eng., ASCE, N.Y., USA, pp. 342-349.
- 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.
- NORTON, M.K.C. and G.W.S. SCOTT (1982) Susceptibility of groundwater to contamination. St. Thomas sheet (West half). Map S101. Ontario, Canada.
- OGATA, A. and R.B. BANKS (1961) A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. U.S. Geol. Survey, Prof. paper 411. A 7.
- OLIVIERI, A.W., EINSEN, D.M. and R.C. COOPER (1986) Groundwater contamination site ranking methodology. *J. Environ. Eng.*, 112 (4), 757-769.
- OU, L.-T., GANCARZ, D.H., WHEELER, W.B., RAO, P.S.C., and J.M. DAVIDSON (1982) Influence of soil temperature and soil moisture on degradation and metabolism of carbofuran in soils. *J. Environ. Qual.*, 11 (2), 293-298.
- PANDEY, R.N. and S.R. GUPTA (1978) Equations to predict leaching of solute salts in saline soils. *J. Agric. Sci., Cambridge*, 91, 131-134.
- PARASCANDOLA, M.F. (1980) Vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Essai d'analyse sémantique. Essai de représentation cartographique. Thèse de 3e cycle. Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France, 85 p., 3 annexes, 3 cartes.
- PEAUDECERF, P. and J.P. SAUTY (1978) Application of a mathematical model to the characterization of dispersion effects of groundwater quality. *Prog. Water Tech.*, 10 (516), 443-454.
- PERDUE, E.M. (1981) Symposium on terrestrial and aquatic humic materials, University of North Carolina, Chapel Hill, N.C., November 1981.

- PERDUE, E.M. (1983) Effects of hymic substances on the kinetics of pollutant hydrolysis reactions. Preprint extended abstract, presented before the Division of Environmental Chemistry, Am. Chem. Soc., Washington, D.C., September 1983.
- PICKENS, J.F. and W.C. LENNOX (1976) Numerical simulation of waste movement in steady groundwater flow systems. *Water Resour. Res.*, 12 (2), 171-180.
- PINDER, G.F. (1973) A Galerkin-finite element simulation of groundwater contamination of Long Island, N.Y. *Water Resour. Res.*, 9 (6), 1657-1664.
- POULIN, M. (1977) Groundwater contamination near a liquid waste lagoon, Ville Mercier, Québec. Thèse de maîtrise, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- PRICKETT, T.A., NAYMIK, T.G. and C.G. LONNQUIST (1981) A "random walk" solute transport model for selected groundwater quality evaluations. *Bull. G.S. Illinois State Water Survey GOS E*, Springfield Ave., Champaign, Illinois 61820.
- PUPP, C. (1985) An assessment of groundwater contamination in Canada (part 1). Environmental Interpretation Division, EPS, Environnement Canada, 78 p.
- RAO, P.S.C. and J.M. DAVIDSON (1982) Retention and transformation of selected pesticides and phosphorus in soil-water systems: A critical review. *Rapport US EPA 600/3-82-060*, May 1982.
- RAO, P.S.C., EDVARDSSON, K.S.V., OU, L.T., JESSUP, R.E., NKEDI-KIZZA, P. and A.G. HORNSBY (1986) Spatial variability of pesticide sorption and degradation parameters. 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.: 100-115.
- 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.

- RIBSTEIN, A. (1984) Étude du couplage de modèles géochimiques avec des modèles de transferts de solution dans les milieux souterrains. E.N.S. Mines Paris.
- ROSE, C.W., CHICHESTER, F.W., WILLIAMS, J.R. and J.T. RITCHIE (1982) A contribution to simplified models of field solute transport. *J. Environ. Qual.*, 11, 146-150. Application of an approximate analytic method of computing solute profiles with dispersion in soils. *J. Environ. Qual.*, 11, 151-155.
- ROSS, B. and C.M. KOPLICK (1979) A New numerical method for solving the solute transport equation. *Water Resour. Res.*, 15 (4), 949-955.
- RUBIN, J. and R.V. JAMES (1973) Dispersion-affected transport of reacting solutes in saturated porous media. Galerkin method applied to equilibrium controlled exchange in unidirectional steady water flow. *Water Resour. Res.*, 9 (5), 1332-1356.
- RUSSO, D. and E. BRESLER (1981) Soil hydraulic properties a stochastic processes. I- An analysis of field spatial variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 682-687.
- ST-JEAN, R. et J. PARÉ (1980) Pesticides employés en agriculture au Québec en 1978. Ministère de l'Environnement du Québec, 40 p.
- SAUTY, J.P. (1978) Identification des paramètres du transport hydrodispersif dans les aquifères par interprétation de traçages en écoulement cylindrique convergent ou divergent. *J. Hydrol.*, 39 (3/4), 69-103.
- SCHWARTZ, F.W. (1975) On radioactive waste management an analysis of the parameters controlling subsurface contaminant transfer. *J. Hydrol.*, 27, 51-71.
- SCHWARTZ, F.W. and A. CROWE (1980) A deterministic probabilistic model for contaminant transport. U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG KR 1609, pp. 158.
- SCHWARZENBACH, R.P. and J. WESTALL (1985) Sorption of hydrophobic trace organic compounds in groundwater systems. *Water Sci. Technol.*, 17, 39-55.

- SEGOL, G., PINDER, G.F. and W.G. GRAY (1975) A Galerkin finite element technique for calculating the transient position of the saltwater front. *Water Resour. Res.*, 11 (2), 343-347.
- SEGOL, G. (1977) A three dimensionnel Galerkin-finite element model for the analysis of contaminant transport in saturated-unsaturated porous media. In: *Finite Elements in Water Resources*. Gray, W.G., Pinder, G.F. and C.A. Brebbia, Editors, Pentech Press, London, pp. 2-123; 2-144.
- SILKA, L.R. and T.L. SWEARINGEN (1978) A manual for evaluating contamination potential of surface impoundments. EPA 570/9-78-003. US Environmental Protecting Agency.
- SIMMONS, C.S. (1982) A stochastic-convective transport representative of dispersion in one-dimensional porous media systems. *Water Resour. Res.*, 18, 1193-1214.
- SIMARD, G. et M. SYLVESTRE (1977) Vulnérabilité des ressources en eau souterraine du Québec à la pollution. *Rev. Assoc. Qué. Tech. Eau*, 15.
- SMITH, I.M., FARRADAY, R.V. and B.A. O'CONNOR (1973) Rayleigh-Ritz and Galerkin finite elements for diffusion-convection problems. *Water Resour. Res.*, 9 (3), 593-606.
- SPILLNER, C.J., THOMAS, V.M., TAKAHASHI, D.G., and H.B. SHER (1983) A comparative study of the relationships between the mobility of alachlor, butylate, and metolachlor in soil and their physico-chemical properties. In: Fate of chemicals in the environment, Swann, R.L. and A. Eschenroeder, editors, Am. Chem. Soc. Symposium Series 225, Washington, D.C., pp. 231-247.
- 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.

- SUAIS-PARASCANDOLA, M.-F., et M. ALBINET (1983) Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. L'expérience française. Communication présentée par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (B.R.G.M.), Service Géologique National (France), au Séminaire sur les Stratégies et Pratiques de Protection des Eaux Souterraines (organisateurs: Nations Unies et Commission Economique pour l'Europe), Athènes, octobre 1983, Rapport du B.R.G.M. 83 SGN 303 EAU, pp. 15-33.
- 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.
- SYKES, J.F., WILSON, J.L. and R.W. ANDREWS (1985) Sensitivity analysis for steady-state groundwater flow using adjoint operators. *Water Resour. Res.*, 21 (3), 359-371.
- TERNISIEN, J. (1971) Précis général des nuisances. Guy Le Prat, éd., Paris, Bibliothèque de l'Environnement, 6 volumes.
- TILLOTSON, W.R. and R.T. WAGENET (1982) Simulation of fertilizer nitrogen under cropped situations. *Soil Sci.*, 133-143.
- TODD, D.K. et al. (1976) Monitoring ground water quality: Monitoring methodology. US Environmental Protection Agency, Report EPA-600/4-76-026. Las Vegas, Nevada, 155 p.
- 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 GENUCHTEN, M. TH. (1978) Simulation models and their application to landfill disposal siting; a review of current technology. Proc. of 4th annual research symp. EPA 600/9-78/016.

- VAN GENUCHTEN, M.Th. and P.J. WIERENGA. Mass transfert studies in sorbing porous media. I- Analytical solutions (1976). II- Experimental evaluation with tritium (1977). III- Experimental evaluation with 2,4,5-T (1977). *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 473-480; 41: 272-278; 41: 278-285.
- 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.
- VAN WAEGENINGH, H.G. (1981) A proposal for the dimensions of protection areas. *Sci. Total Environ.*, 21, 397-402.
- VAN WAEGENINGH, H.G. (1981) A proposal for the dimensions of protection areas. In: *Quality of groundwater, Proc. of an int. Symp., Noordwijkerhout, The Netherlands, W. Van Duijvenbooden et al.*, editors, March 23-27, 1981. *Studies in Environmental Science, Volume 17, Elsevier Sci. Pub. Co.*, pp. 1107-1113.
- VAROGLU, E. and W.D. LIAM FINN (1980) Finite elements incorporating characteristics for on dimensional diffusion. *Convection equation. J. Computational Phys.*, 34, 371-389.
- VIERHUFF, M. (1981) Classification of groundwater resources for regional planning with regard to their vulnerability to pollution. *Studies in Environmental Science, vol. 17*, pp. 1101-1105.
- 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.*
- VILLUMSEN, A. and C. SONDESKOV (1982) Vulnerability maps: a promising tool in groundwater protection. *Geol. Surv. of Denmark, AQUA 5*, 466-468.
- VRBA, J. (1981) General aspects of ground water non-point pollution. *Studies in Environmental Science. vol. 17*, pp. 41-53.

- WALKER, A. (1976) Simulation of herbicide persistence in soil. I- Simazine and prometryne. II- Simazine and linuron in long-term experiments. *Pestic. Sci.*, 7, 41-58.
- WARRICK, A.W., BIGGAR, J.W. and D.R. NELSEN (1971) Simultaneous solute and water transfer for an unsaturated soil. *Water Resour. Res.*, 7 (5), 1216-1225.
- 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. (1892) The groundwater supply survey - Summary of volatile organic contaminant occurrence data. Tech. Support Div., Office of Drinking Water, USEPA.
- WILSON, L., ISABEL, D., CAMPBELL, P.G.C. et J.P. VILLENEUVE (1985) Étude de la compréhension des phénomènes de contamination des eaux souterraines au Québec par les pesticides. INRS-Eau, rapport scientifique no 178, 310 p. (Pour Environnement Québec).
- WILSON, J.L. and D.E. METCALFE (1985) Illustration and verification of adjoint sensitivity theory for steady state groundwater flow. *Water Resour. Res.*, 21 (11), 1602-1610.
- Working Group on Pesticides (U.S.A.) (1970) Ground disposal of pesticides: the problem and criteria for guidelines. 5600 Fischers line, Rockville, Maryland, USA.
- YEH, G.T. (1985) Comparisons of successive interaction and direct methods to solve finite element equations of aquifer contaminant transport. *Water Resour. Res.*, 21 (3). 272-280.
- YOUNG, C.P., OAKES, D.B. and WILKINSON (1976) Prediction of future nitrate concentrations in groundwater. *Groundwater*, 14 (6), 426-238.
- ZAKI, M.H., MORAN, D. and D. HARRIS (1982) Pesticides in groundwater: the aldicarb story in Suffolk county, N.Y. *Am. J. Public Health*, 72, 1391-1395.

ANNEXE A



PART I WASTE PARAMETERS

A. PESTICIDE	B. PRE-DISPOSAL TREATMENT	C. STATE	D. EFFECT ON ORGANISMS	E. ESTIMATED TOTAL VOLUME (Gallons)
<p>Application</p> <p>Class</p> <p>Group or type</p> <p>Compound</p> <p>Insecticides</p> <p>Organochlorine</p> <p>Chlorobenzene - DDT</p> <p>Aldrin</p> <p>Dieldrin</p> <p>Chlordane</p> <p>Organophosphorus</p> <p>Linane</p> <p>Fenitrothion</p> <p>Methyldemeton</p> <p>Organophosphorus</p> <p>Adams types</p> <p>Carbaryl</p> <p>Aryl types</p> <p>Permethrin</p> <p> Guthion</p> <p>Carbamates</p> <p>Inorganics</p> <p>Cyanide compounds</p> <p>Herbicides</p> <p>Inorganics</p> <p>Arsenic</p> <p>Organics</p> <p>Petroleum hydrocarbons</p> <p>Fungicides</p> <p>Heavy metals</p> <p>Mercury</p> <p>Organohalides</p> <p>Chlorinated benzenes</p> <p>Rodenticides</p> <p>Phosphorus</p> <p>Sodium fluoroacetate</p>	<p>Oxidation</p> <p>Reduction</p> <p>Chelation</p> <p>Acid hydrolysis</p> <p>Alkaline hydrolysis</p> <p>Burning</p> <p>Biochemical</p> <p>Dilution</p> <p>Concentration</p> <p>Slugging</p>	<p>Liquid</p> <p>Gels or vapor</p> <p>Solid</p> <p>Dust</p> <p>Loose</p> <p>Enclosed or fixed</p>	<p>Man</p> <p>Stock</p> <p>Birds</p> <p>Fish</p> <p>Shellfish</p> <p>Insects</p> <p>Crops</p> <p>Trees</p> <p>Algae</p> <p>Bacteria</p>	<p>per Month</p> <p>per Year</p> <p>per 10 Years</p> <p>per 100 Years</p>
	<p>PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTER</p> <p>Physical stability</p> <p>Thermal stability</p> <p>Temperature</p> <p>pH</p> <p>Density</p> <p>Chemical stability</p> <p>Concentration (mg/l)</p> <p>Concentration (mg/kg)</p>		<p>TOXICITY</p> <p>Lethal</p> <p>Acute</p> <p>High</p> <p>Moderate</p> <p>Low</p> <p>Non-toxic</p> <p>Not determined</p>	<p>INJECTION RATE - GPM</p> <p>+ 1</p> <p>1-1</p> <p>1-10</p> <p>10-100</p> <p>+ 100</p>

- A1 -

ANNEXE A

FIGURE A.1: Matrice de décision; enfouissement des déchets de pesticides (Working Group on Pesticides, 1970)

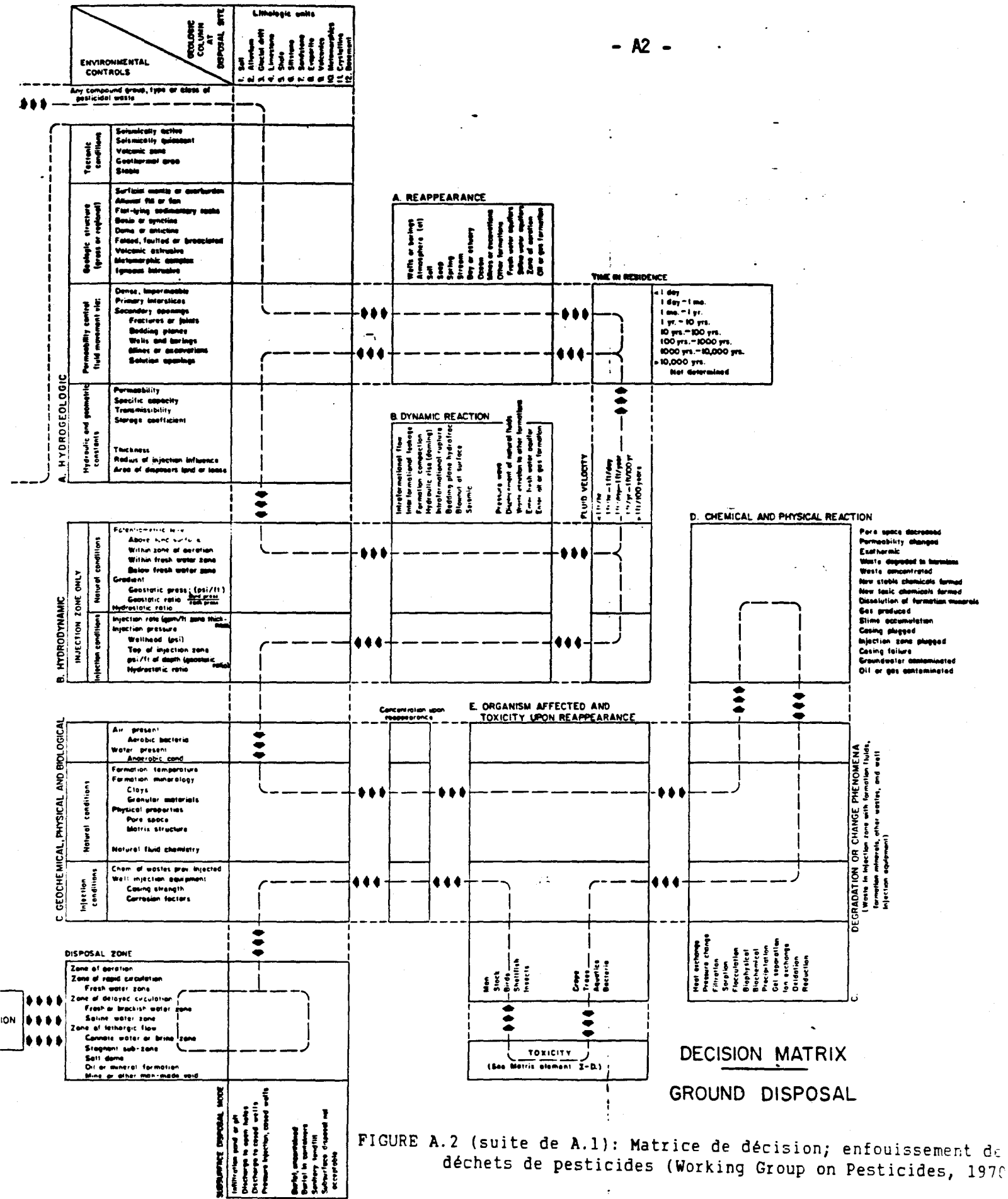


FIGURE A.2 (suite de A.1): Matrice de décision; enfouissement de déchets de pesticides (Working Group on Pesticides, 1970)

FIGURE A.3.1: Classification de la vulnérabilité des eaux souterraines en regard de la protection contre la pollution par la surface (VIERHUFF, 1981).

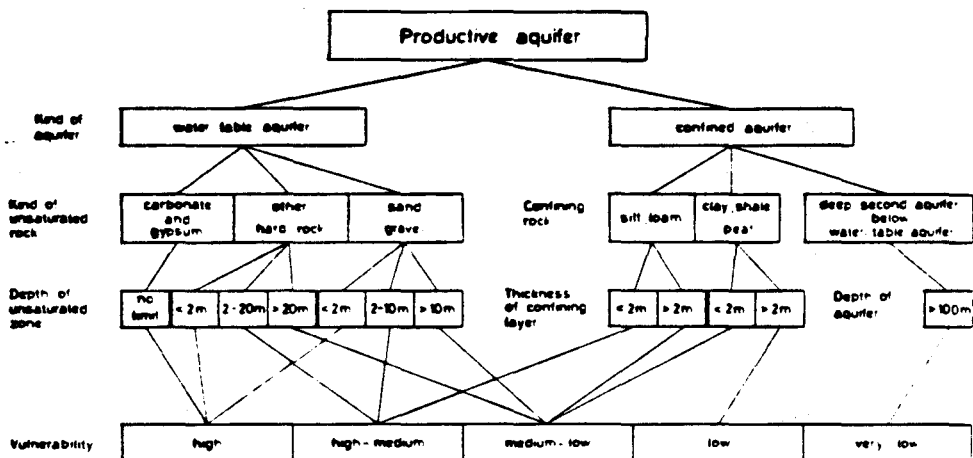
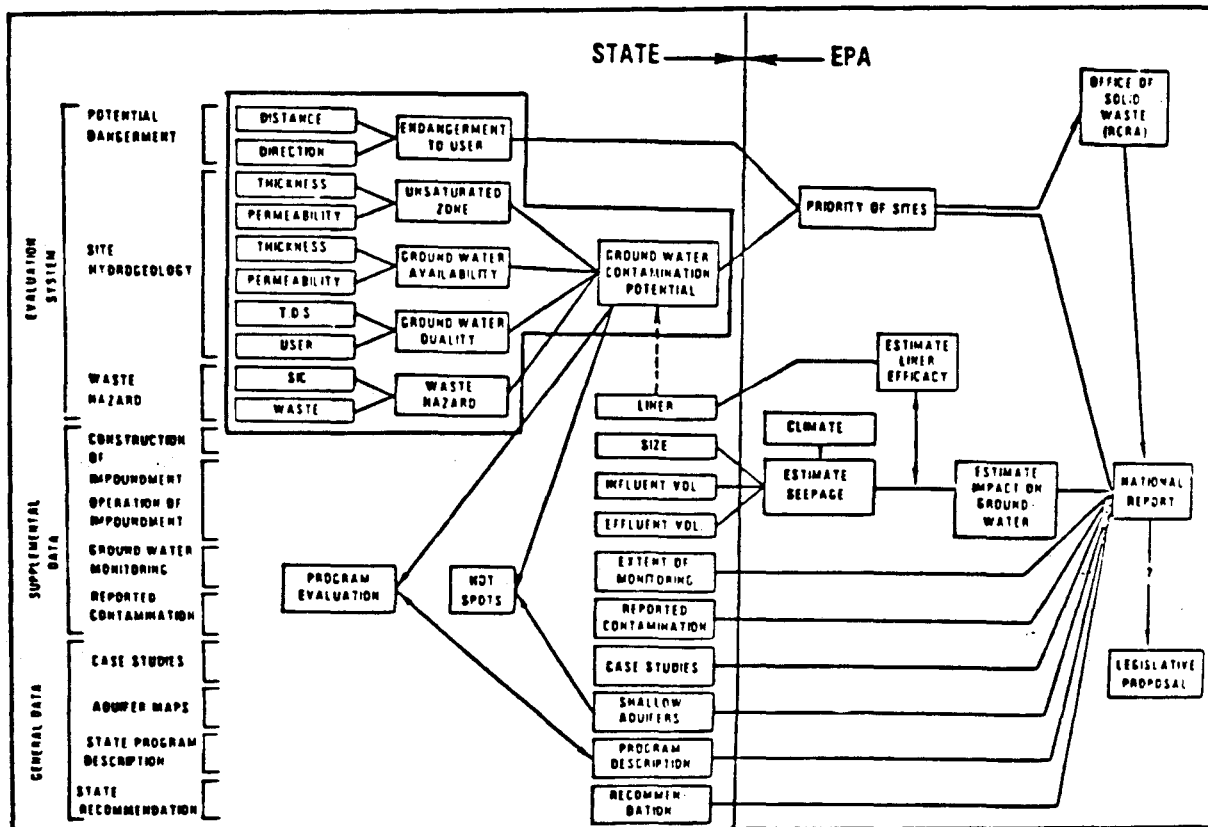


FIGURE A.3.2: Schéma d'évaluation du captage des eaux de surface polluantes (SILKA et al., 1978).



Flow chart of the Surface Impoundment Assessment. The outlined portion is the evaluation system described in this manual.

FIGURE A.4.1: Signification des symboles représentant la composition et l'épaisseur des couches recouvrant l'eau souterraine (HAERTLE, 1983).

<u>case 1</u>	thickness	symbol
low permeable	1-5	+
	> 5	×
fine grain	0-5	*
	5-10	×
coarse grain	0-10	*
	> 10	⬡
<u>cases 2-4</u>		
low permeable	1-5	⊠
	> 5	⊞

low	
medium	<p>⊠ In case of large distance of groundwater from the surface vulnerability can be classified as low</p>
high	*
no classification possible	

Th. Haertle 1982

Th. Haertle 1982

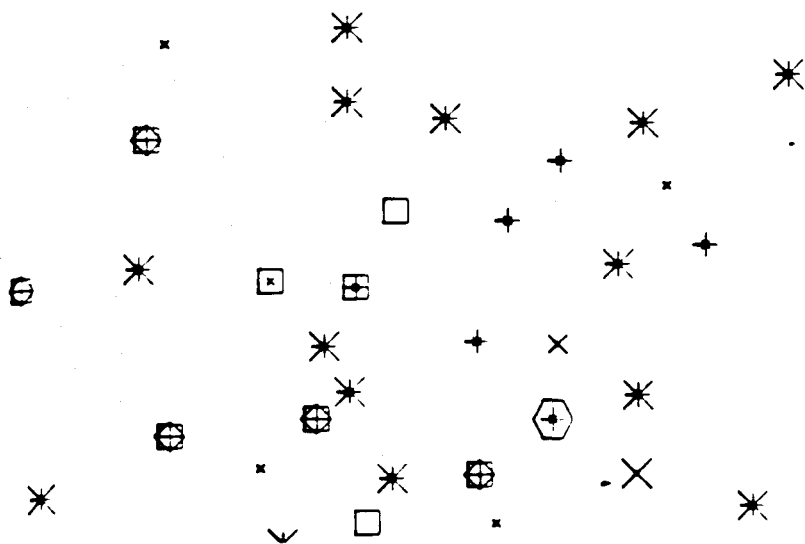


FIGURE A.4.2: Exemple d'évaluation EDP (HAERTLE, 1983).

FIGURE A.5: Catégorisation d'un site (MC GHEE et al., 1983).

Table 1 - Site Categorization

<u>General Description</u>	<u>Considerations</u>	<u>Recommendations</u>	<u>Number Found</u>
1. Homogenous impermeable clays. Groundwater below base of excavation. ..	Soils sufficiently impermeable and groundwater sufficiently low to not restrict development.	Site suitable for development.	5
2. Homogenous impermeable clays. Groundwater above base of excavation	Soils sufficiently impermeable. Soil instability likely in excavation.	Detailed slope stability analysis. Consider above ground disposal.	10
3. Predominantly homogenous impermeable clays with isolated silty, sandy or peaty layers. Groundwater below base of excavation.	Permeable inclusions will permit leachate transmission. Groundwater should not restrict operations	Permeable inclusions overexcavated, backfilled with fat clay and compacted to provide suitable liner. Sidewall slope dictated by backfill and compaction.	7
4. Predominantly homogenous impermeable clays with isolated silty, sandy, or peaty layers. Groundwater above excavation base.	Permeable inclusions will permit leachate transmission. Soil instability likely in excavations.	Detailed slope stability analysis. Consider above ground disposal.	9
5. Homogenous impermeable clays underlain by permeable silts, sands or peat. Groundwater below excavation base.	Soils sufficiently impermeable. Bottom heave possible.	Maintain sufficient soil thickness above permeable strata to resist heave. Consider lowering groundwater. If permeable layer is peaty assess consolidation.	14
6. Permeable silts and sands. Groundwater below excavation base.	Soils insufficiently impermeable.	Construct leachate barrier with either imported clay or synthetic liner.	29
7. Permeable silts and sands. Groundwater above excavation base.	Soil insufficiently impermeable. Groundwater will interfere with construction.	Construct leachate barrier with either imported clay or synthetic liner. Draw down groundwater during construction and filling operations.	15
8. Silty or sandy soils underlain by impermeable clay soils. Groundwater level above excavation base.	Soils insufficiently impermeable except at base. Groundwater will interfere with construction.	Evaluate slurry trench cut-off wall or dewatering and barrier construction.	6
9. Impermeable clays cap underlying permeable sands or silts. Groundwater level above excavation base.	Subsurface soils insufficiently impermeable. Groundwater will interfere with construction.	Evaluate above ground disposal or dewatering and barrier construction.	10

FIGURE A.6.1: Exemple de cotation d'une lagune après l'étape 7, (LEGRAND, 1983).

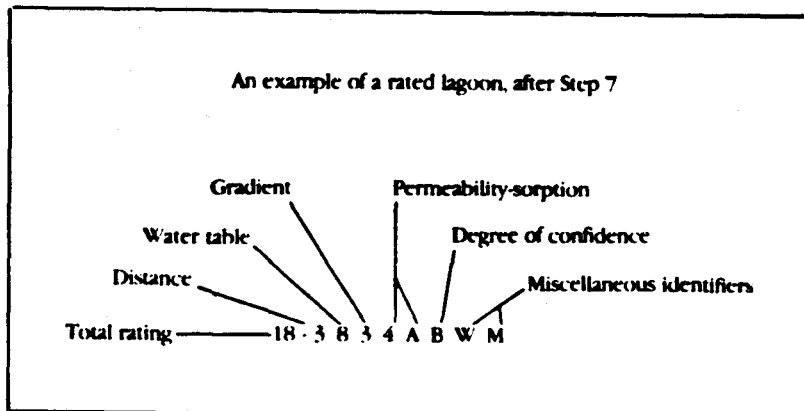


FIGURE A.6.2: cotation du potentiel de pollution (SILKA et al., 1978).

9	C	A	4	C	A	5	A	3	B	2	1	8	B	B	R	F								
Unsat. Zone		Confidence		G. W. Avail.		Confidence		G. W. Qual.		Confidence		Waste		Confidence		G. W. Poll. Potential		Health Hazard		Confidence		Miscellaneous identifiers		
STEP 1		STEP 2		STEP 3		STEP 4		STEP 5		STEP 6														

FIGURE A.7: Inter-relation des facteurs hydrogéologiques clés aux sites d'enfouissement. Tendances de ces facteurs à être favorables ou défavorables (LEGRAND, 1984).

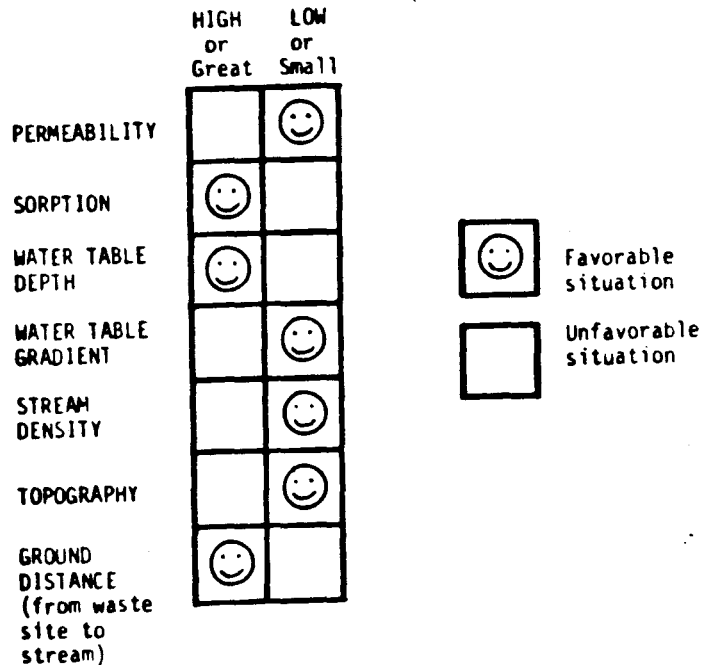
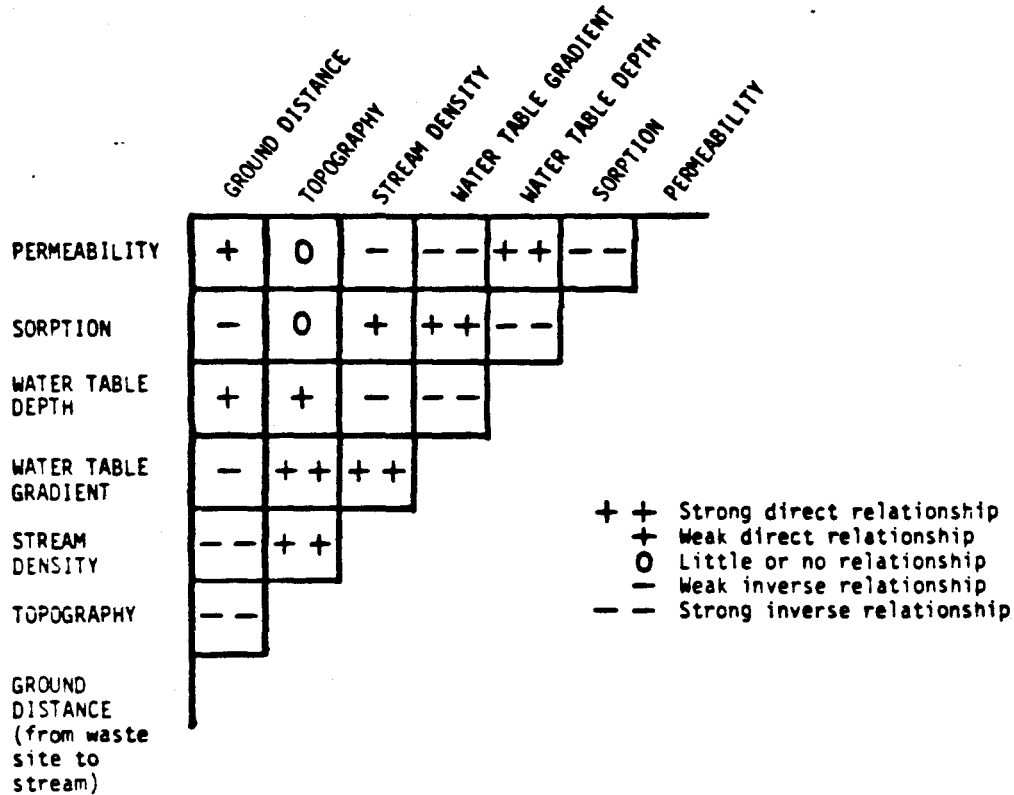


FIGURE A.8: Schéma pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines dans l'aquifère principal supérieur pour le cas multi-couches (HAERTLE, 1983).

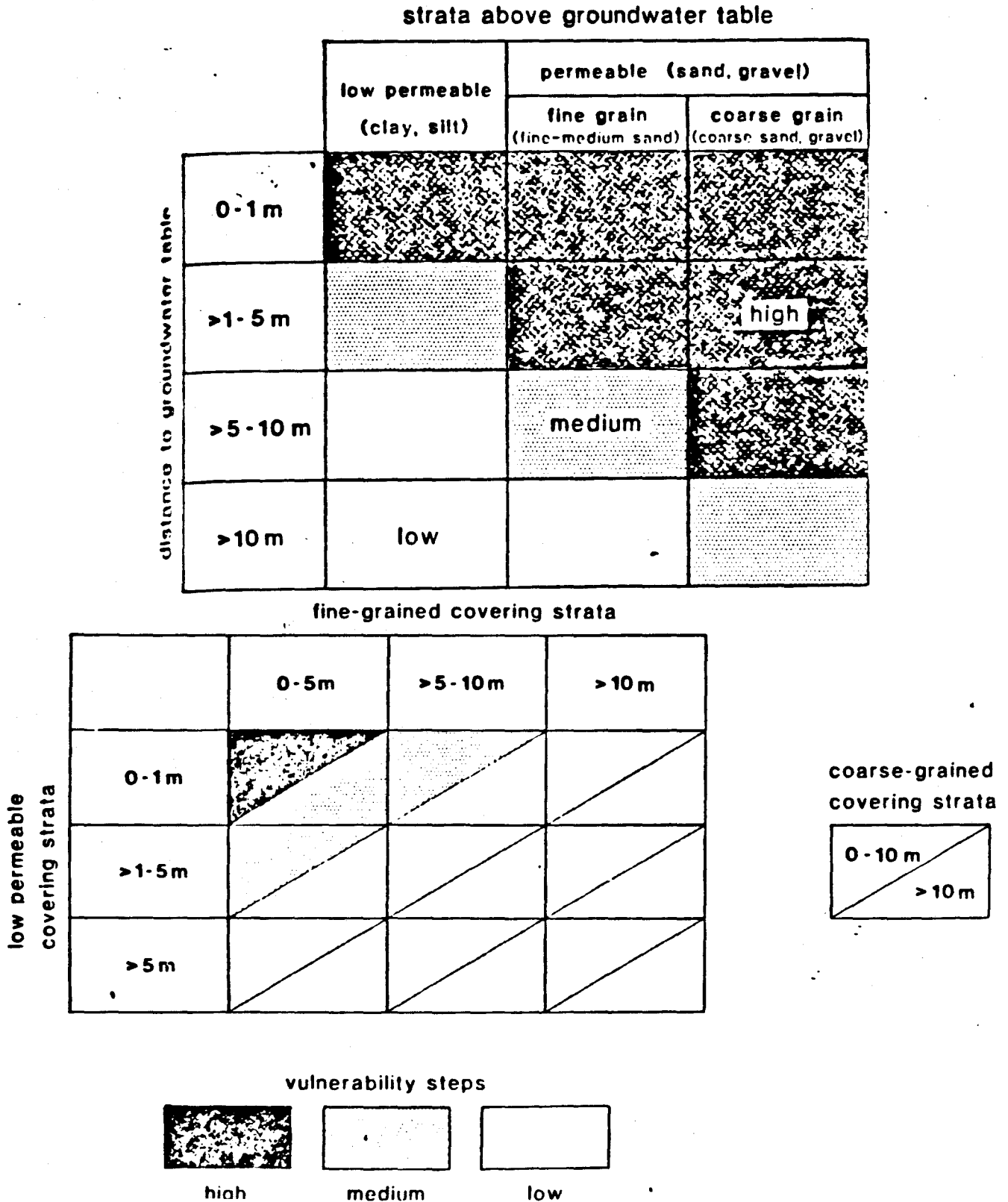


FIGURE A.9.1: Sources principales de contamination et type de contamination (TODD et al., 1976), (LEGRAND, 1983).

Source	Type of Pollutant					
	Physical	Inorganic Chemical	Trace Elements	Organic Chemical	Bacteriological	Radiological
Municipal						
Sewer leakage	Minor	Primary	Secondary	Primary	Primary	Minor
Sewage effluents	Minor	Primary	Secondary	Primary	Primary	Minor
Sewage sludge	Minor	Primary	Primary	Primary	Primary	Minor
Urban runoff	Minor	Secondary	Variable	Primary	Minor	Minor
Solid wastes	Minor	Primary	Primary	Primary	Secondary	Minor
Leachate	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor	Minor
Agricultural						
Evapotranspiration and leaching	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor	Minor
Pesticides	Minor	Primary	Secondary	Secondary	Minor	Minor
Soil Amendments	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor	Minor
Fertilizers	Minor	Primary	Minor	Primary	Minor	Minor
Animal wastes (feedlots and dairies)	Minor	Primary	Minor	Secondary	Primary	Minor
Municipals	Minor	Primary	Minor	Variable	Variable	Minor
Industrial						
Leaking water	Primary	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor
Process water	Variable	Primary	Primary	Variable	Minor	Variable
Storm runoff	Minor	Secondary	Variable	Primary	Minor	Minor
Boiler blowdown	Primary	Secondary	Primary	Minor	Minor	Minor
Stackpiles	Minor	Primary	Variable	Variable	Minor	Variable
Water treatment plant effluents	Minor	Primary	Secondary	Minor	Minor	Minor
Hydrometallurgy	Secondary	Secondary	Secondary	Primary	Minor	Minor
Tank and pipeline leakage	Variable	Variable	Variable	Variable	Minor	Variable
Official Wastes						
Sludges	Primary	Primary	Primary	Minor	Minor	Minor
Hydrometallurgy	Secondary	Secondary	Secondary	Primary	Minor	Minor
Mining Wastes	Minor	Primary	Primary	Variable	Minor	Variable
Miscellaneous						
Filtered precipitation and surface water	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable
Septic tanks and cesspools	Minor	Primary	Minor	Secondary	Primary	Minor
Highway drainage	Minor	Primary	Primary	Secondary	Minor	Minor
Ice water intrusion	Primary	Primary	Primary	Minor	Minor	Minor

FIGURE A.9.2: cotation des caractéristiques des déchets pour plusieurs composés chimiques courants (JRB Associates, 1982).

CHEMICAL/COMPOUND	VOLATILITY	SOLUBILITY	REACTIVITY	IGNITABILITY	PERSISTENCE	TOXICITY																																											
							1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43
ACETALDEHYDE	2	2	2	2	2	2																																											
ACETIC ACID	2	2	2	2	2	2																																											
ACETONE	2	2	2	2	2	2																																											
ALDRIN	1	1	1	1	1	1																																											
AMMONIA	2	2	2	2	2	2																																											
ANILINE	2	2	2	2	2	2																																											
BENZENE	2	2	2	2	2	2																																											
CARBON TETRACHLORIDE	2	2	2	2	2	2																																											
CHLORDANE	3	3	3	3	3	3																																											
CHLOROBENZENE	2	2	2	2	2	2																																											
CHLOROFORM	2	2	2	2	2	2																																											
CRESOLO	3	3	3	3	3	3																																											
CRESOL-MBP	3	3	3	3	3	3																																											
CYCLOHEXANE	1	1	1	1	1	1																																											
DDT	3	3	3	3	3	3																																											
DIOXIN	3	3	3	3	3	3																																											
ENDRIN	3	3	3	3	3	3																																											
ETHYL BENZENE	2	2	2	2	2	2																																											
FORMALDEHYDE	2	2	2	2	2	2																																											
FORMIC ACID	2	2	2	2	2	2																																											
HEXACHLOROBENZENE	3	3	3	3	3	3																																											
HYDROCHLORIC ACID	3	3	3	3	3	3																																											
ISOPROPYL ETHER	2	2	2	2	2	2																																											
LINDANE	2	2	2	2	2	2																																											
METHANE	2	2	2	2	2	2																																											
METHYL ETHYL KETONE	2	2	2	2	2	2																																											
METHYL PARATHION	3	3	3	3	3	3																																											
NAPHTALENE	2	2	2	2	2	2																																											
NITRIC ACID	3	3	3	3	3	3																																											
PARATHION	3	3	3	3	3	3																																											
PCB	3	3	3	3	3	3																																											
PETROLEUM	1	1	1	1	1	1																																											
PHENOL	3	3	3	3	3	3																																											
SULFURIC ACID	3	3	3	3	3	3																																											
TOLUENE	2	2	2	2	2	2																																											
TRICHLOROETHANE	2	2	2	2	2	2																																											
TRICHLOROBENZENE	2	2	2	2	2	2																																											
XYLENE	2	2	2	2	2	2																																											

JRB

RATING FORM FOR WASTE DISPOSAL SITES

NAME OF SITE _____ ACTIVE INACTIVE INACTIVE AND ABANDONED CIRCLE ONE

LOCATION _____

OWNER OPERATOR _____

COMMENTS _____

PREPARED BY _____ ON _____ 19__

RATING FACTOR	SOURCE AND BASIS OF INFORMATION	FACTOR RATING (CIRCLE ONE)	MULTIPLIER	FACTOR SCORE	MAXIMUM POSSIBLE SCORE
RECEPTORS					
POPULATION WITHIN 1000 FEET		0 1 2 3	12		36
DISTANCE TO NEAREST DRINKING WATER WELL		0 1 2 3	8		24
DISTANCE TO NEAREST OFF SITE BUILDING		0 1 2 3	8		24
LAND USE ZONING		0 1 2 3	6		18
CRITICAL ENVIRONMENTS		0 1 2 3	6		18
ADDITIONAL POINTS FOR OTHER RECEPTORS					50
NUMBER OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ OUT OF 5		SUBTOTALS			
PERCENTAGE OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ %		SUBSCORE (FACTOR SCORE DIVIDED BY MAXIMUM SCORE AND MULTIPLIED BY 100)			
PATHWAYS					
EVIDENCE OF CONTAMINATION		0 1 2 3	2		6
LEVEL OF CONTAMINATION		0 1 2 3	7		21
TYPE OF CONTAMINATION		0 1 2 3	5		15
DISTANCE TO NEAREST SURFACE WATER		0 1 2 3	8		24
DEPTH TO GROUNDWATER		0 1 2 3	7		21
NET PRECIPITATION		0 1 2 3	6		18
SOIL PERMEABILITY		0 1 2 3	6		18
BEDROCK PERMEABILITY		0 1 2 3	4		12
DEPTH TO BEDROCK		0 1 2 3	4		12
ADDITIONAL POINTS FOR OTHER PATHWAYS					25
NUMBER OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ OUT OF 8		SUBTOTALS			
PERCENTAGE OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ %		SUBSCORE (FACTOR SCORE DIVIDED BY MAXIMUM SCORE AND MULTIPLIED BY 100)			

Rating Form for Waste Disposal Sites

JRB

NAME OF SITE _____						
WASTE CHARACTERISTICS						
TOXICITY		0 1 2 3	7			21
RADIOACTIVITY		0 1 2 3	7			21
PERSISTENCE		0 1 2 3	6			18
IGNITABILITY		0 1 2 3	3			9
REACTIVITY		0 1 2 3	3			9
CORROSIVENESS		0 1 2 3	3			9
SOLUBILITY		0 1 2 3	4			12
VOLATILITY		0 1 2 3	4			12
PHYSICAL STATE		0 1 2 3	4			12
ADDITIONAL POINTS FOR OTHER WASTE CHARACTERISTICS						20
NUMBER OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ OUT OF 9		SUBTOTALS				
PERCENTAGE OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ %		SUBSCORE (FACTOR SCORE DIVIDED BY MAXIMUM SCORE AND MULTIPLIED BY 100)				
WASTE MANAGEMENT PRACTICES						
SITE SECURITY		0 1 2 3	7			21
HAZARDOUS WASTE QUANTITY		0 1 2 3	7			21
TOTAL WASTE QUANTITY		0 1 2 3	6			18
WASTE INCOMPATIBILITY		0 1 2 3	6			18
USE OF LINERS		0 1 2 3	3			9
USE OF LEACHATE COLLECTION SYSTEMS		0 1 2 3	3			9
USE OF GAS COLLECTION SYSTEMS		0 1 2 3	2			6
USE AND CONDITION OF CONTAINERS		0 1 2 3	2			6
ADDITIONAL POINTS FOR OTHER WASTE MANAGEMENT PRACTICES						30
NUMBER OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ OUT OF 9		SUBTOTALS				
PERCENTAGE OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ %		SUBSCORE (FACTOR SCORE DIVIDED BY MAXIMUM SCORE AND MULTIPLIED BY 100)				
NUMBER OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ OUT OF 31		TOTAL FACTOR SCORE _____				
PERCENTAGE OF MISSING AND ASSUMED VALUES = _____ %		TOTAL MAXIMUM POSSIBLE FACTOR SCORE _____				
		OVERALL SCORE (TOTAL SCORE DIVIDED BY MAXIMUM SCORE AND MULTIPLIED BY 100)				

For additional information contact: Robert A. Colonna, Senior Vice President, Waste Management Department, JRB Associates, 8400 Westpark Drive, McLean, VA 22102 (703) 821-4888

Rating Form for Waste Disposal Sites (Continued)

FIGURE A.10: Formule de cotation pour les sites de disposition de déchets (JRB Associates, 1982).

FIGURE A.11.1: Lignes directrices pour l'utilisation d'un résultat global pour définir le niveau absolu de danger des sites de disposition de déchets (JRB Associates, 1982).

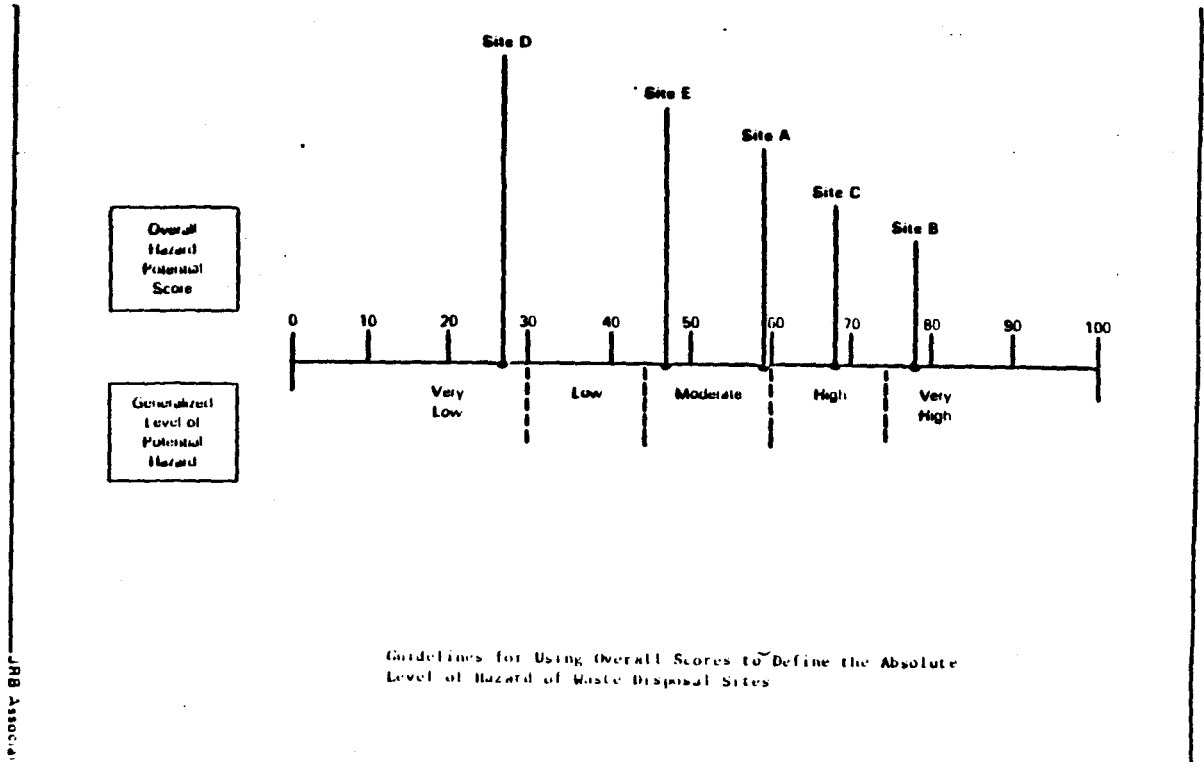


FIGURE A.11.2: Lignes directrices pour l'utilisation du résultat potentiel pour déterminer un niveau approprié d'intervention (JRB Associates, 1982).

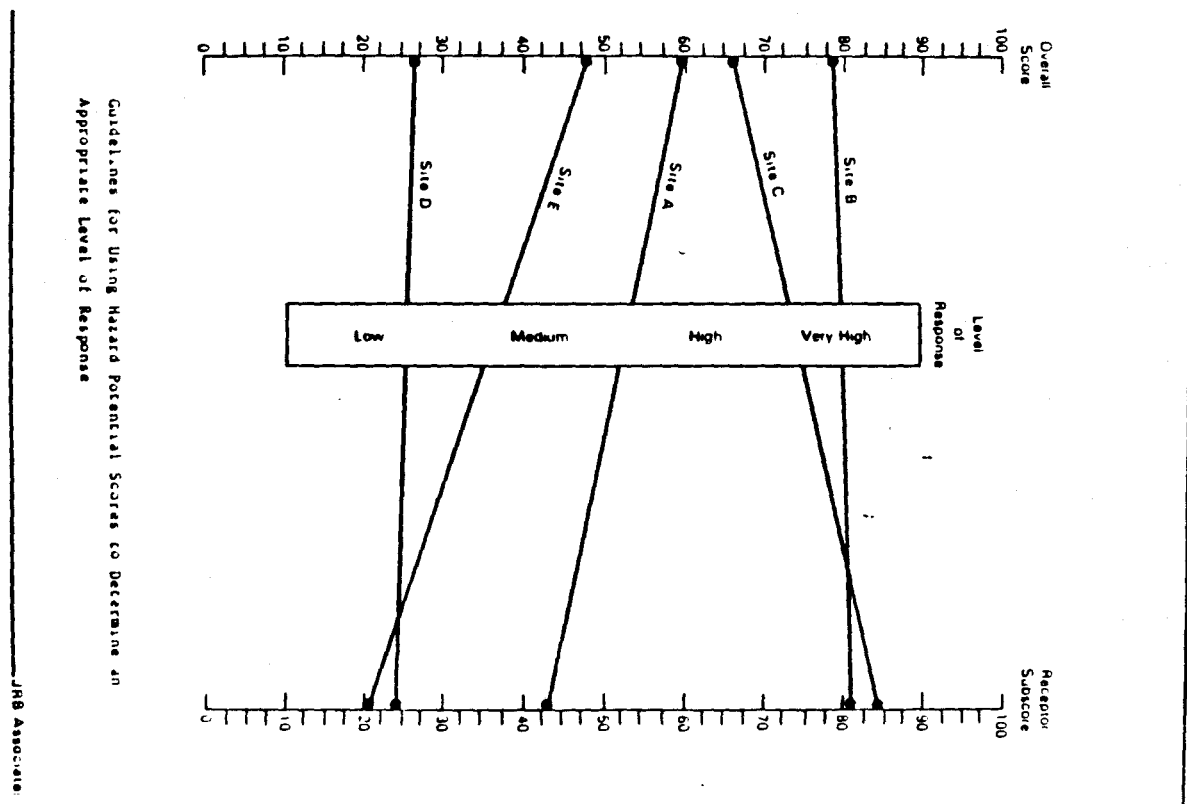
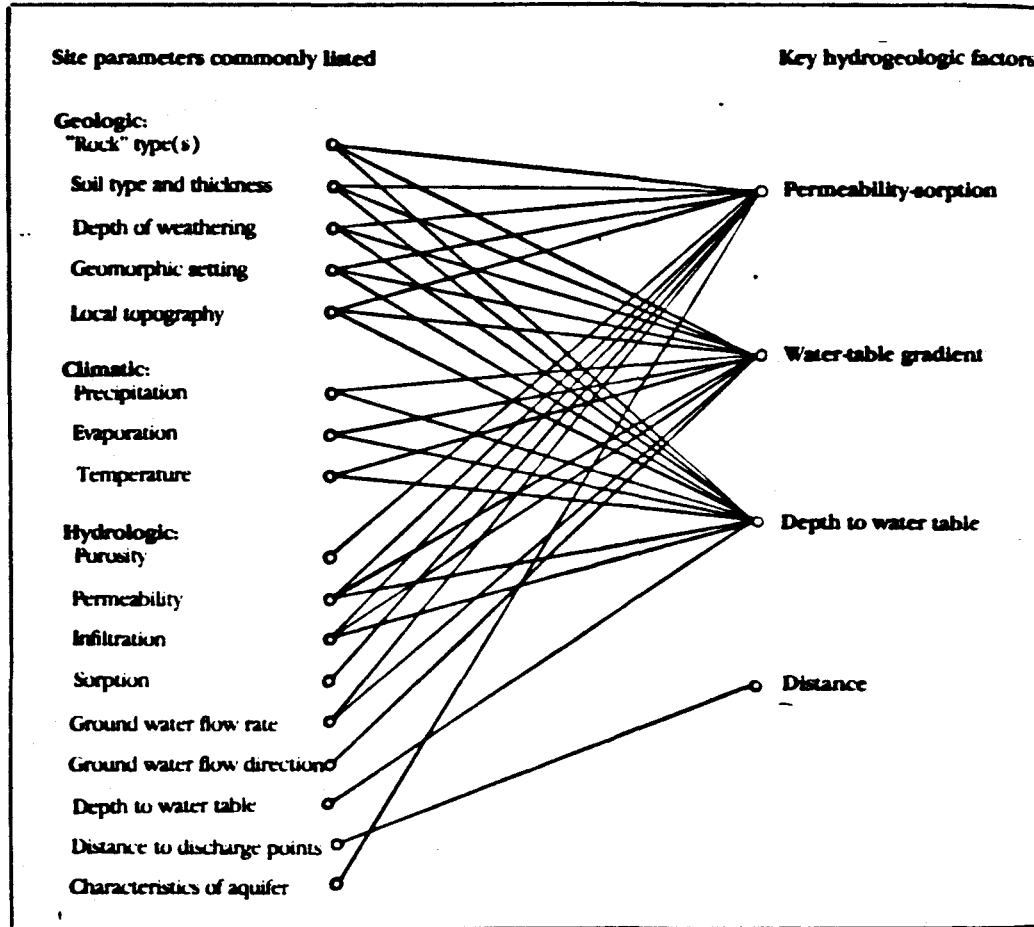
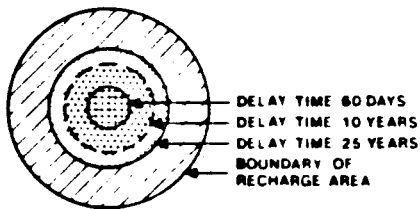


FIGURE A.12: Restriction des activités à l'intérieur des zones de protection (VAN WAEGENINGH, 1981).

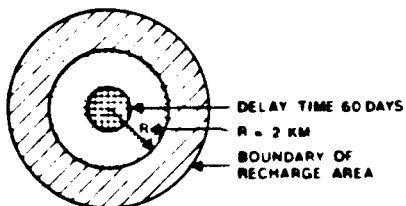


Interrelations of site hydrogeologic factors commonly listed and key factors of the numerical rating system (14)

POROUS-PERMEABLE AQUIFER



FISSURED AND KARSTIC AQUIFERS



CATCHMENT AREA
 PROTECTION AREA
 REMAINING RECHARGE AREA

CATCHMENT AREA	PROTECTION AREA	REMAINING RECHARGE AREA
60 DAYS AND 20 m	10 AND 25 YEARS DELAY TIME OR 2 KILOMETER	
PROTECTION AGAINST PATHOGENIC BACTERIA AND VIRUSES AND AGAINST CHEMICAL POLLUTION SOURCES	PROTECTION AGAINST HARDLY DEGRADABLE CHEMICALS	RULES OF ACT ON SOIL AND GROUNDWATER PROTECTION
ONLY ACTIVITIES IN RELATION TO WATER SUPPLY ARE ADMISSIBLE	AS A RULE ARE NOT ADMISSIBLE E.G. TRANSPORT AND STORAGE OF DANGEROUS GOODS INDUSTRIES WASTE SITES BUILDING MILITARY ACTIVITIES INTENSIVE AGRICULTURE AND CATTLE BREEDING GROUND SAND OR LIMESTONE PITS WASTE WATER	

Restrictions on the activities within the protection zones.

FIGURE A.13.1: Sommaire des principaux facteurs contrôlant la susceptibilité des eaux souterraines (NORTON *et al.*, 1982).

SUMMARY OF MAJOR FACTORS CONTROLLING GROUND-WATER SUSCEPTIBILITY IN THE ST. THOMAS SHEET (west Half)

AREA	Susceptibility of Ground Water to Contamination	Earth Materials at Surface		Infiltration Rate at the Surface	Relief	Likely Depth of Contaminant Movement	Attenuation Mainly by	Water Use	Other
		Origin	Material						
3	HIGH	recent alluvium	gravel, sand, organic debris	high	flat	to shallow depths	dilution	likely from numerous wells	present-day Thames River floodplain developed in larger glacial spillway.
2	HIGH	glaciolacustrine and glaciofluvial	sand, gravel	high	low	to shallow depths	dilution	large number of wells in most areas	-
1	LOW	glacial, glaciolacustrine, glaciofluvial	till, silt, clay silt, clay	low	low	variable	sorption	low number of wells	-

FIGURE A.13.2: Carte de vulnérabilité du Doubs (BRGM, 1975).

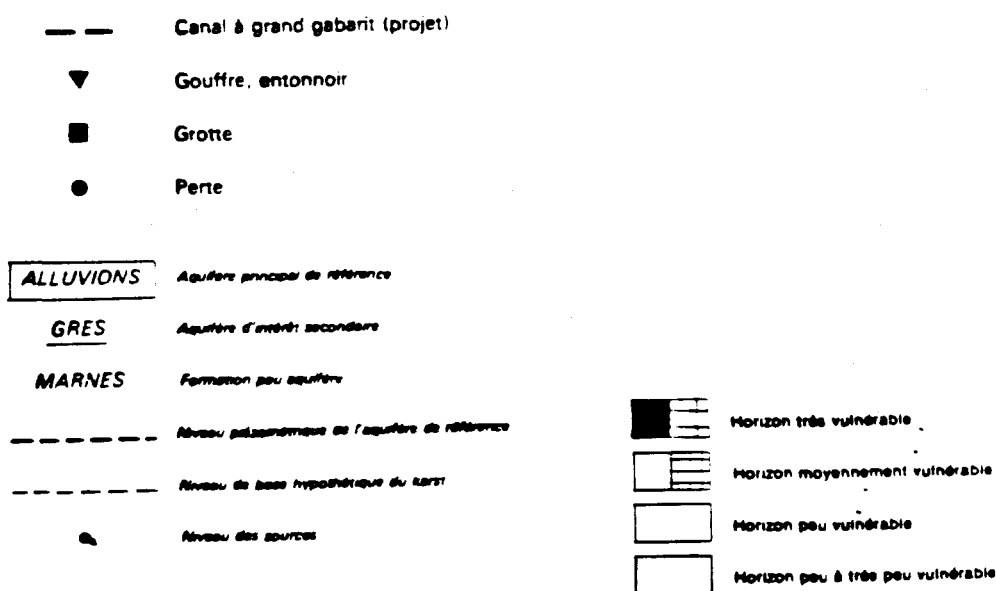


FIGURE A.14.1: Carte de vulnérabilité du bassin de la rivière Yamaska (P.Q.) (Mac CORMACK, 1985).

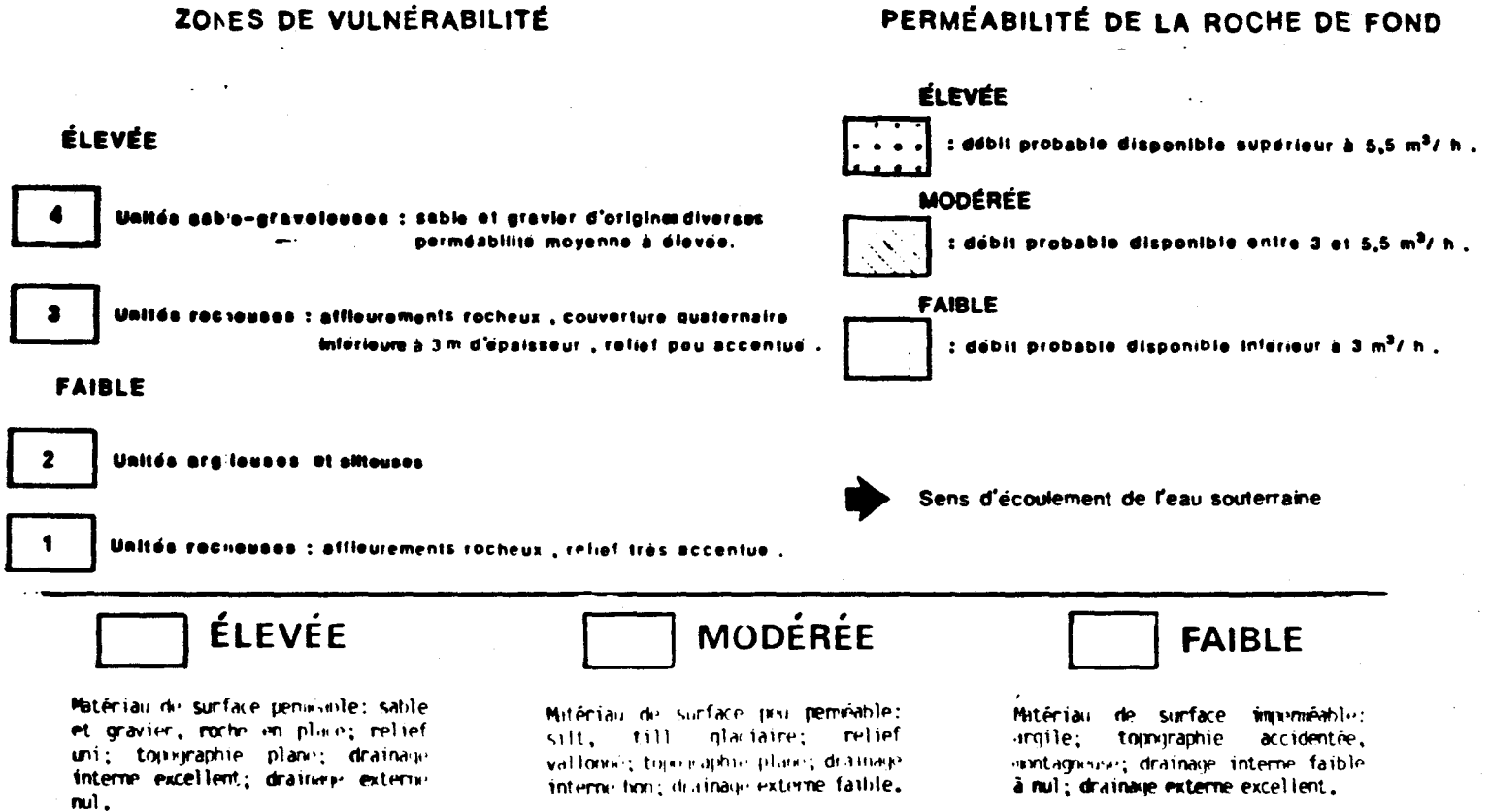









FIGURE A.14.2: Carte de vulnérabilité de la région de Granby (GRENIER et al., 1985).

SITES POTENTIELS DE POLLUTION

-  Sablière et gravière
-  Carrière
-  Ancien dépôt
-  Depot de neige usée
-  Réservoir à essence
-  Industrie
 - A Alimentaire
 - A_v Abattage et conditionnement de la viande et de la volaille
 - Al Produits laitiers
 - C Produits chimiques industriels
 - Cu Industrie du cuir
 - EI Électronique
 - F Fibre de verre, plastique, tenture
 - T Textile
 - B Bois
 - I Industries de la pierre et du béton
 - M Métal
-  Emissaire
 - S Sanitaire
 - T Sanitaire traité
 - C Combiné (sanitaire et pluvial)

Exemple: Activité agricole (production de fumier)

BROMONT Municipalité (8 %)

Portion de la municipalité à l'intérieur des limites de l'étude

2 254 tonnes de fumier exprimé en équivalent lisier de porc pour l'ensemble de la municipalité (en tonnes métriques par année)

SIGNES CONVENTIONNELS






-  Localisation de la prise d'eau (puits tubulaire)
 - M Service d'eau municipal
 - P Service d'eau privé
 - I Industrie
-  Piezomètre
-  Barrage
-  Limite municipale
-  Sens d'écoulement de l'eau souterraine

FIGURE A.15: Carte de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution (carte d'aptitude no. 1) (BRGM, 1983).

CARTE DE VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES A LA POLLUTION LEGENDE GENERALE (CARTE D'APTITUDE N°1)

DOMAINE DES EAUX SUPERFICIELLES

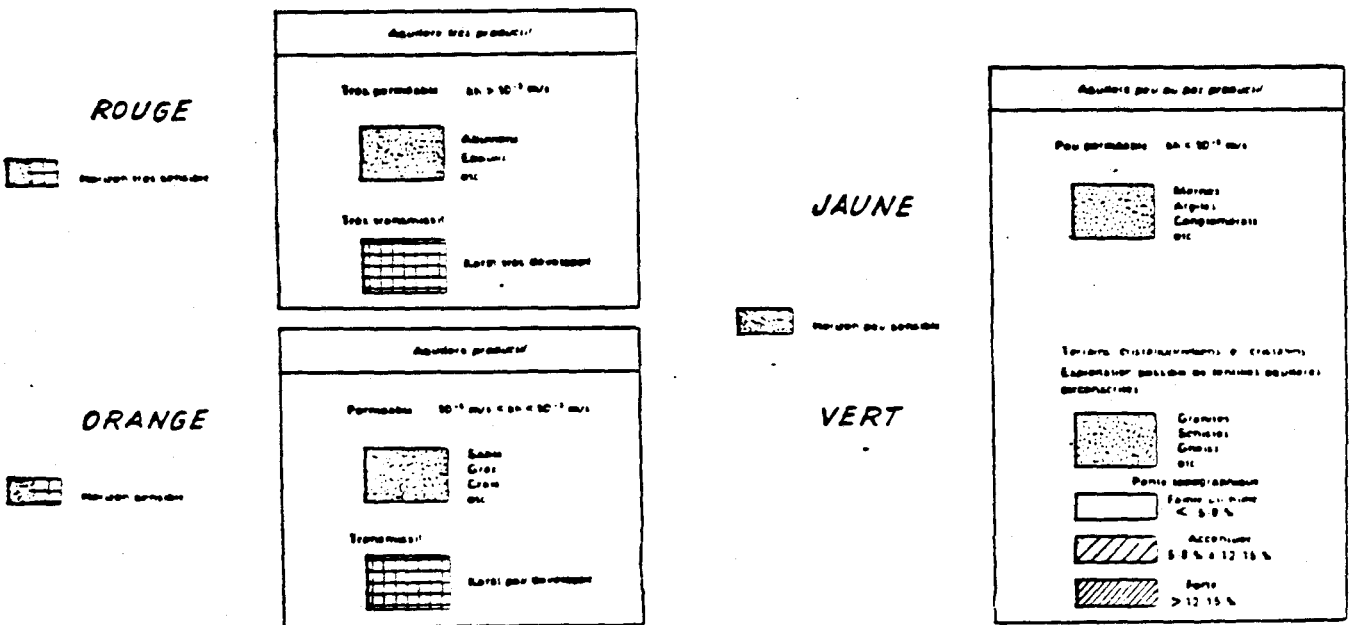
EAUX DE SURFACE D'EXTREME VULNERABILITE AYANT OU POUVANT AVOIR DES
RELATIONS HYDRAULIQUES AVEC LES EAUX SOUTERRAINES : FLEUVES, RIVIERES, LACS.....

DOMAINE DES EAUX SOUTERRAINES

1. RESERVOIRS AQUIFERES OU POTENTIELLEMENT AQUIFERES

11. RESERVOIRS AQUIFERES EXPLOITABLES

12. FORMATIONS PEU AQUIFERES PEU OU PAS EXPLOITABLES



2. TERRAINS DE COUVERTURE

21. RECouvreMENT PROTECTEUR

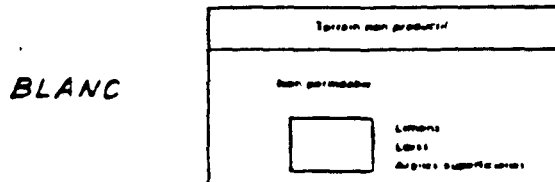
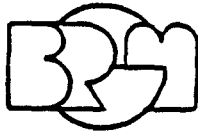


FIGURE A.16: Carte de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution (carte des sources de pollution) (BRGM, 1983).

Légende des cartes 2 et 3 au 1/50.000e



SERVICE GEOLOGIQUE REGIONAL RHONE-ALPES

1. ACTIVITES INDUSTRIELLES

EXTRACTION MATIERES PREMIERES

- ZONE** *M* • écart ouvert
- CARRIERE** *C* • gravier
- Ca* • en eau
- Cs* • sable

ZONE INDUSTRIELLE INDUSTRIES

- ALIMENTAIRES AGRICOLES** *Ab* • Biscuits et pâtisseries
- Ac* • conserverie
- Ag* • grains
- Ah* • huiles, corps gras
- Al* • lait
- As* • sucre
- BOIS PATE A PAPIER** *B*
- CHIMIE ET CADUCHOUC** *C*
 - Cc* • caoutchouc
 - Ca* • engrais
 - Ch* • pétrole
 - Cm* • matières plastiques
 - Cp* • peintures
 - Cs* • pharmacie
- TRAITEMENT DE DECHETS** *D*
 - Di* • imprévus
 - Dd* • défectueux
 - Du* • autres
- CENTRALE THERMIQUE** *E*
 - Ea* • vapeur
 - Eh* • huile
 - Ef* • fuites
- HABILLEMENT CUIRS, PEAUX** *H*
 - Hn* • engrais, engrais
 - Hi* • engrais
- TRAITEMENT METAUX, MINERAIS** *M*
 - Mf* • métallurgie
 - Ms* • métallurgie
- TRANSFORMATION** *O*
 - Od* • automates, électronique
 - Oe* • électrique, électronique
 - Or* • radioactifs
- PRODUITS RADIOACTIFS** *R*
- TEXTILE** *T*
 - Ta* • effluents du traitement
 - Tn* • autres
- VERRE** *V*

DECHARGES INDUSTRIELLES



- Ds* • boues, résidus (craie, limon, cyclones, évaporateurs de saumure d'absorption industrielle, etc...)
- Dc* • opérations de verrerie
- Dg* • résidus de grappe, huiles usées, résidus de lavage, graisse, fond de cuve
- Dh* • hydrocarbures
- Di* • autres et divers

STOCKAGES INDUSTRIELS ET COMMERCIAUX



Déposés d'hydrocarbures



Réservoirs à gaz - GPL



Réservoirs de peinture



Réservoirs de produits liquides toxiques



Produits manufacturés emballés



Déchets et résidus industriels - radioactifs

EPANDAGES LIES AUX ACTIVITES INDUSTRIELLES



REJETS D'EAUX USEES D'ORIGINE INDUSTRIELLE

RVi, *RVi* autres *RVi* après traitement *RVi* après épuration

POLLUTION D'ORIGINE INDUSTRIELLE



2. ACTIVITES AGRICOLES

ZONE DE CULTURE INTENSIVE



ABATTOIRS



ELEVAGES INDUSTRIELS



- Eb* • bovins
- Ec* • caprins
- Ed* • porcins
- Ee* • ovins
- Ef* • autres
- Ep* • porcins, sangliers etc
- Ev* • volailles, lapins etc

DECHARGES AGRICOLES



- Dc* • déchets d'abattoirs
- Di* • fruits, légumes ou résidus
- Dv* • végétaux

STOCKAGES AGRICOLES



Engrais, pesticides, insecticides, herbicides, autres

EPANDAGES LIES AUX ACTIVITES AGRICOLES



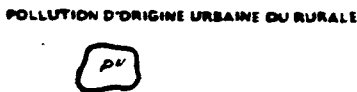
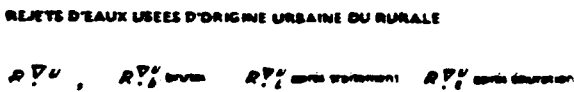
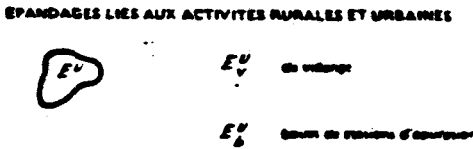
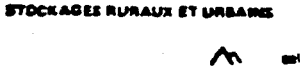
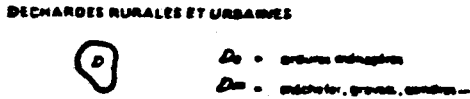
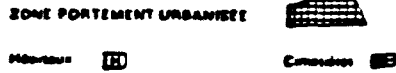
Ea autres

REJETS D'EAUX USEES D'ORIGINE AGRICOLE

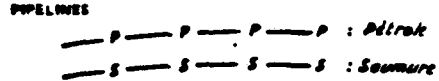
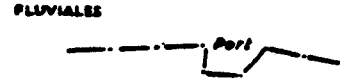
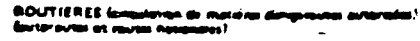
RVa, *RVa* autres *RVi* après traitement *RVi* après épuration

POLLUTION D'ORIGINE AGRICOLE





4. ACTIVITES DE TRANSPORT



POLLUTION LIEE AUX ACTIVITES DE TRANSPORT



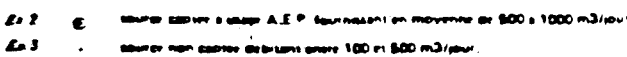
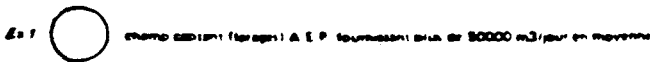
FIGURE A.17: Carte de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution (carte d'exploitation des eaux souterraines) (BRGM, 1983).

LEGENDE (EXPLOITATION DES EAUX SOUTERRAINES)

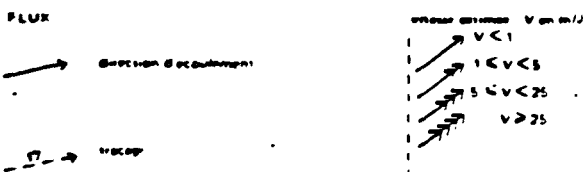
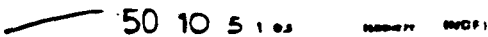
1. DONNEES HYDRODYNAMIQUES

DEBITS MOYENS D'ECOULEMENT OU DE PRELEVEMENT (en m³/j)

SOURCE	CAPTAGE AEP	CAPTAGE INDUSTRIEL	CAPTAGE AGRICOLE
100 - 500	•	•	▲
500 - 1000	•	•	▲
1000 - 5000	•	◻	▲
5000 - 10000	•	◻	▲
10000 - 50000	•	◻	▲
> 50000	•	◻	▲



PIEZOMETRIE MOYENNE



2. DONNEES ADMINISTRATIVES



DISTRIBUTION DES EAUX CAPTEES (A E P)

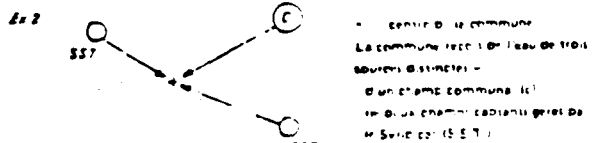
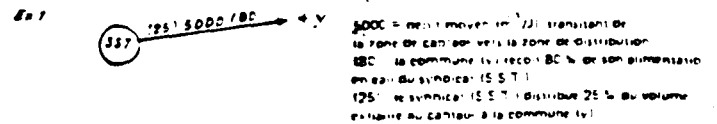
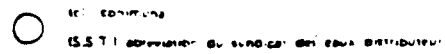
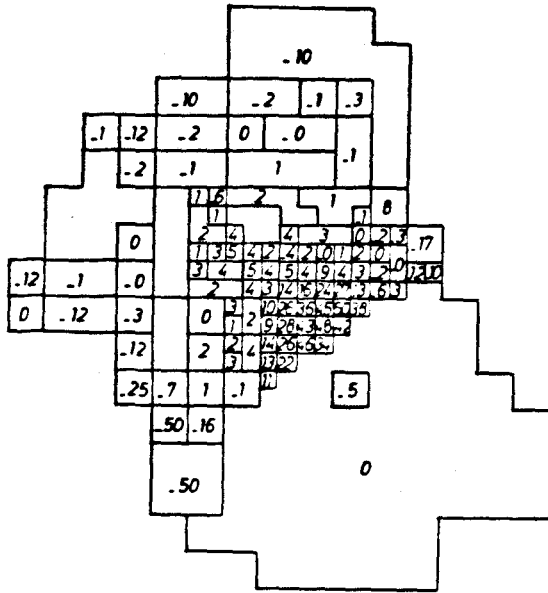
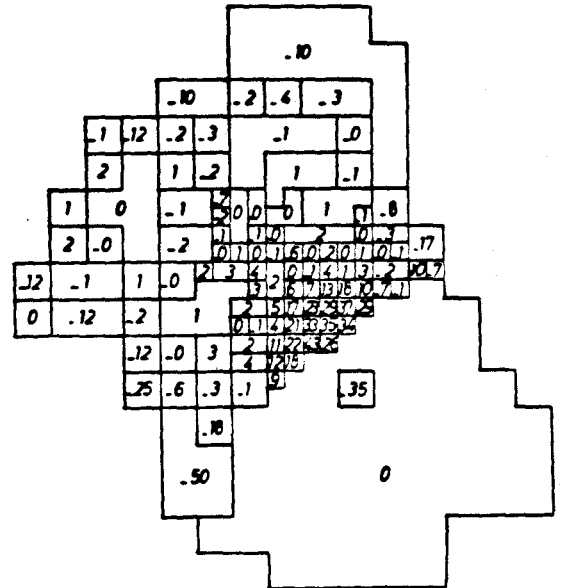


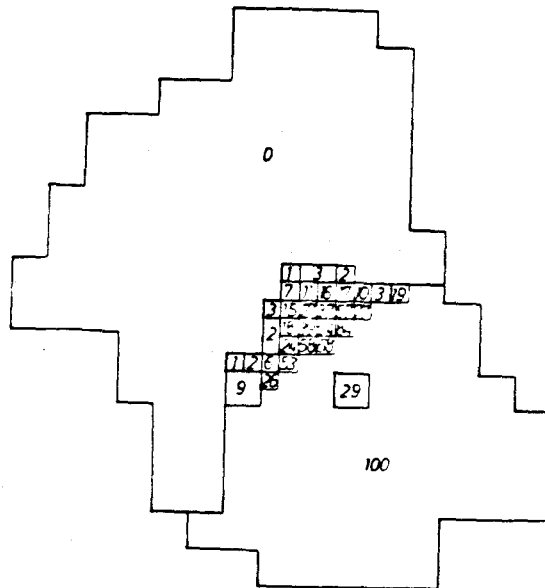
FIGURE A.18: Carte de distribution du contenu en sel (ENNABLI, 1981).



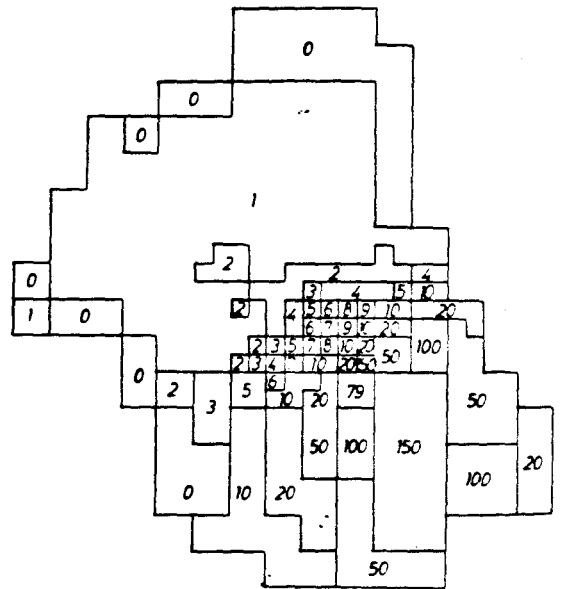
Salt content increase due to the over-exploitation by 20 years in the first deep aquifer. In 10^{-1} g/l



Salt content increase in the first deep aquifer. In case of a better leakage from the phreatic aquifers. In 10^{-1} g/l



Real distribution of salt content in the first deep aquifer. In g/l



Real distribution of salt content in the first deep aquifer. In g/l

FIGURE A.19: Echelle de cotation numérique des différents facteurs (OLIVIERI et al., 1986).

TABLE 1.—Site Sensitivity Scale Factors			
Distance to point of water use (3 scales) (1)	Intensity of present water use (4 scales) (2)	Depth to groundwater (7 scales) (3)	Groundwater table gradient (1 scale) (4)
Public well down-gradient	Population served estimate	Shallow ground-water	Ground-water table gradient
Public well not down-gradient	Number of public wells	Existing and potential supplies	
Private well down-gradient	Number of private wells	Permeability of three zones (barriers)	
		Conduits for potential contaminant migration	

TABLE 2.—Contaminant Severity Scale Factors		
Toxicity (3 scales) (1)	Physical-chemical properties (2 scales) (2)	Magnitude of contamination (4 scales) (3)
Acute	Soil sorption	Contaminant concentration in soil and groundwater
Chronic	Bioaccumulation	Contaminant plume dimensions
Mutagenic		Number of chemicals

TABLE 3.—Scale Factor Weighting		
(1)	Total points (2)	% of total (3)
Site sensitivity		
Distance to point of water use (3 scales)	25	10
Intensity of present water use (4 scales)	35	15
Depth to water tables (7 scales)	60	25
Gradient of shallow water table (1 scale)	10	4
	130	54
Contaminant severity		
Toxicity (3 scales)	30	13
Physical/chemical properties (2 scales)	20	8
Magnitude of contamination (4 scales)	60	25
	110	46
Total points	240	100

TABLE 4.—Typical Permeability Values for Various Classes of Soil Material (5)	
Coefficient of permeability, m ² /m ² /d (m/d) (1)	Representative material (2)
10 ⁰ (~10 ⁰)	Clean gravel
10 ⁰ (~10 ¹)	Clean sand and gravel
10 ¹ (~10 ²)	Fine sand
10 ⁻¹ (~10 ⁻²)	Sandy silt
10 ⁻² (~10 ⁻³)	Silt, clay mixtures
10 ⁻⁴ (<10 ⁻³)	Massive clay

TABLE 5.—Toxicity Scales			
Score (1)	Category		
	Oral LD50 (mg/kg) (2)	Dermal LD50 (mg/kg) (3)	Aquatic LC50 (mg/L) (4)
SCALE 16—ACUTE TOXICITY			
10	5	5	1
5	5-50	5-200	1-10
3	50-500	200-500	10-100
1	500-5,000	500-5,000	100-1,000
0	5,000	5,000	1,000
0-10	*	*	*
SCALE 17—CARCINOGENICITY			
Score	Category		
10	Human positive; human suspect; animal positive		
5	Animal suspect		
0	Not a known carcinogen		
0-10	*		
SCALE 18—MUTAGENICITY			
Score	Category		
10	Positive in multicellular organisms and microorganisms		
6	Positive in multicellular organisms		
3	Positive in microorganism		
0	Not a known mutagen		
0-10	*		

TABLE 6.—Integrated Contamination Potential							
Site Sensitivity				Contaminant Severity			
Scale (1)	Data (2)	Score (3)	Uncertainty (4)	Scale (5)	Data (6)	Score (7)	Uncertainty (8)
1	1,500 m	2	—	16	50-500	3	—
2	600 m	4	—	17	?	0-10	0-10
3	?	0-10	0-10	18	?	0-10	0-10
4	?	0-10	0-10	19	2.5	4	—
5	0	0	—	20	2.6	3	—
6	?	0-10	0-10	21	0	0	—
7	2	5	—	22	130	20	—
8	46 m	1.5	—	23	0	0	—
9	46 m	7	—	24	1	1	—
10	46 m	7	—				
11	80 days	6	—				
12	100 days	3	—				
13	100 days	3	—				
14	1%	5	—				
15	10	2	—				
Total	—	45.5	+30	—	—	31	+20
Range = 45.5 to 75.5				Range = 31 to 51			
Total score = 76.5 to 126.5							

TABLE 7.—Summary of Site Scores			
Site (1)	Sensitivity score (2)	Severity score (3)	Total score (4)
1	45.5-75.5	31-51	76.5-126.5
2	63.2-72.7	55-85	118.2-157.7
3	37.5-62	75.2-85.2	112.7-160.9
4	28.5-68	65-85	93.5-153

TABLE 8.—Example of Site Ranking		
Site (1)	Maximum score (2)	Rank (3)
3	160.9	1
2	157.7	2
4	153.0	3
1	126.5	4

FIGURE A.20: Représentation graphique des cotations numériques des différents facteurs (OLIVIERI et al., 1986).

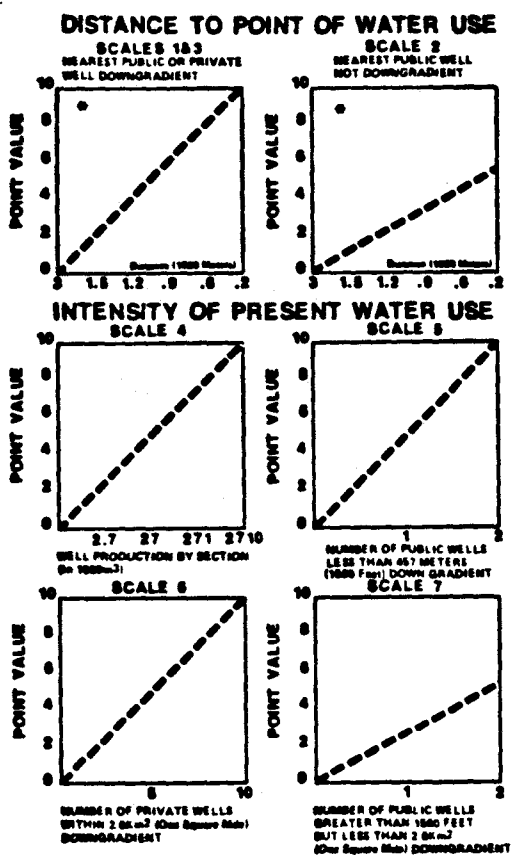


FIG. 1.—Distance to Point of Water Use

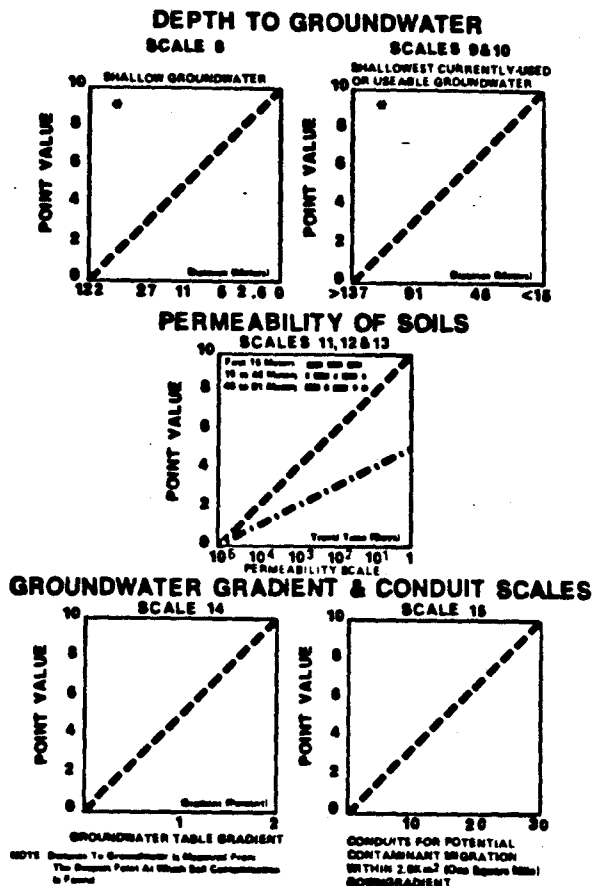


FIG. 2.—Depth to Groundwater

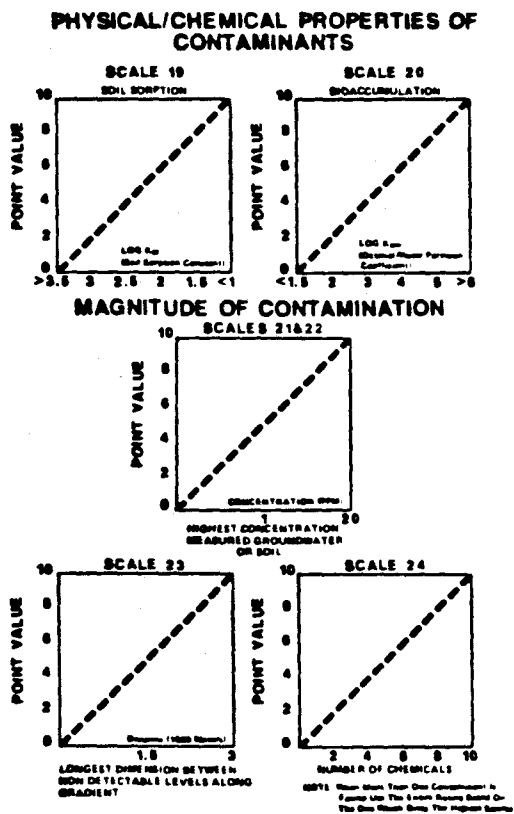


FIG. 3.—Physical/Chemical Properties of Contaminants

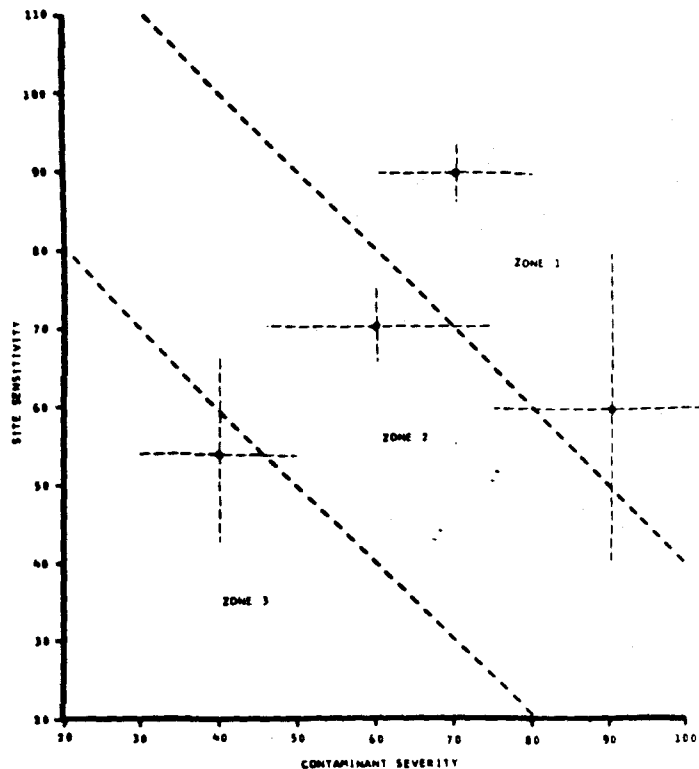


FIG. 4.—Risk Potential Matrix—Example Plot

FIGURE A.21: Modèles utilisés dans l'évaluation des ressources en eaux souterraines (FAUST, 1981).

Table 1a. Matrix Summarizing Reliability and Credibility of Models Used in Ground-Water Resource Evaluation (Key to Matrix in Table 1b)

Spatial considerations	Model Types																			
	Site										Local						Regional			
	Flow only				Transport w/o reactions			Transport w/ reactions			Flow only		Transport w/o reactions		Transport w/ reactions		Flow only		Transport w/o reactions	
Pollutant movement, if any:	sat P	sat F	unsat P	multi fluid	sat P	sat F	unsat P	sat P	sat F	unsat P	sat P	sat F	sat P	sat F	sat P	sat F	sat P	sat F	sat P	sat F
Flow conditions:																				
Quantity Available supplies	3	2											4	3					3	3
Quantity Conjunctive use	3	1											4	3					3	3
Quality Accidental Petroleum products				1	3	2	1								2	1				
Quality Accidental Road salt					3	2	2													
Quality Accidental Industrial chemicals					3	2	2	2	1	0				3	2	2	0			
Quality Agriculture Pesticides & herbicides					3	2	2	2	1	0				3	2	2	0			
Quality Agriculture Salt buildup					3	2	2							3	2					
Quality Waste disposal Landfills					3	2	2	2	1	0				3	2	2	0			
Quality Waste disposal Injection					3	2	2	2	1	0				3	2	2	0			
Quality Sea water intrusion				3	3	2	2							3	2					2

Table 1b. Key to Matrix in Table 1a

Rows issue and subissue areas.

Columns model types and scale of applications; for example, sixth column applies to a site-scale problem in which pollutant movement is described by a transport model without reactions and with saturated flow in fractured media.

Application scale

Site area modeled less than a few square miles.

Local area modeled greater than a few square miles but less than a few thousand square miles.

Regional area modeled greater than a few thousand square miles.

Abbreviations

w/ with.

w/o without.

sat saturated ground-water flow conditions.

unsat unsaturated flow conditions.

P porous media.

F fractured, fissured, or solution cavity media.

Entries

4 a useable predictive tool having a high degree of reliability and credibility given sufficient data.

3 a reliable conceptual tool capable of short-term (a few years) prediction with a moderate level of credibility given sufficient data.

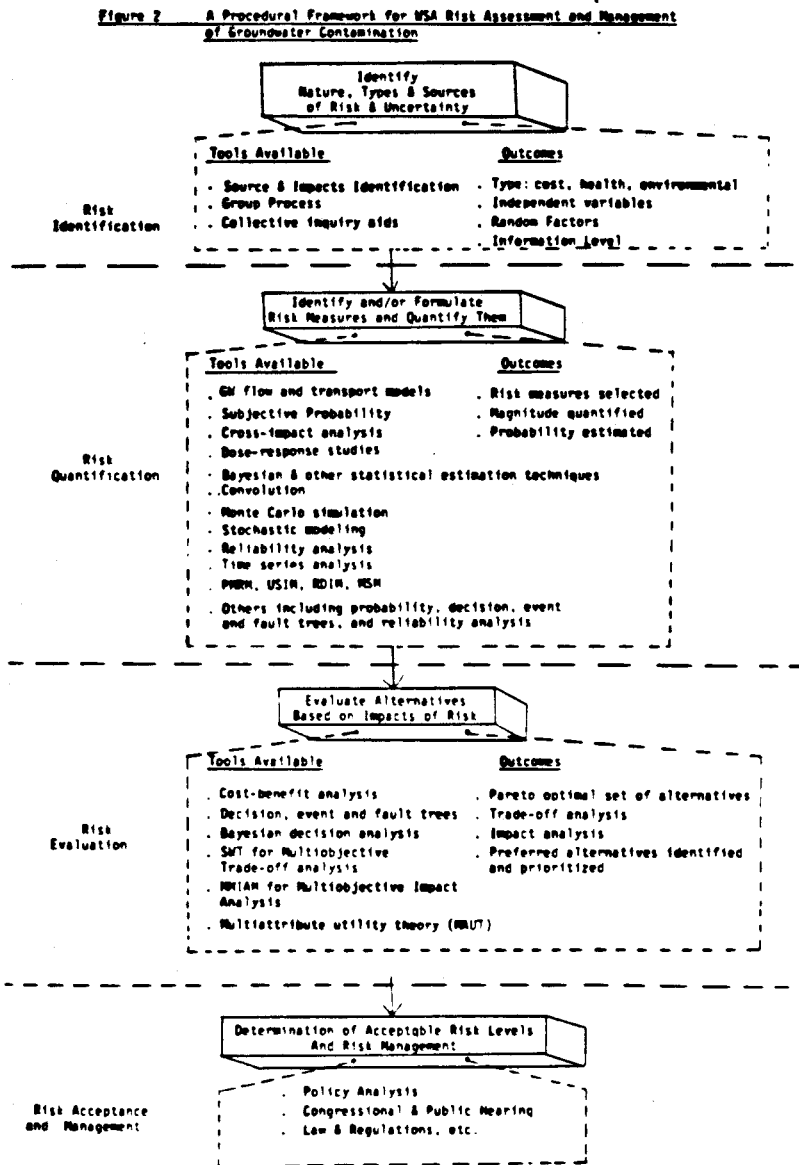
2 a useful conceptual tool for helping the hydrologist synthesize complicated hydrologic and quality data

1 a model that is still in the research stage.

0 no model exists.

blank model type not applicable to issue area

FIGURE A.22: Evaluation du risque de contamination (HAYMES et al., 1985).



ANNEXE B

Lois de distribution

Les distributions pouvant être déclarés pour les données d'entrée au modèle sont des distributions discrètes, uniformes, normales, lognormales ou asymétriques (loi Bèta).

1- Distribution discrète

L'utilisateur fournit au modèle pour un paramètre donné une valeur unique. La probabilité est donc 1. Si tous les paramètres avaient des valeurs uniques, le modèle serait de type déterministe pur.

2- Distribution uniforme

La valeur d'un paramètre est uniformément distribuée entre deux valeurs (bornes inférieure et supérieure de la fourchette de valeurs) quand la probabilité d'avoir une valeur donnée est la même que celle d'avoir une quelconque autre valeur sur la distribution.

3- Distribution normale

Une variable X est dite normale lorsque sa fonction densité de probabilité correspondante est:

$$g(x) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{1}{2} \left[\frac{x - m}{\sigma} \right]^2 \right]$$

Cette distribution est unimodale. L'intervalle de variation de la variable x s'étend de $-\infty$ à $+\infty$.

4- Distribution lognormale

Une variable Y est dite log-normale ou logarithmico-normale lorsque son logarithme ($X=\log Y$) possède une distribution normale. Son intervalle de variation s'étend de 0 à $+\infty$.

La fonction densité de probabilité correspondante est:

$$g(y) = \frac{1}{y \sigma_{\log y} \sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{1}{2} \left[\frac{\log y - m_{\log y}}{\sigma_{\log y}} \right]^2 \right]$$

Cette distribution est unimodale et caractérisée par une dissymétrie gauche.

Les relations entre les moyennes et variances des variables initiale Y et transformée X sont:

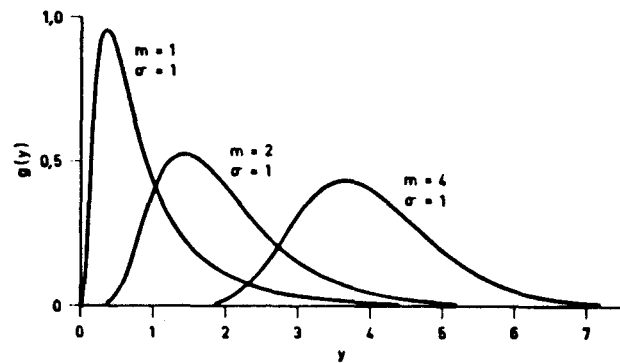
$$m_y = \exp(m_x + \sigma_x^2/2)$$

$$\sigma_y^2 = \exp(2m_x + \sigma_x^2)(\exp(\sigma_x^2)-1)$$

$$m_x = \log \frac{m_y}{\sqrt{(m_y^2 + \sigma_y^2)}}$$

$$\sigma_x^2 = \log (1 + \sigma_y^2 / m_y^2)$$

La figure ci-dessous donne des exemples de dissymétrie de la distribution pour différents rapports de m_y et σ_y .



5- Distribution Bêta

La famille des distributions Bêta est composée de toutes les distributions ayant une fonction densité de probabilité de la forme:

$$g(x) = \frac{1}{B(a,b)} x^{a-1} (1-x)^{b-1} \quad (0 \leq x \leq 1)$$

$$\text{avec } B(a,b) = \frac{\Gamma(a) \Gamma(b)}{\Gamma(a+b)} \quad \text{où } \Gamma(a) = \frac{a!}{a}$$

L'intégrale de probabilité de la distribution jusqu'à x est appelée Fonction Bêta Incomplète et notée $I_x(a,b)$.

$$I_x(a,b) = \frac{1}{B(a,b)} \int_0^x t^{a-1} (1-t)^{b-1} dt \quad (0 \leq x \leq 1)$$

L'approximation de la Fonction Bêta Inverse est donnée par Abramovitz et Stegun (éq. 26.5.22):

Si $I_x(a,b) = p$ et $Q(y) = p$

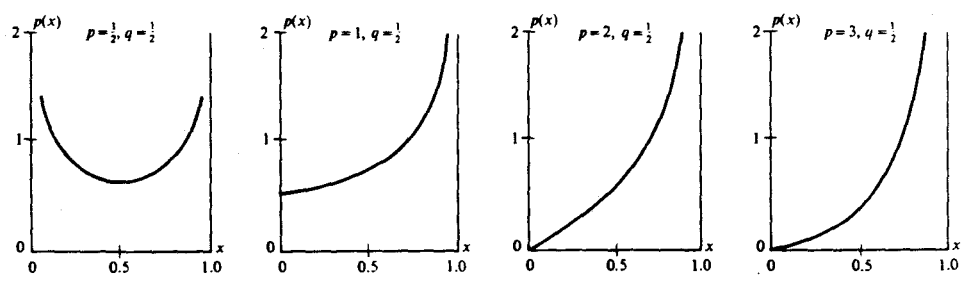
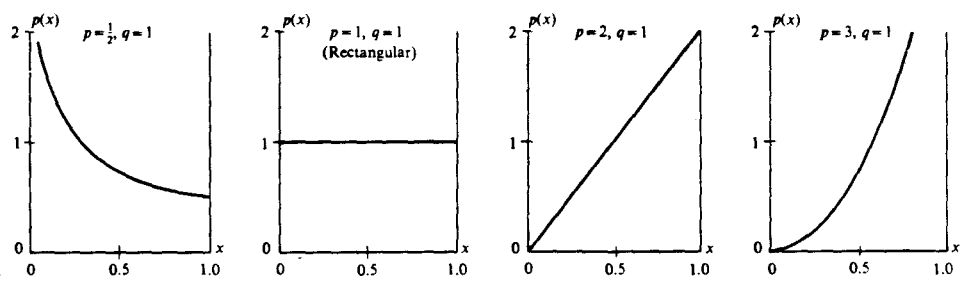
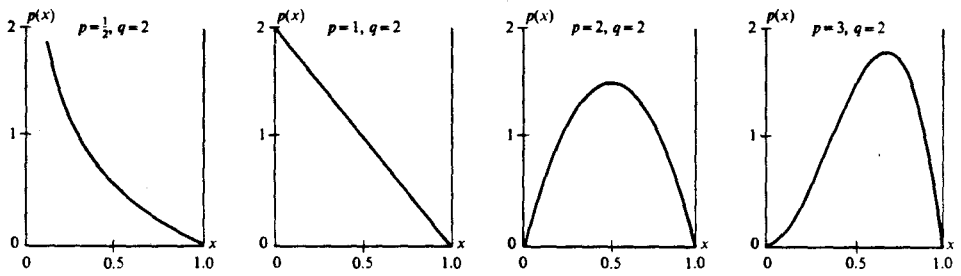
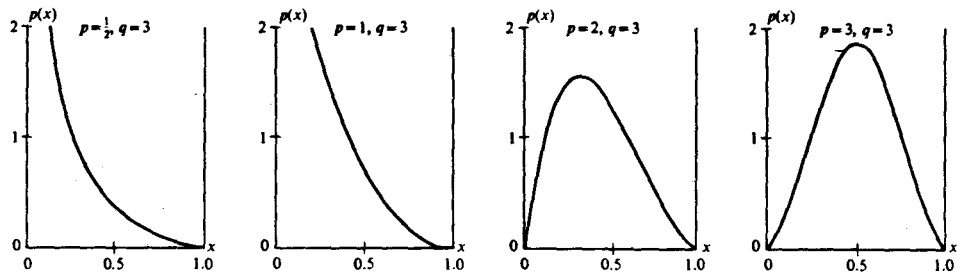
$$x \approx \frac{a}{a + be^{2w}}$$

$$w = \frac{y \sqrt{(h+j)}}{h} - \left[\frac{1}{2b-1} - \frac{1}{2a-1} \right] \left[1 + \frac{5}{6} - \frac{2}{3h} \right]$$

$$h = 2 \left[\frac{1}{2b-1} + \frac{1}{2a-1} \right]^{-1}$$

$$j = \frac{y^2 - 3}{6}$$

La figure ci-après montre différentes représentations de fonctions de densité de probabilité de distributions Bêta pour différentes valeurs de coefficients.



Beta Density Functions