

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ESTIMATION DE L'INCERTITUDE DES PÉRIMÈTRES
DE PROTECTION PAR L'ANALYSE DU TRANSPORT DISPERSIF

CAROLINE SCALZO
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AVRIL 1998



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-33186-5

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

ESTIMATION DE L'INCERTITUDE DES PÉRIMÈTRES
DE PROTECTION PAR L'ANALYSE DU TRANSPORT DISPERSIF

Présenté par : SCALZO Caroline

en vue de l'obtention du diplôme de: Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. CHAPUIS Robert, Ph.D., président

M. MARCHE Claude, Ph.D, membre et directeur de recherche

M. LECONTE Robert, Ph.D, membre et codirecteur de recherche

M. BRISSETTE François, Ph.D, membre

*À toi, ma petite maman chérie
pour ton courage.*

REMERCIEMENTS

L'idée de faire une maîtrise a pris naissance au cours de ma dernière session d'études au baccalauréat. Mis à part la volonté et le désir de réaliser ce rêve, celui-ci est devenu possible grâce à la confiance que certaines personnes m'ont portée. C'est pour cette raison que je tiens à remercier en tout premier lieu mes deux directeurs de maîtrise, Robert Leconte et François Brissette, de m'avoir acceptée comme étudiante et qui, par le fait même, ont cru en mes capacités. Vous avez été des directeurs formidables et m'avez aidée à m'épanouir professionnellement tout au long de mes travaux de recherche. La latitude que j'avais dans l'accomplissement de mon travail m'a permis d'apprendre et de progresser énormément. J'ai également bénéficié de vos précieux conseils et explications ainsi que de votre disponibilité tant appréciée. De plus, les moments privilégiés que nous avons eus par le biais de courses sur le Mont-Royal, ainsi que votre humour, m'ont permis de garder un certain équilibre de vie. Plus que des directeurs, vous êtes devenus des amis que j'apprécie beaucoup. Robert, merci pour ton oreille attentive, tu es quelqu'un de très humain avec qui il est agréable de parler. Merci aussi François d'avoir insisté pendant près d'un an et demi pour que je me joigne aux "chickens". Je suis maintenant fière d'avoir accompli un triathlon, chose que je pensais impossible. Finalement, je vous remercie tout les deux du fond du coeur pour tout et particulièrement d'avoir été compréhensifs et patients à mon égard lors de périodes très difficiles de ma vie.

Mes plus sincères remerciements vont également à Messieurs T.A. Prickett et A.F.B. Tompson d'avoir répondu à mes innombrables questions concernant la méthode de marche aléatoire.

J'exprime également ma gratitude à mon directeur de l'École Polytechnique, Monsieur

Claude Marche. Vous avez fait preuve d'une grande souplesse et compréhension face à la situation. La confiance que vous m'avez portée tout au long de ma maîtrise a grandement facilité l'accomplissement de celle-ci. Merci également à Monsieur Robert Chapuis pour avoir consciencieusement révisé mon mémoire.

Ma reconnaissance va également à mes collègues de l'ÉTS, qui ont contribué à créer cette atmosphère de travail où il était si agréable de travailler. Merci à Michel L'Heureux de toujours avoir réglé, aussi rapidement, les problèmes informatiques. Michel tu es un agréable partenaire de course! Merci à Monsieur Paul Gervais, directeur du département de génie de la construction, qui a également été un compagnon de course très agréable. Je tiens également à remercier les étudiants du groupe de recherche Drame pour toutes ces discussions intéressantes que nous avons eues ensemble.

Je tiens à remercier de tout coeur ma grande amie Caroline Pion. Celle qui a été assise à moins de 2 mètres de moi pendant plus de deux ans. Merci d'avoir ensoleillé ma vie par ta présence. Merci pour ta générosité, ta patience, ta compréhension, ton écoute... Tu es une personne merveilleuse! Puisque l'on ne se voyait pas assez pendant les heures de travail il a fallu s'entraîner et voyager ensemble! Ce sont d'autres beaux moments magiques que j'ai passés en ta compagnie et que je suis certaine nous allons répéter.

Un merci tout particulier aussi à mon amie et colocataire Isabelle. Ta compréhension et ton amitié m'ont réconfortée durant ces années passées ensemble. Merci d'avoir été là quand j'en ai eu besoin!

Différentes personnes ont contribué d'une façon indirecte à ce travail. Je pense ici à ma famille et mes amies. Merci aux n... (je ne vous nommerai pas vous vous reconnaissez) c'est formidable d'avoir des amies comme vous depuis si longtemps. J'exprime également ma reconnaissance à mon père Jacques, compte tenu de la situation délicate. Je sais que

tu as fait ton possible pour m'aider du mieux que tu pouvais. Tu as été là lorsque j'ai eu besoin de toi. Un merci tout particulier à mes deux frères en or, Alain et Dominic. Dans la joie et dans la tristesse vous avez toujours été là pour moi. Je n'aurais pu passer au travers de cette épreuve difficile que nous avons vécue sans votre amour et votre appui. Vous êtes si précieux pour moi! Merci aussi à Mélanie, Caroline, Béatrice et Zacharie.

Yanick, quel bonheur de t'avoir maintenant dans ma vie! Je te suis reconnaissante pour tes encouragements, ton support et ton amour au cours de cette dernière année de maîtrise. Tu as ensoleillé ma vie!

Et finalement c'est à toi maman que va la plus grande partie de ma reconnaissance et de ma gratitude. Il a fallu que tu me quittes avant la fin de ma maîtrise, j'aurais tant aimé que tu sois là, avec moi, pour que l'on partage ensemble cet accomplissement. Ton amour inconditionnel et tes innombrables encouragements m'ont donné le courage de passer à travers ces trois années de recherche. Même lorsque tu n'étais plus là, ce sont les pensées que j'ai eues pour toi qui m'ont permis de ne pas me décourager. Maman, ton exemple de courage, ton dévouement, ton humour, ton sourire et ta joie de vivre resteront à jamais gravés dans ma mémoire. Je sais que, là haut, tu me regardes avec ton merveilleux sourire et que tu es fière de moi mais soit également fière de toi car tu es une mère extraordinaire. Merci mon amour!

RÉSUMÉ

La protection des eaux souterraines fait l'objet d'une préoccupation grandissante dans plusieurs pays. Le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), conscient de l'importance de cette richesse naturelle a proposé, en avril 1996, un plan d'action pour la mise en oeuvre d'une politique de protection et de conservation des eaux souterraines. Une des composantes primordiales d'un projet de ce genre est la protection des ouvrages de captage des eaux souterraines. La délimitation des périmètres de protection autour des ouvrages de captage est le moyen préconisé par le MEF pour protéger ceux-ci. Étant donné qu'à l'intérieur de ces périmètres les municipalités seront appelées à contrôler les activités potentiellement polluantes pour les eaux souterraines, le choix d'une méthode judicieuse pour délimiter des périmètres de protection s'avère donc essentiel. La précision de la limite d'une zone de protection est fonction de la complexité de la méthode utilisée, mais principalement de la précision de la connaissance du milieu physique. Les données de terrain nécessaires à l'estimation des périmètres de protection comportent un degré d'incertitude relativement élevé. Ne pas tenir compte de cette incertitude lors de la délimitation des périmètres conduit inévitablement à une sous-estimation de la dimension du périmètre. Cette sous-estimation a un impact direct sur la gestion des territoires et sur les gestes à poser afin de protéger les ressources en eau souterraine. L'objectif de l'étude était de développer, pour un milieu granulaire, une méthodologie permettant de quantifier l'incertitude des limites d'un périmètre de protection en y associant un intervalle de confiance ou une zone d'incertitude.

La méthode de trajectoire de particules est une méthode numérique populaire utilisée pour délimiter des périmètres de protection. Cette méthode, basée uniquement sur le transport advectif, néglige le transport dispersif. À l'échelle microscopique, la dispersion est principalement causée par la variation de la vitesse dans les pores. Par

contre, à grande échelle, l'hétérogénéité de l'aquifère peut engendrer une dispersion accrue. La dispersion est donc une manifestation de l'hétérogénéité de l'aquifère. Malheureusement, dans plusieurs problèmes pratiques, l'hétérogénéité de l'aquifère n'est très souvent décrite que par quelques valeurs moyennes de conductivités hydrauliques, rendant très difficile d'établir de façon adéquate le champ de vitesses. Dans le cadre de cette étude, le modèle choisi pour délimiter les périmètres est un modèle de marche aléatoire. Ce modèle de transport de contaminants, similaire à la technique de trajectoire de particules, incorpore le transport dispersif en ajoutant une composante aléatoire au déplacement advectif. La méthodologie développée comporte trois étapes: 1) calcul de la charge hydraulique pour un état permanent à l'aide d'un modèle de différences finies, 2) application de la méthode de marche aléatoire par trajectoire inverse et 3) analyse statistique de la position finale des particules afin de déterminer la zone d'incertitude. La méthodologie développée est appliquée à un domaine d'écoulement hypothétique ayant des conditions hydrogéologiques similaires à un site réel.

Le MEF propose comme périmètre de protection l'aire d'alimentation de l'ouvrage de captage et une protection correspondant à un temps de transfert de 60 jours. L'aire d'alimentation comprend toutes les zones où l'eau souterraine s'écoule en direction de l'ouvrage de captage donc celle-ci peut parfois être de très grande dimension rendant ainsi difficile l'application d'une gestion et d'une protection adéquate. Alors au cours de cette étude, en plus d'utiliser un temps de transfert de 60 jours, un temps de 10 ans est choisi pour délimiter les zones d'incertitude. Les exemples présentés tout au long de l'étude démontrent que la méthodologie proposée est une façon efficace d'estimer l'incertitude des périmètres de protection. Ces exemples démontrent clairement l'influence du transport dispersif sur les périmètres. Selon le niveau d'incertitude désiré, le phénomène de dispersion peut engendrer une augmentation du territoire à gérer et ce peu importe le temps de transfert choisi. Pour un temps de transfert donné, t_0 , une zone d'incertitude indique qu'un contaminant situé à l'intérieur de celle-ci peut

prendre t_p ans ou mois à se rendre au puits et ce peu importe d'où il provient. Par contre, la probabilité que le contaminant rejoigne l'ouvrage varie en fonction de sa localisation. Les facteurs contrôlant l'étendue et la direction de la zone d'incertitude sont principalement le gradient hydraulique, la conductivité hydraulique, les vitesses d'écoulement et la dispersivité longitudinale. La méthodologie développée ne requiert pas plus de données que les méthodes analytiques ou numériques suggérées par le MEF. C'est une méthode simple qui incorpore les variations de la conductivité hydraulique très souvent mal connues. La méthodologie proposée est une méthode conservatrice par rapport à la méthode de trajectoire de particules.

ABSTRACT

Groundwater protection is the subject of a growing concern in several countries. The "ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF)", conscious of this natural richness proposed, in April 1996, a plan of action for the setting up of a groundwater protection and preservation policy. An essential component of this kind of project is the delineation of wellhead protection areas. The delineation of wellhead protection areas is the way advocated by the MEF to protect groundwater pumping wells. Since the municipalities will be requested to control potentially pollutant activities for groundwater within those areas, the choice of a judicious method to delineate them is essential. The accuracy of the boundaries of the time-related capture zone is function of the complexity of the method used but mainly of the knowledge of the physical environment. Model input parameters are characterized by a certain amount of uncertainty. Not taking into account this uncertainty will inevitably lead to an underestimation of the extent of the protection area which has a direct impact on land management and decisions aspiring to protect the groundwater resource. The main goal of this study was to develop a methodology that allowed the quantification of the uncertainty of the wellhead protection area by associating it with a confidence interval or a zone of uncertainty.

Particle tracking is a popular numerical method for the delineation of wellhead protection area. This method, exclusively based on advective transport, neglects dispersive transport. At a microscopic scale, dispersion is mainly caused by pore velocity variations. On the other hand, at a larger scale, aquifer heterogeneity can lead to increasing dispersion. Unfortunately, in many field problems aquifer heterogeneity is at best described by a few hydraulic conductivity mean values, which make it difficult to adequately describe the velocity field. Within the context of this study, the chosen model for delineation of wellhead protection areas is a Random Walk model. This

solute transport model, which is similar to the particle tracking method, incorporate dispersive transport by adding a random component to the advection displacement. The proposed methodology is described in three steps: 1) computation of steady state hydraulic heads using a finite difference model, 2) application of the Random Walk method by reverse particle tracking, and 3) pathline endpoints statistical analysis in order to delineate a zone of uncertainty. The methodology developed is applied to hypothetical ground-water flow domains having realistic hydrogeologic condition.

The MEF proposes as wellhead protection areas both the capture zone and a 60-day time related capture zone. The capture zone can sometimes be too large to be the subject of a realistic management and protection plan. Consequently, in this study, in addition to a 60-day time related capture zone, a 10-year capture zone is also chosen to delineate a zone of uncertainty. The examples presented throughout the study demonstrate that the methodology proposed is an effective way to estimate the uncertainty of wellhead protection areas. The examples show clearly the influence of dispersive transport on perimeters. No matter if a 60-day or a 10-year capture zone is delineated, dispersive transport always results in a larger protection area to manage. For a given time of travel, t_0 , a zone of uncertainty indicate that a contaminant located within this zone can take t_0 years to reach the well no matter where the contaminant source is located. On the other hand, the probability that the contaminant reaches the well varies in function of its location. The factors that control the extent and the direction of the zone of uncertainty are mainly hydraulic gradient, hydraulic conductivity, groundwater velocity and longitudinal dispersivity. The developed methodology does not require more data than the numerical or analytical methods suggested by the MEF. It is a simple method that incorporates hydraulic conductivity variations often not well known. The developed methodology is conservative when compared to a particle tracking method.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	V
RÉSUMÉ	VIII
ABSTRACT	XI
LISTE DES TABLEAUX	XVII
LISTE DES FIGURES	XX
LISTE DES SYMBOLES	XXVI
LISTE DES ANNEXES	XXIX
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : LES PÉRIMÈTRES DE PROTECTION DES OUVRAGES DE CAPTAGE D'EAU SOUTERRAINE	5
1.1 Comparaison de la réglementation proposée du Québec avec la réglementation étrangère	5
1.2 Critères et méthodes utilisés pour délimiter les périmètres de protection aux États-Unis et en France	7
1.3 Détermination des périmètres selon le ministère de l'Environnement et de la Faune	10
1.3.1 Périmètre de protection immédiate	12
1.3.2 Périmètre de protection rapprochée	13
1.3.3 Périmètre de protection éloignée	16
CHAPITRE II : MÉTHODE DE TRAJECTOIRE DE PARTICULES POUR LA DÉLIMITATION DES PÉRIMÈTRES DE PROTECTION	17
2.1 Historique de la méthode de trajectoire de particules	17

2.2	Méthode de trajectoire de particules	19
2.2.1	Concept	19
2.2.2	Différentes méthodes d'interpolation des vitesses intracellulaires.....	23
2.2.3	Différentes approches d'intégration numériques utilisées	26
2.2.4	Limitations.....	26

CHAPITRE III : APPROCHE PROPOSÉE POUR DÉLIMITER

	L'INTERVALLE DE CONFIANCE D'UN PÉRIMÈTRE DE PROTECTION.....	29
3.1	Notions d'incertitude dans la délimitation des périmètres de protection.....	29
3.2	Revue des modèles utilisés pour traiter l'incertitude.....	31
3.3	Le phénomène de dispersion	34
3.3.1	Dispersion microscopique et macroscopique	34
3.3.2	La dispersion: un phénomène aléatoire	36
3.4	Considération de la dispersion pour délimiter l'intervalle de confiance d'un périmètre de protection.....	37

CHAPITRE IV : DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE NUMÉRIQUE

	PROPOSÉ	38
4.1	Méthode de trajectoire de particules	38
4.1.1	Calcul de la vitesse entre les noeuds	41
4.1.2	Déplacement de la particule et temps de parcours.....	43
4.1.3	Interpolation de la vitesse intracellulaire	45
4.1.4	Modification du pas de temps (Méthode d'Euler modifiée)	46
4.1.5	Contrôle de l'incrémentation spatiale.....	52
4.1.6	Rayon de relâchement	53
4.1.7	Terminaison du parcours de la particule ou de la ligne de parcours	53
4.2	Théorie du modèle de marche aléatoire développé	54

4.2.1	Approche de la méthode de marche aléatoire.....	54
4.2.2	Bases théoriques de la méthode de marche aléatoire: l'équation de Ito-Fokker-Plank	56
4.2.3	Modèles de dispersivité.....	59
4.2.4	La dispersion, phénomène naturel irréversible.....	61
4.3	Délimitation d'une zone d'incertitude.....	64
4.4	Analyse statistique des résultats du modèle de marche aléatoire	65
CHAPITRE V : VALIDATION DU MODÈLE PROPOSÉ		70
5.1	Validation du modèle de trajectoire de particules proposé.....	70
5.1.1	Écoulement variable - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée.....	70
5.1.2	Écoulement radial vers un puits - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée	73
5.2	Validation du modèle de marche aléatoire.....	74
5.2.1	Écoulement uniforme - dispersion longitudinale.....	75
5.2.2	Écoulement uniforme - dispersion longitudinale et transversale.....	76
5.3	Vérification de l'utilisation de la méthode de marche aléatoire par trajectoire inverse.....	77
5.3.1	Écoulement uniforme - dispersion longitudinale.....	77
5.3.2	Écoulement variable - dispersion longitudinale	82
CHAPITRE VI : APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE		87
6.1	Aquifère homogène - gradient hydraulique nul avant pompage - temps de transfert 10 ans.....	89
6.1.1	Résultats	91
6.1.2	Discussion	99
6.1.3	Vérification des limites par simulation dans le sens de l'écoulement	108

6.2	Aquifère homogène - gradient hydraulique non nul avant pompage - temps de transfert 10 ans	112
6.2.1	Résultats	113
6.2.2	Discussion	117
6.3	Aquifère hétérogène - gradient hydraulique non nul avant pompage - temps de transfert 10 ans	122
6.3.1	Résultats	125
6.3.2	Discussion	127
6.4	Aquifère homogène - gradient hydraulique non nul avant pompage - temps de transfert 60 jours	132
6.4.1	Résultats	132
6.4.2	Discussion	135
6.5	Conclusion	137
	CONCLUSION	139
	RÉFÉRENCES	143
	ANNEXES	154

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Exemples de relations entre les buts poursuivis pour une protection efficace et les critères pour délimiter les périmètres de protection.....	8
Tableau 1.2	Méthodes et formules utilisées par la France pour délimiter les périmètres de protection selon les critères choisis (Lallemand-Barrès et Roux, 1989).....	10
Tableau 1.3	Méthodes et formules utilisées par les États-Unis pour délimiter les périmètres de protection selon les critères choisis (USEPA, 1987).....	11
Tableau 1.4	Périmètres de protection selon le MEF	12
Tableau 4.1	Déplacement d'une particule selon la méthode d'Euler lorsque le pas de temps est réduit.....	48
Tableau 4.2	Comparaison entre la méthode d'Euler et la méthode d'Euler modifiée - calcul dans le sens de l'écoulement.....	50
Tableau 4.3	Comparaison entre la méthode d'Euler et la méthode d'Euler modifiée - calcul dans le sens inverse à l'écoulement	51
Tableau 5.1	Résultats: écoulement variable - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée - simulation dans le sens de l'écoulement	72
Tableau 5.2	Résultats: écoulement variable - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée - simulation par trajectoire inverse	73
Tableau 5.3	Résultats: écoulement radial vers un puits - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée - simulation dans le sens de l'écoulement et par trajectoire inverse.....	75

Tableau 5.4	Résultats: vérification par simulation dans le sens de l'écoulement - écoulement uniforme - dispersion longitudinale.....	81
Tableau 5.5	Résultats: vérification par simulation dans le sens de l'écoulement - écoulement variable - dispersion longitudinale	85
Tableau 6.1	Résumé des cas d'application	88
Tableau 6.2	Résumé des cas comparés	89
Tableau 6.3	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité.....	101
Tableau 6.4	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison des différents modèles de dispersivité, asymptotique (6.1.1a) vs constant (6.1.1b).....	104
Tableau 6.5	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différents ratios, $\alpha_r/\alpha_l = 0,1$ (6.1.1c) vs $\alpha_r/\alpha_l = 0,5$ (6.1.1d).....	105
Tableau 6.6	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure	107
Tableau 6.7	Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1a	109
Tableau 6.8	Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1e	111
Tableau 6.9	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité.....	119
Tableau 6.10	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité.....	120

Tableau 6.11	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de deux différents modèles de dispersivité .	122
Tableau 6.12	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de deux modèles de dispersivité.....	124
Tableau 6.13	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité.....	129
Tableau 6.14	Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité, $\alpha_L = 5m$ (6.4.1a) vs $\alpha_L = 20m$ (6.4.1b).....	136
Tableau II.1	Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1a	160
Tableau II.2	Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1e	161

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Aires d'appel, d'influence et d'alimentation	9
Figure 1.2	Paramètres A, B et L	15
Figure 2.1	Schéma d'une grille d'un modèle bidimensionnel de différences finies	23
Figure 2.2	Vitesses employées lors de l'interpolation bilinéaire de la vitesse intracellulaire.....	25
Figure 2.3	Représentation du déplacement advectif d'une particule par la méthode d'intégration d'Euler.....	27
Figure 4.1	Définition de la grille.....	39
Figure 4.2	Définition d'une cellule.....	40
Figure 4.3	Définition des dimensions d'une cellule	41
Figure 4.4	Schéma d'interpolation des vitesses intracellulaires.....	45
Figure 4.5	Déplacement d'une particule dans le sens de l'écoulement et dans le sens inverse à l'écoulement selon la méthode d'intégration d'Euler	47
Figure 4.6	Schéma des déplacements advectif et dispersif d'une particule.....	55
Figure 4.7	Modèle de dispersivité linéaire	60
Figure 4.8	Modèle de dispersivité asymptotique	60
Figure 4.9	Fraction de la concentration, en fonction de la distance, d'un traceur (a) injecté à x_0 pour un temps t_r , simulation dans le sens de l'écoulement (b) injecté à x'_0 pour un temps t_r simulation dans le sens contraire de l'écoulement	63

Figure 4.10	Position finale des particules et illustration des intervalles de confiance	66
Figure 4.11	Représentation schématique de l'analyse statistique	68
Figure 5.1	Dispersion longitudinale d'un écoulement unidimensionnel de l'essai de traceur injecté à $x = 250$	76
Figure 5.2	Dispersion longitudinale d'un écoulement uniforme de l'essai de traceur injecté à $x = 250$ et $y = 300$	78
Figure 5.3	Dispersion transversale d'un écoulement uniforme de l'essai de traceur injecté à $x = 250$ et $y = 300$	78
Figure 5.4	Dispersion longitudinale d'un écoulement uniforme de l'essai de traceur injecté à $x = 350$ (simulation par trajectoire inverse).....	80
Figure 5.5	Fonction de distribution cumulée des particules - écoulement uniforme - essai de traceur injecté à $x = 350$ (simulation par trajectoire inverse) .	81
Figure 5.6	Dispersion longitudinale d'un traceur dans un écoulement à vitesse variable (simulation par trajectoire inverse)	83
Figure 5.7	Fonction de distribution cumulée des particules - écoulement variable - essai de traceur injecté à $x = 350$	83
Figure 5.8	(a) Dispersion longitudinale d'un écoulement variable de l'essai de traceur injecté aux limites inférieure et supérieure - simulation dans le sens de l'écoulement (b) Agrandissement de l'intersection des courbes à $x = 350\text{m}$	86
Figure 6.1	Lignes équipotentielles - cas d'application de la section 6.1 (mètres)..	91
Figure 6.2	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, cas 6.1.1a..	92
Figure 6.3	Distribution de la distance radiale des particules, cas 6.1.1a.....	93

Figure 6.4	Fonction de distribution cumulée, cas 6.1.1a.....	94
Figure 6.5	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, cas 6.1.1b .	95
Figure 6.6	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1c	96
Figure 6.7	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1d	97
Figure 6.8	Domaine d'écoulement de la section 6.1.1, lignes équipotentielles	98
Figure 6.9	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1e	99
Figure 6.10	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.1.1a et 6.1.1c	100
Figure 6.11	Variation de la limite supérieure en fonction de la dispersivité longitudinale.....	102
Figure 6.12	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.1.1a et 6.1.1b	103
Figure 6.13	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.1.1c et 6.1.1d	104
Figure 6.14	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.1.1c et 6.1.1e	106
Figure 6.15	Variation du périmètre advectif en fonction du débit de pompage.....	107
Figure 6.16	Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1b, vérification par simulation dans le sens de l'écoulement.....	110
Figure 6.17	Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1e, vérification par simulation dans le sens de l'écoulement.....	111

Figure 6.18	Domaine d'écoulement de la section 6.2, lignes équipotentielles (mètres)	113
Figure 6.19	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1a	114
Figure 6.20	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1b	115
Figure 6.21	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1c	116
Figure 6.22	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.2.1.a, b et c	118
Figure 6.23	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.2.1d et 6.2.1e	120
Figure 6.24	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.2.1a et 6.2.1d	121
Figure 6.25	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.2.1b et 6.2.1e	123
Figure 6.26	Répartition de la conductivité hydraulique de l'exemple de la section 6.3	124
Figure 6.27	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.3.1a	126
Figure 6.28	Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.3.1b	127
Figure 6.29	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.3.1a et 6.3.1b	128

Figure 6.30	Comparaison de la zone d'incertitude des exemples de la section 6.2m avec les périmètres dispersif ($\alpha_t = 1m$) de l'exemple 6.3. (a) Exemple 6.2.1a ($\alpha_t = 5m$) (b) Exemple 6.2.1b ($\alpha_t = 20m$) (c) Exemple 6.2.1c ($\alpha_t = 55m$).....	131
Figure 6.31	Domaine d'écoulement de la section 6.4, lignes équipotentiellles (mètres)	133
Figure 6.32	Intervalle de confiance du périmètre de protection 60 jours, exemple 6.4.1a	134
Figure 6.33	Intervalle de confiance du périmètre de protection 60 jours, exemple 6.4.1b	135
Figure 6.34	Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.4.1a et 6.4.1b	136
Figure I.1	Schéma d'interpolation de la vitesse v_{xA}	154
Figure I.2	Schéma d'interpolation de la vitesse v_{xB}	155
Figure I.3	Schéma d'interpolation de la vitesse v_{xp}	156
Figure II.1	Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1b	157
Figure II.2	Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1b	157
Figure II.3	Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1c.....	157
Figure II.4	Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1c.....	157
Figure II.5	Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1d	158
Figure II.6	Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1d	158
Figure II.7	Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1e.....	158
Figure II.8	Fonction du distribution cumulée, exemple 6.1.1e	158

Figure II.9 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1d..159

Figure II.10 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1e..159

LISTE DES SYMBOLES

a	: accélération de la particule, $[L/T^2]$
A	: distance du point de stagnation aval au puits de pompage, $[L]$
AB	: variable servant au modèle de dispersivité asymptotique (voir figure 4.7)
AD	: variable servant au modèle de dispersivité asymptotique (voir figure 4.7)
b	: épaisseur saturée de l'aquifère, $[L]$
B	: largeur de la zone de captage au niveau du puits, $[L]$
C	: concentration du contaminants, $[M/L^3]$
d	: distance de parcours amont d'un point donné jusqu'au puits, $[L]$
ds	: dimension moyenne des cellules aux alentours de la particule, $[L]$
dt	: pas de temps, $[T]$
dx	: distance (axe des x) sur laquelle les particules sont comptées, $[L]$
D^*	: diffusion moléculaire, $[L^2/T]$
D_L, D_T	: coefficient de dispersion longitudinale et transversale, $[L^2/T]$
D_{xx}, D_{xy}	
D_{yx}, D_{yy}	: composantes du tenseur du coefficient de dispersion, $[L^2/T]$
E	: différence entre deux positions, $[L]$
f	: fonction de distribution de probabilité
h	: charge hydraulique, $[L]$
i	: gradient hydraulique régional, $[L/L]$
k (indice)	: numéro de la particule
K	: conductivité hydraulique, $[L/T]$
K_x, K_y	: composantes principales du tenseur de conductivité hydraulique $[L/T]$
$K_{x_{i,j+1/2}}$: conductivité hydraulique entre les noeuds (i,j) et $(i,j+1)$ dans la direction x , $[L/T]$

- $K_{y_{i+1/2,j}}$: conductivité hydraulique entre les noeuds (i,j) et (i+1,j) dans la direction y, [L/T]
- L : largeur du front d'appel par rapport à la direction de l'écoulement, [L]
- L (indice) : numéro du secteur
- m : pente des vitesses selon la distance
- m (indice) : nombre de secteurs circulaires
- n : porosité (sans unité)
- n (indice) : nombre de particules dans un secteur
- n_e : porosité effective [L^3/L^3]
- $n_{e_{i,j+1/2}}$: porosité effective entre les noeuds (i,j) et (i,j+1), (sans unité)
- $n_{e_{i+1/2,j}}$: porosité effective entre les noeuds (i,j) et (i+1,j), (sans unité)
- N : nombre de particules à x pour un temps t
- N_0 : nombre initial de particules
- $p(t_0)$: position de la particule au temps t_0
- P_{kL} : position de la particule
- \bar{P}_L : position moyenne des particules
- q_x, q_y : composantes de la vitesse de Darcy [L/T]
- Q : débit de pompage, [L^3/T] ou flux volumique par unité de surface de l'aquifère, [L/T]
- r_{kL} : distance radiale de la particule P_{kL}
- \bar{r}_L : distance radiale moyenne, [L]
- t : temps, [T]
- t_0 : temps initial, [T]
- $v(p,t)$: vitesse de la particule, [L/T]
- v_x, v_y : composantes de la vitesse réelle de pore, [L/T]

- v_{x_t}, v_{y_t} : composantes de la vitesse moyenne dans les pores de la particule à sa position initiale, [L/T]
- v_{xA}, v_{xB}
 v_{xP} : vitesses servant à l'interpolation des vitesses intracellulaires, [L/T] (voir figure 4.4)
- v_{x1}, v_{x2}
 v_{x3}, v_{x2} : vitesses servant à l'interpolation des vitesses intracellulaires, [L/T] (voir figure 4.4)
- x, y : coordonnées cartésiennes horizontales, [L]
- x_t, y_t : position initiale de la particule au temps t, [L]
- $x_{t+\Delta t}, y_{t+\Delta t}$: position de la particule à sa nouvelle localisation au temps t+ Δt , [L]
- Z_1, Z_2 : nombres aléatoires de distribution normale centrée à zéro et d'écart type 1
- α_L, α_T : dispersivités longitudinale et transversale, [L]
- $\alpha_{k,L}$: angle de la droite $OP_{k,L}$ avec l'axe des x
- $\bar{\alpha}_L$: angle de la droite $O\bar{P}_L$ avec l'axe des x
- β_x, β_y : variables servant à l'interpolation des vitesses intracellulaires (voir figure 4.4)
- Δs : déplacement, [L]
- Δt : pas de temps, [T]
- $\Delta x_{ij}, \Delta x_{i,j+1}$: dimension horizontale des cellules ij et i,j+1, [L]
- $\Delta y_{ij}, \Delta y_{i+1,j}$: dimension verticale des cellules ij et i+1,j, [L]
- μ : moyenne de la distance parcourue par les particules
- σ : écart-type de la distance parcourue par les particules

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE I :	Interpolation de la vitesse intracellulaire.....	154
ANNEXE II :	Figures et tableaux des applications de la méthodologie proposée.....	157

INTRODUCTION

Au Québec, soixante-six pour cent (66%) des municipalités, à exploitation rurale pour la plupart, puisent leur eau potable dans les nappes souterraines (MEF, 1995). Ceci représente environ 645 500 mètres cubes d'eau souterraine distribuée par jour à vingt et un (21%) de la population Québécoise, soit 1 450 000 personnes (MEF, 1995). Cette ressource naturelle, généralement de très bonne qualité chimique et bactériologique, est soutirée à l'aide de plusieurs ouvrages de captage individuels et d'environ 400 réseaux de distribution municipaux répartis sur quatre-vingt-dix pour cent (90%) du territoire habité du Québec (MEF, 1995). Compte tenu de la vulnérabilité des eaux souterraines aux diverses sources de contamination, la protection des ouvrages de captages existants et futurs constitue un élément essentiel à une gestion responsable de cette ressource. En ce sens, la délimitation de zones de protection dans lesquelles certaines activités seraient interdites ou réglementées constitue une approche prometteuse.

Les conséquences d'une contamination de l'eau souterraine par des agents polluants sont néfastes car en plus d'être nuisibles sur la santé, elles entraînent, dans plusieurs des cas, un abandon de l'ouvrage de captage. Des solutions telles que traiter l'eau, caractériser et nettoyer le secteur contaminé ou déplacer les captages et les réseaux de distribution nécessitent très souvent l'allocation de sommes considérables. Peu importe la solution choisie, un cas de contamination d'une source d'eau potable souterraine ne peut qu'engendrer des inconvénients tant sur le plan économique, sanitaire qu'environnemental. Malheureusement, au Québec, seul un faible pourcentage des municipalités en régions rurales ont l'expertise ou les moyens techniques et financiers pour assurer une protection efficace de leurs ouvrages d'alimentation en eau potable.

Le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), conscient de l'importance de la richesse des eaux souterraines a proposé, en avril 1996, un plan d'action sur la mise en

oeuvre de la Politique de protection et de conservation des eaux souterraines. Cette Politique vise l'instauration d'une nouvelle réglementation forçant tout exploitant d'un ouvrage de captage qui extrait plus de 75 m³/j à des fins de consommation humaine à établir des périmètres de protection autour de son ouvrage. Trois périmètres distincts (immédiat, rapproché et éloigné) sont mentionnés dans la directive 001 de la Politique du MEF concernant le captage et la distribution d'eau. Chacune des aires délimitées par ces périmètres serait assujettie à des contrôles des activités potentiellement polluantes, dont la sévérité varierait en fonction de la nature de la pollution. De plus le MEF publiait tout récemment un guide (MEF, 1995) fournissant les renseignements nécessaires à la délimitation des trois périmètres de protection ainsi que les données pertinentes à recueillir pour l'établissement de ces périmètres. Ce guide sert également d'instrument de travail afin d'aider les intervenants dans leurs choix pour la protection des ouvrages de captage.

Dans son guide, le MEF suggère différentes méthodes pour la délimitation des périmètres de protection. Ces méthodes varient en complexité selon la quantité de données nécessaires à leur application ainsi que les hypothèses d'application. Bien que les techniques proposées par le MEF soient principalement des méthodes analytiques, il est également mentionné de la possibilité d'utiliser des méthodes numériques. Diverses étapes doivent être franchies avant d'appliquer l'une ou l'autre de ces méthodes incluant par exemple la collecte de données nécessaires à l'établissement des périmètres. L'étude hydrogéologique requise pour acquérir les données de base est fondamentale au processus d'établissement des périmètres de protection. Une connaissance superficielle de la nappe aquifère rendra difficile d'établir avec une précision satisfaisante les zones de recharge, la provenance de l'eau souterraine et par le fait même les périmètres de protection. Ces derniers doivent offrir une sécurité maximale tout en étant réalistes dans la superficie de terrain à protéger. Une bonne connaissance du milieu aidera à justifier le choix du périmètre proposé.

Le milieu aquifère étant une formation géologique hétérogène, la variation spatiale des paramètres hydrogéologiques ne peut jamais être parfaitement connue et ce même si une quantité considérable de données est disponible. L'incertitude associée aux variations spatiales de paramètres tels que la conductivité hydraulique et la porosité engendre une incertitude sur les résultats du modèle incluant la charge hydraulique, la vitesse de l'eau dans les pores et le transport de contaminants. Dans un programme de protection, il est de plus en plus fréquent de se préoccuper de l'incertitude associée aux paramètres hydrauliques car la délimitation des périmètres de protection y est directement reliée. Ne pas tenir compte de cette incertitude risque de conduire à une sous-estimation ou à une surestimation significative de la dimension du périmètre avec ses conséquences sur la protection de la santé humaine et la gestion du territoire.

L'objectif de la présente étude est de développer, pour un milieu granulaire, une méthodologie permettant de quantifier l'incertitude des limites d'un périmètre de protection en y associant un intervalle de confiance ou une zone d'incertitude. La méthode de trajectoire de particules est une méthode numérique populaire utilisée pour délimiter des périmètres de protection. Cette méthode qui consiste à relâcher des particules dans la nappe aquifère et à suivre leur déplacement dans le temps est basée uniquement sur le transport advectif, négligeant ainsi le transport dispersif des contaminants. À l'échelle microscopique, la dispersion est principalement causée par la variation de la vitesse dans les pores. Par contre, à l'échelle locale et régionale, l'hétérogénéité de la formation aquifère entraîne une dispersion additionnelle. Dans le cadre de cette étude, le modèle choisi pour délimiter les périmètres est un modèle de marche aléatoire. Similaire à la technique de trajectoire de particules, ce modèle incorpore le transport dispersif en ajoutant une composante aléatoire au déplacement advectif. La méthodologie développée comporte trois étapes: 1) calcul du champ de vitesses pour un état permanent à l'aide d'un modèle de différences finies, 2) application de la méthode de marche aléatoire pour définir une zone correspondant à la position finale des particules relâchées et 3) analyse statistique du nuage de particules afin

d'établir un intervalle de confiance de la zone de captage obtenue. Afin d'estimer l'incertitude des périmètres de protection, la méthodologie développée est appliquée à un domaine d'écoulement hypothétique. En plus de démontrer l'importance du phénomène de dispersion sur la forme et l'étendue des périmètres de protection, les résultats reflètent l'influence du temps de parcours des particules et de la direction de l'écoulement sur l'intervalle de confiance.

Le premier chapitre de ce mémoire porte sur la délimitation de périmètres de protection des ouvrages de captage des eaux souterraines et des différences entre les critères et méthodes utilisés dans divers pays. Il contient également une description de ce qu'est la délimitation des périmètres de protection des ouvrages de captage selon le MEF. Le chapitre II traite de la méthode de trajectoire de particules qui est la méthode numérique généralement utilisée pour la délimitation des périmètres de protection. Des notions d'incertitude liées à la délimitation des périmètres de protection sont présentées au chapitre III. Ce chapitre introduit de quelle façon l'incertitude sera traitée dans le modèle proposé. Le quatrième chapitre renferme les détails du développement de la méthodologie proposée pour la délimitation des zones d'incertitude. Ce chapitre inclut chacune des étapes de la conception du modèle numérique. La méthodologie utilisée pour l'analyse statistique des résultats y est aussi présentée. La validation du modèle numérique développé est effectuée dans le chapitre V. Afin d'illustrer le fonctionnement du modèle numérique, des cas d'application sont présentés au chapitre VI. Une discussion termine ce chapitre. Pour terminer une conclusion rappelant les principales observations est présentée.

CHAPITRE I

LES PÉRIMÈTRES DE PROTECTION DES OUVRAGES DE CAPTAGE D'EAU SOUTERRAINE

La protection des eaux souterraines contre la contamination est un sujet prenant de plus en plus d'importance dans le domaine des ressources naturelles à protéger. Plusieurs organismes (USEPA, 1989a et MEF, 1995) définissent un périmètre de protection comme étant les limites d'un territoire comprenant la surface et le sous-sol entourant un ou plusieurs ouvrages de captage approvisionnant un système de distribution d'eau potable et à l'intérieur duquel des contaminants peuvent se propager et rejoindre le ou les ouvrages. Plusieurs pays ont, depuis longtemps, adopté des législations et réglementations visant à protéger les ouvrages de captage d'eau souterraine. Le modèle utilisé par la majorité des pays possédant une législation sur la protection des captages est celui développé par l'Allemagne fédérale (Lallemand-Barrès et Roux, 1989). Le principe général préconisé par ces pays est d'établir un minimum de trois zones de protection autour d'un ouvrage de captage et d'en contrôler les activités potentiellement polluantes pour les eaux souterraines. Ces trois zones de protection sont couramment appelées périmètre de protection immédiate, rapprochée et éloignée.

1.1 Comparaison de la réglementation proposée du Québec avec la réglementation étrangère

Le plus restrictif des périmètres fait référence à une protection immédiate et correspond à une zone ayant un rayon fixe. La distance n'est pas dépendante de la géologie du sol et des conditions hydrogéologiques car elle vise surtout à protéger l'ouvrage de captage lui-même et à prévenir toute introduction directe de substances polluantes dans celui-ci. En milieu poreux, plusieurs pays tels que la France, l'Allemagne et la Suisse exigent une

distance minimale de dix mètres pouvant s'étendre jusqu'à un maximum de vingt mètres si nécessaire (Lallemand-Barrès et Roux, 1989). Par contre, aux États-Unis la servitude imposée pour le périmètre de protection immédiate est une distance unique de trente mètres (USEPA, 1987). Le Québec, fortement inspiré par les américains, a pour sa part, lui aussi opté pour un rayon de trente mètres (MEF, 1995).

La deuxième zone est appelée périmètre de protection rapprochée par plusieurs pays et provinces dont la France, la Suisse et le Québec. Le critère utilisé par la plupart des législations étrangères pour délimiter ce périmètre est basé sur le temps de survie des contaminants de nature bactérienne ou virale c'est-à-dire le temps minimal pour que la plus grande partie des bactéries et virus soient éliminés avant d'atteindre l'ouvrage de captage. Il a été démontré par les allemands à la suite de travaux effectués au début du siècle que la plupart des bactéries étaient éliminées au bout de 50 jours (Lallemand-Barrès et Roux, 1989). C'est pourquoi des pays tels l'Allemagne, les Pays-Bas et les États-Unis ont choisi comme critère un temps de transfert ou de parcours variant de 50 à 60 jours. Certains pays exigent également qu'une distance minimale de l'ouvrage soit respectée. Cette distance varie de 30 à 165 mètres selon le pays. Le Québec propose pour le périmètre de protection rapprochée un temps de transfert de 60 jours et une distance minimale de 100 mètres de l'ouvrage à respecter (MEF, 1995).

La troisième zone vise à protéger le captage contre les substances polluantes plus persistantes comme les produits chimiques et radioactifs. Plusieurs pays s'entendent sur le fait que la troisième zone, généralement appelée périmètre de protection éloignée, devrait idéalement s'étendre de la limite externe du périmètre de protection rapprochée jusqu'à la limite de l'aire d'alimentation du captage. Le problème concernant le périmètre de protection éloignée est que parfois l'étendue de celui-ci est si excessive qu'il pourrait être difficile d'y appliquer certaines interdictions ou réglementations. C'est pour cette raison que certains pays tels les États-Unis et les Pays-Bas ont choisi un temps de transfert comme critère pour la délimitation du périmètre de protection

éloignée. Le temps minimal proposé est généralement de 10 ou 15 ans. Les États-Unis proposent toutefois d'utiliser 20 ans lorsque c'est possible, alors que les Pays-Bas imposent (en plus de la zone de 10 ans) une autre zone correspondant à un temps de transfert de 25 ans. Au Québec aucune indication n'est donnée concernant un temps de transfert à utiliser, le gouvernement propose plutôt de mettre en place des mécanismes de prévention contre les pollutions persistantes (MEF, 1995).

1.2 Critères et méthodes utilisés pour délimiter les périmètres de protection aux États-Unis et en France

L'objectif poursuivi lors de la délimitation des périmètres de protection est de protéger la source d'approvisionnement en eau souterraine contre les contaminants chimiques et biologiques en empêchant leur intrusion directe dans les ouvrages de captages des eaux souterraines. La France et les États-Unis (Lallemand-Barrès et Roux, 1989 et USEPA, 1987) s'entendent sur cinq critères devant être pris en compte pour délimiter les zones de protection:

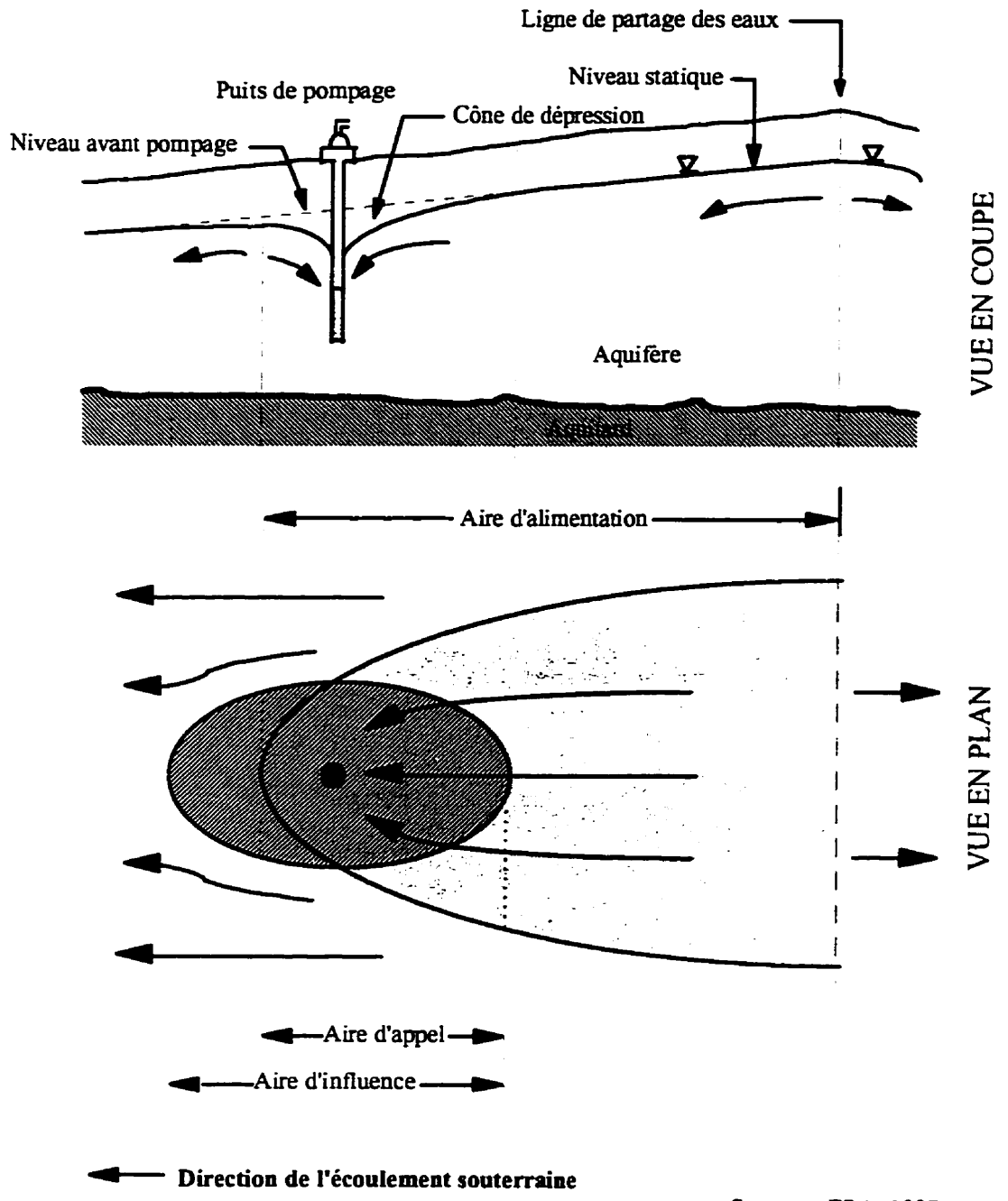
- 1) Distance
- 2) Rabattement
- 3) Temps de transfert
- 4) Limites d'écoulement
- 5) Pouvoir épurateur du sol

Le critère de distance fait référence à un rayon mesuré depuis l'axe du puits jusqu'à un point concerné. Ce critère est très arbitraire, difficilement justifiable scientifiquement lorsqu'il est utilisé pour délimiter les périmètres de protection rapproché et éloigné. Le rabattement est lié aux concepts de zone d'influence et de zone d'appel. On entend par zone d'influence l'aire à l'intérieur de laquelle les niveaux d'eau sont influencés par le

pompage ou la recharge d'un ouvrage de captage (MEF, 1995). La zone d'appel est la partie de la zone d'influence dans laquelle les lignes de courant se dirigent vers l'ouvrage de captage. Ces deux zones sont illustrées à la figure 1.1. Le temps de transfert est défini comme étant le temps que prend un contaminant pour arriver à l'ouvrage de captage. Ce critère est basé principalement sur des processus physiques s'appuyant entre autres sur l'advection et la dispersion. Une délimitation basée sur les limites de l'écoulement tient compte des caractéristiques physiques, topographiques ou hydrogéologiques qui contrôlent l'écoulement (Lallemand-Barrès et Roux, 1989). Les limites sont par exemple une rivière, un canal, une ligne de partage des eaux, une frontière imperméable. Et finalement, le critère basé sur le pouvoir épurateur du sol, qui contribue à une réduction progressive de la concentration d'un contaminant se propageant dans les zones non-saturées et saturée du sol, peut aussi être utilisé pour établir un périmètre de protection. La concentration de contaminant doit être rendue à un niveau acceptable avant d'atteindre le puits. Le choix du ou des critères sélectionnés dépend des buts à atteindre. Le tableau 1.1 présente des exemples de critères choisis, par la France (Lallemand-Barrès et Roux, 1989) et les États-Unis (USEPA, 1987), en fonction des buts poursuivis.

Tableau 1.1 Exemples de relations entre les buts poursuivis pour une protection efficace et les critères pour délimiter les périmètres de protection

But poursuivi	Critère correspondant
Distance permettant un temps d'intervention suffisamment long pour protéger le puits en cas de contamination	Temps de transfert
Atténuation de la concentration d'un polluant avant d'atteindre le captage	Pouvoir épurateur du sol
Gérer une zone englobant la majeure partie de l'aire d'alimentation	Rabattement ou distance
Gérer la totalité de l'aire d'alimentation	Limites de l'écoulement



Source : EPA, 1987

Figure 1.1 Aires d'appel, d'influence et d'alimentation

Comme on peut le constater, bien que la France et les États-Unis suggèrent les mêmes critères pour délimiter un périmètre de protection, les méthodes utilisées pour la délimitation de ceux-ci diffèrent légèrement pour chaque pays. Les méthodes utilisées par la France et les États-Unis sont respectivement résumées aux tableaux 1.2 et 1.3.

Tableau 1.2 Méthodes et formules utilisées par la France pour délimiter les périmètres de protection selon les critères choisis (Lallemand-Barrès et Roux, 1989)

Méthode	Critère	Formule ou procédure
Estimation du pouvoir épurateur du sol	Pouvoir épurateur du sol	Méthode empirique de Rehse (1977)
Détermination graphique de la zone d'appel du captage	Rabattement (zone d'appel)	Formule de Theis (1935)
Détermination des temps de transfert par calcul	Temps de transfert	Méthode de Hofmann et Lillich (1973), Méthode de Wyssling (1979), Équation du temps de transfert (Southern Water Authority, 1985)
Détermination des temps de transfert par abaques	Temps de transfert	Abaques de Sauty et Thiery (1975)
Détermination d'une distance de parcours ou d'un temps de transfert par nomogramme	Temps de transfert et distance	Nomogramme de Van Waegeningh et de Van Duijvenbooden (1978) ou de Pettyjohn (1987)
Détermination de la zone d'appel du captage et des temps de transfert par modélisation	Rabattement et temps de transfert	Modèle numérique d'écoulement, de transport et de trajectoire des particules

1.3 Détermination des périmètres selon le ministère de l'Environnement et de la Faune

Tel que mentionné plus haut, le MEF a proposé, en avril 1996, un plan d'action sur la mise en oeuvre de la Politique de protection et de conservation des eaux souterraines. La politique privilégie trois orientations principales en matière d'eau souterraine, qui consistent en la protection, la conservation et la gestion du territoire. L'orientation "protection" de la politique entend encadrer et contrôler l'utilisation du territoire pour

certaines secteurs d'activité humaine, de façon à prévenir les pertes d'usages de la ressource eau souterraine. Une des lignes directrices de cette orientation consiste à abandonner les normes de localisation des activités humaines au profit des périmètres de protection dans l'aire d'alimentation des ouvrages de captage approvisionnant des collectivités en eau potable (MEF, 1996).

Tableau 1.3 Méthodes et formules utilisées par les États-Unis pour délimiter les périmètres de protection selon les critères choisis (USEPA, 1987).

Méthode	Critère	Formule ou procédure
Rayon fixe arbitraire	Distance	Tracer un cercle de rayon donné autour du puits
Rayon fixe calculé	Temps de transfert Rabatement	Équation volumétrique Formule de Theis (1935)
Formes variables simplifiées	Combinaison de l'aire d'alimentation et du temps de transfert	Formes uniformisées établies par modèles analytiques pour des conditions, des paramètres hydrogéologiques et des taux de pompage donnés
Méthodes analytiques	Aire d'alimentation Temps de transfert	Équation d'un écoulement uniforme (Todd, 1980) L'équation du temps de transfert (Southern Water Authority, 1985)
Cartographie hydrogéologique	Combinaison des limites de l'écoulement et temps de transfert	Méthodes géologiques, géophysiques et de traceurs
Modélisation numérique	Rabatement, limites de l'écoulement et temps de transfert	Modèle numérique d'écoulement, de transport et de trajectoire des particules.

L'orientation "gestion" consiste à élaborer, appliquer et maintenir à jour un plan de protection et de conservation de la ressource en eau souterraine pour un territoire donné (MEF, 1996). La mise en place d'un aménagement conséquent du territoire québécois fait partie des objectifs de la gestion. Le principe de cet objectif est la détermination des périmètres de protection qui permettra de définir les portions du territoire où les activités

humaines devront être gérées pour préserver l'intégrité de la ressource eau souterraine. Le ministère de l'Environnement et de la Faune a publié tout récemment un guide sur les périmètres de protection autour des ouvrages de captage d'eau souterraine (MEF, 1995). Ce document fait suite au guide préliminaire élaboré en 1984 par la Direction des eaux souterraines et de consommation du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). Un rappel des périmètres de protection selon le MEF est présenté au tableau 1.4. Dans son guide le ministère mentionne les méthodes utilisées par l'Environmental Protection Agency (USEPA) des États-Unis pour établir la forme et la dimension des périmètres de protection. Ces méthodes ont déjà été présentées au tableau 1.3 à la section précédente. Le MEF a retenu diverses méthodes parmi celles utilisées par l'USEPA. Ces méthodes sont présentées, ci-après, pour chacun des périmètres devant être établis.

Tableau 1.4 Périmètres de protection selon le MEF

Périmètre	Critère	Périmètre à protéger
Immédiat	Directive 001 du MEF	Rayon de 30 mètres
Rapproché	Bactéries, virus	Délai de 60 jours, 100 mètres minimum
Éloigné	Contaminants persistants	Aire d'alimentation

Source MEF, 1995

1.3.1 Périmètre de protection immédiate

Le périmètre immédiat englobe la zone présentant la plus grande sensibilité à toute forme de contamination. La délimitation de ce périmètre ne requiert aucune méthode car elle correspond à une zone ayant un rayon minimal de trente mètres autour de l'ouvrage de captage. Ceci est une exigence de la directive 001, *Captage et distribution d'eau*, du ministère de l'Environnement et de la Faune. Ce périmètre est délimité par

une clôture cadencée et aucune activité autre que celle liée à la production d'eau potable n'est acceptée à l'intérieur de cette zone (MEF, 1995).

1.3.2 Périmètre de protection rapprochée

Le périmètre de protection rapprochée vise à protéger l'ouvrage de captage contre les contaminants de nature bactériologique ou virale. Le temps minimal nécessaire à l'élimination d'une pollution bactériologique est de 60 jours (Lallemand-Barrès et Roux, 1989 et USEPA, 1987). Ce périmètre correspond à la distance théorique que l'eau peut parcourir d'un point quelconque jusqu'au captage en 60 jours. La distance calculée ne doit pas être inférieure à 100 mètres. La méthode retenue par le MEF (1995) consiste à déterminer, à l'intérieur de l'aire d'alimentation, la distance correspondant à un temps de transfert de 60 jours. L'aire d'alimentation est définie comme étant l'aire englobant toute les zones où l'eau souterraine s'écoule en direction d'un ouvrage de captage d'eau souterraine (MEF, 1995). L'aire d'alimentation est illustrée à la figure 1.1.

En présence d'un écoulement uniforme dans un aquifère constitué d'un milieu poreux l'aire d'alimentation d'un puits de pompage peut être délimitée à l'aide des équations suivantes (Todd, 1980):

$$A = -\frac{Q}{2\pi Kbi} \quad (1.1)$$

$$L = \frac{Q}{Kbi} \quad (1.2)$$

$$B = \frac{L}{2} \quad (1.3)$$

où

A : distance aval du point de stagnation au puits de pompage, [L]

L : largeur du front d'appel par rapport à la direction de l'écoulement, [L];

B : largeur de la zone de captage au niveau du puits, [L]

- K** : conductivité hydraulique, [L/T]
b : épaisseur saturée de l'aquifère, [L]
i : gradient hydraulique régional, [L/L]
Q : débit de pompage, [L³/T]

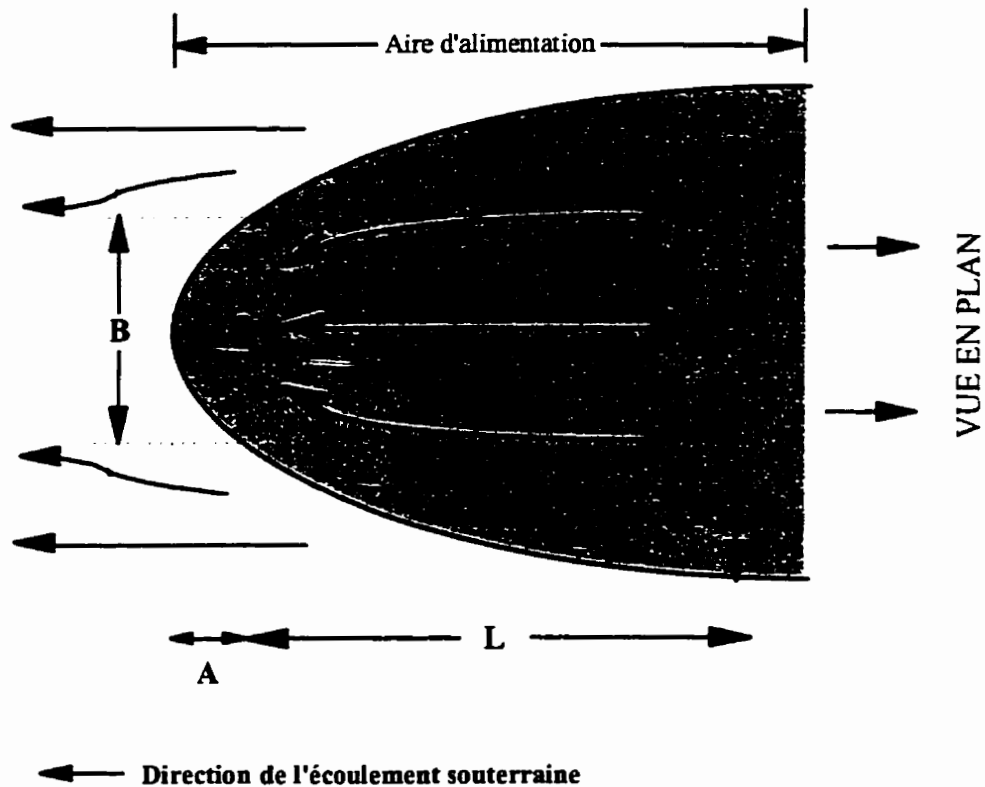
Le recours à ces équations est soumis aux hypothèses suivantes (Bear, 1979)

- l'écoulement obéit à la loi de Darcy;
- l'aquifère est homogène, isotrope et a des frontières infinies;
- la base de l'aquifère est horizontale et, lorsque confiné son épaisseur est constante.

Le puits est supposé en opération depuis suffisamment de temps pour produire un écoulement en régime quasi permanent. Dans de telles conditions et en présence d'un gradient hydraulique régional, la limite amont de l'aire d'alimentation s'étendra jusqu'à la frontière de l'aquifère. Cette méthode retenue par le MEF permet de calculer la distance (A) du puits au point de stagnation et la largeur (L) du front d'appel dans l'axe de l'écoulement. L'aire d'alimentation prend la forme d'une parabole ouverte vers l'amont et elle est représentée par un système à coordonnées rectangulaires ayant le centre du puits comme origine. Les paramètres A, B, L ainsi que l'aire d'alimentation sont illustrés à la figure 1.2.

Une fois l'aire d'alimentation délimitée il s'agit de calculer la distance théorique, parallèle à l'axe d'écoulement régional, correspondant à un temps de transfert advectif de 60 jours. Bear (1979) a développé une approche permettant de calculer le temps de parcours d'une goutte d'eau voyageant sur une distance donnée selon l'axe longitudinal:

$$t = \frac{n_e d}{Ki} - \frac{Q n_e}{2\pi K^2 i^2 b} \ln \left(1 + \frac{2\pi K b i d}{Q} \right) \quad (1.4)$$



Source : EPA, 1987

Figure 1.2 Paramètres A, B et L

où

- n_e : porosité effective (sans unité);
- d : distance de parcours amont d'un point donné jusqu'au puits, [L]
- t : temps de transfert de l'eau d'un point donné jusqu'au puits, [T]

En choisissant un temps de transfert, par exemple 60 jours, il est possible de calculer la distance de parcours. Cette distance sert de rayon pour tracer un arc de cercle dont le centre est le puits et dont les limites latérales sont l'aire d'alimentation. Le MEF (1995) propose cette méthode simple pour délimiter le périmètre de protection rapprochée.

1.3.3 Périmètre de protection éloignée

Le périmètre de protection éloigné est établi dans le but de protéger l'ouvrage de captage contre les contaminants persistants. En conséquence, aucune activité susceptible de relâcher des contaminants persistants sur le sol ne devrait être tolérée à l'intérieur du périmètre de protection éloignée (MEF, 1995). Comme il a été mentionné précédemment ce périmètre correspond théoriquement à la limite de l'aire d'alimentation du puits de pompage. La méthode retenue par le ministère de l'Environnement et de la Faune pour définir l'aire d'alimentation est basée sur l'équation de Bear (1979) présentée à la section précédente. Le MEF (1995) précise que l'emploi des méthodes proposées pour délimiter les périmètres de protection rapprochée et éloignée se limite aux situations simples. De plus, on y mentionne que le recours à des modèles plus sophistiqués est nécessaire pour l'analyse de cas complexes.

CHAPITRE II

MÉTHODE DE TRAJECTOIRE DE PARTICULES POUR LA DÉLIMITATION DES PÉRIMÈTRES DE PROTECTION

Les méthodes analytiques suggérées par le MEF pour la délimitation des périmètres de protection rapprochée et éloignée se limitent aux aquifères dont l'écoulement est uniforme et le milieu est homogène ayant des frontières infinies. En présence d'un domaine d'étude ayant une géométrie et des conditions frontières complexes ainsi que des paramètres hydrogéologiques non uniformes, il s'avère essentiel d'utiliser des modèles plus complexes, tels les modèles numériques, pour déterminer les périmètres de protection. Une approche numérique populaire utilisée pour la délimitation des périmètres de protection est la méthode de trajectoire de particules («particle tracking»).

2.1 Historique de la méthode de trajectoire de particules

La simulation du transport de contaminants dans un système d'écoulement souterrain est une tâche complexe impliquant divers processus. Ces derniers incluent principalement l'advection et la dispersion, qui dépendent du milieu physique de l'écoulement, et les réactions physico-chimiques qui dépendent du type de contaminant et du matériau granulaire.

L'équation générale de transport bidimensionnelle pour un contaminant non réactif applicable à une nappe aquifère anisotrope et non homogène:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{yx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{yy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) \quad (2.1)$$

où

x, y : coordonnées cartésiennes horizontales, [L]

v_x, v_y : composantes de la vitesse réelle de pore, [L/T]

C : concentration du contaminants, [M/L³]

t : temps, [T]

D_{xx}, D_{xy}

D_{yx}, D_{yy} : composantes du tenseur du coefficient de dispersion, [L²/T]

Des solutions analytiques (Domenico et Robbins, 1985; Javandel et al., 1984; Van Genuchten et Alves, 1982) sont disponibles pour résoudre l'équation 2.1. Par contre, elles n'incluent généralement qu'un ou deux mécanismes de transport dans un domaine d'écoulement simple avec des paramètres hydrauliques uniformes. La simulation numérique, contrairement aux solutions analytiques, incorpore plusieurs processus contrôlés par l'équation de transport et ce dans un aquifère ayant une géométrie complexe et des paramètres de transport non uniformes. Au cours des dernières années, le développement de modèles numériques s'est accru considérablement et plusieurs modèles de transport ont vu le jour. Zheng et Bennett (1995) citent les plus populaires: USGS MOC (Konikow et Bredehoeft, 1978), RANDOM WALK (Prickett et al., 1981), USGS SUTRA (Voss, 1984), Princeton Transport (Babu et Pinder, 1984), SWIFT (Reeves et al., 1986) et MT3D (Zheng, 1990).

Lorsque l'équation (2.1) du transport de contaminants est dérivée sous l'hypothèse simplificatrice que toutes les particules du contaminants se déplacent avec la vitesse moyenne de l'eau dans les pores, on obtient l'équation du transport advectif. Cette équation différentielle peut être résolue directement à l'aide de diverses méthodes numériques telles que les méthodes par différences finies et par éléments finis (Zheng et Bennett, 1995). Par contre, ces méthodes, lorsqu'elles sont utilisées pour résoudre l'équation du transport advectif, peuvent engendrer des problèmes de dispersivité numérique (Bear et Verruijt, 1987; Zheng et Bennett, 1995) et d'oscillation (Huyakorn

et Pinder, 1983). En raison de ces problèmes une méthode numérique, soit la méthode de trajectoire de particules est souvent utilisée pour résoudre l'équation du transport advectif (Wen et Gómez-Hernández, 1996; Goode, 1990). Cette méthode modélise le parcours du contaminant dans la nappe aquifère en calculant le mouvement advectif d'un groupe de particules imaginaires distinctes dirigées par l'écoulement de l'eau. Le parcours ainsi déterminé est appelé trajectoire de particules.

La méthode de trajectoire de particules calcule le transport purement advectif et ne tient pas compte de la dispersion. Cette approche est fréquemment employée pour modéliser le transport dans un milieu hétérogène et elle est basée sur le fait qu'une grande partie de la propagation du panache de contamination est causée par l'hétérogénéité de l'aquifère (Wen et Gómez-Hernández, 1996). De plus, cette méthode est dépourvue de dispersion numérique et d'oscillation artificielle et elle convient pour déterminer la localisation, le temps et la concentration d'arrivée d'un contaminant (Wen et Gómez-Hernández, 1996). De plus en plus de modèles de trajectoire de particules sont disponibles et utilisés dans diverses applications pratiques. On retrouve entre autres les modèles à deux dimensions GWPATH (Shafer, 1987b) et FLOWPATH (Franz et Guiguer, 1994) et les modèles à trois dimensions MODPATH (Pollock, 1994) et PATH3D (Zheng, 1989).

2.2 Méthode de trajectoire de particules

2.2.1 Concept

Le concept de trajectoire de particules est relativement simple. Il consiste à évaluer le transport advectif caractérisé par un système d'écoulement en générant des lignes correspondant au parcours de particules imaginaires. La méthode de trajectoire néglige l'effet de la dispersion locale à l'échelle microscopique. La dispersion locale regroupe la

dispersion mécanique et la diffusion moléculaire. Le processus advectif est parfois tellement dominant que la vitesse moyenne simulée par le modèle d'écoulement peut être utilisée pour modéliser le transport de contaminants avec une exactitude acceptable (National Research Council of USA, 1989). Ceci est particulièrement vrai lorsque le domaine d'écoulement contient des sources (puits d'injection) et des fuites (puits de pompage) dominantes ou des propriétés d'aquifère hétérogènes (Schafer-Perini et Wilson, 1991). L'application d'un algorithme de trajectoire de particules nécessite un champ de vitesses préalablement calculé par un modèle d'écoulement souterrain. Les modèles d'écoulement analytique et numérique sont fréquemment couplés avec des modèles de trajectoire de particules pour délimiter des périmètres de protection. Ces méthodes varient grandement dans leur degré de sophistication et dans la limitation imposée par les hypothèses simplificatrices requises, ainsi que dans leur besoin en données hydrogéologiques et géologiques. Springer et Bair (1992) présentent les avantages et les limitations de ces diverses méthodes lorsque couplées à des modèles de trajectoire de particules. Ceux-ci concluent que pour calculer la distribution de charge hydraulique le principal désavantage des méthodes analytiques contrairement aux méthodes numériques est qu'elles ne tiennent généralement pas compte des frontières hydrogéologiques, de l'hétérogénéité de l'aquifère et de la recharge. Cette conclusion se manifeste également dans la délimitation des zones de captage car le modèle d'écoulement utilisé influence directement les lignes d'écoulement. Les différents degrés de précision des modèles d'écoulement sont reflétés sur la grandeur, la forme et la direction du périmètre de protection (Springer et Bair, 1992). Le couplage d'un modèle analytique avec un modèle de trajectoire de particules est conseillé pour calculer la charge hydraulique dans la zone près du puits (USEPA, 1987). Les néerlandais ont récemment mis l'accent sur la combinaison de méthodes analytiques pour la région près du puits et de méthodes numériques pour la majeure partie de la zone de protection (USEPA, 1987). L'utilisation d'un modèle numérique pour le calcul de la charge fournit un degré de précision relativement élevé et peut représenter pratiquement tous les types de formations hydrogéologiques. Le concept et la procédure du calcul de

trajectoire basés sur les résultats d'un modèle d'écoulement par différences finies ou par éléments finis ont été couverts à plusieurs reprises dans divers articles (Shafer, 1987a; Pollock, 1988; Zhang et al., 1993; Guiger et Franz, 1991).

Barlow (1994) compare l'application de modèles de trajectoire de particules à deux et à trois dimensions pour l'analyse des lignes de parcours et des isochrones. Le temps de transfert d'une particule dépend des variables hydrogéologiques du système d'écoulement, des caractéristiques de conception du puits et de l'utilisation d'un modèle à deux ou à trois dimensions pour représenter l'aquifère. Il fait une analyse complète de l'effet de ces variables (dimension du modèle, conductivité hydraulique, taux de pompage, etc.) sur les isochrones. Une des conclusions mentionnée par Barlow (1994) est que pour un système d'écoulement complexe, le temps de parcours déterminé par un modèle bidimensionnel est généralement moins bien estimé que par un modèle d'écoulement tridimensionnel. La zone de captage pour un temps de transfert donné est souvent sous-estimée lorsqu'un modèle bidimensionnel est utilisé. Il explique cela entre autres par le fait que les modèles bidimensionnels ne peuvent pas représenter adéquatement un puits pénétrant partiellement l'aquifère et l'hétérogénéité de la conductivité hydraulique verticale. Toujours selon son étude, la zone de captage ne diffère pas substantiellement selon qu'un modèle bi ou tridimensionnel soit utilisé lorsque l'on se retrouve en présence d'un système d'écoulement simple et que le taux de pompage est plus grand que 0.25Mgal/j. Plusieurs modèles de trajectoire de particules (Shafer, 1987a; Franz et Guiguer, 1994) traitent l'écoulement comme étant bidimensionnel. Sous cette hypothèse, la zone de captage devient une surface plane décrite par des lignes d'écoulement horizontales correspondant à un temps de transfert donné.

L'équation générale de la méthode de trajectoire de particules est la suivante:

$$p(t) = p(t_0) + \int_{t_0}^t v(p, t) dt \quad (2.2)$$

où $p(t_0)$ représente la position de la particule au temps t_0 , $v(p, t)$ est la vitesse de la particule qui est fonction de sa position et du temps et finalement dt est le pas de temps. Si la distribution de la vitesse est relativement simple l'équation 2.2 peut être intégrée directement, autrement un algorithme d'intégration numérique est nécessaire (Zheng et Bennett, 1995). Un champ de vitesse est essentiel afin de calculer le déplacement advectif de la particule dans l'aquifère. La première étape pour le calcul de trajectoire est de déterminer les composantes de la vitesse de la particule à sa position initiale. En deuxième étape, il s'agit d'attribuer un déplacement à la particule. Celui-ci est calculé en multipliant les vecteurs vitesses par un pas de temps. La nouvelle position est déterminée en ajoutant à la position initiale le déplacement calculé. En répétant ce processus plusieurs fois il est possible de tracer le parcours d'une particule en reliant les positions successives. Le temps est également compilé afin d'établir des lignes de parcours en fonction du temps qui définiront les isochrones.

Le calcul de trajectoire peut se faire de deux façons, soit dans le sens de l'écoulement («forward») ou soit dans le sens inverse de l'écoulement («backward»). Dans le premier cas, la procédure de calcul se fait à partir de la nappe ou d'une zone de recharge jusqu'au puits de pompage. Pour le calcul de trajectoire inverse celui-ci se fait à partir du puits jusqu'à la nappe ou une zone de recharge. Cette dernière technique est généralement utilisée pour la délimitation de périmètre de protection. Les particules sont rejetées autour du puits et leur déplacement s'effectue dans le sens contraire de l'écoulement jusqu'à ce que le temps désiré soit atteint. Le calcul de trajectoire peut aussi bien se faire dans un milieu horizontal bidimensionnel (Franz et Guiguer, 1991; Blandford et Huyakorn, 1990) que dans un milieu tridimensionnel (Pollock, 1994). Lorsqu'un

modèle bidimensionnel est utilisé, le périmètre de protection est une zone plane avec des lignes de parcours horizontales. En régime permanent les lignes de parcours correspondent aux lignes de courant.

2.2.2 Différentes méthodes d'interpolation des vitesses intracellulaires

L'exactitude des lignes de parcours générées dépend du degré de précision de la méthode utilisée pour évaluer la vitesse de la particule à chacune des positions qu'elle emprunte durant sa trajectoire. Lorsque l'écoulement est calculé à l'aide d'un modèle de différences finies, le champ de vitesses obtenu est calculé à partir des charges hydrauliques définies à chacun des noeuds de la grille. C'est avec la formule de Darcy que la vitesse est estimée entre deux noeuds. La figure 2.1 illustre un schéma de différences finies ainsi que les composantes x et y des vitesses (v_x et v_y) et la charge hydraulique (h) situées à la frontière d'une cellule.

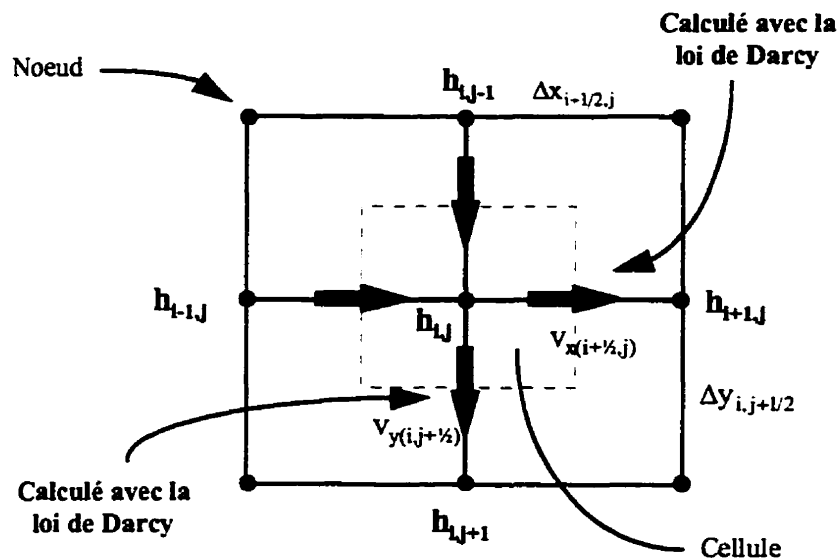


Figure 2.1 Schéma d'une grille d'un modèle bidimensionnel de différences finies

Le champ de vitesse représente donc un champ discontinu dont les vitesses sont seulement connues entre deux noeuds de la grille c'est-à-dire à la frontière des cellules. Toutefois, la méthode de trajectoire nécessite la connaissance de la vitesse intracellulaire, c'est-à-dire la connaissance de la vitesse en un point arbitraire à l'intérieur d'une cellule. Il existe une variété de schémas d'interpolation raisonnablement capables de calculer la vitesse à un endroit voulu. Goode (1990) et Labolle et al. (1996) revoient différentes techniques d'interpolation pouvant être utilisées dans un modèle d'écoulement de différences finies. Une méthode simple est l'interpolation linéaire des composantes de la vitesse dans la direction désirée. En tout point à l'intérieur d'une cellule, la composante de la vitesse en X est estimée par interpolation linéaire entre les composantes situées à l'interface normale à la direction X des deux cellules. Dans l'interpolation linéaire il n'y a pas de variation de v_x dans la direction Y, ni de variation de v_y dans la direction X. Donc, lorsque l'interpolation linéaire est utilisée, on obtient un champ de vitesse discontinu dans la direction Y à moins que la vitesse soit uniforme. L'avantage de l'interpolation linéaire est qu'elle est consistante avec le schéma utilisé de différences finies pour résoudre l'équation de l'écoulement souterrain. De plus le changement de la vitesse à l'intérieur d'une cellule satisfait l'équation de l'écoulement souterrain (Goode, 1990). Pollock (1988) a développé une expression analytique d'un segment de ligne pour une cellule à partir du schéma d'interpolation linéaire, car les composantes de la vitesse peuvent être intégrées directement à l'intérieur de chaque cellule de la grille.

Prickett et al. (1981) ont démontré que l'interpolation bilinéaire peut reproduire des résultats satisfaisants et n'introduit pas d'erreurs significatives. Inspirés de la méthode des éléments finis, ils ont aussi développé une méthode d'interpolation bilinéaire se réalisant en trois étapes et qui est composée de trois interpolations linéaires. La figure 2.2 illustre les vitesses utilisées lors de la méthode d'interpolation bilinéaire développée par Prickett et al. (1981). En opposition à l'interpolation linéaire, la composante de la vitesse en X, à l'intérieur d'une cellule, n'est pas seulement fonction de X mais

également de Y . Une description détaillée de la technique est présentée dans Prickett et al. (1981). Contrairement à l'interpolation linéaire, l'interpolation bilinéaire produit un champ de vitesse continu. Cependant, ce schéma ne satisfait pas nécessairement l'équation de l'écoulement souterrain à l'intérieur d'une cellule (Goode, 1990). La méthode d'interpolation de la vitesse choisie par Franz et Guiguer (1994) est également un schéma d'interpolation bilinéaire. Les vecteurs vitesses de la particule sont calculés à partir d'une moyenne pondérée des quatre composantes les plus rapprochées. La pondération associée à chacune des quatre composantes est inversement proportionnelle à la distance entre la position de la particule et les points où les composantes de la vitesse sont connues. Les deux dernières méthodes présentées permettent de tracer des lignes de parcours précises et relativement lisses. Cependant elles ne préservent pas les discontinuités de la vitesse lorsque l'interpolation est effectuée à travers un changement de milieu, c'est-à-dire en présence d'un changement brusque de transmissivité (Goode, 1990).

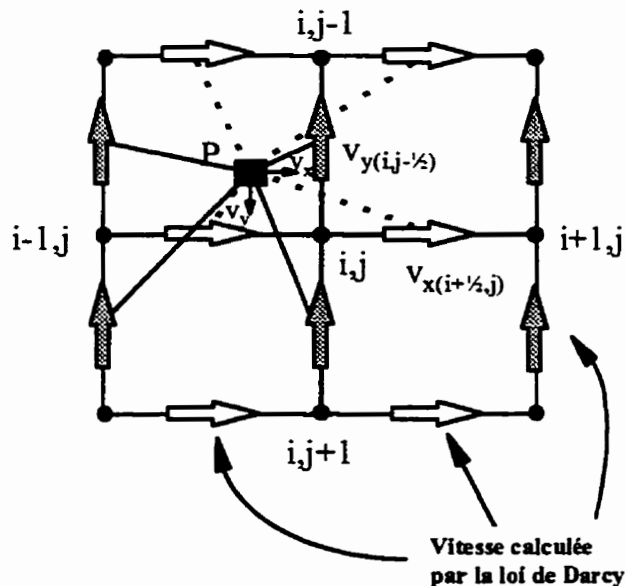


Figure 2.2 Vitesses employées lors de l'interpolation bilinéaire de la vitesse intracellulaire

2.2.3 Différentes approches d'intégration numériques utilisées

Tel que mentionné ci-haut, des méthodes d'intégration numériques sont parfois nécessaires pour résoudre l'équation (2.2). Différentes approches peuvent être utilisées pour résoudre cette équation définissant la trajectoire d'une particule. Les méthodes numériques sont fortement recommandées pour le calcul d'une zone de captage dans un écoulement non uniforme avec des conditions hétérogènes et anisotropes (Shafer, 1987a). L'intégration d'Euler de premier ordre a été utilisée à plusieurs reprises pour le développement de certains logiciels de trajectoire de particules (Franz et Guiguer, 1994; Blandford et Huyakorn, 1990; Prickett et al., 1981). La figure 2.3 montre le déplacement d'une particule lorsque la méthode d'intégration d'Euler est employée. Shafer (1987a) suggère une variation de la méthode d'Euler, où il emploie la méthode de Runge-Kutta d'ordre quatre pour l'intégration numérique de l'équation. Cette méthode est une des approches les plus utilisées. En présence d'un champ de vitesses hautement variable et pour un déplacement donné, la méthode de Runge-Kutta d'ordre quatre est plus précise que la méthode d'Euler (Zheng et Bennett, 1995). Lorsqu'un schéma d'interpolation linéaire des vitesses est utilisé, l'intégrale de l'équation (2.2) peut être évaluée analytiquement. Pollock (1988) a développé, en intégrant les composantes de la vitesse, une expression analytique décrivant le parcours d'une particule à l'intérieur d'une cellule de la grille. Cette méthode est appelée semi-analytique car le parcours complet de la particule est déterminé par la sommation d'une série de segments de parcours obtenus analytiquement pour chaque cellule.

2.2.4 Limitations

Puisque la vitesse des particules est calculée à partir de la charge hydraulique, toute erreur dans le modèle d'écoulement influence le calcul de la trajectoire de particules. Zheng (1994) mentionne deux situations particulières pouvant être rencontrées lorsque

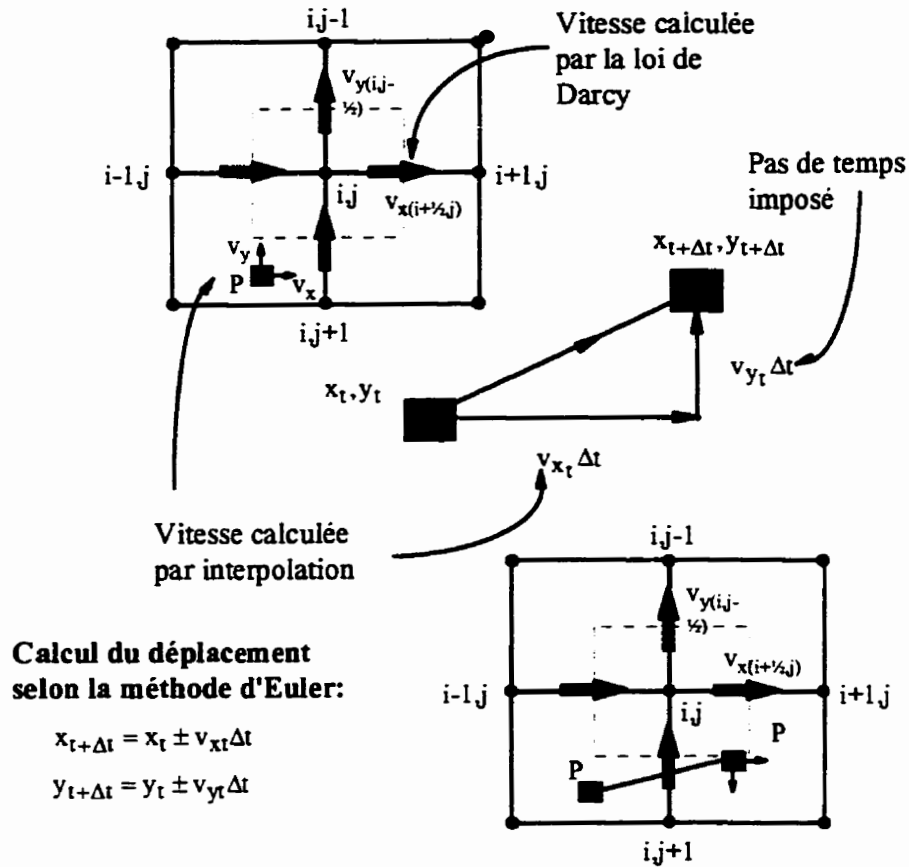


Figure 2.3 Représentation du déplacement advectif d'une particule par la méthode d'intégration d'Euler.

la discrétisation spatiale utilisée pour la simulation de l'écoulement n'est pas idéale pour effectuer le calcul de trajectoire de particules. Ces problèmes sont la présence de sources ou de fuites de faible débit et l'utilisation d'une grille ayant des cellules d'épaisseur variable pour une couche donnée. Dans un modèle d'écoulement par différences finies, un puits d'un certain rayon est réparti ou défini sur tout le volume de la cellule. Si le débit du puits est suffisamment fort comparativement aux caractéristiques hydrauliques et géométriques de la cellule, les particules seront dirigées vers l'intérieur de toutes les faces de la cellule. Par contre, si le débit du puits n'est pas

suffisamment fort, l'écoulement sera dirigé vers l'extérieur par une ou plusieurs faces de la cellule contenant le puits. Zheng (1994) suggère une solution analytique approximative pour définir la vitesse à l'intérieur d'une cellule contenant un puits ou une fuite de faible débit. De cette façon les particules entrant dans la cellule peuvent être déterminées avec précision. Il est également possible de contourner ce problème en discrétisant le domaine finement aux alentours du puits (Zheng, 1994). L'autre problème, relié à la variation des dimensions verticales des cellules d'une même couche, concerne nécessairement les modèles de trajectoire de particules à plusieurs couches. L'utilisation d'une grille déformée verticalement pour représenter des unités hydrogéologiques d'épaisseurs différentes peut introduire des erreurs qui sont propres au calcul de trajectoire de particules. Zheng (1994) suggère une procédure qui ajuste automatiquement les coordonnées verticales de la particule selon le degré de distorsion verticale de la grille.

Pour terminer ce chapitre, il est important de mentionner que lorsque la dispersion hydrodynamique ne peut-être négligée ou lorsque la dispersion causée par l'hétérogénéité à l'échelle intracellulaire est importante, le calcul de trajectoire de particule risque de produire des résultats insatisfaisants (Wen et Gómez-Hernández, 1996).

CHAPITRE III

APPROCHE PROPOSÉE POUR DÉLIMITER L'INTERVALLE DE CONFIANCE D'UN PÉRIMÈTRE DE PROTECTION

3.1 Notions d'incertitude dans la délimitation des périmètres de protection

Les modèles de trajectoire de particules simulant le transport advectif et généralement utilisés pour délimiter les périmètres de protection, permettent le traçage des isochrones pour une variété de scénarios d'écoulement souterrain. La méthode de trajectoire de particules nécessite un champ de vitesses préalablement calculé à l'aide d'un modèle d'écoulement souterrain. Ces modèles requièrent un certain nombre de paramètres d'entrée tels que la conductivité hydraulique, la porosité, le taux de recharge, l'épaisseur de l'aquifère, etc. Toute simulation est sujette à l'incertitude car les valeurs des paramètres d'entrée d'un modèle d'écoulement ne sont pas précisément connues. Zheng et Bennett (1995) classent les incertitudes reliées au transport de contaminants en deux catégories: celles associées aux paramètres d'entrée du modèle et celles associées aux difficultés numériques et conceptuelles. À cause de la puissance actuelle des ordinateurs, il est possible de perfectionner la discrétisation spatiale et temporelle, et donc de diminuer l'incertitude reliée aux difficultés numériques. Plusieurs chercheurs (Ramanarayanan et al., 1995; Bhatt, 1993; Varljen et Shafer, 1991; Zhang et al., 1993; USEPA, 1991) se penchent plutôt sur l'effet de l'incertitude des paramètres d'entrée sur les résultats du modèle.

Les erreurs de mesures sur le terrain, la quantité limitée de données disponibles et les variations spatiales et temporelles des paramètres sont des exemples de facteurs causant l'imprécision des paramètres hydrauliques et de transport. Souvent, peu de tests sont pratiqués pour déterminer les propriétés hydrauliques de l'aquifère pour un site donné et

les valeurs utilisées sont des estimations basées soit sur l'expérience de l'hydrogéologue ou provenant d'un aquifère similaire situé proximité de celui étudié. Parce qu'il n'est pas possible d'avoir une connaissance parfaite du système d'écoulement et des paramètres d'entrée du modèle, il existera toujours une part d'incertitude dans la configuration et l'étendue de la zone de captage estimée. C'est également la composante engendrant le plus d'incertitude dans un programme de protection des ouvrages de captage (Bhatt, 1993). Une mauvaise estimation des zones de captage peut conduire à une mésérente du risque provenant de l'inventaire des sources de contamination et également lors de la planification et de la conception. Bhatt (1993) prétend qu'une délimitation des périmètres de protection pratiquée sans tenir compte de l'incertitude reliée aux paramètres d'entrée du modèle enlève toute signification au programme de protection des ouvrages de captage des eaux souterraines. Zhang et al. (1993) tiennent des propos similaires et concluent que les résultats d'une simulation de transport de contaminants peuvent être totalement trompeurs si l'incertitude des paramètres d'entrée n'est pas considérée. Les périmètres de protection ne doivent pas être vus comme étant des zones fixes mais plutôt comme des zones ayant des frontières comprises dans un intervalle de confiance.

Une pratique courante (USEPA, 1991; Prickett et al., 1981; Ramanarayanan et al., 1995; Bhatt, 1993; Varljen et Shafer, 1992) pour incorporer l'incertitude des variables d'entrée d'un modèle est de considérer celles-ci dans un contexte aléatoire. Les variables aléatoires peuvent être considérées comme des variables ayant plus d'une valeur possible et par conséquent elles peuvent être décrites par une fonction de probabilité. Quelques modèles ou techniques afin de délimiter les périmètres de protection, traitant les paramètres d'entrée comme des variables aléatoires, ont été développés au cours des dernières années.

3.2 Revue des modèles utilisés pour traiter l'incertitude

Dans un programme de protection des ouvrages de captage, l'objectif principal poursuivi lors d'une analyse d'incertitude est d'estimer l'incertitude de l'étendue et de la forme du périmètre de protection. Ceci permet en plus de connaître laquelle des variables d'entrée du modèle a la plus grande influence sur les résultats. Zeng et Bennett (1995) citent trois techniques utilisées pour évaluer l'impact de l'incertitude des données d'entrée sur les résultats du modèle. Ces méthodes sont l'analyse de sensibilité, l'analyse de Monte Carlo, et l'analyse d'erreurs de premier ordre. Il y a également les approches stochastiques qui sont des alternatives potentielles à l'approche déterministe. Certaines approches stochastiques traitent la conductivité hydraulique comme un champ aléatoire possédant des propriétés statistiques. Le concept de l'approche stochastique est particulièrement attrayant et parvient à expliquer plusieurs particularités qualitatives du transport de contaminants. Par contre, à cause du nombre considérable de données nécessaires à son application, l'approche stochastique n'est pas fréquemment utilisée pour des problèmes pratiques de terrain (Sposito et al., 1986; Carrera, 1993). Une approche régulièrement utilisée pour estimer l'incertitude sur la forme et la grandeur des zones de captage est l'analyse de Monte Carlo. Cette analyse consiste à générer un grand nombre de variables aléatoires à partir d'une fonction de probabilité et de délimiter l'isochrone voulue pour chacune des variables générées. L'inconvénient avec l'analyse de Monte Carlo est qu'il est difficile d'obtenir la fonction de densité de probabilité de la variable dû à un manque de données de terrain.

Bhatt (1993) a traité de l'effet de la variation de quatre paramètres sur les périmètres de protection. Ces paramètres sont la transmissivité, le gradient hydraulique, la porosité effective et l'épaisseur saturée de l'aquifère. L'analyse de Bhatt consistait à délimiter des zones de captage ayant un temps de transfert de 10 ans pour chacune des valeurs minimales et maximales possibles des quatre paramètres pour ensuite comparer la

grandeur et la forme de ces périmètres. Il a conclu qu'une variation mineure de ces paramètres pouvait conduire à une surestimation ou sous-estimation du périmètre de protection. De plus l'effet de chacun des paramètres devrait être évalué individuellement et conjointement pour un site spécifique. Bhatt (1993) a utilisé le modèle analytique RESSQC employant la méthode de trajectoire de particule pour tracer les isochrones. RESSQC est incorporé dans le logiciel WHPA développé par l'Environment Protection Agency (USEPA, 1990) qui a été conçu dans le but d'aider les intervenants dans la délimitation des périmètres de protection. Le logiciel WHPA incorpore également un module appelé MONTEC (Monte Carlo), servant à produire des analyses d'incertitude. Ce module permet de quantifier l'effet de l'incertitude des paramètres d'entrée sur la zone de captage.

Ramanarayanan et al. (1995) ont étudié l'effet des variations saisonnières du taux de pompage sur la délimitation des périmètres de protection. Ils ont comparé des périmètres de protection de 10 ans délimités à l'aide d'un modèle de trajectoire de particules avec d'autres délimités avec un modèle de transport de contaminants et ce pour un écoulement permanent. Le modèle de transport, contrairement au modèle de trajectoire de particules, inclut le phénomène de dispersion. Les résultats obtenus indiquent des périmètres de forme semblable mais plus grands que ceux délimités avec la méthode de trajectoire de particules. La différence de grandeur est expliquée, entre autres, par le fait qu'une partie du contaminant atteindra l'ouvrage de captage plus rapidement lorsque la dispersion est tenue en compte (USEPA, 1987). Javandel et al. (1984) tiennent des propos similaires. Ils rapportent que dans plusieurs cas, les modèles n'incorporant pas la dispersion sous-estiment la zone de captage. Ramanarayanan et al. (1995) ont également comparé dans leur étude des périmètres de protection (10 ans) délimités à l'aide du modèle de transport de contaminants en supposant des taux de pompage constants (écoulement permanent) et des taux de pompage variables selon les saisons (écoulement transitoire). Ils ont constaté que les périmètres de protection délimités avec un taux de pompage variable étaient plus grands que ceux délimités avec

un taux constant. Lorsque les variations saisonnières étaient considérées, de plus grands rabattements étaient obtenus même si la moyenne annuelle d'eau pompée était la même dans les deux cas (taux de pompage constant et variable). Ramanarayanan et al. (1995) ont démontré que les variations saisonnières du taux de pompage influencent la hauteur de la nappe ainsi que l'étendue de la zone de captage.

Afin d'analyser l'incertitude reliée à la conductivité hydraulique, Varljen et Shafer (1991) ont utilisé la technique de Monte Carlo basée sur la simulation conditionnelle de la conductivité hydraulique pour tracer des isochrones. Ils présentent une méthodologie permettant de déterminer l'étendue de l'incertitude (caractérisée par un intervalle de confiance de 95%) des frontières des isochrones qui est due à la connaissance restreinte de la conductivité hydraulique. La simulation conditionnelle de la conductivité hydraulique préserve la corrélation spatiale de la structure du champ réel de la conductivité hydraulique aux endroits où des mesures de la conductivité ont été prises. Varljen et Shafer (1991) ont remarqué lors de cette étude que l'incertitude est plus grande dans les régions de forte conductivité hydraulique parce que de plus grandes distances sont parcourues et plus de variations naturelles sont rencontrées. La technique de Monte Carlo a également été utilisée par Zhang et al. (1993) afin d'analyser l'impact de l'incertitude des paramètres d'entrée d'un modèle de transport dans la zone non-saturée sur les résultats du modèle. Ils ont également étudié l'effet de la variation temporelle des précipitations. Zhang et al. (1993) ont tiré comme conclusion que le temps de parcours d'un soluté calculé à partir d'une quantité restreinte de données de terrain peut engendrer des erreurs considérables sur l'estimation de la durée du transport. C'est pourquoi ils ont suggéré d'associer un intervalle de confiance au temps de parcours afin de rendre les résultats de l'analyse plus significatifs.

3.3 Le phénomène de dispersion

Un intérêt particulier doit être accordé au transport de contaminants dans un programme de protection et de conservation des eaux souterraines. Afin d'assurer une bonne protection des aquifères, il est nécessaire de prédire le temps limite d'une action, c'est-à-dire le temps et la concentration d'arrivée d'un contaminant à un récepteur tel qu'un ouvrage de captage, un puits d'observation ou une étendue d'eau. Une bonne protection requiert également le développement de stratégies efficaces pour remédier à des cas de contamination de l'aquifère. Pour atteindre ces objectifs il est important de comprendre les processus impliqués dans le transport de contaminants. Dans le cadre de cette étude l'accent sera mis sur la théorie du transport advectif-dispersif dans un milieu poreux saturé.

3.3.1 Dispersion microscopique et macroscopique

La dispersion est généralement négligée dans la délimitation des périmètres de protection. Cette pratique courante est basée sur l'hypothèse que le transport de contaminants est contrôlé par l'advection (USEPA, 1989b). La méthode de trajectoire de particules considère seulement le transport advectif, c'est-à-dire qu'elle repose sur l'hypothèse que la particule voyage à la vitesse moyenne dans les pores de l'eau. Par contre, une particule peut dévier de cette vitesse moyenne pour plusieurs raisons. La théorie du transport dispersif ou de la dispersion hydrodynamique traduit l'effet de la déviation de la vitesse d'une particule de la vitesse moyenne dans les pores (Zheng et Bennett, 1995). La dispersion hydrodynamique tient compte de deux processus, soit la diffusion moléculaire et la dispersion mécanique. Le coefficient de la dispersion hydrodynamique est introduit pour représenter ces deux processus. En présence d'un écoulement à une dimension il est défini par l'équation 3.1:

$$D_L = \alpha_L v_x + D^* \quad (3.1)$$

où

D_L : coefficient de dispersion longitudinale, [L²/T]

α_L : dispersivité, [L]

v_x : vitesse moyenne (dans les pores), [L/T]

D^* : diffusion moléculaire, [L²/T]

La diffusion moléculaire est importante seulement en présence de faibles vitesses. Lors de cette étude l'emphase sera mise sur la dispersion causée par le mouvement du fluide c'est-à-dire la dispersion mécanique. La dispersion mécanique est vue comme un phénomène survenant à l'échelle microscopique et elle est associée à l'hétérogénéité microscopique de la structure poreuse. Freeze et Cherry (1979) citent trois mécanismes causant la dispersion mécanique: 1) la variation de la vitesse dans les pores due à la résistance exercée par la rugosité de la surface des pores, 2) la variation de la vitesse dans les pores due à la différence dans la grosseur des pores et 3) la tortuosité présente dans une structure poreuse.

Il a été constaté que les dispersivités longitudinale et transversale indiquées par les essais en laboratoire sont généralement plus petites que celles obtenues sous des conditions de terrain (Freeze et Cherry, 1979). La dispersivité longitudinale obtenue en laboratoire varie entre 0,01 et 1 cm (Pickens et Grisak, 1981; Zheng et Bennett, 1995). Par contre les valeurs obtenues à l'aide d'essais de traceur varient entre 0,012 m et 15,2 m et celles obtenues par modélisation lors d'études de transport de contaminants sont comprises entre 12 et 61 m (Pickens et Grisak, 1981). Cette différence marquante entre les valeurs de la dispersivité est expliquée par le fait que la dispersion à l'échelle macroscopique est contrôlée par les hétérogénéités de l'aquifère plutôt que par les hétérogénéités microscopiques à l'échelle du pore. À cause de cette différence d'échelle, les valeurs de la dispersivité provenant de quelques échantillons de forage peuvent être vues comme une propriété représentant le milieu mais ne peuvent pas être utilisées dans la prédiction

de la dispersion à l'échelle macroscopique (Freeze et Cherry, 1979). À l'échelle macroscopique, le phénomène de dispersion est associé à l'hétérogénéité du milieu, c'est-à-dire aux variations spatiales de la conductivité hydraulique (Freeze et Cherry, 1979). Plusieurs chercheurs (Freeze et Cherry, 1979; Zheng et al., 1995; Pickens et Grisak, 1981) s'entendent sur le fait que s'il était possible de définir exactement le patron d'écoulement dans les pores d'un milieu poreux, il serait concevable de décrire le transport des particules d'un soluté par les seuls processus d'advection et de diffusion moléculaire. Si ce n'était pas des effets de l'hétérogénéité dans une formation géologique, le problème de prédiction du transport de contaminant serait moins complexe à résoudre. Même si peu d'études incorporent le phénomène de dispersion, cette composante est fondamentale dans la délimitation adéquate des périmètres de protection.

3.3.2 La dispersion: un phénomène aléatoire

Il n'est pas possible de connaître la structure poreuse en détail et la façon dont elle influence la vitesse d'une particule de fluide. La dispersion est un phénomène qui est souvent utilisé comme commodité mathématique pour corriger l'ignorance à propos de la nature de l'hétérogénéité de l'aquifère (Ward et al., 1985) et des variables hydrogéologiques telles que la conductivité hydraulique. Une manière fréquente de modéliser le phénomène de dispersion est de représenter le mouvement d'une particule dans l'aquifère par un processus aléatoire (Prickett et al., 1981; Zheng et al., 1995; Van Herwaarden, 1994; Tompson et Gelhar, 1990). C'est-à-dire que le déplacement d'une particule est vu comme un vecteur ayant deux composantes, une représentant le transport advectif et l'autre représentant le transport dispersif. Cette dernière composante est aléatoire et elle symbolise la déviation de la particule par rapport à la vitesse moyenne dans les pores de l'écoulement.

3.4 Considération de la dispersion pour délimiter l'intervalle de confiance d'un périmètre de protection

Le modèle proposé pour délimiter une zone d'incertitude autour des périmètres de protection est un modèle de marche aléatoire. Cette méthode inclut la dispersion en représentant le phénomène par un mouvement aléatoire (Prickett et al., 1981; Zheng et al., 1995; Tompson et Gelhar, 1990). La méthode de marche aléatoire obéit à l'équation classique du transport advectif-dispersif (Uffink, 1988) où les propriétés statistiques du déplacement aléatoire sont reliées à la vitesse et à la dispersivité. Avec cette méthode il sera possible de produire un nuage de points représentant une zone d'incertitude, dans lequel le périmètre advectif sera compris. Le périmètre advectif est celui obtenu lorsque seulement le transport advectif est tenu en compte. Puisque la dispersion macroscopique est associée aux variations spatiales de la conductivité hydraulique, la méthode de marche aléatoire incorpore l'effet de l'hétérogénéité du milieu sur le déplacement d'un contaminant. Il est à noter que peu d'études sur les périmètres de protection incorporent le phénomène de dispersion. Rappelons qu'il a été pourtant montré que le fait d'omettre la dispersion menait souvent à une sous évaluation de la surface délimitée par une isochrone (Javandel et al., 1984).

CHAPITRE IV

DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE NUMÉRIQUE PROPOSÉ

4.1 Méthode de trajectoire de particules

La méthode de marche aléatoire est similaire à la méthode de trajectoire de particules à l'exception que cette dernière n'incorpore pas le phénomène de dispersion. La méthode de trajectoire de particules consiste à suivre le mouvement d'un groupe de particules contrôlé par l'écoulement moyen de l'eau souterraine, c'est-à-dire par le transport advectif. Chaque particule représente initialement une goutte ou une molécule d'eau. En présence d'un écoulement à l'état permanent, le parcours des particules correspond aux lignes de courant.

La première étape du développement du modèle proposé consistait à concevoir un modèle de trajectoire de particules. Celui-ci s'applique à un écoulement bidimensionnel en régime permanent. Les simulations peuvent aussi bien se faire dans le sens de l'écoulement que par trajectoire inverse. Le modèle trace des lignes de parcours délimitant l'aire d'alimentation d'un puits de pompage ou la zone de captage de l'ouvrage pour un temps de transfert désiré. La technique numérique utilisée s'applique dans un milieu poreux, hétérogène, anisotrope et saturé. L'utilisation de ce modèle requiert un champ de vitesses obtenu à partir d'une distribution de charges préalablement calculée à l'aide d'un modèle d'écoulement souterrain.

L'équation différentielle représentant l'écoulement dans un tel milieu est la suivante (Bear, 1979):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x b \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y b \frac{\partial h}{\partial y} \right) = Q \quad (4.1)$$

où K_x et K_y sont les composantes principales du tenseur de conductivité hydraulique $[L/T]$; b est l'épaisseur de l'aquifère confiné ou l'épaisseur saturée d'un aquifère à nappe libre $[L]$; h est la charge hydraulique $[L]$; Q est le flux volumique (source ou fuite) par unité de surface de l'aquifère c'est-à-dire le taux de variation de la réserve de la nappe souterraine $[L^3/T/L^2]$. Ce terme peut représenter des puits de pompage ou d'injection, l'infiltration, l'évapotranspiration ou la conductance (leakage). Finalement x et y sont les coordonnées cartésiennes.

L'équation 4.1 utilisée dans le cadre de cette étude a été résolue selon une approche par différences finies avec l'aide du modèle FLOWPATH (Franz et Guiguer, 1994). Les figures 4.1 et 4.2 montrent un exemple d'une grille et d'une cellule similaires à celles définies et utilisées par Franz et Guiguer (1994). La conductivité hydraulique ainsi que la porosité effective doivent être connues à chacun des noeuds de la grille. L'orientation de la grille devrait coïncider avec les directions principales d'anisotropie.

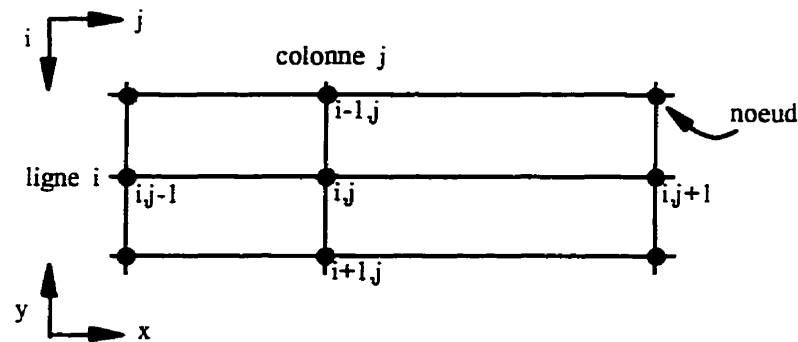


Figure 4.1 Définition de la grille

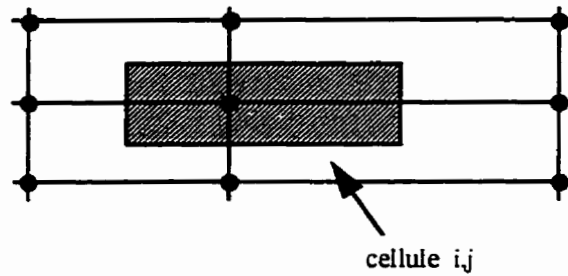


Figure 4.2 Définition d'une cellule

La solution de l'équation 4.1 sert à calculer les composantes v_x et v_y de la vitesse dans les pores de sol, nécessaires pour déterminer les lignes de parcours des particules. La vitesse interstitielle (v_x, v_y) est obtenue de la loi de Darcy:

$$v_x = \frac{q_x}{n_e} = -\frac{K_x}{n_e} \frac{\partial h}{\partial x} \quad (4.2)$$

$$v_y = \frac{q_y}{n_e} = -\frac{K_y}{n_e} \frac{\partial h}{\partial y} \quad (4.3)$$

q_x et q_y sont les composantes de la vitesse de Darcy [L/T] et n_e est la porosité effective [L³/L³]. Les équations 4.2 et 4.3 peuvent également s'écrire sous la forme d'équations différentielles (Shafer, 1987a):

$$v_x = \frac{dx}{dt} \quad (4.4)$$

$$v_y = \frac{dy}{dt} \quad (4.5)$$

4.1.1 Calcul de la vitesse entre les noeuds

Soit la figure 4.3 représentant une cellule utilisée pour solutionner l'équation 4.1.

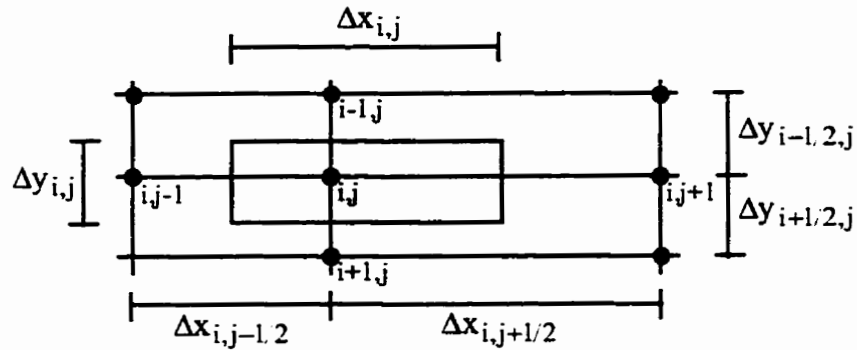


Figure 4.3 Définition des dimensions d'une cellule

En appliquant la loi de Darcy à une des frontières d'une cellule, la vitesse dans la direction normale peut être reliée à la charge ainsi qu'à la conductivité hydraulique des deux cellules adjacentes. Pour un modèle de différences finies centré aux cellules, la vitesse de Darcy est calculée de la façon suivante:

$$q_{x_{i,j+1/2}} = -2K_{x_{i,j+1/2}} \frac{h_{i,j+1} - h_{i,j}}{\Delta x_{i,j} + \Delta x_{i,j+1}} \quad (4.6)$$

$$q_{y_{i+1/2,j}} = -2K_{y_{i+1/2,j}} \frac{h_{i+1,j} - h_{i,j}}{\Delta y_{i,j} + \Delta y_{i+1,j}} \quad (4.7)$$

où

$\Delta x_{i,j}$, $\Delta x_{i,j+1}$: dimension horizontale des cellules i,j et $i,j+1$, [L]

$\Delta y_{i,j}$, $\Delta y_{i+1,j}$: dimension verticale des cellules i,j et $i+1,j$, [L]

$K_{x_{i,j+1/2}}$: conductivité hydraulique entre les noeuds i,j et $i,j+1$ dans la direction x ,
[L/T]

$K_{y_{i+1/2,j}}$: conductivité hydraulique entre les noeuds i,j et $i+1,j$ dans la direction y ,
[L/T]

Schafer-Perini et Wilson (1991) mentionnent la nécessité d'utiliser une moyenne harmonique de la conductivité hydraulique entre les cellules (i,j) et $(i+1,j)$ ou $(i,j+1)$ afin de garder une consistance dans la forme discrétisée de l'équation décrivant l'écoulement souterrain. Cette moyenne harmonique se définit ainsi:

$$K_{x_{i,j+1/2}} = \frac{(\Delta x_{i,j} + \Delta x_{i,j+1})K_{x_{i,j}}K_{x_{i,j+1}}}{K_{x_{i,j}}\Delta x_{i,j} + K_{x_{i,j+1}}\Delta x_{i,j+1}} \quad (4.8)$$

$$K_{y_{i+1/2,j}} = \frac{(\Delta y_{i,j} + \Delta y_{i+1,j})K_{y_{i,j}}K_{y_{i+1,j}}}{K_{y_{i,j}}\Delta y_{i,j} + K_{y_{i+1,j}}\Delta y_{i+1,j}} \quad (4.9)$$

À partir de la vitesse de Darcy, la vitesse dans les pores est calculée de la manière suivante:

$$v_{x_{i,j+1/2}} = \frac{q_{x_{i,j+1/2}}}{n_{e_{i,j+1/2}}} \quad (4.10) \quad v_{y_{i+1/2,j}} = \frac{q_{y_{i+1/2,j}}}{n_{e_{i+1/2,j}}} \quad (4.11)$$

où

$n_{e_{i,j+1/2}}$: porosité effective entre les noeuds i,j et $i,j+1$, (sans unité)

$n_{e_{i+1/2,j}}$: porosité effective entre les noeuds i,j et $i+1,j$, (sans unité)

Franz et Guiguer (1994) utilisent la moyenne arithmétique pondérée pour calculer la porosité entre deux noeuds:

$$n_{e_{i,j+1/2}} = \frac{n_{e_{i,j}} \Delta x_{i,j} + n_{e_{i,j+1}} \Delta x_{i,j+1}}{\Delta x_{i,j} + \Delta x_{i,j+1}} \quad (4.12)$$

$$n_{e_{i+1,2,j}} = \frac{n_{e_{i,j}} \Delta y_{i,j} + n_{e_{i+1,j}} \Delta y_{i+1,j}}{\Delta y_{i,j} + \Delta y_{i+1,j}} \quad (4.13)$$

L'application des équations 4.10 et 4.11 sur tout le domaine résulte en une distribution discrète des composantes de la vitesse aux frontières des cellules.

4.1.2 Déplacement de la particule et temps de parcours

Le calcul des lignes de parcours d'une particule est accompli en résolvant les équations 4.4 et 4.5, avec des conditions initiales appropriées, par une méthode d'Euler modifiée. La modification proposée, qui vise à augmenter l'efficacité de la méthode originale, est présentée à la section 4.1.4.

L'équation du déplacement d'une particule le long d'une ligne de parcours peut s'écrire sous la forme discrète suivante:

$$x_{t+\Delta t} = x_t \pm v_{x_t} \Delta t \quad (4.14)$$

$$y_{t+\Delta t} = y_t \pm v_{y_t} \Delta t \quad (4.15)$$

où $(x_{t+\Delta t}, y_{t+\Delta t})$ est la position de la particule à sa nouvelle localisation au temps $t+\Delta t$, (x_t, y_t) correspond à la position initiale de la particule au temps t . Les vitesses v_{x_t} et v_{y_t} sont les composantes de la vitesse moyenne dans les pores de la particule à sa position initiale et Δt est le pas de temps. Lorsque les lignes de parcours sont tracées dans le sens de l'écoulement le signe positif est utilisé dans les équations 4.14 et 4.15. Par contre si

on désire effectuer une simulation par trajectoire inverse le signe négatif doit être employé.

La délimitation des zones de captage pour un temps de transfert donné nécessite de cumuler le temps de parcours des particules le long des lignes de courant. Le temps de transfert est obtenu par une simple sommation de tous les pas de temps:

$$t = t_0 + \sum \Delta t \quad (4.16)$$

où t est le temps total de parcours et t_0 est le temps initial. Le temps initial a une signification lorsque la simulation est faite par trajectoire inverse. Ce temps correspond au temps que prend la particule pour se déplacer du puits au rayon de relâchement. Le rayon de relâchement est défini à la section 4.1.6.

Étant donné que la méthode d'intégration d'Euler utilise seulement la vitesse correspondant au point de départ de la particule, le pas de temps doit être suffisamment petit pour que l'intégration soit précise (Zheng et Bennett, 1995). La qualité de l'intégration d'Euler est directement reliée au pas de temps Δt :

$$\Delta s = v \Delta t \quad (4.17)$$

où Δs représente le déplacement. Bien que la méthode d'intégration d'Euler soit moins précise que la méthode semi-analytique développée par Pollock (1988) ou qu'une méthode analytique d'ordre supérieure telle Runge Kutta, elle est extrêmement simple à implanter dans un modèle numérique. De plus cette méthode peut être utilisée avec n'importe quel schéma d'interpolation spatiale des vitesses intracellulaires. La qualité de la méthode d'Euler est également fonction de la précision de la vitesse v à la position actuelle de la particule car celle-ci influence grandement le calcul des lignes de parcours

(Franz et Guiguer, 1994). L'utilisation de la méthode d'Euler nécessite de contrôler le déplacement de la particule afin d'obtenir le degré de précision voulu. Ce contrôle est présenté à la section 4.1.5.

4.1.3 Interpolation de la vitesse intracellulaire

Pour obtenir la vitesse d'une particule en tout point du domaine il est nécessaire d'interpoler les vitesses obtenues avec les équations 4.10 et 4.11. Prickett et al. (1981) suggèrent une méthode d'interpolation bilinéaire offrant un champ de vitesses continu dans les deux directions de l'écoulement. Les composantes x et y de la vitesse à une position arbitraire peuvent être calculées en utilisant les composantes des quatre vitesses les plus près calculées à l'interface des cellules. Les détails de la méthode ainsi qu'un schéma de l'interpolation sont présentés à l'annexe I. Pour chaque composante l'interpolation linéaire est appliquée trois fois. Par exemple pour la composante en x, l'interpolation est appliquée deux fois dans la direction x pour obtenir v_x en A et B (v_{xA} et v_{xB}) et une troisième fois dans la direction y pour obtenir v_{xP} à la position (x,y). La localisation de A et B ainsi que de v_{xA} , v_{xB} et v_{xP} est illustrée à la figure 4.4.

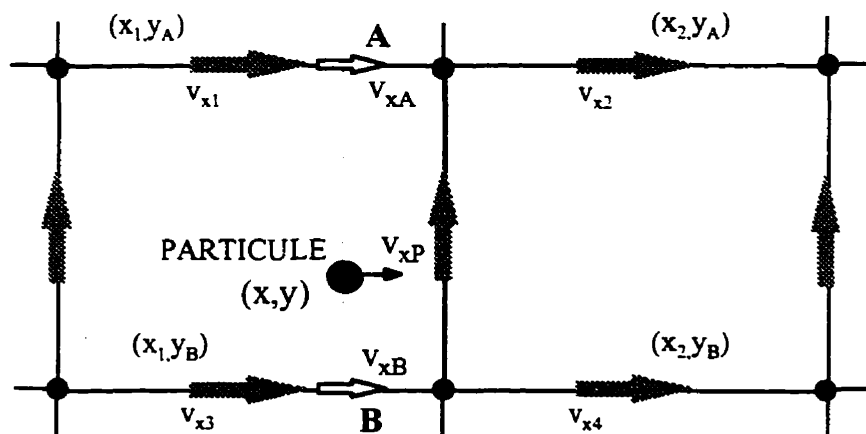


Figure 4.4 Schéma d'interpolation des vitesses intracellulaires

Les vitesses v_{xA} , v_{xB} et v_{xP} sont obtenues par les équations suivantes:

$$v_{xA} = (1 - \beta_x)v_{x1} + \beta_x v_{x2} \quad (4.18)$$

$$v_{xB} = (1 - \beta_x)v_{x3} + \beta_x v_{x4} \quad (4.19)$$

$$v_{xP}(x,y) = (1 - \beta_y)v_{xA} + \beta_y v_{xB} \quad (4.20)$$

$$\beta_x = \frac{x - x_1}{x_2 - x_1} \quad (4.21) \quad \beta_y = \frac{y_A - y}{y_A - y_B} \quad (4.22)$$

L'interpolation de la vitesse intracellulaire dans la direction y est calculée de la même façon.

4.1.4 Modification du pas de temps (Méthode d'Euler modifiée)

La méthode de trajectoire de particules permet de simuler le parcours d'une particule dans le sens de l'écoulement ou dans le sens inverse à l'écoulement. Par contre lorsque la méthode d'intégration d'Euler est la méthode préconisée, une simulation dans le sens de l'écoulement n'égalera pas une simulation par trajectoire inverse pour des conditions de pas de temps similaires. Il est important de préciser que selon cette méthode le déplacement de la particule est fonction du pas de temps imposé ainsi que de la vitesse de la particule à sa position avant d'y attribuer le déplacement. L'exemple ci-dessous illustre ce phénomène mentionné ci-haut. Il est également représenté à la figure 4.5. Prenons une particule se déplaçant premièrement d'un point A vers un point B (dans le sens de l'écoulement) et deuxièmement du B vers le point A (dans le sens inverse à l'écoulement). La vitesse augmente d'une façon linéaire entre ces deux points. La vitesse au point A est de 2,5 m/d et en B elle est de 3,5 m/d. Le point A est situé à $x = 5$

m et B est situé à $x = 10$ m. Une particule partant de A et se déplaçant pendant 2 jours à une vitesse de 2,5m/d parcourra une distance de 5 mètres et sa position finale sera 10 m (ce qui correspond au point B). Si cette même particule repart du point d'arrivée (B), cette fois-ci à une vitesse de 3,5m/d et voyage également pendant 2 jours dans le sens contraire à l'écoulement, cette particule aura parcouru une distance de 7 m.

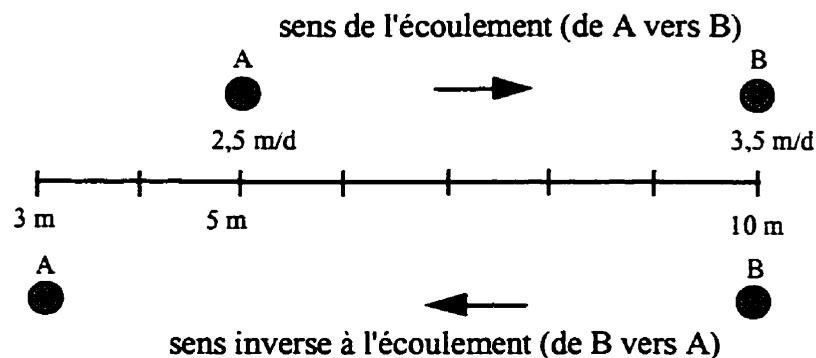


Figure 4.5 Déplacement d'une particule dans le sens de l'écoulement et dans le sens inverse à l'écoulement selon la méthode d'intégration d'Euler

On constate que la méthode d'intégration d'Euler peut engendrer des erreurs considérables lorsque le pas de temps choisi n'est pas approprié et surtout dans un champ de vitesses grandement variables tel qu'à proximité d'un puits de pompage. Un critère parfois utilisé (Prickett et al., 1981) pour contrôler le pas de temps est d'imposer un minimum de cinq déplacements à l'intérieur d'une cellule. L'exemple suivant utilise ce critère de déplacement. Considérons le même exemple qu'illustré précédemment. Au lieu de déplacer la particule de A vers B en prenant un pas de temps de 2 jours, 5 pas de 0,4 jours ($5\text{m} \div 2,5\text{m/d} \div 5$) seront employés. Cinq pas de temps de 0,4 jours seront également utilisés pour le déplacement de B vers A. En présence d'un champ d'écoulement uniforme ou légèrement variable (croissance des vitesses linéaire) et pour de petits temps de transfert l'erreur occasionnée par la méthode d'intégration d'Euler, sur

le déplacement total, n'est pas toujours considérable. Dans l'exemple ci-dessus l'erreur est de 7,9% pour un temps de parcours de 2 jours. Par contre à proximité d'un puits de pompage où les vitesses varient grandement, l'erreur occasionnée peut être plus élevée. D'autres exemples où l'erreur engendrée est considérable sont illustrés dans le chapitre V.

Tableau 4.1 Déplacement d'une particule selon la méthode d'Euler lorsque le pas de temps est réduit

	De A vers B position (m)	Vitesse (m/j)	Temps	De B vers A position (m)	Vitesse (m/j)	Temps
0	5	2,5	0	10,8666	3,6733	0
1	6	2,7	0,4	9,3973	3,3795	0,4
2	7,08	2,916	0,8	8,0455	3,1091	0,8
3	8,2464	3,1493	1,2	6,8019	2,8604	1,2
4	9,5061	3,4012	1,6	5,6578	2,6316	1,6
5	10,8666	3,6733	2,0	4,6052	2,4210	2,0

Compte tenu des erreurs engendrées lors de l'utilisation de la méthode d'intégration d'Euler, une méthode pour calculer le déplacement réel d'une particule ou le temps de parcours réel pour un déplacement donné a été développée lors du présent ouvrage. Une des lacunes de la méthode d'Euler est qu'elle ne tient pas compte de l'accélération de la particule ou de la variation de la vitesse durant son parcours. Dans le premier exemple, illustré ci-dessus, la particule ne se déplace pas à une vitesse constante de 2,5 m/d mais plutôt à une vitesse variable, croissant de 2,5 à 3,5 m/d. La méthode que l'on propose consiste à rectifier le pas de temps utilisé tout en conservant le déplacement résultant. La modification du pas de temps est fonction de l'accélération de la particule c'est-à-dire de la variation de la vitesse au cours du déplacement. L'équation développée pour

évaluer le nouveau pas de temps est basée sur les équations de la cinématique. En cinématique la position d'un corps en mouvement est définie par l'expression suivante:

$$x_2 = \frac{at^2}{2} + v_1t + x_1 \quad (4.23)$$

où x_1 représente la position de la particule au temps 0, x_2 correspond à la position au temps t , v_1 est la vitesse de la particule à x_1 , t représente le temps et a désigne l'accélération de la particule entre les positions 1 et 2. Lorsque l'accélération est exprimée en termes de v_1 et v_2 , l'équation 4.23 devient:

$$x_2 = \frac{v_1t}{2} + \frac{v_2t}{2} + x_1 \quad (4.24)$$

v_2 représente la vitesse de la particule à la position 2. En isolant t , l'équation 4.24 prend la forme suivante:

$$t = \frac{2(x_2 - x_1)}{v_2 + v_1} \quad (4.25)$$

Pour chaque déplacement effectué un nouveau pas de temps est calculé, celui-ci sera fonction de v_1 et v_2 . Après un déplacement, puisque la position de la particule est connue en 2 il est possible de calculer sa vitesse (v_2) et par le fait même le temps qu'elle a prise pour parcourir ce déplacement. Pour illustrer notre technique reprenons le premier exemple. La particule est partie de $x = 5$ m et s'est rendue à $x = 10$ m en 2 jours, ceci avait été calculé en prenant $v_1 = 2,5$ m/j fois le pas de temps (2 jours). Le déplacement résultant était de 5 m. Pour l'exemple premier l'intégration d'Euler suppose que la vitesse demeure constante pendant tout le déplacement. Gardons la position 2 calculée par la méthode d'Euler mais utilisons l'équation 4.25 pour calculer le temps réel engendré par un déplacement de 5 m.

$$t = \frac{2(10 - 5)}{3,5 + 2,5} = 1,67$$

On constate que le temps de parcours n'est pas 2 jours mais plutôt 1,67 jours. Dans le premier exemple, le déplacement calculé par simulation par trajectoire inverse est de 7 mètres. Si on utilise l'équation 4.25 pour déterminer le temps réel on obtient 2,5 jours et non un temps de 2 jours comme utilisé dans cet exemple.

$$t = \frac{2(10 - 3)}{3,5 + 2,1} = 2,5$$

L'exemple qui suit est similaire à l'exemple précédent sauf qu'un déplacement constant de 1 m est imposé. Les pas de temps utilisés selon la méthode d'Euler sont comparés avec ceux calculés selon l'équation 4.25. Le tableau 4.2 montre les résultats obtenus par calcul dans le sens de l'écoulement et le tableau 4.3 présente ceux obtenus par trajectoire inverse.

Tableau 4.2 Comparaison entre la méthode d'Euler et la méthode d'Euler modifiée - calcul dans le sens de l'écoulement

	De A vers B position (m)	Vitesse (m/j)	Pas de temps Méthode d'Euler (Δt)	Temps total Méthode d'Euler (t)	Pas de temps Méthode d'Euler modifié (Δt)	Temps total Méthode d'Euler modifié (t)
0	5	2,5		0		0
1	6	2,7	0,4	0,4	0,3846	0,3846
2	7	2,9	0,3704	0,7704	0,3571	0,7418
3	8	3,1	0,3448	1,1152	0,3333	1,0751
4	9	3,3	0,3226	1,4378	0,3125	1,3876
5	10	3,5	0,3030	1,7408	0,2941	1,6817

Avec la méthode proposée on constate que le temps de parcours dans les 2 sens d'écoulement est le même soit 1,6817 jours. Par contre lorsque la méthode d'intégration

d'Euler est utilisée le temps de parcours pour la simulation dans le sens de l'écoulement est de 1,7408 jours contrairement à 1,6265 jours lorsque le calcul est effectué par trajectoire inverse. En présence de vitesses croissantes, la méthode d'intégration d'Euler sous-estime le déplacement d'une particule pour un pas de temps donné, et le surestime dans le cas contraire. La méthode développée n'engendre aucune erreur en présence de vitesses variables, en supposant que l'accélération soit constante.

Tableau 4.3 Comparaison entre la méthode d'Euler et la méthode d'Euler modifiée - calcul dans le sens inverse à l'écoulement

	De B vers A position (m)	Vitesse (m/s)	Pas de temps Méthode d'Euler (Δt)	Temps total Méthode d'Euler (t)	Pas de temps Méthode d'Euler modifié (Δt)	Temps total Méthode d'Euler modifié (t)
0	10	3,5		0		0
1	9	3,3	0,2857	0,2857	0,2941	0,2941
2	8	3,1	0,3030	0,5887	0,3124	0,6066
3	7	2,9	0,3226	0,9113	0,3333	0,9400
4	6	2,7	0,3448	1,2562	0,3571	1,2971
5	5	2,5	0,3704	1,6265	0,3846	1,6817

Pour un pas de temps suffisamment petit cette condition est remplie même dans un champ de vitesses variables. Dans le cas d'une accélération variable l'approche proposée engendrera une certaine erreur. À proximité d'un puits le pas de temps imposé lors d'une simulation est petit et la section suivante discute de la méthode utilisée pour contrôler cette erreur. De plus, des exemples supplémentaires sont présentés au chapitre V.

4.1.5 Contrôle du déplacement

Le déplacement de la particule est fonction du pas de temps, il est donc important de choisir un pas de temps approprié pour le calcul des lignes de parcours. Un déplacement trop grand peut occasionner une déviation du parcours réel de la particule. D'autre part si le pas sélectionné est trop petit un grand nombre d'itérations peuvent être nécessaires pour tracer le chemin d'une particule pour une distance donnée. Pour pallier à ce problème, des méthodes contrôlant automatiquement le déplacement peuvent être implantées dans le modèle. Franz et Guiguer (1994) utilisent une méthode «prédiction-correction» pour contrôler le déplacement. En utilisant les équations 4.14 et 4.15, une première tentative est effectuée pour déterminer une nouvelle position $(x_{\text{futur}}, y_{\text{futur}})$ de la particule. À la nouvelle position les composantes de la vitesse sont calculées et utilisées pour évaluer la précision de la tentative en déplaçant la particule dans le sens inverse c'est-à-dire en essayant de ramener la particule à son ancienne position. La position (x, y) calculée dans le sens inverse est notée $(x_{\text{inverse}}, y_{\text{inverse}})$. Ce calcul est effectué à l'aide des équations 4.14 et 4.15 en appliquant un changement de signe opposé:

$$x_{\text{inverse}} = x_{\text{futur}} \pm v_{x, \text{futur}} \Delta t \quad (4.23) \quad y_{\text{inverse}} = y_{\text{futur}} \pm v_{y, \text{futur}} \Delta t \quad (4.26)$$

La différence (E) entre l'ancienne position $(x_{\text{ancienne}}, y_{\text{ancienne}})$ et la position calculée dans le sens inverse est donnée par:

$$E = \sqrt{(x_{\text{ancienne}} - x_{\text{inverse}})^2 + (y_{\text{ancienne}} - y_{\text{inverse}})^2} \quad (4.27)$$

La tentative est acceptée si la différence E est plus petite qu'un critère de précision ε fonction de la dimension moyenne (ds) des cellules aux alentours de la particule:

$$\varepsilon = 0.05ds \quad (4.28)$$

Si la différence est plus grande que ϵ la tentative est rejetée et le pas de temps est réduit de 50%. Ce processus est répété jusqu'à ce que la précision du déplacement de la particule satisfasse le critère de précision. Une correction est également appliquée si d est beaucoup plus petit que ϵ , si $d < 0,5 \epsilon$ la tentative est acceptée mais le pas de temps est doublé pour le déplacement futur. Dans tous les autres cas le pas de temps ne change pas.

4.1.6 Rayon de relâchement

La délimitation de l'aire d'alimentation d'un puits de pompage peut s'effectuer par trajectoire inverse en relâchant un certain nombre de particules imaginaires autour du puits. À proximité d'un puits de pompage la méthode d'interpolation présentée à la section 4.1.3 n'est plus valide (Franz et Guiguer, 1994) puisqu'elle peut occasionner un point de stagnation artificiel au centre du puits. C'est pourquoi il est nécessaire de commencer la course des particules à une certaine distance du puits. Le rayon de relâchement est fonction de l'espacement de la grille à proximité du puits. Dans le modèle proposé est défini comme étant une fois la distance de la plus grande dimension des cellules adjacentes aux puits. Il est donc possible d'augmenter la précision du relâchement en diminuant l'espacement de la grille aux alentours du puits.

4.1.7 Terminaison du parcours de la particule ou de la ligne de parcours

Pour éviter des oscillations autour des points de stagnation le parcours de la particule se termine lorsque la vitesse devient très près de zéro. Une particule peut également osciller à des endroits où il y a une grande recharge ou en présence d'étendues d'eau tel qu'un lac. Dans une telle situation, le déplacement spatial sera grandement réduit et la course de la particule sera terminée si la longueur du pas devient inférieure à 0,5% de la

dimension moyenne de la grille (0,005ds). Le parcours d'une particule se termine également lorsque celle-ci quitte le domaine.

4.2 Théorie du modèle de marche aléatoire développé

Une fois le modèle de trajectoire de particules développé, la prochaine étape de l'élaboration du modèle réside en la conception d'un modèle de marche aléatoire. Le modèle proposé est inspiré du modèle de marche aléatoire développé par Prickett et al. (1981). Certaines modifications, décrites à la section 4.2.2, ont été apportées au modèle de Prickett et al. (1981) et elles sont notamment utilisées par Kinzelbach et Ackerer (1986), Uffink (1988) et Tompson et Gelhar (1990). Le concept de la méthode de marche aléatoire est de modéliser le phénomène de dispersion en le représentant par un mouvement aléatoire qui se superpose au phénomène d'advection. Donc l'étape suivante et décrite ci-dessous consiste à ajouter un déplacement aléatoire au déplacement advectif simulé par la méthode de trajectoire de particules.

4.2.1 Approche de la méthode de marche aléatoire

Le principe du transport de contaminant, lorsqu'il est simulé par la méthode de marche aléatoire, est que la dispersion peut être considérée comme un phénomène aléatoire, tendant vers une distribution normale (Prickett et al., 1981). La méthode de marche aléatoire obéit à l'équation (2.1) classique du transport advectif-dispersif (Uffink, 1988). Les propriétés du déplacement aléatoire sont reliées à la vitesse et à la dispersivité. La figure 4.6 montre la façon dont les particules sont déplacées. Pour un pas de temps Δt , une particule à la position x, y est premièrement déplacée d'une ancienne position à une nouvelle position par advection. Ensuite un déplacement aléatoire est ajouté représentant le phénomène de dispersion. Sur la figure 4.6 Z_{τ} et Z_{τ} représentent, respectivement, le déplacement dispersif transversal et longitudinal de la particule.

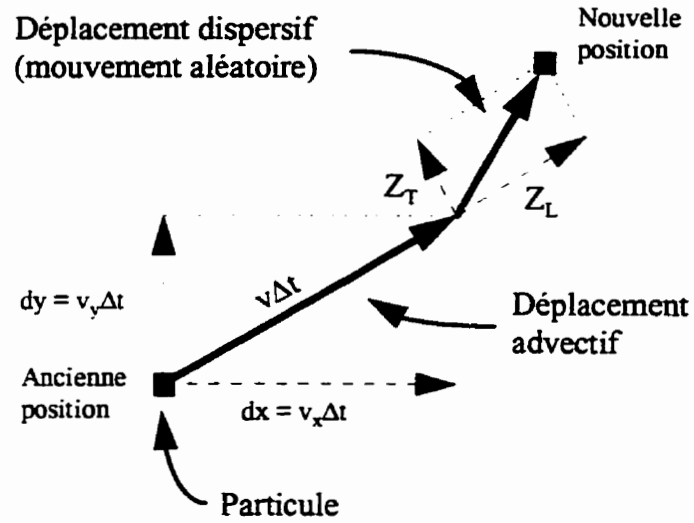


Figure 4.6 Schéma des déplacements advectif et dispersif d'une particule

Cette nouvelle position $(x(t+\Delta t), y(t+\Delta t))$ est obtenue à l'aide des équations de la méthode de marche aléatoire développée par Prickett et al. (1981), et présentées ci-dessous:

$$x(t + \Delta t) = x(t) + v_x \Delta t + Z_1 \sqrt{2\alpha_L v \Delta t} \times \frac{v_x}{v} + Z_2 \sqrt{2\alpha_T v \Delta t} \times \frac{v_y}{v} \quad (4.29)$$

$$y(t + \Delta t) = y(t) + v_y \Delta t + Z_1 \sqrt{2\alpha_L v \Delta t} \times \frac{v_y}{v} - Z_2 \sqrt{2\alpha_T v \Delta t} \times \frac{v_x}{v} \quad (4.30)$$

v_x, v_y : composantes de la vitesse réelle de pore, [L/T]

v : résultante des vitesses réelles de pore, [L/T]

$$v = \sqrt{v_x^2 + v_y^2} \quad (4.31)$$

- α_L, α_T : dispersivités longitudinale et transversale, [L]
 Z_1, Z_2 : nombres aléatoires de distribution normale centrée à zéro et d'écart type 1
 Δt : pas de temps, [T]

Prickett et al. (1981) expliquent le développement des équations de la méthode de marche aléatoire ainsi que le fondement théorique. Ceux-ci introduisent le concept de la marche aléatoire par analogie à un essai de traceur non réactif.

4.2.2 Bases théoriques de la marche aléatoire: l'équation de Ito-Fokker-Planck

L'équation de la méthode de marche aléatoire est fondamentalement différente de celle habituellement utilisée pour le mouvement Brownien (Kinzelbach et Ackerer, 1986). Lorsque la vitesse et la dispersion varient dans l'espace, le problème de marche aléatoire est décrit par une équation différentielle de deuxième ordre qui a été dérivée par Fokker et Planck (Uffink, 1988). La théorie montre que toute équation de Fokker-Planck est équivalente à la marche aléatoire. En supposant que le processus de marche aléatoire est Markovien les équations 4.29 et 4.30 sont analogues à l'équation de Ito-Fokker-Planck (Ackerer, 1988):

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial f}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(v_x f) + \frac{\partial}{\partial y}(v_y f) = \frac{\partial^2}{\partial x^2}(D_{xx} f) + \frac{\partial^2}{\partial xy} (D_{xy} f) + \\
 \frac{\partial^2}{\partial yx} (D_{yx} f) + \frac{\partial^2}{\partial y^2} (D_{yy} f)
 \end{aligned}
 \tag{4.32}$$

f étant une fonction de distribution de probabilité. L'équation de Ito-Fokker-Planck (4.32) diffère de l'équation de transport ci-dessous lorsque les coefficients de dispersion varient dans l'espace. Dans un écoulement non uniforme les coefficients de dispersion sont variables.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{yx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{yy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) \quad (4.33)$$

C : concentration du contaminants, $[M/L^3]$
 D_{xx}, D_{xy} et
 D_{yx}, D_{yy} : composantes du tenseur de dispersion, $[L^2/T]$

En considérant f comme équivalente à la concentration C , et en décomposant l'équation 4.32, celle-ci devient:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (v_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) &= \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} + C \frac{\partial D_{xx}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{xy} \frac{\partial C}{\partial y} + C \frac{\partial D_{xy}}{\partial x} \right) \\ &+ \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{yx} \frac{\partial C}{\partial x} + C \frac{\partial D_{yx}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{yy} \frac{\partial C}{\partial y} + C \frac{\partial D_{yy}}{\partial y} \right) \end{aligned} \quad (4.34)$$

Si on regroupe les termes de la dérivée de la concentration par rapport à x , l'équation 4.34 s'écrit de la façon suivante:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\left(v_x - \frac{\partial D_{xx}}{\partial x} - \frac{\partial D_{xy}}{\partial y} \right) C \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\left(v_y - \frac{\partial D_{yx}}{\partial x} - \frac{\partial D_{yy}}{\partial y} \right) C \right) &= \\ \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{yx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{yy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) \end{aligned} \quad (4.35)$$

Comme mentionné précédemment l'équation 4.32, à partir de laquelle est obtenue l'équation 4.35, n'est pas équivalente à l'équation de transport d'advection-dispersion. L'utilisation des équations 4.29 et 4.30 de la marche aléatoire permet de résoudre

numériquement l'équation 4.35 et non l'équation de transport 4.33. De plus, ces équations ne tiennent pas compte de la variation du coefficient de dispersion en fonction de la vitesse et elles ont été développées pour un écoulement uniforme. Néanmoins, il a été montré qu'il est possible de résoudre l'équation de transport en modifiant les expressions 4.29 et 4.30 de la façon suivante (Kinzelbach, 1988; Ackerer, 1988; Uffink, 1988):

$$x_i(t + \Delta t) = x(t) + \left(v_x + \frac{\partial D_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial D_{xy}}{\partial y} \right) \Delta t + Z_1 \sqrt{2\alpha_L v \Delta t} \times \frac{v_x}{v} + Z_2 \sqrt{2\alpha_T v \Delta t} \times \frac{v_y}{v} \quad (4.36)$$

$$y_i(t + \Delta t) = y(t) + \left(v_y + \frac{\partial D_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial D_{yy}}{\partial y} \right) \Delta t + Z_1 \sqrt{2\alpha_L v \Delta t} \times \frac{v_y}{v} - Z_2 \sqrt{2\alpha_T v \Delta t} \times \frac{v_x}{v} \quad (4.37)$$

Kinzelbach et Ackerer (1986) écrivent que d'un point de vue physique, le terme supplémentaire ajouté aux composantes advectives permet la conservation du flux de particules dû à la dispersion entre deux points de l'espace où les vitesses d'écoulement sont différentes. En présence d'une faible variation des vitesses, les dérivées partielles sont petites donc cette modification peut être négligée. Par contre l'erreur causée en négligeant ce terme peut être considérable lorsque le coefficient de dispersion varie grandement dans l'espace par exemple à proximité d'une source ou d'un puits (Zheng et Bennett, 1995).

4.2.3 Modèles de dispersivité

Des études montrent que la dispersivité peut être fonction de l'échelle (locale, régionale) du domaine d'étude. Le degré de variation de la dispersivité croît à mesure que le contaminant se propage (Gelhar et al., 1992). Prickett (1994) cite trois approches de caractérisation de la variation spatiale de la dispersivité qui ont été élaborées et utilisées lors de recherches antérieures. Ces approches ont mené au développement de trois modèles de dispersivité appelés constant, linéaire et asymptotique. Les trois approches de modèles de dispersivité longitudinale implantés dans le présent modèle de marche aléatoire sont:

modèle constant: $\alpha = \text{Constante}$ (4.38)

modèle linéaire: $\alpha = \frac{\Delta\alpha}{\Delta d} d$ (4.39)

modèle asymptotique: $\alpha = AD* \left[1 - \frac{AB}{(d + AB)} \right]$ (4.40)

Les paramètres des équations 4.39 et 4.40 sont définis aux figure 4.7 et 4.8. Les modèles linéaire et asymptotique gardent en mémoire la distance parcourue des particules depuis leur source. Cette mémoire reproduit mathématiquement le phénomène de dépendance d'échelle mentionné ci-haut (Prickett, 1994).

Prickett (1994) rapporte que le ratio de la dispersivité longitudinale sur la dispersivité transversale varie entre 1 et 24 mais est plus fréquemment situé entre 5 et 10. Dans le modèle de marche aléatoire développé il est possible de spécifier le ratio désiré.

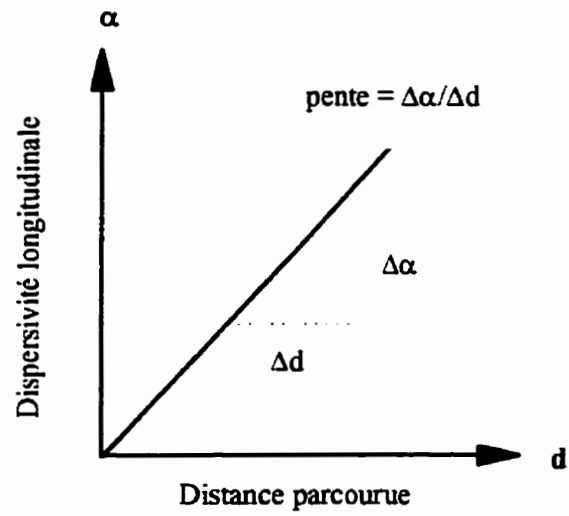


Figure 4.7 Modèle de dispersivité linéaire

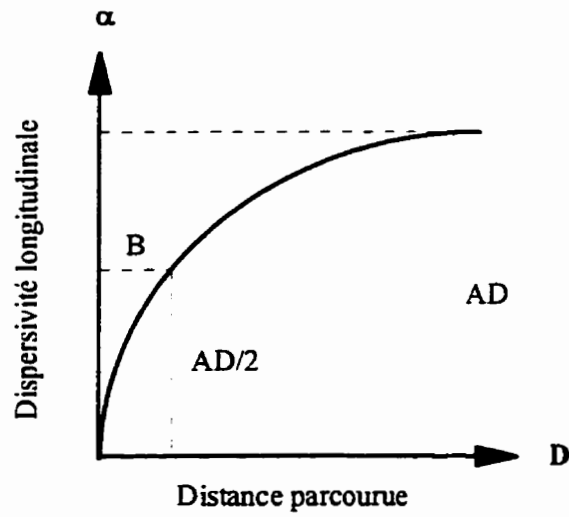


Figure 4.8 Modèle de dispersivité asymptotique

4.2.4 La dispersion, phénomène naturel irréversible

Rappelons que lorsque la méthode de trajectoire de particules est utilisée, la délimitation d'un périmètre de protection se fait habituellement par trajectoire inverse. Contrairement au transport advectif, le transport dispersif ne peut être simulé par trajectoire inverse. La dispersion est un phénomène naturel irréversible (Bagtzoglou et al. 1992). Voici un exemple illustrant l'aspect irréversible du transport dispersif. Avant de présenter cet exemple rappelons que le principe de la marche aléatoire est basé sur le fait que la dispersion dans un milieu poreux peut être considéré comme un phénomène aléatoire tendant vers une distribution normale (Prickett, 1981). Les courbes de la figure 4.9 montrent la fraction de la concentration initiale (C_0) d'un traceur non réactif (injection instantanée), obéissant à l'équation 4.41 (Bear, 1972), en fonction de la distance.

$$C(x,t) / C_0 = \frac{1}{\sqrt{4\pi\alpha_L vt}} \exp\left[-\frac{(x-vt)^2}{4\alpha_L vt}\right] \quad (4.41)$$

x : distance selon l'axe des x , [L]

Cette équation est valable pour un écoulement uniforme à une dimension. La solution exprimé par l'équation 4.40 est de même forme que la fonction de densité de probabilité d'une variable aléatoire X de distribution normale.

$$f_X(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left[-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right] \quad (4.42)$$

Où μ est la moyenne de la distribution et σ est l'écart type autour de la moyenne. En égalisant ces deux équations il est possible d'établir les relations suivantes (Prickett, 1981):

$$f_X(x) = C / C_0 \quad (4.43)$$

$$\mu = vt \quad (4.44)$$

$$\sigma = \sqrt{2\alpha_L vt} \quad (4.45)$$

Suite à cette analyse les courbes de la figure 4.9 peuvent également être vues comme des fonctions de densité de probabilité (f_X). L'évolution de la concentration d'un traceur non réactif à mesure qu'il se déplace depuis sa source tend vers une distribution normale (Gaussienne) et ce dans les directions longitudinale et transversale (Todd, 1980).

La figure 4.9 illustre également l'aspect irréversible de la dispersion. On remarque au graphique (b) de cette figure que lorsqu'une simulation est effectuée par trajectoire inverse la concentration du contaminant après un temps t_r ne sera pas égale à la concentration initiale (à $t = 0$) illustrée sur le graphique (a). Après la simulation par trajectoire le panache de contamination sera davantage étendu et non un point ponctuel comme à son rejet initial.

Même si la dispersion est un phénomène irréversible, d'un point de vue statistique une simulation par trajectoire inverse de la dispersion peut être particulièrement intéressante. Bagtzoglou (1990) utilise un modèle de marche aléatoire par trajectoire inverse pour identifier la source de contamination la plus probable parmi plusieurs sources possibles. Il a développé une méthode pour évaluer à qui incombe la responsabilité d'une contamination afin de réduire le fardeau des contribuables en attribuant les coûts de

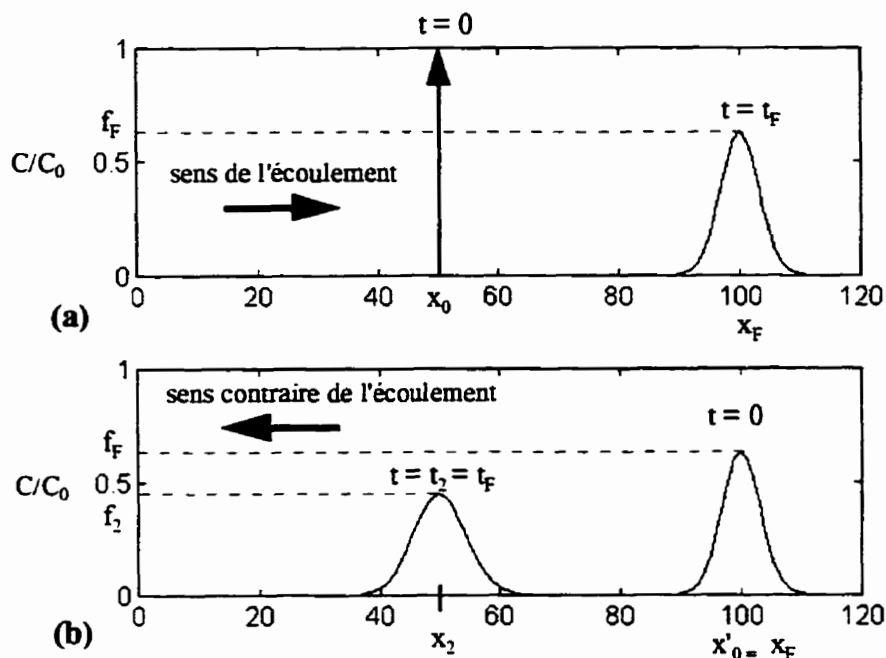


Figure 4.9 Fraction de la concentration, en fonction de la distance, d'un traceur (a) injecté à x_0 pour un temps t_F , simulation dans le sens de l'écoulement (b) injecté à x'_0 pour un temps t_F simulation dans le sens contraire de l'écoulement

restauration directement aux parties responsables identifiées. Chaque source probable de contamination est considérée comme étant une solution possible. Ce chercheur utilise la méthode de marche aléatoire pour estimer les changements dans la concentration dus au processus d'advection et de dispersion. Dans son travail, la simulation par trajectoire inverse est effectuée en renversant le champ de vitesses et en laissant la dispersion inchangée. Une fois que l'étendue de la contamination est connue, le principe de trajectoire inverse peut être utilisé selon deux approches différentes. La première approche fait référence à une contrainte de temps tandis que la deuxième est basée sur la connaissance de la localisation des sources potentielles de contamination. Lorsque le temps approximatif du rejet accidentel d'un contaminant est disponible, les fonctions de

densité de probabilité sont tracées par trajectoire inverse et présentées pour différents temps choisis à l'intérieur de la plage possible de valeurs. Les sources les plus probables sont identifiées par la localisation du maximum des courbes de probabilité. Pour la seconde approche, des variations temporelles de la fonction de densité de probabilité sont observées aux endroits intéressés. Pour chacun de ces endroits une probabilité est associée à chaque temps spécifié. Si de l'information est disponible sur la localisation et l'historique du temps des sources de contamination probables, les deux approches peuvent être combinées. L'utilisation proposée de la simulation par trajectoire inverse ressemble à celle employée par Bagtzoglou (1990). Par contre, une simulation par trajectoire inverse, dans cette étude, est utilisée pour définir des zones d'incertitude donc celle-ci est orientée vers la première approche décrite ci-haut étant donné qu'une contrainte est imposé sur le temps lors de la délimitation de périmètre de protection.

Reprenons la figure 4.9 pour illustrer l'utilité d'une simulation par trajectoire inverse. Supposons que la concentration du traceur est connue à x_r , il est possible de déterminer la fonction de densité de probabilité indiquant la probabilité que le traceur émane d'un point x arbitraire en un temps t_r . Cette courbe obtenue par trajectoire inverse est illustrée à la figure 4.9(b). Il est important de noter que la probabilité maximum (ou concentration maximum) se situe à $x = x_0$, ce qui correspond à la localisation initiale du relâchement du traceur par simulation dans le sens de l'écoulement. En ce qui concerne la délimitation des périmètres de protection une simulation par trajectoire inverse indiquera quelle est la probabilité qu'une contamination partant d'une certaine distance du puits atteigne l'ouvrage en un temps donné.

4.3 Délimitation d'une zone d'incertitude

Comme mentionné à la section précédente la délimitation de la zone d'incertitude se fait par trajectoire inverse. Celle-ci est simulée en relâchant un grand nombre de particules autour de l'ouvrage de captage. Le parcours des particules est tracé en remontant le sens

de l'écoulement. Le parcours des particules se termine une fois le temps de transfert atteint. Il n'est pas possible contrairement à la méthode de trajectoire de particule de relier la position des particules entre elles afin de délimiter le périmètre de protection. Le résultat obtenu est plutôt un nuage de points (particules) représentant un anneau incluant le périmètre advectif. La figure 4.10 illustre un exemple de la position finale des particules (représenté par les points) par rapport à un puits de pompage. L'étendue de l'anneau variera en fonction des vitesses d'écoulement et des paramètres dispersifs sélectionnés. Étant donné la nature des résultats l'étape suivante consiste à faire une analyse statistique des positions finales des particules afin de délimiter la zone d'incertitude.

4.4 Analyse statistique des résultats du modèle de marche aléatoire

À l'aide de la méthode de trajectoire inverse de particules il est possible de relier chacune des particules, représentant la terminaison d'une ligne de courant, afin de définir une isochrone délimitant la zone de captage. Pour un état permanent, ceci est possible car seule l'advection est considérée et donc chacune des particules suit une ligne de courant précise et ne risque pas de se croiser. En tenant compte du phénomène de dispersion, les lignes de parcours sont susceptibles de se croiser donc la terminaison du parcours des particules devient un processus aléatoire et les particules ne peuvent être reliées entre elles. La technique utilisée pour le traitement des données (le nuage de points) est similaire à celle préconisée par Varljen et Shafer (1991), qui permet de définir un intervalle de confiance se rattachant à un périmètre de protection. Fondamentalement, l'approche requiert l'évaluation de la position de la frontière de la zone de captage dans plusieurs directions autour du puits. Pour chaque direction un secteur circulaire γ est associé et ce dernier est illustré à la figure 4.11. Les positions des particules sont évaluées statistiquement afin d'obtenir la position moyenne de la zone de captage ainsi que la borne inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance pour chacun des secteurs circulaires. Le périmètre moyen, ainsi que les limites

supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance peuvent être déterminés en reliant les positions (moyenne, supérieure et inférieure) de chacun des secteurs. Un exemple simple d'un intervalle de confiance est illustré à la figure 4.10.

Il est préférable de faire l'analyse statistique avec une discrétisation angulaire fine, de façon à représenter une zone de captage lisse. Il est par contre nécessaire d'avoir un nombre suffisant de particules dans chacune des directions pour avoir des analyses statistiques significatives.

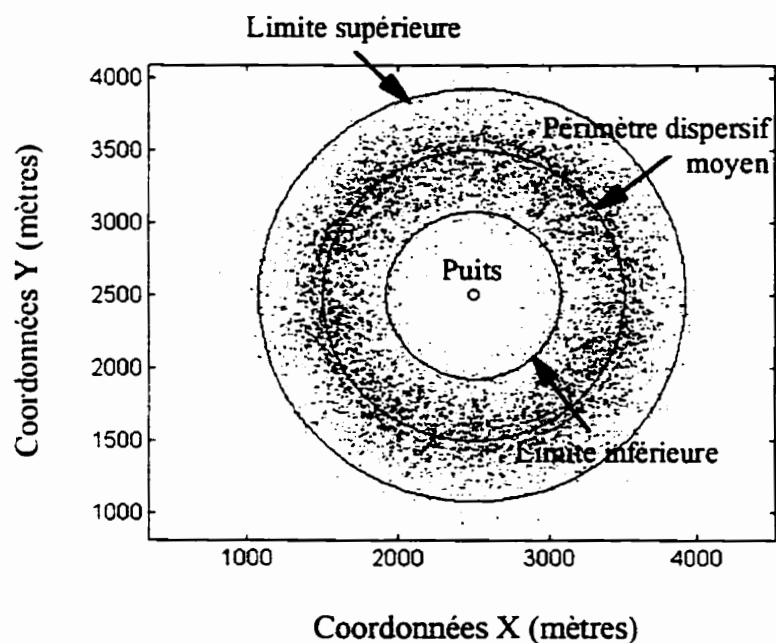


Figure 4.10 Position finale des particules et illustration des intervalles de confiance

En pratique, les calculs sont faits à partir des coordonnées polaires des positions finales de toutes les particules, avec comme origine la position du puits. Voici les étapes nécessaires à l'analyse statistique.

1. Convertir la position finale des particules en coordonnées polaires

2. Diviser la surface délimitée par le nuage de points en plusieurs secteurs circulaires
3. Calculer l'angle moyen, la distance radiale moyenne ainsi que l'écart type de la distance radiale pour chaque secteur circulaire
4. Évaluer les limites de l'intervalle de confiance pour chaque secteur en se basant sur la fonction cumulative de la distribution ou sur l'écart type de la distance du puits.

Le nombre de secteurs circulaires, m , varie entre 20 et 50. Tous les secteurs ne sont pas de surface égales. Le nombre de secteurs circulaires ainsi que l'angle ou l'arc définissant ce dernier sont établis par une analyse visuelle et selon le nombre total de particules utilisées. Si l'intervalle de confiance ainsi que le périmètre moyen tracés ne sont pas lisses, le nombre de divisions et/ou l'angle du secteur sont modifié. Ensuite, si cette modification n'est pas satisfaisante une nouvelle simulation est effectuée afin d'augmenter le nombre de particules.

Pour chaque secteur circulaire, les particules sont numérotées par $P_{k,L}$ où k sert à identifier les particules et k varie de 1 à n , n étant le nombre de particules dans ce secteur. Un secteur est identifié par L qui varie de 1 à m . La position moyenne des particules (\bar{P}_L), d'un secteur circulaire L , est définie par un angle ($\bar{\alpha}_L$) et une distance radiale (\bar{r}_L) moyenne. Pour chaque secteur circulaire, l'angle moyen des positions ($P_{k,L}$), représentant la fin de la trajectoire des particules, est calculé selon une moyenne arithmétique:

$$\bar{\alpha}_L = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n \alpha_{k,L} \quad (4.46)$$

$\alpha_{k,L}$: angle de $P_{k,L}$

De façon similaire la distance r_L est déterminée par:

$$\bar{r}_L = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n r_{k,L} \quad (4.47)$$

$r_{k,L}$: distance de $P_{k,L}$

Une représentation schématique de l'analyse statistique est présentée à la figure 4.11.

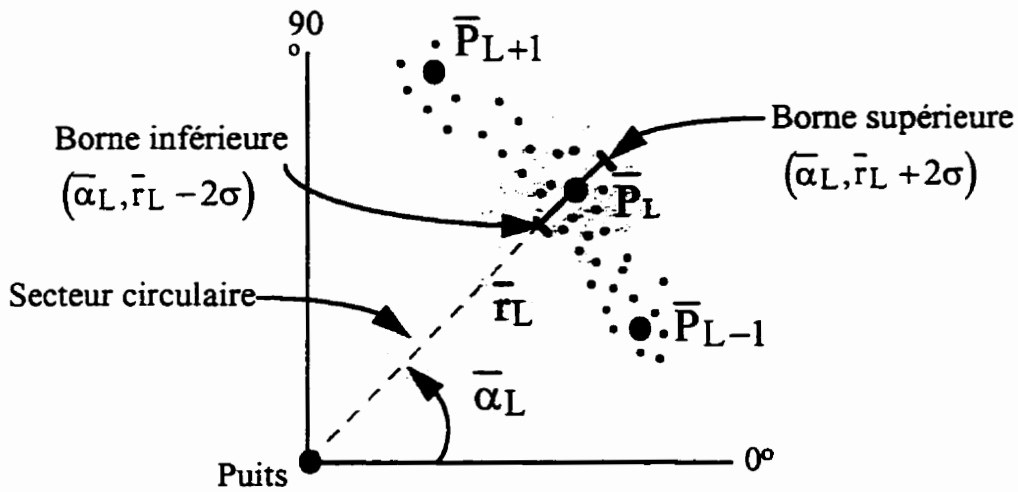


Figure 4.11 Représentation schématique de l'analyse statistique

La zone de captage moyenne est définie en joignant les m points décrits par $(\bar{\alpha}_L, \bar{r}_L)$ où $L = 1$ à m . Les bornes inférieures et supérieures sont déterminées à l'aide de la fonction de distribution cumulative de r pour chaque secteur circulaire. Selon l'intervalle de confiance désiré (95% dans le cas présent) la distance correspondant à ce niveau est calculée graphiquement avec la fonction de distribution cumulée ou en utilisant l'écart type (σ_r) de la distance radiale depuis le puits.

$$\sigma_L = \left(\frac{1}{n-1} \left[\sum_{k=1}^n r_{k,L}^2 - \frac{\left(\sum_{k=1}^n r_{k,L} \right)^2}{n} \right] \right)^{1/2} \quad (4.48)$$

Pour chaque secteur, la limite supérieure est définie par $(\bar{\alpha}_L, \bar{r}_L + 2\sigma_L)$ et la limite inférieure par $(\bar{\alpha}_L, \bar{r}_L - 2\sigma_L)$. De la même façon que pour la zone de captage moyenne, les limites supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance sont définies en joignant les m points décrit respectivement par $(\bar{\alpha}_L, \bar{r}_L + 2\sigma_L)$ et $(\bar{\alpha}_L, \bar{r}_L - 2\sigma_L)$.

CHAPITRE V

VALIDATION DU MODÈLE PROPOSÉ

Ce chapitre est consacré à la validation des modèles de trajectoire de particules et de marche aléatoire développés dans le cadre de cette recherche. La première partie est réservée à la vérification du modèle de trajectoire de particules ainsi qu'à la vérification de la nouvelle méthode d'intégration proposée présentée à la section 4.1.4. Elle concerne l'intégration numérique de l'équation du parcours des particules et elle sera appelée méthode d'intégration d'Euler modifiée. De simples exemples sont comparés à des solutions analytiques afin de vérifier les lignes de parcours des particules pour des temps de transfert donnés. Pour les exemples plus complexes, nécessitant une intégration numérique, les solutions sont comparées avec le logiciel de trajectoire de particules FLOWPATH (Franz et Guiguer, 1994). La seconde partie, quant à elle, concerne la validation du modèle de la marche aléatoire. Similaire à la première partie, des exemples pratiques sont comparés à des solutions analytiques. Finalement, la troisième partie comprend la justification de l'utilisation de la méthode de marche aléatoire par trajectoire inverse pour la délimitation d'une zone d'incertitude d'un périmètre de protection.

5.1 Vérification du modèle de trajectoire de particules proposé

5.1.1 Écoulement variable - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée

Cette partie consiste à valider le modèle de trajectoire de particules par l'application de divers exemples pratiques pouvant être comparés à des solutions théoriques. Comme mentionné au chapitre 4, le modèle de trajectoire de particules développé utilise une technique d'interpolation bilinéaire pour interpoler les vitesses intracellulaires. Le

modèle est vérifié pour le cas où cette technique d'interpolation est utilisée. Rappelons que cette méthode d'interpolation est la même que celle décrite dans Prickett et al. (1981). La section présente est consacrée à la vérification de la méthode d'Euler modifiée (ajustement du pas de temps, Δt) expliquée au chapitre 4. La modification est également comparée avec la technique classique d'intégration d'Euler. Il s'agit de vérifier si le parcours d'une particule déplacée par le modèle de trajectoire de particules développé est le même que celui calculée par méthode analytique. Un écoulement fictif est créé. Les vitesses croissent linéairement sur une distance de 100 m et elles varient de 5m/d à 7m/d dans le sens des x. Le temps de parcours est de 15 jours. Les vitesses en y sont nulles.

Le parcours théorique est calculé par l'équation suivante, tirée des équations de la cinématique:

$$x_2 = \frac{v_1 t + x_1 \left(1 - \frac{mt}{2}\right)}{1 - \frac{mt}{2}} \quad (5.1)$$

où x_1 représente la position de la particule au temps 0, x_2 correspond à la position au temps t, v_1 est la vitesse de la particule à x_1 , t représente le temps et m signifie la pente des vitesses selon la distance. Pour l'exemple présent m égale 0,02 ([7m/s-2 m/s]/100m).

Le parcours théorique d'une particule partant à $x_1 = 5$ avec une vitesse initiale de 5,1m/s et se déplaçant pendant 15 jours est de 90m (95-5).

$$x_2 = \frac{5,1 \times 15 + 5 \left(1 - \frac{0,02 \times 15}{2}\right)}{1 - \frac{0,02 \times 15}{2}} = 95$$

Le tableau 5.1 présente les résultats d'une simulation effectuée premièrement en utilisant la méthode d'Euler (ME) et deuxièmement en utilisant la méthode d'Euler modifiée (MEM). On constate que lorsque la méthode d'Euler est la méthode d'intégration choisie il se produit une erreur de 3,47% sur la longueur du parcours de la particule. Par contre en utilisant la méthode d'Euler modifiée la particule termine son parcours à 94,23 mètres ce qui signifie une erreur de 0,86%. La différence des longueurs de parcours produites par ces deux techniques d'intégration est d'autant plus marquée que la variation des vitesses est grande. Cette différence est illustrée à la section 5.1.2.

Tableau 5.1 Résultats: écoulement variable - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée - simulation dans le sens de l'écoulement

	Coordonnées départ (x,y)	Coordonnées arrivée (x,y)	Longueur du parcours (m)	Erreur (%)
Théorique	5, 50	95, 50	90	
MTP (ME)	5, 50	91,88, 50	86,88	3,47
MTP (MEM)	5, 50	94,23, 50	89,23	0,86

Il s'agit maintenant de vérifier une simulation par trajectoire inverse en utilisant l'exemple précédent. Les résultats du tableau 5.2 montrent qu'en présence d'un champ de vitesses légèrement variable les deux techniques offrent des solutions très satisfaisantes. On note par contre un pourcentage d'erreur moins grand lorsque la technique d'Euler modifiée est utilisée, 0,63% comparativement à 1,04%. Pour le présent exemple, la différence d'erreur est expliquée par la méthode employée pour déterminer le premier pas de temps. Dans le modèle développé, le choix du premier pas de temps est fonction de la position de la particule donc de sa vitesse initiale.

Tableau 5.2 Résultats: écoulement variable - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée - simulation par trajectoire inverse

	Coordonnées départ (x,y)	Coordonnées arrivée (x,y)	Longueur du parcours (m)	Erreur (%)
Théorique	95, 50	5, 50	90	
MTP (ME)	95, 50	4,06, 50	90,94	1,04
MTP (MEM)	95, 50	5,57, 50	89,43	0,63

5.1.2 Écoulement radial vers un puits - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée

Le but de cet exemple est de vérifier si les résultats d'une simulation dans le sens de l'écoulement sont pareils à ceux d'une simulation par trajectoire inverse mais cette fois-ci en présence d'un écoulement radial vers un puits. Le parcours d'une particule est tracé en utilisant trois méthodes différentes, la méthode d'intégration d'Euler, la méthode d'Euler modifiée et le logiciel de trajectoire de particules FLOWPATH. Une simulation, correspondant à un temps de parcours de 1000 jours, est premièrement exécutée dans le sens de l'écoulement. À partir des résultats obtenus une deuxième simulation est faite par trajectoire inverse et ce pour un même temps de transfert. Les résultats de la simulation par trajectoire inverse sont comparés avec la position de départ de la simulation dans le sens de l'écoulement. La description du domaine est la suivante:

- Aquifère confiné
- Limites de l'aquifère : $x_{\min} = 0\text{m}$, $x_{\max} = 5000\text{m}$, $y_{\min} = 0\text{m}$, $y_{\max} = 5000\text{m}$
- Milieu homogène :
- $k_x = k_y = 200\text{m/d}$
- Porosité homogène : $n_p = 0,2$
- Gradient hydraulique avant pompage : 0
- Charge constante au pourtour du domaine : 12m

- Épaisseur constante : 3m
- Débit de pompage : 1500m³/d
- Puits situé à $x = 2500\text{m}$ et $y = 2500\text{m}$

Le tableau 5.3 indique la position de départ ainsi que la position finale de la particule. À l'aide de ce tableau on peut remarquer que la particule ne revient pas à sa position initiale lorsque la méthode d'intégration d'Euler et le logiciel FLOWPATH sont utilisés. Par simulation dans le sens de l'écoulement la méthode d'Euler produit un parcours de 877,8m et par simulation dans le sens contraire de l'écoulement elle produit un de 698,9m. Ce qui correspond à une différence de 20,4%. Lorsque le logiciel FLOWPATH est utilisé la longueur des parcours est 883,2 et 687,7m résultant en une différence de 22,1%. Par contre avec la méthode d'Euler modifiée, la longueur de parcours est pratiquement identique pour des simulations effectuées dans les deux sens. La différence de la longueur des parcours est seulement de 0,4%. On constate que cette méthode offre une grande amélioration à la méthode d'intégration d'Euler. Il est important de mentionner que pour un même domaine d'écoulement, ces deux méthodes (ME et MEM) peuvent être comparées dans la mesure où le choix des pas de temps utilisés est similaire. Mentionnons également qu'il n'est pas possible d'ajuster ou de choisir le pas de temps employé dans FLOWPATH lors de l'intégration numérique de la trajectoire des particules.

5.2 Vérification du modèle de marche aléatoire

La méthode de marche aléatoire est vérifiée en comparant les résultats avec des solutions analytiques. Dans les exemples qui vont suivre la méthode d'intégration d'Euler modifiée est utilisée pour le déplacement advectif.

Tableau 5.3 Résultats: écoulement radial vers un puits - méthodes d'intégration d'Euler et d'Euler modifiée - simulation dans le sens de l'écoulement et par trajectoire inverse

	Coordonnées départ (x,y) (m)	Coordonnées arrivée/départ (x,y) (m)	Coordonnées arrivée (x,y) (m)	Différence entre longueur des parcours (m)	Erreur (%)
MTP (ME)	2473, 2500	1596, 2500 (877m)	2294, 2500 (698m)	179 (877-698)	20,4
MTP (MEM)	2473, 2500	1608, 2500 (865m)	2470, 2500 (862m)	3,5 (865,6-862,1)	0,4
FLOWPATH	2473, 2500	1590, 2500 (883m)	2278, 2500 (688m)	195 (883-688)	22,1

5.2.1 Écoulement uniforme - dispersion longitudinale

L'écoulement est unidimensionnel, horizontal et uniforme. La vitesse est constante à 1 m/d. Le modèle de marche aléatoire est comparé avec la solution analytique d'un essai de traceur injecté instantanément (Bear 1972). Le temps de parcours utilisé est de 100 jours et seulement la dispersion longitudinale est considérée, $\alpha_L = 4,5$ m.

L'équation analytique d'un essai de traceur (injection instantané) est la suivante (Bear 1972):

$$N = \frac{N_0 dx}{\sqrt{4\pi D_L t}} \exp\left[-\frac{(x - vt)^2}{4D_L t}\right] \quad (5.2)$$

Où

N : nombre de particules à x

N_0 : nombre initial de particules

dx : distance (axe des x) sur laquelle les particules sont comptées, [L]

v : vitesse de pore de l'écoulement, [L/T]

D_L : coefficient de dispersion longitudinale $D_L = \alpha_L v$, [L²/T]

α_L : dispersivité longitudinale, [L]

L'histogramme de la figure 5.1 représente les résultats d'une simulation de 3000 particules rejetées à 250m et voyageant pendant 100 jours dans la direction de l'axe des x . La courbe théorique de cette même figure est obtenue à l'aide de l'équation 5.2. Comme on peut le constater les résultats sont fort satisfaisants, l'histogramme épouse très bien la courbe théorique.

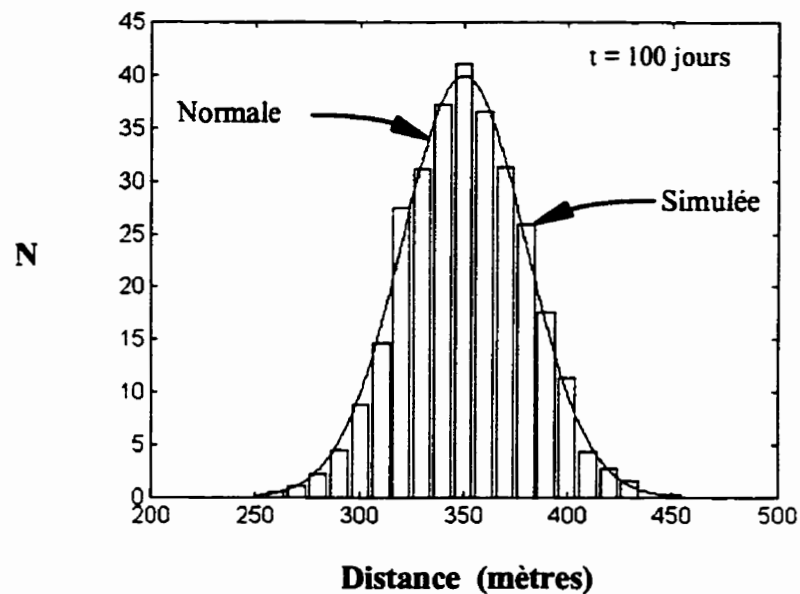


Figure 5.1 Dispersion longitudinale d'un écoulement unidimensionnel de l'essai de traceur injecté à $x = 250\text{m}$

5.2.2 Écoulement uniforme - dispersion longitudinale et transversale

L'exemple suivant est similaire à l'exemple précédent à l'exception que la dispersion transversale est tenue en compte. Le modèle de marche aléatoire est comparé avec la solution analytique d'un essai de traceur (injection instantanée). Les dispersions longitudinale et transversale sont respectivement égales à 4,5 m et 1,125 m. Les

conditions d'écoulement sont les mêmes qu'à l'exemple précédent. L'équation théorique d'un traceur avec dispersion longitudinale et transversale est la suivante (Fried, 1975):

$$N = \frac{N_0 dx dy}{4\pi vt \sqrt{\alpha_L \alpha_T}} \exp \left[-\frac{(x - vt)^2}{4D_L t} - \frac{y^2}{4D_T t} \right] \quad (5.3)$$

Où

dy : distance (axe des y) sur laquelle les particules sont comptées, [L]

D_L, D_T : coefficients de dispersion longitudinale et transversale, [L^2/T]

$$D_L = \alpha_L v \text{ et } D_T = \alpha_T v$$

α_L, α_T : dispersivités longitudinale et transversale respectivement, [L]

Les particules sont injectées à $x = 250\text{m}$ et $y = 300\text{m}$ et la simulation est effectuée pour un temps de transfert de 100 jours. Les résultats d'une simulation de 31000 particules sont présentés aux figures 5.2 et 5.3. Encore une fois, on peut remarquer qu'il y a une très bonne similitude entre les résultats de la simulation et les courbes théoriques obtenues à l'aide de l'équation 5.3.

5.3 Vérification de l'utilisation de la méthode de marche aléatoire par trajectoire inverse

5.3.1 Écoulement uniforme - dispersion longitudinale

Cette section sert à illustrer le contexte dans lequel une simulation par trajectoire inverse est utilisée. L'exemple utilisé dans cette section est le même que celui de la section 5.2.1. Une simulation par trajectoire inverse est exécutée à partir de $x = 350$ et pour un temps de transfert de 100 jours. Les résultats sont montrées à la figure 5.4. La courbe théorique, identique à celle de l'exemple 5.2.1, a été calculée à l'aide de

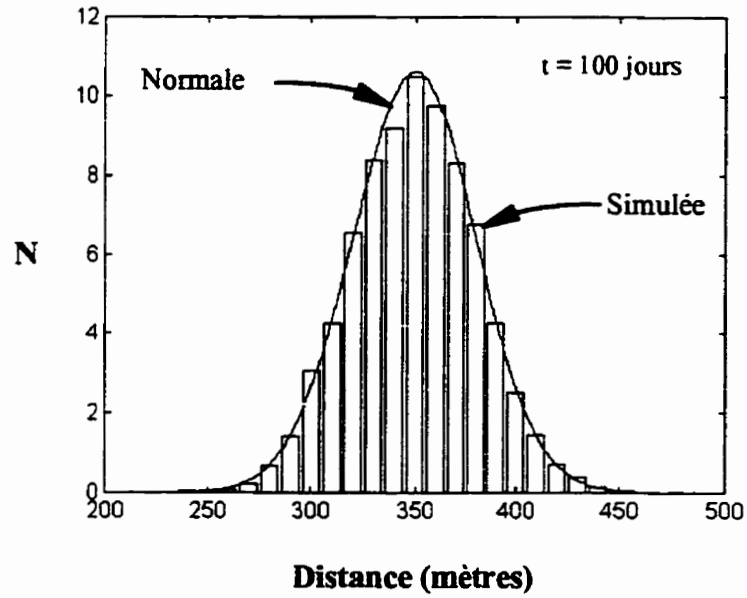


Figure 5.2 Dispersion longitudinale d'un écoulement uniforme de l'essai de traceur injecté à $x = 250\text{m}$ et $y = 300\text{m}$

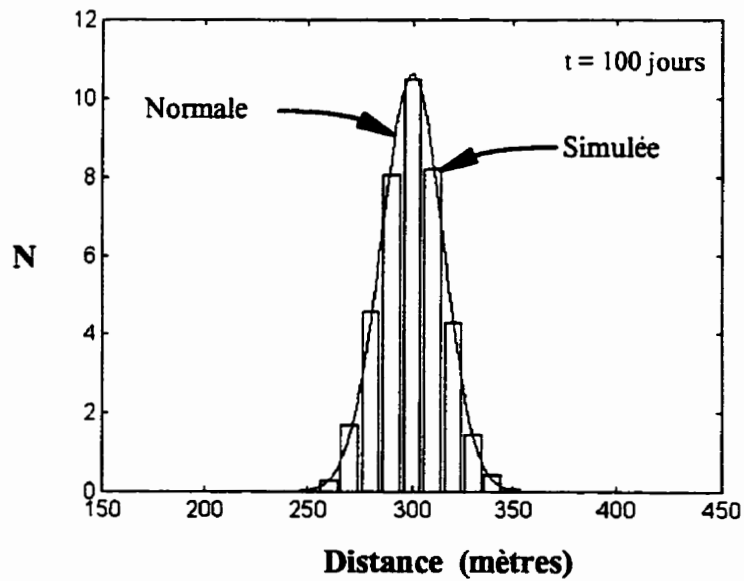


Figure 5.3 Dispersion transversale d'un écoulement uniforme de l'essai de traceur injecté à $x = 250$ et $y = 300$

l'équation 5.2. De plus, on peut constater que pour un champ d'écoulement uniforme la distribution des particules suit une loi normale car l'histogramme des résultats suit bien la courbe de la loi normale. Cette dernière a été tracée en utilisant la moyenne et l'écart-type de la distribution ainsi que l'équation théorique de la fonction de probabilité normale. Il est également possible de constater que les résultats sont identiques à l'exemple de la section 5.2.1 en utilisant la moyenne et l'écart-type. Rappelons que les fondements théoriques du modèle de marche aléatoire sont basés sur le fait que la dispersion peut être considérée comme un processus aléatoire tendant vers une distribution normale (Prickett et al., 1981). Prickett et al. (1981) font une analogie entre l'équation 5.2 d'un essai de traceur et l'équation de la distribution normale. La moyenne de la distribution et l'écart-type de la distribution sont reliés de la façon suivante (Prickett et al., 1981):

$$\sigma = \sqrt{2\alpha_L vt} \quad (5.4)$$

$$\mu = vt \quad (5.5)$$

La moyenne et l'écart-type de la distribution des particules sont 29,96 et 250,33 respectivement. En utilisant une dispersivité longitudinale égale à 4,5m, une vitesse d'écoulement de 1m/j et un temps de 100 jours, on obtient, à l'aide de l'équation 5.4, un écart-type théorique de 30, ce qui correspond très bien à l'écart-type simulé. Le déplacement moyen des particules est 99,67m (350-250,33) ce qui correspond à la valeur espérée de 100m déduite de l'équation 5.5.

Comme mentionné à la section 4.4 la zone d'incertitude choisie des périmètres de protection sera un intervalle de confiance de 95%. Les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance d'un périmètre de protection sont établies en utilisant l'écart-type de la distribution. Elles sont définies en additionnant et en soustrayant deux fois

l'écart-type à la moyenne de la distribution. Pour cet exemple les limites supérieure et inférieure de la zone d'incertitude se situent à 190,4m et 310,2m respectivement. La figure 5.5 montre qu'il est possible d'utiliser l'écart-type pour délimiter l'intervalle de confiance de 95% sans commettre d'erreurs appréciables car $\pm 2\sigma$ correspond bien sur la courbe à $F(x)$ égale à 2,5% et 97,5%.

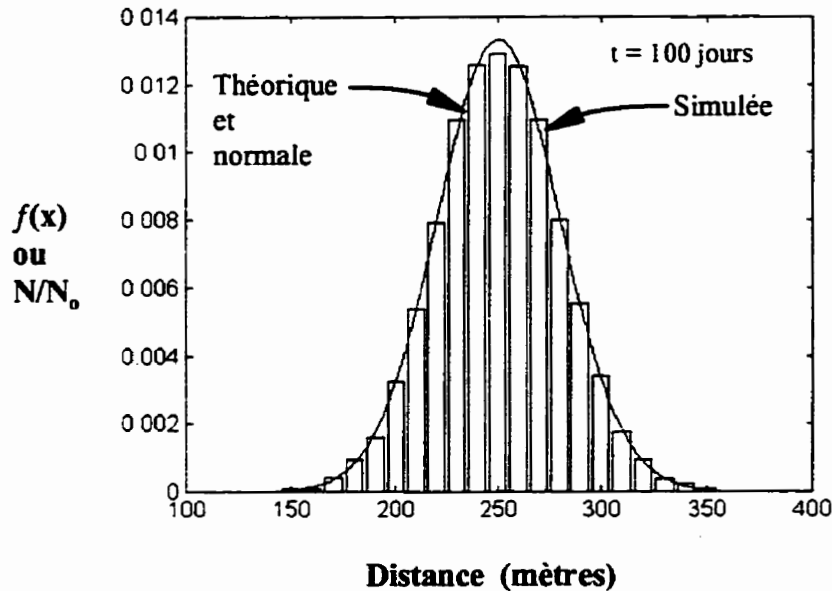


Figure 5.4 Dispersion longitudinale d'un écoulement uniforme de l'essai de traceur injecté à $x = 350$ (simulation par trajectoire inverse)

Comme il a été mentionné au chapitre 4, il n'est pas très usuel d'utiliser la méthode de marche aléatoire par trajectoire inverse donc les résultats sont vérifiés par simulation dans le sens de l'écoulement. Des particules sont injectées aux limites de l'intervalle de confiance soit à 190,4m et à 310,2m pour ensuite vérifier quelle proportion des particules se rendent à la position de départ (350m) de la simulation par trajectoire inverse. Pour la limite inférieure théoriquement 97,5% des particules devraient se rendre à 350m comparativement à 2,5% pour la limite supérieure. En se référant au

tableau 5.4, ce sont à toute fin pratique les résultats qui ont été obtenus. Des particules sont également injectées à la position moyenne de la distribution des particules soit à 250,3m. Quarante-neuf pour cent des particules se situent à gauche de 250m et 51% à droite, ce qui est très près du résultat théorique de 50%. La qualité des résultats obtenus n'est pas surprenante car le champ de vitesses utilisé est uniforme. La section suivante traite un exemple ayant un champ d'écoulement variable.

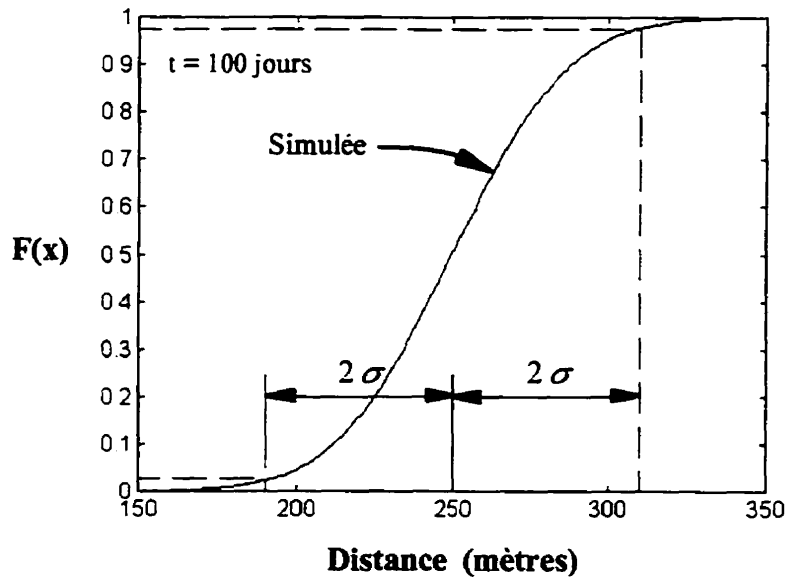


Figure 5.5 Fonction de distribution cumulée des particules - écoulement uniforme - essai de traceur injecté à $x = 350$ (simulation par trajectoire inverse)

Tableau 5.4 Résultats: vérification par simulation dans le sens de l'écoulement - écoulement uniforme - dispersion longitudinale

Départ	Nombre de part.	Nombre de part. < 350 m	% part. < 350 m simulé	% part. < 350 m selon loi normale
$\mu - 2\sigma$ (190,4)	2000	1949	97,5	97,5
$\mu + 2\sigma$ (310,3)	2000	33	1,7	2,5
μ (250,3)	3000	1471	49	50

5.3.2 Écoulement variable - dispersion longitudinale

Une simulation par trajectoire inverse est exécutée à partir de $x = 350\text{m}$ et pour un temps de transfert de 50 jours. La vitesse initiale est de $4,5\text{m/d}$ et les vitesses en x sont modifiées de façon à ce qu'elles décroissent linéairement (pente de $0,01$). Les vitesses en y sont nulles. La dispersivité longitudinale est 4.5m . Dans le cas où seulement l'advection est considérée la particule se rend à $x = 172,9\text{m}$. Mentionnons que la solution théorique, pouvant être obtenue par les équations de la cinématique, est de $170,0\text{m}$

Pour une simulation (4000 particules) incluant de la dispersion, la moyenne de la distribution des particules est $178,2\text{m}$ et l'écart-type est $31,0\text{m}$. La figure 5.6 montre l'histogramme de la distribution ainsi que la courbe normale calculée avec la moyenne et l'écart-type de la distribution des particules. La fonction de distribution cumulée est présentée à la figure 5.7. Cette figure montre également les résultats de la vérification par simulation dans le sens de l'écoulement, ces résultats seront discutés ci-après.

Par la figure 5.6 on peut remarquer que l'histogramme de la distribution des particules s'apparente à la courbe tracée avec l'équation théorique d'une distribution normale. Par contre, on peut remarquer que la distribution ne semble pas tout à fait suivre une loi normale. Les causes de cette légère déviation de la loi normale ne sont pas parfaitement comprises à ce stade-ci. Toutefois, la présence d'un champ d'écoulement variable semble être une cause possible à ce phénomène (Tompson, communication personnelle). L'intervalle de confiance 95% selon la distribution des particules est situé à $240,3$ (borne inférieure) et à $116,2$ (borne supérieure). Si elle avait été tracée par une simulation dans le sens de l'écoulement la zone d'incertitude aurait approximativement comme borne inférieure et supérieure 236m et 112m respectivement. Le tableau 5.5 présente les résultats de quelques simulations exécutées dans le sens de l'écoulement. Ces résultats sont également illustrés à la figure 5.7. Il est possible de remarquer que la

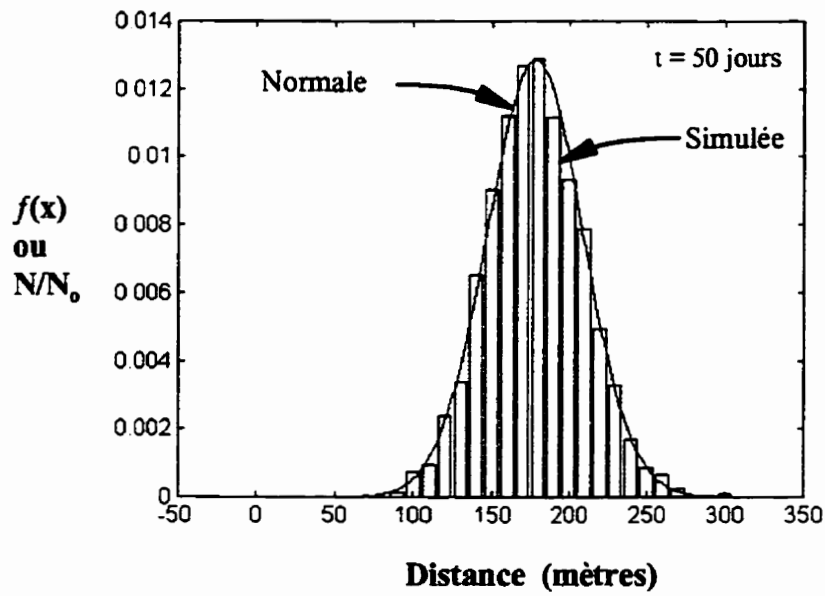


Figure 5.6 Dispersion longitudinale d'un traceur dans un écoulement à vitesse variable (simulation par trajectoire inverse)

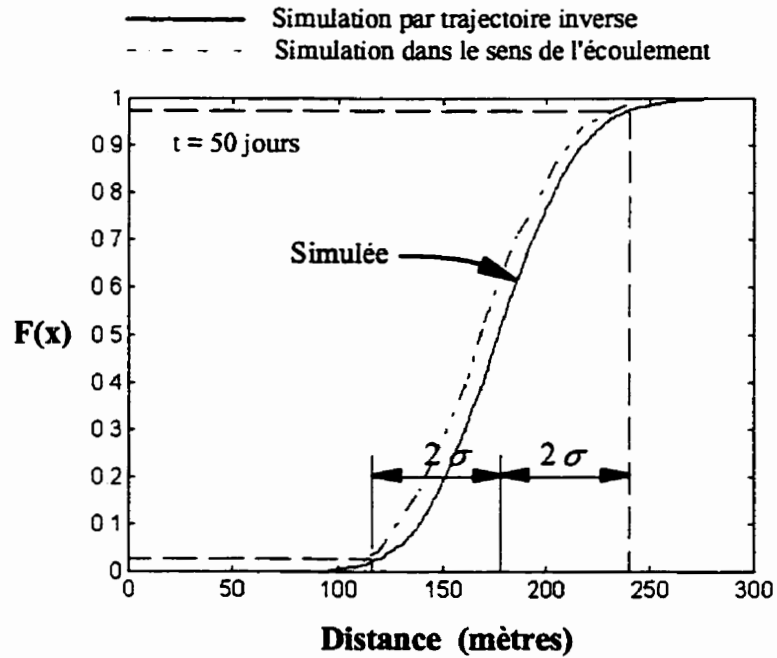


Figure 5.7 Fonction de distribution cumulée des particules - écoulement variable - essai de traceur injecté à $x = 350$

courbe est légèrement décalée vers la gauche comparativement à celle obtenue par trajectoire inverse. La différence entre les deux zones d'incertitude demeure acceptable. Pour cet exemple l'erreur sur la localisation des bornes peut être d'environ 3,5% et moins, tout dépendant de la borne. La figure 5.8 montre, entre autres, les deux courbes de distribution des particules, après un temps de transfert de 50 jours, pour des départs situés aux limites inférieure et supérieure. Cette figure montre également que pour un temps donné, la distribution des particules est différente pour chaque point de départ. En 50 jours, les particules ayant comme position de départ la limite inférieure ont parcouru, en moyenne, une plus grande distance que celles situées sur la limite supérieure. C'est ce qui explique des courbes de distribution différentes car l'écart-type ou l'étalement de la courbe varie en fonction de la distance parcourue. La figure 5.8 (b) illustre également que la position $x = \mu \pm 2\sigma$ des courbes obtenues par simulation dans le sens de l'écoulement se situe très près de la position initiale des particules (350m) de la simulation par trajectoire inverse. Cette constatation vient davantage confirmer que la délimitation d'une zone d'incertitude d'un périmètre de protection peut se faire par trajectoire inverse sans commettre de trop grandes erreurs.

Tableau 5.5 Résultats: vérification par simulation dans le sens de l'écoulement - écoulement variable - dispersion longitudinale

Intervalle théorique	Limite	Coordonnées de départ (m)	% part. > 350m/mj	% part. > 350m selon loi normale
20%	Inférieure	186,3	71,3	60,0
	Supérieure	170,3	52,6	40,0
40%	Inférieure	194,5	77,2	70,0
	Supérieure	161,9	40,9	30,0
50%	-	178,2	62,4	50,0
60%	Inférieure	204,4	85,6	80,0
	Supérieure	152,0	30,0	20,0
80%	Inférieure	217,9	94,3	90,0
	Supérieure	138,5	17,2	10,0
95%	Inférieure	240,3	98,7	97,5
	Supérieure	116,2	3,5	2,5

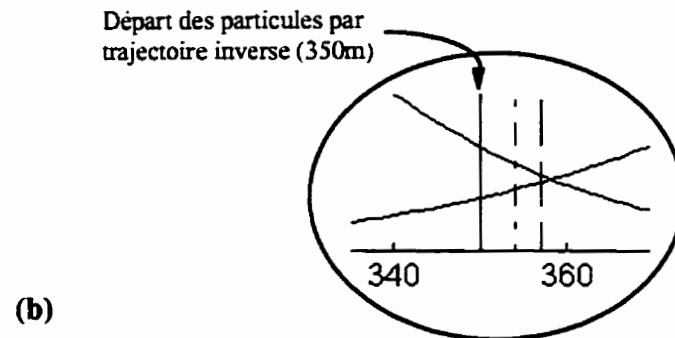
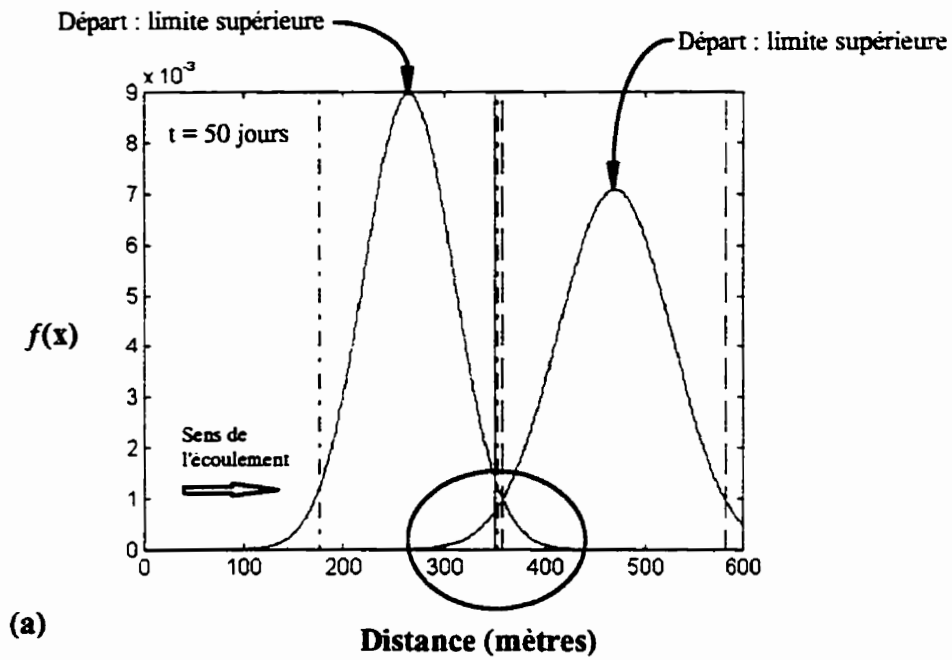


Figure 5.8 (a) Dispersion longitudinale d'un écoulement variable de l'essai de traceur injecté aux limites inférieure et supérieure - simulation dans le sens de l'écoulement (b) Agrandissement de l'intersection des courbes à $x = 350\text{m}$

CHAPITRE VI

APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE

L'objectif premier lors du développement de la méthodologie présentée dans cette étude est de pouvoir analyser l'effet de la dispersion sur la dimension de l'intervalle de confiance d'un périmètre de protection. Tout au long de ce chapitre, divers cas d'application seront présentés afin d'illustrer des zones d'incertitude et de voir l'influence de la variation de la dispersivité sur celles-ci. Les effets de la variation de certains autres paramètres tels la conductivité hydraulique et le débit de pompage seront aussi brièvement discutés. Rappelons que la zone d'incertitude délimitée correspond à un intervalle de confiance de 95%.

Quatre différents cas d'application, faisant chacun l'objet d'une section, sont présentés dans ce chapitre. Pour chaque cas d'application les résultats et une analyse sont présentés. Lors de l'analyse la limite supérieure des intervalles de confiance est comparée avec le périmètre de protection simulé à l'aide de la méthode de trajectoire de particule. À l'intérieur d'un périmètre de protection une gestion des activités potentiellement polluantes est effectuée afin de prévenir des cas de contamination. Donc l'analyse effectuée sert à montrer l'augmentation de la zone à gérer lorsque le transport dispersif est inclus dans la délimitation des périmètres de protection. Le périmètre de protection délimité par la méthode de trajectoire de particules sera appelé périmètre advectif. Le tableau 6.1 résume les exemples traités ainsi que les paramètres étudiés pour chacun de ceux-ci. Dans ce tableau "i" représente le gradient hydraulique. Le tableau 6.2 présente pour chacune des sections les cas comparés servant à l'analyse des résultats. Une simulation dans le sens de l'écoulement est exécutée, pour certains des exemples de la section 6.1, afin de vérifier les résultats obtenus par trajectoire inverse.

Tableau 6.1 Résumé des cas d'application

Section	Domaine d'écoulement	Cas	Dispersivités longitudinale et transversale (m)	Modèle de dispersivité	Temps de transfert
6.1	Homogène $i = 0$	a	$\alpha_L = 100$ $\alpha_T = 10$	Asympt.	10 ans
		b	$\alpha_L = 20$ $\alpha_T = 2$	Asympt.	10 ans
		c	$\alpha_L = 20$ $\alpha_T = 2$	Constant	10 ans
		d	$\alpha_L = 100$ $\alpha_T = 50$	Asympt.	10 ans
	e	$\alpha_L = 100$ $\alpha_T = 10$	Asympt.	10 ans	
6.2	Homogène $i \neq 0$	a	$\alpha_L = 5$ $\alpha_T = 0,5$	Asympt.	10 ans
		b	$\alpha_L = 20$ $\alpha_T = 2$	Asympt.	10 ans
		c	$\alpha_L = 55$ $\alpha_T = 5,5$	Asympt.	10 ans
		d	$\alpha_L = 5$ $\alpha_T = 0,5$	Constant	10 ans
		e	$\alpha_L = 20$ $\alpha_T = 2$	Constant	10 ans
6.3	Hétérogène $i \neq 0$	a	$\alpha_L = 20$ $\alpha_T = 2$	Asympt.	10 ans
		b	$\alpha_L = 100$ $\alpha_T = 10$	Asympt.	10 ans
6.4	Homogène $i \neq 0$	a	$\alpha_L = 5$ $\alpha_T = 0,5$	Asympt.	60 jours
		b	$\alpha_L = 20$ $\alpha_T = 2$	Asympt.	60 jours

Note : Lorsque le modèle asymptotique est utilisé les valeurs de dispersivité indiquées sont les valeurs maximales possibles des dispersivités longitudinale et transversale.

Tableau 6.2 Résumé des cas comparés

Section	Cas comparés	Buts de la comparaison
6.1	a et b	Effet de l'augmentation de la dispersivité
	b et c	Effet de différents modèles de dispersivité (constant vs asympt.)
	a et d	Effet du ratio α_r/α_L
	b et e	Effet de l'augmentation du débit de pompage
6.2	a, b et c	Effet de l'augmentation de la dispersivité
	d et e	Effet de l'augmentation de la dispersivité
	a et d	Effet de différents modèles de dispersivité (asympt. Vs constant)
	b et e	Effet de différents modèles de dispersivité (asympt. Vs constant)
6.3	a et b	Effet de l'augmentation de la dispersivité et de l'hétérogénéité
	6.3 vs 6.2(a,b,c)	Effet de la connaissance variable de la conductivité hydraulique
6.4	a et b	Effet de l'augmentation de la dispersivité

Le ministère de l'Environnement et de la Faune propose comme périmètre l'aire d'alimentation, aussi appelé périmètre de protection éloignée, et une protection correspondant à un temps de transfert de 60 jours. Le désavantage d'utiliser l'aire d'alimentation comme périmètre de protection est que celle-ci peut parfois être de très grande superficie, rendant ainsi difficile de pratiquer une gestion ou une protection adéquate. Une façon préconisée par plusieurs pays est d'établir un périmètre de protection correspondant à un temps de transfert pouvant varier, par exemple, de 10 à 20 ans. Donc à l'intérieur de ce chapitre, en plus du temps de transfert 60 jours, un temps de 10 ans est choisi pour établir des zones d'incertitude.

6.1 Aquifère homogène - gradient hydraulique nul avant pompage - temps de transfert 10 ans

Le premier cas d'application est un exemple simple. Le puits de pompage est situé dans un domaine ayant un gradient hydraulique nul (avant pompage) afin d'obtenir un

intervalle de confiance symétrique par rapport au puits. Un intervalle de confiance symétrique permet d'analyser les résultats dans son ensemble, c'est-à-dire que la position des particules n'a pas à être analysée par secteur circulaire comme expliqué à la section 4.4. En plus d'analyser l'effet de la variation de certains paramètres, le but de cet exemple est également de vérifier la méthodologie proposée. La vérification consiste entre autres à réaliser une simulation dans le sens de l'écoulement afin de valider l'intervalle de confiance délimité par trajectoire inverse. Elle implique également la vérification de la distribution des particules aux alentours du puits.

La description du domaine est la suivante:

- Aquifère confiné
- Limites de l'aquifère : $x_{\min} = 0\text{m}$, $x_{\max} = 5000\text{m}$, $y_{\min} = 0\text{m}$, $y_{\max} = 5000\text{m}$
- Milieu homogène : $k_x = k_y = 100\text{m/d}$
- Porosité homogène : $n_e = 0,2$
- Gradient hydraulique avant pompage : 0
- Charge constante au pourtour du domaine : 100m
- Épaisseur constante : 10m
- Débit de pompage : $2000\text{m}^3/\text{d}$
- Puits situé à $x = 2500\text{m}$ et $y = 2500\text{m}$

La distribution de charge du domaine d'écoulement est obtenue à l'aide du logiciel FLOWPATH (Franz et Guiguer, 1994). Il est à noter que l'exactitude de la solution donnée par ce modèle d'écoulement dépend de la discrétisation spatiale et n'a pas fait l'objet d'une vérification rigoureuse à l'aide de modèle analytique. La précision de la distribution de charge n'a pas d'incidence sur la démonstration et la vérification de la méthodologie proposée. L'utilisation de la méthode suppose que l'utilisateur aura préalablement vérifié et calibré le domaine d'écoulement souterrain à l'étude. La figure 6.1 présente les lignes équipotentielles obtenues par simulation numérique.

6.1.1 Résultats

Le temps de transfert choisi pour cet exemple est de 10 ans. Lorsque seulement le transport advectif est simulé, le périmètre de protection tracé avec la méthode de trajectoire des particules a un rayon de 1062,2m ce qui correspond à une superficie de 3,54km². Ce périmètre est délimité afin de pouvoir le comparer à la zone d'incertitude obtenue par la méthodologie proposée. En ce qui concerne l'application de la méthode de marche aléatoire, le nombre de particules rejetées pour chaque simulation varie entre 4000 et 11 000. Le nombre de particules doit être suffisamment élevé de façon à pouvoir pratiquer une analyse statistique significative. Des particules sont ajoutées jusqu'à ce que la moyenne et l'écart-type de la distance radiale de particules ne varient pratiquement plus. Comme mentionné au tableau 6.1 cinq exemples sont traités dans cette section.

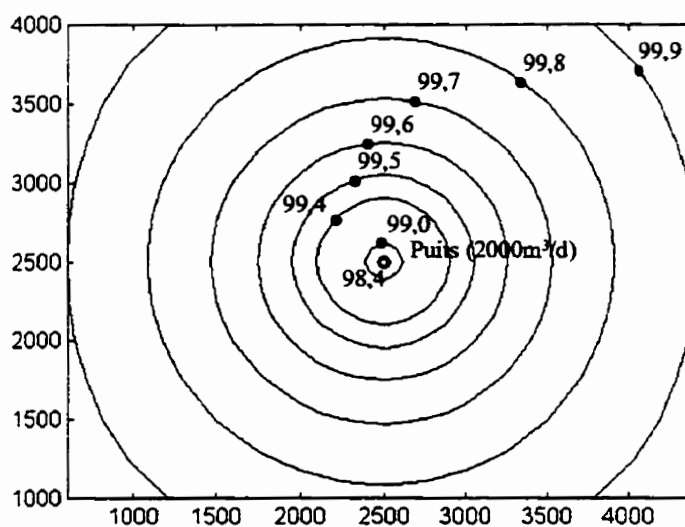


Figure 6.1 Lignes équipotentielles - cas d'application de la section 6.1 (mètres)

a) Dispersivité longitudinale maximale 20m, modèle asymptotique, $\alpha_r/\alpha_l = 0,1$

Les résultats sont présentés à la figure 6.2. On peut y observer la position finale des particules, le périmètre moyen dispersif ainsi que l'intervalle de confiance de 95%. Le périmètre moyen correspond à la moyenne de la distance radiale des particules par rapport au puits. La distribution de la distance radiale des particules est comparée à la courbe normale à la figure 6.3. On peut observer une très bonne corrélation entre l'histogramme et la courbe normale. La figure 6.4 présente la fonction de distribution cumulée des particules et elle montre également que celle-ci semble bien suivre une loi normale. Une distribution pratiquement normale indique que les limites de l'intervalle de confiance peuvent être estimées en utilisant l'écart-type de la distance radiale.

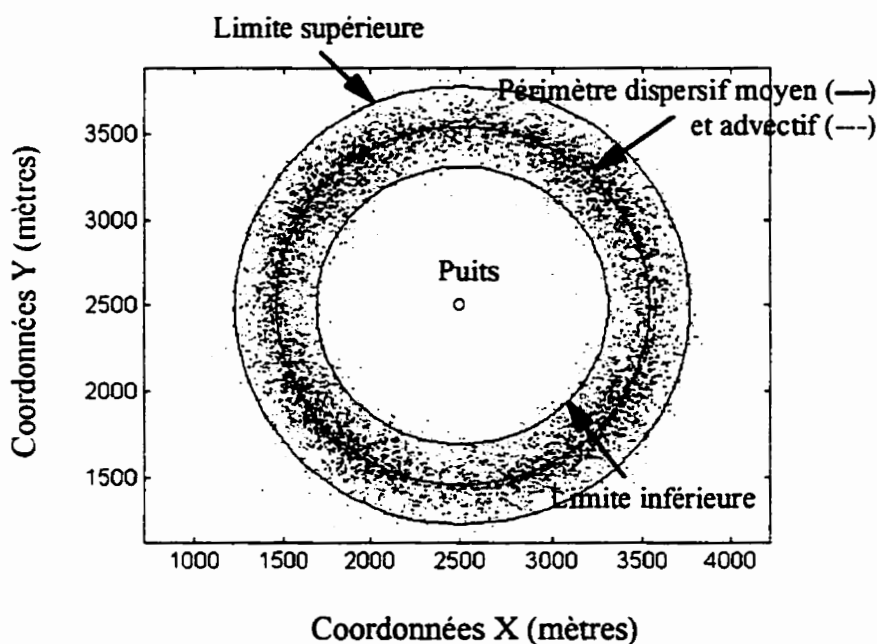


Figure 6.2 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1a

L'écart-type de la distance radiale des particules pour cet exemple est 116,2m et la moyenne est 1039,3m. Le périmètre advectif, c'est-à-dire délimité par le transport

advectif seulement, a un rayon de 1062,2m. On peut remarquer que le périmètre moyen dispersif est tout près du périmètre advectif. Cette différence semble être attribuable à la présence d'un champ de vitesses variables. Les superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure de l'intervalle de confiance sont les suivantes:

- limite inférieure: 2 045 452m² ou 2,05km² (r = 806,9m)
- limite moyenne: 3 393 373m² ou 3,39km² (r = 1039,3m)
- limite supérieure: 5 080 649m² ou 5,08km² (r = 1271,7m)

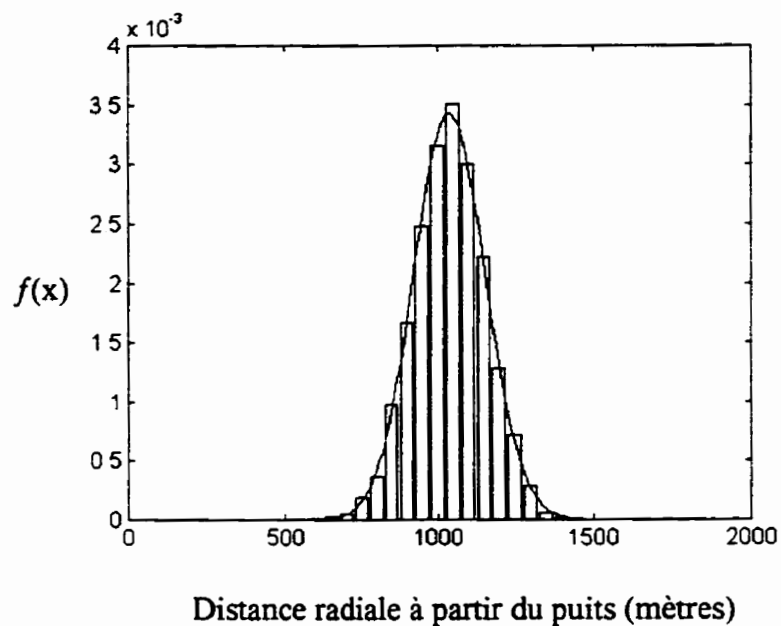


Figure 6.3 Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1a

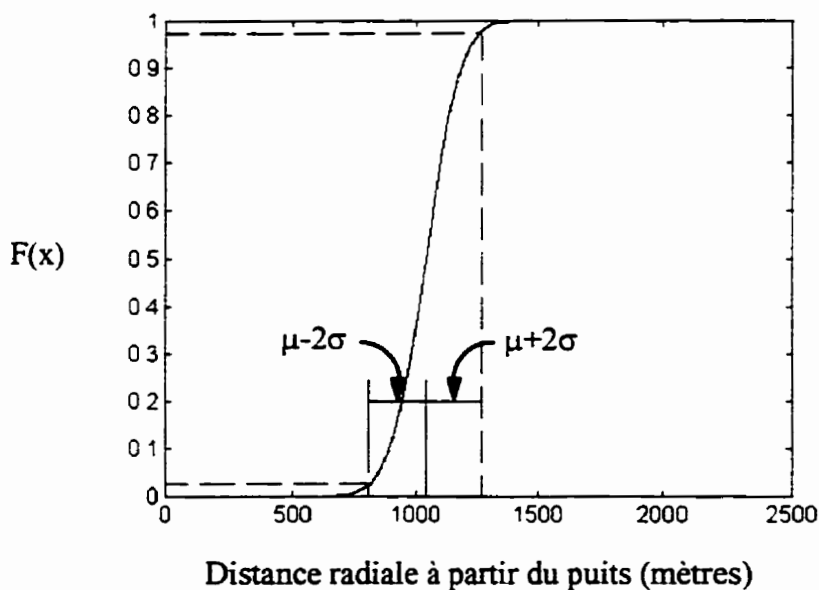


Figure 6.4 Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1a

b) Dispersivités longitudinale 20m et transversale 2m, modèle constant, $\alpha_r/\alpha_t = 0,1$

Cet exemple est identique au précédent à l'exception de l'utilisation du modèle de dispersivité constant au lieu du modèle asymptotique. Les résultats de cette simulation sont illustrés à la figure 6.5. La distribution des particules et la fonction de distribution cumulée sont présentées à l'annexe II. La distribution de la distance radiale des particules s'apparente également bien à la loi normale. Les superficies délimitées par les limites de la zone d'incertitude sont les suivantes:

- limite inférieure: 1 966 131m² (r = 791,1m)
- limite moyenne: 3 391 415m² (r = 1039,0m)
- limite supérieure: 5 202 828m² (r = 1286,9m)

L'écart-type est 124,0m, cette valeur diffère quelque peu de celle de l'exemple précédent qui est de 116,2m. Par contre, la distance radiale moyenne des particules est la même pour les deux exemples.

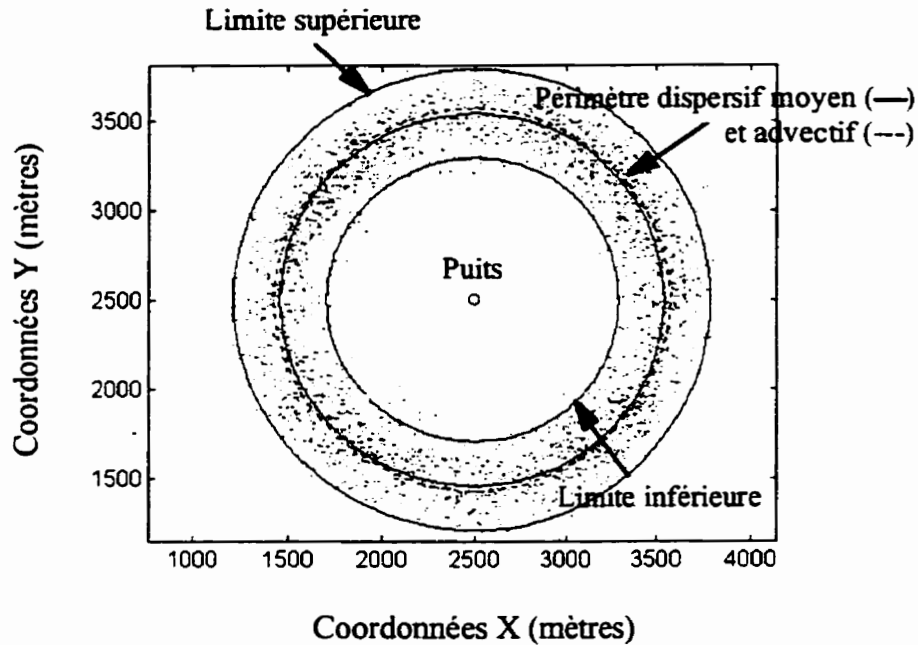


Figure 6.5 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1b

c) Dispersivité longitudinale maximale 100m, modèle asymptotique, $\alpha_r/\alpha_t = 0,1$

Pour cet exemple une dispersivité longitudinale plus grande est utilisée. Le choix du ratio de dispersivité transversale sur longitudinale est le même que celui des exemples précédents soit 0,1. Le modèle asymptotique est employé pour l'exemple présent. Les résultats de la simulation sont montrés à la figure 6.6. On peut facilement observer que la zone d'incertitude est plus grande que celle de l'exemple 6.1.1a. La distribution ainsi que la fonction de distribution cumulée sont présentées à l'annexe II. Les superficies délimitées par les limites de l'intervalle de confiance sont les suivantes:

- limite inférieure: 1 039 773m² (r = 575,3m)
- limite moyenne: 3 139 707m² (r = 999,7m)
- limite supérieure: 6 371 341m² (r = 1424,1m)

L'écart-type est pratiquement le double de celui de l'exemple 6.1.1a soit 212,2m comparativement à 116,2m. Le rayon du périmètre moyen dispersif, 1000m, est légèrement différent du rayon du périmètre advectif, 1062m.

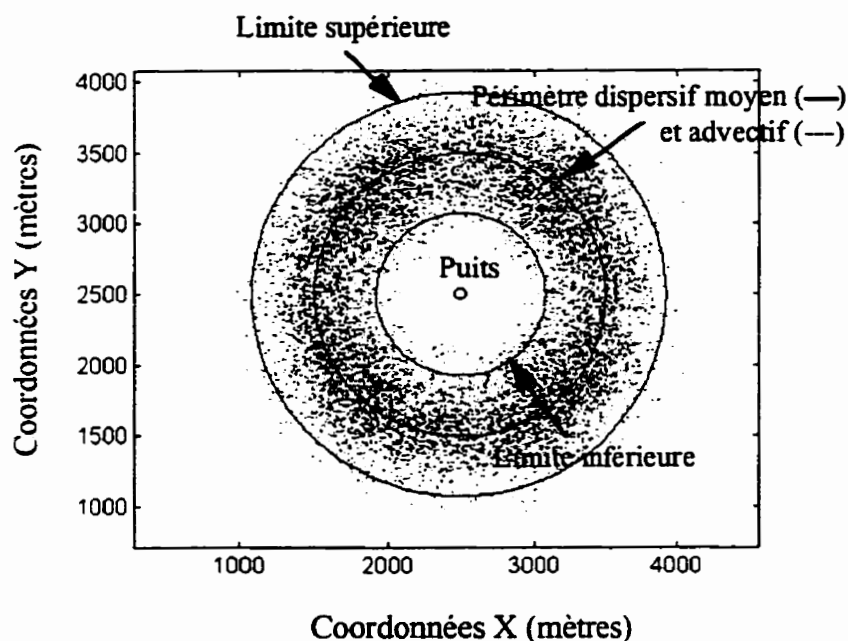


Figure 6.6 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1c

d) Dispersivité longitudinale maximale 100m, modèle asymptotique, $\alpha_r/\alpha_l = 0,5$

Un ratio α_r/α_l de 0,5 est employé pour cet exemple afin de voir l'influence de la dispersivité transversale sur la superficie de la zone d'incertitude. La figure 6.7 montre l'intervalle de confiance du périmètre de protection. Les résultats attendus montrent que la dispersivité transversale n'influence pas l'étendue de la zone d'incertitude. La présence d'un champ de vitesses radiales explique la raison de ce phénomène. Les superficies délimitées par les limites sont les suivantes:

- limite inférieure: 1 037 608m² ou 1,04km² (r = 574,7m)
- limite moyenne: 3 130 927m² ou 3,13km² (r = 998,3m)
- limite supérieure: 6 351 686m² ou 6,35km² (r = 1421,9m)

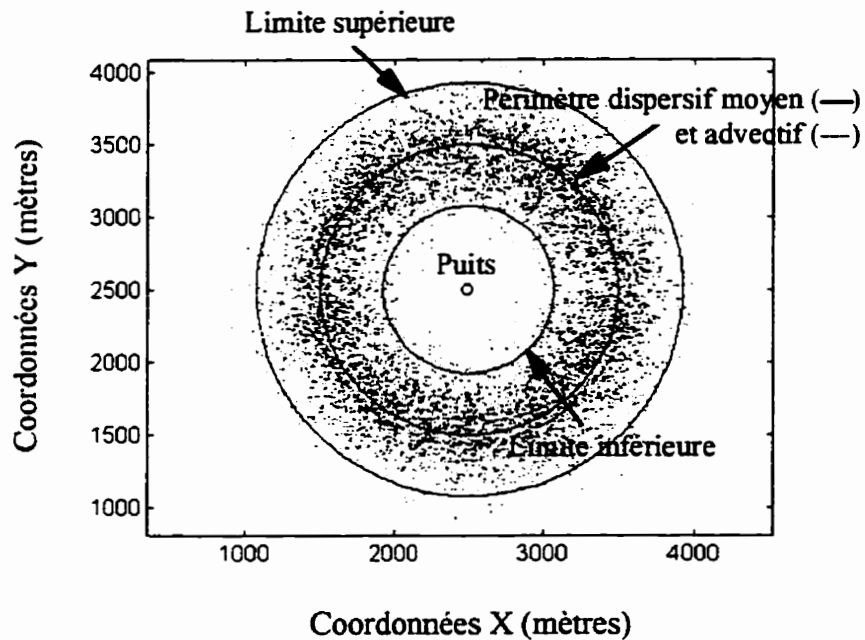


Figure 6.7 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1d

e) Dispersivité longitudinale maximale 100m, modèle asymptotique, $\alpha_r/\alpha_l = 0,1$, débit de pompage doublé

La description du domaine est la même que l'exemple 6.1.1c à l'exception du débit de pompage, celui-ci est de $4000\text{m}^3/\text{d}$ au lieu de $2000\text{m}^3/\text{d}$. La figure 6.8 présente les lignes équipotentielles du domaine d'écoulement. Le gradient hydraulique à proximité du puits est considérablement plus élevé que celui de l'exemple 6.1.1a présenté antérieurement ce qui résulte en des lignes de parcours plus longues donc une zone de captage plus grande. Le but de cet exemple est de voir l'influence du débit de pompage sur la grandeur de la zone d'incertitude ainsi que d'observer si la distribution de la distance radiale des particules semble toujours suivre une loi normale.

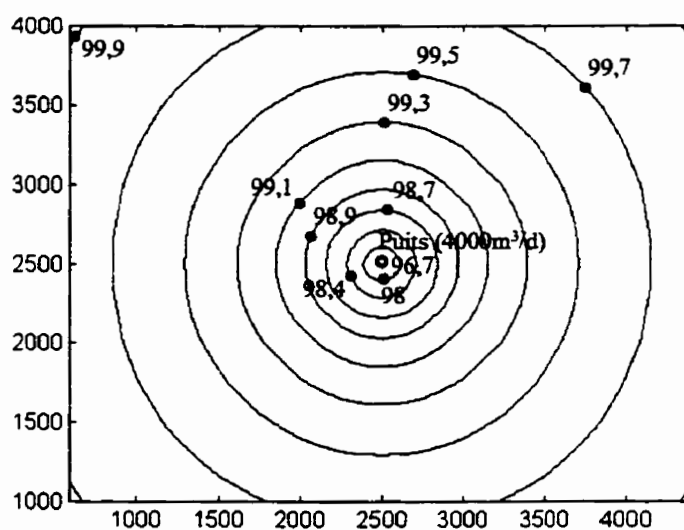


Figure 6.8 Domaine d'écoulement de la section 6.1.1, lignes équipotentiels (mètres)

La figure 6.9 montre l'intervalle de confiance. Les superficies délimitées par les limites de l'intervalle de confiance sont les suivantes:

limite inférieure:	$2\,461\,686\text{m}^2$ ($r = 885\text{m}$)
limite moyenne:	$6\,394\,627\text{m}^2$ ($r = 1427\text{m}$)
limite supérieure:	$12\,169\,937\text{m}^2$ ($r = 1968\text{m}$)

L'écart-type de la distance radiale est 271m. Le rayon du périmètre moyen dispersif soit 1427m est inférieur à celui du périmètre advectif soit 1509m. La distribution des particules ainsi que la fonction de distribution cumulée sont présentées à l'annexe II.

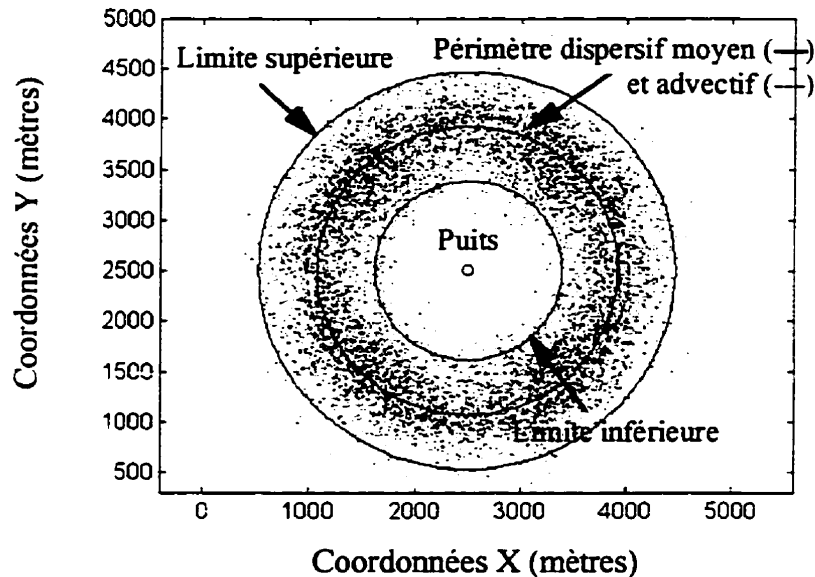


Figure 6.9 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.1.1e

6.1.2 Discussion

a) Comparaison des exemples 6.1.1a et 6.1.1c, dispersivité longitudinale 20 vs 100m, modèle asymptotique

Afin d'illustrer l'influence de la dispersion longitudinale sur l'étendue de la zone d'incertitude, la figure 6.10 compare les intervalles de confiance des exemples 6.1.1 a et c pour des dispersivités respectives de 20 et 100m. Les superficies des limites de l'intervalle de ces deux exemples sont résumées au tableau 6.3. L'augmentation de 400% de la dispersivité se traduit par une augmentation de 25% de la surface délimitée par la limite supérieure et de 76% de la zone d'incertitude. De plus le rayon de la limite inférieure est diminué, ce qui explique la différence d'augmentation entre la superficie délimitée par la limite supérieure et celle de la zone d'incertitude. L'étendue de la zone d'incertitude augmente avec la dispersivité longitudinale. Par contre si on accroit la dispersivité d'une certaine proportion la zone d'incertitude ne sera pas augmentée de

cette même proportion. Ceci s'explique, entre autres, par le fait que la dispersivité apparaît à la puissance une demi dans l'équation de la marche aléatoire servant au déplacement de la particule. Lorsque les particules se déplacent dans un champ de vitesses décroissantes, cette proportion est variable et elle tend à diminuer avec l'augmentation de la dispersivité longitudinale. La figure 6.11 montre l'augmentation de la limite supérieure en fonction de la dispersivité.

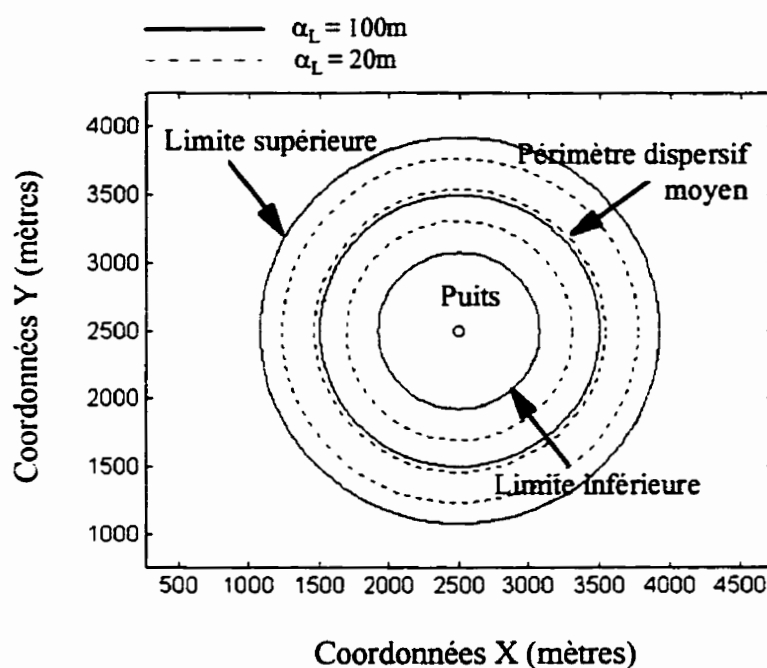


Figure 6.10 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.1.1a et 6.1.1c

Le périmètre advectif du cas de la section présente englobe une surface de $3,54\text{km}^2$. La surface délimitée par la limite supérieure de l'exemple 6.1.1a ($\alpha_L = 20\text{m}$) est de $5,08\text{km}^2$, lorsqu'elle est comparée à la zone représentée par le périmètre advectif ceci représente une augmentation du territoire à gérer d'environ 43%. En ce qui concerne l'exemple 6.1.1c ($\alpha_L = 100\text{m}$) l'accroissement du territoire à gérer est de l'ordre de 80%.

b) Comparaison des exemples 6.1.1a et 6.1.1b dispersivité longitudinale 20, modèle asymptotique vs constant

Cet exemple compare deux modèles de dispersivité soit le modèle constant et le modèle asymptotique. La figure 6.12 présente les intervalles de confiance des exemples 6.1.1a et 6.1.1b. Les superficies délimitées par les limites sont données au tableau 6.4. Les deux zones sont pratiquement identiques. Par contre, en présence de grande valeur de dispersivité longitudinale, les zones d'incertitude peuvent varier d'un modèle à un autre. Pour une même valeur de dispersivité longitudinale, le modèle de dispersivité constant produit toujours une zone d'incertitude plus grande que le modèle asymptotique. La raison expliquant ceci est que lors de l'utilisation du modèle constant de grande valeur de dispersivité sont utilisées près du puits contrairement au modèle asymptotique où la dispersivité croît en fonction de la distance parcourue par la particule. Des exemples ultérieurs démontrent ce phénomène. Au cours de cette étude, le modèle de dispersivité asymptotique est préféré au modèle linéaire car ce premier semble mieux représenter la

Tableau 6.3 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité

Exemple	Dispersivité (modèle asympt.)	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.1a	$\alpha_L = 20$	2 045 452	3 393 373	5 080 649	3 035 197
6.1c	$\alpha_L = 100$	1 039 773	3 139 707	6 371 341	5 331 568
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure :				25,4 % (1 290 692m ²)	
Augmentation de la zone d'incertitude :					75,7 % (2 296 371m ²)

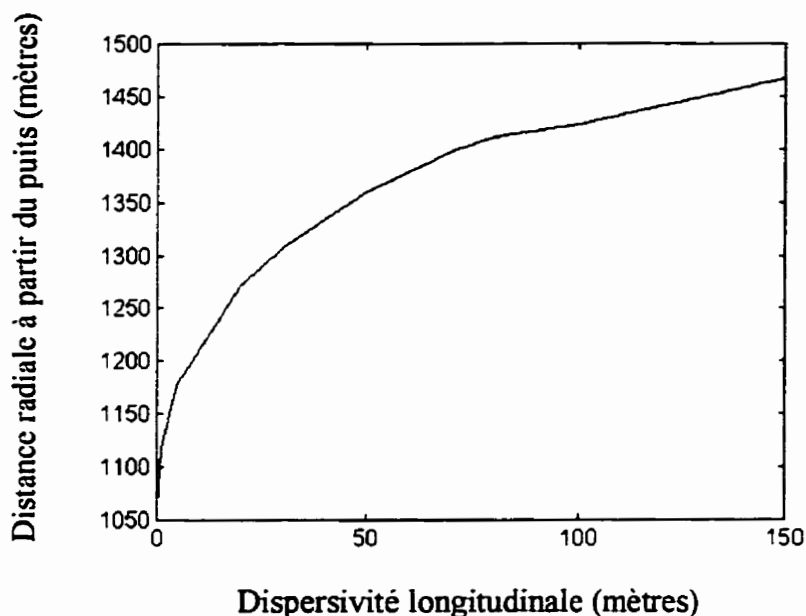


Figure 6.11 Variation de la limite supérieure en fonction de la dispersivité longitudinale

réalité. Le modèle asymptotique suppose qu'à de très grandes distances la dispersivité cesse de croître pour se stabiliser à une valeur maximale (Gelhar et al., 1992). De plus, une dispersivité qui croît avec la distance traduit l'augmentation des chances de rencontrer des hétérogénéités régionales à mesure que les particules se déplacent. Enfin, l'utilisation du modèle constant augmente grandement le temps des simulations car au début les particules sont très près du puits et il y a plus de chances (sauf pour le premier déplacement) que la particule retourne au puits que lorsque le modèle asymptotique est employé. Donc le modèle de dispersivité asymptotique sera utilisé plus fréquemment pour les exemples ultérieurs.

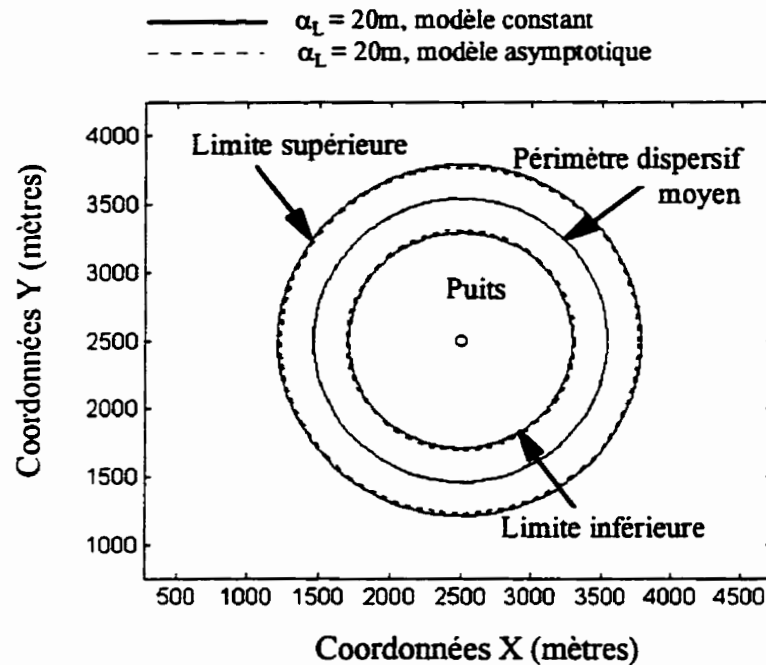


Figure 6.12 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemples 6.1.1a et 6.1.1b

c) Comparaison des exemples 6.1.1c et 6.1.1d dispersivité longitudinale 100m, modèle asymptotique, $\alpha_r/\alpha_L = 0,1$ vs $0,5$

Cet exemple démontre que la dispersion transversale ne joue pas un rôle important dans la délimitation de zone d'incertitude de périmètres de protection. La figure 6.13 montre que les intervalles de confiance des exemples 6.1.1c et d se confondent. On constate à l'aide du tableau 6.5 que la différence des superficies est d'environ 0,30%. Comme il a été mentionné précédemment, ce phénomène est dû à la présence d'un champ de vitesses radiales. La composante transversale de la dispersion ne fait que dévier la particule de sa trajectoire initiale, ce qui l'amène sur une nouvelle trajectoire radiale où la vitesse est

Tableau 6.4 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison des différents modèles de dispersivité, asymptotique (6.1.1a) vs constant (6.1.1b)

Exemple	Modèle de dispersivité $\alpha_L = 20$	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.1a	Asympt.	2 045 452	3 393 373	5 080 649	3 035 197
6.1b	Constant	1 966 131	3 391 415	5 202 828	3 236 697
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure :				2,4 % (122 179m)	
Augmentation de la zone d'incertitude :					6,6 % (201 500m)

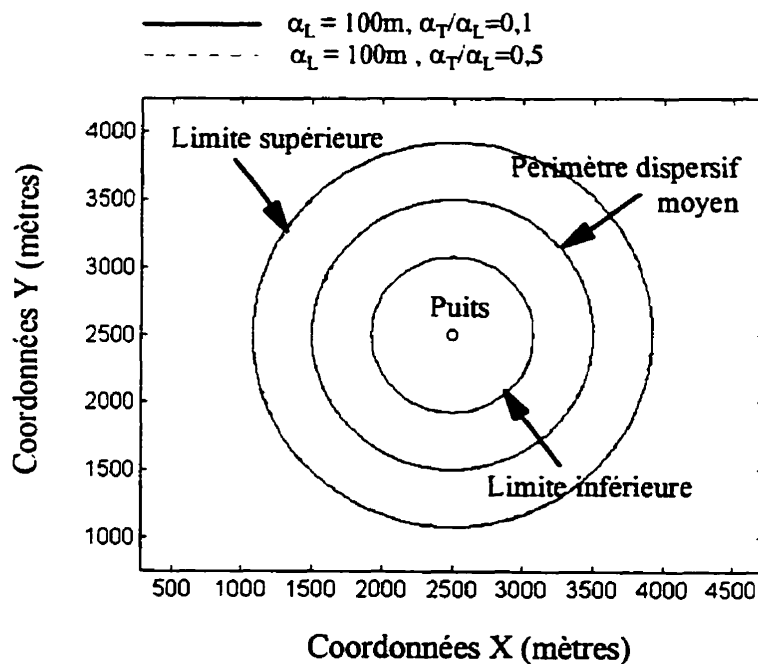


Figure 6.13 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.1.1c et 6.1.1d

à toute fin pratique la même. Étant donné ces résultats le rapport de la dispersivité transversale sur la dispersivité longitudinale sera de 0,1 pour tous les exemples futurs.

Tableau 6.5 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différents ratios. $\alpha_r/\alpha_L = 0,1$ (6.1.1c) vs $\alpha_r/\alpha_L = 0,5$ (6.1.1d)

Exemple	Ratio α_r/α_L	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.1c	0,1	1 039 773	3 139 707	6 371 341	5 331 568
6.1d	0,5	1 037 606	3 130 920	6 351 670	5 314 064
Différence des superficies délimitées par la limite supérieure :				0,30 % (19 671m)	
Différence de superficie entre les zones d'incertitude :					0,33 % (17 504m)

d) Comparaison des exemples 6.1.1c et 6.1.1e, dispersivité longitudinale 100m, débit de pompage 2000m³/d vs 4000m³/d

La figure 6.14 montre la zone d'incertitude des exemples 6.1.1c et e. Cette figure illustre l'augmentation des superficies due à l'augmentation du débit de pompage. Les superficies des limites sont indiquées au tableau 6.6. Le rayon de la limite supérieure est passé de 1424m à 1968m ce qui correspond à un accroissement de 38%. Par contre la superficie délimitée par cette limite a subi une augmentation de 91% ce qui est tout près du double. Même si le rayon de la limite supérieure croît avec le débit de pompage, il est cependant difficile de déduire une relation de proportionnalité entre l'accroissement du débit de pompage et de cette limite. La figure 6.15 présente la variation du rayon du périmètre advectif en fonction du débit de pompage. La limite

supérieure varie également dans ces mêmes proportions. Donc, par cette figure on peut prétendre que le taux d'accroissement du rayon de la limite supérieure décroît avec l'augmentation du débit de pompage.

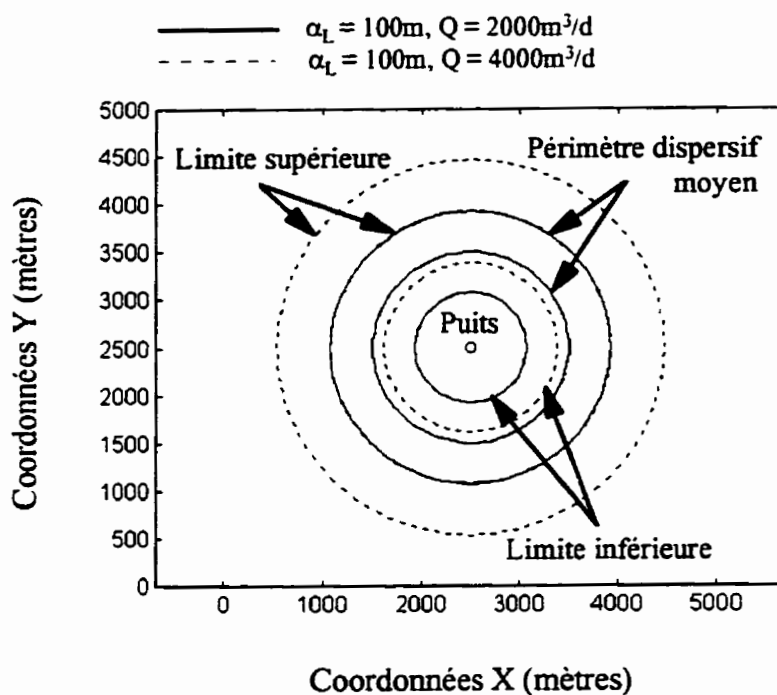


Figure 6.14 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.1.1c et 6.1.1e

Finalement, la surface représentée par le périmètre advectif lorsque le débit est $4000\text{m}^3/\text{d}$ est $7,16\text{km}^2$. Donc la superficie délimitée par la limite supérieure résulte en un accroissement de 70% par rapport à l'aire définie par le périmètre advectif.

Tableau 6.6 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure

Exemple	Débit (m ³ /d)	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.1.1.c	2000	1 039 773	3 139 707	6 371 341	5 331 568
6.1.1.e	4000	2 461 686	6 394 627	12 169 937	9 708 251
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure :				91,0 % (5 798 596m)	
Augmentation de la zone d'incertitude :					82,1 % (4 376 683m)

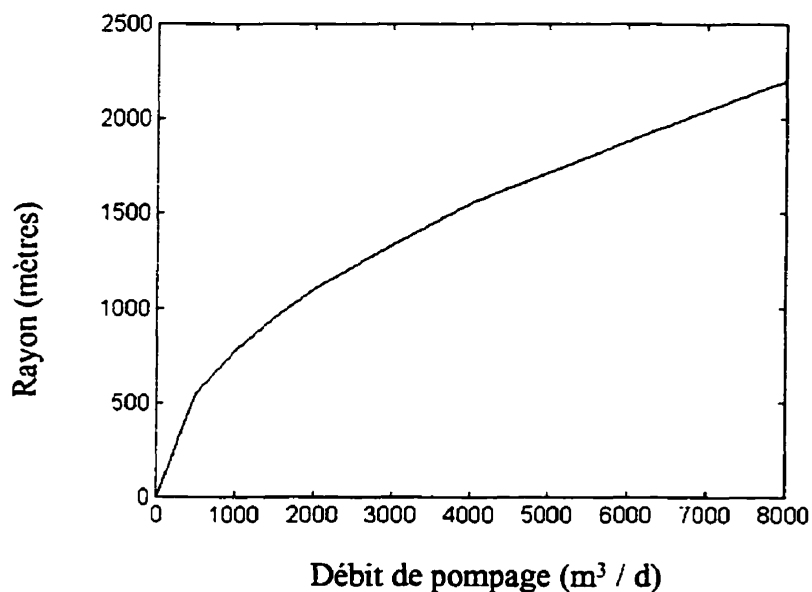


Figure 6.15 Variation du périmètre advectif en fonction du débit de pompage

6.1.3 Vérification des limites par simulation dans le sens de l'écoulement

Dans cette section la méthodologie est vérifiée en effectuant une simulation dans le sens de l'écoulement. Environ 4000 particules sont relâchées à une certaine distance radiale du puits, une simulation est ensuite effectuée dans le sens de l'écoulement pour un temps de transfert de 10 ans. Il s'agit maintenant de calculer le nombre de particules qui se rendent au puits à l'intérieur du temps prescrit. Par exemple, si la position de départ des particules correspond à la limite supérieure de l'intervalle de confiance 95%, on devrait s'attendre à ce que seulement 2,5% des particules atteignent le puits et 97,5% si elles avaient été relâchées à la limite inférieure. De cette façon il est possible de vérifier si la zone d'incertitude déterminée par trajectoire inverse est la même que celle délimitée par simulation dans le sens de l'écoulement.

a) Vérification de l'exemple 6.1.1a, simulation dans le sens de l'écoulement.

Des particules ont été relâchées aux limites inférieure, moyenne et supérieure de l'intervalle de confiance de l'exemple 6.1.1a. Le tableau 6.7 indique les coordonnées de départ des particules et les résultats des simulations. Des particules ont également été rejetées à plusieurs endroits à l'intérieur de la zone d'incertitude. Les résultats de ces simulations sont présentés à l'annexe II. La figure 6.16 montre la courbe de la fonction de distribution cumulée des particules tracées à partir des résultats obtenus par simulation dans le sens de l'écoulement. Cette courbe est comparée avec la fonction de distribution cumulée obtenue par trajectoire inverse (exemple 6.1.1a). Pour les plus petits rayons, c'est-à-dire aux alentours du puits, on note une différence entre les deux courbes. À partir de la figure, on remarque que la limite inférieure de l'intervalle, si elle avait été tracée dans le sens de l'écoulement serait plutôt située à une distance radiale de 906m, une augmentation de 10% par rapport à la distance obtenue par trajectoire inverse. Par contre la distance radiale de la limite supérieure serait pratiquement la

même. Concernant la protection des ouvrages de captage, la limite supérieure a une signification importante. Car c'est la zone d'incertitude située à l'extérieur de la zone délimitée par le périmètre advectif qui ne serait normalement pas considérée. La moitié inférieure de la zone d'intervalle est comprise dans le périmètre advectif, normalement considéré lors de la délimitation de périmètre de protection.

Tableau 6.7 Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1a

	Coordonnées de départ x, y et le rayon (m)	Particules s'étant rendues au puits (%)	Particules devant théoriquement se rendre au puits (%)
Limite inférieure	3071, 3071 (r = 807)	99,9 (3996/4000)	97,5
Limite moyenne	3235, 3235 (r = 1039)	66,1 (2644/4000)	50
Limite supérieure	3399, 3399 (r = 1272)	1,7 (68/4000)	2,5

b) Vérification de l'exemple 6.1.1e, simulation dans le sens de l'écoulement.

Cet exemple vérifie également la méthodologie proposée en effectuant une simulation dans le sens de l'écoulement. Le tableau 6.8 présente les résultats obtenus pour la vérification de l'exemple 6.1.1e. La procédure suivie est la même que celle expliquée à l'exemple précédent. D'autres points à l'intérieur de la zone d'incertitude ont été vérifiés, ceux-ci sont présentés à l'annexe II. La figure 6.17 compare les fonctions de distribution cumulée obtenues par trajectoire inverse et par simulation dans le sens de l'écoulement.

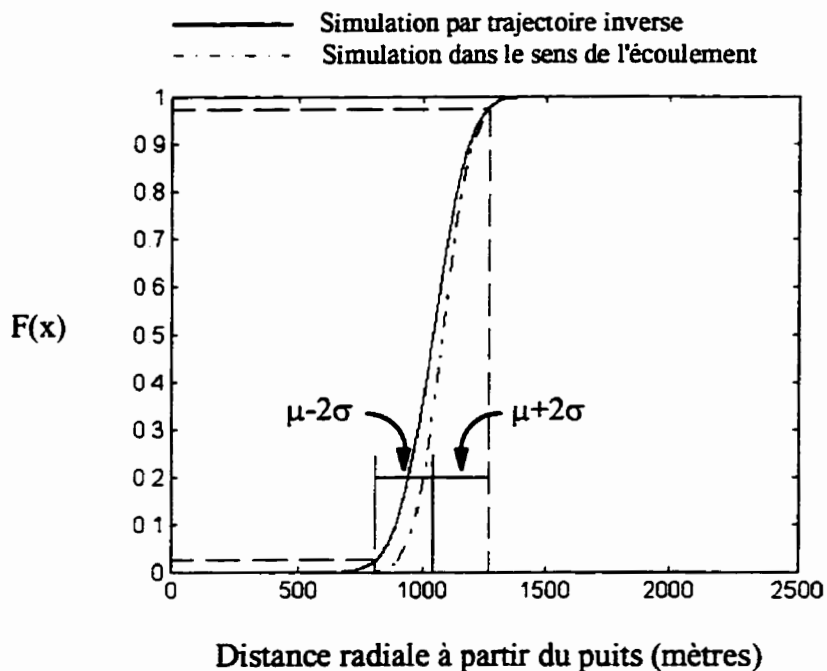


Figure 6.16 Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1b, vérification par simulation dans le sens de l'écoulement

On peut constater que l'écart entre les courbes est plus marqué que celui de l'exemple précédent. Noter que pour la limite supérieure il y a peu de différence. L'accroissement du débit de pompage et de la dispersivité est responsable de l'augmentation de l'écart entre les deux courbes. Suite à l'analyse des deux derniers exemples de ce chapitre et de l'analyse du chapitre IV on constate que plus le gradient hydraulique et la dispersivité sont élevés plus l'écart est important entre les fonctions de distributions cumulées obtenues par trajectoire inverse et dans le sens de l'écoulement. La pente abrupte de la courbe de la fonction de distribution cumulée montre qu'une petite variation du rayon délimitant une limite peut avoir une grande répercussion sur la valeur de l'intervalle de confiance (ou sur le % des particules qui se rendront au puits).

Tableau 6.8 Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1e

	Coordonnées de départ x, y et le rayon (m)	Particules s'étant rendues au puits (%)	Particules devant théoriquement se rendre au puits (%)
Limite inférieure	3126, 3126 ($r = 885$)	100 (2500/2500)	97,5
Limite moyenne	3509, 3509 ($r = 1427$)	76,5 (1913/2500)	50
Limite supérieure	3892, 3892 ($r = 1968$)	0,8 (20/2500)	2,5

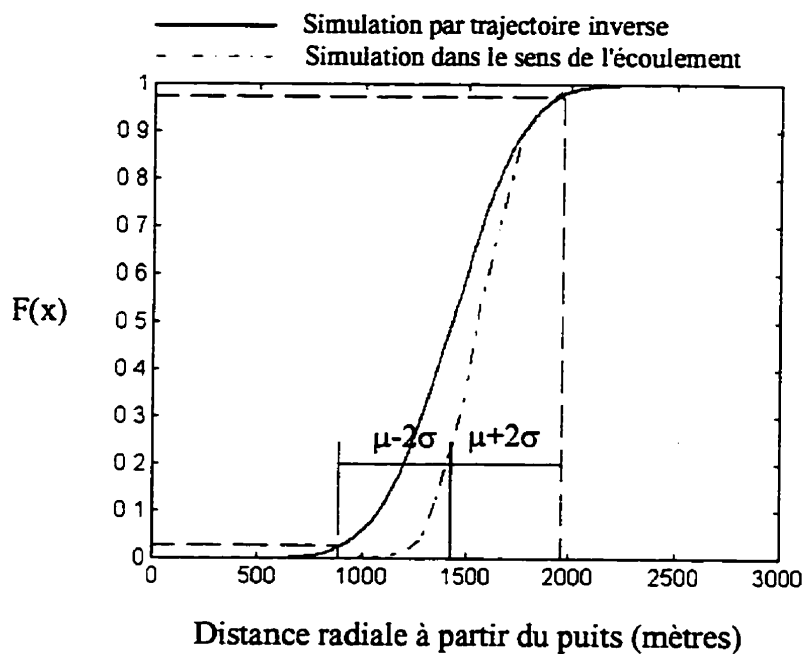


Figure 6.17 Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1e, vérification par simulation dans le sens de l'écoulement

6.2 Aquifère homogène - gradient hydraulique non nul avant pompage - temps de transfert 10 ans

Cette section présente un cas où le gradient hydraulique régional du domaine est 0,0005. Le cas présent illustre l'influence du gradient hydraulique sur le périmètre de protection ou sur l'intervalle de confiance. Le temps de transfert choisi est également 10 ans. La description du domaine est la suivante:

- Aquifère confiné
- Limites de l'aquifère : $x_{\min} = 0\text{m}$, $x_{\max} = 2000\text{m}$, $y_{\min} = 0\text{m}$, $y_{\max} = 1000\text{m}$
- Milieu homogène : $k_x = k_y = 40\text{m/d}$
- Porosité homogène : $n_p = 0,3$
- Gradient hydraulique avant pompage : 0,0005
- Charge constante - frontière droite : 100m
- Charge constante - frontière gauche : 99m
- Épaisseur constante : 10m
- Débit de pompage : $200\text{m}^3/\text{d}$
- Puits situé à $x = 1350\text{m}$ et $y = 500\text{m}$

La figure 6.18 illustre les lignes équipotentielles du domaine obtenues à l'aide du logiciel FLOWPATH (Franz et Guiguer, 1994).

Le périmètre advectif obtenu à l'aide de la méthode de trajectoire de particules englobe une superficie de $0,24\text{km}^2$. Puisque celui-ci se rapproche beaucoup du périmètre moyen dispersif, il ne sera pas tracé sur les figures présentées ci-dessous.

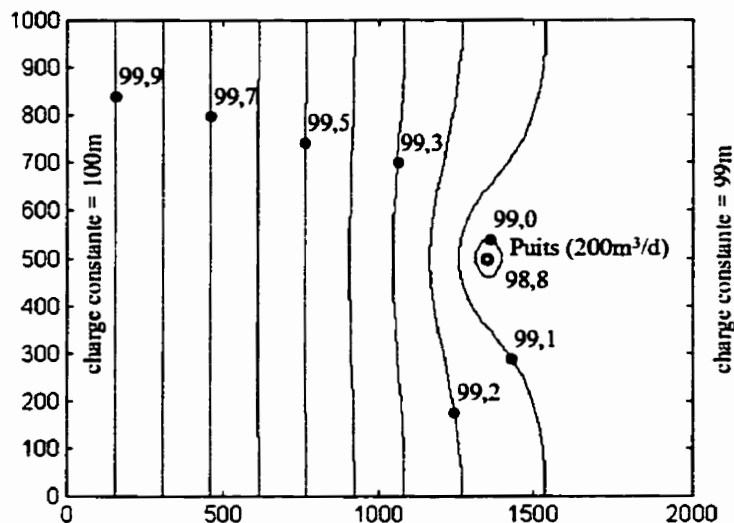


Figure 6.18 Domaine d'écoulement de la section 6.2, lignes équipotentielles (mètres)

6.2.1 Résultats

Un temps de transfert de 10 ans est employé pour les exemples de cette section. Le nombre de particules rejetées pour chaque simulation varie entre 9000 et 15 000. L'intervalle de confiance pour ce cas est tracé en utilisant des valeurs de dispersivité longitudinale de 5m, 20 et 55m. Les modèles de dispersivité constant et asymptotique sont utilisés.

a) Dispersivités longitudinale 5m et transversale 0,5m, modèle asymptotique, $\alpha_T/\alpha_L = 0,1$

Les résultats sont présentés à la figure 6.19, où on peut observer la position finale des particules, le périmètre moyen dispersif ainsi que l'intervalle de confiance 95%. La forme du périmètre de protection n'est pas circulaire comme les exemples précédents mais plutôt ovale. En milieu homogène et en présence d'un gradient hydraulique, c'est

la forme généralement obtenue. Le périmètre est orienté dans le même sens que le gradient hydraulique. Les superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure de l'intervalle de confiance sont les suivantes:

- limite inférieure: 150 284m² ou 0,15km²
- limite moyenne: 233 459m² ou 0,23km²
- limite supérieure: 335 013m² ou 0,34km²

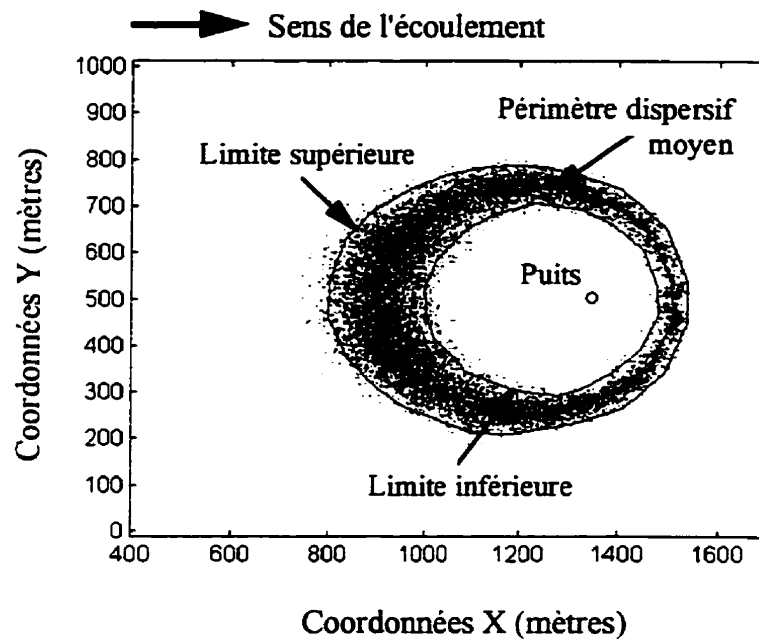


Figure 6.19 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1a

b) Dispersivités longitudinale 20m et transversale 2m, modèle asymptotique, $\alpha_T/\alpha_L = 0,1$

La zone d'incertitude est illustrée à la figure 6.20. On peut noter l'accroissement de la zone d'incertitude par rapport à la zone obtenue à l'exemple précédent où la dispersivité est 4 fois plus faible. Les dimensions des superficies sont les suivantes:

- limite inférieure: 99 085m² ou 0,10km²
- limite moyenne: 225 536m² ou 0,23km²
- limite supérieure: 404 693m² ou 0,40km²

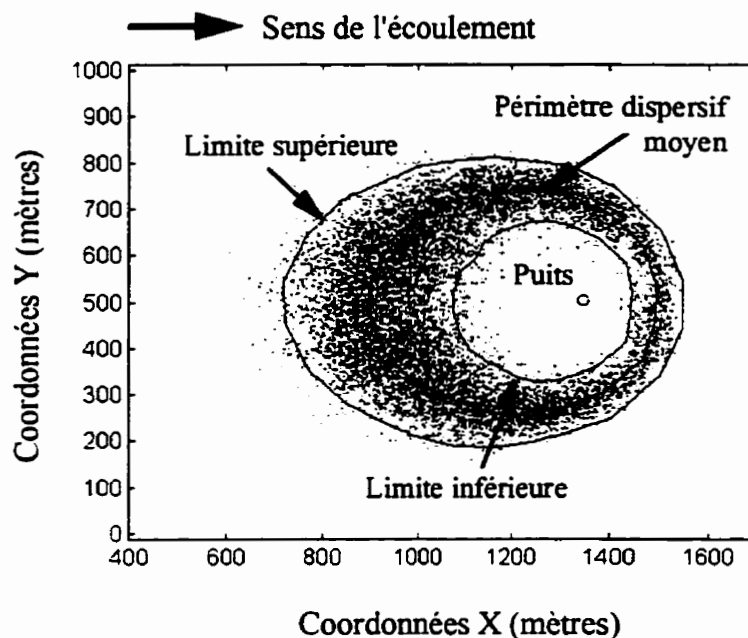


Figure 6.20 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1b

c) Dispersivités longitudinale 55m et transversale 5,5m, modèle asymptotique,
 $\alpha_T/\alpha_L = 0,1$

L'intervalle de confiance est présenté à la figure 6.21. Encore une fois on peut remarquer l'augmentation de la zone d'incertitude causée par l'accroissement de la dispersivité comparativement à l'exemple 6.2.1.b. Les superficies délimitées par les limites de l'intervalle de confiance sont les suivantes:

- limite inférieure: 74 952m² ou 0,07km²
- limite moyenne: 223 455m² ou 0,22km²

– limite supérieure: 456 112m² ou 0,46km²

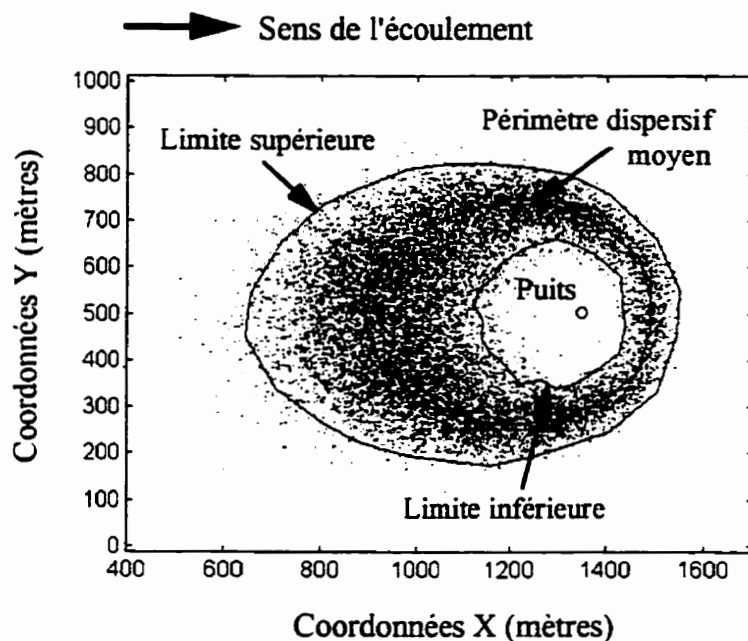


Figure 6.21 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1c

d) Dispersivités longitudinale 5m et transversale 0,5m, modèle constant, $\alpha_r/\alpha_l = 0,1$

Cet exemple est similaire à l'exemple 6.2.1a à l'exception que le modèle de dispersivité constante est employé. La zone d'incertitude sera illustrée dans la section 6.2.2 et comparée à l'intervalle de confiance de l'exemple 6.2.1a.

e) Dispersivités longitudinale 20m et transversale 2,0m, modèle constant, $\alpha_r/\alpha_l = 0,1$

Cet exemple fera l'objet d'une comparaison dans la section suivante.

6.2.2 Discussion

a) Comparaison des exemples 6.2.1a, b et c, dispersivité longitudinale 5 vs 20 vs 55, modèle asymptotique

La figure 6.22 présente une comparaison des exemples 6.2.1a, b et c. L'aspect important de cette comparaison est qu'en présence d'un gradient hydraulique régional, la partie en aval de la zone d'incertitude n'est pas très influencée par la variation de la dispersivité longitudinale. Ce comportement dépend de plusieurs facteurs incluant par exemple le temps de transfert et le gradient hydraulique. La zone en aval de l'intervalle de confiance ne varie pas beaucoup car elle est principalement contrôlée par le gradient hydraulique. Celui-ci produit en aval du puits un point de stagnation faisant en sorte que les lignes d'écoulement ne peuvent aller au-delà de ce point. Il n'en est pas de même pour la zone en amont qui est contrôlée entre autres par le gradient hydraulique et la dispersion. On peut noter au tableau 6.9 qu'une augmentation de 5m à 20m de la dispersivité se traduit en un accroissement de 20,8% de la superficie délimitée par la limite supérieure et de 65,4% de l'étendue de la zone d'incertitude. Lorsque la dispersivité passe de 20m à 55m on note une augmentation, de ces deux même étendues, de 12,7% et de 24,7% respectivement. Compte tenu que la surface délimitée par le périmètre advectif est de 0,240km², les exemples 6.2.1a, b et c représentent un accroissement du territoire à gérer de 40%, 69% et 90% respectivement.

b) Comparaison des exemples 6.2.1d et 6.2.1e dispersivité longitudinale 5 vs 20, modèle constant

La présente sous-section aborde également la comparaison des résultats des valeurs de dispersivité longitudinale de 5m et de 20m. Par contre le modèle de dispersivité constante à été utilisé. Cette comparaison est illustrée à la figure 6.23. La superficie délimitée par la limite supérieure s'est accrue de 32,3%. Si on compare avec le cas

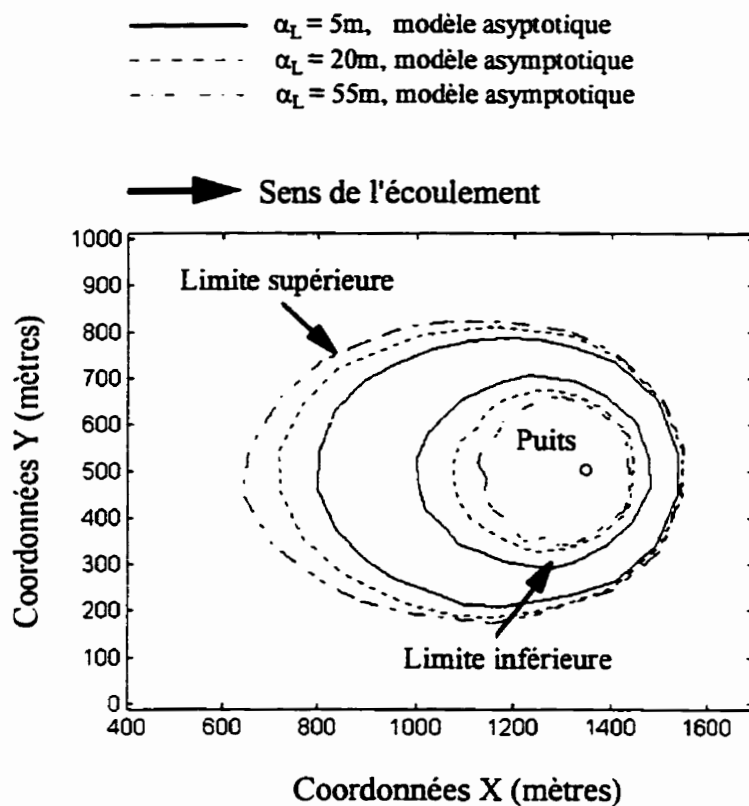


Figure 6.22 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.2.1.a, b et c

présenté à la section 6.2.2a celle-ci avait alors subi une augmentation de 20,8%. Un accroissement de 89,8% de la zone d'incertitude a été remarqué pour cet exemple comparativement à 65,0% pour la comparaison 6.2.2a. On constate donc que la variation de la dispersivité longitudinale est plus marquée lorsque le modèle de dispersivité constant est employé. Lorsque le modèle constant est utilisé, l'augmentation de la dispersivité se fait sentir dès le début de la simulation par contre pour le modèle asymptotique, la dispersivité augmente graduellement donc l'effet se fait sentir seulement à une certaine distance du puits.

Tableau 6.9 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité

Exemple	Dispersivité (modèle asympt.)	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.2.1.a	$\alpha_L = 5$	150 284	233 459	335 013	184 729
6.2.1.b	$\alpha_L = 20$	99 085	225 536	404 693	305 608
6.2.1.c	$\alpha_L = 55$	74 952	223 455	456 112	381 160
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure (%), entre a et b :				20,8 (69 680m)	
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure (%), entre b et c :				12,7 (51 419m)	
Augmentation de la zone d'incertitude (%), entre a et b :					65,4 (120 879m)
Augmentation de la zone d'incertitude (%), entre b et c :					24,7 (75 552)

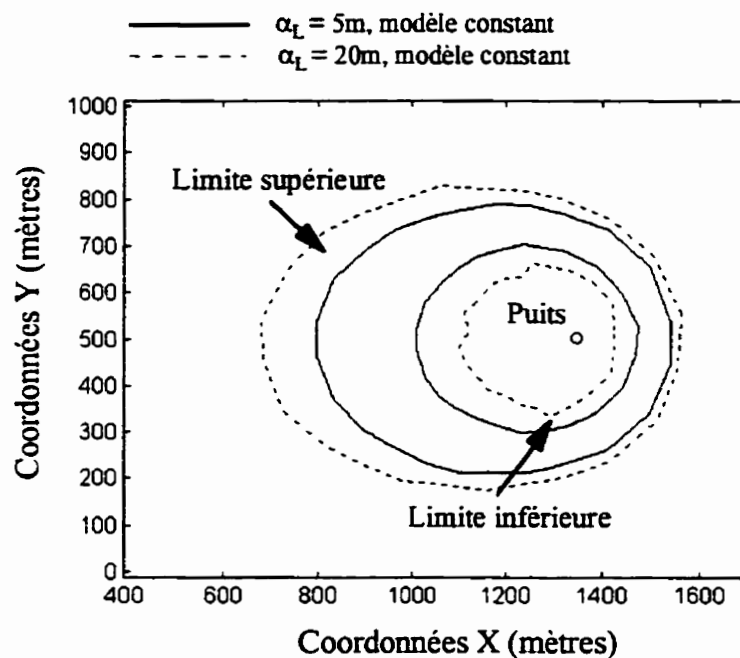


Figure 6.23 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemples 6.2.1d et 6.2.1e

Tableau 6.10 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité

Exemple	Dispersivité (modèle constant)	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.2.1d	$\alpha_L = 5$	144 116	231 661	340 107	195 991
6.2.1e	$\alpha_L = 20$	78 059	224 910	450 057	371 998
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure (%) :				32,3 (109 950m)	
Augmentation de la zone d'incertitude (%) :					89,8 (176 007m)

c) Comparaison des exemples 6.2.1a et 6.2.1d dispersivité longitudinale 5m, modèle asymptotique vs constant

La figure 6.24 illustre que pour des petites valeurs de dispersivité longitudinale l'utilisation du modèle constant ou asymptotique n'implique pas de différences considérables concernant la superficie de la zone d'incertitude. Ceci était anticipé puisque la dispersivité maximale est atteinte à des distances très près du puits lors de l'utilisation du modèle asymptotique. Par conséquent, le modèle asymptotique devient égal au modèle constant lorsque la dispersivité a atteint sa valeur maximale. Les comparaisons sont montrées au tableau 6.11.

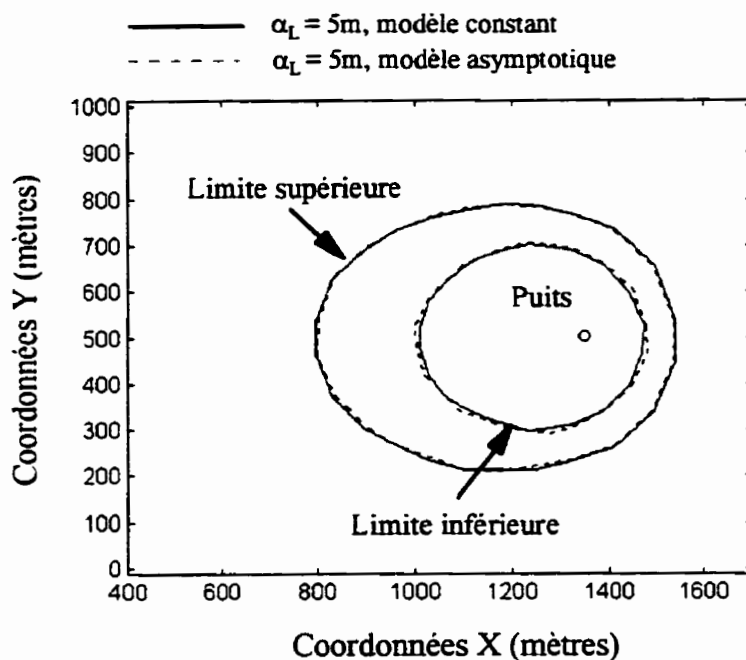


Figure 6.24 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.2.1a et 6.2.1d

Tableau 6.11 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison des deux différents modèles de dispersivité

Exemple	Modèle de dispersivité	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.2.1a	asympt.	150 284	233 459	335 013	184 729
6.2.1d	constant	144 116	231 661	340 107	195 991
Différence entre les superficies délimitée par la limite supérieure (%) :				1,5 (5 094m)	
Différence entre les superficies de la zone d'incertitude (%) :					6,1 (11 262m)

d) Comparaison des exemples 6.2.1b et 6.2.1e dispersivité longitudinale 20, modèle asymptotique vs constant

A mesure que l'on augmente la dispersivité longitudinale la différence des zones d'incertitude entre le modèle constant et le modèle asymptotique augmente aussi. La figure 6.25 présente les zones d'incertitude des périmètres de protection des exemples 6.2.1b et e. La différence entre les deux intervalles de confiance est de 21,7% comparativement à 6,1% pour la comparaison 6.2.2c où la dispersivité longitudinale était de 5m.

6.3 Aquifère hétérogène - gradient hydraulique non nul avant pompage - temps de transfert 10 ans

Le domaine d'écoulement du présent exemple est le même que celui présenté à la section 6.2 à l'exception que l'aquifère est hétérogène. Cet exemple sert à illustrer l'effet de la variation régionale de la conductivité hydraulique sur les périmètres de

protection et aussi sur la zone d'incertitude. L'hétérogénéité de l'aquifère est présentée à la figure 6.26. Les conductivités hydrauliques sont 20, 40 et 80m/d pour les zones 1, 2 et 3 de l'aquifère.

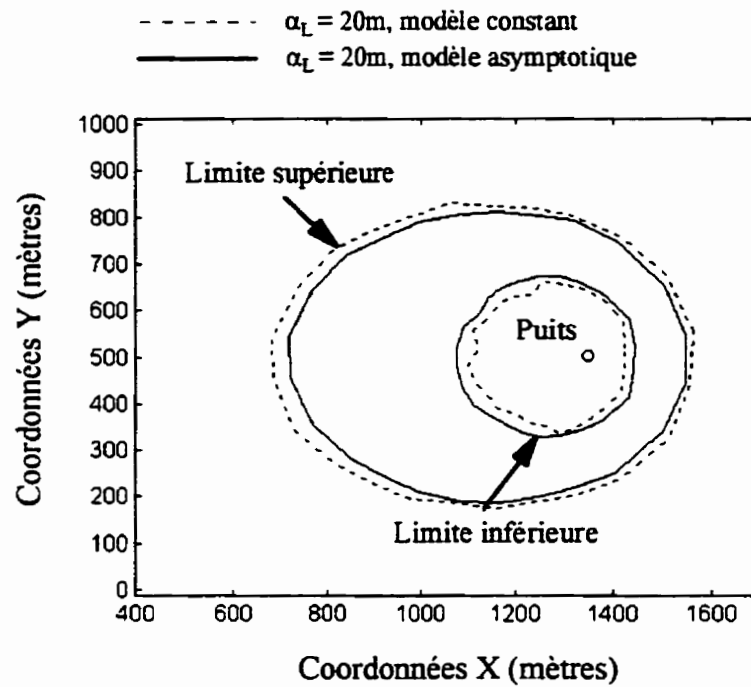


Figure 6.25 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.2.1b et 6.2.1e

Tableau 6.12 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison des deux différents modèles de dispersivité

Exemple	Modèle de dispersivité	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.2.1b	asympt.	99 085	225 536	404 693	305 608
6.2.1e	constant	78 059	224 910	450 057	371 998
Différence entre les superficies délimitée par la limite supérieure (%) :				11,2 (45 364m)	
Différence entre les superficies de la zone d'incertitude (%) :					21,7 (66 390m)

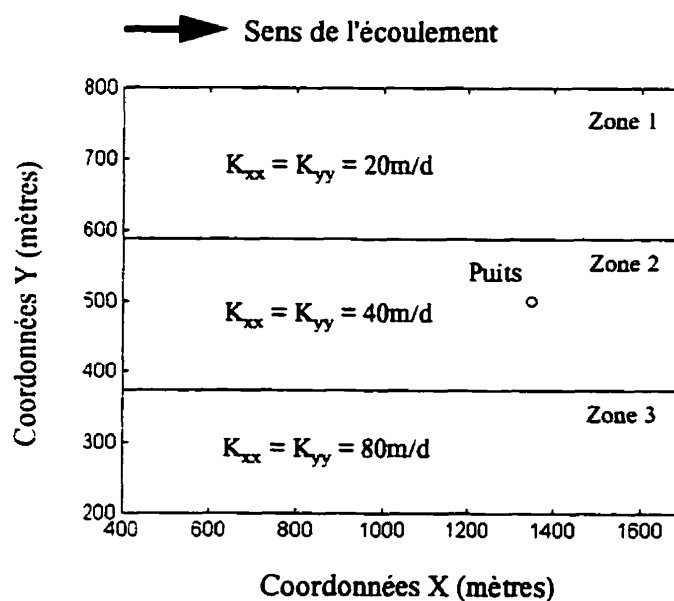


Figure 6.26 Répartition spatiale de la conductivité hydraulique de l'exemple de la section 6.3

6.3.1 Résultats

Les simulations de cette section sont également effectuées pour un temps de transfert de 10 ans. La superficie du périmètre advectif pour cet exemple est $0,243\text{km}^2$. Le nombre de particules rejetées pour chaque simulation varie entre 9000 et 15 000. L'intervalle de confiance pour ce cas est tracé en utilisant des valeurs de dispersivité longitudinale de 20 et 100m. Seul le modèle de dispersivité asymptotique est employé.

a) dispersivités longitudinale 20m et transversale 2m, modèle asymptotique, $\alpha_r/\alpha_t = 0,1$

Le périmètre moyen dispersif ainsi que l'intervalle de confiance 95% sont illustrés à la figure 6.27. On peut également y observer la position finale des particules. Étant donné l'hétérogénéité de l'aquifère, le périmètre de protection prend une forme asymétrique variant en fonction de la conductivité hydraulique. Les superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure de l'intervalle de confiance sont les suivantes:

- limite inférieure: $99\ 390\text{m}^2$ ou $0,10\text{km}^2$
- limite moyenne: $231\ 340\text{m}^2$ ou $0,23\text{km}^2$
- limite supérieure: $419\ 492\text{m}^2$ ou $0,42\text{km}^2$

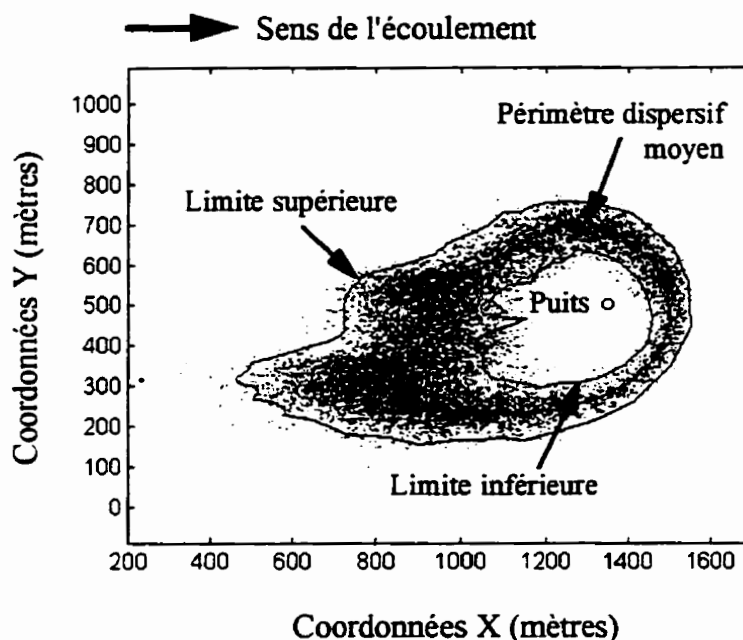


Figure 6.27 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.3.1a

**b) dispersivités longitudinale 100m et transversale 10m, modèle asymptotique,
 $\alpha_r/\alpha_L = 0,1$**

La zone d'incertitude de l'exemple b est illustrée à la figure 6.28. La dispersivité longitudinale est 100m comparativement à 20m pour l'exemple précédent. On peut noter l'accroissement de la zone d'incertitude particulièrement dans la zone 3 de l'aquifère où la conductivité hydraulique est élevée. La dimension des superficies est la suivante:

- limite inférieure: 71 248m² ou 0,07km²
- limite moyenne: 227 943m² ou 0,23km²
- limite supérieure: 500 751m² ou 0,50km²

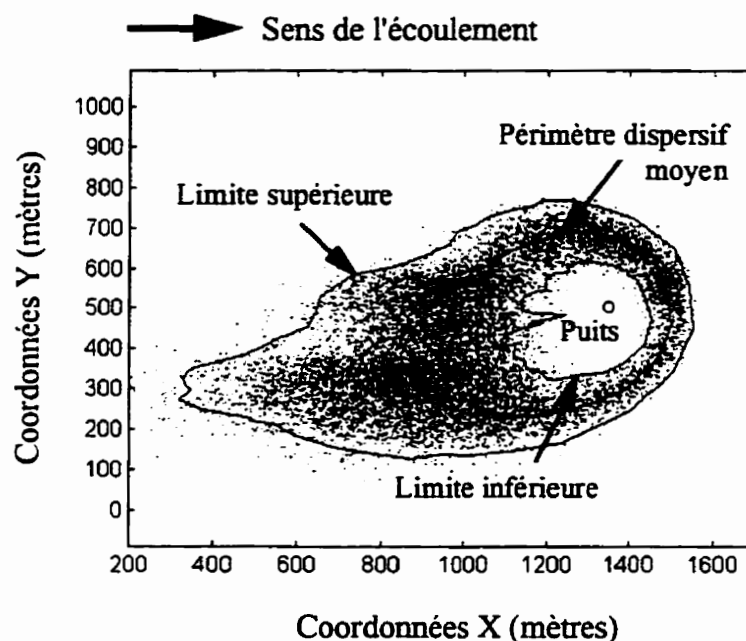


Figure 6.28 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.3.1b

6.3.2 Discussion

a) Comparaison des exemples 6.3.1a et 6.3.1b dispersivité longitudinale 20 vs 100, modèle asymptotique

La figure 6.29 présente une comparaison des zones d'incertitude des sections 6.3.2a et b. Même en présence d'un milieu hétérogène la zone en aval de l'intervalle de confiance ne varie pas beaucoup. Comme mentionné antérieurement, les limites de la zone avale sont contrôlées par la ligne de partage des eaux. Par contre on peut remarquer que la partie en amont de l'intervalle de confiance est beaucoup plus influencée par les variations de la conductivité hydraulique. On peut noter au tableau 6.13 que lorsque la dispersivité longitudinale est augmentée de 20m à 100m la zone délimitée par la limite supérieure subit un accroissement de 19,4%. Pour sa part la zone d'incertitude croit de 34,2%. On peut également remarquer que la zone d'incertitude située dans la partie de

l'aquifère où la conductivité hydraulique est la plus petite, soit 20m/d, n'est pas très différente pour les deux valeurs de dispersivité. Dans cette région la dispersivité n'atteint pas son maximum car la distance parcourue n'est pas assez grande. Ainsi, dans la zone à faible conductivité hydraulique, la distance maximale est environ 550m et la valeur maximale que prend la dispersivité est de l'ordre de 55m. D'autre part, dans la zone à forte conductivité hydraulique, la distance parcourue atteint 1000m et la dispersivité atteint la valeur maximum imposée de 100m. La différence entre les deux intervalles de confiance y est par conséquent plus marquée.

D'une façon générale, l'effet de la dispersivité se manifeste davantage dans les zones où les vitesses d'écoulement locales sont plus élevées, qui se traduisent habituellement par des conductivités hydrauliques localement plus imposantes.

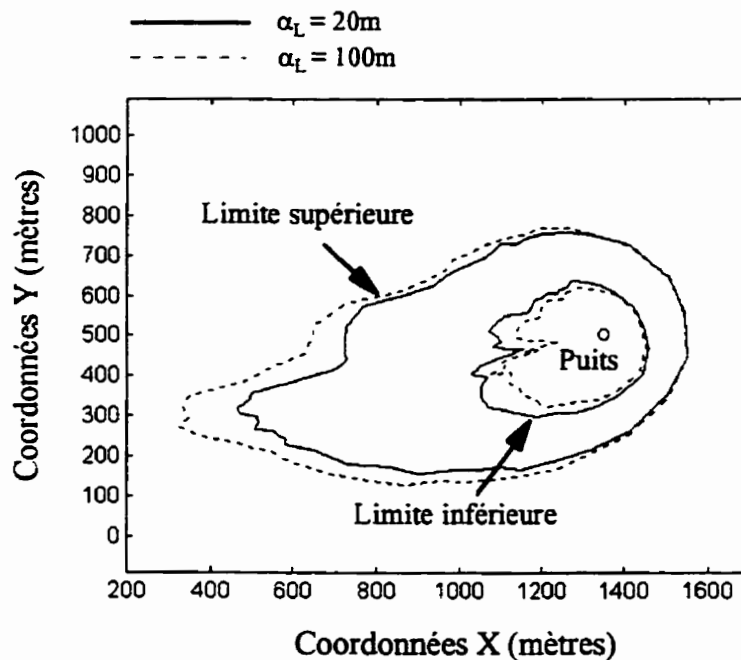


Figure 6.29 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.3.1a et 6.3.1b

Tableau 6.13 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité

Exemple	Dispersivité (modèle asympt.)	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.3.1a	$\alpha_L = 20$	99 390	231 343	419 492	320 102
6.3.1b	$\alpha_L = 100$	71 248	227 943	500 751	429 503
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure (%) :				19,4 (81 259m)	
Augmentation de la zone d'incertitude (%) :					34,2 (109 401m)

Lorsque comparées au périmètre advectif, les surfaces délimitées par la limite supérieure des exemples 6.3.1a et b représentent un accroissement du territoire à gérer de 72% et 106% respectivement.

b) Comparaison de l'intervalle de confiance du milieu hétérogène de la section présente avec les intervalles de confiance du milieu homogène de la section 6.2

La comparaison suivante sert à illustrer l'utilité de la méthodologie développée. Il est important de mentionner que le cas ci-présent est hypothétique et qu'il est traité à titre d'exemple. Supposons que l'aquifère hétérogène présenté plus haut soit réel et que l'hétérogénéité soit exactement celle rencontrée sur le terrain. Même si on présume connaître la conductivité hydraulique à tout point du domaine le phénomène de dispersion sera encore présent. Par contre celui-ci se manifestera plutôt à l'échelle microscopique il sera beaucoup moins important. Donc la dispersivité utilisée pour le milieu hétérogène sera égale à 1m. Ensuite, supposons que la connaissance du domaine soit restreinte et que l'on représente la conductivité hydraulique de cet aquifère par une

valeur moyenne de 40m/d, équivalent au cas présenté à la section 6.2. Les figures 6.30a, b et c comparent la zone d'incertitude des exemples 6.2.1a, b et c avec la zone de l'exemple 6.3. Lorsque la dispersivité longitudinale est 5m la zone d'incertitude n'englobe pas celle du milieu hétérogène situé dans les régions où la conductivité hydraulique est 80m/d et 20m/d. Il importe de noter qu'une dispersivité de 5 mètres ne représente que 1% du parcours maximal des particules. À la figure 6.30(b) on peut remarquer qu'il y a seulement une partie de la limite supérieure située dans la zone de forte conductivité hydraulique qui n'est pas incluse dans la zone d'incertitude définie en utilisant une dispersivité longitudinale de 20m. Cette dispersivité représente environ 4% de la distance maximale parcourue par les particules. Finalement, lorsque la dispersivité est 55m, la zone d'incertitude du milieu hétérogène est pratiquement englobée par celle du milieu homogène. Une dispersivité de 55m équivaut approximativement à 10% de la distance maximale parcourue par les particules délimitant le périmètre advectif. Lorsque la connaissance de l'aquifère est très restreinte il est probablement plus prudent d'utiliser des valeurs de dispersivité longitudinale plus élevées. La conductivité réelle par rapport à la conductivité moyenne utilisée représente des différences variant de 50% à 100%. En réalité, il est possible de rencontrer, dans un même aquifère, de telles variations de conductivité hydraulique.

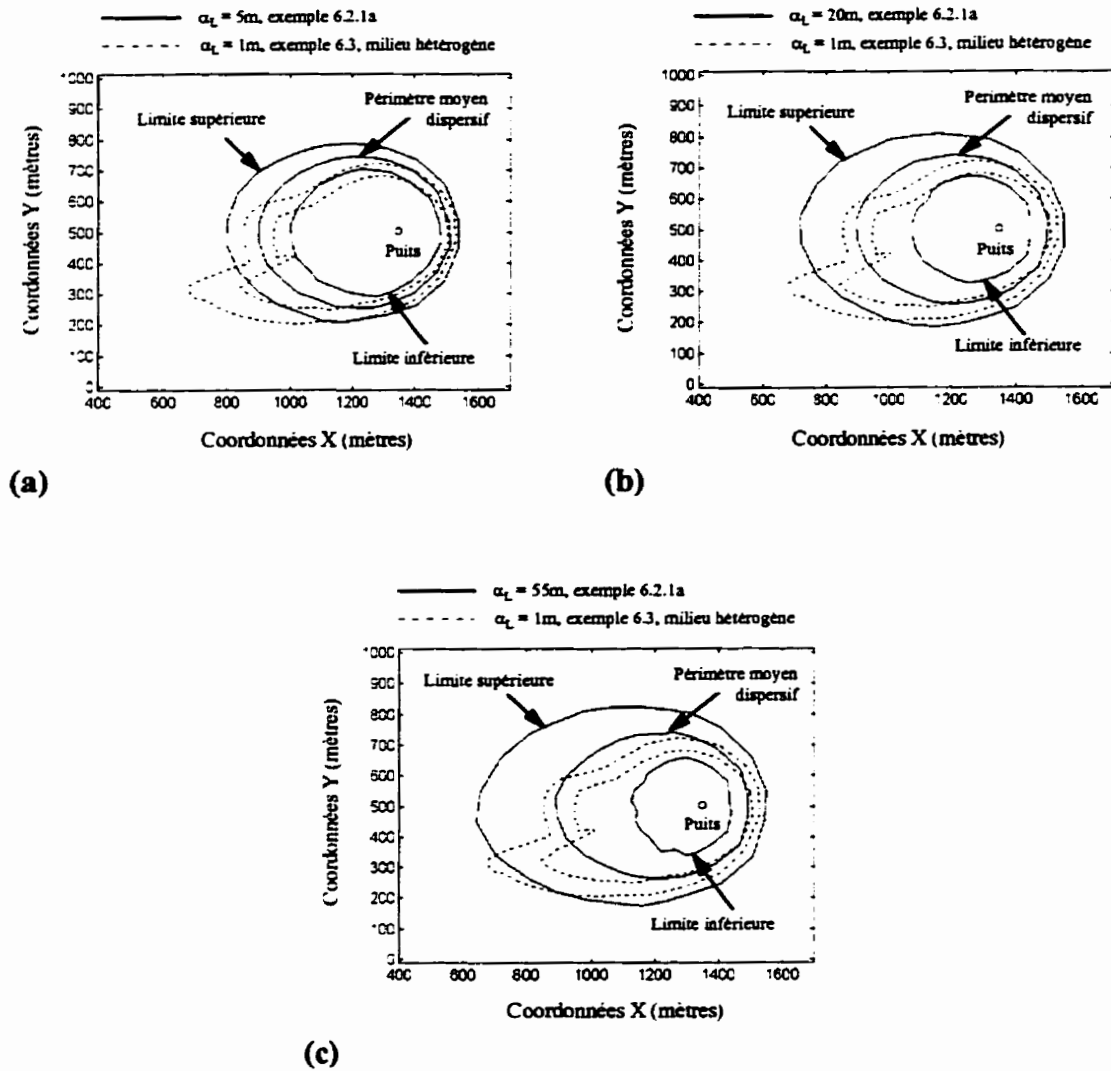


Figure 6.30 Comparaison de la zone d'incertitude des exemples de la section 6.2m avec les périmètres dispersif ($\alpha_L = 1m$) de l'exemple 6.3. (a) Exemple 6.2.1a ($\alpha_L = 5m$) (b) Exemple 6.2.1b ($\alpha_L = 20m$) (c) Exemple 6.2.1c ($\alpha_L = 55m$)

6.4 Aquifère homogène - gradient hydraulique non nul avant pompage - temps de transfert 60 jours

Contrairement aux cas présentés jusqu'à maintenant, le temps de transfert de cet exemple est de 60 jours. Ce temps est celui correspondant au périmètre de protection rapprochée défini au chapitre I. Le domaine d'écoulement est décrit ci-dessous.

- Aquifère confiné
- Limites de l'aquifère : $x_{\min} = 0\text{m}$, $x_{\max} = 2000\text{m}$, $y_{\min} = 0\text{m}$, $y_{\max} = 1000\text{m}$
- Milieu homogène : $k_x = k_y = 100\text{m/d}$
- Porosité homogène : $n_p = 0,2$
- Gradient hydraulique avant pompage : 0,00025
- Charge constante - frontière droite : 100m
- Charge constante - frontière gauche : 99,5m
- Épaisseur constante : 10m
- Débit de pompage : $2000\text{m}^3/\text{d}$
- Puits situé à $x = 1350\text{m}$ et $y = 500\text{m}$

Les équipotentiels obtenues à l'aide du logiciel FLOWPATH (Franz et Guiguer, 1994) sont montrées à la figure 6.31.

6.4.1 Résultats

La superficie délimitée par le périmètre advectif est $0,0588\text{km}^2$. Celle-ci est comparable à la surface définie par la limite du périmètre dispersif moyen présenté aux figures 6.32 et 6.33. Pour l'application du modèle de marche aléatoire, le nombre de particules rejetées pour chaque simulation varie entre 13000 et 14000. L'intervalle de confiance pour ce cas est tracé en utilisant des valeurs de dispersivité longitudinale de 5 et 20m.

Le modèle de dispersivité asymptotique est employé pour les deux exemples de cette section.

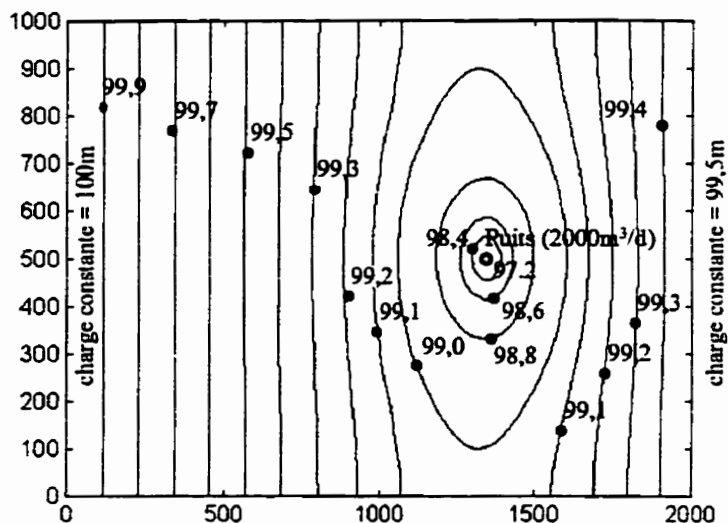


Figure 6.31 Domaine d'écoulement de la section 6.4, lignes équipotentielles (mètres)

a) Dispersivités longitudinale 5m et transversale 0,5m, modèle asymptotique, $\alpha_r/\alpha_t = 0,1$

L'intervalle de confiance du périmètre de protection 60 jours est illustré à la figure 6.31. La zone d'incertitude est plutôt symétrique contrairement à une zone établie pour un temps de transfert de 10 ans. Ceci s'explique par le fait que le point de stagnation n'a pas été rencontré à l'intérieur d'un temps de parcours de 60 jours. C'est-à-dire que le point de stagnation est situé à l'extérieur de la limite supérieure de la zone de confiance. Les superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure de l'intervalle de confiance sont les suivantes:

- limite inférieure: 26 245m² ou 0,03km²
- limite moyenne: 54 490m² ou 0,05km²
- limite supérieure: 92 941m² ou 0,09km²

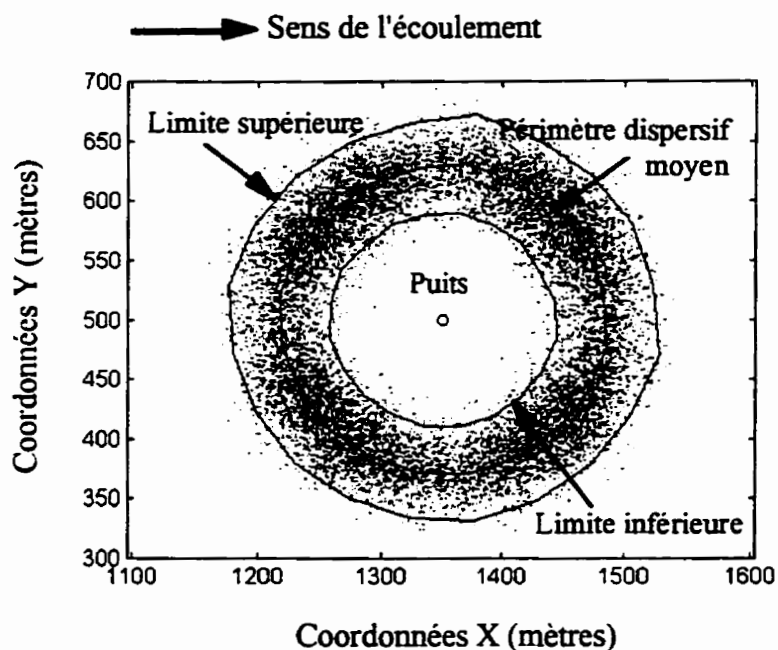


Figure 6.32 Intervalle de confiance du périmètre de protection 60 jours, exemple 6.4.1 a

**b) Dispersivités longitudinale 20m et transversale 2,0m, modèle asymptotique,
 $\alpha_r/\alpha_l = 0,1$**

Pour cette simulation la dispersivité longitudinale choisie est 20m. La zone d'incertitude, similaire à l'exemple précédent, est montrée à la figure 6.33. Encore une fois il est possible de remarquer la symétrie de l'intervalle de confiance. Les superficies délimitées par les limites sont les suivantes:

limite inférieure:	13 768m ³ ou 0,01km ²
limite moyenne:	50 193m ³ ou 0,05km ²
limite supérieure:	109 506m ³ ou 0,11km ²

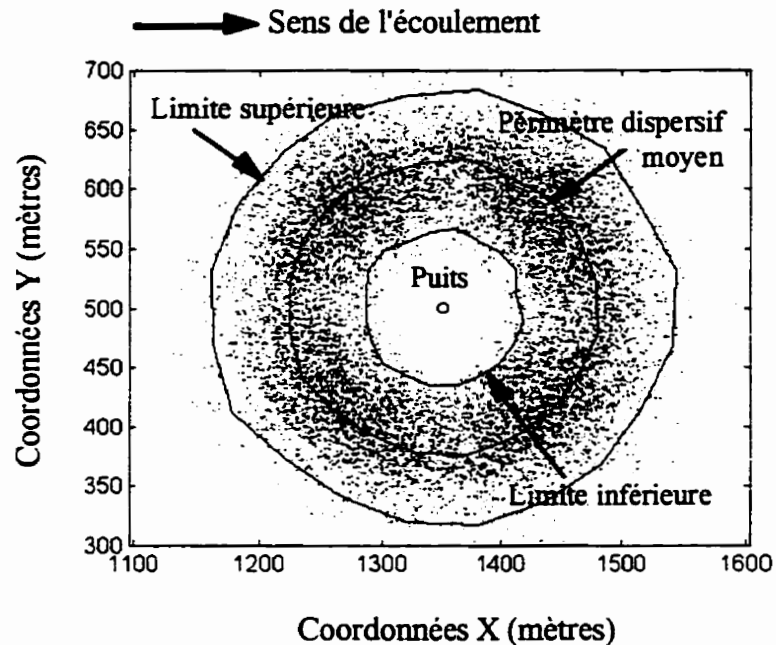


Figure 6.33 Intervalle de confiance du périmètre de protection 60 jours, exemple 6.4.1b

6.4.2 Discussion

a) Comparaison des exemples 6.4.1a et 6.4.1b dispersivité longitudinale 5 vs 20, modèle asymptotique

La figure 6.34 compare les zones d'incertitude des exemples 6.4.1a et b. Lorsque le temps de transfert n'est pas assez élevé pour que les particules atteignent le point de stagnation, la zone d'incertitude est pratiquement symétrique et ce même en présence d'un gradient hydraulique régional. On peut noter au tableau 6.14 qu'une augmentation de 5m à 20m de la dispersivité se traduit en un accroissement de 17,8% de la superficie délimitée par la limite supérieure et de 43,5% de l'étendue de la zone d'incertitude. Les superficies délimitées par la limite supérieure des exemples a et b sont respectivement 0,0929 et 0,110km² ceci représente un accroissement du territoire à gérer de 58% et 87% par rapport au périmètre advectif.

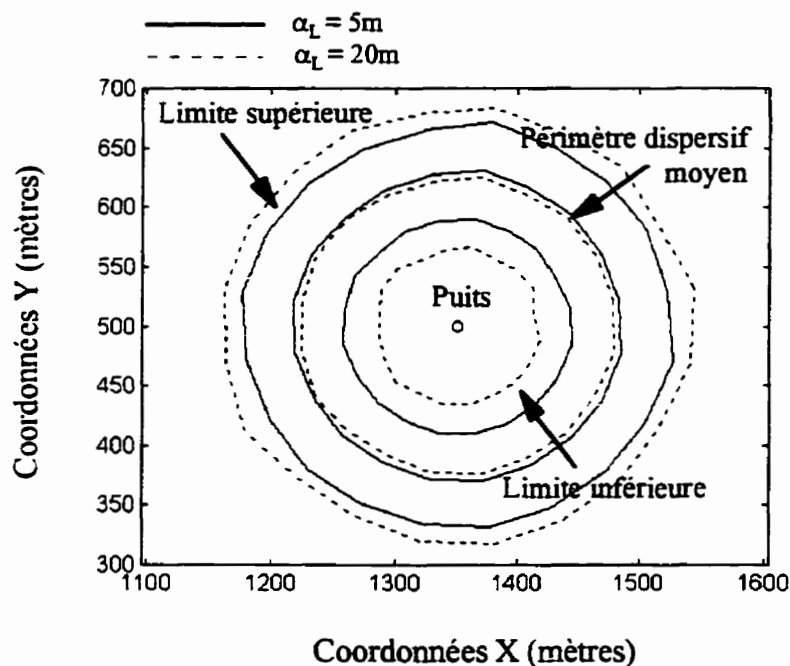


Figure 6.34 Intervalle de confiance des périmètres de protection 10 ans, exemple 6.4.1a et 6.4.1b

Tableau 6.14 Résumé des superficies délimitées par les limites inférieure, moyenne et supérieure - comparaison de différentes valeurs de dispersivité, $\alpha_L = 5m$ (6.4.1a) vs $\alpha_L = 20m$ (6.4.1b)

Exemple	Dispersivité	Superficie délimitée par la limite inférieure (m ²)	Superficie délimitée par la limite moyenne (m ²)	Superficie délimitée par la limite supérieure (m ²)	Superficie de la zone d'incertitude (m ²)
6.4.1.a	$\alpha_L = 5$	26 245	54 490	92 941	66 696
6.4.1.b	$\alpha_L = 20$	13 768	50 193	109 506	95 738
Augmentation de la zone délimitée par la limite supérieure (%) :				17,8 (16 565m ²)	
Augmentation de la zone d'incertitude (%) :					43,5 (29 042m ²)

6.5 Conclusion

Le but de l'exemple de la section 6.1 était de démontrer que la méthodologie proposée donnait des résultats satisfaisants. La distribution des particules dans une direction angulaire donnée par rapport au puits semble bien suivre une loi normale pour une simulation par trajectoire inverse. Par contre lorsqu'une vérification des limites de la zone d'incertitude est faite dans le sens de l'écoulement la limite inférieure dévie d'une façon plus ou moins significative de celle délimitée par trajectoire inverse. Cette différence est d'autant plus marquée que les vitesses d'écoulement, la conductivité hydraulique et la dispersivité sont élevées. Un point très positif qui ressort de ces observations est que la limite supérieure demeure pratiquement la même peu importe si elle est délimitée par trajectoire inverse ou par simulation dans le sens de l'écoulement. Cette constatation est intéressante car cette limite est située à l'extérieur du périmètre advectif, normalement suggéré lors de la délimitation des périmètres de protection. Par conséquent, la partie supérieure de la zone d'incertitude, qui n'est habituellement pas considérée pour l'établissement d'un périmètre de protection, est peu sensible au mode de trajectoire utilisé (inverse ou dans le sens de l'écoulement). Le phénomène de dispersion est encore de nos jours très difficilement quantifiable et parfois pas très bien compris. En présence d'un champ de vitesses hautement variable particulièrement aux alentours d'un puits, il est possible que la distribution des particules dévie légèrement de la loi normale (Tompson, communication personnelle). C'est probablement ce qui explique la déviation de la limite inférieure obtenue par trajectoire inverse par rapport à celle obtenue par simulation dans le sens de l'écoulement.

La direction ainsi que la grandeur du gradient hydraulique jouent un rôle important lors de la délimitation de la zone d'incertitude d'un périmètre de protection particulièrement pour de grands temps de transfert. Pour des temps de transfert relativement élevés l'étendue de la zone d'incertitude est beaucoup plus grande en amont du puits de pompage. Celle-ci est grandement influencée par la conductivité hydraulique, par les

vitesse d'écoulement et par la dispersion. Par contre la zone en aval n'est pas très étendue et est peu influencée par la variation de la dispersivité longitudinale. La zone d'incertitude en aval est plutôt contrôlée par le gradient hydraulique régional lequel influence la localisation de la ligne de partage des eaux.

Dans le problème étudié, une quasi-symétrie de la zone d'incertitude a été observée pour les périmètres de protection 60 jours. Celle-ci s'explique par le fait que les particules n'ont pas atteint la ligne de partage des eaux. Donc, l'étendue de l'intervalle de confiance est contrôlée par le phénomène de dispersion et n'est pas significativement influencée par le gradient hydraulique régional.

En résumé les facteurs contrôlant l'étendue et la direction de la zone d'incertitude sont principalement le gradient hydraulique régional, la conductivité hydraulique, les vitesses d'écoulement et la dispersivité longitudinale. La zone d'incertitude est d'autant plus étendue que le temps de parcours est grand. Plus les distances parcourues par les particules sont importantes plus le phénomène de dispersion se fait sentir.

CONCLUSION

À l'heure où la gestion de l'eau est une préoccupation importante, la protection des ouvrages de captage existants et futurs constitue un élément essentiel à une gestion responsable de la ressource eau souterraine. L'objectif de l'étude était de développer une méthodologie permettant de quantifier l'incertitude des limites d'un périmètre de protection en y associant un intervalle de confiance ou une zone d'incertitude. L'estimation de l'incertitude des périmètres a été faite par l'analyse du transport dispersif simulé par un modèle de marche aléatoire. À partir d'exemples présentés et analysés, il a été démontré avec succès que la méthodologie proposée est une façon efficace d'estimer l'incertitude des périmètres de protection. Celle-ci est un complément essentiel à la méthode numérique populaire (méthode de trajectoire de particules) généralement utilisée pour la délimitation des périmètres de protection. Elle est supérieure à la méthode de trajectoire de particules car elle ne produit pas seulement un simple périmètre mais plutôt une zone englobant le périmètre de protection advectif à l'intérieur de laquelle il y a un risque réel de contamination de la nappe phréatique. Par conséquent, cette méthodologie constitue un outil de gestion efficace offrant plus de latitude pour la prise de décision.

Les exemples présentés dans cet ouvrage démontrent clairement les répercussions du transport dispersif sur les périmètres de protection. Que se soit pour une protection de 10 ans ou de 60 jours, le phénomène de dispersion engendre toujours une augmentation du territoire à gérer.

L'incertitude des périmètres de protection est fonction de plusieurs facteurs incluant entre autres le temps de transfert. Plus la distance de parcours des particules est importante plus grandes sont les chances d'y rencontrer des hétérogénéités insoupçonnées. Donc l'incertitude liée aux limites du périmètre advectif est d'autant

plus grande que le temps de transfert est grand. L'application de la méthodologie proposée prend davantage de signification pour des temps de transfert élevés. Des exemples hypothétiques avec des temps de transfert de 10 ans présentés dans cet ouvrage ont montré que, selon la dispersivité choisie, la superficie délimitée par la limite supérieure de l'intervalle de confiance augmentait jusqu'à 90% par rapport à la surface située à l'intérieur de périmètre advectif. De plus, des analyses numériques effectués lors de la présente étude ont démontré lorsque l'hétérogénéité de l'aquifère est représentée par une conductivité hydraulique moyenne (milieu homogène) il est possible de définir une zone d'incertitude incluant la zone de faible incertitude du milieu hétérogène tout en utilisant des valeurs plausibles de dispersivité longitudinale. Quoique cet exemple ne puisse être généralisé il est tout de même encourageant de constater que la méthodologie proposée permet de délimiter des périmètres de protection plus sécuritaires.

La détermination de zone d'incertitude comporte plusieurs implications concernant la protection et la gestion de la ressource en eaux souterraines. Le territoire à gérer serait évidemment plus grand que si seulement la superficie définie par le périmètre advectif était considérée. Le ministère de l'Environnement et de la Faune propose comme périmètre l'aire d'alimentation, aussi appelé périmètre de protection éloignée, et une protection correspondant à un temps de transfert de 60 jours. Le désavantage d'utiliser l'aire d'alimentation comme périmètre de protection est que celui-ci peut être de très grande dimension rendant ainsi difficile l'application d'une protection à l'intérieur de la totalité de la zone. Dans de tel cas, Il serait alors avantageux de définir une autre zone de protection située à l'intérieur de l'aire d'alimentation. Une façon préconisée par plusieurs pays est d'établir des périmètres de protection correspondant à un temps de transfert pouvant varier, par exemple, entre 10 et 20 ans. Dans cette optique la méthodologie proposée est une alternative attrayante pour optimiser l'étendue du périmètre de protection éloignée. Elle constitue un outil de gestion efficace tenant compte de l'information habituellement fragmentaire que les décideurs possèdent

concernant l'écoulement souterrain en associant un intervalle de confiance autour du périmètre de protection établi. Cet intervalle de confiance permet d'établir la probabilité qu'un contaminant rejoigne un ouvrage de captage à l'intérieur ou au delà d'un temps de transfert donné.

La méthodologie développée comporte plusieurs avantages. tout d'abord, elle ne requiert pas plus de données que les méthodes analytiques ou numériques suggérées par le ministère de l'Environnement et de la Faune. Ensuite, c'est une méthode simple qui incorpore d'une façon réaliste les variations de la conductivité hydraulique très souvent mal connues. Enfin, elle permet d'offrir une bonne protection de l'ouvrage de captage.

Le choix de la dispersivité longitudinale peut être une difficulté lors de l'application de la méthodologie. La dispersion est quelque chose de difficilement quantifiable. Par contre il est possible de trouver dans la littérature des valeurs typiques de dispersivité en fonction du type de sol. Il ne faut pas oublier que cette méthodologie est une méthode préventive, elle sert à délimiter une zone à l'intérieur de laquelle une gestion est davantage nécessaire afin de protéger les ouvrages de captage. Advenant une contamination accidentelle à l'intérieur de l'aire de protection définie par la limite supérieure ou à proximité de celle-ci une analyse plus approfondie du transport s'avère essentielle. En l'absence de données de terrain, le choix de la dispersivité peut être fonction de la connaissance de l'hétérogénéité du domaine d'écoulement. Une connaissance très restreinte des variations de la conductivité hydraulique peut impliquer un choix de la dispersivité longitudinale relativement élevée. Par contre, ce choix devrait rester à l'intérieur de la plage des valeurs possibles de la dispersivité pour le type de sol en question afin de ne pas produire un intervalle de confiance de dimension exagérée. Le choix de la dispersivité peut également dépendre du niveau de protection recherché et de la vulnérabilité de la nappe souterraine. Par exemple dans le cas où la zone en amont du ou des puits de pompage ne présente qu'un faible danger de contamination ainsi qu'un faible potentiel de développement, il peut être approprié d'utiliser de plus petites valeurs de dispersivité. Par contre, si l'aquifère est sujet à un

problème de contamination et que le réseau d'écoulement est complexe, il est préférable d'utiliser de grandes valeurs de dispersivités.

Pour terminer, il serait très intéressant de comparer la méthodologie proposée avec la méthode de Varljen et Shafer (1991). Rappelons que ceux-ci ont analysé l'incertitude reliée à la conductivité hydraulique en utilisant la technique de Monte Carlo basée sur la simulation conditionnelle de la conductivité hydraulique, pour tracer des isochrones. Une telle comparaison permettrait de confirmer davantage la robustesse et le réalisme de la présente approche.

RÉFÉRENCES

ACKERER, P. (1988). Random walk method to simulate pollutant transport in alluvial aquifers or fractured rocks. *Groundwater flow and quality modelling*, E. Custodio, A. Gurgui, and J.P. Lobo Ferreira, D. Reidel, Hingham, Mass, 475-486

BABU, D.K. et G.F. PINDER (1984). A finite-element difference alternating direction algorithm for three-dimensional groundwater transport. *Adv. Water Resour.*, 7, 116-119.

BAGTZOGLU, A.C., DOUGHERTY, D.E. et TOMPSON, A.F.B. (1992). Application of particle methods to reliable identification of groundwater pollution sources. *Water Resources Management*, 6, 15-23.

BAGTZOGLU, A.C. (1990). *Particle-grid methods with application to reacting flows and reliable solute source identification*. Thèse de doctorat, University of California Irvine, États-Unis

BARLOW, P.M. (1994). Two- and three-dimensional pathline analysis of contributing areas to public-supply wells of Cape Cod, Massachusetts. *Ground Water*, 32, 3, 399-410

BEAR, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. American Elsevier Publishing Compagny, New York, 764 p.

BEAR, J. (1979). *Hydraulics of groundwater*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering, New York, 567 p.

BEAR, J. et VERRUIJT, A. (1987). *Modeling groundwater flow and pollution*. D. Reidel, Dordrecht, Hollande, 414 p.

BHATT, K. (1993). Uncertainty in wellhead protection area delineation due to uncertainty in aquifer parameter values. *Journal of Hydrology*, 149, 1-8.

BKANFORD, T.N. et HUYAKORN, P.S. (1990). WHPA: A modular semi-analytical model for the delineation of wellhead protection areas. Report of hydrogeologic to USEPA, Office of Ground-Water Protection, Washington, DC.

CARRERA, J. (1993). An overview of uncertainties in modeling groundwater solute transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 13, 23-48.

DOMENICO, P.A. et ROBBINS, G.A. (1985). A new method of contaminant plume analysis. *Ground Water* 23, 4, 476-485.

FRANZ, T. et GUIGUER, N. (1994). *FLOWPATH Steady-state two-dimensional horizontal aquifer simulation model*. Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, Canada, version 5.0

FREEZE, R.A. et CHERRY, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 604 p.

FRIED, J. (1975). *Groundwater pollution*. Elsevier Scientific Publishing Compagny, Amsterdam, 330 p.

GELHAR,L.W., WELTY,C. et REHFELDT, K.R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, 28, 7, 1955-1974.

GOODE, D.J. (1990). Particle velocity interpolation in block-centered finite difference groundwater flow models. *Water Resources Research*, 26, 5, 925-940

GROVE, D.B. (1977). The use of galerkin finite-element methode to solve mass-transport equations. *U.S. Geol. Surv. Water Resour. Invest. Rep.*, 77-49

GUIGUER, N. et FRANZ, T. (1991). Development and applications of a wellhead protection area delineation computer program. *Water Science and Technology*, 24, 11, 51-62

HOFMANN, W. et LILLICH W. (1973). *Problematik der Bemessung der engeren Schutzzone für Lockergesteinsaquifere*. Z. Deutsch, Geol. Gesellschaft Band 124, 1 Abb Hannover

HUYAKORN, P.S. et PINDER, G.F. (1983). *Computational methodes in subsurface flow*. Academic Press, San Diego, 473 p.

JAVANDEL, I., DOUGHTY, C. et TSANG, C.-F. (1984). *Groundwater transport: Handbook of mathematical models*. Water Resources Monograph 10, American Geophysical Union, Washigton, D.C., 228 p.

JAVANDEL, I. and TSANG, C. (1987). Capture-zone type curve: atool for aquifer cleanup. *Ground Water* 24, 5, 616-625.

KINZELBACH, W. (1988). The random walk method in pullotant transport simulation, *Groundwater flow and quality modelling*. edited by E. Custodio, A. Gurgui, and J.P. Lobo Ferreira, D. Reidel, Hingham, Mass, 227-245.

KINZELBACH W. et ACKERER, P. (1986). Modélisation de la propagation d'un contaminant dans un champs d'écoulement transitoire. *Hydrogéologie*, 2, 197-206.

KONIKOW, L.F. et BREDEHOEFT, J.D. (1978). *Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in ground water*. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Book 7, Chapter C2, 90 p.

LABOLLE, E.M., FOGG, G.E. et TOMPSON, A.F.B. (1996). Random-walk simulation of transport in heterogenous porous media: local mass-conservation problem and implementation methods. *Water Resources Research*, 32, 3, 583-593.

LALLEMAND-BARRÈS, A. et J.-C. ROUX (1989). *Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine*. Manuels et méthodes, numéro 19. BRGM, France, 211 p.

MEF, ministère de l'Environnement et de la Faune (1995). *Guide: les périmètres de protection autour des ouvrages de captage d'eau souterraine*. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, Canada, 53 p.

MEF, ministère de l'Environnement et de la Faune (1996). *Plan pour la mise en oeuvre de la politique de protection et de conservation des eaux souterraines*. MEF, Sainte-Foy, Canada.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL OF USA (1989). *Ground water models; scientific and regulatory applications*. National Academy Press, Washington, D.C., 303 p.

PERRIER, P. (1995). *Étude comparative sur le dimensionnement des périmètres de protection des ouvrages de captage d'eau souterraine*. Essai de maîtrise en ingénierie, Université Laval, Sainte-Foy, Canada, 62 p.

PETTYJOHN, W.A. (1987). *Protection of public water supplies for groundwater contamination*. Nays Data Corp New-Jersey, É.U.

PINDER, G.F. et GRAY, W.G. (1977). *Finite element simulation in surface and subsurface hydrology*. Academic Press, San Diego, Calif., 295 p.

PICKENS, J.F. et GRISAK, G.E. (1981). Scale-dependent dispersion in stratified granular aquifer. *Water Resources Research*, 17, 4, 1191-1211.

POLLOCK, D.W. (1988). Semianalytical computation of path lines for finite-difference models. *Ground Water*, 26, 6, 743-750

POLLOCK, D.W. (1994). User's guide for MODPATH/MODPATH-PLOT, version 3: A particle tracking post-processing package for MODFLOW, the U.S. Geological Survey finite-difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey, Open-file report 94-464, virginie, États-Unis

PRICKETT, T.A. (1997). Communication personnelle par courrier électronique

PRICKETT, T.A. (1994). *A primer on random-walk techniques for mass transport groundwater modeling*. TD productions book compagny, Urbana, Illinois, 194 p.

PRICKETT, T.A., NAYMIK, T.G. et LONNQUIST, C.G. (1981). *A «random-walk» solute transport model for selected groundwater quality evaluations*. Bulletin 65, Illinois State Water Survey, Champaign, É.U., 103 p.

RAMANARAYANAN, T.S., STORM, D.E. et SMOLEN, M.D. (1995). Seasonal pumping variation effects on wellhead protection area. *Water Resources Bulletin*, 31, 3, 421-430.

REEVES, M., WARD D.S., JOHNS N.D. et CRANWELL R.M. (1986). *Theory and implementation for SWIFT II, the sandia waste-isolation flow and transport model for fractured media, Release 4.84. NUREG/CR-3328 and SAND83-1159*. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM.

REHSE, W. (1977). *Abbaubare organische Verunreinigungen pathogene Keime und Viren - In Rapport 401. 77*. Eidgenössisches Amt für Umweltschutz (Office de l'environnement à Berne).

SAUTY, J.P et THIERY, D. (1975). Utilisation d'abaques pour la délimitation des périmètres de protection. BRGM 75 SGN 430 AME

SCHAFFER-PERINI, A.L. et WILSON J.L. (1991). Efficient and accurate tracking for two-dimensional groundwater flow models. *Water Resources Research*, 27, 7, 1471-1485.

SERRANO, S.E. (1995). Forecasting scale-dependent dispersion from spills in heterogeneous aquifers. *Journal of Hydrology*, 169, 151-169.

SHAFFER, J.M. (1987a). Reverse pathline calculation of time-related capture zones in nonuniform flow. *Ground Water*, 25, 3, 283-289.

SHAFER, J.M. (1987b). *GWPATH: Interactive ground-water flow path analysis*. Bulletin 69, Illinois State Water Survey, Champaign, Il.

SMITH, L. et SCHWARTZ, F.W. (1980). Mass transport, 1. A stochastic analysis of macroscopic dispersion. *Water Resources Research*, 16, 2, 303-313.

SMITH, L. et SCHWARTZ, F.W. (1981). Mass transport, 2. Analysis of uncertainty in prediction. *Water Resources Research*, 17, 2, 351-369.

SOUTHERN WATER AUTHORITY (1985). *Aquifer protection policy. 1985*. Guildborne House, Worthing, West Sussex, England.

SPOSITO, G., JURY, W.A. et GUPTA, V.K. (1986). Fundamental problems in the stochastic convection-dispersion model of solute transport in aquifers and field soils. *Water Resources Research*, 22, 1, 77-88.

SPRINGER, A.E. et BAIR, E.S. (1992). Comparaison of methods used to delineate capture zones of wells: 2. Stratified-drift buried-valley aquifer. *Ground Water*, 30, 6, 908-917.

THEIS, C. V. (1935). The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using ground-water storage. *American Geophysical Union Transactions*. 16, 519-524.

TODD, D. K. (1980). *Groundwater Hydrology*. Second Edition, John Wiley and Sons, Inc, New York, États-Unis, 535p.

TOMPSON, F.B. (1997). Communication personnelle par courrier électronique

TOMPSON, F.B. et GELHAR, L.W. (1990). Numerical simulation of solute transport in three-dimensional randomly heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 26, 10, 2541-2562

UFFINK, G.J.M. (1988). Modelling of solute transport with the random walk method, In *Groundwater flow and quality modelling*. E. Custodio, A. Gurgui, and J.P. Lobo Ferreira, D. Reidel, Hingham, Mass, 247-265.

USEPA, Environmental Protection Agency (1987). *Guideline for delineation of wellhead protection areas, report EPA-440/5-93-001*. Office of Ground-Water Protection, U.S Environmental Protection Agency, États-Unis

USEPA, Environmental Protection Agency (1989a). *Wellhead protection programs: Tools for local governments, report EPA-440/6-89-002*. Office of Ground-Water Protection, U.S Environmental Protection Agency, États-Unis, 50 p.

USEPA, Environmental Protection Agency (1989b). Seminar Publication: Transport and fate of contaminants in the subsurface, *report EPA/625/4-89/019*. U.S Environmental Protection Agency and Center for Environmental Research Information, États-Unis.

USEPA, Environmental Protection Agency (1991). WHPA: A modular semi-analytical model for the delineation of wellhead protection areas. Version 2.0. Office of Ground-Water Protection, U.S Environmental Protection Agency, États-Unis.

VAN DER HELJDE, P., BACHMAT, Y., BREDEHOEFT, J., ANDREWS, B., HOLTZ, D. Et SEBASTIAN, S. (1985). *Groundwater management: the use of numerical models second edition*. Water resources monograph 5., American Geophysical Union, Washington, D.C. 180 p.

VAN GENUCHTEN, M.T. et ALVES, W.J. (1982). *Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equations*. Technical Bulletin 1661, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., 149 p.

VAN HERWAARDEN, O.A. (1994). Spread of pollution by dispersion groundwater flow. *SIAM Journal Applied Mathematics*, 54, 1, 26-41.

VAN WAEGENINGH, H.G. et VAN DUIJVENBOODEN (1978). *Groundwater quality control and protection in the Netherlands*. Economic Commission for Europe, Committee on water problems. Papier présenté à un séminaire sur les problèmes de l'eau dans les îles et les surfaces côtières.

VAN WAEGENINGH, H.G. (1985). Overview of the protection of groundwater quality, in «chapter 6». *Theoretical background, hydrogeology and practice of groundwater protection areas*. International Association of Hydrogeologists, International Contributions in Hydrogeology, 6, Heise (publisher), Hannover, West Germany.

VARLJEN, M.D. et SHAFER, J.M. (1991). Assessment of uncertainty in time-related capture zones using conditional simulation of hydraulic conductivity. *Ground Water*, 29, 5, 737-748.

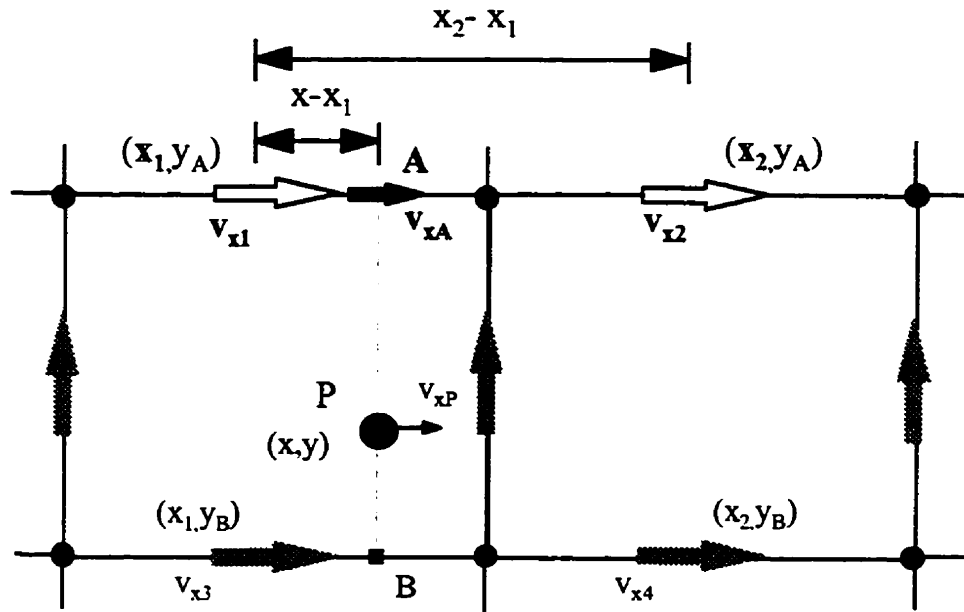
VOSS, C.I. (1984). SUTRA: A finite element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent ground water flow with energy transport or chemical reactive single-species solute transport. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 84-4369.

WALTON, C.W. (1991). *Principales of groundwater engineering*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 546 p.

- WANG, H.F. et ANDERSON, M.P. (1982). Introduction to groundwater modeling: finite difference and finite element methods. W. H. Freeman and Company, San Francisco, États-Unis, 237 p.
- WARD, C.H., GIGER, W. et MC CARTY, P.L. (1985). *Ground water quality*. A Wiley-interscience publication John Willey & Sons, États-Unis, 531 p.
- WEN, X.-H. et GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. (1996). The constant displacement scheme for tracking particles in heterogeneous aquifers. *Ground Water*, 34, 1, 135-142
- WYSSLING, L. (1979). Eine neue Formel zur Berechnung der Zuströmungsdauer des Grundwassers zu einem Grundwasser Pumpwerk. *Ecologiae geol. Helv.* 72, 401-406
- ZHANG, H., HAAN, C.T. et NOFZIGER, D.L. (1993). An approach to estimating uncertainties in modeling transport of solutes through soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12, 35-50
- ZHENG, C. (1989). *PATH3D, A ground-water path and travel-time simulator, version 3.0 user's manual*. S.S. Papadopoulos & Associates, Inc., Bethesda, MD
- ZHENG, C. (1990). *MT3D: A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminations in groundwater systems*. Report to the U.S. Environmental Protection Agency, Ada, OK, 170 p.
- ZHENG, C. (1994). Analysis of particle tracking errors associated with spatial discretisation. *Ground Water*, 32, 5, 821-828

ZHENG, C. et BENNETT, G.D. (1995). *Applied contaminant transport modeling: theory and practice*. Van Nostrand Reinhold, New York, États-Unis, 440 p.

ANNEXE I : INTERPOLATION DE LA VITESSE INTRACELLULAIRE

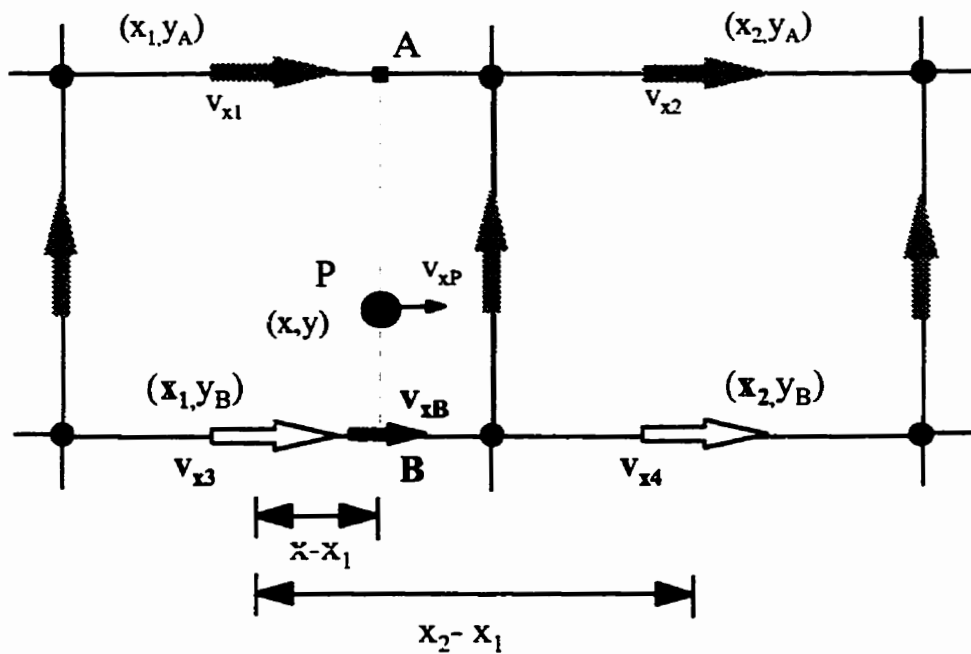


$$v_{xA} = (1 - \beta_x) v_{x1} + \beta_x v_{x2}$$

$$\beta_x = \frac{x - x_1}{x_2 - x_1}$$

Figure I.1 Schéma d'interpolation de la vitesse v_{xA}

ANNEXE I : (suite)

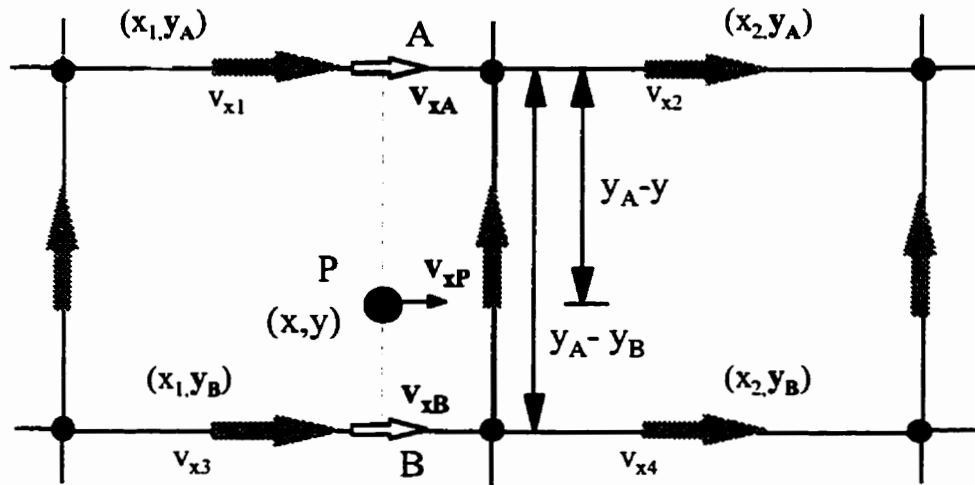


$$v_{xB} = (1 - \beta_x) v_{x3} + \beta_x v_{x4}$$

$$\beta_x = \frac{x - x_1}{x_2 - x_1}$$

Figure I.2 Schéma d'interpolation de la vitesse v_{xB}

ANNEXE I : (suite)



$$v_{xP}(x, y) = (1 - \beta_y)v_{xA} + \beta_y v_{xB}$$

$$\beta_y = \frac{y_A - y}{y_A - y_B}$$

Figure L3 Schéma d'interpolation de la vitesse v_{xP}

**ANNEXE II : FIGURES ET TABLEAUX DES APPLICATIONS
DE LA MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE**

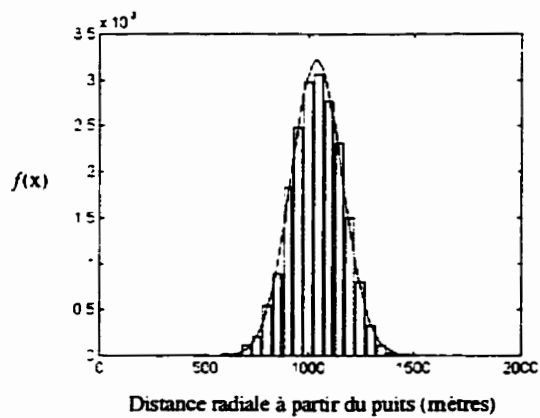


Figure II.1 Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1b

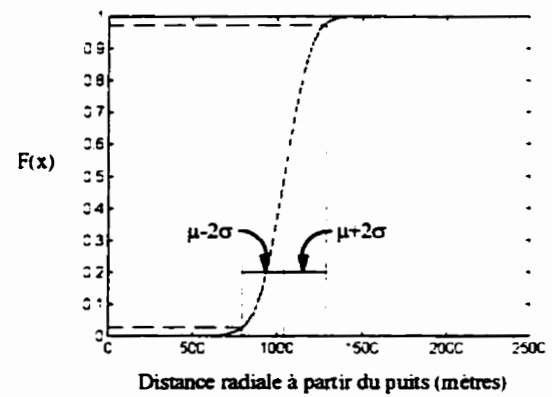


Figure II.2 Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1b

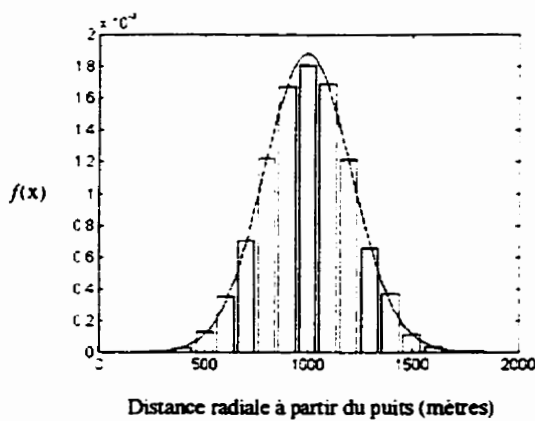


Figure II.3 Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1c

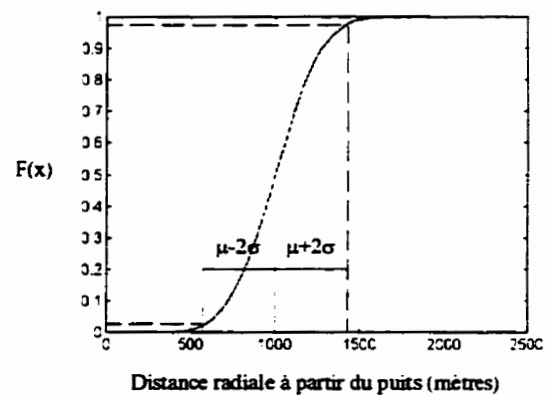


Figure II.4 Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1c

ANNEXE II : (suite)

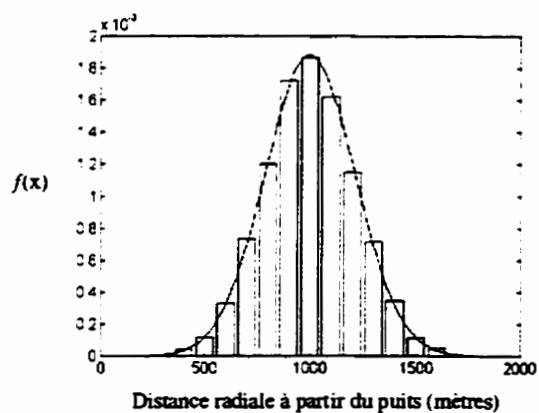


Figure II.5 Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1d

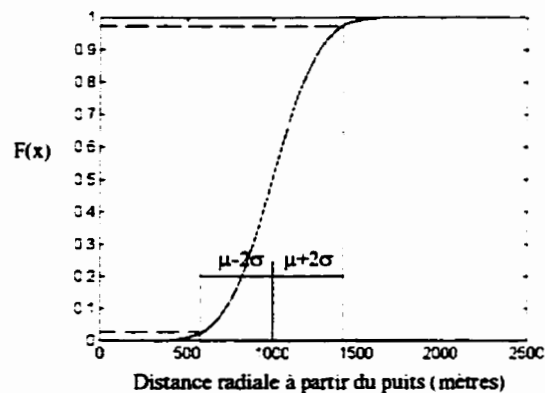


Figure II.6 Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1d

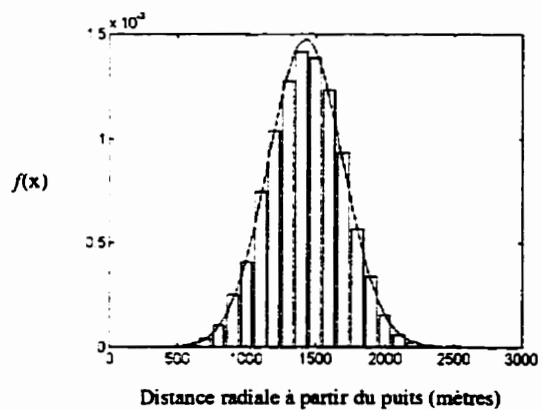


Figure II.7 Distribution de la distance radiale des particules, exemple 6.1.1e

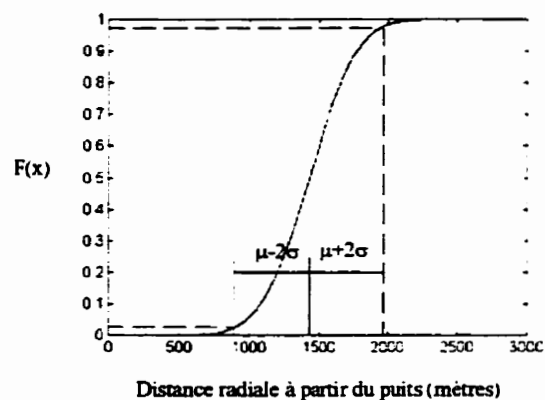


Figure II.8 Fonction de distribution cumulée, exemple 6.1.1e

ANNEXE II : (suite)

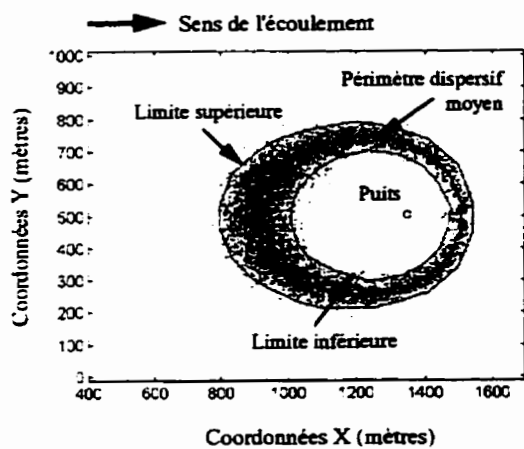


Figure II.9 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1d

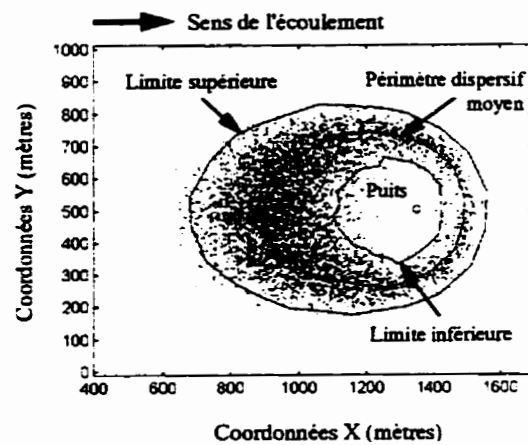


Figure II.10 Intervalle de confiance du périmètre de protection 10 ans, exemple 6.2.1e

ANNEXE II : (suite)

Tableau II.1 Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1a:

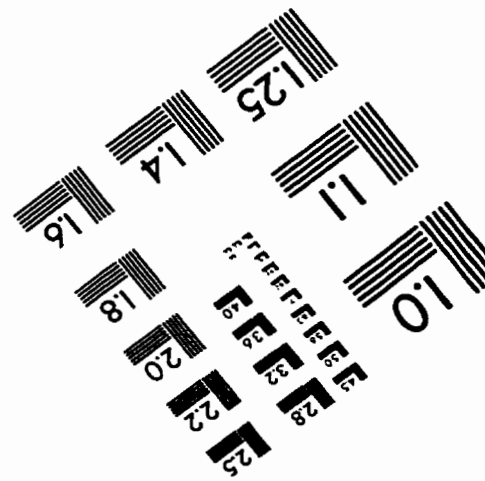
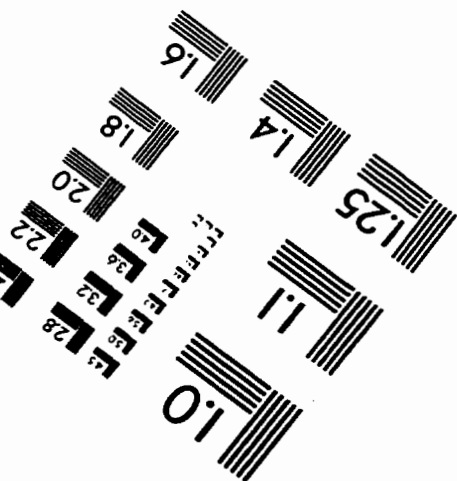
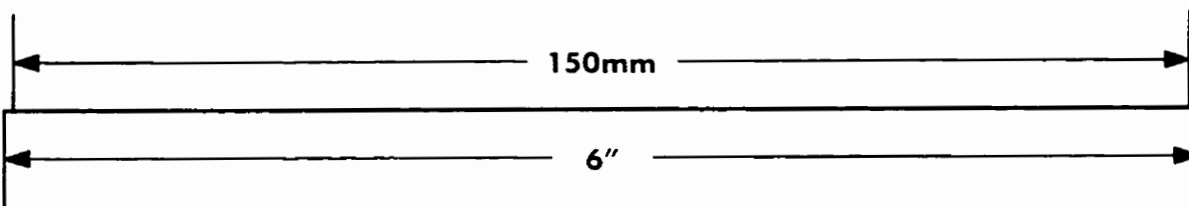
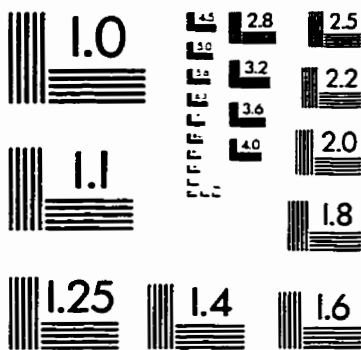
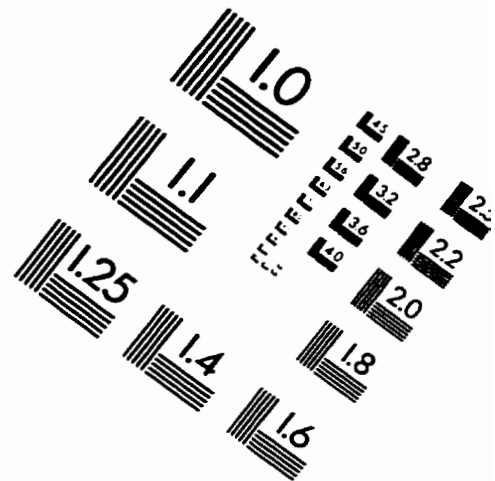
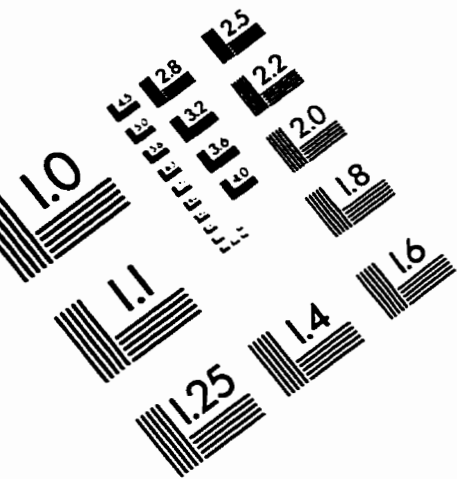
Intervalle théorique	Limite	Coordonnées de départ x, y et le rayon (m)	Particules échantonnées au puits (%)	Particules devant théoriquement se rendre au puits (%)
20%	Inférieure	3214, 3214 (r = 1010)	77,2 (2317/3000)	60,0
	Supérieure	3256, 3256 (r = 1069)	54,9 (2195/4000)	40,0
40%	Inférieure	3192,3192 (r = 978)	87,1 (2613/3000)	70,0
	Supérieure	3278,3278 (r = 1100)	39,2 (1567/4000)	30,0
60%	Inférieure	3165, 3165 (r = 941)	93,4 (2802/3000)	80,0
	Supérieure	3304, 3304 (r = 1138)	25,1 (1003/4000)	20,0
80%	Inférieure	3130, 3130 (r = 891)	98,3 (2950/3000)	90,0
	Supérieure	3340, 3340 (r = 1188)	11,2 (447/4000)	10,0

ANNEXE II : (suite)

Tableau II.2 Vérification par simulation dans le sens de l'écoulement de l'exemple 6.1.1e:

Intervalle théorique	Limite	Coordonnées de départ x, y et le rayon (m)	Particules devant rentrer au puits (%)	Particules devant théoriquement rentrer au puits (%)
20%	Inférieure	3460, 3460 (r = 1358)	87,3 (2620/3000)	60,0
	Supérieure	3558, 3558 (r = 1496)	64,9 (1947/3000)	40,0
40%	Inférieure	3408, 3408 (r = 1285)	96,0 (1920/2000)	70,0
	Supérieure	3609, 3609 (r = 1569)	46,5 (465/1000)	30,0
60%	Inférieure	3347, 3347 (r = 1198)	98,8 (2965/3000)	80,0
	Supérieure	3671, 3671 (r = 1656)	30,2 (604/2000)	20,0
80%	Inférieure	3264, 3264 (r = 1080)	99,6 (1992/2000)	90,0
	Supérieure	3754, 3754 (r = 1774)	9,7 (194/2000)	10,0

IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)



APPLIED IMAGE . Inc
 1653 East Main Street
 Rochester, NY 14609 USA
 Phone: 716/482-0300
 Fax: 716/288-5989

© 1993, Applied Image, Inc., All Rights Reserved