

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

COMME EXIGENCE PARTIELLE
À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE EN
GÉNIE DE LA CONSTRUCTION
M. Ing.

PAR
NARCISSE, JOSIANNE

COMPORTEMENT HYDRODYNAMIQUE DES BARRIÈRES RÉACTIVES IN SITU
UTILISÉES POUR LA DIFFUSION PASSIVE

MONTRÉAL, LE 31 MARS 2008

© Josianne Narcisse, 2008

REMERCIEMENTS

Mes sincères remerciements et ma gratitude vont envers mon Directeur de mémoire, M. Jean-Sébastien Dubé, ing. Ph.D. d'avoir accepté de travailler avec moi et fait preuve de beaucoup de patience à mon égard.

Je remercie M. Edmond Miresco, ing. Ph.D Directeur du programme de maîtrise en génie de la construction et France Bernard, ing. M.Sc., Directeur technique de la Ville de Verdun pour leurs recommandations lors de la présentation de ma demande.

Mes remerciements vont également à M. Bernard Bizamana, bibliothécaire pour m'avoir aidé dans mes recherches bibliographiques. Je remercie pour leur aide: Jean-Philippe Boudreault, étudiant au Doctorat en génie de la construction et aussi David Goutaland, étudiant Français au doctorat et Fernando Avendano, ing., Chargé d'application technologique et informatique.

Je remercie mes amis M. Francis Aimé Okou, Ph.D. et M. Guy Altidor pour leur encouragement et leurs conseils. Remerciements à certains membres de ma famille pour leur soutien pendant toute la durée de ces études sans passer sous silence les encouragements de mon conjoint M. Doress Eustache à terminer mes études.

COMPORTEMENT HYDRODYNAMIQUE DES BARRIÈRES RÉACTIVES IN SITU UTILISÉES POUR LA DIFFUSION PASSIVE

NARCISSE, Josianne

RÉSUMÉ

Les eaux souterraines sont consommées par une grande proportion de la population mondiale incluant le Canada et le Québec. En raison de la sollicitation des sols et des aquifères par l'activité humaine, plusieurs produits chimiques contaminent les eaux souterraines, particulièrement les produits pétroliers et les solvants. Certains peuvent être très persistants et récalcitrants à la biodégradation et présentent une menace pour la santé humaine et l'environnement. Depuis plusieurs décennies, beaucoup d'efforts ont été déployés dans la communauté scientifique en vue de trouver des techniques de décontamination efficaces. C'est ainsi que nous sommes passés des techniques conventionnelles (pompage et traitement) aux techniques passives in situ. Parmi les techniques qui ont été étudiées et mises en place, les barrières réactives perméables ont été l'une des options de traitement permettant de combler les lacunes rencontrées lors de l'application du pompage et traitement. La première étude sur le comportement hydraulique des barrières réactives, en particulier les *funnel-and-gate*, a été réalisée au milieu des années 90. Depuis, la technique s'est développée davantage et a été utilisée tant à l'échelle pilote qu'à grande échelle, plus précisément pour le traitement des solvants chlorés avec du fer zéro valent dans la zone réactive. Par ailleurs, cinq applications de barrières réactives utilisant l'oxygène comme zone réactive ont été répertoriées. Malgré cette période de développement, certains aspects du comportement hydrodynamique des barrières réactives demeurent mal compris et il n'existe aucune analyse comparative traitant des *funnel-and-gate* et des *trench-and-gate*, une variante développée afin d'améliorer le contrôle hydraulique du système.

Ce travail de recherche présente l'étude du comportement hydrodynamique des barrières réactives perméables, plus particulièrement les *funnel-and-gate* et les *trench-and-gate*, appliquées à la diffusion passive. À partir d'un modèle d'aquifère homogène et isotrope, l'étude présente une analyse comparative des *funnel-and-gate* et des *trench-and-gate*. Elle s'intéresse dans un premier temps à l'influence de la conductivité hydraulique de l'aquifère sur l'écoulement souterrain et sur la zone de captage des deux systèmes. Cette analyse n'a démontré aucun effet de ce paramètre sur l'écoulement souterrain dans les deux systèmes autre qu'une augmentation de la zone de captage dans un exemple d'aquifère peu perméable. L'effet est plus prononcé pour le *trench-and-gate* dans lequel la zone de captage est plus grande. Dans les mêmes conditions de modélisation, le *trench-and-gate* permet un meilleur captage hydraulique que le *funnel-and-gate*. Dans un deuxième temps, l'influence de l'angle d'ouverture des entonnoirs sur la zone de captage (*funnel-and-gate* et *trench-and-gate*) a été analysée. Des trois angles d'ouverture d'entonnoir étudiés (30°, 45° et 0°), l'entonnoir de 45° a fourni la plus grande zone de captage aussi bien pour le *funnel-and-gate* que le *trench-and-gate*. Dans le cas du *trench-and-gate*, l'influence des murs imperméables sur sa performance a aussi été abordée de même que celle des tranchées de réinfiltration en aval de la porte sur la

zone de captage. Les tranchées de réinfiltration en aval de la zone réactive ont permis un drainage plus efficace de l'eau. Par contre, avec les tranchées drainantes seules et une absence de murs imperméables, l'efficacité des TAG ne peut être garantie.

En ce qui concerne l'étude de la diffusion passive de l'oxygène, un ensemble de puits et un mur perméable ont été considérés comme zone réactive. Globalement, le mur perméable, étant donné sa continuité, a produit des panaches d'oxygénation homogènes, alors que les puits ont généré une digitation du panache. Les travaux ont également permis d'étudier l'influence de la conductivité hydraulique sur le panache d'oxygénation généré en aval des deux types de zone réactive. L'étalement des panaches est proportionnel à un accroissement de la conductivité hydraulique. Les panaches produits par le *trench-and-gate* sont plus homogènes et étalés que ceux produits par le *funnel-and-gate*. L'étude de l'effet des angles d'ouverture des entonnoirs sur la zone d'oxygénation des deux systèmes a démontré une meilleure performance de l'entonnoir d'angle d'ouverture de 45° , car celui-ci a produit de plus grands panaches d'oxygénation. En ce qui concerne l'effet des tranchées de réinfiltration (*trench-and-gate*), la grande vitesse d'écoulement produite par la grande conductivité hydraulique de celles-ci a contribué davantage au développement du panache d'oxygénation. L'influence de ces mêmes paramètres a également été étudiée sur la biodégradation aérobie des BTEX. Lorsque la zone réactive est représentée par des puits dans un *funnel-and-gate*, l'hétérogénéité du panache d'oxygénation a diminué l'efficacité de la biodégradation à la porte. Ce système pourrait être amélioré par une réorganisation de la distribution des puits. Toutefois, le traitement est plus efficace avec le mur perméable comme zone réactive compte tenu de l'homogénéité des panaches d'oxygénation. Ces observations ont été les mêmes pour les deux entonnoirs d'angle d'ouverture analysés soient 45° et 0° . En ce qui a trait au *trench-and-gate*, une diminution des concentrations de BTEX arrivant à la porte a été provoquée par les tranchées drainantes, ce qui a eu pour effet de limiter le passage des BTEX à travers la porte en comparaison au *funnel-and-gate*. De plus, les tranchées de réinfiltration en aval de la porte ont permis une réduction des débordements du panache de BTEX et également une réduction de la concentration dans la porte pour les deux angles d'ouverture d'entonnoir analysés. En se basant sur les résultats obtenus, l'analyse comparative a permis d'aboutir à une meilleure performance du système de *trench-and-gate* pour les mêmes conditions de modélisation. Suite aux résultats de ce travail, comme perspective future, cette étude pourra être poursuivie par la variation d'autres paramètres influençant l'hydrodynamique des systèmes (ex. gradient) et la configuration des systèmes (ex. profondeur d'enfoncement des murs imperméables). L'étude des FAG et des TAG suspendus permettra notamment de mieux comprendre comment s'effectue le contrôle hydraulique des débordements d'eau et de contaminants sous ces systèmes.

HYDRODYNAMICS BEHAVIOR OF IN SITU REACTIVE BARRIERS USED FOR PASSIVE DIFFUSION

NARCISSE, Josianne

ABSTRACT

Groundwater is used for consumption and irrigation by a wide proportion of the world's population. Due to an increasing use of the soil and groundwater for human development, several chemical compounds find their way to the groundwater, mostly petroleum products and solvents. Some of them tend to be persistent and very recalcitrant to biodegradation and, therefore, are a concern for human health and the environment. For several years, scientists and engineers have tried to find efficient groundwater treatment technologies, the spectrum of which covers conventional techniques (e.g. pump-and-treat) and the more recent passive techniques, such as permeable reactive barriers. The first study of the hydrodynamic behavior of permeable reactive barriers, particularly the funnel-and-gate system, was performed in the middle of 1990s. This system has been used for some time at the pilot scale and large scale, mostly for the treatment of chlorinated solvents with zero-valent iron in the gate. However, five applications of this system to the treatment of dissolved hydrocarbons using aerobic biodegradation have been found. Nevertheless, some aspects of the hydrodynamic behavior of these barriers remain undocumented and there exists no comparative analysis between the funnel-and-gate system and the trench-and-gate system, a variant of the former, designed to improve the hydraulic control exerted by the system.

This work presents a study on the hydrodynamic behavior of permeable reactive barriers, namely the funnel-and-gate and the trench-and-gate systems. Using a model of a homogeneous and isotropic aquifer, a comparative analysis of the funnel-and-gate and the trench-and-gate is presented. First, the analysis shows the influence of the hydraulic conductivity of the medium on groundwater flow and the capture zone of both systems. Other than increasing the capture zone in a low-permeability aquifer, the results show no indication of a possible effect of the hydraulic conductivity on the groundwater flow in both systems. Additionally, considering the same parameters, the capture zone of the trench-and-gate system is wider than the funnel-and-gate system and, therefore, the trench-and-gate system is more effective than the funnel-and-gate in capturing groundwater. The influence of the funnel angle on the capture zone of the systems was also studied. Among the three funnel angles simulated (30° , 45° and 0°), the funnel angle of 45° produced the greatest capture zone for both systems. This study also details the influence of impermeable walls and a reinfiltration gallery on the behavior of the trench-and-gate system. Without the impermeable walls, the capture zone increased, but the system was less effective in directing the captured water towards the gate as some particles flowed underneath and through the trenches. Because of its high permeability, the reinfiltration gallery improved the drainage of the system, by rapidly directing the groundwater away from the gate and improving its downstream redistribution through the aquifer.

The passive diffusion of dissolved oxygen at the gate was also modeled for both systems using wells and a permeable wall as source of dissolved oxygen. Generally, due to its continuous nature, the permeable wall produced homogeneous dissolved oxygen plume, whereas wells produced a fingering effect in the plume, which increased its continuity. The study presents the effects of the hydraulic conductivity, the funnel angle and the reinfiltration gallery (trench-and-gate only) on the size of the dissolved oxygen plume produced by the two systems. An increase in the hydraulic conductivity of the aquifer increased size of the dissolved oxygen plume. The trench-and-gate system provides greater proportions of dissolved oxygen than the funnel-and-gate and a more homogeneous and wider plume. For both systems the funnel angle of 45° provides the greatest dissolved oxygen plume. In addition, the addition of a reinfiltration gallery showed that the large hydraulic conductivity produced a further extension of the dissolved oxygen plume. The influence of these same parameters was also studied on the aerobic biodegradation of dissolved BTEX. When wells are used for the reactive zone in a funnel-and-gate, the heterogeneity of the dissolved oxygen plume decreases the effectiveness of the biodegradation process at the gate. The use of wells could be improved by a reorganization of the well-to-well spacing. The system is more effective when the gate is represented by a permeable wall because of the homogeneity of the dissolved oxygen plume. The same observations have been made for the two funnel angles studied (i.e. 45° and 0°). Regarding the trench-and-gate, the amount of BTEX going through the gate is reduced because the concentration reaching the gate are lower than for the funnel-and-gate due to a dispersion effect created by the drainage trenches and the reinfiltration gallery. Based on the results of the comparative analysis and considering the same modeling parameters, the trench-and-gate system appears to be more effective than the funnel-and-gate. Based on the results of this work, the comparative analysis between the FAG and TAG systems could be pursued in the future by varying parameters such the hydraulic gradient or the depth of penetration of the impermeable walls. The study of hanging walls will allow a better understanding of the conditions causing underflow of groundwater and contaminants beneath the impermeable barriers.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 La contamination des eaux souterraines	1
1.2 Hydrocarbures.....	3
1.3 Organo-halogénés	4
1.4 Approches de réhabilitation des eaux souterraines contaminées basées sur un contrôle hydraulique du panache de contamination.....	5
1.5 Objectifs du travail.....	9
CHAPITRE 2 ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES FUNNEL-AND-GATE ET LES TRENCH-AND-GATE.....	12
2.1 Barrières réactives perméables	12
2.1.1 Murs continus.....	12
2.1.2 Murs entonnoirs et porte (FAG)	13
2.1.3 Théorie sur le comportement hydraulique des TAG.....	18
2.2 Technologies pouvant être utilisées comme zone réactive des barrières réactives perméables pour le traitement des BTEX.....	20
2.2.1 Barbotage	20
2.2.2 Biobarbotage	21
2.2.3 Diffusion passive	22
2.2.4 Applications	30
CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODE	32
3.1 Logiciel de modélisation.....	32
3.2 Définition du domaine d'écoulement, du maillage et des conditions initiales et aux limites du domaine	33
3.3 Propriétés fixes de l'aquifère modèle utilisé.....	36
3.4 Plan de modélisation	37
3.4.1 Phase I : Modélisation du comportement hydrodynamique des systèmes	37
3.4.2 Phase II: Modélisation du transport réactif des espèces dissoutes.....	39
3.4.2.1 Modélisation du transport de l'oxygène dissous.....	41
3.4.2.2 Modélisation de la biodégradation aérobie des BTEX	42
3.5 Traçage des particules.....	42
3.5.1 Détermination de la zone de captage des systèmes de traitement à l'aide du traçage de particules.....	43
3.5.2 Identification des zones de débordements des systèmes de traitement basés sur des murs imperméables	44
CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION	46
4.1 Modélisations de référence	46
4.1.1 Champ d'écoulement de référence.....	46

4.1.2	Panaches d'oxygénation de référence	47
4.1.2.1	Puits d'oxygénation	48
4.1.2.2	Mur perméable d'oxygénation	49
4.1.3	Système Funnel-and-gate (FAG) de référence	50
4.1.4	Système Trench-and-gate (TAG) de référence	52
4.2	Étude du comportement hydrodynamique des barrières réactives in situ (FAG et TAG)	54
4.2.1	Influence de la conductivité hydraulique de l'aquifère	54
4.2.1.1	Funnel-and-gate	54
4.2.1.2	Trench-and-gate	58
4.2.1.3	Trench-and-gate sans murs imperméables	62
4.2.2	Angle d'ouverture des murs imperméables	67
4.2.2.1	Funnel-and-gate	68
4.2.2.2	Trench-and-gate	70
4.2.2.3	Tranchées de réinfiltration	73
4.3	Modélisation du transport de l'oxygène dissous	76
4.3.1	Effet de K sur le transport de l'oxygène dissous (FAG)	76
4.3.2	Effet de K sur le transport de l'oxygène dissous (TAG)	86
4.3.3	Effet de l'angle d'ouverture de l'entonnoir sur le transport de l'oxygène dissous (FAG)	91
4.3.4	Effet de l'angle d'ouverture de l'entonnoir sur le transport de l'oxygène dissous (TAG)	96
4.3.5	Effet des tranchées de réinfiltration des TAG sur le transport de l'oxygène dissous	100
4.4	Modélisation de la biodégradation des BTEX	102
4.4.1	Funnel-and-gate	103
4.4.2	Trench-and-gate	108
CHAPITRE 5	CONCLUSION	115
ANNEXE I	TABLEAUX DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DES CONTAMINANTS ET DES PROPRIÉTÉS DU MILIEU	119
ANNEXE II	SCHEMA DE LA DIFFUSION PASSIVE (ÉMETTEUR WATERLOO)	124
ANNEXE III	SYSTÈMES DE DIFFUSION DE RÉFÉRENCE AVEC UNE RANGÉE DE PUIES ESPACÉE À DEUX ET TROIS FOIS LE DIAMÈTRE	126
ANNEXE IV	FAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 30°	129
ANNEXE V	FAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 45°	134
ANNEXE VI	FAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 0°	139

ANNEXE VII	TAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 30°	144
ANNEXE VIII	TAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 45°	149
ANNEXE IX	TAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 0°	154
ANNEXE X	BIODÉGRADATION DES BTEX À PARTIR DE FAG ET TAG AVEC DES ENTONNOIRS D'ANGLE D'OUVERTURE DE 45° ET 0°	159
BIBLIOGRAPHIE		163

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Liste des contaminants organiques (Tiré de Lemière et Coll., 2001)2
Tableau 1.2	Propriétés physiques des BTEX (Tiré de Suthersan, 1997).....4
Tableau 2.1	Type de traitement applicable à la sortie des FAG (Barker, 2005)15
Tableau 2.2	Quelques applications de FAG et murs continus réalisées au Canada (Tiré de EPA, 1999).....31
Tableau 3.1	Propriétés fixes.....37
Tableau 3.2	Paramètres utilisés dans les modèles de simulations des systèmes de traitement38
Tableau 3.3	Systèmes et paramètres considérés pour la modélisation de la biodégradation aérobie des BTEX40
Tableau 3.4	Paramètres utilisés pour le transport des espèces simulées41
Tableau A.I	Propriétés physico-chimiques des contaminants ayant une influence sur l'atténuation naturelle (Tiré de Nowak et Coll., 2003)120
Tableau A.II	Propriétés du milieu ayant une influence sur l'atténuation naturelle (Tiré de Nowak et Coll., 2003)122

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 2.1	Barrière réactive perméable en murs continus. (EPA, 1998).....13
Figure 2.2	Barrière réactive perméable en FAG. (EPA, 1998)14
Figure 2.3	Illustration de la conception d'un trench-and-gate. (Tirée de Bowles, 1997).....19
Figure 2.4	Illustration du comportement de la diffusion passive. (Tirée de Dubé, 2003)23
Figure 3.1	Dimensions et maillage des modèles pour les systèmes de traitement.....34
Figure 3.2	Configuration de cellules à concentration initiale constante.36
Figure 3.3	Illustration de la disposition des tranchées de réinfiltration.39
Figure 3.4	Illustration d'un exemple de traçage des particules.....43
Figure 3.5	Zone de captage d'un FAG avec un entonnoir d'ouverture de 45°.44
Figure 4.1	Champ d'écoulement de référence.....47
Figure 4.2	Panache d'oxygénation de référence à partir de puits pour un temps de parcours de 183 jours.....49
Figure 4.3	Panache d'oxygénation de référence à partir d'un mur perméable pour un temps de parcours de 183 jours.....50
Figure 4.4	FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.51
Figure 4.5	TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.....53
Figure 4.6	FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-3}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.55

Figure 4.7	FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-5}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules.	56
Figure 4.8	FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant le gradient de 0,005.	57
Figure 4.9	TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.	59
Figure 4.10	TAG de référence dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des tranchées drainantes de 10^{-2} m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,05.	60
Figure 4.11	TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-7}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.	61
Figure 4.12	TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-7}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,05.	62
Figure 4.13	TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s sans murs imperméables. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.	64
Figure 4.14	TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-3}$ m/s sans murs imperméables. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.	65
Figure 4.15	TAG dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-4}$ m/s sans murs imperméables. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.	66

Figure 4.16	TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-4}$ m/s sans murs imperméables incluant des tranchées de réinfiltration. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés des particules suivant un gradient de 0,005.....	67
Figure 4.17	FAG avec un entonnoir de 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.....	69
Figure 4.18	FAG avec un entonnoir de 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.....	70
Figure 4.19	TAG avec un entonnoir de 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.....	72
Figure 4.20	TAG avec un entonnoir de 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.....	73
Figure 4.21	TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s sans tranchées de réinfiltration. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules.	75
Figure 4.22	TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s incluant les tranchées de réinfiltration. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules.	76
Figure 4.23	Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits en quinconce dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-3}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	78
Figure 4.24	Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits en quinconce dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	79
Figure 4.25	Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-5}$ m/s. Intervalles entre les	

	équipotentiellles de 0,025 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	80
Figure 4.26	Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits en quinconce dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules, un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.....	81
Figure 4.27	Transport de O_2 à partir d'un mur perméable dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-3}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	83
Figure 4.28	Transport de O_2 à partir d'un mur perméable dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	84
Figure 4.29	Transport de O_2 à partir d'un mur perméable dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-5}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	85
Figure 4.30	Transport de O_2 à partir d'un mur perméable dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	86
Figure 4.31	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	88
Figure 4.32	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	89
Figure 4.33	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	90

Figure 4.34	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	91
Figure 4.35	FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	93
Figure 4.36	FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	94
Figure 4.37	FAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec deux rangées de puits dans en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	95
Figure 4.38	FAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	96
Figure 4.39	TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	97
Figure 4.40	TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	98
Figure 4.41	TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	99
Figure 4.42	TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalle entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours	

	entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	100
Figure 4.43	Effet des tranchées de réinfiltration de $K=10^{-3}$ m/s en aval de la porte d'un TAG 45° sur le transport de l'oxygène dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	102
Figure 4.44	Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	104
Figure 4.45	Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	105
Figure 4.46	Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	107
Figure 4.47	Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	108
Figure 4.48	Biodégradation des BTEX à partir d'un TAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	110
Figure 4.49	Effet des tranchées de réinfiltration sur la performance du TAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte suivant la nouvelle disposition. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	111

Figure 4.50	Biodégradation des BTEX à partir d'un TAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.....	113
Figure 4.51	Effet des tranchées de réinfiltration sur la performance du TAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.....	114
Figure A.1	Schéma de la diffusion passive d'oxygène (Waterloo Emitter™).....	125
Figure A.2	Système de diffusion de référence à partir de puits espacés à deux fois le diamètre (50 cm) dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	127
Figure A.3	Système de diffusion de référence à partir de puits espacés à trois fois le diamètre (75 cm) dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules a un temps de parcours de 183 jours.....	128
Figure A.4	FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	130
Figure A.5	FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.....	131
Figure A.6	FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.....	132
Figure A 7	FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre	

	les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	133
Figure A.8	FAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	135
Figure A.9	FAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	136
Figure A.10	FAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	137
Figure A.11	FAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	138
Figure A.12	FAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	140
Figure A.13	FAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	141
Figure A.14	FAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	142
Figure A.15	FAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches	

	des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	143
Figure A.16	TAG 30° dans un aquifère $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s et des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	145
Figure A.17	TAG 30° dans un aquifère $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s et des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	146
Figure A.18	TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	147
Figure A.19	TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	148
Figure A.20	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées de $K=10^{-2}$ m/s et des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	150
Figure A.21	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s et des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	151
Figure A.22	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	152

Figure A.23	TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	153
Figure A.24	TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s et des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	155
Figure A.25	TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.	156
Figure A.26	TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	157
Figure A.27	TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.	158
Figure A.28	Illustration de la nouvelle disposition et distribution des puits.....	160
Figure A.29	Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec des puits dans la porte (disposition et distribution modifiées). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	161
Figure A.30	Biodégradation des BTEX à partir d'un TAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec disposition et distribution de puits modifiées. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.	162

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SIGLES

BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
C.F.B.	Canadian Forces Base
COV	Composés organiques volatils
DNAPLs	Dense Non-Aqueous Phase Liquids (Liquides immiscibles denses)
EC	Environnement Canada
EPA	Environmental Protection Agency (Agence de Protection Environnementale)
FAG	Funnel-and-gate (Entonnoirs et porte)
Fe	Fer
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HAM	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HFB	Horizontal flow barriers
HRM	Hydrogen releasing material
ITRC	Interstate Technology & Regulatory Council
LDPE	Low-Density Polyethylene (Polymère de faible densité)
LNAPLs	Light Non-Aqueous Phase Liquids (Liquides immiscibles légers)
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
MTBE	Méthyl Tert-Butyl Ether
Ni	Nickel
NO ₃ ⁻	Nitrate
ORM	Oxygen releasing material
PCE	Tetrachloroethylene (Tétachloroéthylène) ou Perchloroethylene (Perchloroéthylène)
Pb	Plomb
PCB	Polychlorobiphényles
PO ₄ ³⁺	Phosphate
TAG	Trench-and-gate (Tranchées et porte)
TCE	Trichloréthylène

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

α	alpha
δ	petit delta
Δ	delta
cm/s	centimètre par seconde
cm ²	centimètre carré
cm ² /h	centimètre carré par heure
cm ² /s	centimètre carré par seconde
cm ³	centimètre cube
cm ³ /h	centimètre cube par heure
°C	degré Celsius
ε	epsilon
h	heure
K	kelvin
kPa	kilopascal
µg/L	microgramme par litre
m	mètre
mg	milligramme
mg/L	milligrammes par litres
mol.K	mole kelvin
m/s	mètre par seconde
m ³ /s	mètre cube par seconde
ppb	partie par milliard
ppm	partie par million
Pa	pascal
Pa.m ³ /mol	pascal mètre cube par mole
sin	sinus
θ	thêta

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 La contamination des eaux souterraines

Les eaux souterraines représentent 95% des 3% de la quantité approximative d'eau douce que contient la terre (LENNTECH, 1998-2005). Ainsi, elles sont une source d'eau de consommation pour un important pourcentage de la population mondiale. Au Canada, 30% de la population utilise l'eau souterraine, soit 8,9 millions de personnes. Au Québec, cette proportion est de 28 %, alors qu'au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard, elle est de 60% et 100% respectivement (Environnement Canada, 2004). Aux États-Unis, cette proportion atteint 53% (LENNTECH, 1995-2005). Par ailleurs, on constate que les cas de contamination des eaux souterraines continuent d'augmenter, en raison de la quantité de produits chimiques toxiques utilisés dans l'industrie et de l'épandage d'engrais et de pesticides dans l'agriculture.

Parmi les cas de contamination les plus connus qui ont été répertoriés au Québec, mentionnons le lagunage de déchets industriels à Ville Mercier qui a contaminé l'eau potable d'un grand nombre de personnes ainsi que la contamination des eaux souterraines de la municipalité de Shannon par du trichloroéthène. D'autres cas ont été répertoriés ailleurs au Canada, notamment à Elmira en Ontario suite aux déversements d'effluents industriels (Environnement Canada, 2004), à Vancouver et dans les provinces des Prairies où des contaminants d'origine industrielle et des pesticides, respectivement, ont été identifiés dans les eaux souterraines (Environnement Canada, 2004), ainsi qu'à Sydney en Nouvelle-Écosse où des fuites de lagunes de goudron ont contaminé non seulement les eaux souterraines, mais également les eaux de surface. Un autre cas très médiatisé fut celui de Walkerton, en Ontario, où l'élimination inadéquate de déjections animales a provoqué la mort de 7 personnes et la maladie de 2300 autres en 2000 (Crowe, *et al.*, 2004). Dans les pays où il y a beaucoup d'activités industrielles, les fuites de réservoirs d'emmagasinage de produits pétroliers ou de solvants sont les principales sources de contamination des eaux souterraines (Environnement

Canada, 2004). Les principaux contaminants retrouvés dans ces cas regroupent les hydrocarbures pétroliers, les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) (ex. benzène) et polycycliques (HAP) (ex. benzo(a)pyrène) ainsi que les organo-halogénés (ex. trichloroéthène (TCE), tétrachloroéthène (PCE)). Le Tableau 1.1 dresse une liste de la plupart des contaminants organiques couramment retrouvés dans les eaux souterraines contaminées et les regroupe par familles de produits, chacune illustrée de contaminants et de molécules types. Ces principaux contaminants seront décrits davantage dans les sections suivantes.

Tableau 1.1
Liste des contaminants organiques
(Tiré de Lemière *et al.*, 2001)

Familles de produits	Utilisation	Molécules chimiques types
Hydrocarbures pétroliers	Essence, diesel, huile à chauffage, goudron, paraffine.	-alcanes (hydrocarbures aliphatiques) -cyclanes (hydrocarbures aliphatiques cycliques) - hydrocarbures aromatiques monocycliques - hydrocarbures polycycliques
Produits organiques industriels	Base de chimie de synthèse	- hydrocarbures aliphatiques et aromatiques halogénés (chlorés, fluorés, bromés, iodés) - aromatiques monocycliques substitués (halogénés, phénolés, nitrates) ou non - aromatiques polycycliques (HAP) - composés phénoliques, phtalates, PCB, PCT, dioxines, furanes.

Source: Ce tableau est tiré de Lemière B. *et al.* Guide de méthodologie des polluants dans les sols et les nappes tableau 2, page 12.

<<http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr>>. Consulté le 09 mars 2007.

1.2 Hydrocarbures

Les hydrocarbures sont des composés organiques constitués d'atomes d'hydrogène et de carbone. La principale cause de la présence d'hydrocarbures dans les sols et les eaux souterraines est le carburant utilisé dans tous les véhicules à moteur suivi de la production, du stockage, et de la distribution de produits pétroliers de même que les solvants. La famille des hydrocarbures regroupe les produits pétroliers dont : l'essence, le diesel, le kérosène, l'huile à chauffage, etc. Les produits dérivés d'hydrocarbures sont réactifs chimiquement, volatils, toxiques, généralement plus légers que l'eau et mobiles. Certains composés qu'ils renferment peuvent se volatiliser dans la phase gazeuse du sol et se dissoudre dans la phase liquide. Ces composés sont plus faciles à enlever et peuvent généralement être biodégradés. D'autres composés vont être emprisonnés, en phase liquide, dans les pores du sol ou de l'aquifère et constitueront ainsi une source de contamination continue des eaux souterraines.

Les hydrocarbures pétroliers sont les contaminants retrouvés dans 60% des sites contaminés au Canada (Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers, 2001) et dans 80 % de ceux qui ont été répertoriés par le Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs (MDDEP) au Québec (Les Publications du Québec, 1996). Les produits pétroliers, dont l'essence et le diesel, sont principalement constitués de composés aliphatiques ainsi qu'en moindre proportion de composés aromatiques. Parmi les composés aromatiques les plus souvent rencontrés dans les eaux souterraines se retrouvent le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes, soit les BTEX. Ces composés seront traités plus en détail dans le cadre de ce travail puisqu'ils serviront de composés modèles pour évaluer le fonctionnement de la biostimulation passive in situ, sujet des travaux relatés ici.

Le composé le plus connu des HAM est le benzène (C_6H_6), puisqu'il est à la base de tous les autres. En effet, les autres composés formant les BTEX découlent toujours d'un anneau de benzène sur lequel un ou plusieurs atomes d'hydrogène ont été substitués par un groupe

fonctionnel pour donner d'autres produits comme le toluène (C_7H_8), l'éthylbenzène (C_8H_{10}) et les xylènes (C_8H_{10}).

Pour une meilleure compréhension du comportement des BTEX dans l'eau souterraine, leurs propriétés physiques sont présentées dans le Tableau 1.2. Ainsi, on constate que les BTEX sont des composés volatils, solubles avec une certaine capacité d'adsorption au sol. Cependant, le benzène se trouve à être le plus volatil et soluble des BTEX, ce qui rend sa dissémination plus facile dans le sous-sol.

Tableau 1.2
Propriétés physiques des BTEX
(Tiré de Suthersan, 1997)

Composés	Constante de Henry (Pa.m ³ /mol) (25°C)	Pression de vapeur (Pa) (25°C)	Solubilité (mg/L) (25°C)	log K _{oc}
Benzène	555	12 692	1 800	1,92
Toluène	683	2 933 (à 20°C)	490	2,06
Éthylbenzène	880	1 333 (à 25,9°C)	152	1,98
Xylène -o	542	880	213	2,11
Xylène-m	638	1 105	173	3,2
Xylène-p	638	1 168	200	2,31

1.3 Organo-halogénés

Outre les hydrocarbures pétroliers, les organo-halogénés constituent également une classe de contaminants organiques couramment retrouvés dans les eaux souterraines. Ce sont des composés organiques dont certains atomes d'hydrogène sont remplacés par un ou des atomes d'halogène (chlore, fluor, brome, iode). En phase liquide, ils sont plus denses que l'eau, très

volatils, peu solubles et réfractaires. Ils ont tendance à migrer en profondeur sous la nappe phréatique et à s'accumuler dans les dépressions du socle rocheux, voire à s'infiltrer dans les fractures de celui-ci. Parmi les organo-chlorés, le chlorure de méthyle peut être biodégradé en conditions aérobie et anaérobie au contraire du PCE et du TCE dont la dégradation est plus lente (BelgoChlor, 2004).

1.4 Approches de réhabilitation des eaux souterraines contaminées basées sur un contrôle hydraulique du panache de contamination

Plusieurs approches de réhabilitation existent pour traiter les eaux souterraines contaminées par des composés organiques tels ceux décrits précédemment. Plusieurs techniques existantes visent essentiellement à créer une zone réactive in situ qui soit suffisamment grande pour intercepter l'ensemble du panache, ce qui nécessite un apport considérable de réactif (ex. oxydant, accepteur d'électron). Parmi les techniques les plus récemment développées, les barrières réactives in situ sont les seules à permettre une optimisation de la zone de traitement in situ en exerçant un contrôle hydraulique sur le panache de contamination. La plupart des informations utilisées ici pour expliquer le concept des barrières réactives in situ ont été extraites d'Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) ITRC (2005) et de Touze *et al.* (2004).

Ces barrières sont une technique utilisée pour intercepter un panache de contamination afin de dégrader les contaminants par voie biotique ou abiotique. Elles sont généralement constituées d'un mur perméable réactif combiné à des sections imperméables permettant de dévier l'eau souterraine contaminée vers le mur réactif appelé aussi "porte". Utilisé pour traiter les contaminants en phase dissoute, c'est un système de traitement passif qui consiste à ajouter dans le mur réactif des matériaux réactifs qui dégraderont les contaminants lors du passage de l'eau souterraine. Un tel système est appelé entonnoir-et-porte ou plus couramment selon le vocable anglais "*funnel-and-gate*". Dans ce document, nous utiliserons l'acronyme FAG pour désigner ce système.

L'objectif à atteindre dans un système FAG est de pouvoir maximiser la largeur et la taille de la zone de captage du panache par la porte et le temps de séjour du contaminant dans celle-ci. Une des premières études sur les barrières réactives perméables a été réalisée par Starr et Cherry (1994) dans laquelle ces derniers ont analysé le comportement hydrodynamique des FAG. Ces auteurs ont simulé, à partir d'un modèle à deux dimensions d'un aquifère homogène et isotrope, les effets de la géométrie et de la conductivité hydraulique de la porte sur la largeur de la zone de captage, le débit dans la porte et le temps de séjour. Suivant les conclusions de cette étude, la zone de captage est proportionnelle au débit à travers la porte. L'augmentation de la largeur, de la longueur et de la conductivité hydraulique de la porte ainsi que de la largeur des entonnoirs ont pour effet d'augmenter le débit. Suite à l'étude de différentes configurations pour une longueur de mur spécifique laquelle est perpendiculaire au gradient régional, ces auteurs ont trouvé un angle d'ouverture optimal de l'entonnoir de 180° sans écarter la possibilité que d'autres configurations puissent fournir une zone de captage plus large à proximité des murs.

Suite à cette étude a eu lieu la première installation d'un FAG à l'échelle pilote en 1994, sur une base des Forces Canadiennes à Borden en Ontario tandis que la première installation industrielle a eu lieu à Sunnyvale en Californie pour le traitement de solvants chlorés (ITRC, 2005). D'après les informations recueillies dans Touze *et al.* (2004), leur application au traitement de solvants halogénés se chiffre à plus de 55% des réalisations européennes et américaines. Elles sont également utilisées pour traiter d'autres contaminants, notamment les BTEX et les métaux. Touze et coll. (2004) rapportent la réalisation d'environ une centaine de barrières réactives in situ à travers le monde. Parmi celles-ci, on retrouve 34 installations en Europe, dont 21 à l'échelle industrielle. Par ailleurs, les données de l'ITRC (2005) mentionnent 67 installations à grande échelle aux États-Unis alors qu'au Canada quatre cas ont été mentionnés, dont un seul à l'échelle pilote.

Il existe une variante du système FAG qui repose sur un ajout de tranchées drainantes derrière les murs ainsi que des tranchées de réinfiltration en aval de la porte afin de pouvoir exercer un meilleur contrôle hydraulique du système. Cette variante a été peu étudiée jusqu'à

maintenant et la documentation scientifique contient très peu de données sur son fonctionnement. Cette variante est appelée tranchées-et-porte ou "*trench-and-gate*" en anglais. L'acronyme utilisé pour désigner ce système dans le présent document sera TAG.

Le fonctionnement des FAG et des TAG repose sur un contrôle hydraulique efficace de l'entonnoir afin de diriger le panache vers la porte. Ainsi, la connaissance de la vitesse d'écoulement à travers la porte est très importante parce qu'elle définit le temps de séjour des contaminants dans ce milieu réactif, donc le temps disponible pour que le traitement visé se produise. L'intérêt d'un FAG ou d'un TAG est justement d'optimiser ce captage tout en limitant la taille du milieu réactif.

Par ailleurs, il est recommandé que les murs de l'entonnoir soient fixés dans un matériau imperméable de manière à empêcher le panache de passer en dessous (Touze *et al.*, 2004). On mentionne des profondeurs de 10 à 20 m pour la fixation de la plupart des barrières. Il est aussi possible de concevoir des systèmes non ancrés, appelés systèmes suspendus, si le panache de contamination est près de la surface ou si l'aquifère est très épais. Peu d'études existent sur la modélisation du fonctionnement hydrodynamique de tels systèmes. Les seules qui ont été répertoriées ne comportent qu'une discussion qualitative de ce type de variante.

Selon l'ITRC (2005), les matériaux réactifs utilisés pour la construction des portes sont généralement du remblai constitué de granules de fer et de sable pour traiter les solvants chlorés, un mélange de sol, de granules de fer et d'argile kaolinite pour traiter des composés tels que les composés chlorés et le tétrachlorure de carbone, etc. D'autres matériaux sont également utilisés pour promouvoir la biodégradation dont voici quelques-uns: des composés oxygénés (ORC) et hydrogénés (HRC) des sources de carbone que ce soit sous forme solide ou liquide, etc.

En ce qui concerne le contrôle de la migration du panache de contamination par la sorption directe, notons l'utilisation de matériaux réactifs tels que les résines synthétiques, les zéolites, la tourbe etc. Par contre, des études scientifiques sur la création d'une zone réactive

par des puits d'oxygénation passive dans la porte, plutôt que d'utiliser un matériau réactif poreux afin de constituer un mur perméable, n'ont pas été répertoriées. L'avantage d'une telle zone réactive est qu'elle pourrait s'étendre en aval de la porte et ainsi accroître le temps de contact entre les contaminants et le réactif. Une telle zone réactive pourrait être créée, par exemple, par une oxygénation de l'eau souterraine au droit de la porte afin de favoriser une biodégradation aérobie des contaminants qui y sont dirigés par l'entonnoir.

Les principales difficultés rapportées concernant l'efficacité des barrières réactives in situ, soit un captage incomplet des panaches et une réduction trop lente des concentrations de contaminant découleraient d'une caractérisation hydrogéologique inadéquate du milieu dans lequel ces systèmes ont été installés. Elles sont donc en partie attribuables à des écoulements préférentiels non identifiés, à l'hétérogénéité de l'aquifère et de la distribution des contaminants. De plus, ces systèmes étant passifs, ils ne peuvent subir aucune modification une fois mis en place. Il est donc primordial de comprendre leur fonctionnement hydraulique avant leur construction ainsi que la chimie et la microbiologie du procédé (ITRC, 2005).

L'ITRC (2005) mentionne particulièrement que compte tenu de la variabilité des propriétés hydrogéologiques des aquifères et ce, même dans le cas de sites homogènes, la modélisation de plusieurs valeurs de paramètres hydrogéologiques tels que le gradient hydraulique et la conductivité hydraulique est la meilleure façon d'optimiser la conception et du même coup augmenter la performance de la barrière.

À cet effet, une étude mentionne l'utilité du TAG afin de mieux contrôler, voire d'éliminer, les courts-circuits hydrauliques observés pour des FAG construits dans des aquifères hétérogènes ou de faible perméabilité (Bowles *et al.*, 2000). Les auteurs mentionnent avoir confirmé que la zone de captage obtenue avec un TAG est plus grande, horizontalement et verticalement, que celle obtenue avec un FAG de configuration identique, car les tranchées drainantes du TAG représentent des chemins préférentiels dirigés vers la porte de l'entonnoir. De plus, ils ont également avancé que le TAG fonctionne sans les murs imperméables. Toutefois, les résultats de cette étude semblent incomplets en ce qu'ils

demeurent essentiellement qualitatifs et qu'ils ne présentent pas de modélisation exhaustive du fonctionnement hydraulique des TAG ou de modélisation comparative avec des FAG.

Afin de vérifier la performance du système TAG, Bowles *et al.* (2000) l'ont expérimenté à l'échelle pilote sur un site d'unité à gaz situé à Garrington Est en Alberta où la présence de BTEX dans l'eau souterraine avait été détectée. Depuis son implantation en septembre 1995, il semblerait que le système TAG fonctionne avec succès. Touze *et al.* (2004) ont également rapporté une installation de TAG en Allemagne en 2001 mais ils ne mentionnent aucune donnée sur sa performance.

1.5 Objectifs du travail

Ce travail consiste à explorer le fonctionnement hydraulique des FAG et des TAG de manière à combler certaines lacunes identifiées dans la documentation scientifique à ce sujet. Les principales lacunes sont les suivantes :

- 1) il n'existe pas de comparaison détaillée entre les systèmes FAG et TAG permettant de conclure de manière définitive sur l'apport des TAG;
- 2) aucune modélisation du contrôle des débordements de l'eau souterraine et des contaminants en dehors des FAG et des TAG n'est disponible ce qui implique que le contrôle des paramètres hydrauliques (ex. gradient et conductivité hydrauliques) sur ces débordements sont mal connus;
- 3) l'influence des paramètres hydrauliques et de la configuration des FAG et des TAG sur le résultat d'un traitement n'a pas été expliquée de manière détaillée.

Le comportement hydraulique des FAG et des TAG sera étudié en effectuant une modélisation numérique par différence finie de cas idéalisés de chaque type de système. Il sera évalué en fonction des résultats de modélisation de l'écoulement souterrain dans ces systèmes ainsi que des résultats de modélisation d'un traitement modèle couplé à chaque système, notamment la biostimulation de la dégradation aérobie des BTEX par la création

d'une zone d'oxygénation dans la porte. Cette modélisation vise à atteindre les objectifs suivants :

- déterminer l'influence de la conductivité hydraulique et de la configuration d'un FAG et d'un TAG sur la taille de la zone de captage ainsi que sur la présence et la proportion de débordements;
- déterminer l'influence de ces paramètres sur la taille de la zone réactive (oxygénation) en aval de la porte;
- déterminer l'influence de ces paramètres sur la dégradation aérobie des BTEX;
- identifier les configurations des systèmes FAG et TAG les plus efficaces dans les conditions étudiées.

Ces résultats permettront de comprendre et comparer le comportement hydrodynamique des systèmes existants. Ils pourront également être utilisés pour poursuivre cette étude sur une analyse approfondie de ces systèmes pour le traitement d'autres contaminants.

Ce travail est regroupé en cinq chapitres :

Le chapitre I présente le problème général de la contamination des eaux souterraines, les types de contaminants qu'on y retrouve de même qu'une description générale des techniques de traitement étudiées dans ce mémoire.

Le chapitre II présente l'état des connaissances autour du comportement hydraulique des FAG et des TAG. Les techniques pouvant être utilisées dans la zone réactive seront définies en décrivant les études qui ont été faites et les projets réalisés que ce soit à l'échelle pilote et sur le terrain.

Le chapitre III présente la méthode de modélisation employée pour atteindre les objectifs visés.

Le chapitre IV décrit les résultats des simulations ainsi que leur analyse.

Finalement, le chapitre V présente la conclusion et la discussion concernant le fonctionnement hydrodynamique des FAG et des TAG. L'apport des travaux exécutés dans le cadre de ce mémoire y sera davantage souligné.

CHAPITRE 2

ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES *FUNNEL-AND-GATE* ET LES *TRENCH-AND-GATE*

2.1 Barrières réactives perméables

La barrière réactive perméable est une technologie développée en vue de pallier aux échecs rencontrés par les technologies conventionnelles comme le pompage et traitement. Elle a trouvé son application dans le nettoyage des contaminants en phase dissoute, dont, en particulier, les solvants chlorés. Ces barrières sont de deux types, soit les murs continus (Figure 2.1) et les FAG (Figure 2.2) définies dans les sections 1.1.1 et 1.1.2. Un troisième type de barrière réactive est le TAG (section 2.3.1), laquelle est une variante des FAG, a aussi été sommairement décrite dans les sections 1.1.1 et 1.1.2.

2.1.1 Murs continus

Tel que montré à la Figure 2.1, le système de barrières réactives en murs continus a pour principale caractéristique la distribution du matériau perméable sur toute la longueur du mur de façon à capter tout le panache. En général, les murs sont placés perpendiculairement à la direction de l'écoulement. Ainsi, leur largeur peut être optimisée de façon à permettre le captage du panache visé par le traitement.

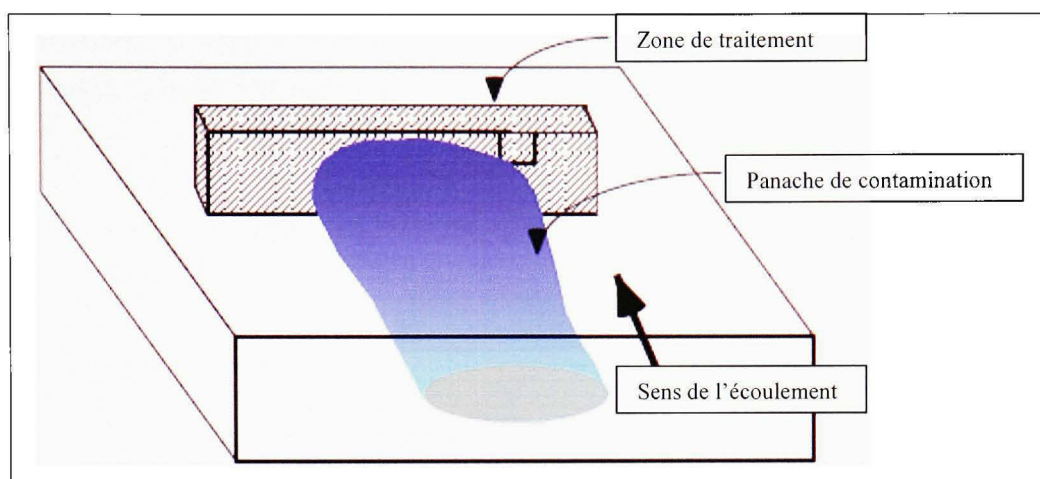


Figure 2.1 *Barrière réactive perméable en murs continus.*
(EPA, 1998)

Source : Cette figure est tirée de l'EPA. *Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation. Permeable reactive barrier design*, figure 8a page 28. <http://costperformance.org/remediation/>. Consultée le 17 janvier 2006.

On rapporte également que leur installation n'exerce aucun changement dans le régime d'écoulement de l'aquifère. En Amérique du Nord, l'utilisation des murs continus est favorisée à cause de leur facilité de mise en place et de leur solidité (Touze *et al.*, 2004).

Toutefois, sur la base d'une compilation d'expériences s'échelonnant sur une période de 10 ans, Touze *et al.* (2004) mentionnent certaines complications lors de la conception des murs continus lorsqu'il existe des chemins préférentiels. Ceux-ci se traduiraient par un temps de séjour court et une mauvaise répartition du matériau réactif à certains endroits. Pour pallier à ces difficultés, les murs sont souvent surdimensionnés et les matériaux sont surévalués lors de la conception des barrières.

2.1.2 Murs entonnoirs et porte (FAG)

Une autre configuration de barrière réactive, le FAG, consiste en des murs imperméables en forme d'entonnoir qui dirigent le panache de contamination vers un mur perméable (sections

1.1.1 et 1.1.2). La mise en place de ce système produit des changements dans le régime d'écoulement. Afin de produire ce résultat, la Figure 2.2 présente le schéma d'un FAG.

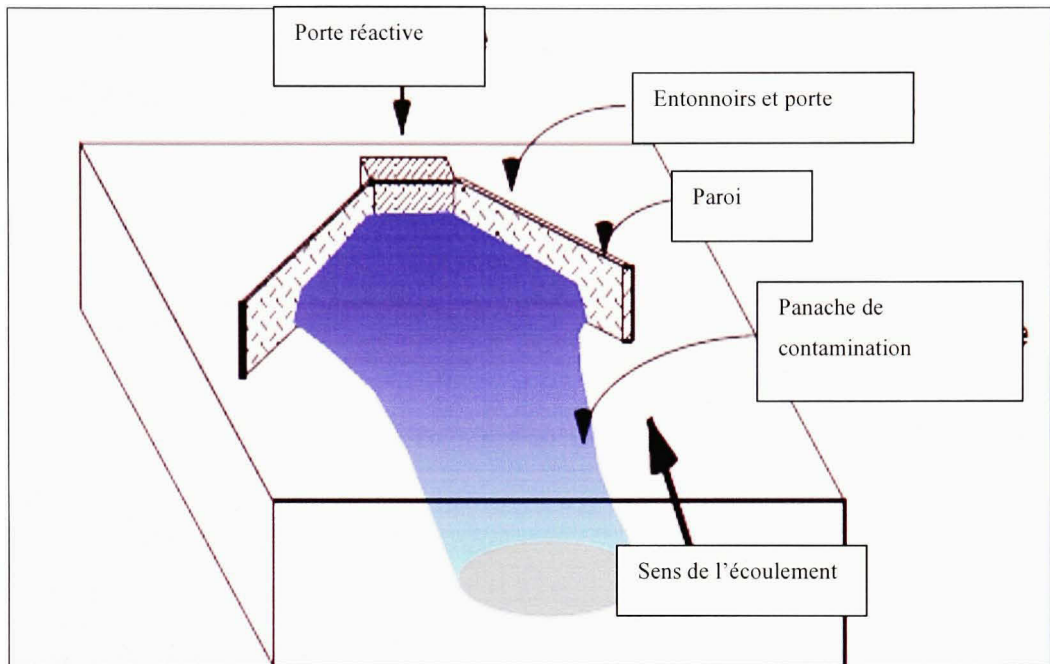


Figure 2.2 *Barrière réactive perméable en FAG.*
(EPA, 1998)

Source : Cette figure est tirée de l'EPA (septembre 1998). *Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation. Permeable reactive barrier design*, figure 8b page 28. <<http://costperformance.org/remediation/>>. Consultée le 17 janvier 2006.

La technique de traitement utilisée pour constituer une barrière réactive perméable dépend du contaminant à traiter (Tableau 2.1). La majorité des applications ont été pour le traitement des solvants chlorés par du fer zéro valent, mais au fil des années, d'autres technologies ont été expérimentées. Par exemple, pour le traitement des BTEX, notons l'utilisation du barbotage, du biobarbotage et de la diffusion passive d'oxygène dissous.

Tableau 2.1
Type de traitement applicable à la sortie des FAG
(Barker, 2005)

Contaminants traités	Technique appliquée à la sortie	État d'avancement
La plupart des métaux	Précipitation des métaux	Essais sur le terrain en cours
Phosphate	Extraction du phosphate par précipitation	Essais au laboratoire
Composés organiques hydrophobes	Sorption organique activée	Essais sur le terrain en cours
Nitrate	Dénitrification	Essais sur le terrain en cours
Composés organiques volatils et semi-volatils	Barbotage	Essais au laboratoire
Composés organiques oxydables	Biodégradation aérobie augmentée et barbotage	Essais à l'échelle pilote en cours
Composés organiques oxydables	Biodégradation aérobie augmentée et solides oxygénateurs	Essais à l'échelle pilote en cours
Composés organiques chlorés	Déchloration réductive catalysée par le fer	Sur le marché

Source : Ce tableau est tiré de Barker Jim. Groupe de travail sur la gestion des sites contaminés. *Projet pilote de traitement in-situ à la BFC Borden*.
<<http://www.ec.gc.ca>>. Consulté le 26 septembre 2005.

Les barrières réactives perméables ont la particularité d'être des systèmes de traitement passifs ayant des coûts d'opération moindres que les systèmes actifs (pompage et traitement). Par ailleurs, leur coût d'installation peut être significatif ce qui, en plus de leur mode de traitement passif, les destine plutôt à des traitements à long terme. Il est également possible

de prévoir le traitement d'une contamination multiple (mixte) en construisant une séquence de murs perméables permettant l'enlèvement sélectif de chaque contaminant.

Basé sur les informations recueillies dans l'article de Starr et Cherry (1994), le FAG peut être installé tout de suite après une source de contamination pour l'empêcher de former un panache ou en aval d'un panache de contamination en vue de freiner sa migration. De plus, celui-ci peut être construit soit dans toute la profondeur de l'aquifère s'il s'agit d'un liquide immiscible dense (DNAPL) ou dans la partie supérieure dans le cas d'un liquide immiscible léger (LNAPL). Le traitement dans la porte est fonction du type de contaminant visé par le traitement. Selon les auteurs, lorsque confronté au choix d'un FAG, les facteurs importants devant faire l'objet d'évaluation sont: l'installation du système afin de permettre l'écoulement de toute l'eau contaminée à travers la porte, un temps de séjour dans la porte suffisamment long afin que l'objectif de nettoyage puisse être atteint ainsi qu'une minimisation du nombre de parois et de réacteurs de façon à minimiser les coûts. Un modèle de transport et d'écoulement permet l'analyse de différentes configurations.

Dans l'analyse du comportement hydrodynamique des FAG présentée par Starr et Cherry (1994), un travail de modélisation a été réalisé avec un aquifère homogène et isotrope auquel les auteurs ont attribué les propriétés hydrodynamiques de l'aquifère de Borden en Ontario, soit une conductivité hydraulique (K) de 10^{-2} cm/s et un gradient hydraulique de 0,005. De plus, les murs imperméables modélisés avaient des parois de 1 m d'épaisseur et une conductivité hydraulique de 10^{-6} cm/s (c.-à-d. relativement imperméable par rapport à l'aquifère). Le matériau constituant la zone réactive avait une conductivité hydraulique (K) de 10^{-1} cm/s. Tous les matériaux avaient une porosité de 0,33. Les auteurs ont d'abord simulé l'effet de l'installation d'une porte de dimensions de 1 m par 1 m sans la présence des murs-entonnoirs. Les résultats ont montré une zone de captage dépassant à peine la largeur de la porte. Cependant, l'ajout des murs-entonnoirs s'est traduit par une augmentation de la vitesse d'écoulement dans la porte et une zone de captage plus large.

Les concepts de FAG analysés par Starr et Cherry (1994) avaient des largeurs de 7 m, 21 m et 61 m en considérant un angle d'ouverture de l'entonnoir de 180° . Les auteurs ont constaté une grande influence de la largeur des entonnoirs sur le système, car le débit à travers la porte augmente avec celle-ci ainsi que la zone de captage. Lorsque des entonnoirs de 21 m de largeur sont analysés avec des portes de 1 m, 3 m et 9 m de largeur, le débit à travers la zone d'écoulement et la zone de captage augmentent avec la largeur de la porte. Par ailleurs, pour cette même largeur d'entonnoir et ce, avec une conductivité hydraulique de 0,10 à 100 fois celle de l'aquifère, le taux d'écoulement dans la porte augmente avec l'augmentation de la conductivité hydraulique. Toutefois, Starr et Cherry (1994) ont rapporté une faible augmentation pour une conductivité hydraulique 10 fois plus grande que celle de l'aquifère.

Afin de dégager l'effet de l'angle d'ouverture des entonnoirs et de la direction du gradient sur la vitesse d'écoulement vers la porte, les auteurs ont simulé des entonnoirs avec une longueur de paroi constante de 10 m de chaque côté de la porte. Peu importe la direction du gradient, l'écoulement est maximal à un angle de 180° . Cependant, pour des angles de 53° , 90° , 127° les résultats montrent que la vitesse d'écoulement maximal est atteinte lorsque les entonnoirs sont perpendiculaires au gradient.

D'après Starr et Cherry (1994), la largeur d'un entonnoir avec un angle d'ouverture (θ) et une longueur de paroi L_P est calculée par la formule suivante:

$$Larg eur_{paroi} = Larg eur_{porte} + 2Longueur_{paroi} \sin\left(\frac{\theta}{2}\right) \quad (2.1)$$

Pour une longueur de mur constante, la largeur de l'entonnoir est maximale lorsque $\theta = 180^\circ$ et elle diminue au fur et à mesure que l'angle s'éloigne de 180° . Lorsque perpendiculaire au gradient, la largeur de l'entonnoir est calculée comme suit:

$$Larg eur_{paroi} = Larg eur_{paroi} \sin(\theta) \quad (2.2)$$

Comme autres facteurs pouvant influencer la zone de captage, Starr et Cherry (1994) mentionnent des fluctuations dans les directions d'écoulement de l'eau souterraine. Dans ce cas, ils recommandent de considérer plusieurs directions lors de la conception du FAG. Du

point de vue pratique, Touze *et al.* (2004) mentionnent que l'un des avantages du FAG est que sa géométrie permet de l'adapter aux conditions du site nécessitant son utilisation. Par contre, ceci nécessite une maîtrise du régime d'écoulement afin d'éviter la déviation du panache à l'extérieur de la zone de traitement. De plus, le fait que le matériau réactif soit placé dans la porte permet d'optimiser ce dernier, tant en termes de quantité de matériau utilisé qu'en termes d'entretien.

2.1.3 Théorie sur le comportement hydraulique des TAG

Le TAG, une variante du FAG ayant été décrite aux sections 1.1.1 et 1.1.2 représenté par la Figure 2.3, a été étudié par Bowles *et al.* (2000). Selon les informations recueillies dans l'article de Bowles *et al.* (2000), le concept du TAG comme méthode in situ fut originellement destiné au traitement de l'eau souterraine contaminée par la présence d'hydrocarbures dans les sédiments glaciaires de faible conductivité hydraulique. Les tranchées sont excavées derrière les murs imperméables constituant l'entonnoir. Ces tranchées sont remplies de granulats de grande perméabilité ayant pour but de drainer l'eau vers la porte.

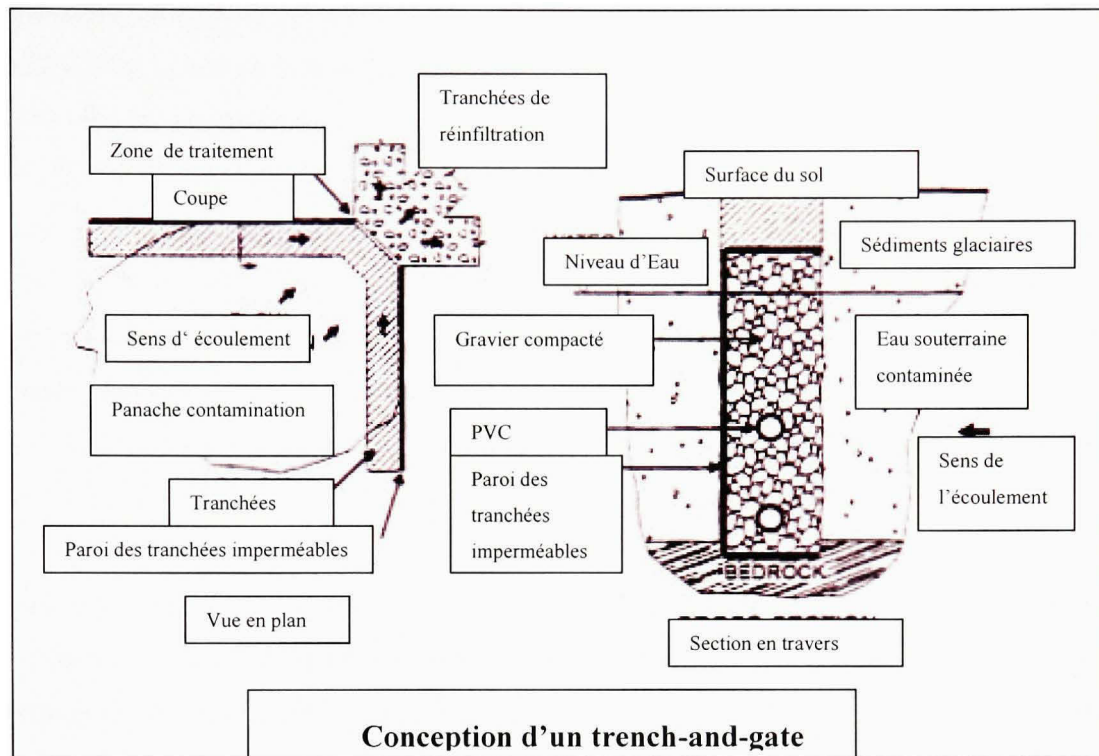


Figure 2.3 *Illustration de la conception d'un trench-and-gate.*
(Tirée de Bowles, 1997)

En ce qui concerne l'angle d'ouverture de l'entonnoir, les auteurs mentionnent qu'il est fonction des critères spécifiques du site. Ces critères incluraient le gradient hydraulique horizontal, le contraste entre la perméabilité des tranchées et celle de l'aquifère avoisinant, de même que leur orientation et leur installation par rapport à la direction de l'écoulement. Dans le concept du TAG, après le passage de l'eau souterraine contaminée dans la porte, celle-ci est retournée vers le till à travers des tranchées de réinfiltration conçues pour maximiser la surface de contact de celui-ci. Cette grande surface de contact a pour but de faciliter la réinfiltration de l'eau souterraine dans l'éventualité d'incompatibilité pouvant résulter de la précipitation de minéraux et de la réduction de la porosité. Sur le plan hydraulique et hydrochimique, le suivi peut être exercé par l'installation de puits en amont, en aval et le long des tranchées afin de mesurer les hauteurs de charges hydrauliques dues à l'interception de l'eau par le système.

Bowles *et al.* (2000) ont modélisé le comportement d'un TAG à partir des caractéristiques spécifiques au site de Garrington en Alberta. Les données utilisées pour la construction de la porte ont été les suivantes: un gradient hydraulique de 0,0035, une conductivité hydraulique (K) de 6×10^{-5} m/s et un débit (Q) de $5,2 \times 10^{-4}$ m³/s. Un nombre total de trois portes d'un diamètre de 1,8 m et d'une hauteur de 6 m ont été utilisées. Compte tenu des limitations du site, un angle d'ouverture de 90° a été considéré pour les murs. Les paramètres de modélisation ont été les suivants: une conductivité hydraulique $K = 1 \times 10^{-7}$ m/s assignée à la couche supérieure de l'aquifère non confiné représentant le till glaciaire, $K = 5 \times 10^{-9}$ m/s au substratum rocheux et une conductivité hydraulique de $K = 3 \times 10^{-4}$ m/s pour les granulats des tranchées drainantes et des tranchées de réinfiltration.

Suite à la modélisation hydraulique du système, les résultats ont démontré que les tranchées drainantes derrière les murs imperméables permettent un meilleur contrôle hydraulique de l'entonnoir comparativement aux FAG dans la mesure où celles-ci agrandissent la zone de captage de l'entonnoir. Basé sur leur expérience en Alberta, Bowles *et al.* (2000) ont mentionné le bon fonctionnement du système tout en soulignant le fait qu'il soit influencé en certains endroits par la forte perméabilité naturelle du sol.

2.2 Technologies pouvant être utilisées comme zone réactive des barrières réactives perméables pour le traitement des BTEX.

2.2.1 Barbotage

Ce procédé consiste en l'injection d'air dans l'eau souterraine contaminée pour enlever les contaminants par volatilisation. Pour extraire les composés organiques volatils (COV), le système doit être utilisé de concert avec un système d'extraction de vapeur. La volatilité du contaminant dépend de sa pression de vapeur, laquelle est déterminante dans la manière dont le contaminant va s'évaporer soit de la phase solide ou de la phase liquide dans l'air. Un autre paramètre contrôlant le barbotage est la constante de Henry qui établit la relation entre la pression partielle du composé dans l'air et sa concentration dans l'eau. Selon Nyer (1992),

plus cette constante est élevée, plus le composé est volatil, ce qui facilite son enlèvement de l'eau.

Cette technique est utilisée depuis au moins deux décennies et elle est applicable aux sols perméables et homogènes. Suthersan (1997) définit l'enlèvement des contaminants en deux étapes. Il s'agit d'abord du transfert à l'état gazeux des composés volatils dissous, ensuite de la volatilisation des contaminants adsorbés et emprisonnés dans la frange capillaire. Le barbotage possède l'avantage d'être connu et rapide. Selon l'EPA (2003), les équipements requis pour sa mise en place sont disponibles et faciles d'installation. On rapporte son faible coût par rapport au pompage et traitement en raison de l'élimination de l'étape du traitement de grands volumes d'eau en surface.

En revanche, selon l'EPA (2003), le barbotage est peu efficace pour les sols non homogènes parce que l'air injecté peut se déplacer à l'extérieur de la zone d'extraction à cause de la résistance d'écoulement à travers les petits pores. Également, son efficacité à traiter les sols peu perméables est moindre à cause de l'emprisonnement d'une partie de l'air injecté dans la couche peu perméable.

2.2.2 Biobarbotage

Au contraire du barbotage, le biobarbotage utilise les micro-organismes déjà en place pour dégrader les contaminants organiques dans la zone saturée. De l'air ou de l'oxygène est injecté pour favoriser la croissance des micro-organismes du milieu. L'ajout des nutriments peut également être envisagé dépendamment du milieu. Cette technique est utilisée pour diminuer les concentrations des composés organiques dissous dans l'eau souterraine, adsorbés sur la phase solide du sol et emprisonnés dans la frange capillaire. Par ailleurs, la présence de COVs nécessitera son utilisation de concert avec un système d'extraction de vapeur. Il peut être combiné également avec d'autres techniques dont la bioventilation pour le nettoyage des contaminants dans la zone non saturée (EPA, 2006).

Le biobarbotage s'applique uniquement dans les environnements appropriés au barbotage (c'est-à-dire sols perméables et homogènes, aquifère libre, en dehors d'hydrocarbures en phase flottante, loin des sous-surfaces confinées). Par ailleurs, compte tenu des faibles taux d'injection, le besoin de captage des vapeurs et leur traitement est réduit. Par contre, certaines interactions complexes entre les processus chimiques, physiques et biologiques, lesquels sont résumés dans les tableaux tirés de Nowak *et al.* (2003) présentés à l'annexe I, ne sont pas bien maîtrisées. Finalement, Kuo (1999) rapporte une efficacité de transfert de l'oxygène dans l'eau souterraine d'environ 2% en raison du faible taux de dissolution de l'oxygène dans l'eau souterraine. Même en sursaturant l'eau, la concentration rapportée ne dépassera pas 9 mg/L à 20°C. L'écoulement dans la zone de barbotage se trouve à être réduit à cause de l'air emprisonné dans le milieu, ce qui peut limiter l'utilisation des techniques de biobarbotage dans un système de barrière réactive (Wilson et Mackay, 2001).

2.2.3 Diffusion passive

La diffusion passive est un concept dont l'application au traitement des eaux souterraines contaminées a été peu rapportée dans la communauté scientifique. Les principes de la diffusion passive de solutés et de gaz à travers des membranes polymériques ainsi que son application au traitement des eaux souterraines contaminées ont été présentés par Wilson et Mackay (1993, 1995, 2002). Ces auteurs ont étudié la diffusion passive d'oxygène à travers la paroi d'un tube de plastique (polymère). À l'aide d'un émetteur plongé dans un puits dans l'eau (exemple : émetteur Waterloo placé à l'annexe II), la lumière du tube est pressurisée à l'oxygène pur. La diffusion du gaz dans le tube se fait à travers la paroi du tube. La distribution du gaz dans l'aquifère se produit au contact de l'eau souterraine s'écoulant au contact de l'émetteur plongé dans le puits.

La diffusion passive découle d'un flux moléculaire qui se produit dans le sens d'une diminution du potentiel chimique, phénomène pouvant se produire dans n'importe quel milieu permettant un flux de molécules et dans lequel un gradient chimique est établi. Ce

concept qui est exprimé par les lois de Fick retrouvées aux équations (2.3) et (2.4) peut être représenté schématiquement par la Figure 2.3.

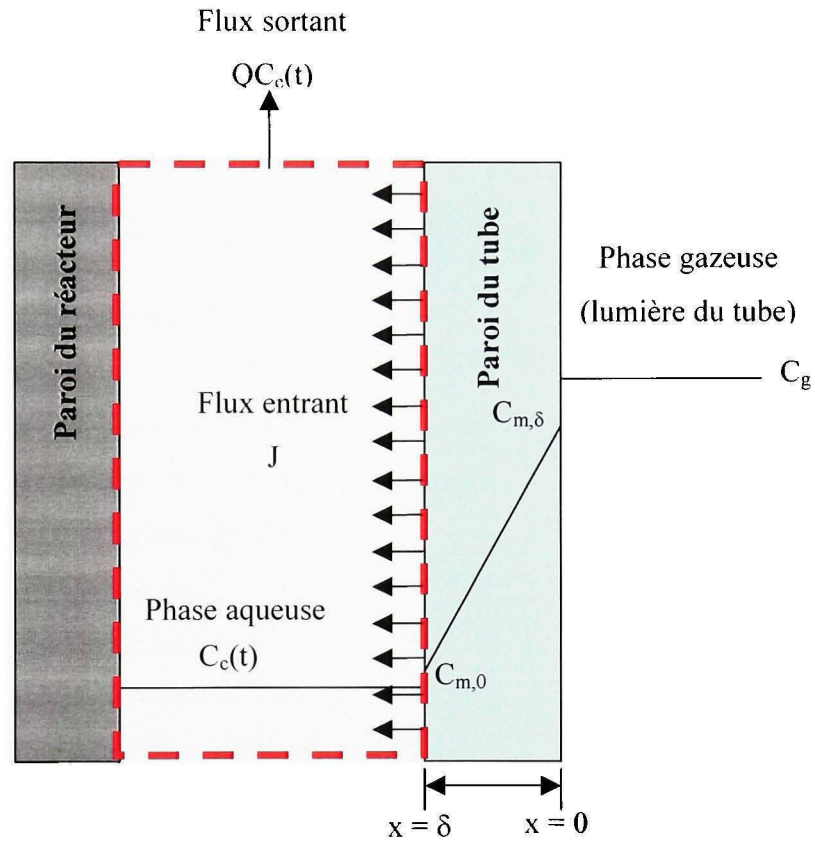


Figure 2.4 *Illustration du comportement de la diffusion passive.
(Tirée de Dubé, 2003)*

La deuxième loi de Fick représente le taux de transfert de molécules à travers la paroi du tube.

$$\frac{\partial C_t}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_t}{\partial x^2} \quad (2.3)$$

Les conditions initiales sont: $C_i(x,0) = 0$ et les conditions limites: $C_i(0,t) = C_i$ (pour un soluté), $C_i(0,t) = C_g = \frac{P_p}{RT}$ (pour un gaz) et $C_i(\delta,t) = C_c(t)$. Le bilan massique à l'intérieur du réacteur est déterminé par :

$$V_c \frac{\partial C_i}{\partial t} = -AD \frac{\partial C_i}{\partial x} \Big|_{x=\delta} - QC_c \quad (2.4)$$

L'expression $D \frac{\partial C_i}{\partial x}$ de l'équation précédente représente la première loi de Fick décrivant le flux de molécules à travers la paroi du tube :

Où: t = temps (h)

$\delta = L$ = épaisseur de paroi du tube (cm^2)

x = distance de l'intérieur à l'extérieur du tube (cm)

D = coefficient de diffusion (cm^2/h)

V_c = volume du réacteur (cm^3)

A = aire superficielle du tube (cm^2)

Q = débit d'eau dans le réacteur (cm^3/h)

C_i = concentration dans la paroi du tube (mg/L)

C_c = concentration dans le réacteur (mg/L)

C_i = concentration initiale du soluté à l'intérieur du tube (mg/L)

C_g = concentration du gaz à l'intérieur du tube (mg/L)

R = constante des gaz parfaits ($8,3145 \text{ m}^3/\text{mol.K}$)

P_p = pression partielle du gaz à l'intérieur du tube (Pa)

T = température (K).

Wilson et Mackay (1995) ont proposé les transformées de Laplace comme technique de résolution des équations (2.3) et (2.4) qui permettra d'aboutir à la solution analytique représentée par l'équation (2.5):

$$\bar{C}_c = \frac{-2 \left(\frac{AD}{V_c} \right) \sqrt{\frac{p}{D}} \left(\frac{C_i}{p} \right)}{p \left[\exp \left(-\sqrt{\frac{p}{D}} L \right) - \exp \left(\sqrt{\frac{p}{D}} L \right) \right] - \left(\frac{AD}{V_c} \right) \sqrt{\frac{p}{D}} \left[\exp \left(-\sqrt{\frac{p}{D}} L \right) + \exp \left(\sqrt{\frac{p}{D}} L \right) \right] + \left(\frac{Q}{V_c} \right) \exp \left(-\sqrt{\frac{p}{D}} L \right) - \left(\frac{Q}{V_c} \right) \exp \left(\sqrt{\frac{p}{D}} L \right)} \quad (2.5)$$

où p = temps dans l'espace de Laplace

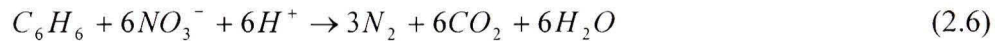
Cette équation doit être inversée numériquement suivant la méthode décrite par Hoog *et al.* (1982) cité dans Wilson et Mackay (1995) afin d'obtenir la concentration en fonction du temps. Cette concentration à l'équilibre dépend d'une seule constante, le coefficient de diffusion (D) et de quatre autres variables (δ , V_c , A , Q) lesquelles sont déjà définies précédemment. Selon Wilson et Mackay (2002), en se basant sur la solution analytique de l'équation (2.5), la concentration observée dans le réacteur doit avoir l'allure d'une courbe sinusoïdale.

Ce concept peut être mis en pratique à l'aide d'un émetteur constitué d'un tube polymérique (ex : silicone, LDPE) enroulé sur un support vertical (exemple : émetteur Waterloo présenté à l'annexe II). Ce type d'émetteur est plongé dans un puits vertical. L'utilisation d'une série de tels puits produit alors une zone réactive pouvant, si elle est dimensionnée correctement, intercepter l'ensemble d'un panache de contamination. Cette technique a été principalement utilisée pour le transfert d'oxygène dissous dans l'eau souterraine afin de favoriser une biodégradation aérobie d'hydrocarbures dissous. L'émetteur Waterloo a été utilisé dans plusieurs applications à l'échelle pilote. À titre d'exemple, il a été utilisé pour le traitement du MTBE en présence d'oxygène dissous sur le site de la base aérienne de Vandenburg située à Lompoc en Californie (Wilson *et al.*, 2002) cité dans ITRC (2005).

Wilson et Mackay (2002) ont proposé l'utilisation des émetteurs polymériques comme systèmes de traitement avec les barrières réactives perméables. Par exemple, dans le cas d'un FAG, la diffusion passive s'effectuerait à partir de puits, placés dans des émetteurs installés dans la porte (zone de traitement). En revanche, l'espacement requis entre les puits doit être optimisé afin que l'ensemble du panache soit capté par ceux-ci. D'après Wilson *et al.* (1997), une limite théorique minimale s'applique à des puits disposés sur une seule rangée côte à

côte. Leur espacement est lié à des considérations pratiques telles: la profondeur de l'installation, le diamètre des puits et l'expérience de l'installateur. En revanche, l'espacement approprié serait de deux fois ou plus le diamètre des puits. Selon les auteurs, le captage d'un panache à partir d'une seule rangée de puits est irréalisable mais le résultat est possible en disposant les puits en quinconce sur deux rangées. Wilson *et al.* (1997) ont présenté deux façons d'effectuer le traitement du contaminant à partir de deux rangées de puits en quinconce. Deux exemples de dégradation du benzène ont été étudiés avec comme amendements utilisés le nitrate et l'oxygène.

Dans l'exemple avec le nitrate, l'équation stoïchiométrique est représentée par l'équation suivante:



Pour ce qui est des amendements, les auteurs considèrent un traitement complet si et seulement si le flux d'amendement fourni est supérieur ou égal au flux de la demande du panache. La quantification de cette équation s'effectue comme suit:

$$f \geq \frac{D}{S} \quad (2.7)$$

Où: f = fraction d'épaisseur du panache circulant dans les puits

D = demande de la concentration en amendement

S = concentration en amendement fournie

L'équation (2.7) peut être aussi exprimée ainsi:

$$f = \frac{\varepsilon}{\Delta w} \quad (2.8)$$

Où: ε = largeur absolue du panache s'écoulant dans un puits

Δw = espacement entre les puits

À partir d'un calcul stoïchiométrique (équation 2.6), les auteurs ont supposé dans les calculs 5 mg de nitrate par mg total de benzène:

$$D = 5C_{BTEX} \quad (2.9)$$

Ensuite, ils ont supposé que l'espacement Δw entre les puits qui permettra de rencontrer le flux des nutriments peut être dérivé par les équations (2.7) et (2.8). Si le nitrate est distribué à une fois la demande du panache, l'équation est la suivante:

$$\Delta w = \frac{5C_{BTEX} \cdot \varepsilon}{5C_{BTEX}} = \varepsilon \quad (2.10)$$

Par contre, si le nitrate est distribué à deux fois la demande du panache, l'espacement maximal entre les puits est défini par l'équation suivante:

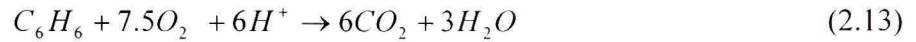
$$\Delta w = \frac{(5C_{BTEX} + 5C_{BTEX}) \cdot \varepsilon}{5C_{BTEX}} = 2\varepsilon \quad (2.11)$$

Selon les auteurs, l'augmentation du flux fourni dans ce cas, permet d'avoir un espacement entre les puits plus grand, ce qui signifierait qu'un captage de 50% du panache par l'ensemble des puits pourrait être suffisant et ce, en considérant que l'espacement est indépendant de la concentration du panache. Par ailleurs, il existe une contrainte dans la distribution du nitrate laquelle est régie par la concentration en eau potable (45 mg/L). Si la concentration de la demande est contrainte par celle de l'eau potable, l'espacement est défini par l'équation suivante:

$$\Delta w = \frac{(45 + 5C_{BTEX}) \cdot (\varepsilon)}{5C_{BTEX}} \quad (2.12)$$

Dans ce cas, l'espacement entre les puits dépendrait de la concentration du panache de BTEX et de celle du puits de captage. Wilson *et al.* (1997), présentent des résultats montrant l'espacement requis pour une rangée de puits de 20 cm de diamètre avec les conditions des équations 2.11 et 2.12. Selon eux, les résultats ont clairement démontré que pour une concentration totale de BTEX supérieure à quelques mg/L; les puits doivent être installés de manière très rapprochée afin de pouvoir rencontrer le flux requis. Ceci est valable, que s'il n'existe aucune contrainte. Toutefois, il existe une limite théorique à l'espacement entre les puits. Celle-ci fut expliquée précédemment.

Par ailleurs, dans l'exemple avec l'oxygène, l'équation stoïchiométrique de la dégradation du benzène en condition aérobie est la suivante:



À partir d'un calcul stoïchiométrique (équation 2.13), Wilson *et al.* (1997) ont estimé une quantité approximative de 3 mg/L d'oxygène pour chaque mg de benzène. Dans ce cas, la demande en oxygène par unité de volume de concentration du panache de BTEX C_{BTEX} peut être exprimée comme suit:

$$D = 3C_{BTEX} \quad (2.14)$$

Les auteurs ont évalué deux cas extrêmes. D'abord, lorsque l'oxygène est distribué à l'état de solubilité sans qu'aucune demande ne soit exercée dans les puits; l'espacement entre les puits est fonction de la concentration en BTEX. Cette concentration est définie comme suit:

$$\Delta w = \frac{45(\varepsilon)}{3C_{BTEX}} \quad (2.15)$$

Ensuite, lorsque l'oxygène est à l'état soluble dans l'eau souterraine dans les puits, assez d'oxygène doit être circulé rapidement dans les puits afin de le dépasser, ce qui permettra de satisfaire immédiatement toute la demande en oxygène circulant à travers les puits. L'équation est dans ce cas représenté par:

$$\Delta w = \frac{(45 + 3C_{BTEX})(\varepsilon)}{3C_{BTEX}} \quad (2.16)$$

Selon les résultats obtenus par les auteurs, pour des concentrations totales de BTEX proches de 10 mg/L; des puits de 20 cm de diamètre espacés de 1 m seraient suffisants pour parvenir à un traitement complet. Ils ont supposé que la demande en oxygène captée était satisfaite dans les puits et que l'excès d'oxygène était distribué à partir des puits à l'état de solubilité. Cependant, si la demande en oxygène captée n'est pas atteinte immédiatement dans les puits, Wilson *et al.* (1997) proposent des puits plus rapprochés suivant un espacement de l'ordre de 0,5 m.

Afin de valider les résultats de leurs hypothèses, Wilson *et al.* (1997) ont utilisé un modèle en 2-D pour simuler un panache de BTEX dans un aquifère homogène sur un site situé en Ontario. Dans leur exemple, le nitrate est utilisé comme amendement. Les propriétés assignées à l'aquifère ont été les suivantes: une conductivité hydraulique (K) de $9,75 \times 10^{-5}$ m/s, un gradient hydraulique de 0,0043, une porosité de 0,35 et une conductivité hydraulique des puits 100 fois supérieure à celle de l'aquifère d'une valeur de $9,75 \times 10^{-2}$ m/s. La distribution du nitrate a été effectuée à travers des émetteurs placés dans les puits. Dans les conditions étudiées, l'analyse suggère un espacement de 1,2 m pour une bonne dispersion du nitrate en aval des puits de même qu'une concentration relative devant être égale à 0,33 ou plus suivant les contours du nitrate. Basé sur les résultats des simulations à 75 jours, lorsque les puits sont placés sur une seule rangée, la distribution de l'amendement en aval des puits ne s'est pas effectuée adéquatement pour permettre un traitement complet. Selon les auteurs, la seule façon d'obtenir une amélioration du degré de coalescence entre les contours du nitrate consistait en la réduction de l'espacement entre les puits. Suite à cette modification, il leur a été possible d'aboutir à un traitement complet en réduisant l'espacement entre les puits à 0,80 m.

La conclusion de l'étude a démontré que l'amendement s'est distribué en quantité suffisante, quantité qui a permis de rencontrer la demande du panache. Selon Wilson *et al.* (1997), pour atteindre un traitement efficace lorsque les puits sont placés en quinconce, la dispersion demeure la contrainte primaire devant être satisfaite. Ainsi, ils ont placé deux rangées de puits en quinconce dont la première est espacée de 1 m sur la première rangée et de 0,50 m sur la deuxième rangée. Les résultats de la simulation à 75 jours ont montré des contours de nitrate d'une concentration relative égale à 0,70 sur une distance de plusieurs mètres en aval des puits. Ce changement a donné comme résultat, un traitement complet du panache.

Wilson *et al.* (1997) ont rapporté un autre paramètre pouvant influencer la distribution en aval des puits. Il s'agit de la dispersivité transversale. Une fois la dispersion en aval des puits est initialisée, la dispersivité transversale est l'autre mécanisme qui contribue à la dispersion de l'amendement. Les auteurs ont effectué une analyse de sensibilité en considérant une

dispersivité longitudinale constante $\alpha_L = 0,005$ et des valeurs de dispersivité transversale (α_T) variant de 0 à 0,005. En se basant sur les résultats de l'analyse, les auteurs ont rapporté qu'une dispersivité transversale d'une valeur de 0,0025 a eu pour effet de diminuer la dispersion en aval des puits lorsque placés sur une seule rangée. Aussi, Wilson *et al.* (1997) ont suggéré d'avoir une bonne connaissance de l'estimation de ce paramètre lors de l'étude d'un site. Ils ont proposé de le négliger dans les modélisations et d'espacer les puits efficacement compte tenu de la difficulté d'évaluation de sa valeur.

2.2.4 Applications

Le Tableau 2.2 présente quelques applications de barrières réactives perméables réalisées au Canada. Selon l'ITRC (2005), 200 applications de barrières réactives perméables ont été réalisées à travers le monde, dont 120 ont été conçues pour le traitement des solvants chlorés (72 applications à grande échelle). On dénombre peu d'applications de barrières pour la biostimulation in situ, aussi appelées bio-barrières (ITRC, 2005). Par exemple, seulement cinq barrières pour le traitement des BTEX et du MTBE sont répertoriées (ITRC, 2005). La même source mentionne notamment que les bio-barrières sont un bon choix pour le traitement des composés récalcitrants tels que le MTBE. Elle a également rapporté que sur le site de Port Hueneme (Californie), l'utilisation d'une bio-barrière par diffusion passive avec l'émetteur Waterloo a permis une réduction de la concentration en MTBE d'au moins deux ordres de grandeur, soit de 400 µg/L en amont de la barrière à moins de 5 µg/L en aval hydraulique de la barrière. De plus, ITRC (2005) mentionne que la clé du succès de la bio-barrière sur le site de Port Hueneme est due en partie à la présence des micro-organismes capables de dégrader le MTBE.

Tableau 2.2
Quelques applications de FAG et murs continus réalisées au Canada
(Tiré de EPA, 1999)

Localisation	Type de contaminants	Année	Échelle	Type de construction	Matériaux réactifs
Aquifère de Borden en Ontario	TCE, PCE	1991	Pilote	Tranchée continue	Fe ⁰
Mine de nickel en Ontario	Ni, Fe, sulfate	Août 1995	Grande	Remblai-déblai	Carbone organique
Garrington Est en Alberta	BTEX	Sept. 1995	Pilote	TAG	Oxygène
École publique de Langton Ontario	PO ₄ ³⁺ , NO ₃ ⁻	Août 1993	Pilote	FAG	Oxydes de fer et de calcium. Calcaire à haute teneur en calcium et carbone organique

Source : Les informations contenues dans ce tableau sont tirées de l'EPA. *Field applications of in situ technologies remediation: Permeable reactive barriers*.
< <http://www.drycleancoalition.org/field-prb.pdf>>. Consulté le 09 avril 2007.

Une seule application de TAG est répertoriée (Tableau 2.2). Depuis 2000, aucun article de la communauté scientifique n'en a fait mention. La performance à long terme des TAG reste encore inconnue.

CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Afin de répondre aux objectifs énoncés précédemment, une démarche de modélisation en deux phases principales a été formulée. La phase I a servi à étudier le comportement hydrodynamique des FAG et des TAG, alors que la phase II a servi à étudier l'influence des paramètres hydrauliques et de la géométrie du système sur le traitement des BTEX dissous par la biostimulation aérobie; laquelle est le résultat de la diffusion passive de l'oxygène dissous dans les puits. Ces deux phases sont décrites plus en détail ci-dessous. Toutefois, il est d'abord nécessaire de mentionner certaines informations générales propres à l'ensemble des modélisations réalisées.

3.1 Logiciel de modélisation

Le logiciel Visual Modflow Pro. 3.0 a été utilisé pour réaliser les différentes modélisations prévues aux sections 3.4.1 et 3.4.2. Les propriétés de l'aquifère modèle qui servira à la réalisation des dits modèles se retrouvent au tableau 3.1. Ce logiciel permet une approximation numérique de l'équation de Laplace (écoulement souterrain en régime permanent) ou de diffusion (écoulement souterrain en régime transitoire) par la méthode des différences finies. Il permet également de simuler le transport d'espèces chimiques dissoutes ainsi que certaines réactions impliquant ces espèces. Les moteurs de résolution numériques utilisés ont été Modflow2000 pour la modélisation de l'écoulement souterrain, MT3DMS pour la modélisation du transport de l'oxygène dissous et RT3D250 pour la modélisation de la dégradation aérobie instantanée des BTEX. Le moteur de résolution MODPATH a également été utilisé afin de modéliser le transport des particules.

3.2 Définition du domaine d'écoulement, du maillage et des conditions initiales et aux limites du domaine

Le domaine d'écoulement utilisé a été défini comme étant un cube de 50 m de largeur par 50 m de longueur par 20 m d'épaisseur de manière à obtenir un aquifère modèle de géométrie simple. Ce cube a initialement été divisé en 50 rangées, 50 colonnes et 5 couches, ce qui a produit 12 500 cellules de 4 m³.

Dans la plupart des simulations, notamment celles incluant les systèmes FAG et TAG, la zone centrale du domaine d'écoulement, où se trouve les murs imperméables et la porte, a été raffinée afin que les cellules aient une superficie de $6,3 \times 10^{-2} \text{ m}^2$, soit 25 cm de côté. Ce raffinement du maillage fournit notamment une cellule de base dont les dimensions s'approchent de manière plus réaliste du diamètre des puits d'oxygénation simulés dans la porte. Les autres cellules en dehors de la zone de raffinement conservent leurs dimensions comme l'illustre la Figure 3.1.

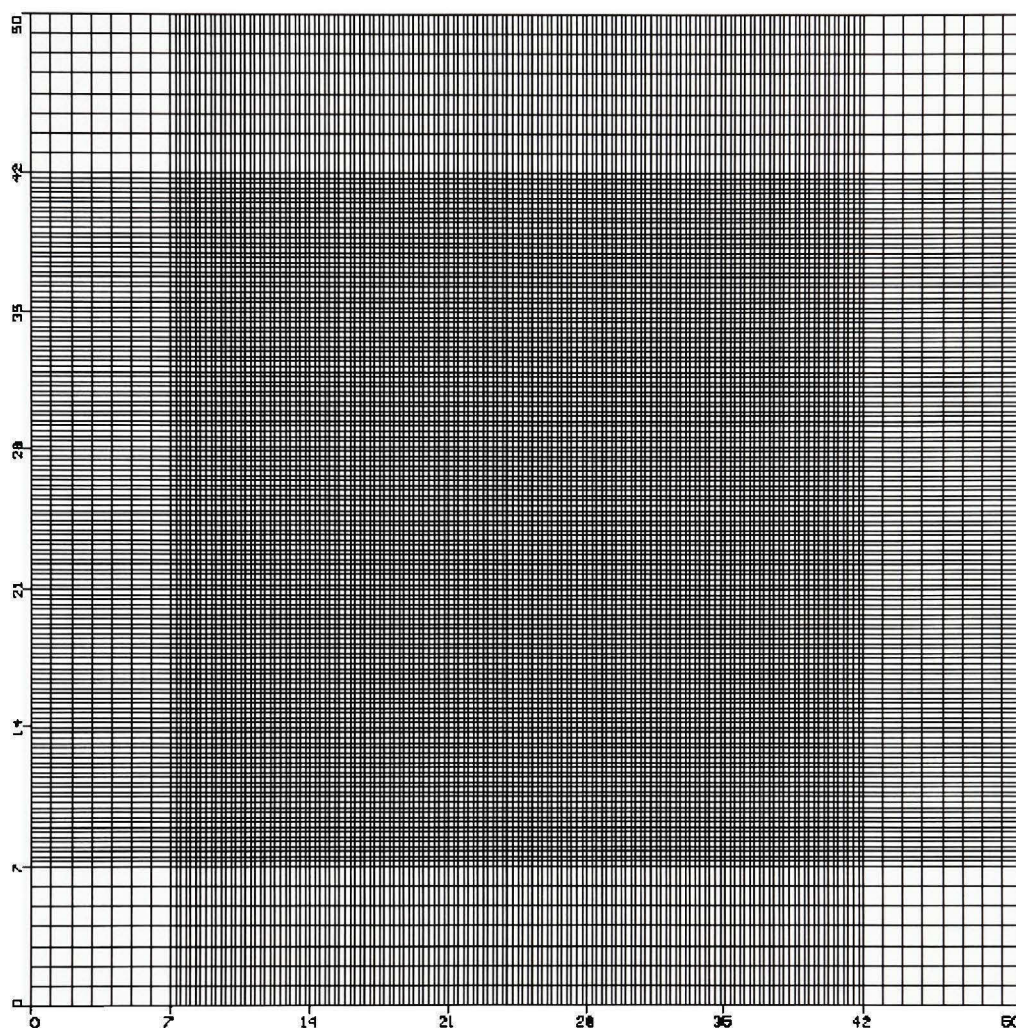


Figure 3.1 *Dimensions et maillage des modèles pour les systèmes de traitement.*

Aucune condition initiale n'a été fixée pour la modélisation de l'écoulement, puisque celle-ci a été réalisée en régime permanent. Les conditions aux limites utilisées ont été du premier type (Dirichlet), soit à charge hydraulique constante, pour les extrémités supérieure et inférieure du modèle (première et dernière rangées de cellules). Les gradients hydrauliques ainsi obtenus sont présentés à la section 3.4.1. Les conditions aux limites gauche et droite du domaine (première et dernière colonnes de cellules) ainsi qu'au toit et au fond du domaine ont été du second type (Neumann), soit à flux nul. Ceci impliquait notamment qu'aucun flux ne circulait à travers les côtés et le bas du modèle et qu'aucune recharge n'a été prise en

compte. Il est également important de noter que la représentation des murs imperméables de l'entonnoir des systèmes FAG et TAG est obtenue par l'imposition d'une limite appelée «horizontal flow barrier» (HFB) dans Modflow. Ce type de limite est représenté par une série de cellules auxquelles une caractéristique hydraulique est assignée, soit la conductivité hydraulique de la barrière divisée par son épaisseur. Dans le cas présent, la conductivité hydraulique des murs imperméables a été fixée à $1 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ et leur épaisseur, à 1 m pour une caractéristique hydraulique de $1 \times 10^{-10} \text{ s}^{-1}$ pour les FAG et de $1 \times 10^{-12} \text{ m s}^{-1}$, toujours en considérant 1 m d'épaisseur, pour une caractéristique hydraulique de $1 \times 10^{-12} \text{ s}^{-1}$ pour les TAG. La configuration de ces barrières horizontales à l'écoulement est représentée par les lignes brisées de cellules de couleur olive (section 3.5.1).

Pour la modélisation du transport réactif des espèces dissoutes (c.-à-d. oxygène seul et biodégradation aérobie BTEX), les mêmes conditions aux limites ont été conservées pour la modélisation de l'écoulement souterrain en régime permanent. Par contre, il a été nécessaire de définir des conditions initiales de concentrations en oxygène et en BTEX dissous, car l'équation du transport de masse est normalement résolue en régime transitoire. La configuration des cellules dans lesquelles une concentration initiale a été définie est présentée à la Figure 3.2. Dans le cas de la modélisation de l'oxygène dissous seul, la concentration initiale attribuée à ces cellules a été de 1 mg/L afin d'obtenir des contours de concentrations normalisés à 1. Dans le cas de la biodégradation aérobie des BTEX, les concentrations initiales constantes attribuées à ces cellules ont été de 20 mg/L d'oxygène dissous et de 10 mg/L de BTEX dissous.

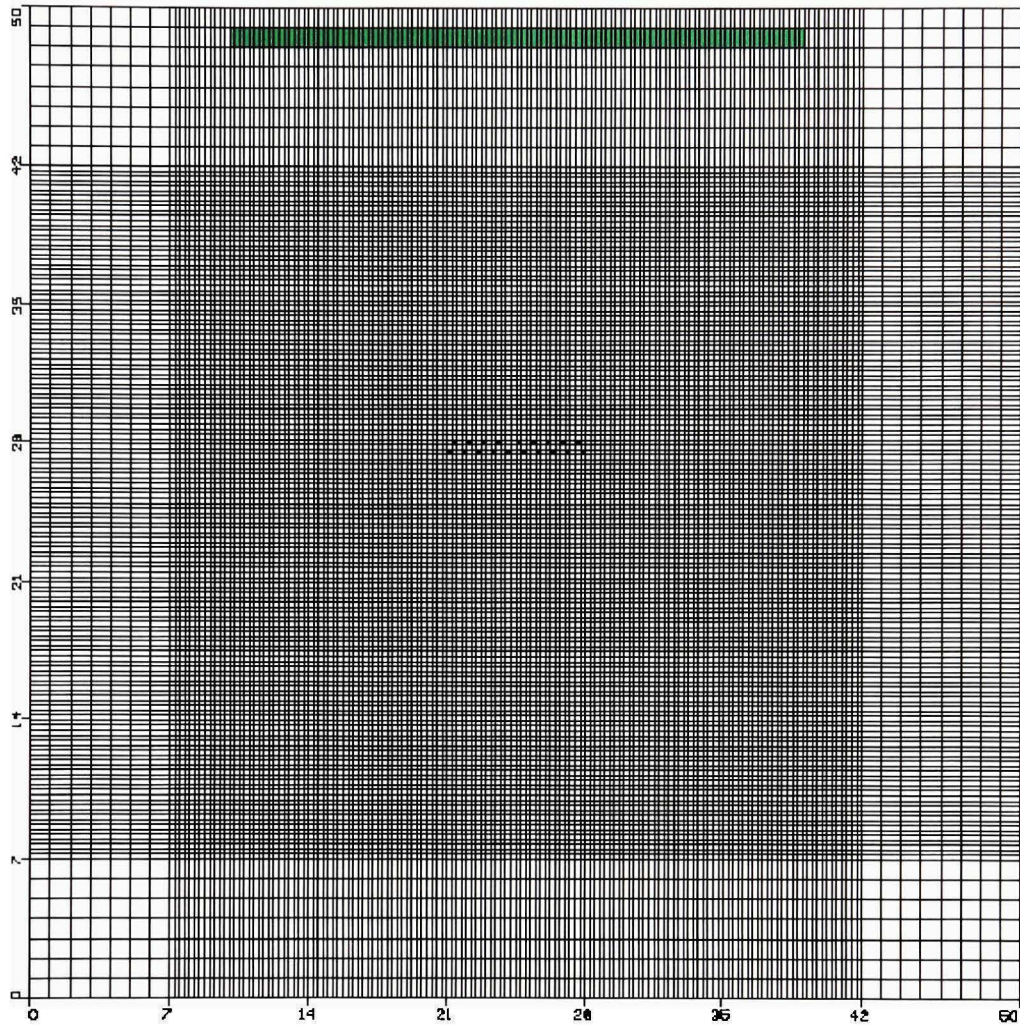


Figure 3.2 *Configuration de cellules à concentration initiale constante.*

3.3 Propriétés fixes de l'aquifère modèle utilisé

Les deux phases de modélisation ont été réalisées par des simulations du fonctionnement des FAG et des TAG dans un aquifère libre modèle. Les propriétés de cet aquifère qui ont été fixées pour toutes les simulations sont présentées au Tableau 3.1.

Tableau 3.1
Propriétés fixes

Propriétés	Valeur
Porosité	0,33
Porosité efficace	0,33
Emmagasinement spécifique (m^{-1})	$1,24 \times 10^{-4\dagger}$
Dispersivité longitudinale (m)	0,1
Dispersivité transversale horizontale (m)	0,01
Dispersivité transversale verticale (m)	0,001
Masse volumique totale ($kg\ m^{-3}$)	1700

[†] L'emmagasinement spécifique a été calculé à partir de la compressibilité de l'eau et de la compressibilité de l'aquifère dont les valeurs ont été obtenues de Domenico et Schwartz (1998).

3.4 Plan de modélisation

La principale variable constitutive de l'aquifère utilisée pour mettre en évidence le comportement hydraulique des FAG et des TAG a été la conductivité hydraulique. Ce paramètre a été choisi car, dans un aquifère homogène, il caractérise principalement l'influence du milieu poreux sur l'hydrodynamique d'un fluide donné. Cette propriété est non seulement attribuée à toutes les cellules du domaine d'écoulement qui représentent l'aquifère, mais également aux puits d'oxygénation, ceux-ci étant représentés par des cellules de concentration constante, ainsi qu'aux tranchées drainantes et de réinfiltration utilisées pour les TAG.

3.4.1 Phase I : Modélisation du comportement hydrodynamique des systèmes

Le Tableau 3.2 résume les principales conditions décrivant les modèles utilisés pour mettre en évidence le comportement hydrodynamique des FAG et des TAG.

Tableau 3.2
Paramètres utilisés dans les modèles de simulations des systèmes de traitement

Systèmes de traitement	Conductivité hydraulique (K) (m/s)				Gradient hydraulique
	Aquifère	Puits	Tranchées drainantes	Tranchées de réinfiltration	
FAG	10^{-3}	10^{-3}	N/A	N/A	0,005
	10^{-4}	10^{-3}	N/A	N/A	0,005
	10^{-5}	10^{-3}	N/A	N/A	0,005
	10^{-6}	10^{-3}	N/A	N/A	0,05
	10^{-7}	10^{-3}	N/A	N/A	0,05
TAG	10^{-4}	10^{-3}	10^{-3}	Non	0,005
	10^{-6}	10^{-3}	10^{-2}	10^{-2}	0,05
	10^{-7}	10^{-3}	10^{-2}	10^{-2}	0,05

Les autres conditions simulées sont présentées à la section 3.4.2. Le gradient hydraulique a été varié afin de pouvoir distinguer un transport des contaminants durant la phase II dans les aquifères peu perméables ($10^{-7} < K \text{ (m/s)} < 10^{-5}$). Cet accroissement du gradient hydraulique ne modifie pas l'hydrodynamique de l'aquifère modélisé (c.-à-d. le patron d'écoulement reste identique) puisque l'écoulement souterrain est modélisé en régime permanent. Il est également important de noter que chaque système (FAG et TAG) a été modélisé pour les angles d'ouvertures de l'entonnoir suivant: 30° , 45° et 0° .

Par ailleurs, en ce qui concerne les systèmes TAG, les tranchées drainantes et de réinfiltration sont prévues tel que présenté à la Figure 3.3. Les tranchées drainantes situées derrière les murs imperméables sont représentées sur cette figure par les cellules turquoise alors que les tranchées de réinfiltration en aval de la porte sont représentées par les cellules vertes.

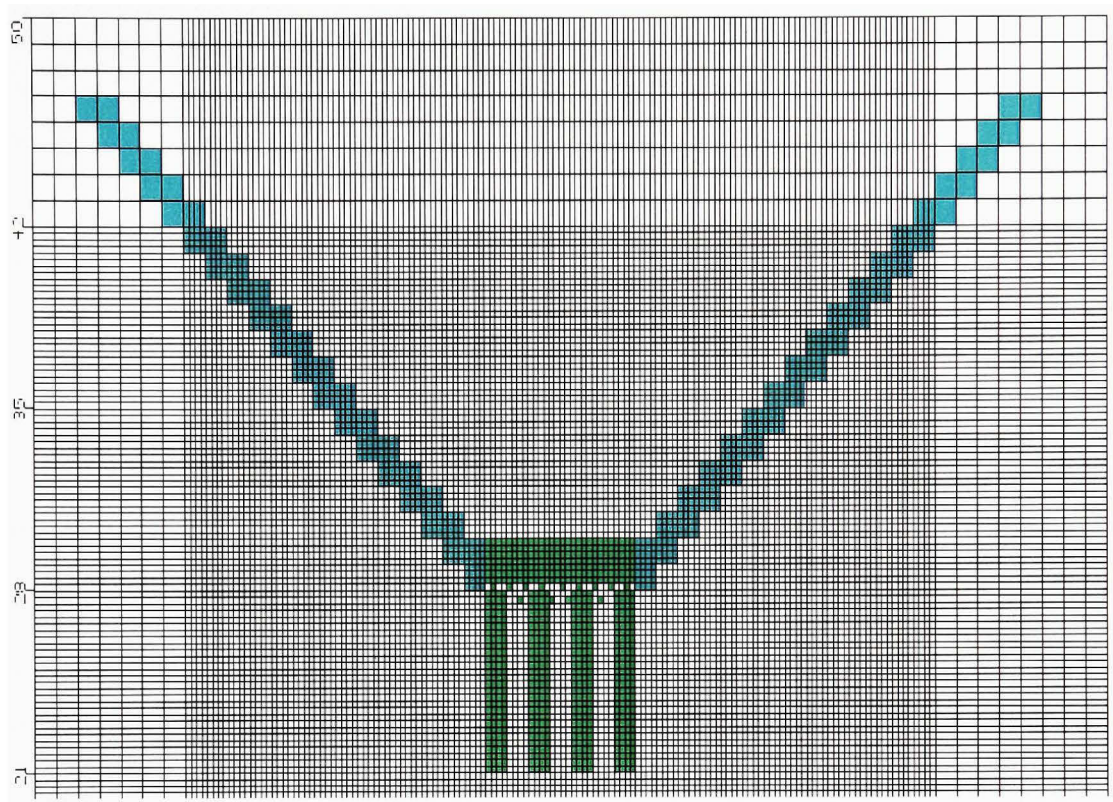


Figure 3.3 *Illustration de la disposition des tranchées de réinfiltration.*

3.4.2 Phase II: Modélisation du transport réactif des espèces dissoutes

Le plan de modélisation de la phase II est présenté au Tableau 3.3. Le système de traitement FAG a été analysé avec des murs non suspendus (aquifères perméables) tandis que le TAG a été analysé avec des murs non suspendus (aquifères perméables) et suspendus (aquifères peu perméables) afin de mettre en évidence leur fonctionnalité suivant l'aquifère considéré.

Tableau 3.3
Systèmes et paramètres considérés pour la modélisation de la biodégradation aérobie des BTEX

Système	Angle p/r à l'horizontale	Conductivité hydraulique (K) (m/s)			Zone réactive considérée		Type de murs
		Aquifère	Puits	Tranchées drainantes	Deux rangées de puits	Mur perméable	Suspendus
FAG	45°	10 ⁻⁴	10 ⁻³		x		non
FAG	0°	10 ⁻⁴	10 ⁻³		x		non
FAG	45°	10 ⁻⁴	10 ⁻³			x	non
FAG	0°	10 ⁻⁴	10 ⁻³			x	non
TAG	45°	10 ⁻⁴	10 ⁻³	10 ⁻²	x		non
TAG	0°	10 ⁻⁴	10 ⁻³	10 ⁻²	x		non
TAG	45°	10 ⁻⁴	10 ⁻³	10 ⁻²		x	non
TAG	0°	10 ⁻⁴	10 ⁻³	10 ⁻²		x	non
TAG	45°	10 ⁻⁶	10 ⁻²	10 ⁻²	x		oui
TAG	0°	10 ⁻⁶	10 ⁻²	10 ⁻²	x		oui
TAG	45°	10 ⁻⁶	10 ⁻²	10 ⁻²		x	oui
TAG	0°	10 ⁻⁶	10 ⁻²	10 ⁻²		x	oui

Dans tous les modèles présentés au Tableau 3.3, le transport de l'oxygène dissous a été d'abord modélisé afin d'étudier l'influence du fonctionnement hydrodynamique des systèmes FAG et TAG sur l'établissement d'une zone aérobie en aval de la porte. Puis, ces modèles ont été repris en incorporant la modélisation du transport réactif des BTEX en présence d'oxygène dissous. Les paramètres considérés dans ces modèles se retrouvent au Tableau 3.4.

Tableau 3.4
Paramètres utilisés pour le transport des espèces simulées

Espèces	Paramètres		
Types de transport	Moteur de résolution numérique	Isotherme modélisé	Réactions
Oxygène	MT3DMS	Pas de sorption	Aucune réaction
Oxygène, BTEX	RT3D250	Pas de sorption	Dégradation aérobie instantanée des BTEX

3.4.2.1 Modélisation du transport de l'oxygène dissous

Le transport de l'oxygène dissous à partir de la porte a été modélisé en représentant la source d'oxygène dissous comme étant un ensemble de puits d'oxygénation passive ou un mur perméable constitué d'un matériau producteur d'oxygène («oxygen-releasing material» ou ORM) comme par exemple, le peroxyde de calcium. Lorsque des puits d'oxygénation sont simulés, une série de cellules de concentration constante est disposée sur une distance de 7 m, laquelle est la largeur de la porte, et située dans la deuxième couche du modèle, soit entre 4 et 8 mètres de profondeur. Lorsqu'une seule rangée de puits est simulée, deux espacements des cellules ont été étudiés, soit deux ou trois fois leur diamètre. Un troisième agencement de cellules a aussi été étudié qui consistait à placer les cellules sur deux rangées en quinconce mais en laissant une distance entre elles équivalente à deux fois leur diamètre. En ce qui a trait au mur d'oxygénation, celui-ci est constitué d'une rangée continue de cellule placée sur toute la largeur de la porte. Il est à noter que la répartition des cellules-puits ou des cellules-mur est restée la même pour tous les angles d'entonnoir, que ce soit pour les FAG ou les TAG.

3.4.2.2 Modélisation de la biodégradation aérobie des BTEX

La configuration des puits d'oxygénation utilisée pour modéliser la biodégradation aérobie des BTEX a été choisie selon les résultats de la modélisation du transport de l'oxygène dissous. Il est déjà connu qu'une seule rangée de puits rend plus difficile un traitement complet (Wilson *et al.*, 1997). Ainsi, les puits ont été initialement disposés sur deux rangées en quinconce à une distance de deux fois leur diamètre. Puis, selon les résultats de la modélisation, une optimisation de l'emplacement des puits a été effectuée de manière à assurer la biodégradation de toute la masse de BTEX dissous passant par la porte. À des fins de comparaison, une modélisation du traitement avec un mur d'oxygénation a aussi été réalisée.

3.5 Traçage des particules

La technique du traçage de particules a été utilisée afin de pouvoir visualiser le trajet parcouru par l'eau souterraine ainsi que pour évaluer le captage des systèmes FAG et TAG. Pour ce faire, une ligne de 20 particules a été imposée à la deuxième rangée de cellules des modèles à partir de la limite supérieure de ceux-ci. Un exemple de traçage des particules est illustré à la Figure 3.4 pour un domaine d'écoulement de référence, c'est-à-dire sans système FAG ou TAG.

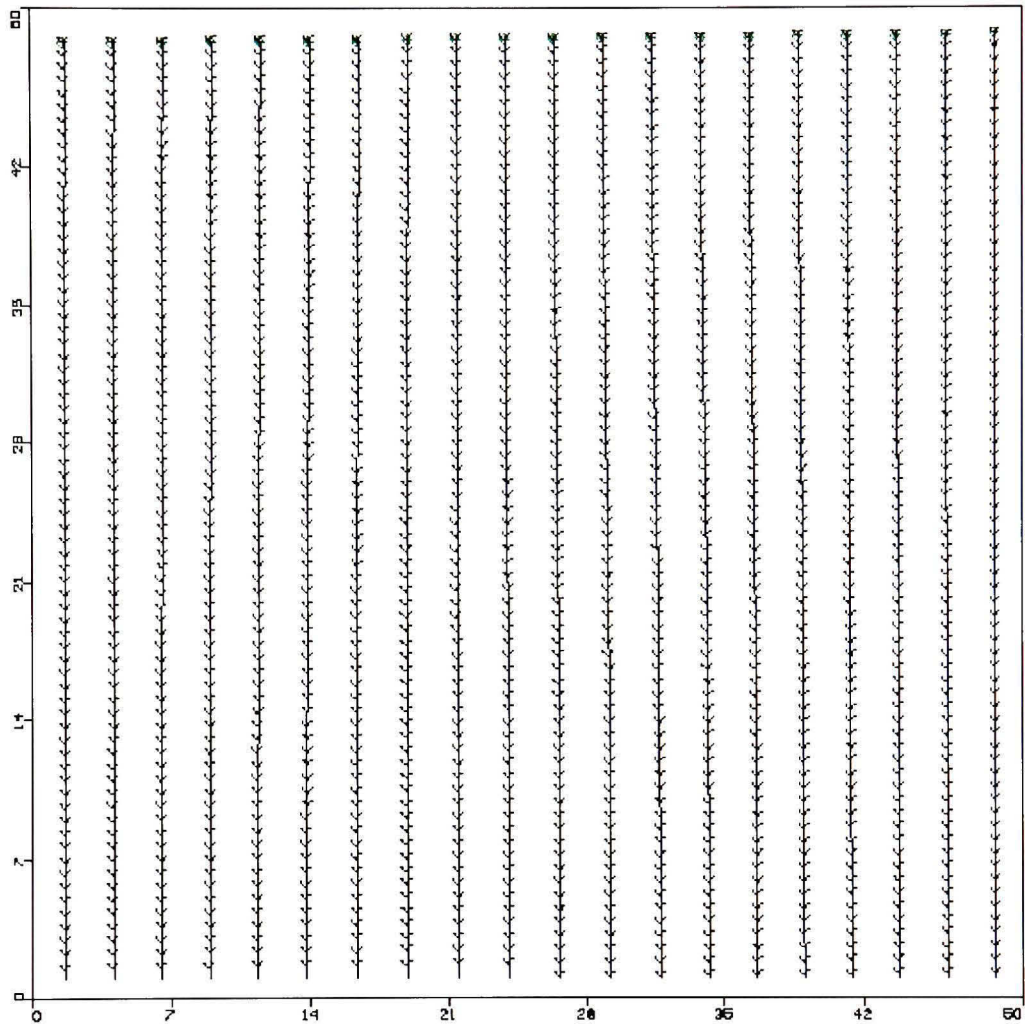


Figure 3.4 *Illustration d'un exemple de traçage des particules.*

3.5.1 Détermination de la zone de captage des systèmes de traitement à l'aide du traçage de particules

En analysant le trajet des 20 particules, il est possible d'évaluer la zone de captage d'un FAG ou d'un TAG en se basant sur le nombre de particules captées à l'intérieur d'un entonnoir. Pour mieux comparer le captage de l'eau par chaque système de traitement, chaque entonnoir a été défini de manière à projeter la même aire transversale à l'écoulement. Ainsi, seuls les phénomènes hydrauliques propres à chaque système avaient une influence sur le captage. La

Figure 3.5 présente un exemple de captage de particules par un FAG avec un entonnoir dont les murs sont à 45° par rapport à l'horizontale.

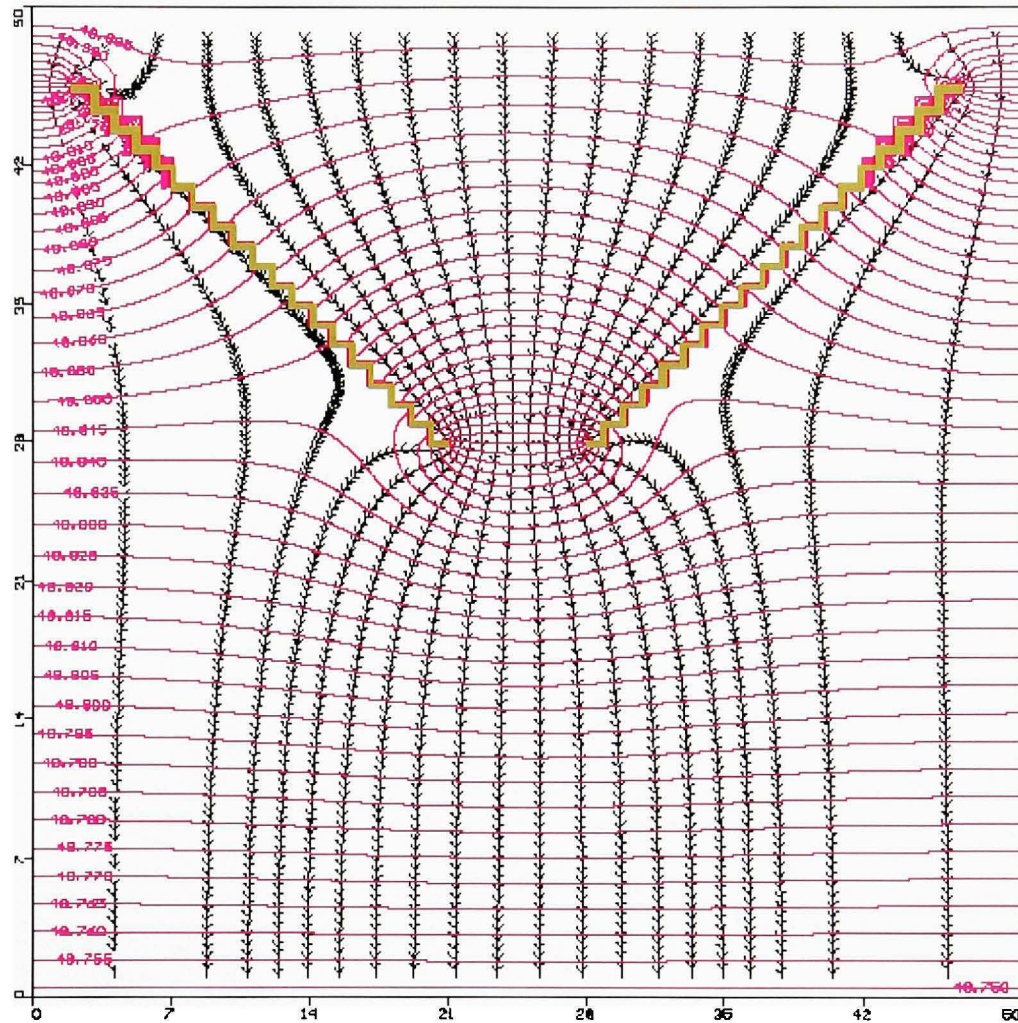


Figure 3.5 Zone de captage d'un FAG avec un entonnoir d'ouverture de 45° .

3.5.2 Identification des zones de débordements des systèmes de traitement basés sur des murs imperméables

Le traçage de particules a aussi été utilisé pour visualiser les débordements de systèmes de traitement. La Figure 3.5 montre clairement des débordements latéraux, mais dans le cas des

simulations avec des murs imperméables suspendus, des débordements sous ces murs peuvent également être visualisés puisque les murs ne représentent qu'une barrière à l'écoulement horizontal (section 3.2).

CHAPITRE 4

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre présente les résultats obtenus suite à la démarche de modélisation élaborée au chapitre précédent. Des modèles de référence sont d'abord présentés afin de permettre l'interprétation des divers résultats de modélisation. Ensuite, le comportement hydrodynamique des FAG et des TAG sera détaillé. L'influence de l'hydrodynamique de ces systèmes sur l'établissement d'une zone aérobie en aval de la porte sera également présentée, suivi d'une étude sur la biodégradation aérobie des BTEX dans de tels systèmes.

4.1 Modélisations de référence

4.1.1 Champ d'écoulement de référence

Le champ d'écoulement de référence est présenté à la Figure 4.1. La direction de l'écoulement, représenté par le tracé des particules, est rectiligne puisque aucune hétérogénéité n'est présente dans l'aquifère. L'intervalle de temps entre chaque flèche sur le tracé des particules correspond à 5 jours. Les lignes équipotentiels (en rose) sont distancées d'un intervalle de charge hydraulique de 0,025 m. L'aquifère représenté a une conductivité hydraulique de 10^{-4} m/s et un gradient hydraulique de 0,005. Toute modification de l'écoulement due à la présence de puits, d'un mur perméable ainsi que d'un système FAG ou TAG se fera en comparaison à ce champ de référence.

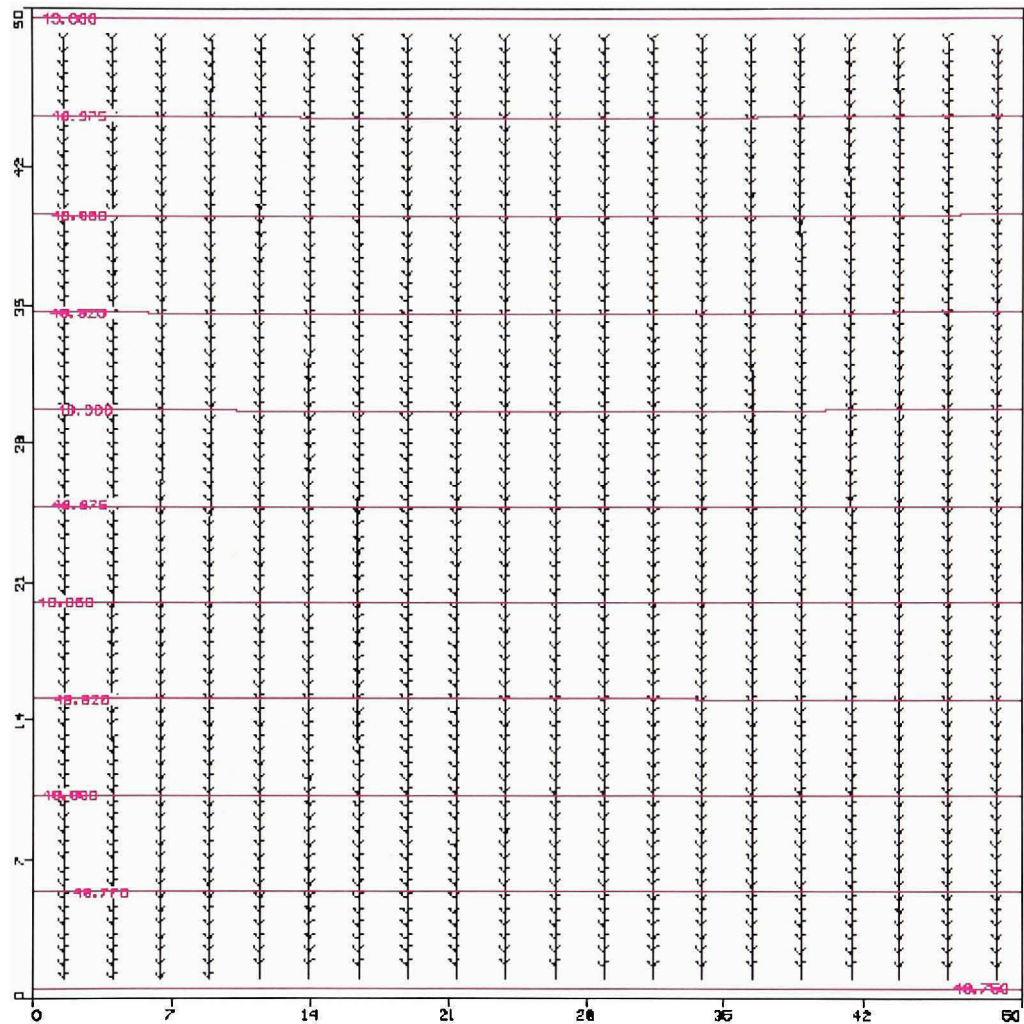


Figure 4.1 *Champ d'écoulement de référence.*

4.1.2 Panaches d'oxygénation de référence

Il a également été nécessaire de produire des panaches d'oxygénation de référence afin de pouvoir conclure sur l'influence de la conductivité hydraulique et de la géométrie des FAG et des TAG sur le transport de l'oxygène dissous ainsi que sur la biodégradation aérobie des BTEX.

4.1.2.1 Puits d'oxygénation

La Figure 4.2 présente le panache d'oxygénation de référence obtenue à partir de deux rangées de puits disposées en quinconce pour un temps de parcours de 183 jours en considérant le même aquifère que précédemment. Cette disposition des puits a été choisie comme disposition de référence par rapport aux dispositions en rangée unique (chapitre III) puisqu'elle seule a permis d'obtenir un panache d'oxygénation continu en aval de la porte jusqu'à une concentration relative de 0,7. Les dispositions en rangée unique ont donné des panaches plus discontinus. Tel que présenté à l'annexe III (Figures A.2 et A.3), les rangées uniques avec espacement de $2d$ et de $3d$ entre les puits, où d représente le diamètre d'un puits, montrent des discontinuités des panaches d'oxygénation à partir de concentrations relatives de 0,5 et de 0,6 respectivement.

La Figure 4.2 présente donc un panache d'oxygène dissous produit par plusieurs sources ponctuelles (c.-à-d. des puits). Près de ces sources, le panache est discontinu alors qu'il coalesce en aval. La concentration en oxygène dissous diminue en aval des sources.

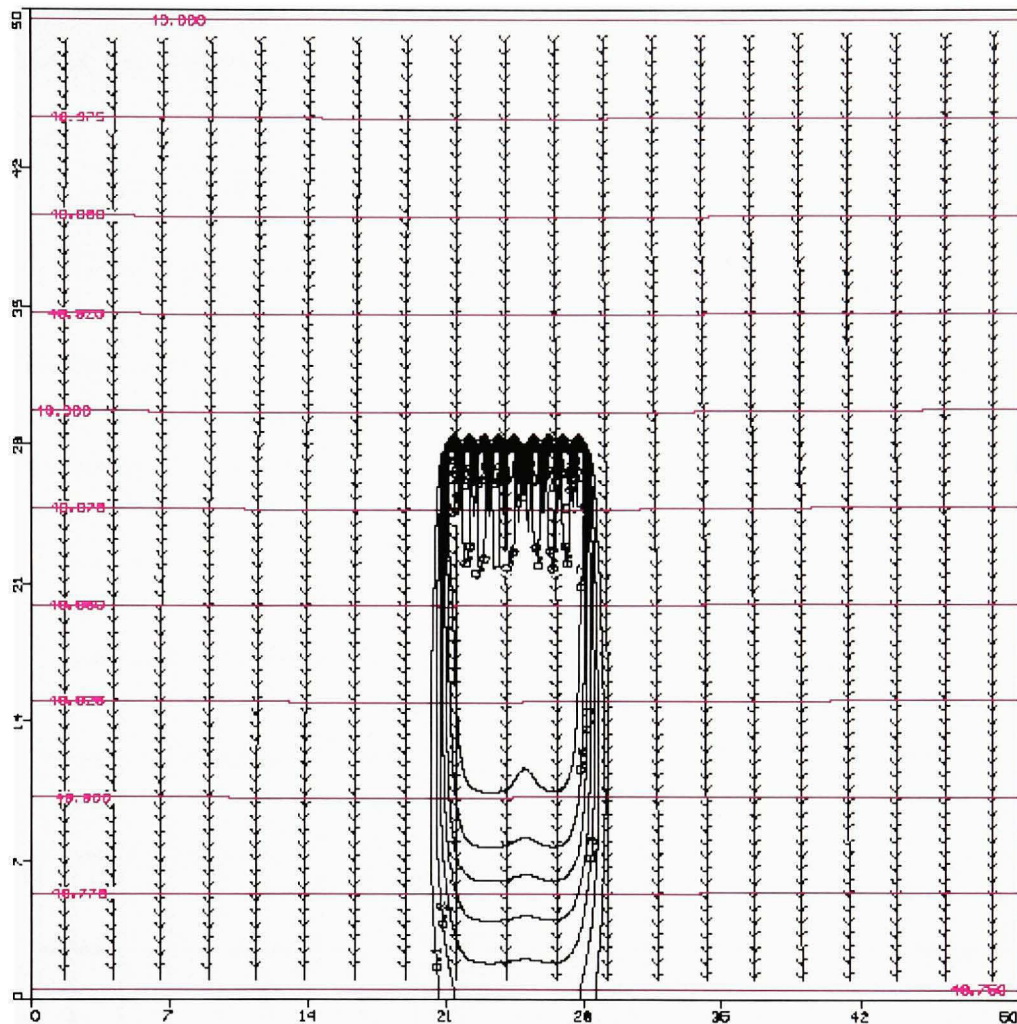


Figure 4.2 *Panache d'oxygénation de référence à partir de puits pour un temps de parcours de 183 jours.*

4.1.2.2 Mur perméable d'oxygénation

La Figure 4.3 présente un panache d'oxygénation de référence pour un mur perméable d'oxygénation tel que celui simulé dans les systèmes FAG et TAG. Ce modèle conserve également les mêmes propriétés que celles de l'aquifère de référence présentée à la section 4.1.1. Étant donné la géométrie de la source, le panache est continu dès son émission, ce qui

permet des concentrations en oxygène dissous plus grandes, plus loin en aval et ce, pour un même temps de parcours.

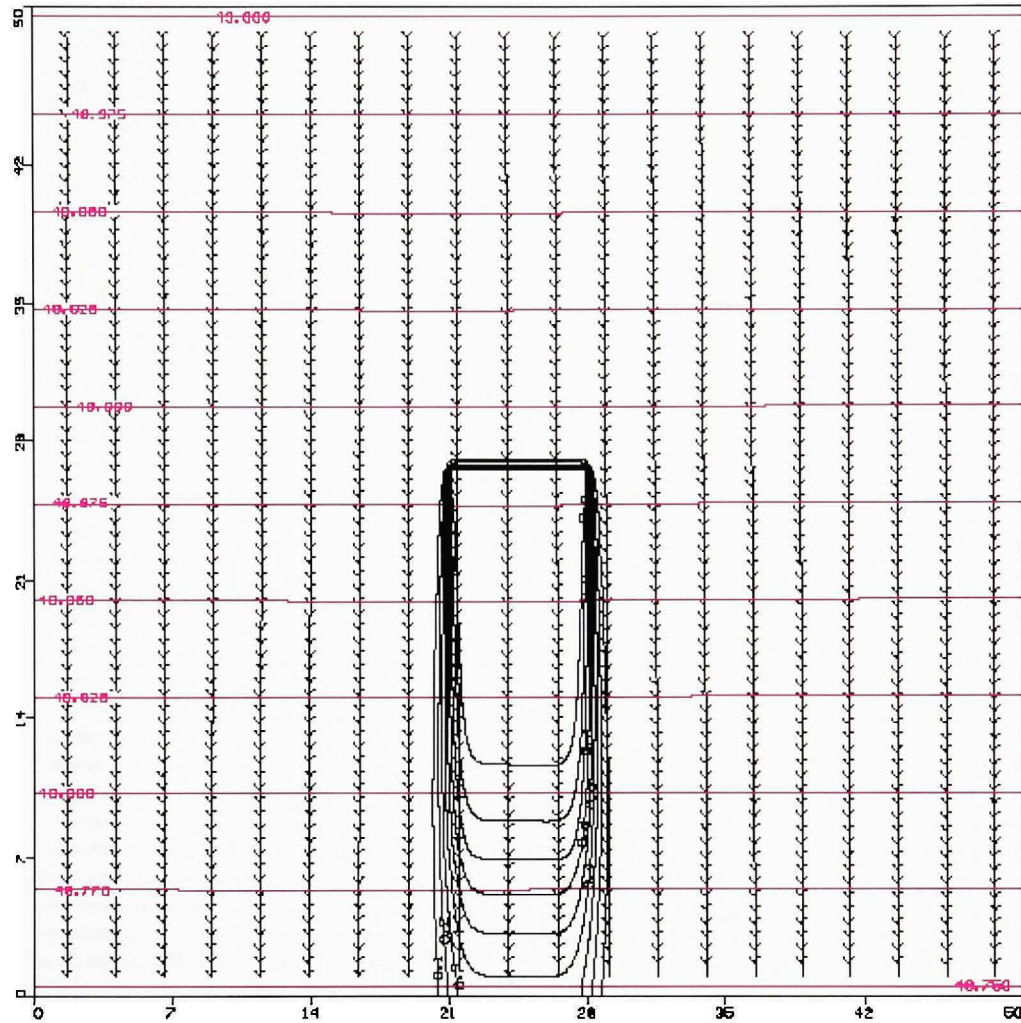


Figure 4.3 *Panache d'oxygénation de référence à partir d'un mur perméable pour un temps de parcours de 183 jours.*

4.1.3 Système *Funnel-and-gate* (FAG) de référence

La Figure 4.4 illustre le régime d'écoulement de référence dans un FAG. Les propriétés de l'aquifère sont identiques à celles des modèles de référence présentés précédemment. Un entonnoir de 45° a été choisi arbitrairement comme base de comparaison avec les autres

angles d'ouverture en ce sens qu'aucune géométrie particulière d'entonnoir ne représente de conditions particulières de référence.

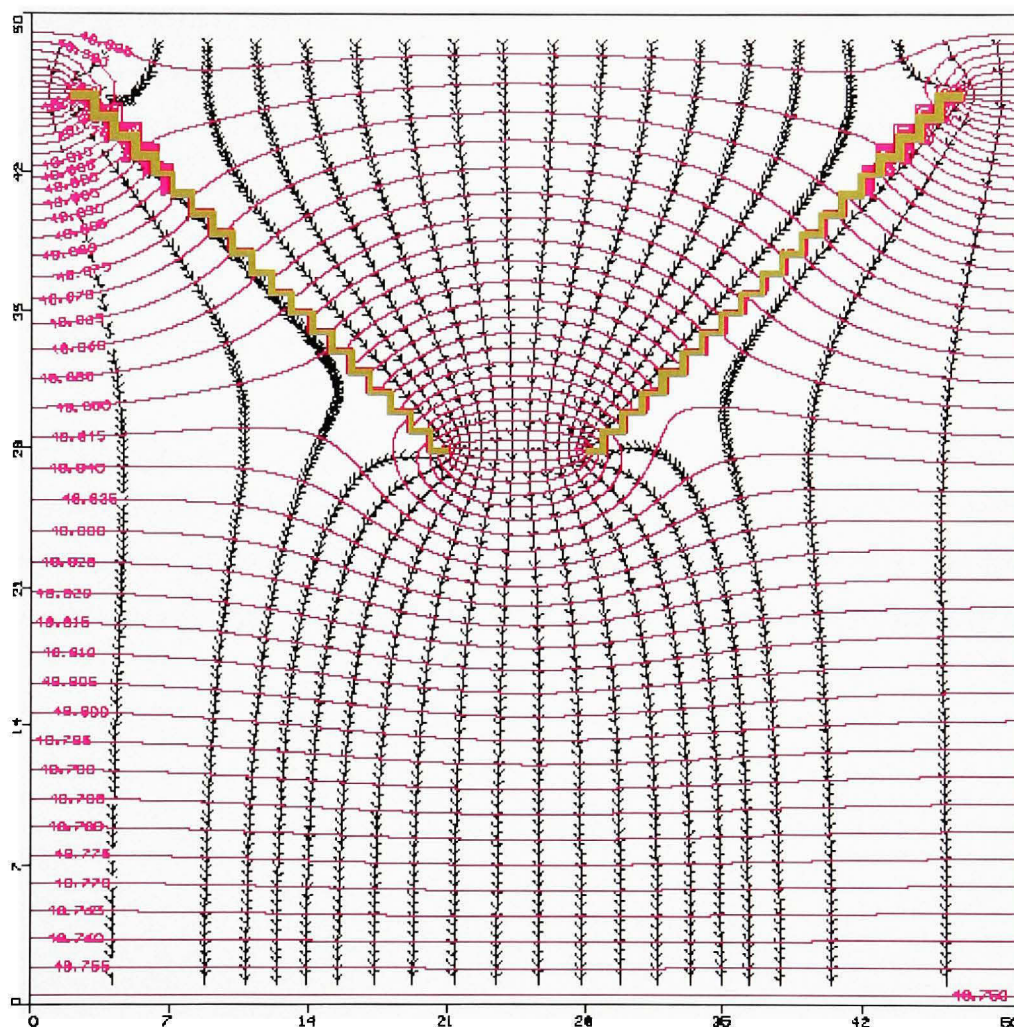


Figure 4.4 *FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.*

En comparaison à la Figure 4.1, la Figure 4.4 met clairement en évidence l'influence des murs imperméables de l'entonnoir. Ces derniers dirigent l'eau qu'ils interceptent vers la porte. La forme concave des lignes équipotentiels sur la Figure 4.4 indique cette situation. D'autres caractéristiques de la distribution piézométrique résultant de la présence de ce

système sont aussi très importantes. On remarque premièrement que l'espacement entre les lignes équipotentiels diminue à proximité de la porte, ce qui implique un accroissement du gradient hydraulique et ainsi, de la vitesse d'écoulement à travers la porte. Par ailleurs, les équipotentiels à l'intérieur de l'entonnoir correspondent à des charges hydrauliques plus grandes que les lignes équipotentiels retrouvées aux mêmes coordonnées sur la Figure 4.1. Ceci implique que l'entonnoir crée un accroissement de la charge hydraulique à l'intérieur de ces murs, ce qui est traduisible en un accroissement du niveau de la nappe phréatique à l'intérieur des murs puisque l'aquifère modélisé est libre.

4.1.4 Système *Trench-and-gate* (TAG) de référence

La Figure 4.5 présente le régime d'écoulement de référence dans un TAG dont le seul paramètre différent du FAG de référence est la présence de tranchées drainantes derrière les murs imperméables qui possèdent une conductivité hydraulique de 10^{-2} m/s. Ces tranchées sont délimitées par la ligne noire brisée derrière les murs imperméables (cellules de couleur olive).

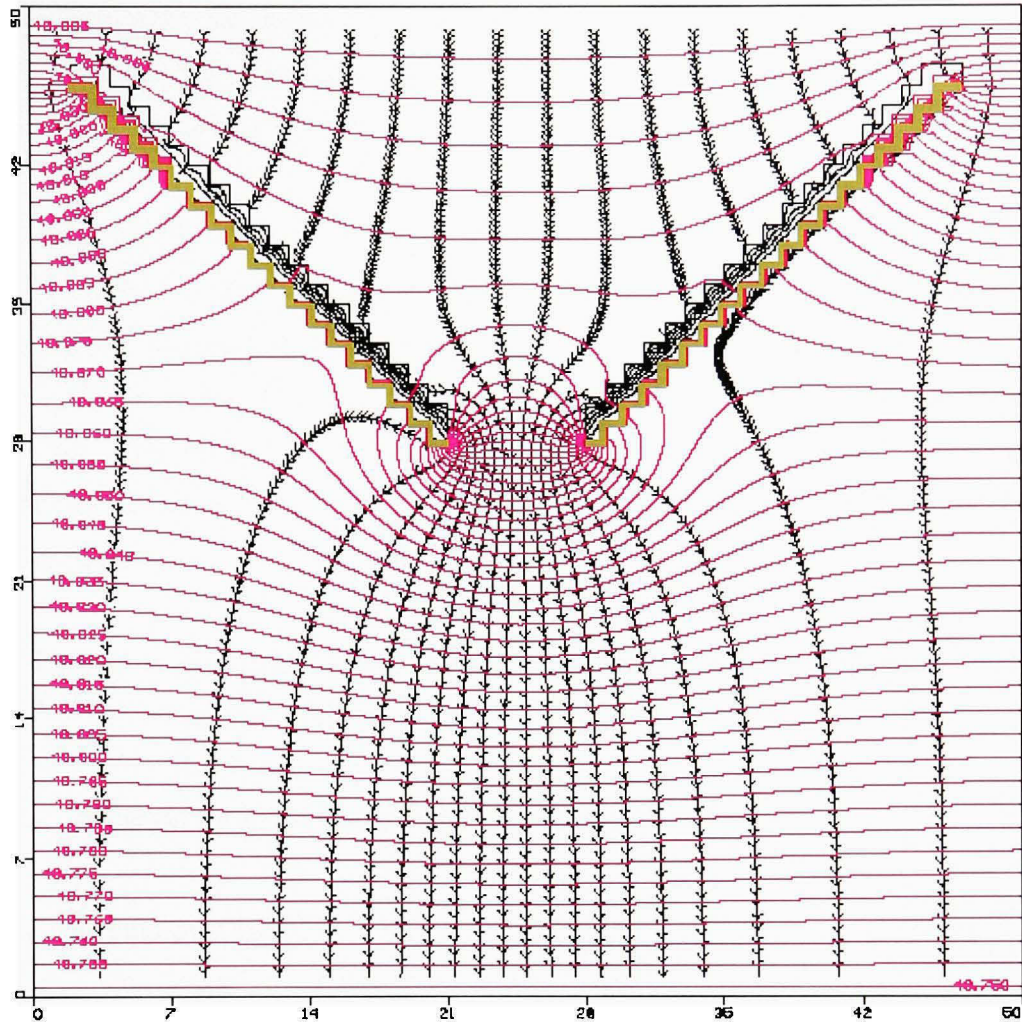


Figure 4.5 *TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.*

Une première observation possible concernant le patron d'écoulement obtenu en simulant un TAG est que les lignes équipotentiels dans l'entonnoir sont maintenant convexes, ce qui implique que l'eau est maintenant dirigée vers les tranchées drainantes qui sont situées derrière les murs imperméables. Seulement une fraction de l'eau captée par le TAG est directement dirigée vers la porte telle que montrée par le tracé des quatre particules centrales. Par ailleurs, l'écoulement dans l'entonnoir est plus lent que pour le champ d'écoulement de référence (Figure 4.1) ou pour un FAG dans un aquifère identique (Figure 4.4).

L'espacement entre les lignes équipotentiellles et celui entre les flèches des tracés de particules montrent cet effet. Par contre, dès que l'eau est captée par les tranchées drainantes, elle atteint très rapidement la porte.

L'évacuation de l'eau par le TAG se produit moins efficacement à l'intérieur de l'entonnoir qu'avec le FAG, ce qui est indiqué sur la Figure 4.5 par des lignes équipotentiellles représentant des charges hydrauliques plus grandes aux mêmes endroits dans l'entonnoir que pour le FAG de la Figure 4.4. Par contre, l'aire de captage de l'eau est plus grande en utilisant un TAG qu'un FAG, puisque que dans le premier seulement trois tracés de particules débordent de l'entonnoir par les côtés, alors que pour le second c'est le cas pour six tracés de particules.

4.2 Étude du comportement hydrodynamique des barrières réactives in situ (FAG et TAG)

4.2.1 Influence de la conductivité hydraulique de l'aquifère

4.2.1.1 Funnel-and-gate

Les résultats présentés à partir des figures 4.6 à 4.8 font ressortir l'influence de la conductivité hydraulique sur le patron d'écoulement à travers les FAG pour un entonnoir possédant un angle d'ouverture de 45° . Les observations faites pour les autres angles d'ouvertures ont été similaires. Ces observations peuvent être visualisées à la section 4.2.2.1 c'est-à-dire pour les angles de 30° et 0° .

Les Figures 4.6 à 4.8 montrent l'influence du FAG sur l'écoulement selon une conductivité hydraulique de l'aquifère qui varie de 10^{-3} m/s à 10^{-6} m/s. Les résultats pour une conductivité hydraulique de 10^{-4} m/s ont été présentés à la Figure 4.4, laquelle est utilisée comme modélisation de référence pour le système FAG. La cartographie piézométrique ne diffère pas significativement d'un cas à l'autre, ce qui implique que la conductivité hydraulique a

comme seul effet de faire varier la vitesse d'écoulement et ce, selon la loi de Darcy (c.-à-d. en proportion directe). La conductivité hydraulique n'a pas d'influence sur le patron d'écoulement à l'intérieur de l'entonnoir ou sur l'aire de captage de ce dernier.

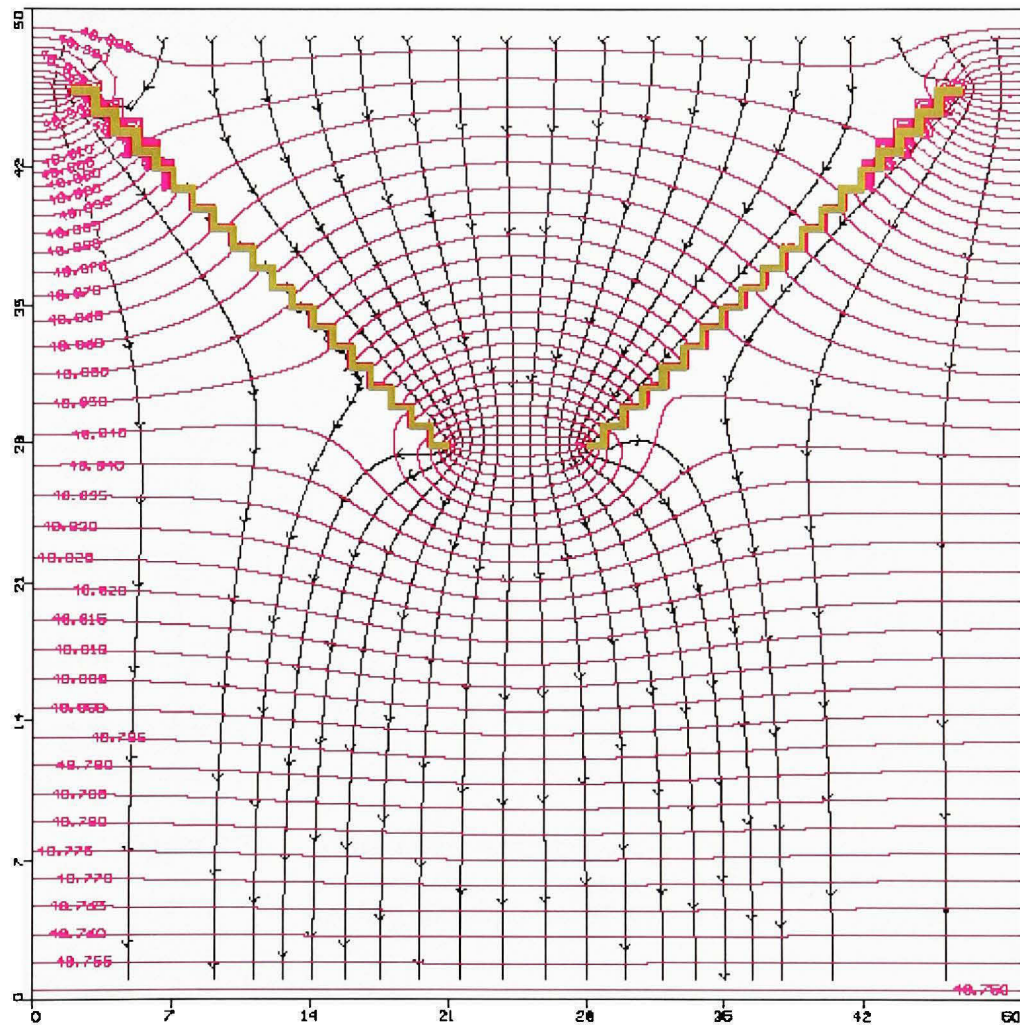


Figure 4.6 *FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-3}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.*

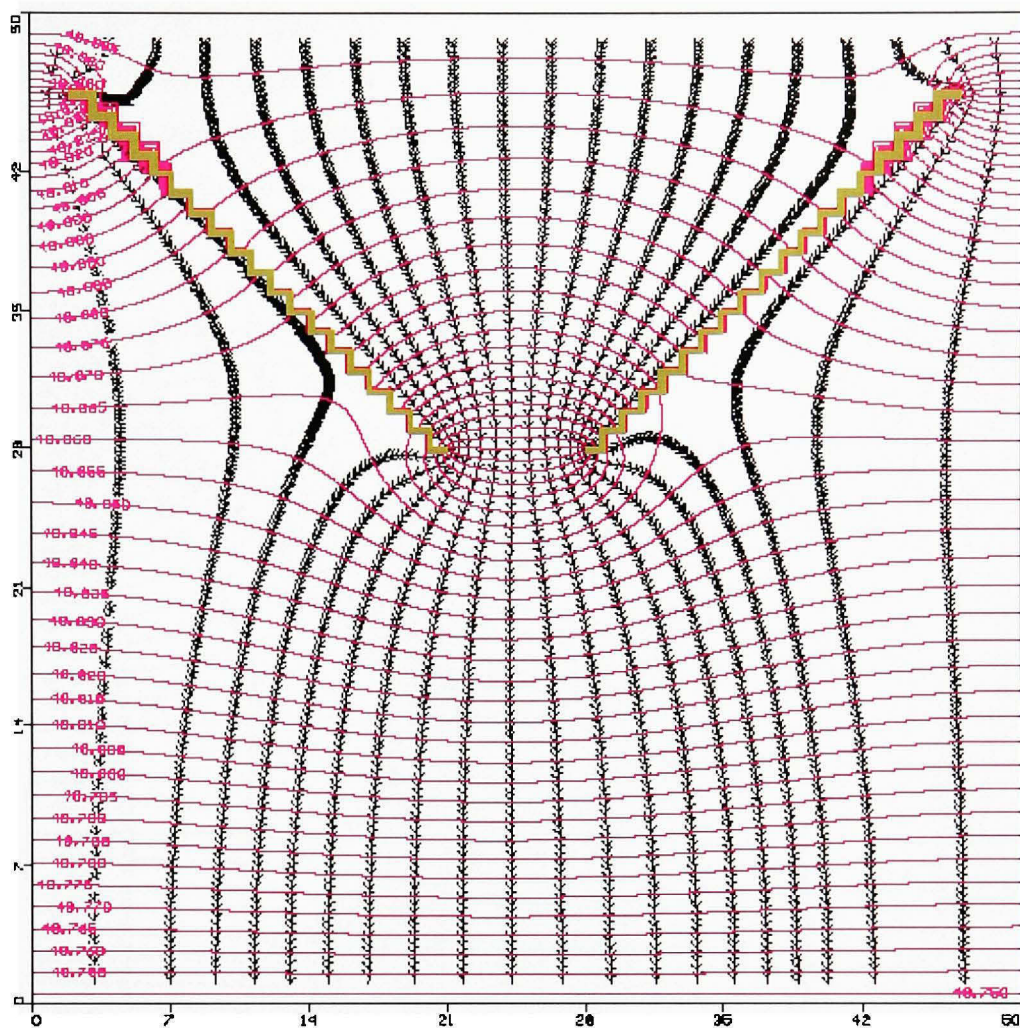


Figure 4.7 *FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-5}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules.*

Tel que montré sur la Figure 4.8, lorsque $K=10^{-6}$ m/s, une augmentation du tracé des particules est constatée passant au nombre de quinze au lieu de quatorze à l'intérieur de l'entonnoir. Ceci démontre qu'une diminution de la conductivité hydraulique a pour effet d'augmenter la zone de captage du FAG.

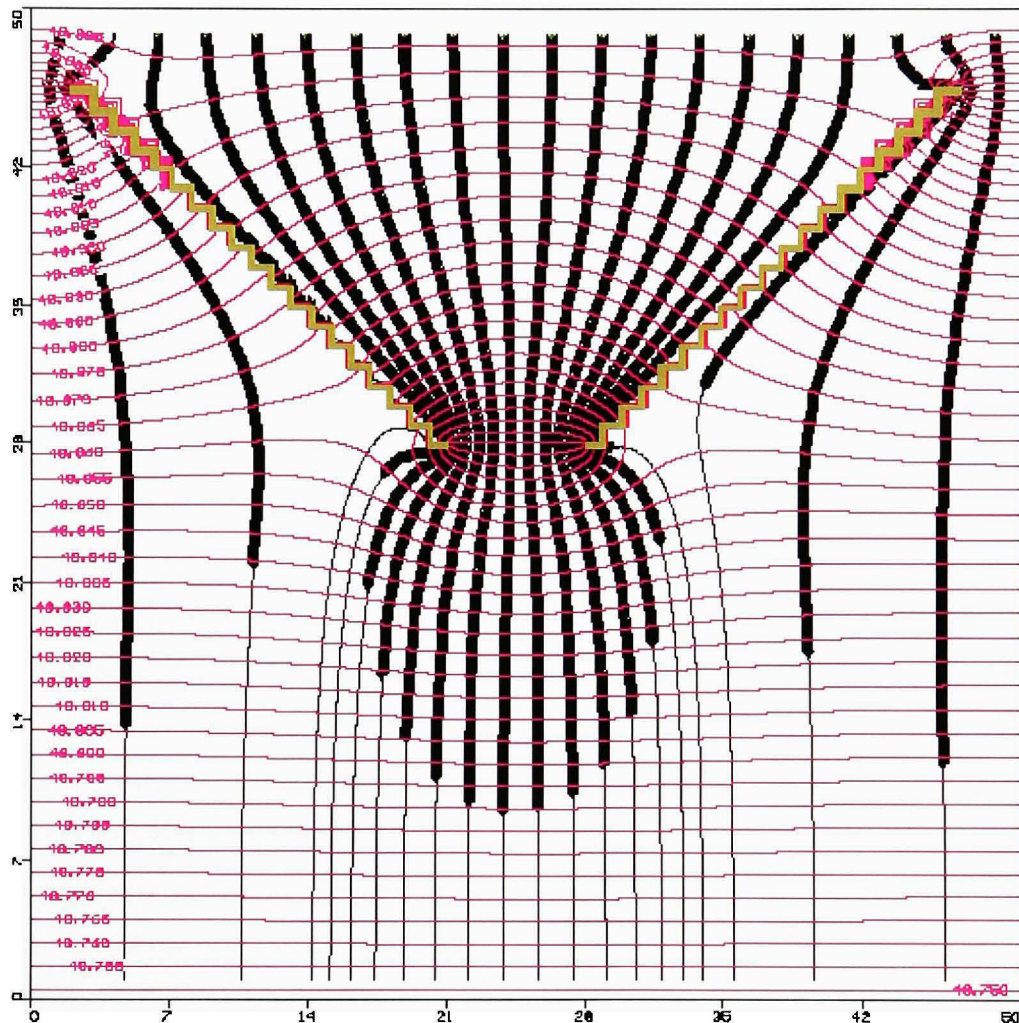


Figure 4.8 *FAG de référence d'un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant le gradient de 0,005.*

4.2.1.2 Trench-and-gate

Les résultats présentés à partir des Figures 4.9 à 4.12 font ressortir l'influence de la conductivité hydraulique sur le patron d'écoulement à travers les TAG pour un entonnoir possédant un angle d'ouverture de 45° . Les observations faites pour les autres angles d'ouvertures ont été similaires. Les résultats de modélisation pour les angles de 30° et de 0° peuvent être visualisés à la section 4.2.2.2. Bowles *et al.* (2000) ont fait mention que les tranchées doivent avoir une conductivité hydraulique plus grande d'au moins un ordre de grandeur par rapport à l'aquifère avoisinant. Alors, la conductivité hydraulique des tranchées drainantes situées en arrière des murs imperméables de l'entonnoir ont été assignées en fonction de l'aquifère (Tableau 3.2); (excluant les Figures 4.11 et 4.12).

Les Figures 4.9 à 4.12 montrent l'influence du TAG sur l'écoulement selon une conductivité hydraulique de l'aquifère qui varie de 10^{-6} m/s à 10^{-7} m/s. Les résultats pour une conductivité hydraulique de 10^{-4} m/s ont été présentés à la Figure 4.5, laquelle est utilisée comme modélisation de référence pour le système TAG. La cartographie piézométrique ne diffère pas significativement d'un cas à l'autre, ce qui implique que la conductivité hydraulique a comme principal effet de faire varier la vitesse d'écoulement et ce, selon la loi de Darcy (c.-à-d. en proportion directe). Par contre, contrairement au FAG, une diminution de la conductivité hydraulique a eu comme effet d'accroître l'aire de captage de l'entonnoir et de réduire la proportion d'eau dirigée directement vers la porte. Ainsi, un contraste plus grand entre la conductivité hydraulique de l'aquifère et celle des tranchées drainantes a pour effet de diriger davantage l'eau captée par l'entonnoir vers les tranchées drainantes.

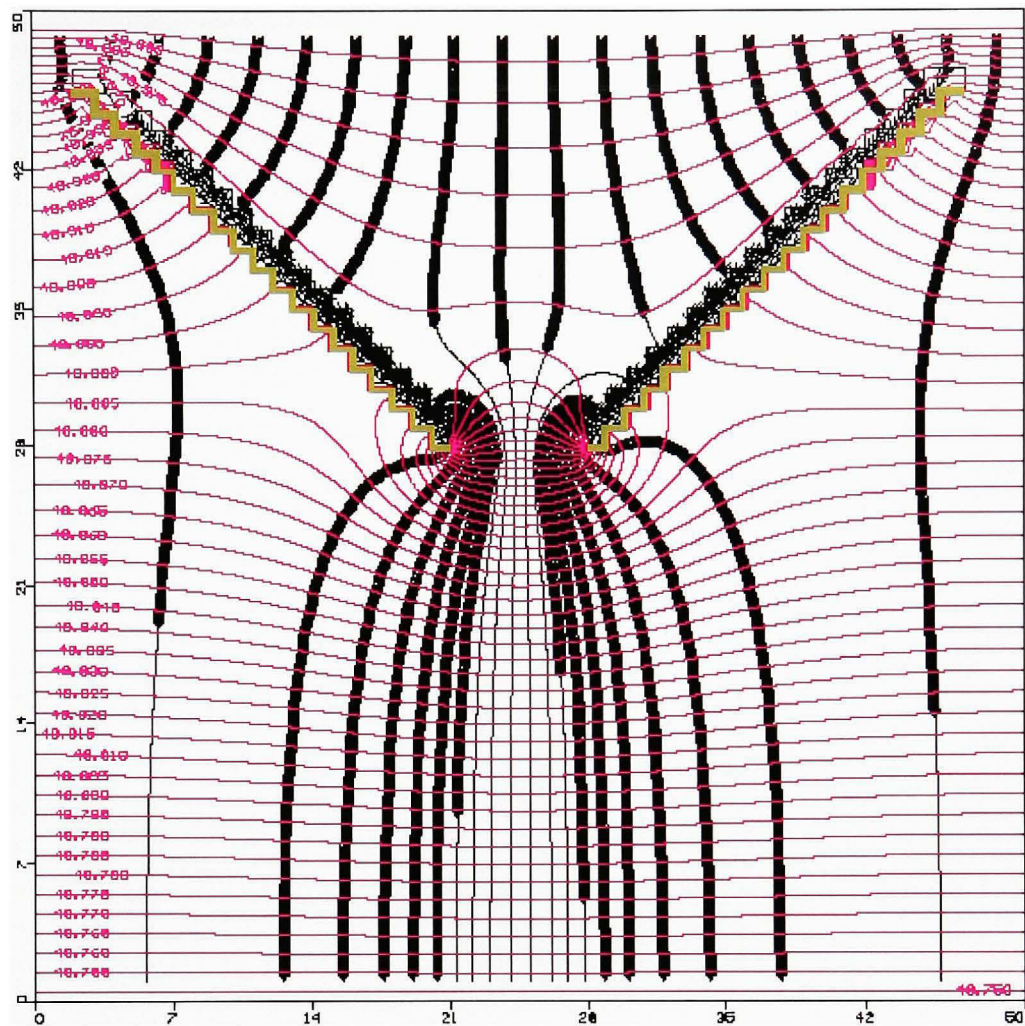


Figure 4.9

TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.

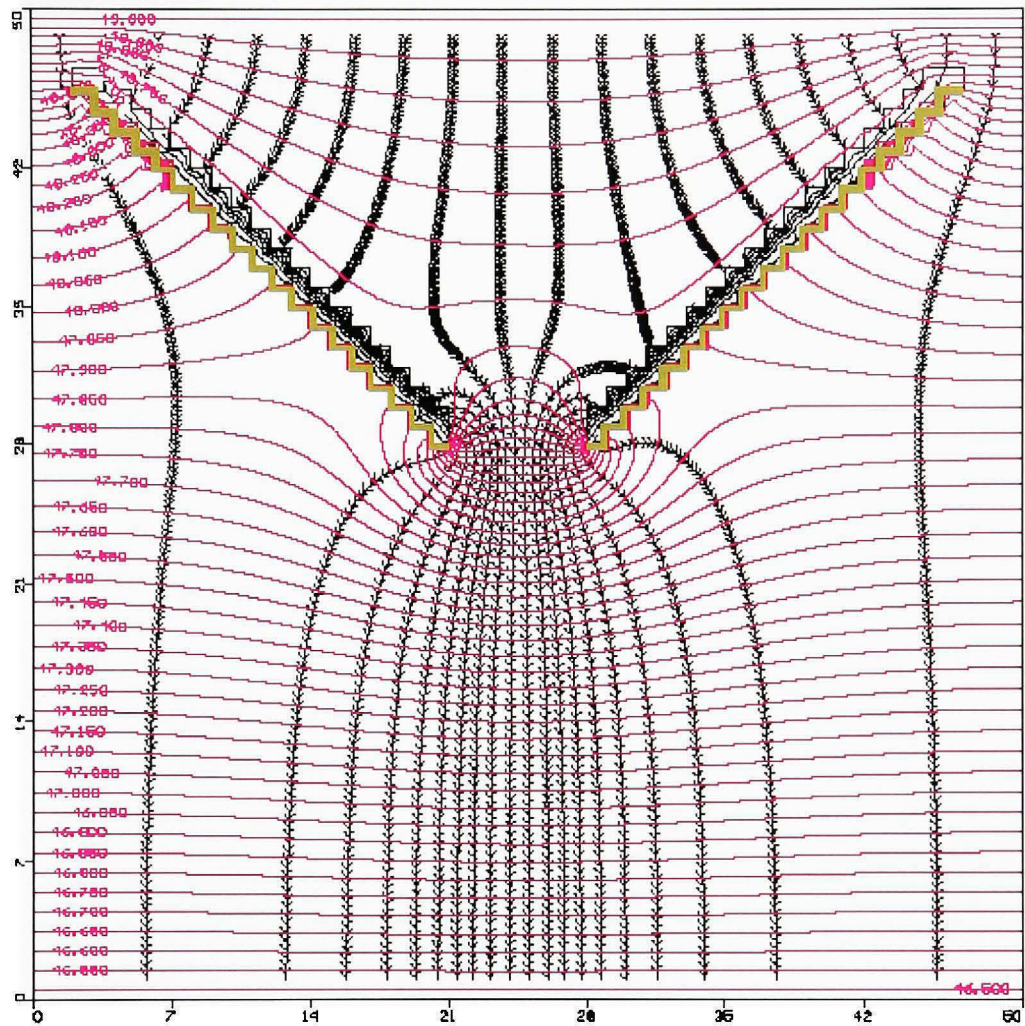


Figure 4.10 *TAG de référence dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des tranchées drainantes de 10^{-2} m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,05.*

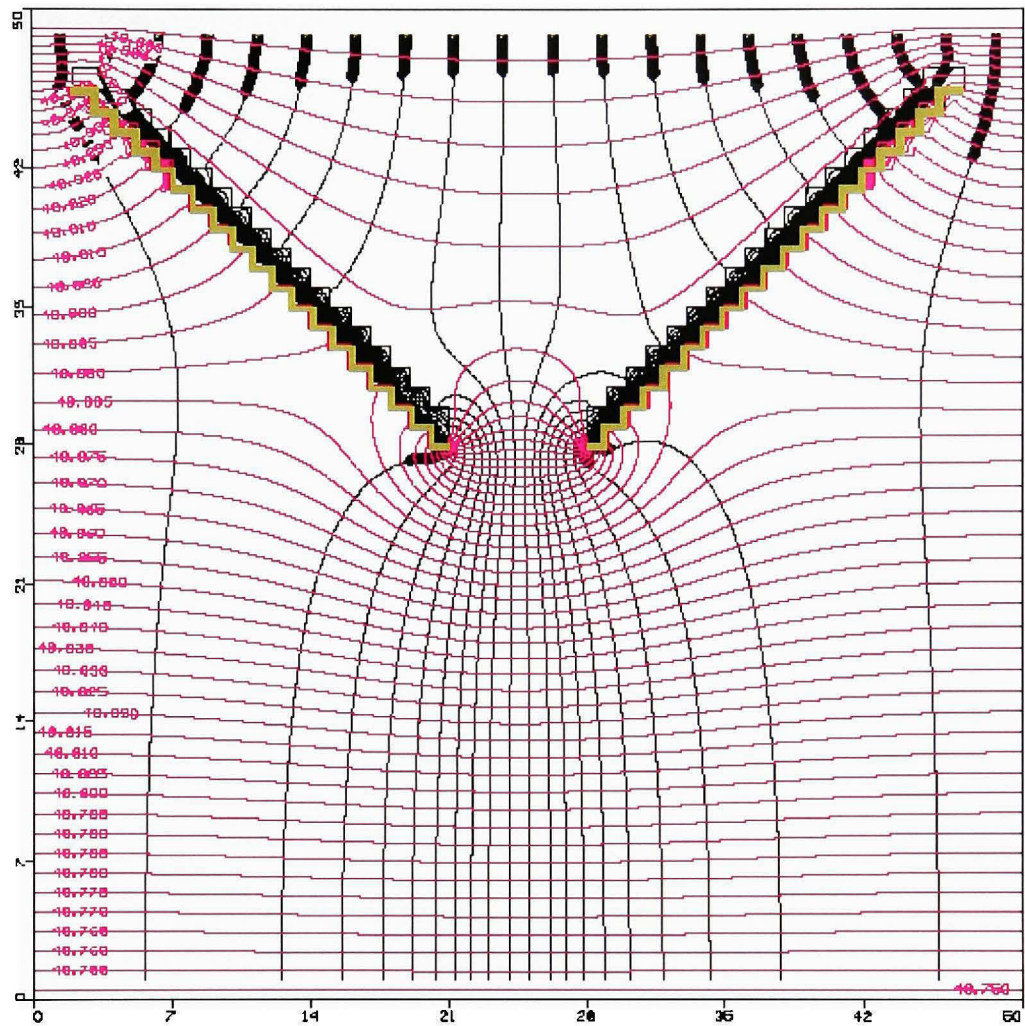


Figure 4.11 TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-7}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.

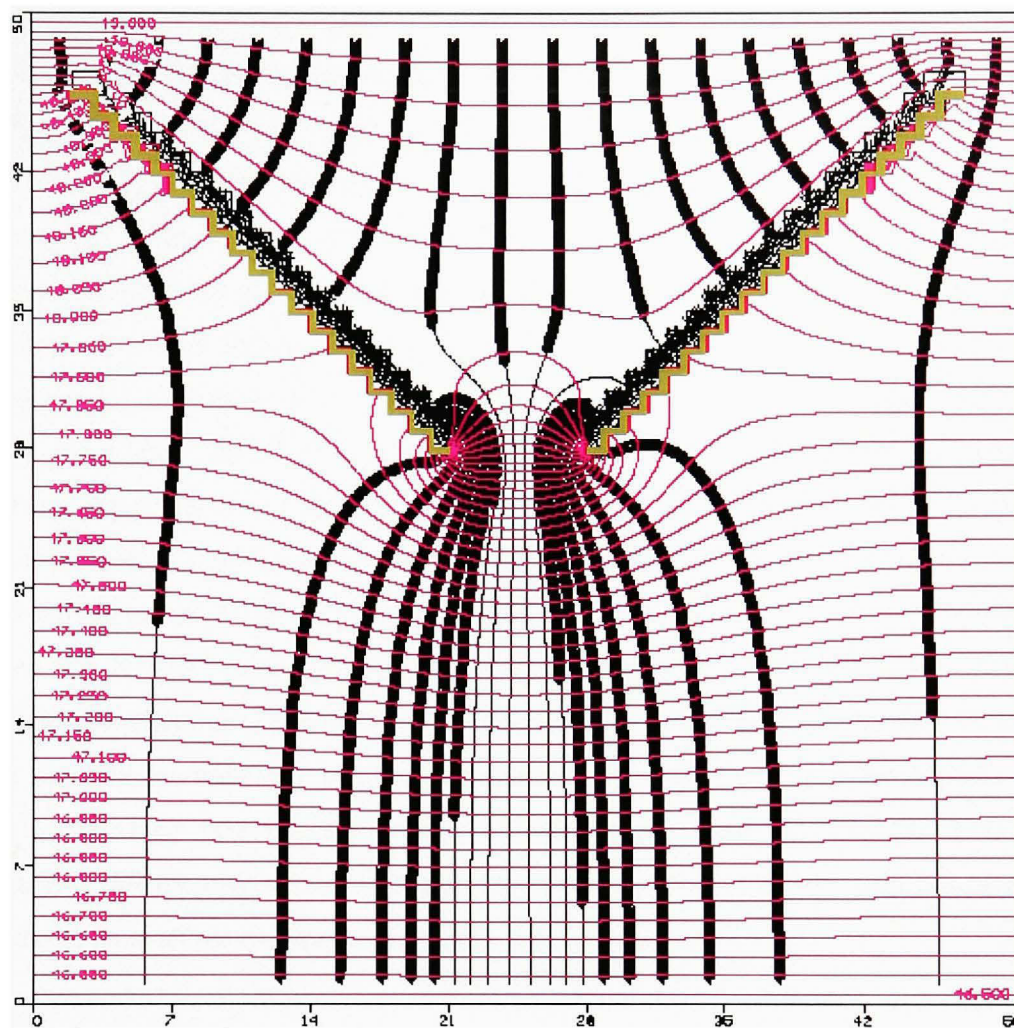


Figure 4.12 *TAG de référence dans un aquifère de $K=10^{-7}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,05.*

4.2.1.3 Trench-and-gate sans murs imperméables

Bowles *et al.* (2000) ont formulé le postulat que les TAG peuvent fonctionner sans murs imperméables. Toutefois, ces auteurs n'ont pas fourni de modélisation en appui à cette affirmation. Les conditions dans lesquelles ce postulat ont été obtenues n'étant pas spécifiées, les exemples présentés aux Figures 4.13 à 4.16 ont pour but de montrer qu'il peut être très

limité. Ces résultats ont été obtenus suite à la modélisation de l'écoulement souterrain dans un aquifère avec un TAG dont la conductivité hydraulique des tranchées était de $K = 10^{-2}$ m/s (Figure 4.13), $K = 10^{-3}$ m/s (Figure 4.14) et $K = 10^{-4}$ m/s (Figure 4.15). Sur les trois figures, l'intervalle de temps entre les flèches des tracés de particules a été fixé à 1440 jours (4 ans) afin de mieux représenter l'écoulement, compte tenu du faible gradient de l'eau souterraine. La Figure 4.13 montre que l'aire de captage de l'entonnoir est agrandie en comparaison au TAG avec des murs imperméables (Figure 4.10). En effet, toutes les particules ont été captées par les tranchées. D'un autre côté, il est évident que les tranchées seulement ne peuvent pas retenir l'eau. Les résultats présentés sur les trois figures montrent qu'un TAG sans murs imperméables n'est pas étanche. De plus, moins le contraste de conductivité hydraulique entre l'aquifère et les tranchées drainantes est grand, moins le TAG permet de drainer efficacement l'eau vers la porte. En effet, pour une conductivité hydraulique des tranchées de $K = 10^{-4}$ m/s, on remarque un plus grand nombre de tracés de particules qui sortent des tranchées en amont de la porte. Par ailleurs, en reprenant les résultats de la Figure 4.15 à laquelle les tranchées de réinfiltration ont été ajoutées en aval de la porte (Figure 4.16); on constate une efficacité dans le drainage de l'eau en aval due à la grande perméabilité des tranchées de réinfiltration. Cependant, elles ne garantissent pas pour autant l'étanchéité du système en absence des murs imperméables.

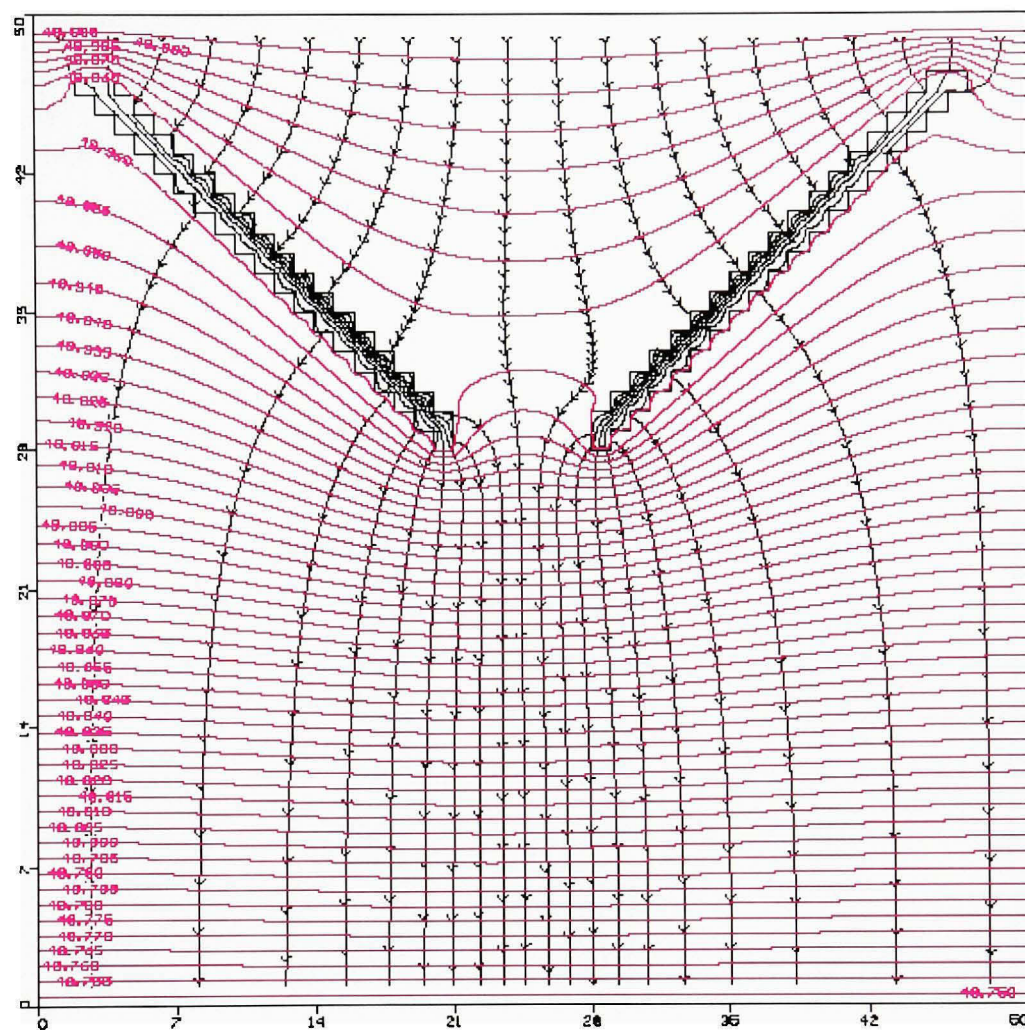


Figure 4.13 TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s sans murs imperméables. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.

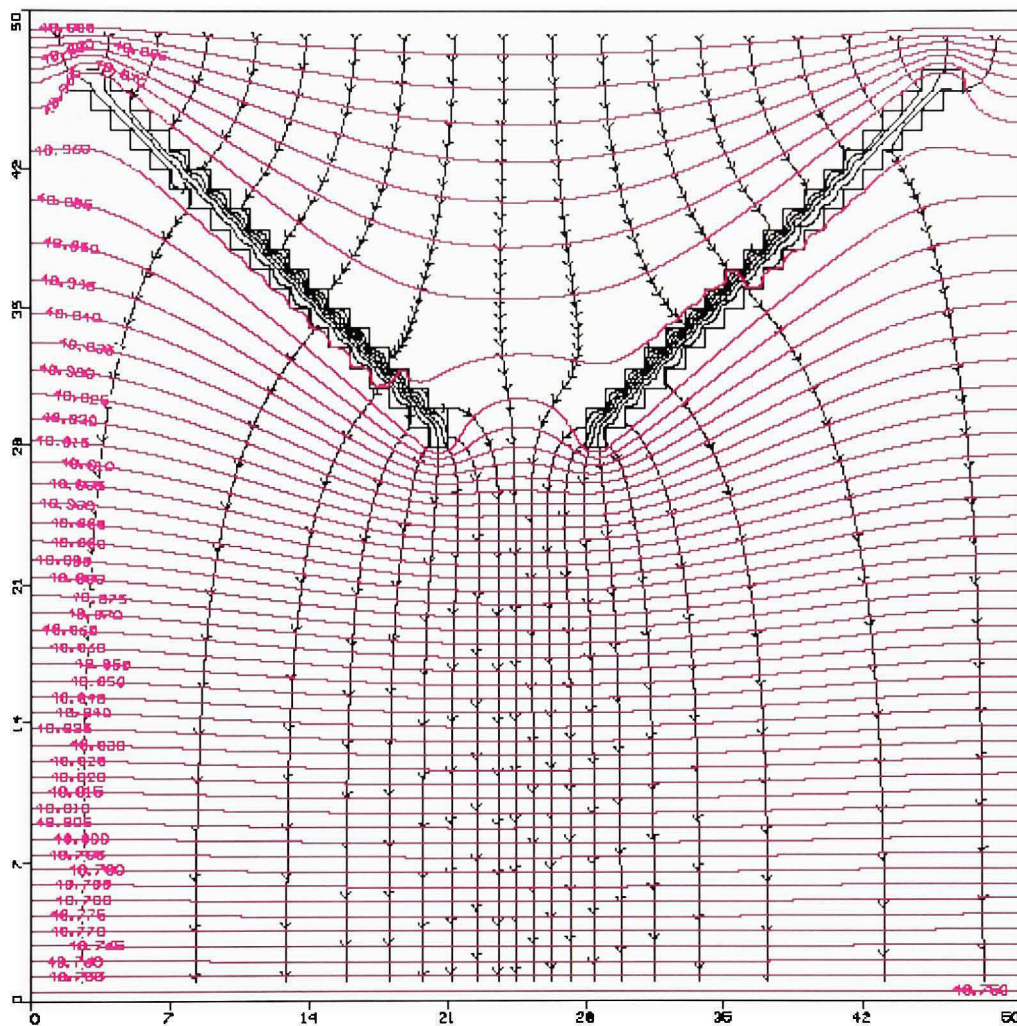


Figure 4.14 TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-3}$ m/s sans murs imperméables. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.

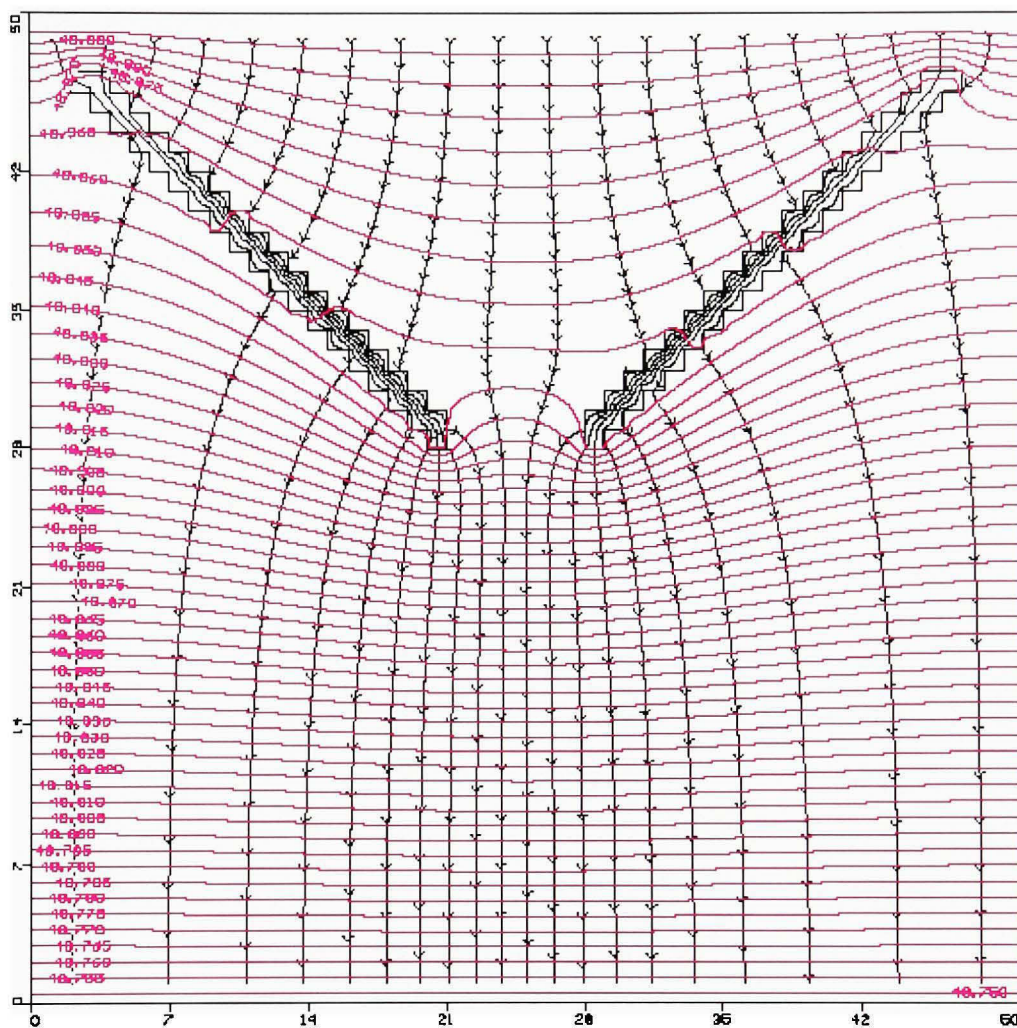


Figure 4.15 TAG dans un aquifère de 10^6 m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^4$ m/s sans murs imperméables. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,005.

d'ouverture de 30° , de 45° et de 0° ; tous les murs imperméables ont été modélisés avec la même largeur transversale à l'écoulement. Le FAG et le TAG ayant un angle d'ouverture de 45° ont été présentés comme modèles de référence aux Figures 4.4 et 4.5 respectivement. Cette section présente donc les FAG et les TAG possédant des angles d'ouverture de 30° et 0° .

4.2.2.1 Funnel-and-gate

Les Figures 4.17 et 4.18 présentent les résultats de modélisation obtenus pour des FAG ayant un angle d'ouverture de 30° et de 0° respectivement. La condition de référence, soit le FAG ayant un angle d'ouverture de 45° , est présentée à la Figure 4.4. La Figure 4.17 montre qu'un angle d'ouverture de 30° engendre une aire de captage plus réduite que pour l'angle d'ouverture de référence de 45° , soit 11 tracés de particules captés par l'entonnoir comparativement à 14. Par ailleurs, un angle d'ouverture de 0° (Figure 4.18) fournit également une aire de captage plus petite que pour un angle de 45° , avec un captage de onze tracés de particules. Ces observations semblent en désaccord avec celles de Starr et Cherry (1994) qui ont notamment mentionné que l'aire de captage était maximisée pour un angle d'ouverture de 0° . Toutefois, ces auteurs ont réalisé leur modélisation pour une longueur constante des murs imperméables et ce, indépendamment de l'angle d'ouverture. Ainsi, leurs entonnoirs ne projetaient pas la même longueur transversale à l'écoulement, contrairement à la présente étude.

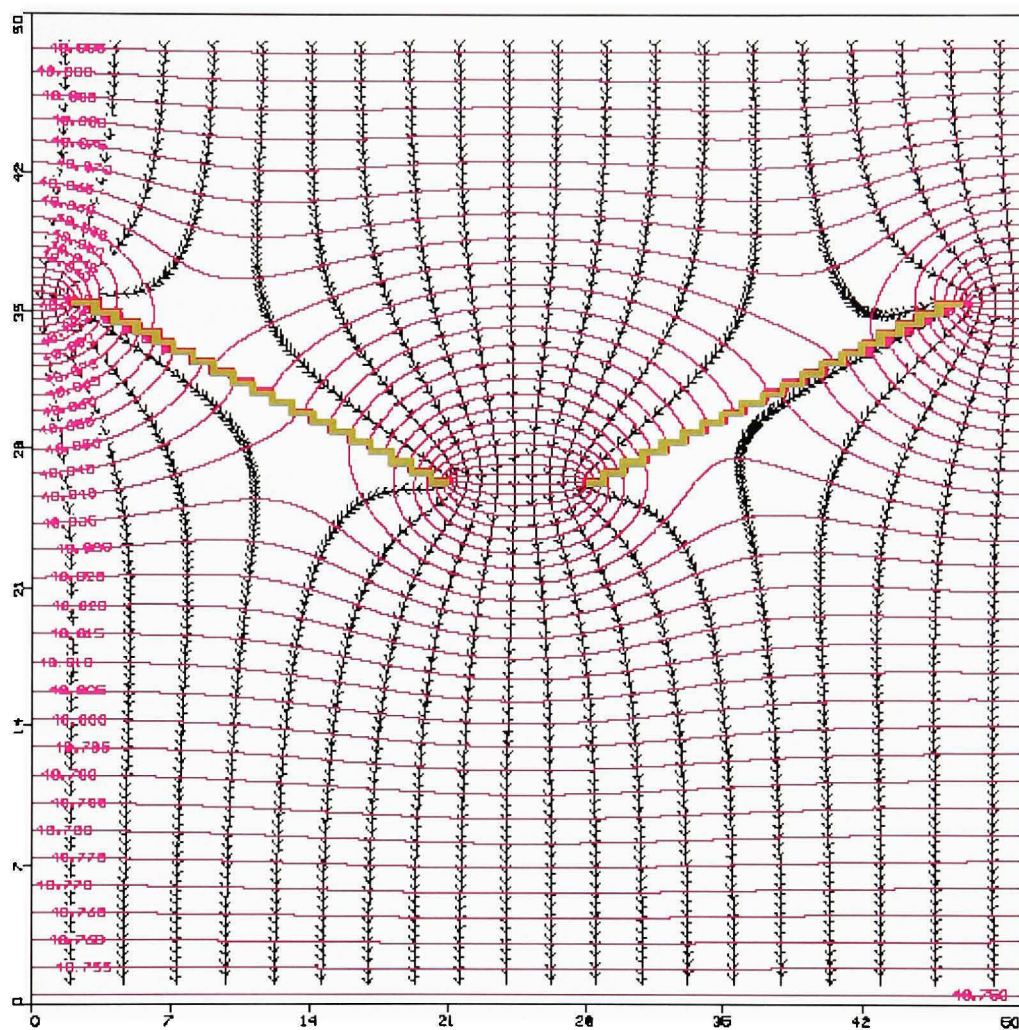


Figure 4.17 *FAG avec un entonnoir de 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.*

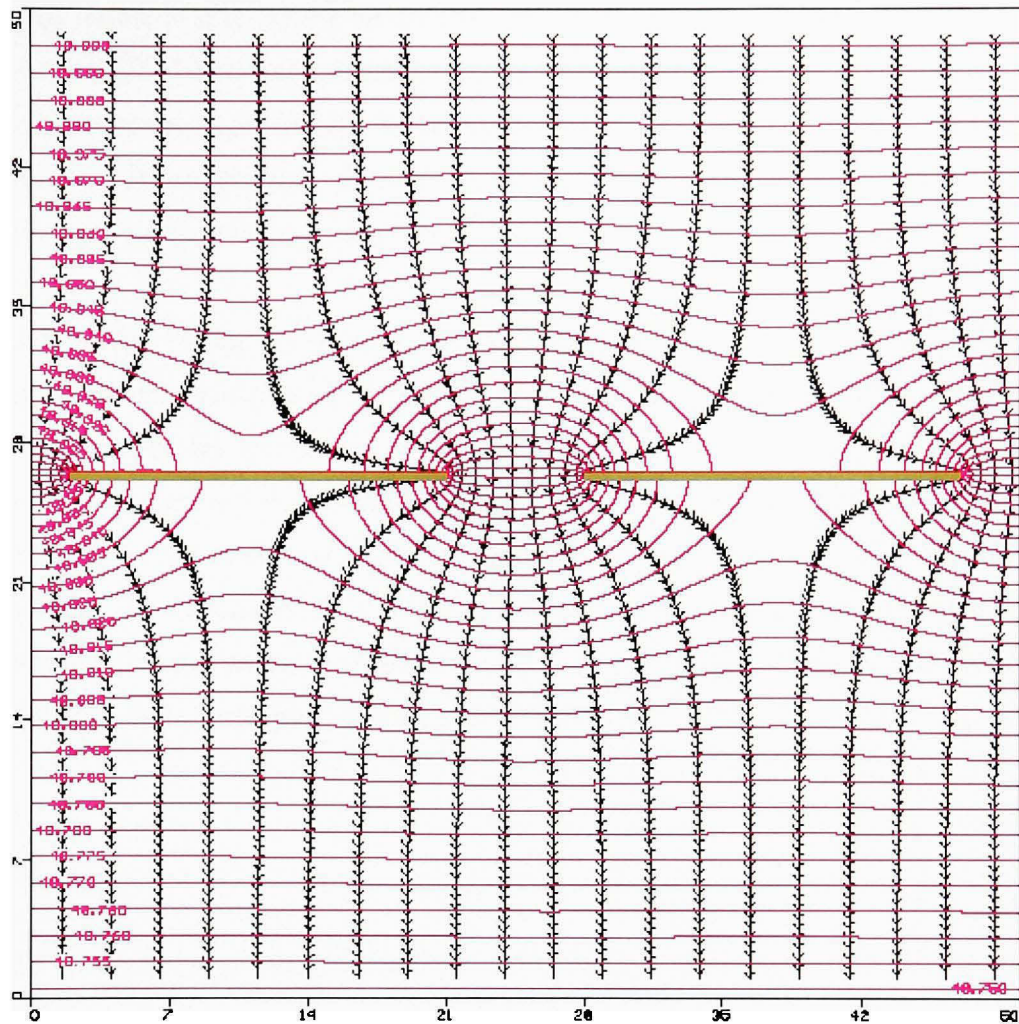


Figure 4.18 *FAG avec un entonnoir de 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.*

4.2.2.2 Trench-and-gate

Les Figures 4.19 et 4.20 présentent les résultats des modélisations obtenus pour des TAG ayant un angle d'ouverture de 30° et de 0° respectivement. La condition de référence, soit le TAG ayant un angle d'ouverture de 45° , est présentée à la Figure 4.5. De manière similaire aux résultats des modélisations des FAG présentés aux Figures 4.17 et 4.18, la Figure 4.19

montre qu'un angle d'ouverture de 30° du TAG engendre une aire de captage plus réduite que pour l'angle d'ouverture de référence de 45° , soit 13 tracés de particules contre 17. L'angle d'ouverture de 0° (Figure 4.20) produit la plus petite aire de captage, soit 11 tracés de particules. Il semble que dans ce dernier cas, la présence de tranchées drainantes n'améliore pas l'efficacité de captage de l'entonnoir.

Par ailleurs, les résultats montrent que la proportion de l'eau souterraine captée par l'entonnoir qui est directement dirigée vers la porte, plutôt que vers les tranchées drainantes, est la même pour les entonnoirs de 45° et 30° . Cependant, celle-ci augmente pour un entonnoir de 0° . Ceci a certaines implications, notamment que l'eau directement dirigée vers la porte arrive à celle-ci plus tard que l'eau drainée par les tranchées. Ceci produira donc une hétérogénéité du traitement dans la porte, car celle-ci ne sera pas sollicitée de manière uniforme. En d'autres mots, le traitement (ex. biodégradation aérobie) se produira d'abord aux extrémités de la porte, puis, plus tard, en son centre.

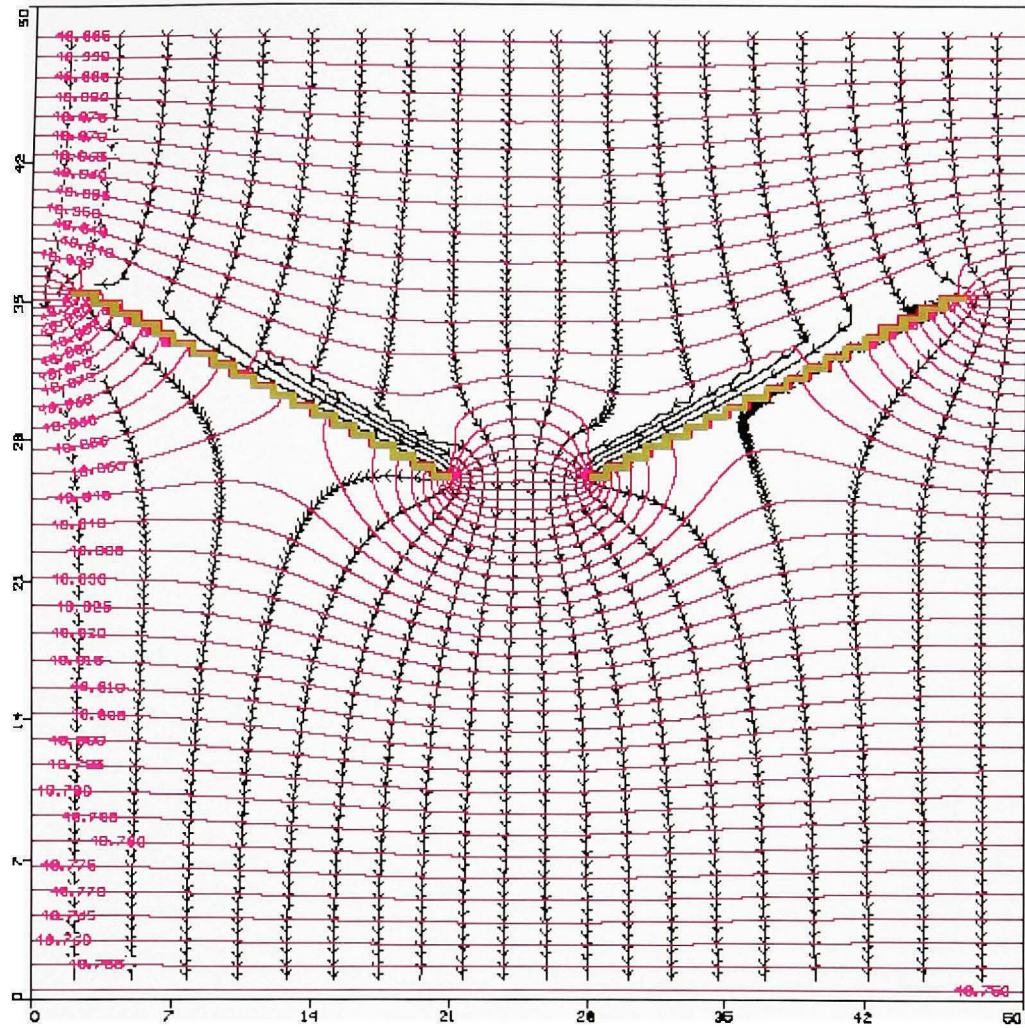


Figure 4.19 TAG avec un entonnoir de 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.

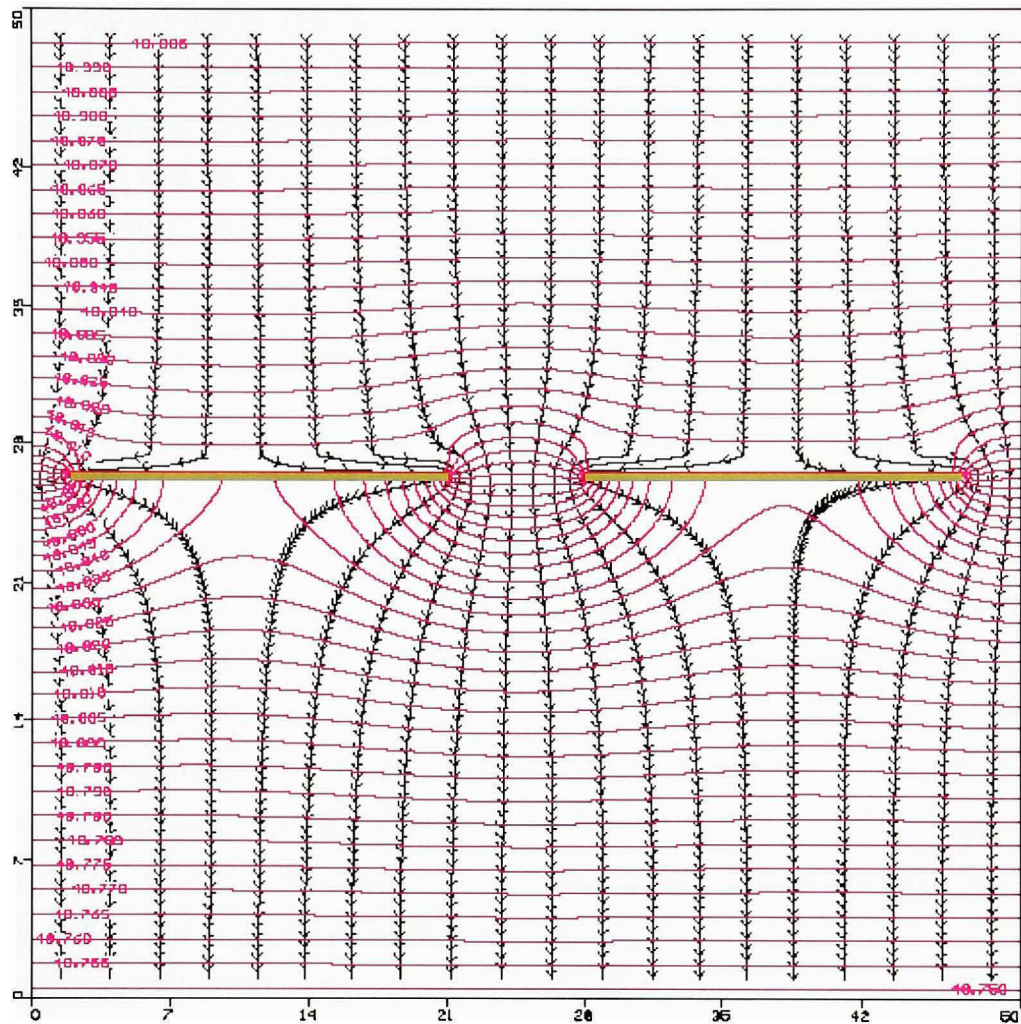


Figure 4.20 TAG avec un entonnoir de 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules.

4.2.2.3 Tranchées de réinfiltration

Bowles *et al.* (2000) ont également mentionné que dans les aquifères peu perméables (K max environ 10^{-6} m/s), il peut survenir des débordements par les côtés de l'entonnoir d'un FAG ainsi que sous celui-ci. Selon ces auteurs, l'ajout de tranchées drainantes derrière les murs imperméables pour créer un TAG est une solution partielle à ce problème. Aucun résultat dans cette étude ne confirme toutefois cette hypothèse. Par contre, les résultats présentés dans

les sections précédentes indiquent clairement qu'un TAG permet de diminuer les débordements de côtés et ainsi d'obtenir une aire de captage plus grande. Dans la présente section, les résultats obtenus suite à la modélisation de TAG avec ou sans tranchées de réinfiltration en aval de la porte seront présentés. Ces tranchées, également proposées par Bowles *et al.* (2000), permettent, en théorie, une meilleure évacuation de l'eau souterraine en aval de la porte dans les aquifères peu perméables, ce qui diminue l'accroissement des charges hydrauliques dans l'entonnoir et donc, les risques de débordements.

Les Figures 4.21 et 4.22 présentent des TAG dans des aquifères dont la conductivité hydraulique est de $K = 10^{-6}$ m/s. La conductivité hydraulique des tranchées est de $K = 10^{-2}$ m/s. La Figure 4.21 présente un TAG avec un angle d'ouverture de 45° sans tranchées de réinfiltration en aval de la porte, alors que la Figure 4.22 présente le même TAG avec de telles tranchées. En comparant les deux modèles, on observe que la présence des tranchées de réinfiltration facilite l'évacuation de l'eau souterraine en aval de la porte. En effet, le nombre de lignes équipotentiellles dans l'entonnoir est plus grand à la Figure 4.22, ce qui indique que la charge hydraulique diminue plus rapidement avec la distance d'écoulement dans l'entonnoir en présence des tranchées de réinfiltration. La distribution des lignes équipotentiellles dans la région de la porte est également différente selon qu'il y ait ou non des tranchées de réinfiltration. Le principal effet remarqué est qu'en présence des tranchées de réinfiltration, une plus grande proportion de l'eau souterraine est dirigée vers les tranchées drainantes. De plus, l'eau est distribuée dans les tranchées de réinfiltration, ce qui permettrait d'assurer une meilleure homogénéité du traitement en autant que la zone réactive (ex. oxygénation) soit générée dans les tranchées de réinfiltration elles-mêmes.

Par ailleurs, la zone de redistribution de l'eau souterraine en aval de la porte est plus étendue en présence de tranchées de réinfiltration, ce qui peut avoir une incidence sur l'étalement de la zone réactive en aval (ex. étalement du panache d'oxygène dissous). La vitesse d'écoulement en aval des tranchées de réinfiltration est également plus grande en absence de celles-ci. En effet, l'espacement entre les flèches sur les tracés de particules est plus grand qu'en absence de tranchées de réinfiltration et ce, pour un même intervalle de temps.

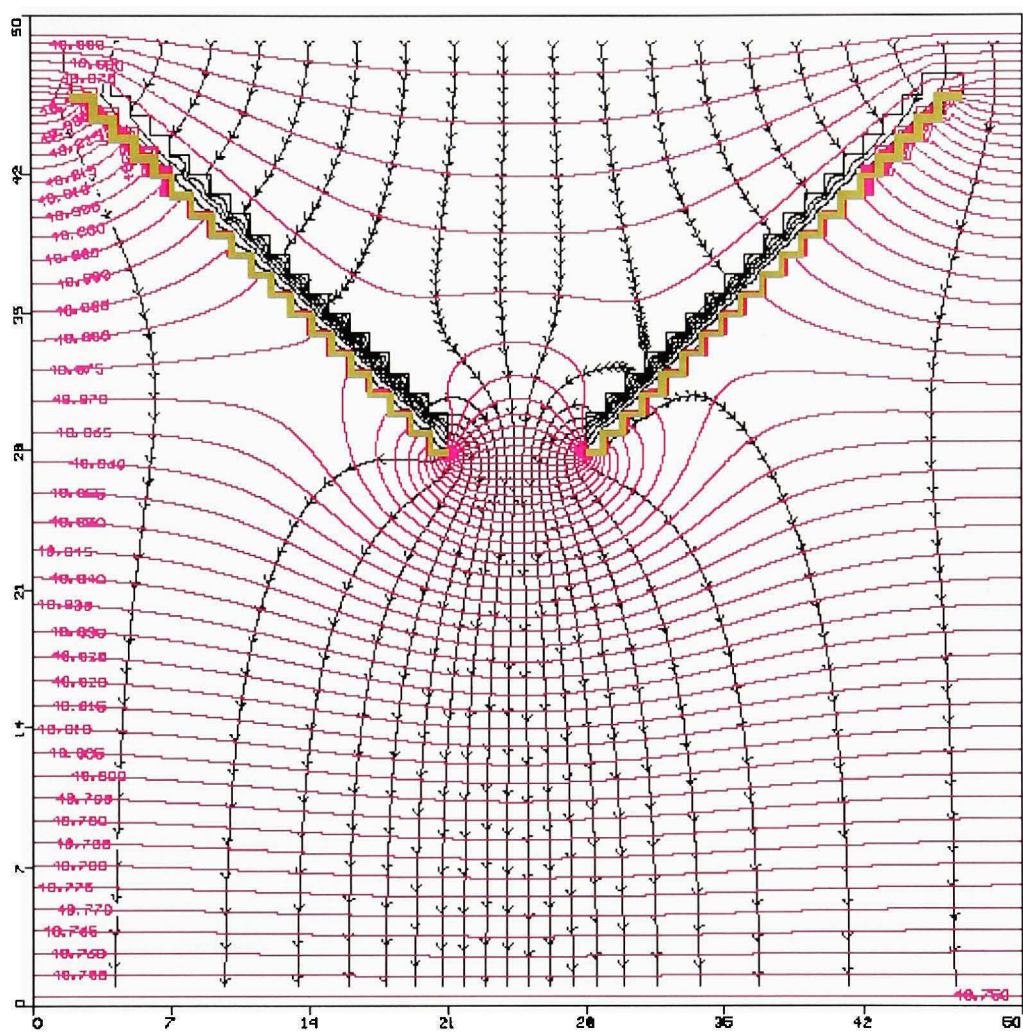


Figure 4.21 TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s sans tranchées de réinfiltration. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules.

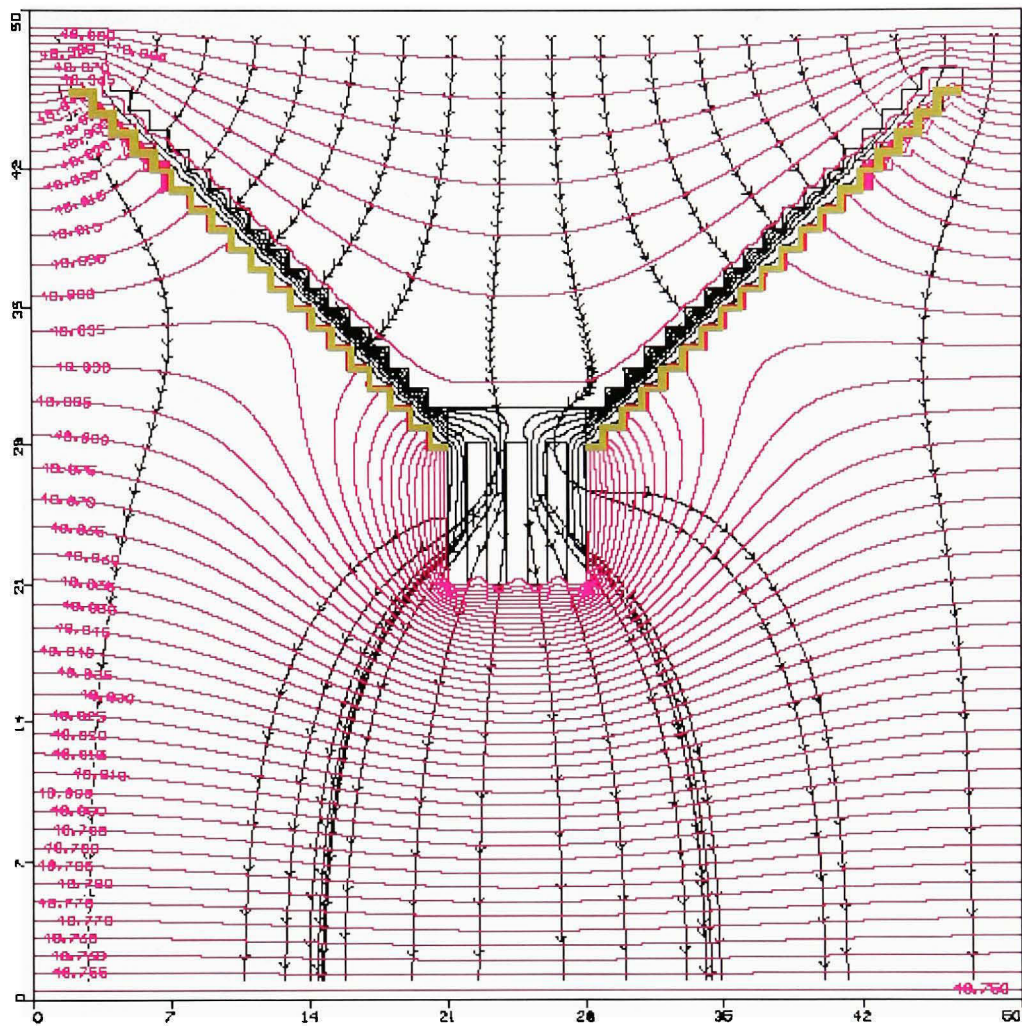


Figure 4.22 TAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s incluant les tranchées de réinfiltration. Intervalles entre les équipotentiels de 0,005 m et de 1440 jours entre les flèches des tracés de particules.

4.3 Modélisation du transport de l'oxygène dissous

4.3.1 Effet de K sur le transport de l'oxygène dissous (FAG)

Les Figures 4.23 à 4.30 présentent les résultats de modélisation des FAG montrant l'influence de la variation de la conductivité hydraulique sur le transport de l'oxygène

dissous dans les aquifères de $K=10^{-3}$ à $K=10^{-6}$ m/s. Un entonnoir d'un angle d'ouverture de 45° est utilisé dans cette présentation et l'oxygénation de l'eau souterraine se fait selon les dispositions en référence (section 4.1.2.1) pour deux rangées de puits et pour un mur perméable (section 4.1.2.2). Ces résultats font ressortir l'influence de K sur le panache d'oxygénation en aval de la source. Les autres angles d'ouverture c'est-à-dire 30° et 0° avec dans la zone réactive les autres dispositions (2d et 3d) sont présentés aux annexes IV et VI.

Lorsque des puits sont utilisés pour l'oxygénation de l'eau souterraine (Figures 4.23 à 4.26), on note qu'une diminution de K produit une coalescence du panache à des concentrations plus grandes mais que l'étalement du panache est réduit.

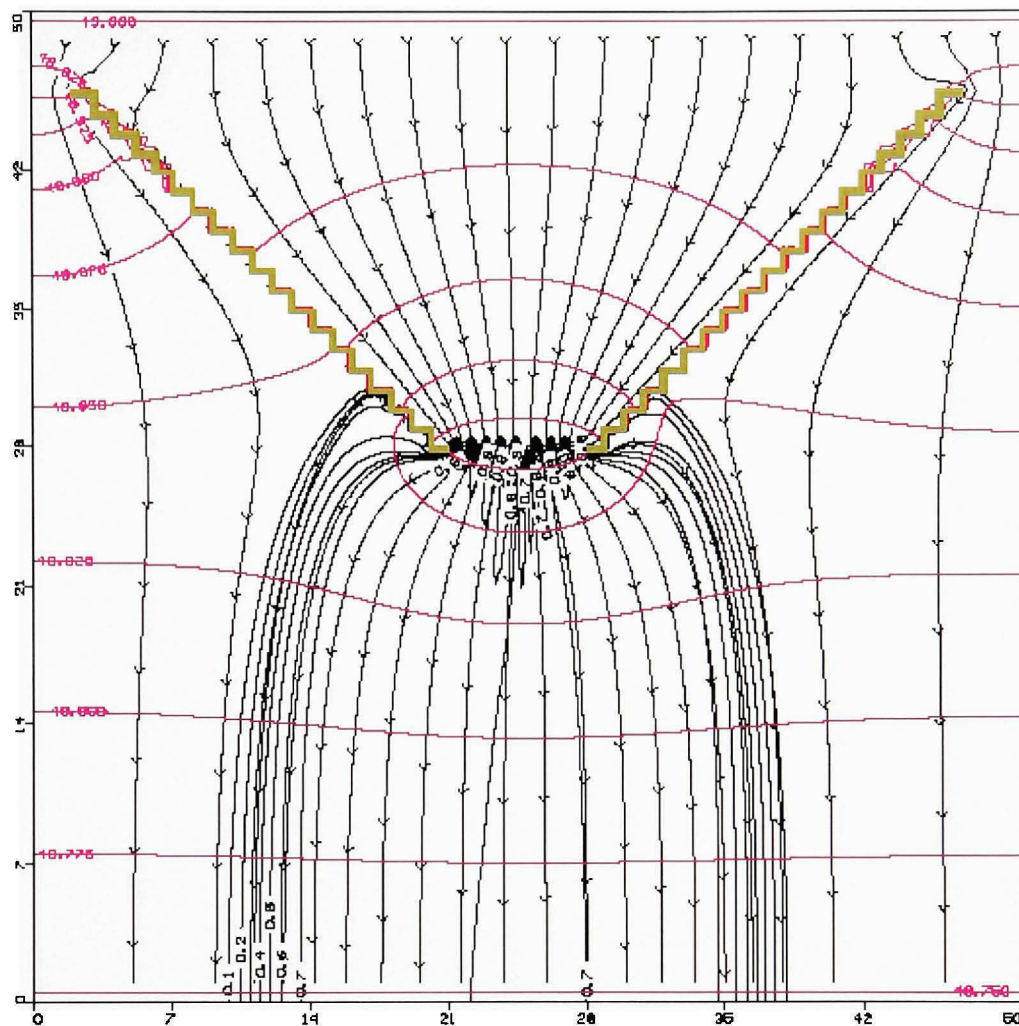


Figure 4.23 *Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits en quinconce dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-3}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

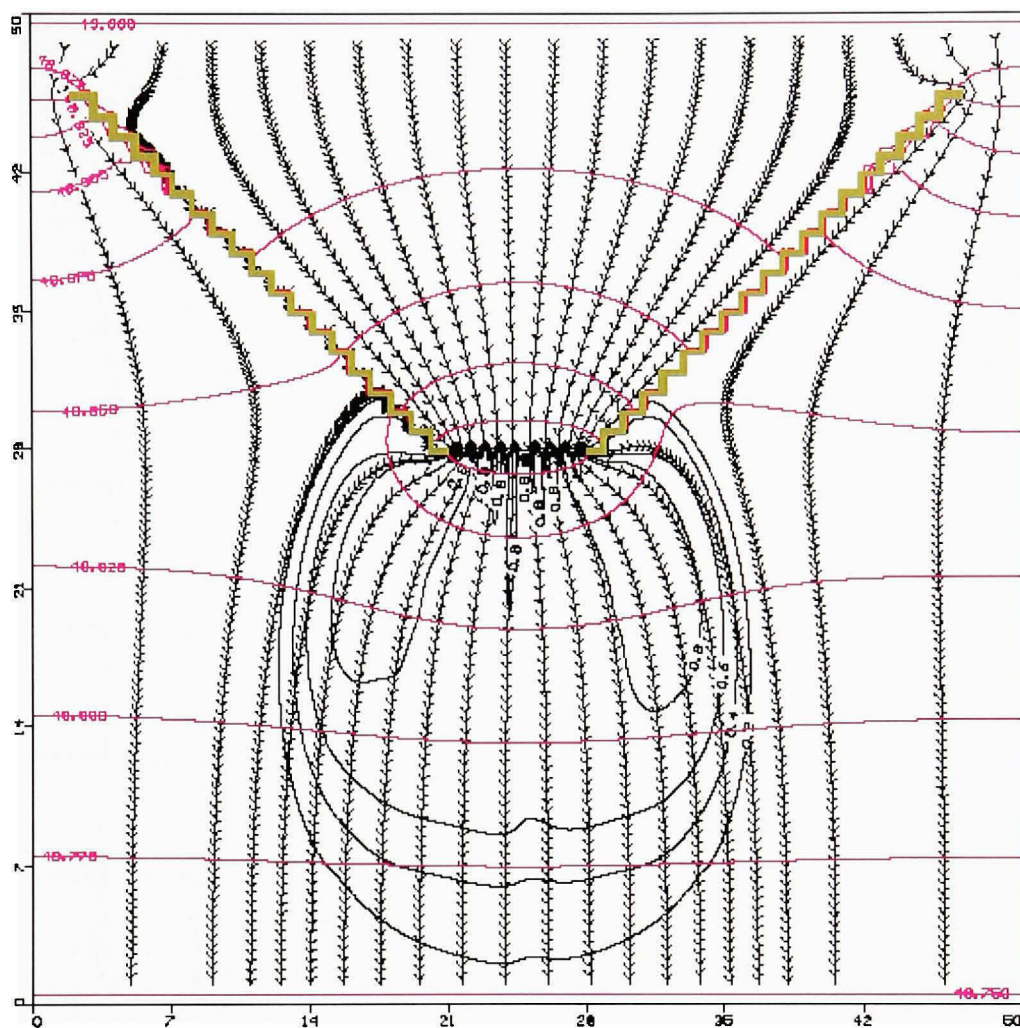


Figure 4.24 *Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits en quinconce dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

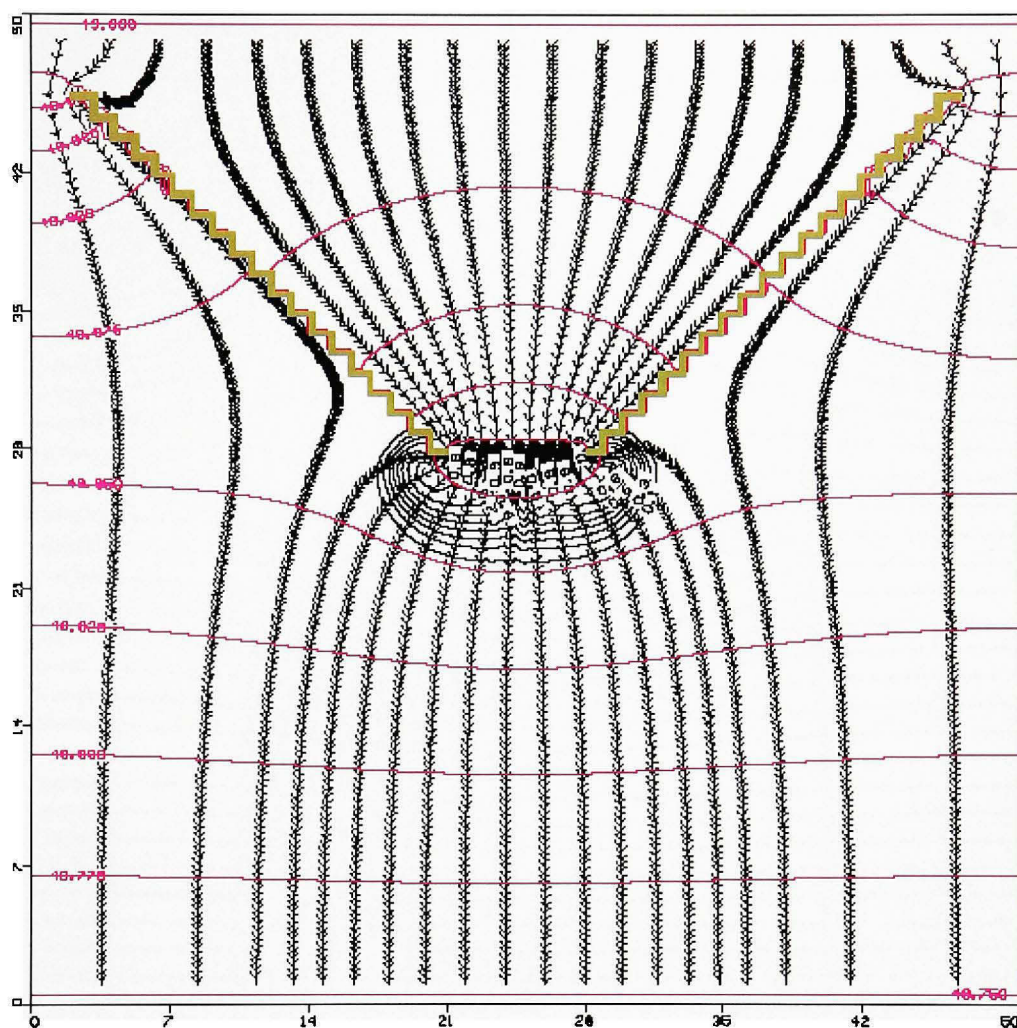


Figure 4.25 *Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-5}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

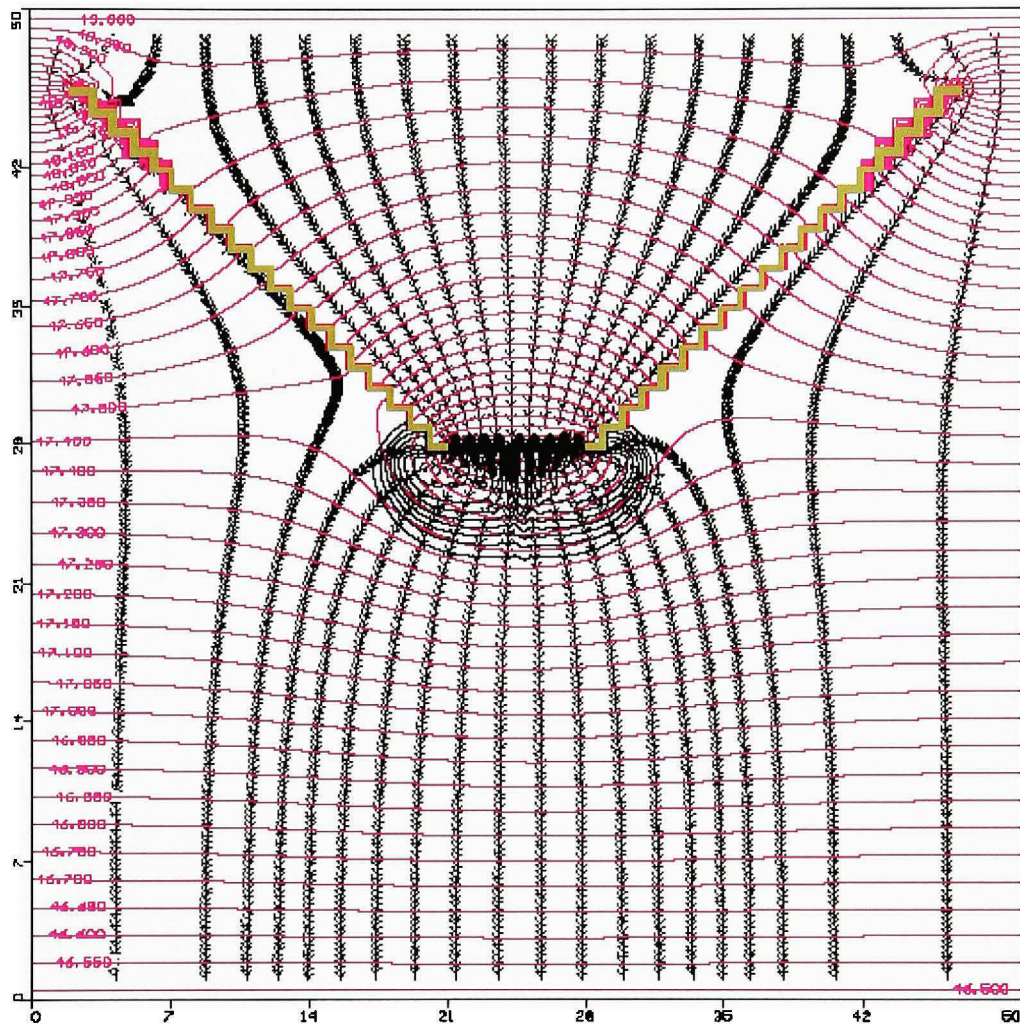


Figure 4.26 *Transport de O_2 à partir de deux rangées de puits en quinconce dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules, un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.*

Par ailleurs, lorsque la source d'oxygène dissous est un mur perméable (Figures 4.27 à 4.30), l'étalement du panache est affecté de manière similaire par une diminution de K , mais l'homogénéité du panache n'est pas affectée par les variations de K puisque celle-ci est inhérente à cette géométrie de la source d'oxygénation. Par ailleurs, pour une même valeur de K , les concentrations en oxygène dissous atteintes en aval de la porte sont plus grandes

lorsque la source d'oxygénation est un mur perméable plutôt qu'une série de puits et ce, à une même distance de transport. Par contre, dans le cas de la Figure 4.30, l'augmentation du gradient hydraulique proposée dans l'analyse du cas d'aquifère peu perméable contribue à accentuer cet effet. Pour un même gradient, cet effet est non remarqué pour la série de puits de la Figure 4.26. Le panache d'oxygénation est très peu étendu.

En ce qui concerne la différence observée entre les lignes piézométriques de la Figure 4.24 (puits) et celles de la Figure 4.28 (mur perméable), elle provient d'une légère modification du système causée par l'utilisation d'un mur perméable au lieu d'un ensemble de puits. Ceci est dû au fait que le mur perméable influence l'écoulement à travers la porte sur toute la largeur de cette dernière.

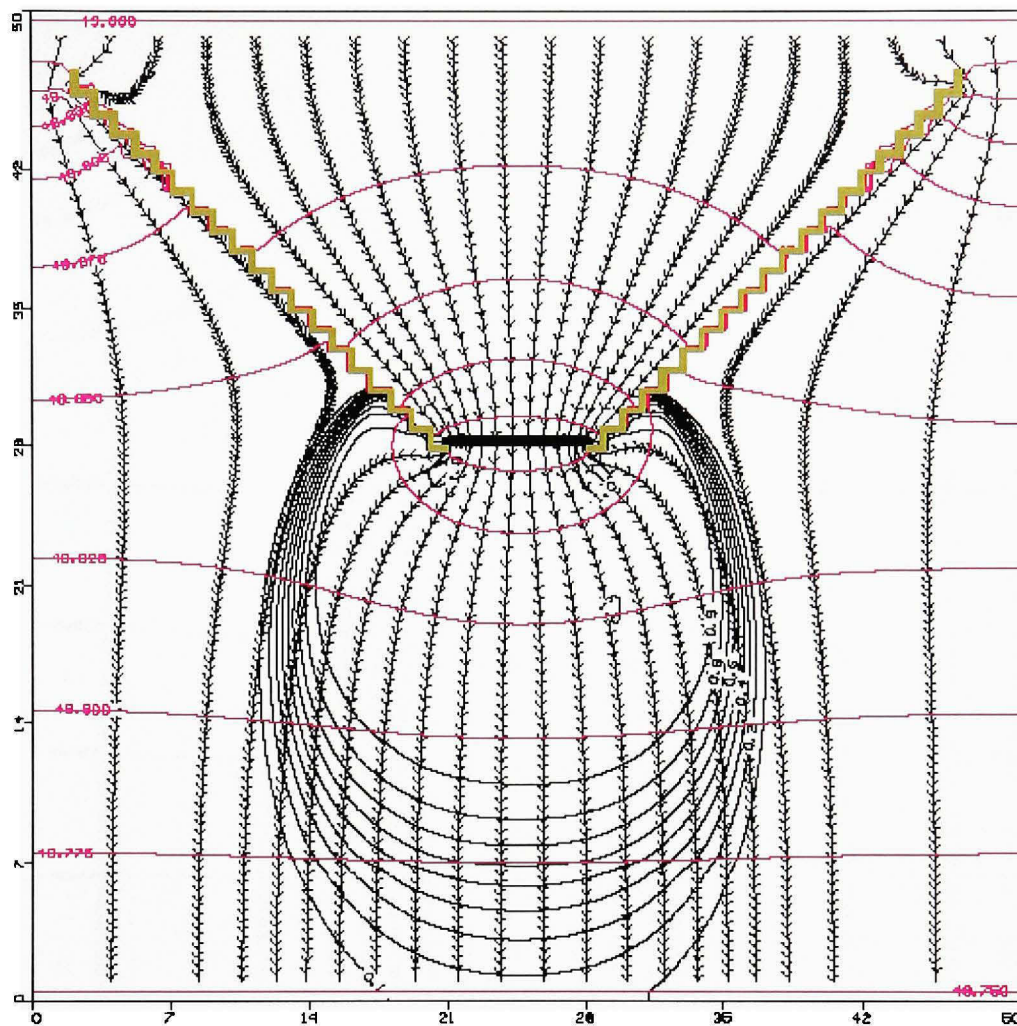


Figure 4.28 *Transport de O_2 à partir d'un mur perméable dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

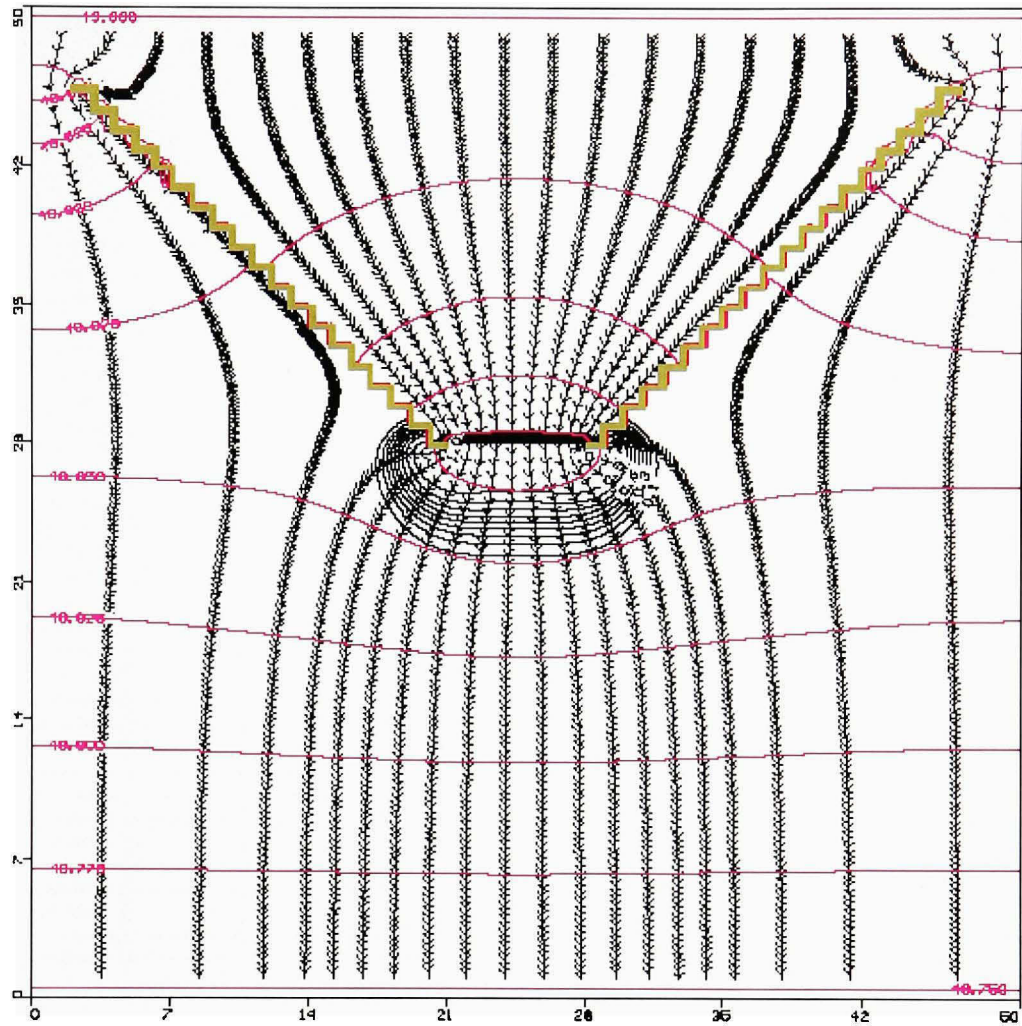


Figure 4.29 *Transport de O_2 à partir d'un mur perméable dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-5}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

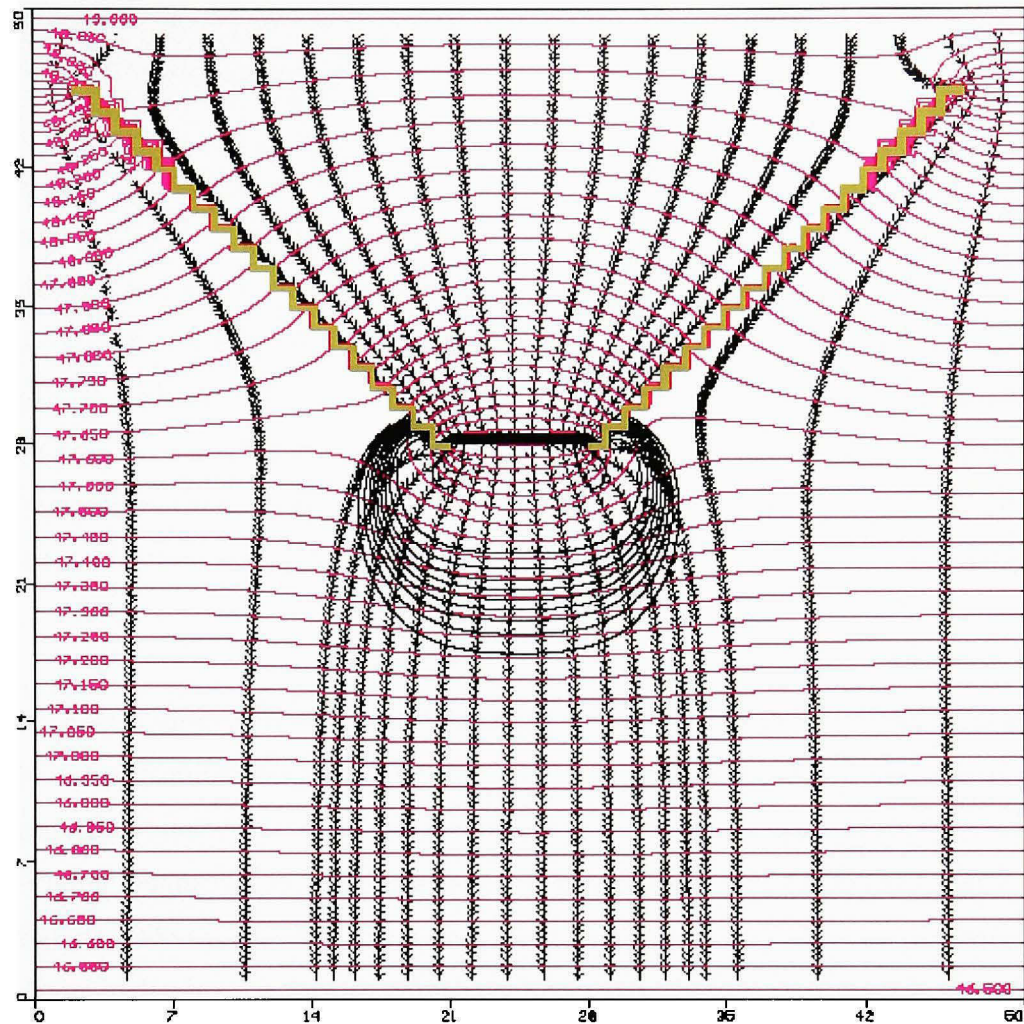


Figure 4.30 *Transport de O_2 à partir d'un mur perméable dans la porte d'un FAG dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules suivant un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.*

4.3.2 Effet de K sur le transport de l'oxygène dissous (TAG)

Les Figures 4.31 à 4.34 présentent les résultats de modélisation des TAG montrant l'influence de la variation de la conductivité hydraulique sur le transport de l'oxygène dissous dans les aquifères de $K=10^{-4}$ à $K=10^{-6}$ m/s. Comme pour le FAG, un entonnoir de 45°

est présenté avec les mêmes configurations de sources d'oxygénation. Les résultats pour les autres angles d'ouverture sont présentés aux annexes VII et IX.

La conductivité hydraulique de l'aquifère influence l'étalement et l'homogénéité du panache produit en aval des TAG de manière similaire aux FAG. Par contre, les résultats montrent que l'utilisation d'un TAG en conjonction avec un système d'oxygénation produit des panaches plus étalés, donc de plus grandes dimensions, que pour des FAG dans des aquifères identiques. Par ailleurs, dans le cas des puits d'oxygénation, le TAG permet une plus grande homogénéité du panache que le FAG. Cet effet est particulièrement remarquable en comparant les résultats pour l'aquifère dont $K = 10^{-4}$ m/s (Figure 4.31). Ceci est dû notamment à la dispersion plus grande de l'eau souterraine en aval de la porte produite par le TAG.

Suite aux observations faites sur les Figures 4.31 et 4.32 pour les deux rangées de puits, il est constaté une discontinuité dans la coalescence de l'oxygène dissous près des sources en aval de la zone de traitement. Cependant, à mesure que l'oxygène dissous coalesce en aval, la concentration augmente à des contours plus uniformes particulièrement dans le cas d'aquifère de référence ($K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées de $K=10^{-2}$ m/s). La diminution de la conductivité hydraulique influence davantage le transport de l'oxygène dissous en produisant non seulement des contours plus uniformes en aval de la source mais aussi une zone d'oxygénation plus étalée et ce, en considérant la même distance et le même temps de parcours (Figures 4.31 et 4.32). C'est ainsi des contours d'oxygène dissous plus uniformes sont observés à des concentrations relatives de 0,7 et 0,8 pour les deux rangées de puits et le mur perméable respectivement. Par ailleurs, lorsque l'aquifère est peu perméable ($K=10^{-6}$ m/s), la vitesse d'écoulement étant plus faible, les contours sont plus uniformes et plus rapprochés de la source pour les deux rangées de puits avec une discontinuité moins prononcée à certains endroits. Lorsque la zone de traitement est représentée par un mur perméable, une légère différence dans la coalescence de l'oxygène est notée. Suivant les mêmes caractéristiques de l'aquifère, l'oxygène coalesce sur une distance plus grande tel qu'illustré sur les Figures 4.33 et 4.34.

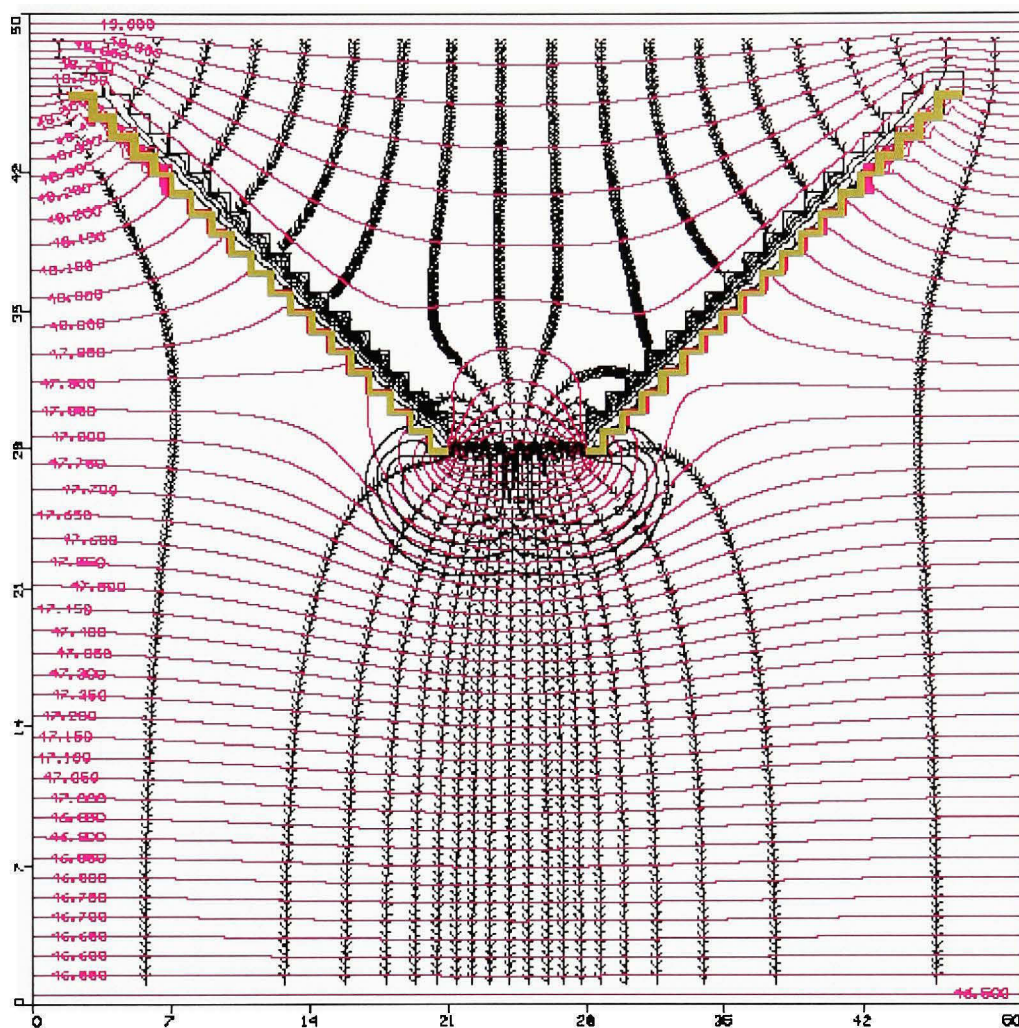


Figure 4.32 *TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

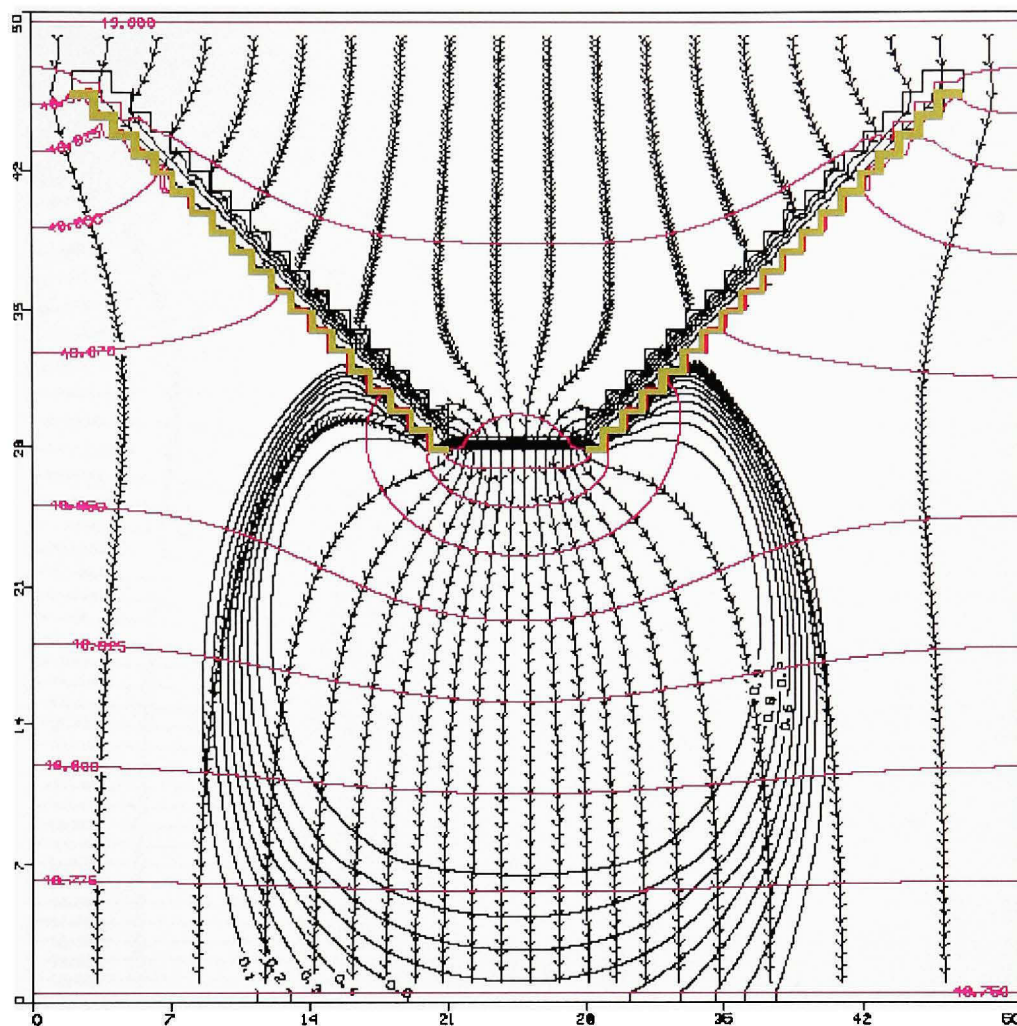


Figure 4.33 TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

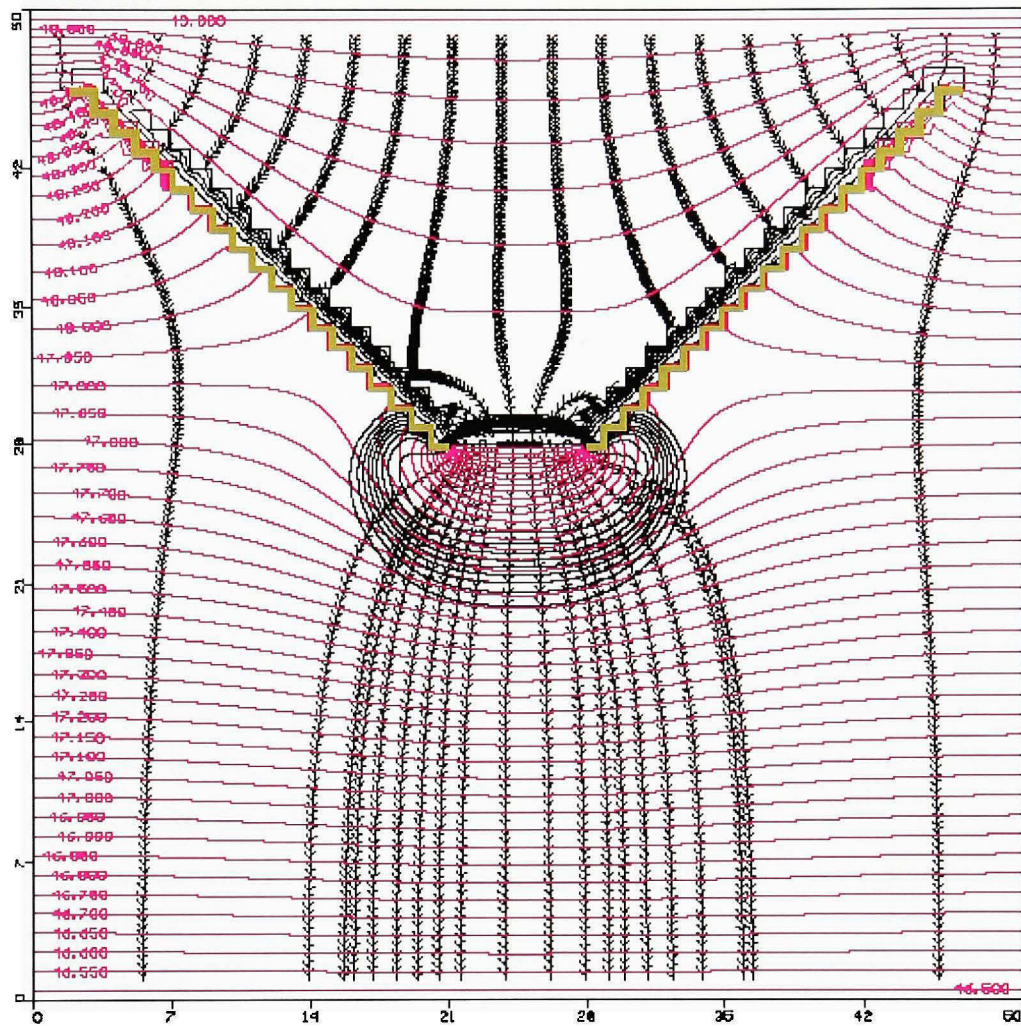


Figure 4.34 TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentielle de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

4.3.3 Effet de l'angle d'ouverture de l'entonnoir sur le transport de l'oxygène dissous (FAG)

En comparant les angles d'ouvertures de 30° et de 0° à celui de 45° (Figures 4.35 à 4.38), il est possible de remarquer que chacune des géométries produit des panaches d'oxygène dissous qui sont significativement plus développés, c'est-à-dire plus étalés et plus homogènes

(dans le cas des puits), qu'en absence d'entonnoir. Dans l'état actuel de la modélisation effectuée, il a été remarqué que dans la plupart, l'angle d'ouverture de 45° permet d'obtenir un panache d'oxygénation plus développé que pour les autres angles d'ouverture et ce, à la fois pour les puits et pour le mur perméable. Ceci est dû au fait que l'angle d'ouverture de 45° produit une aire de captage de l'eau souterraine plus grande que les autres géométries (section 4.2). Ainsi, le FAG avec un angle d'ouverture de 45° produit des concentrations en oxygène dissous plus grandes et plus uniformes à une plus grande distance en aval de la porte, alors que les deux autres configurations produisent des résultats d'oxygénation similaires.

Les Figures 4.35 à 4.38 présentent les résultats de modélisation montrant l'influence de la variation de l'ouverture de l'entonnoir des FAG sur le transport de l'oxygène dissous. L'entonnoir d'angle d'ouverture de 45° ayant fait l'objet de présentation pour la conductivité hydraulique; alors ces résultats sont présentés en considérant un entonnoir de 30° et 0° suivant l'aquifère de référence ($K=10^{-4}$ m/s) toujours avec deux rangées de puits disposées en quinconce (section 4.1.2.1) ou un mur perméable (section 4.1.2.2) comme source d'oxygénation. Les autres résultats c'est-à-dire les dispositions de 2d et 3d sont inclus aux annexes VI et VIII.

D'après les résultats des Figures 4.35 et 4.36, pour une même longueur de mur transversale à l'écoulement, des contours d'oxygène dissous plus uniformes sont observés avec une concentration relative de l'ordre de 0,7 en référence à la section 4.1.2.1. Le panache d'oxygénation est légèrement plus étalé mais sur une distance plus petite en aval des sources. En se référant à un entonnoir de 45° , lequel a fait l'objet de discussion à la section 3.2, les discontinuités, pour un entonnoir d'ouverture de 30° , se produisent plus près de la zone réactive. En ce qui concerne le mur perméable, une diminution de la discontinuité est constatée alors que l'oxygène coalesce à des contours plus uniformes. La concentration relative est plus élevée pour un même temps de parcours tout en observant un panache légèrement plus étalé.

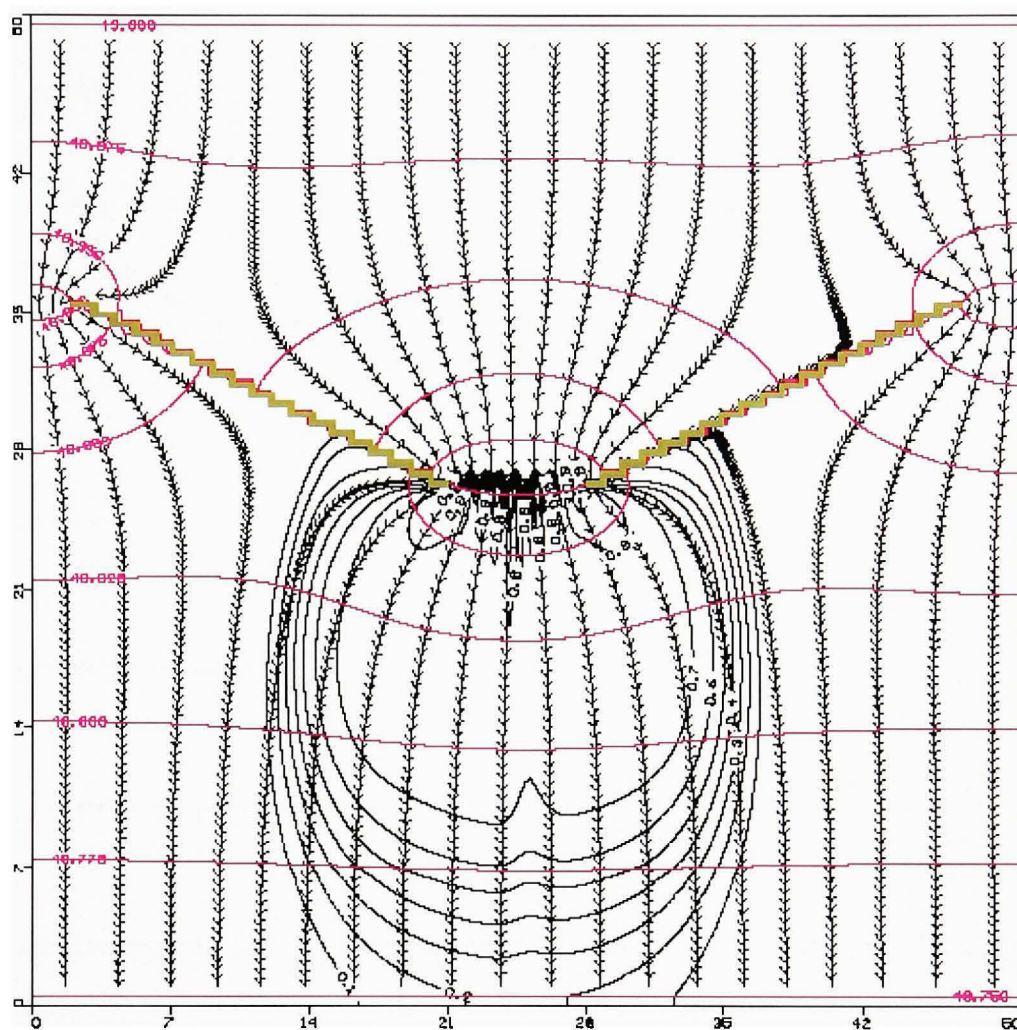


Figure 4.35 *FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

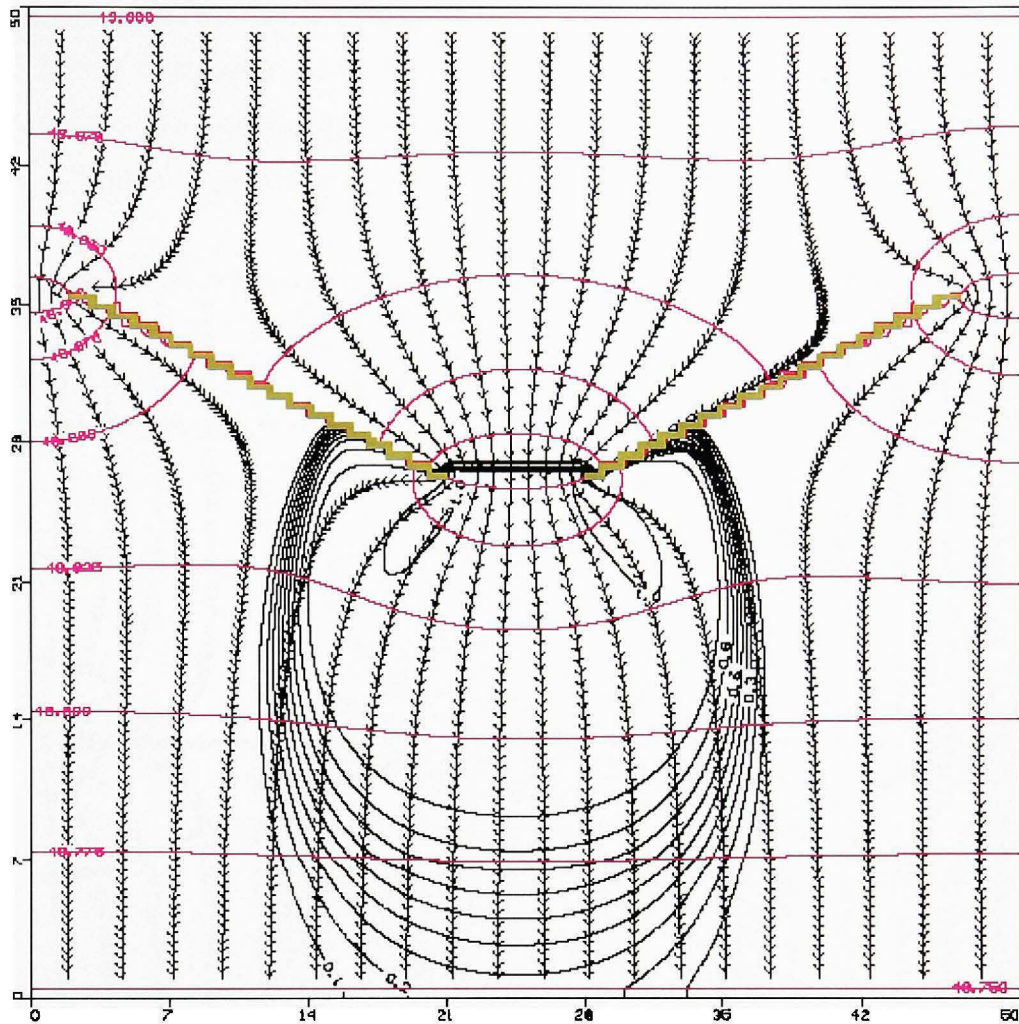


Figure 4.36 *FAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

En ce qui concerne un entonnoir de 0° projetant la même longueur transversale à l'écoulement, malgré la discontinuité près de la zone réactive; le panache d'oxygénation est plus étalé en aval de la porte. Pour la même disposition des puits, une légère différence est constatée dans la concentration relative dont la valeur est certes de 0,7 mais sur une plus grande distance. Une fois de plus, ces résultats démontrent l'influence de la largeur de l'entonnoir sur le transport de l'oxygène dissous. En résumé, pour un entonnoir de 45°,

l'oxygène coalesce sur une plus grande distance comparativement aux entonnoirs de 30° et 0° . Par contre, l'entonnoir de 0° fournit un meilleur panache d'oxygénation que le 30° . Néanmoins, la zone réactive représentée par un mur perméable démontre une discontinuité dans les contours d'oxygène dissous qui est absente dans le cas de l'entonnoir de 45° .

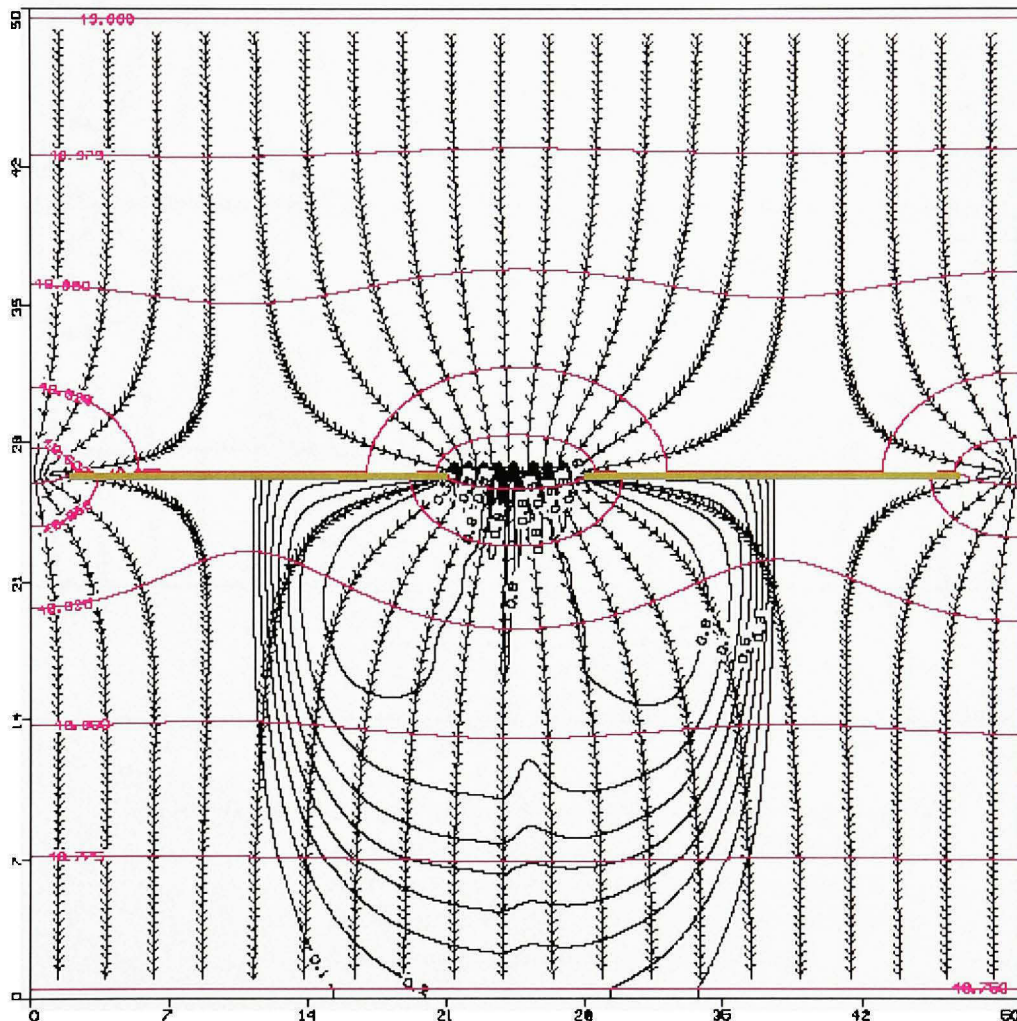
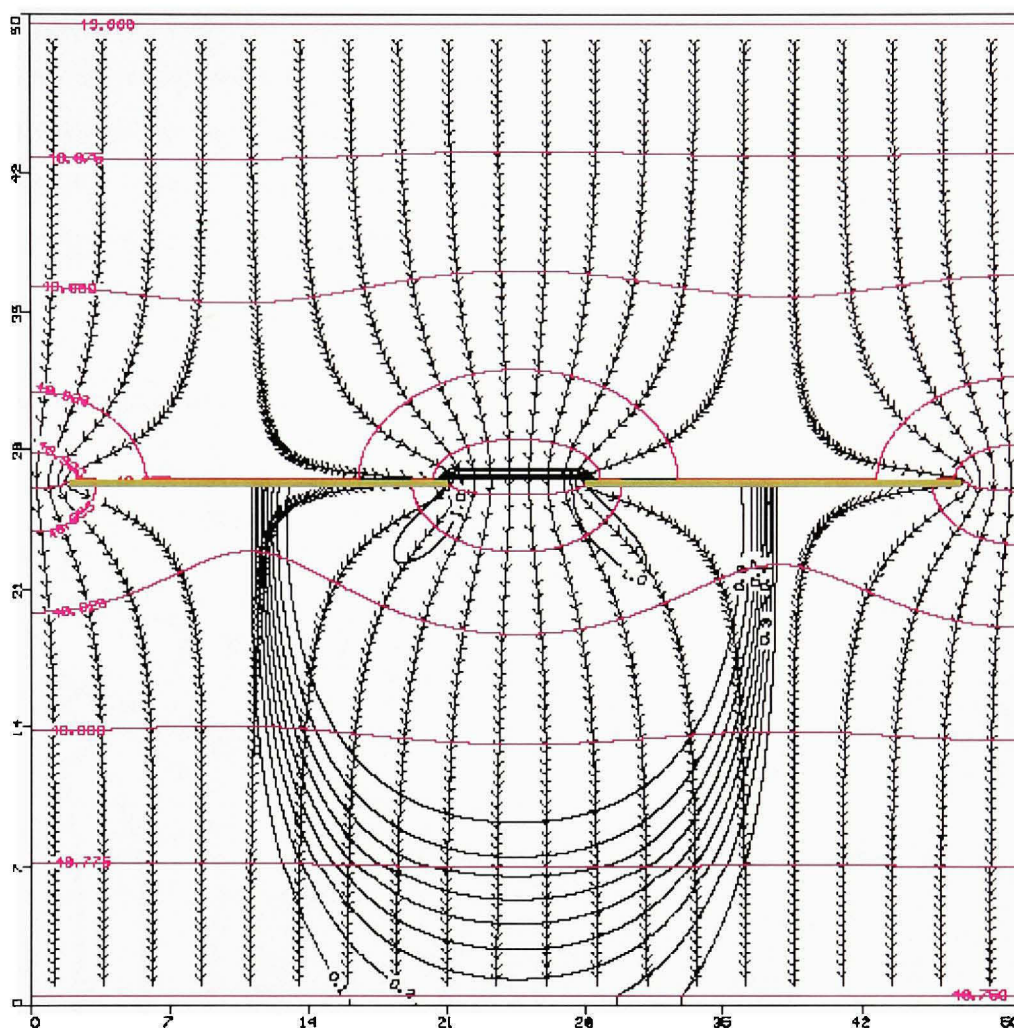


Figure 4.37 *FAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec deux rangées de puits dans en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*



d'oxygénation s'en trouve augmenté. La distribution piézométrique en aval de la porte produisant un écoulement latéral plus important pour les TAG, l'étalement du panache d'oxygénation s'en trouve augmenté. L'angle d'ouverture de 45° produit toujours un panache d'oxygénation plus développé. Par contre, il est possible de distinguer les panaches d'oxygénation produits par les autres angles d'ouverture, avec un panache plus étalé pour un angle de 30° que pour un angle de 0° .

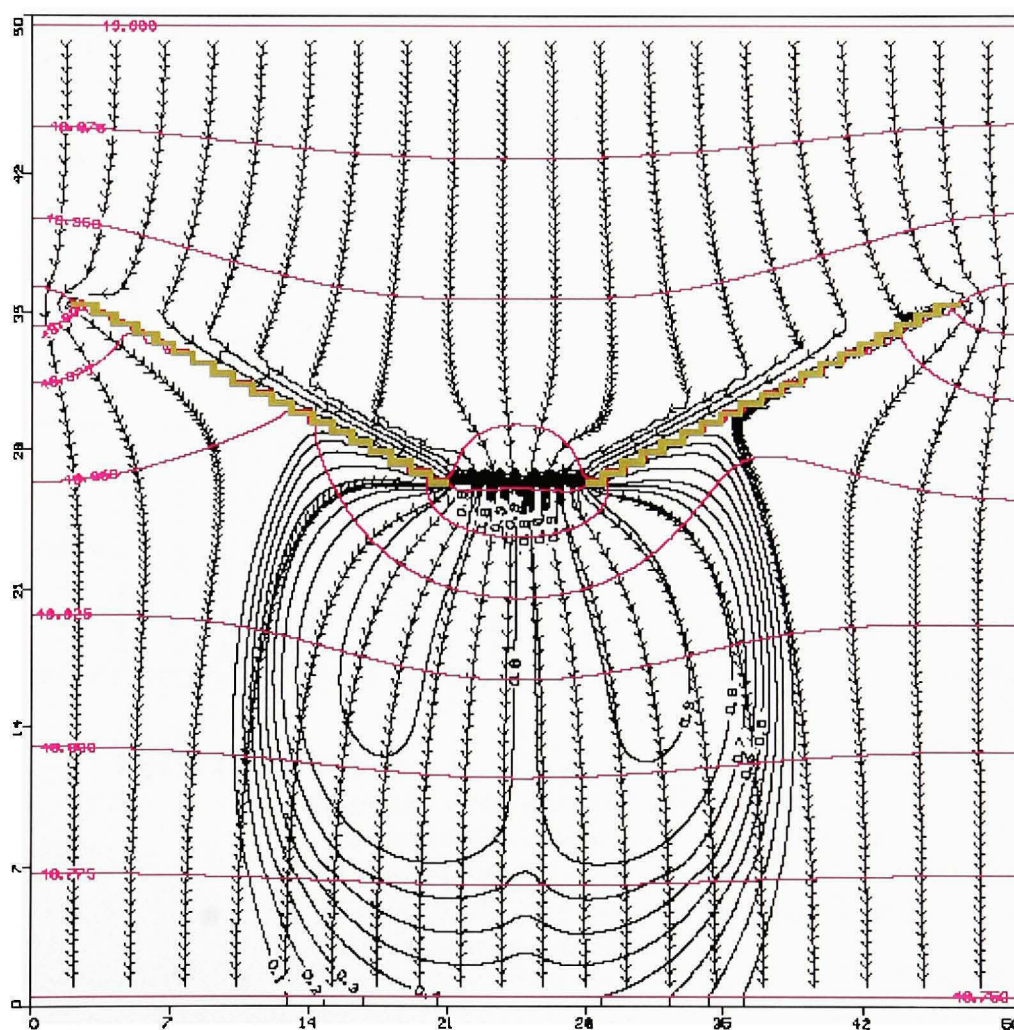


Figure 4.39 TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

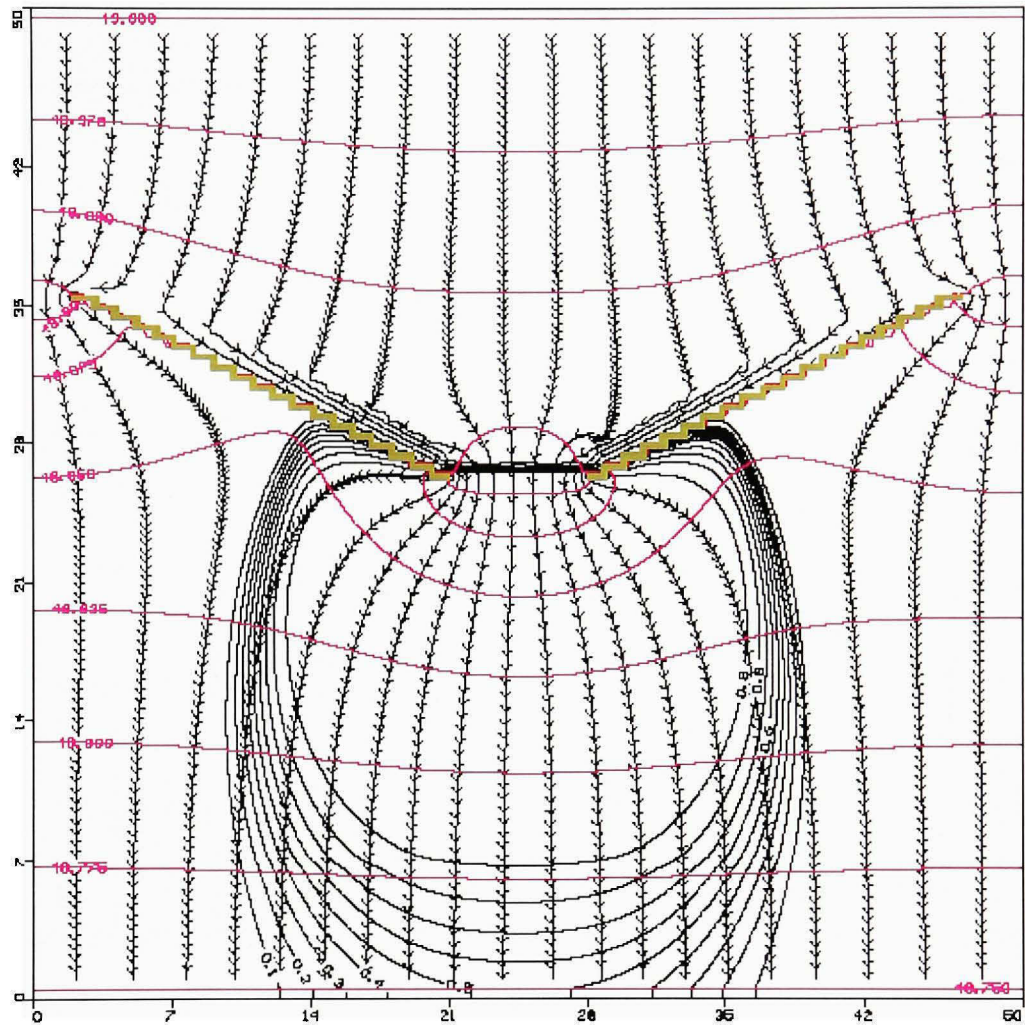


Figure 4.40 TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

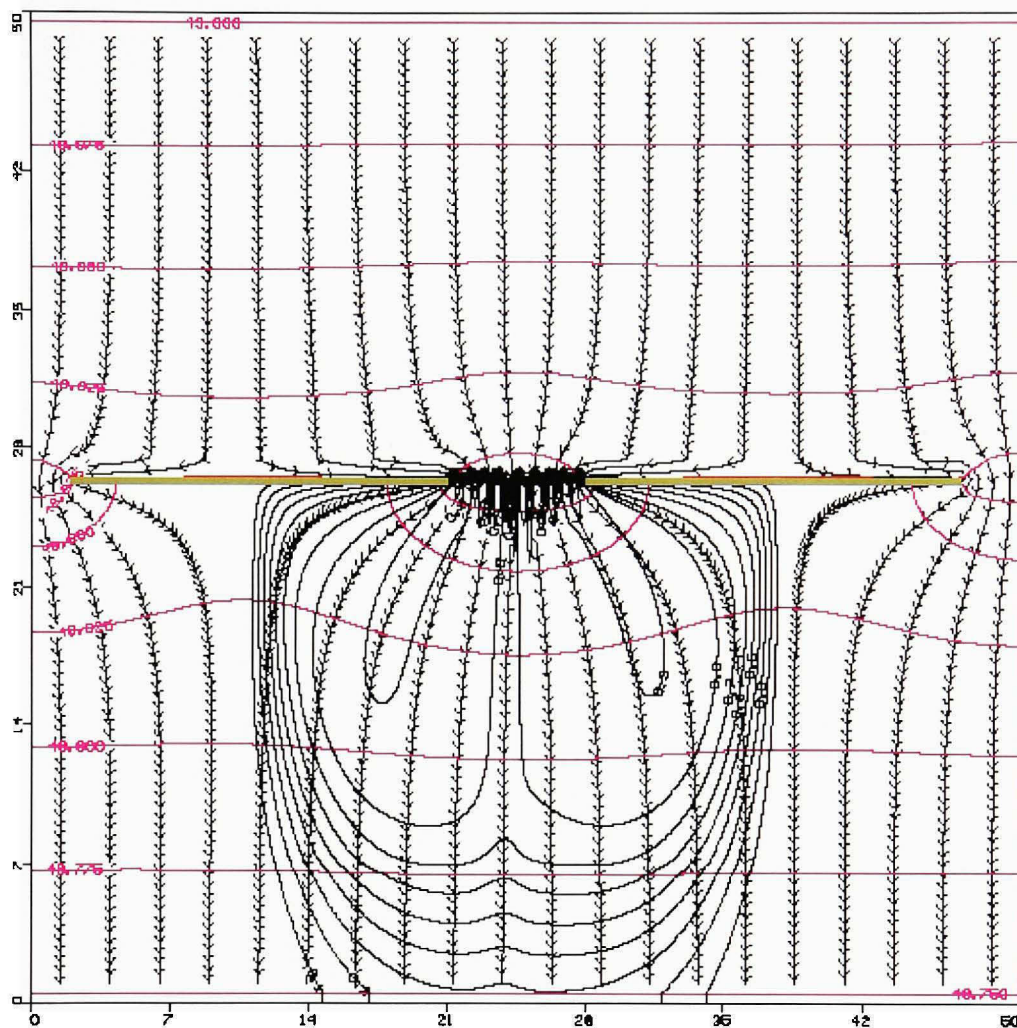


Figure 4.41 TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

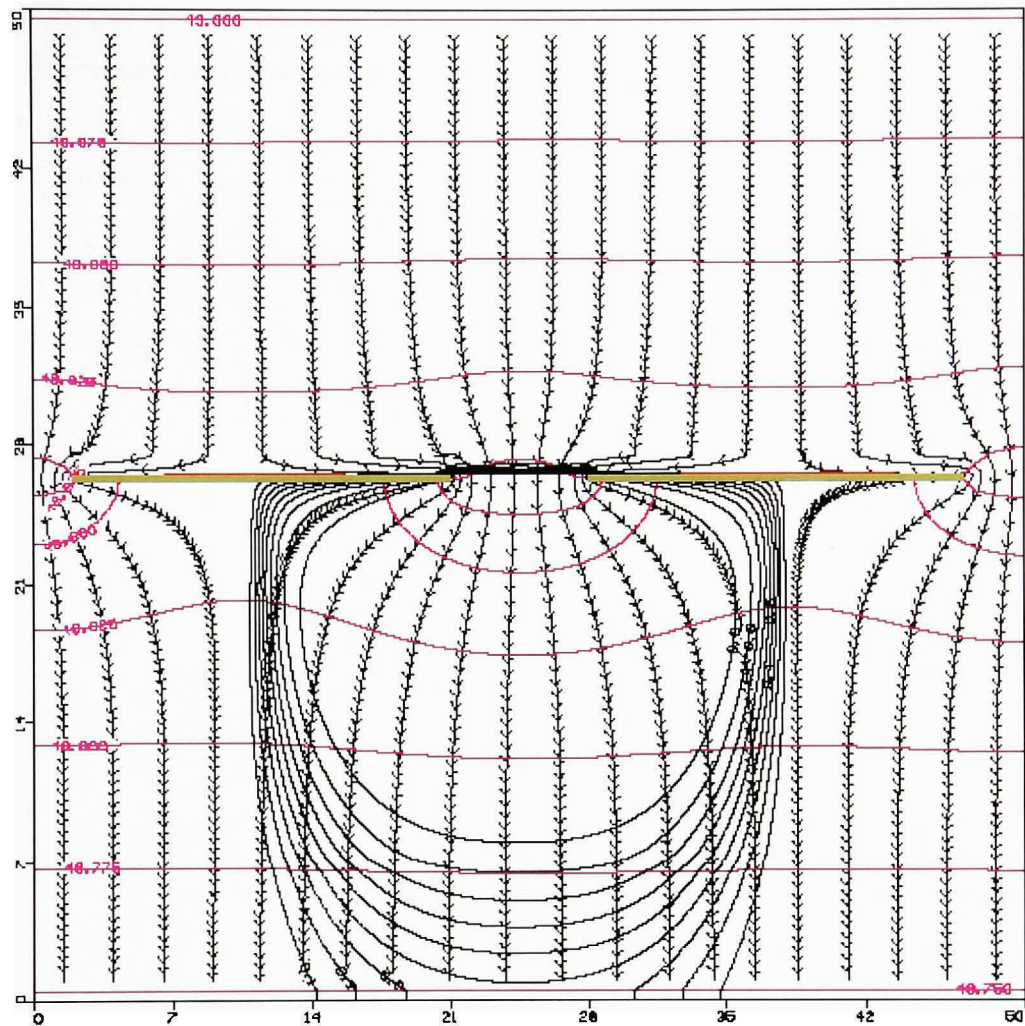


Figure 4.42 TAG 0° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s et des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s avec un mur perméable dans la porte. Intervalle entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

4.3.5 Effet des tranchées de réinfiltration des TAG sur le transport de l'oxygène dissous

Les tranchées de réinfiltration ont fait l'objet de discussion dans la section 4.2.2.3 et compte tenu du fait qu'elles semblent améliorer l'aire de captage, nous avons voulu montrer leur incidence sur le transport de l'oxygène dissous. Aussi, la Figure 4.43 présente les résultats de

modélisation de ces tranchées en considérant un exemple d'aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s). Pour cette simulation, un entonnoir de 45° a été utilisé.

Les résultats de la Figure 4.43 démontrent que la zone d'oxygénation est plus étalée qu'en absence des tranchées (voir Figure 4.31). Cette figure montre que le panache d'oxygénation coalesce à une valeur de concentration de 1 et ce, jusqu'à une distance équivalente à la limite inférieure du modèle. Le fait que la vitesse d'écoulement soit plus grande et qu'une bonne proportion de l'eau souterraine soit dirigée vers les tranchées contribuent à produire cet effet tel que déjà mentionné dans la section 4.2.2.3.

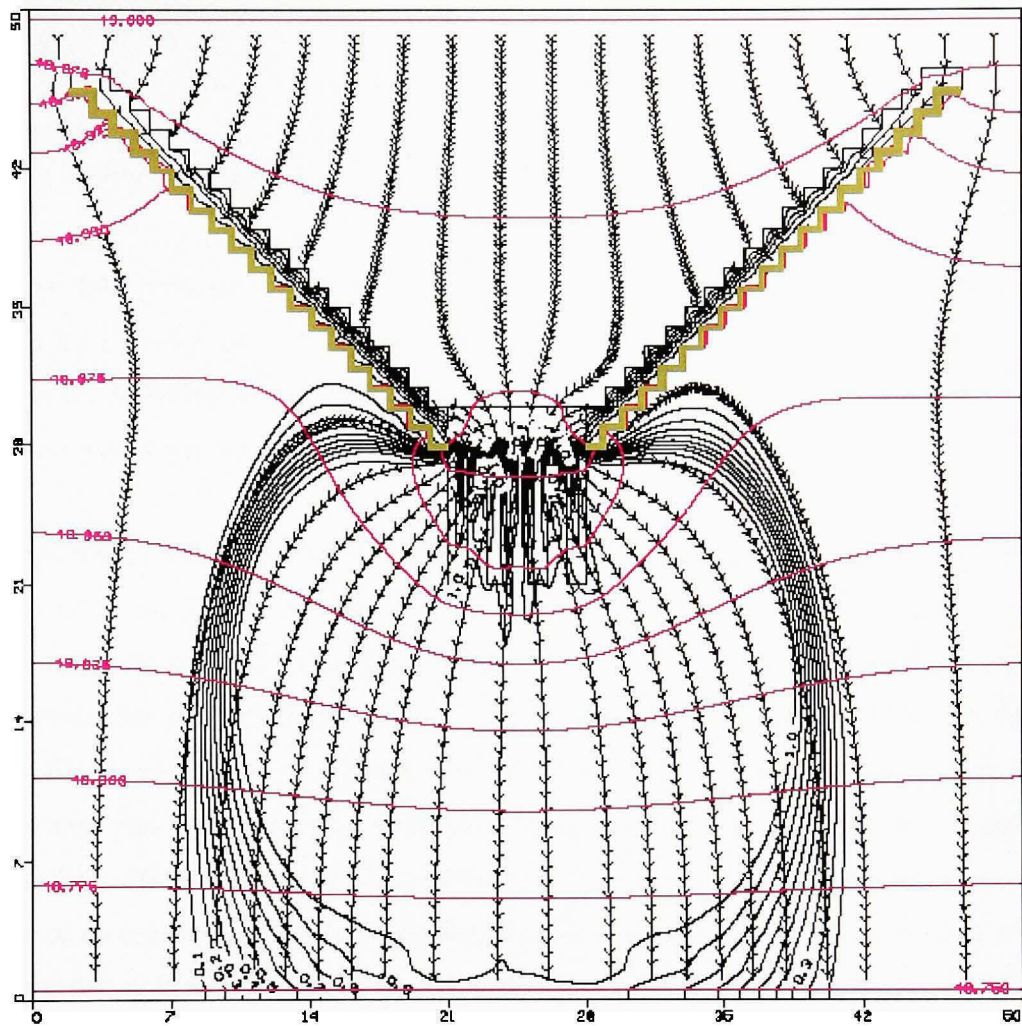


Figure 4.43 *Effet des tranchées de réinfiltration de $K=10^{-3}$ m/s en aval de la porte d'un TAG 45° sur le transport de l'oxygène dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

4.4 Modélisation de la biodégradation des BTEX

Ces simulations ont été réalisées afin de souligner comment le contrôle hydraulique permet le captage d'un panache de contamination. Elles ont également permis de constater comment l'homogénéité du panache d'oxygénation influence la mise en place d'une zone aérobie en

présence d'un panache de BTEX. Les conditions de modélisation sont détaillées au Tableau 3.3.

4.4.1 *Funnel-and-gate*

La Figure 4.44 présente les résultats obtenus pour un FAG dans un aquifère perméable de conductivité hydraulique ($K=10^{-4}$ m/s) et un temps de parcours de 730 jours (2 ans). Les BTEX se biodégradent instantanément selon le modèle de dégradation aérobie à l'équilibre utilisé pour ces simulations (Tableau 3.4).

En comparant la biodégradation des BTEX suite à une oxygénation produite par des puits (Figure 4.44) ou un mur perméable (Figure 4.45), on constate que l'hétérogénéité (discontinuité) du panache produit par les puits (section 4.3) affecte l'efficacité du traitement dans la porte. En effet, la Figure 4.44 montre que la dégradation des BTEX se poursuit dans le panache d'oxygénation puisque les concentrations en oxygène dissous notées dans le panache sont plus petites que celles notées dans le panache d'oxygénation seul (Figure 4.25) (c'est-à-dire : 70 à 80% de la concentration initiale). Il faudra éventuellement étudier l'influence du temps de séjour du contaminant dans le panache d'oxygénation sur l'efficacité du traitement, si la dégradation aérobie est décrite par une cinétique de réaction. Par contre, on note également un passage des BTEX par la porte dû à l'hétérogénéité du panache d'oxygénation produit par les puits. En effet, ces derniers étant des sources ponctuelles, il existe des zones dépourvues d'oxygène dissous aux extrémités de la porte. Cette situation peut être réglée par une réorganisation de la distribution des puits tel que montré à l'annexe X (Figures A.28 à A.30) ou en utilisant un mur perméable comme source d'oxygénation (Figure 4.45).

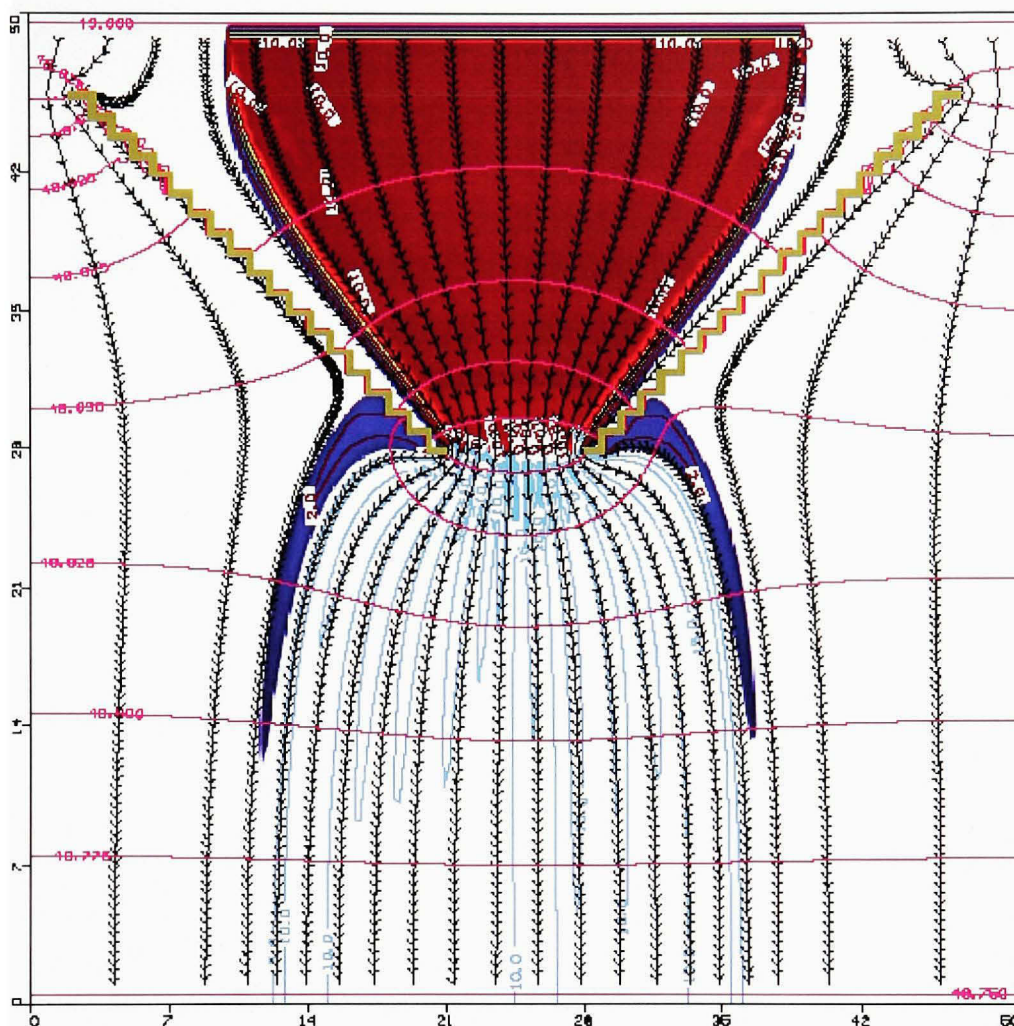


Figure 4.44 *Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

Note : Pour une meilleure compréhension des Figures 4.44 à 4.51, les plages de couleurs correspondent à des isocontours de concentration des BTEX tandis que les isocontours turquoises correspondent à la concentration en oxygène dissous.

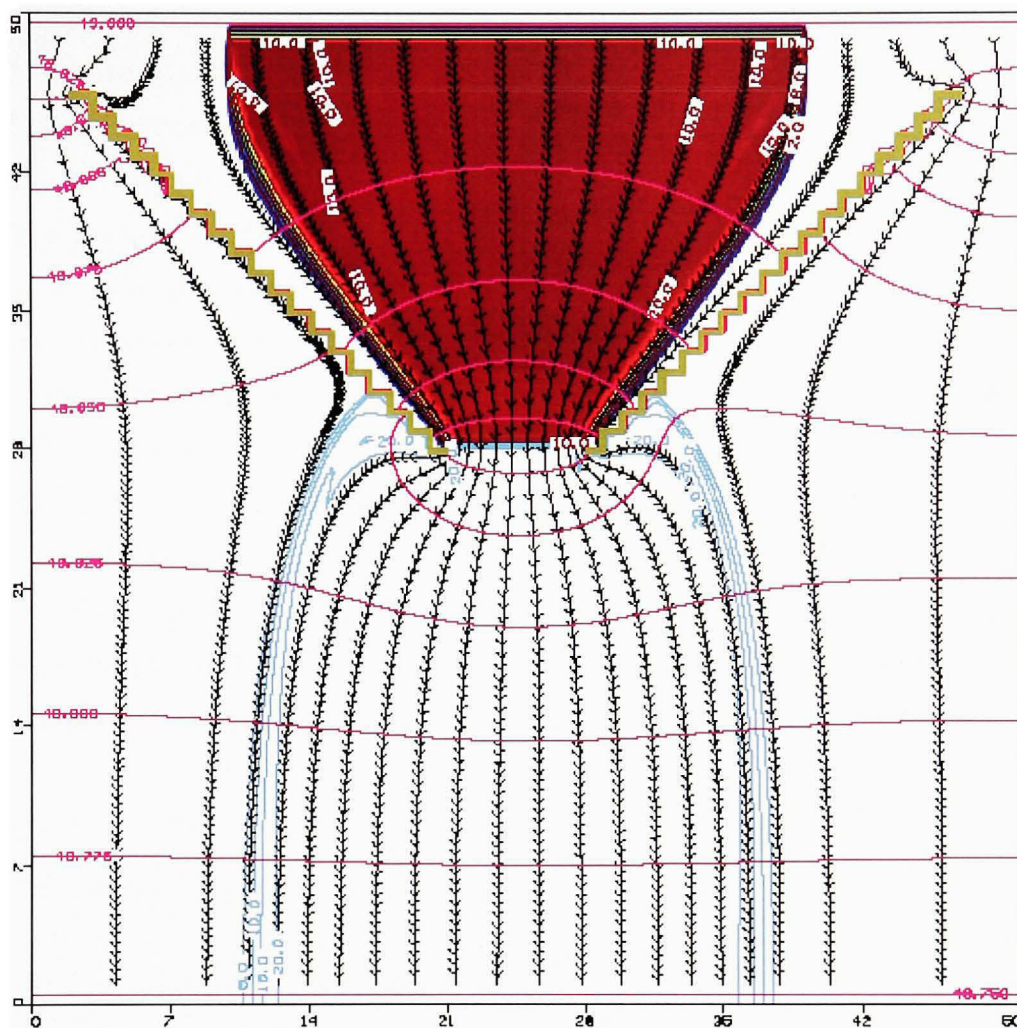


Figure 4.45 *Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

Les Figures 4.46 et 4.47 illustrent les résultats de modélisation de la biodégradation des BTEX en considérant un FAG avec un entonnoir ayant un angle d'ouverture de 0°. La Figure 4.47 montre que pour cet entonnoir, l'hétérogénéité (discontinuité) du panache d'oxygénation produit par les puits empêche que la totalité du panache de BTEX soit biodégradé à la porte. La diminution de la concentration en oxygène dissous à près de 50% de la concentration

initiale indique qu'une partie du panache de BTEX est dégradée en aval de la porte. Toutefois, selon le modèle de biodégradation instantanée utilisé, le panache d'oxygénation est suffisamment développé pour assurer une dégradation complète des BTEX. Par ailleurs, la Figure 4.47 montre qu'avec un mur perméable le panache de BTEX est instantanément dégradé à la porte. On observe sur la Figure 4.47 d'importants débordements des BTEX. Lorsque les puits d'oxygénation sont remplacés par un mur perméable, les débordements provenant de la porte sont contrôlés. Ceci démontre que ces débordements proviennent à la fois de la porte (comme pour le FAG avec un angle d'ouverture de 45°) et des extrémités de l'entonnoir. Ces débordements sont dus au fait que la taille de la source de BTEX est constante dans les modèles employés et que l'entonnoir avec un angle d'ouverture de 0° produit une aire de captage hydraulique moindre que celle produite par l'entonnoir avec un angle d'ouverture de 45° . Il est également possible de contrôler les débordements provenant de la porte par une amélioration de la configuration des puits d'oxygénation tel que proposé pour l'entonnoir de 45° (annexe X, Figure A.28).

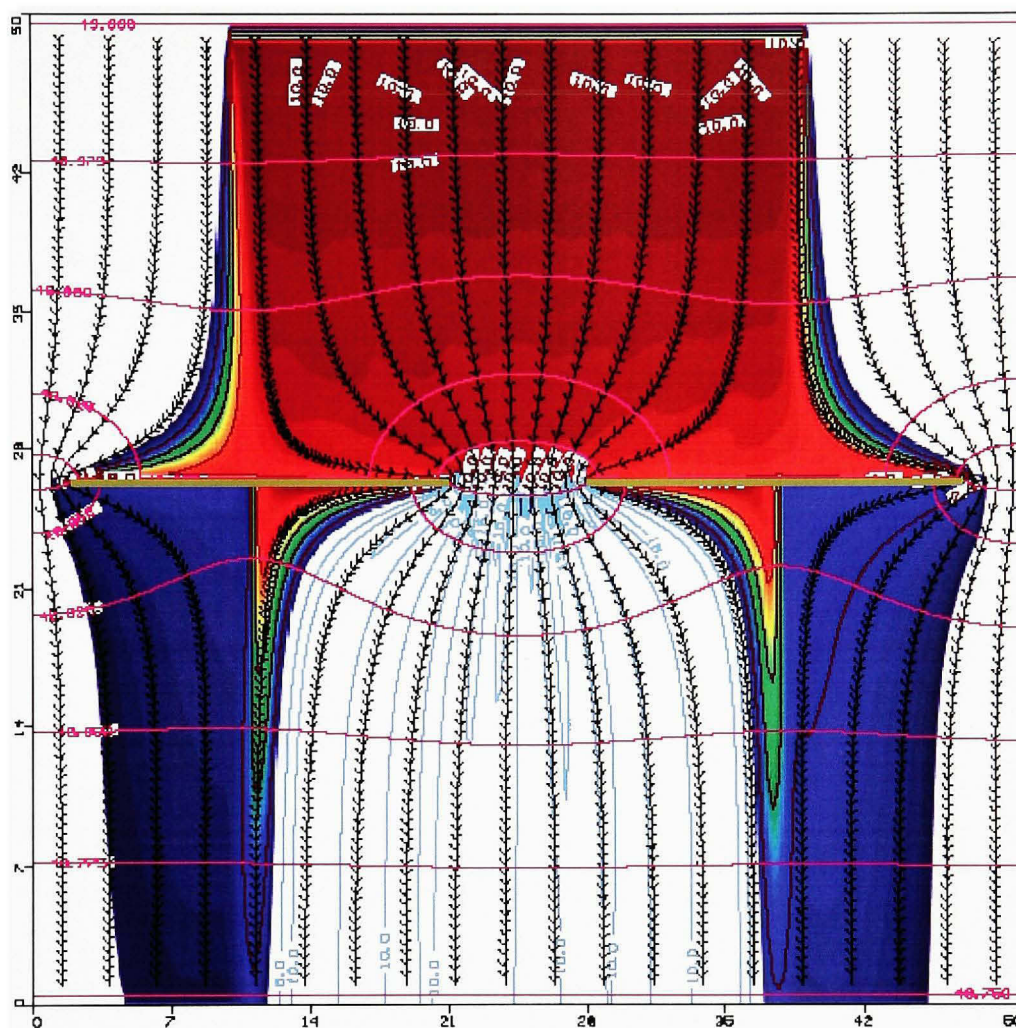


Figure 4.46 *Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

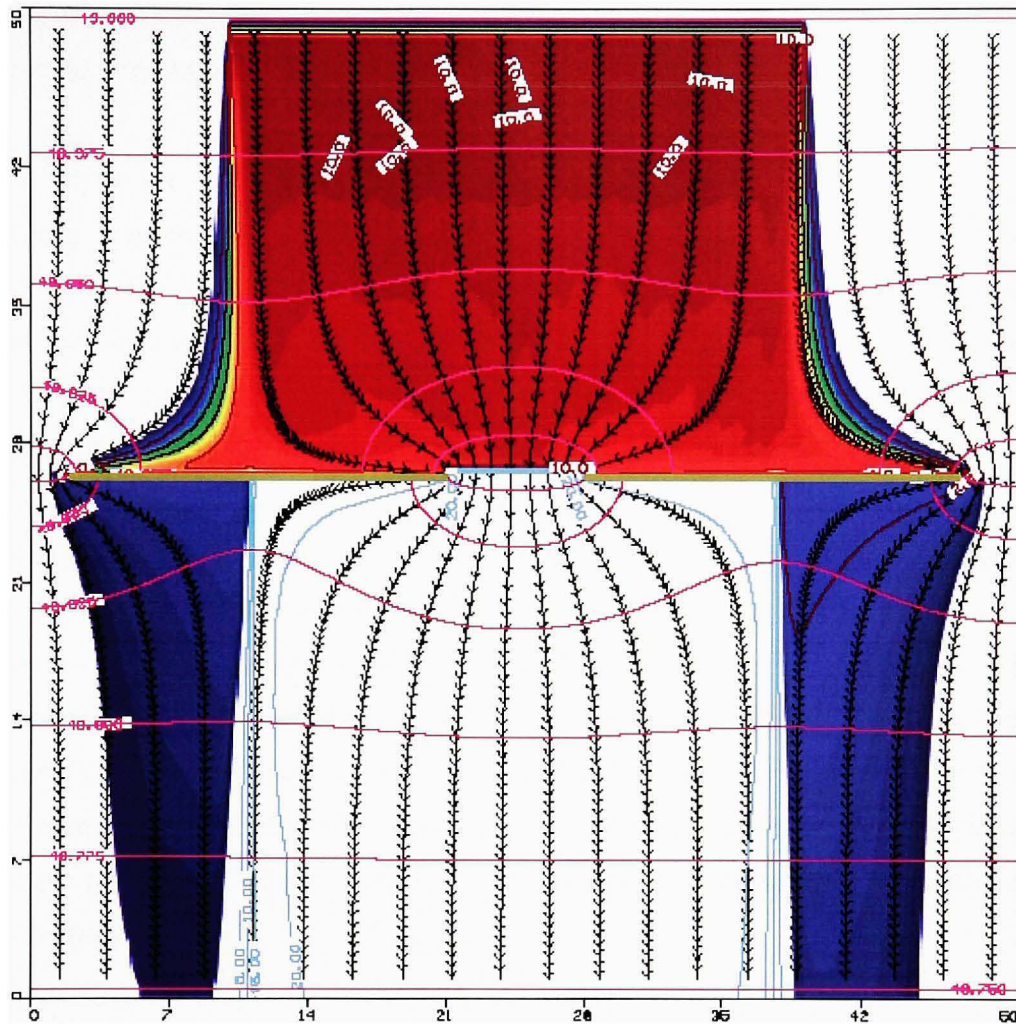


Figure 4.47 *Biodégradation des BTEX à partir d'un FAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec un mur perméable dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

4.4.2 Trench-and-gate

Les Figures 4.48 à 4.51 illustrent les résultats de modélisation pour des TAG. Ces modèles ont été construits afin de mettre en évidence l'influence du type de système (c.-à-d. FAG vs TAG) sur le résultat de la biodégradation instantanée des BTEX. Des TAG avec des

tranchées de réinfiltration ont également été considérés afin de dégager l'influence des tranchées sur le traitement.

Pour un entonnoir avec un angle d'ouverture de 45° , la Figure 4.48 montre que la biodégradation aérobie instantanée est affectée par l'hétérogénéité (discontinuité) du panache d'oxygénation. En effet, tel que discuté pour le FAG correspondant, les concentrations en oxygène dissous notées dans le panache d'oxygène sont également plus petites que celles notées dans le panache d'oxygénation seul (Figure 4.25) (c'est-dire : 70 à 80% de la concentration initiale). Ceci laisse supposer qu'une dégradation des BTEX se poursuit en aval de la porte. Par contre, cet effet est moins marqué pour le TAG puisque les concentrations en oxygène dissous en aval de la porte y sont généralement plus grandes que pour le FAG. Ceci est dû au fait que la concentration du panache de BTEX est moins uniforme sur la porte que pour le FAG. Les tranchées drainantes ont pour effet de créer des zones latérales où la concentration en BTEX est moindre que 10 mg/L, ce qui permet une biodégradation plus efficace à la porte. Le TAG présente également des zones de débordement de part et d'autre de la porte et qui se manifestent à une plus grande distance de celle-ci que pour le FAG étant donné l'étalement latéral plus grand de l'écoulement en aval de la porte pour le TAG.

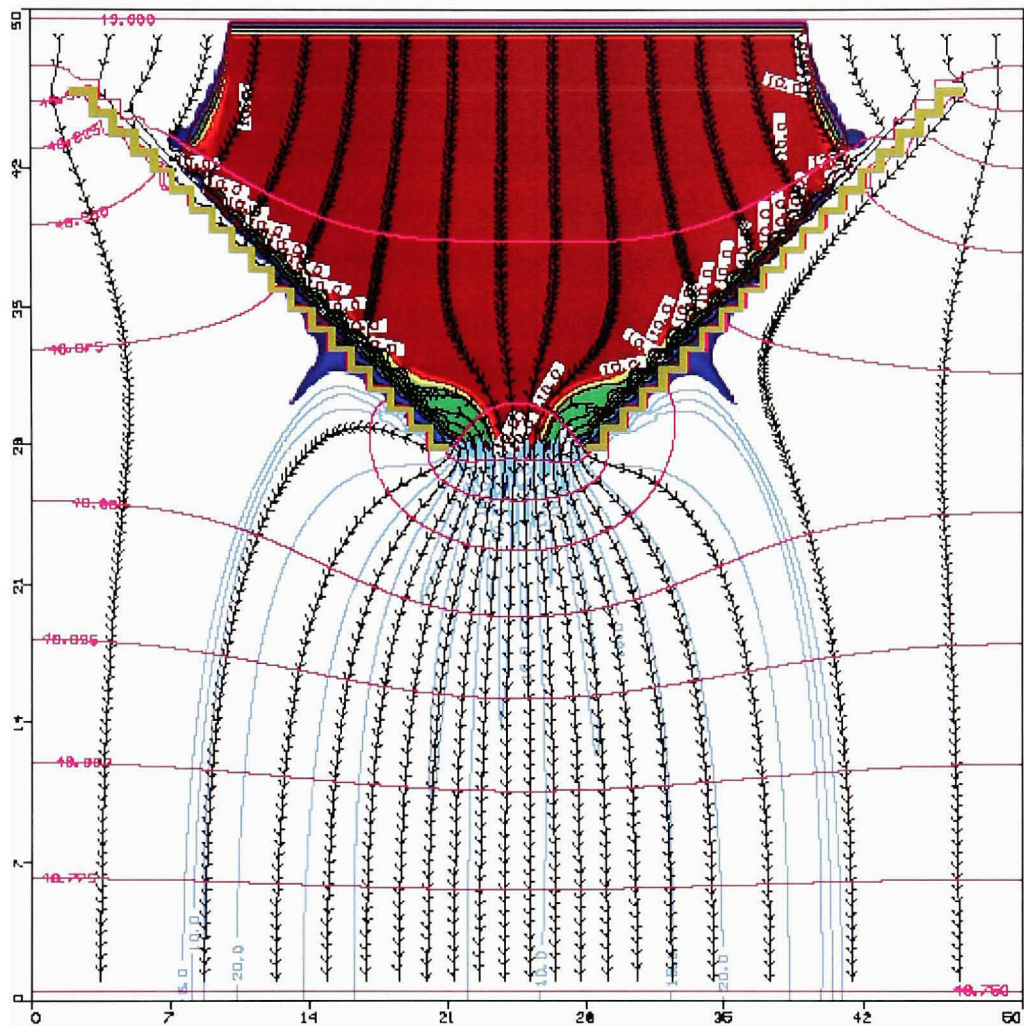


Figure 4.48 *Biodégradation des BTEX à partir d'un TAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits en quinconce dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

La Figure 4.49 montre l'effet des tranchées de réinfiltration introduites en aval de la porte. Ces dernières ne semblent pas en mesure d'éliminer complètement les débordements latéraux à la porte. Par contre, l'effet le plus significatif réside dans la réduction des concentrations en BTEX sur l'ensemble de la porte puisqu'elles permettent l'évacuation plus rapide et une distribution latérale plus grande de l'eau en aval de la porte. De même, elles permettent à

l'oxygénation de s'étendre à proximité de la porte de manière plus uniforme et en plus grande concentration. Ainsi, l'oxygène dissous en aval de la porte reste présent à une concentration équivalente à la concentration initiale. Il est donc possible de supposer que la dégradation des BTEX se produit à la porte et dans les tranchées de réinfiltration, ce qui améliore l'efficacité du système de traitement.

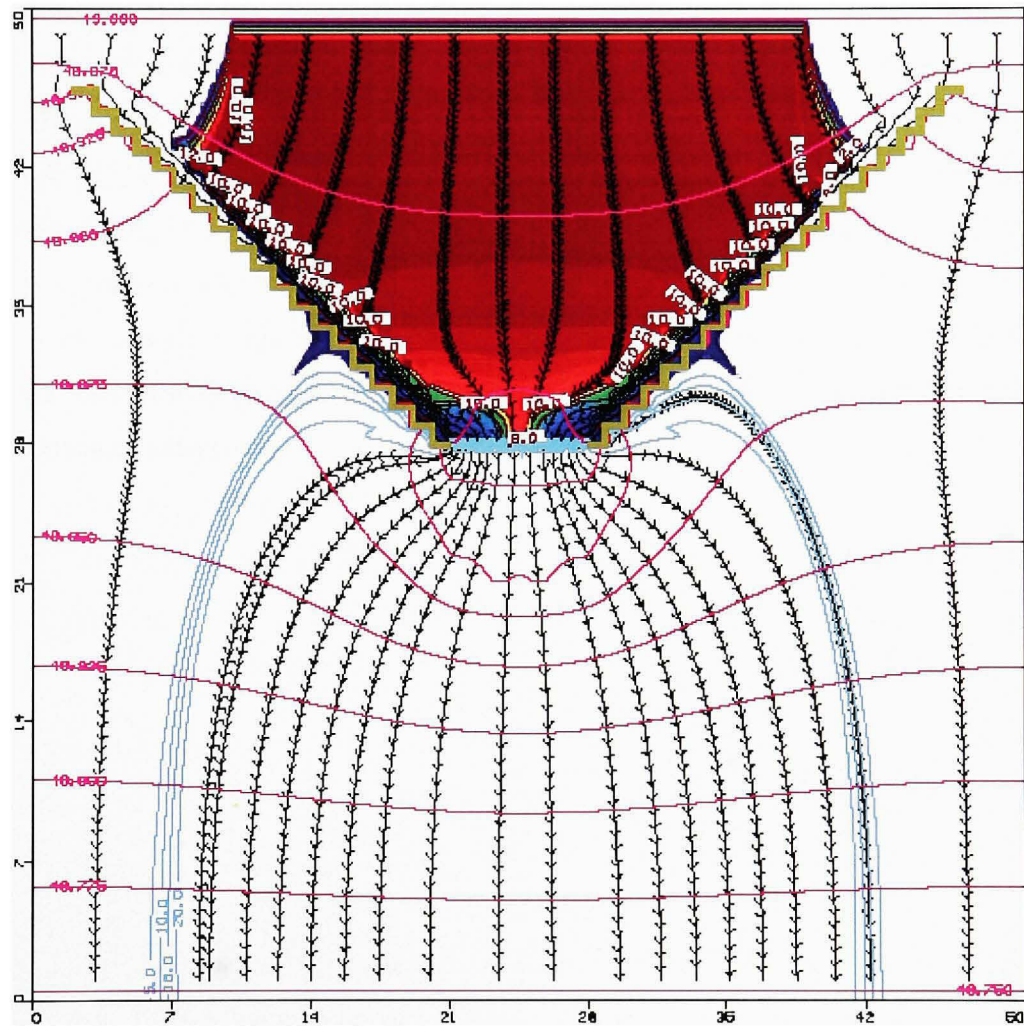


Figure 4.49 *Effet des tranchées de réinfiltration sur la performance du TAG 45° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte suivant la nouvelle disposition. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

Les Figures 4.50 et 4.51 illustrent les résultats de modélisation avec un entonnoir d'angle d'ouverture de 0° . De manière similaire au FAG correspondant, la Figure 4.50 montre des débordements latéraux de BTEX à l'extérieur des murs imperméables dus à une réduction de l'aire de captage, mais également un débordement aux extrémités de la porte causé par la discontinuité du panache d'oxygénation créé par les puits. La dégradation des BTEX en aval de la porte est accentuée en comparaison au TAG ayant un angle d'ouverture de 45° . En effet, on note un passage distinctif des BTEX à travers les puits d'oxygénation dans la porte ainsi que des concentrations en oxygène dissous plus petites (ex. 5 mg /L). Cette situation est due au fait que le TAG avec un angle d'ouverture de 0° , produit une arrivée plus rapide du front de BTEX à la porte et ce, de manière uniforme sur toute sa largeur contrairement au TAG avec un angle d'ouverture de 45° (Figure 4.48). L'ajout de tranchées de réinfiltration permet un contrôle significatif des débordements ainsi qu'une meilleure dégradation des BTEX dans la porte (Figure 4.51). On note également que les tranchées de réinfiltration créent un étalement du panache de BTEX qui cause une arrivée des contaminants à la porte en concentration plus petite.

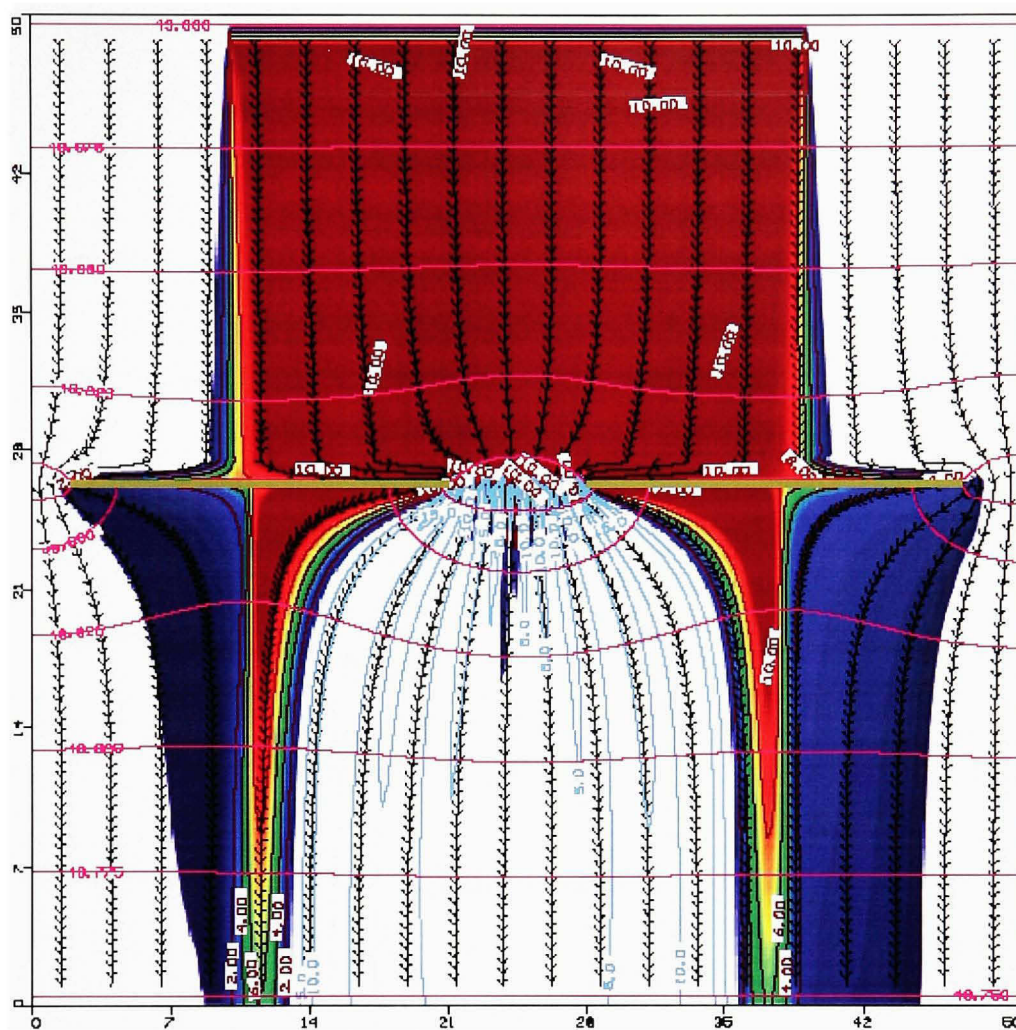


Figure 4.50 *Biodégradation des BTEX à partir d'un TAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

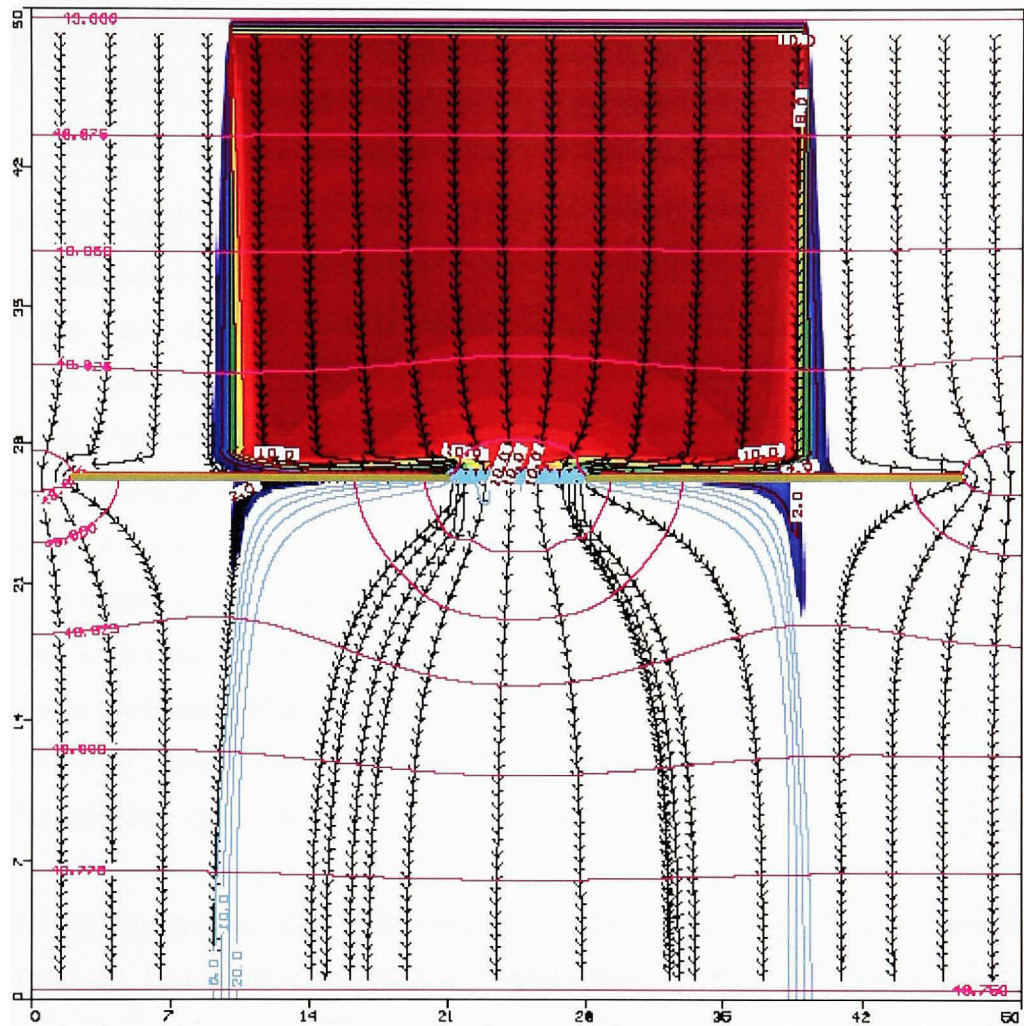


Figure 4.51 *Effet des tranchées de réinfiltration sur la performance du TAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec deux rangées de puits dans la porte. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

CHAPITRE 5

CONCLUSION

Ce travail de modélisation a été réalisé dans l'objectif d'avoir une meilleure compréhension du fonctionnement hydraulique des FAG et des TAG. Il visait à combler l'absence d'analyse comparative entre les deux systèmes (FAG et TAG). Par ailleurs, il visait également à modéliser le contrôle des paramètres hydrauliques (conductivité hydraulique, gradient) sur les débordements de l'eau souterraine et des contaminants en dehors des systèmes. Finalement, il tentait d'expliquer l'influence des paramètres hydrauliques des FAG et des TAG sur les résultats d'un traitement. Plus spécifiquement, une modélisation par différence finie du comportement hydraulique des FAG et des TAG a été réalisée afin d'évaluer l'influence de la conductivité hydraulique et la configuration d'un FAG et d'un TAG sur la taille de la zone de captage ainsi que sur la proportion de débordements latéraux. Également, l'influence de la conductivité hydraulique et de la configuration du système sur la taille de la zone d'oxygénation en aval de la porte et sur la dégradation aérobie des BTEX a été évaluée.

Les résultats obtenus ont permis de démontrer dans le cas du FAG que la conductivité hydraulique de l'aquifère n'influence pas grandement le patron d'écoulement. Celle-ci influence seulement la vitesse d'écoulement. Son effet est visible dans le cas d'un aquifère peu perméable où sa diminution a contribué à une augmentation de la zone de captage. En ce qui concerne le TAG, l'influence de la conductivité hydraulique est similaire. Néanmoins, l'entonnoir produit une aire de captage plus grande car l'eau est surtout captée par les tranchées drainantes derrière les murs. Ces tranchées ont permis de diminuer les débordements latéraux observés pour le cas du FAG. Dans l'analyse d'un TAG dans un aquifère peu perméable, une augmentation de la zone de captage a été constatée accompagnée d'une diminution de la quantité d'eau dirigée vers la porte. Celle-ci étant représentée par les lignes des tracés de particules. Un captage de plus de particules par les tranchées drainantes derrière les murs imperméables a été démontré, tandis que trois particules se dirigent directement vers la porte. En ce qui a trait au TAG sans murs

imperméables, l'absence des murs se traduit par une augmentation de la zone de captage dans la mesure où toutes les particules sont captées par les tranchées drainantes. Par contre, l'étanchéité du système n'était pas garantie pour autant sans la présence des murs imperméables. En effet, bien que l'ensemble des particules soit capté, plusieurs particules ressortent des tranchées avant la porte de l'entonnoir, causant ainsi un court-circuitage du système qui peut s'avérer problématique pour le contrôle d'un panache de contamination. Aussi, l'ajout des tranchées de réinfiltration en aval de la porte a eu pour effet de rendre le drainage de l'eau plus efficace. Compte tenu de leur grande conductivité hydraulique, elles ont produit une zone de redistribution de l'eau souterraine plus étendue en aval de porte.

En ce qui concerne l'influence de l'angle d'ouverture des systèmes (FAG et TAG) sur la taille de la zone de captage; une plus grande zone de captage a été constatée pour le FAG et pour le TAG avec un entonnoir d'angle d'ouverture de 45° , suivi d'un angle de 30° , puis de 0° . Peu importe l'angle d'ouverture de l'entonnoir dans un TAG, l'eau est captée davantage par les tranchées drainantes plutôt que directement dans la porte comme pour le FAG. L'angle d'ouverture n'a pas non plus d'influence déterminante sur le fonctionnement hydraulique générale des tranchées de réinfiltration. Les résultats de l'analyse comparative de l'écoulement souterrain permettent de conclure à une meilleure performance hydraulique du TAG que celle du FAG et ce, considérant les mêmes conditions de modélisation dans le cadre du présent travail.

Lors de l'étude de l'oxygénation de l'eau souterraine produite dans la porte, pour un FAG ou un TAG, la conductivité hydraulique a eu un effet prononcé sur l'étalement du panache d'oxygénation. En effet, une diminution de la conductivité hydraulique engendre une diminution proportionnelle des concentrations en oxygène dissous en aval de la porte. Une diminution de la conductivité hydraulique se traduit par une coalescence du panache d'oxygénation à de plus grandes concentrations dans le cas de puits d'oxygénation. Également, les panaches d'oxygénation obtenus avec un TAG sont plus étalés et plus homogènes que ceux produits par un FAG dans les mêmes conditions.

Par ailleurs, pour un FAG ou un TAG, l'entonnoir d'angle d'ouverture de 45° produit des panaches plus développées comparativement à des angles d'ouverture de 30° et de 0° . L'ajout de tranchées de réinfiltration en aval de la porte a produit un panache d'oxygénation plus développé et plus homogène, ce qui concorde avec le fait que ces tranchées permettent une distribution plus étendue de l'eau en aval de la porte. De nouveau, les résultats permettent de conclure à une meilleure performance du TAG comparativement au FAG dans les mêmes conditions de modélisation.

L'étude de la biodégradation aérobie des BTEX pour le FAG a montré que l'hétérogénéité du panache d'oxygénation en aval de la porte peut diminuer l'efficacité du système. Une réorganisation de la disposition des puits peut toutefois être envisageable. Elle permettrait d'obtenir une distribution du panache d'oxygénation plus homogène et d'éliminer les zones privées d'oxygène. Avec un mur perméable, le traitement des BTEX est plus efficace compte tenu de l'homogénéité du panache d'oxygénation en aval de la porte. Ces observations ont été similaires pour les deux entonnoirs analysés, soit avec des angles d'ouverture de 45° et 0° . Cependant, l'effet est plus prononcé lorsqu'il s'agit d'un entonnoir d'angle d'ouverture de 0° . Les discontinuités qu'engendrent les puits dans la zone d'oxygénation ont empêché la biodégradation complète des BTEX.

En considérant le TAG avec un entonnoir d'angle d'ouverture de 45° , les discontinuités engendrées par les puits dans le panache d'oxygénation ont également affecté la biodégradation des BTEX. Cependant, le traitement a été plus efficace dans la porte à cause de l'effet créé latéralement par les tranchées drainantes, puisque contrairement au FAG où les BTEX arrivent sur l'ensemble de la porte à une même concentration; pour un TAG les tranchées drainantes causent une arrivée rapide des BTEX à une concentration plus faible aux extrémités de la porte, puis une arrivée au centre à une concentration plus forte. Ceci cause une distribution hétérogène de la concentration en BTEX passant à travers la porte. Ainsi, l'oxygène dissous est consommé à un taux moindre sur l'ensemble de la porte que le front des BTEX produit par un FAG. Ce qui a ainsi pour effet de réduire la possibilité d'une percée des BTEX en aval. L'ajout de tranchées de réinfiltration a permis de diminuer les

débordements du panache de contamination en plus de réduire les concentrations en BTEX dans la porte et ce, peu importe l'angle d'ouverture utilisé.

Suite aux résultats présentés dans ce travail, l'étude comparative entre le FAG et le TAG pourra être poursuivie par la variation d'autres paramètres sur l'hydrodynamique des systèmes (ex. gradient) et sur la configuration des systèmes (ex. suspendu vs complètement pénétrant). L'étude des FAG et des TAG suspendus permettra notamment de mieux comprendre comment s'effectue le contrôle hydraulique des débordements d'eau et de contaminants sous ces systèmes. Lors de l'étude de la biodégradation aérobie des BTEX, la dégradation aérobie instantanée des BTEX avait été considérée comme réaction, mais celle-ci pourrait être décrite par une cinétique de réaction par exemple, de manière à mieux décrire comment les paramètres hydrodynamiques contrôlent le temps de résidence et la dégradation des contaminants dans le temps dans la porte et en aval de celle-ci. Finalement, dans le cadre de ce travail, les BTEX ont été les contaminants modèles mais la démarche empruntée pourrait également être étendue à l'étude d'autres contaminants.

ANNEXE I

TABLEAUX DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DES CONTAMINANTS ET DES PROPRIÉTÉS DU MILIEU

Tableau A.I
Propriétés physico-chimiques des contaminants ayant une influence sur l'atténuation naturelle
(Tiré de Nowak *et al.*, 2003)

Propriétés caractéristiques du contaminant	Comportement du contaminant
Solubilité dans l'eau (mg/l), fonction de la température et de la pression. C'est la masse maximale de produit pouvant se solubiliser dans un litre d'eau.	Si le composé n'est pas soluble, ou présent dans le milieu dans des concentrations supérieures à la solubilité, il flottera à la surface de la nappe ou se déposera dans le fond, selon sa densité.
Densité du liquide par rapport à l'eau. La densité d'une substance définit l'écoulement vertical du fluide par gravité.	Pour un composé non soluble, sa position par rapport à l'eau dépendra de la densité relative du matériau. Les composés les plus légers que l'eau (densité < 1) flotteront et les composés plus lourds que l'eau (densité > 1) se concentreront dans la partie inférieure de la nappe.
Viscosité dynamique: μ , exprimée en P (Poise = kg.s/cm^2). Due à la friction interne du fluide et indique la force exercée par le fluide en opposition à son déplacement.	Le déplacement du fluide est d'autant plus lent que son coefficient de viscosité est élevé.
Pression de vapeur (Pa). La pression de vapeur du produit indique sa capacité à se volatiliser.	Pour une valeur supérieure à 133 Pa à 25 °C, le produit est relativement volatil (cas des solvants chlorés)..
Température d'ébullition (°C). C'est la température à partir de laquelle, sous la pression atmosphérique, un liquide se vaporise.	Quand la température d'ébullition d'une substance est atteinte, celle-ci se volatilise.
Constante de Henry, notée K_h ($\text{Pa.m}^3/\text{mol}$) correspond au ratio des concentrations dans la phase gazeuse et la phase liquide (pure ou dissoute). Elle influe à la fois sur la capacité d'un produit à se volatiliser et sur les phénomènes d'adsorption.	Les composés ayant une constante de Henry élevée passent facilement de la phase liquide à la phase vapeur. On considère que le produit est volatil pour des valeurs de K_h supérieures à 100 (soit $0,001 \text{ atm.m}^3/\text{mol}$). Quand $K_h < 100$, les phénomènes d'adsorption jouent un rôle prépondérant.

Tableau A.I (suite)

Propriétés caractéristiques du contaminant	Comportement du contaminant
Densité des vapeurs (calculée par rapport à l'air). La migration verticale des vapeurs est fonction de cette propriété.	Plus la densité des vapeurs du composé est élevée ($d > 1$), plus l'air du sol chargé de la fraction volatile s'accumulera en surface de la nappe. Si $d < 1$, la fraction volatile aura tendance à se disperser vers l'atmosphère.
Coefficient de partage eau/octanol (K_{ow}). Il permet d'apprécier l'hydrophobie de la substance et par conséquent son affinité pour la matrice solide. Cela conditionne les phénomènes d'adsorption, de migration, et de biodisponibilité de la substance.	En fonction des propriétés du milieu (contenu en carbone et minéraux argileux), celui-ci peut piéger le produit dans les niveaux riches en matières organiques.
Coefficient de partage eau/solide (K_d). Il quantifie la répartition relative du composé entre une phase solide et l'eau	Plus le coefficient K_d est élevé, plus le produit est adsorbé sur la phase solide.
Coefficient de partage eau/carbone organique (K_{oc}). Il correspond au K_d rapporté à la teneur en carbone organique du sol. Il quantifie la répartition relative du composé entre la matière organique et l'eau. Le K_{oc} est également relié au K_{ow}	Plus le coefficient K_{oc} est élevé, plus le produit a une affinité pour la fraction organique du sol.

Source: Ce tableau est tiré de Novak C. *et al. État des connaissances sur l'atténuation naturelle. Rapport final*. Influence des propriétés physico-chimiques des polluants sur les processus d'atténuation naturelle, tableau 1, pages 17 et 18.
 <<http://infoterrefiche.brgm.fr/PDF/RP-51960-FR.pdf>>. Consulté le 09 mars 2007.

Tableau A.II
Propriétés du milieu ayant une influence sur l'atténuation naturelle
(Tiré de Nowak *et al.*, 2003)

Propriétés du milieu	Influence sur l'atténuation naturelle
Milieu aquifère	
Nature des couches géologiques constituant l'aquifère.	Influence les phénomènes de sorption du contaminant: fonction du contenu en carbone organique et en minéraux argileux.
Conductivité hydraulique de la nappe	Influence le transfert du contaminant dans le milieu : la convection, la dispersion et la diffusion.
Porosité / Perméabilité de l'aquifère	Influence le transfert du contaminant dans le milieu: la convection, la dispersion et la diffusion.
Géochimie des eaux	Influence la biodégradation du contaminant et les phénomènes de sorption et par conséquent le transfert du contaminant dans le milieu.
Conditions d'oxydo-réduction	Influence la dégradation abiotique.
pH	Influence la présence et le développement microbien, donc la biodégradation du contaminant et aussi l'hydrolyse (dégradation abiotique) de même que les phénomènes de sorption du contaminant.
Température	Influence les processus biologiques et la dissolution du contaminant.
Disponibilité en éléments nutritifs	Influence le développement de la population microbienne présente dans le milieu, donc: la biodégradation du contaminant.
Présence d'une population bactérienne	Influence la biodégradation du contaminant.

Tableau A.II (suite)

Propriétés du milieu	Influence sur l'atténuation naturelle
Milieu sol	
Nature du sol (granulométrie, minéralogie, composition chimique globale)	Influence les phénomènes de sorption du contaminant: fonction du contenu en carbone organique, en minéraux argileux (fraction de taille inférieure à 2 μm), en oxydes et hydroxydes métalliques, en carbonates et en silicates. Également le transfert du contaminant dans le milieu : la convection, la dispersion et la diffusion
Porosité / Perméabilité du sol	Influence le transfert du contaminant dans le milieu: la convection, la dispersion et la diffusion.
Teneur en eau	Influe sur le transfert du contaminant dans le milieu: la convection, la dispersion et la diffusion. Influent sur la dissolution et l'hydrolyse du contaminant et sur l'activité microbienne et donc sur la biodégradation du contaminant.
Conditions d'oxydo-réduction	Influence la mobilité des métaux et la dégradation abiotique de certains polluants organiques
pH	Influence la solubilité des métaux, les phénomènes de sorption et la présence et le développement microbien, la biodégradation du contaminant.
Capacité d'échange cationique	Influence les phénomènes de sorption des contaminants cationiques (métaux lourds).
Présence d'une population microbienne	Influence la biodégradation du contaminant.
Disponibilité en éléments nutritifs	Influence le développement de la population microbienne présente dans le sol, donc la biodégradation du contaminant.

Source: Ce tableau est tiré de Novak C. *et al. État des connaissances sur l'atténuation naturelle. Rapport final*. Influence des propriétés du milieu sur les processus d'atténuation naturelle, tableau 2, pages 19 et 20.
 <<http://infoterrefiche.brgm.fr/PDF/RP-51960-FR.pdf>>. Consulté le 09 mars 2007.

ANNEXE II

SCHÉMA DE LA DIFFUSION PASSIVE (ÉMETTEUR WATERLOO)

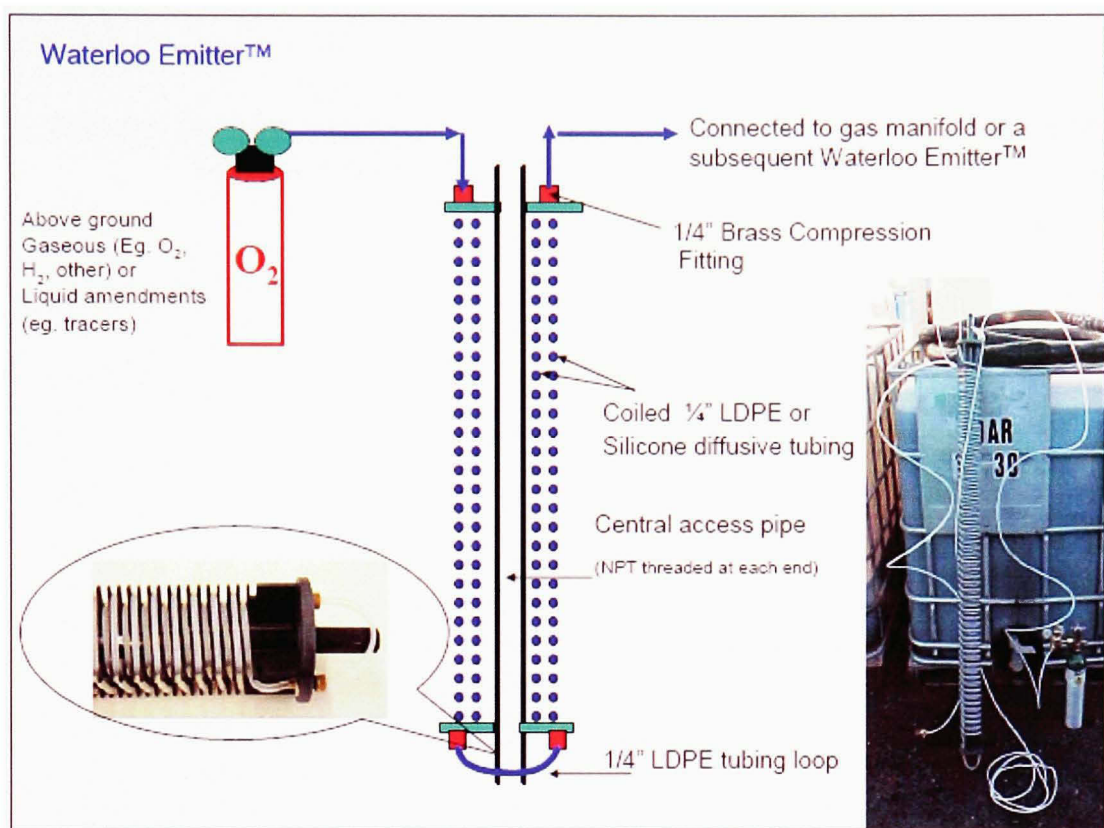


Figure A.1 *Schéma de la diffusion passive d'oxygène (Waterloo Emitter™).*

Source: Cette figure est tirée: *In-Situ Enhanced Bioremediation of MTBE and BTEX at a California gas station site....Oxygen Diffusion technology case study: Figure 1.*
 En ligne. <<http://www.solinst.com/Prod/703/GasStationCaseStudyFinal2.pdf>>.
 Consulté le 11 avril 2007.

ANNEXE III

SYSTÈMES DE DIFFUSION DE RÉFÉRENCE AVEC UNE RANGÉE DE PUIITS ESPACÉE À DEUX ET TROIS FOIS LE DIAMÈTRE

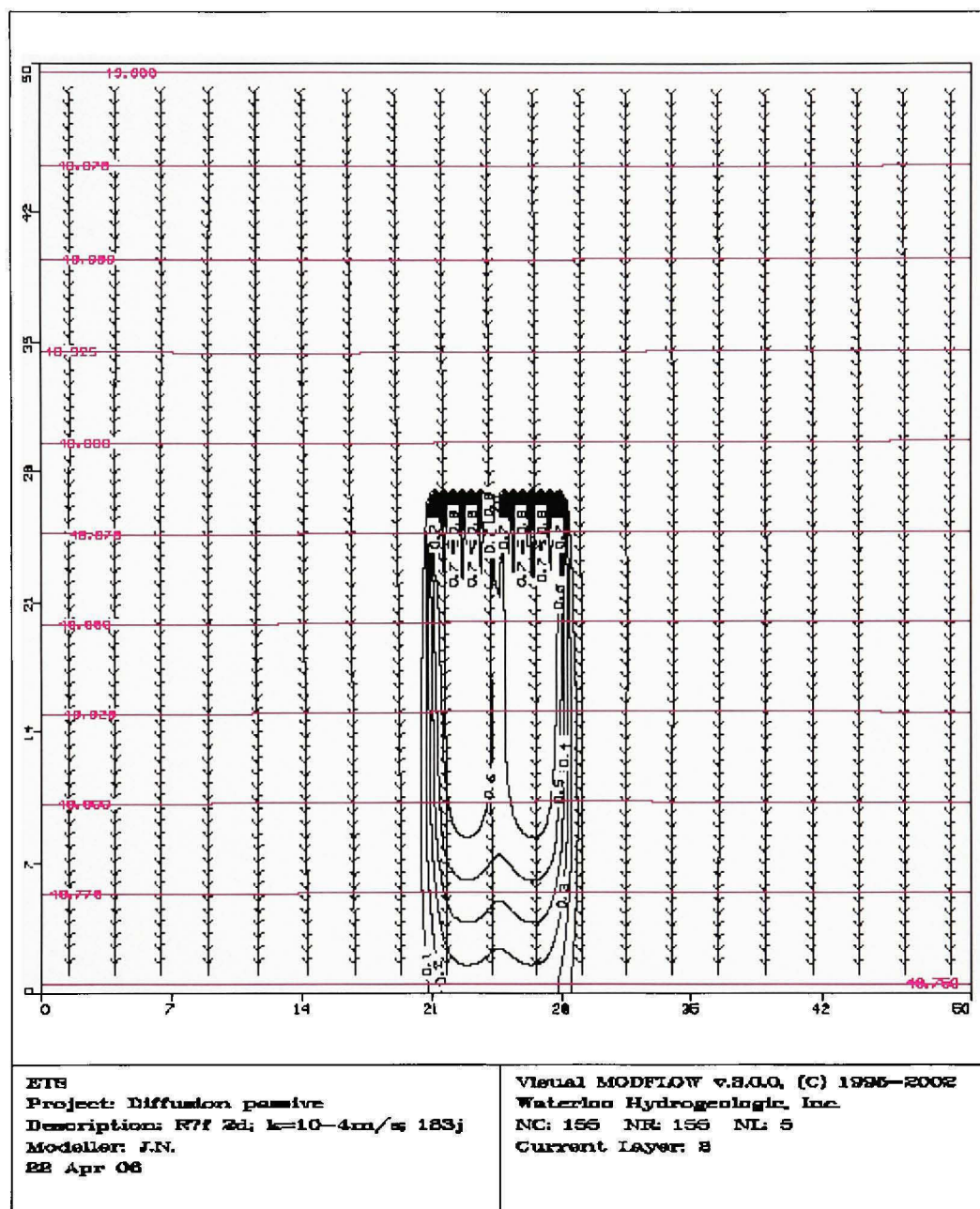


Figure A.2 *Système de diffusion de référence à partir de puits espacés à deux fois le diamètre (50 cm) dans un aquifère de 10^{-4} m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

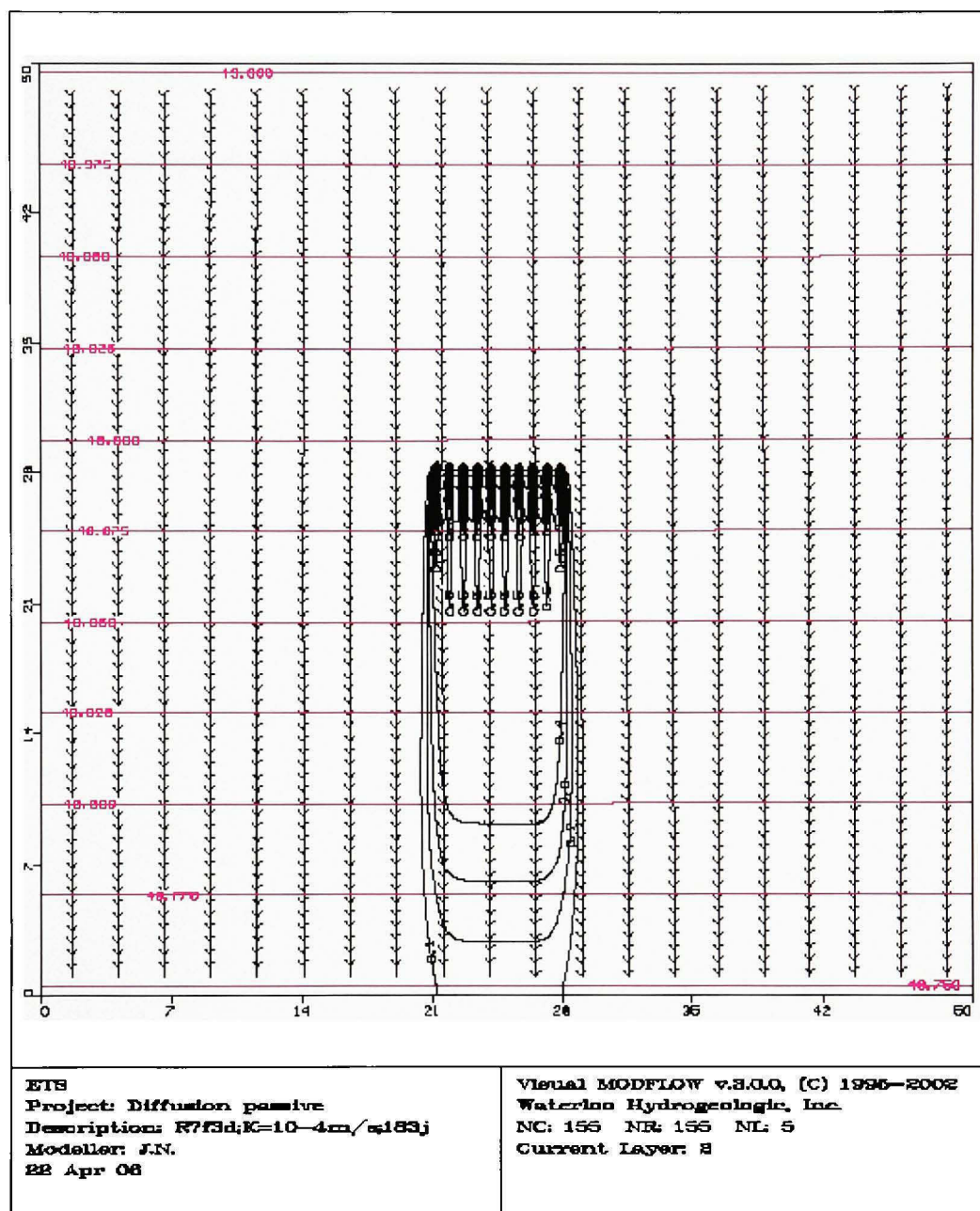


Figure A.3 *Système de diffusion de référence à partir de puits espacés à trois fois le diamètre (75 cm) dans un aquifère de 10^{-4} m/s. Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

ANNEXE IV

FAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 30°

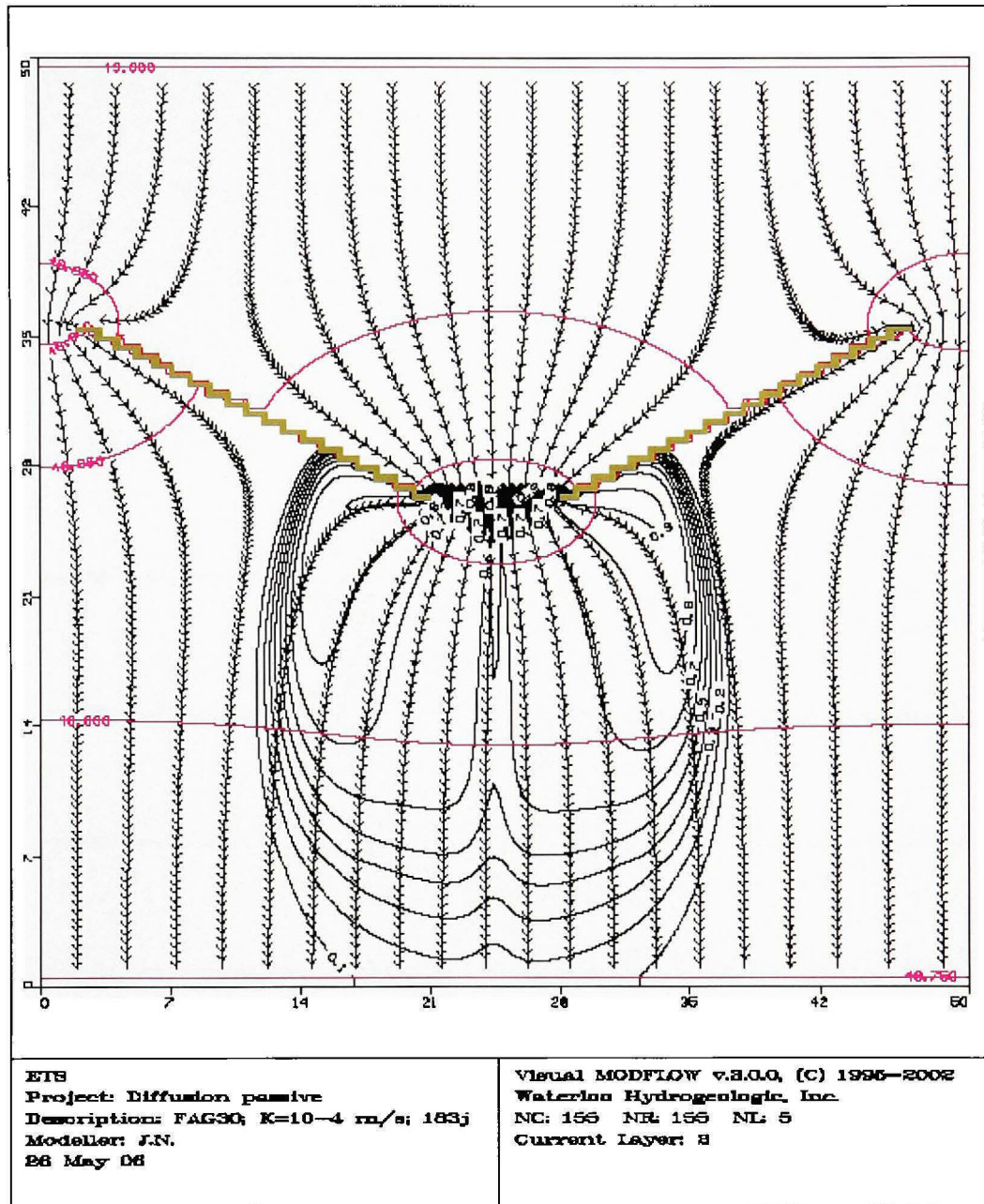


Figure A.4 *FAG 30° dans un aquifère de 10^{-4} m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

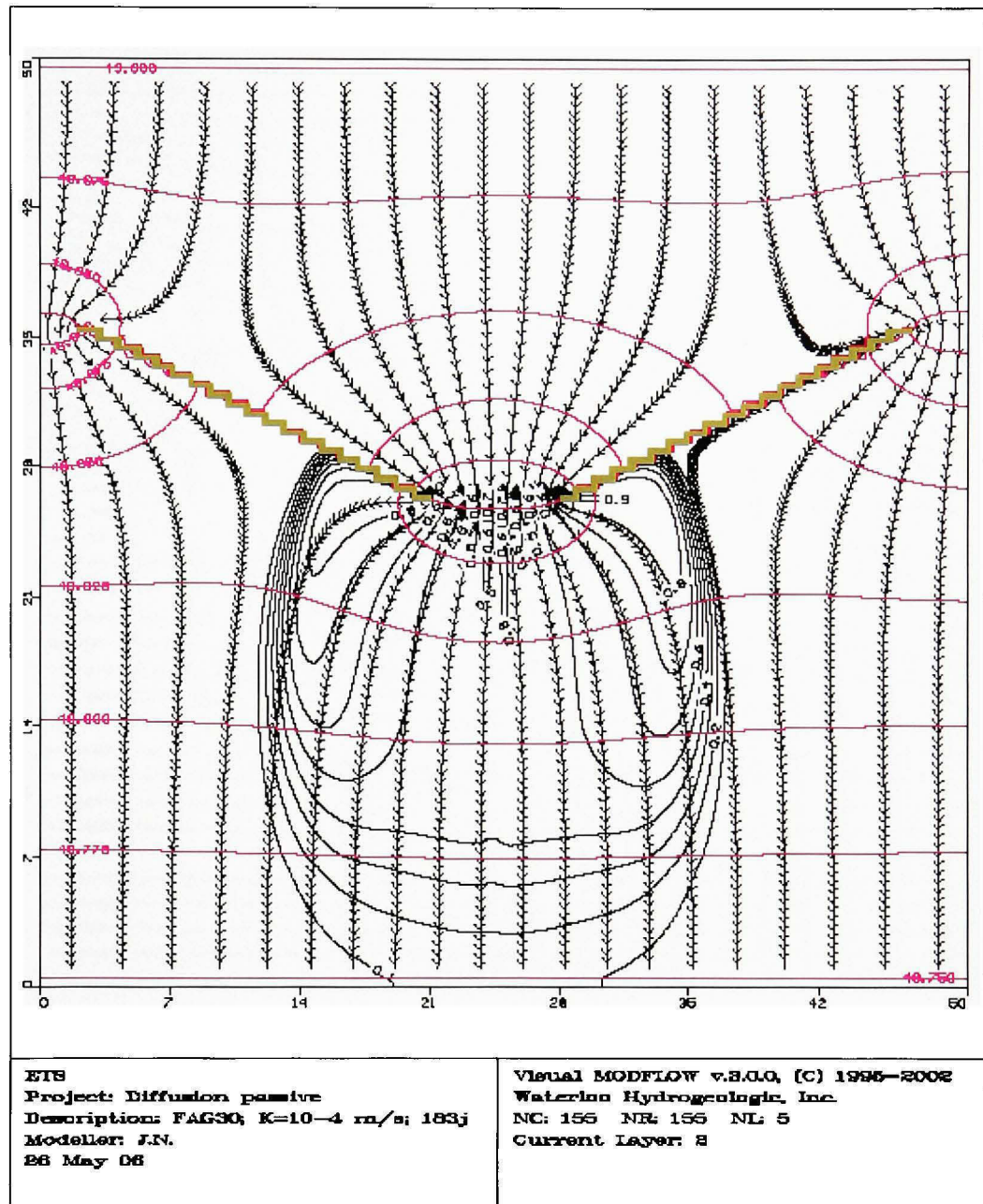


Figure A.5 *FAG 30° dans un aquifère de 10^{-4} m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

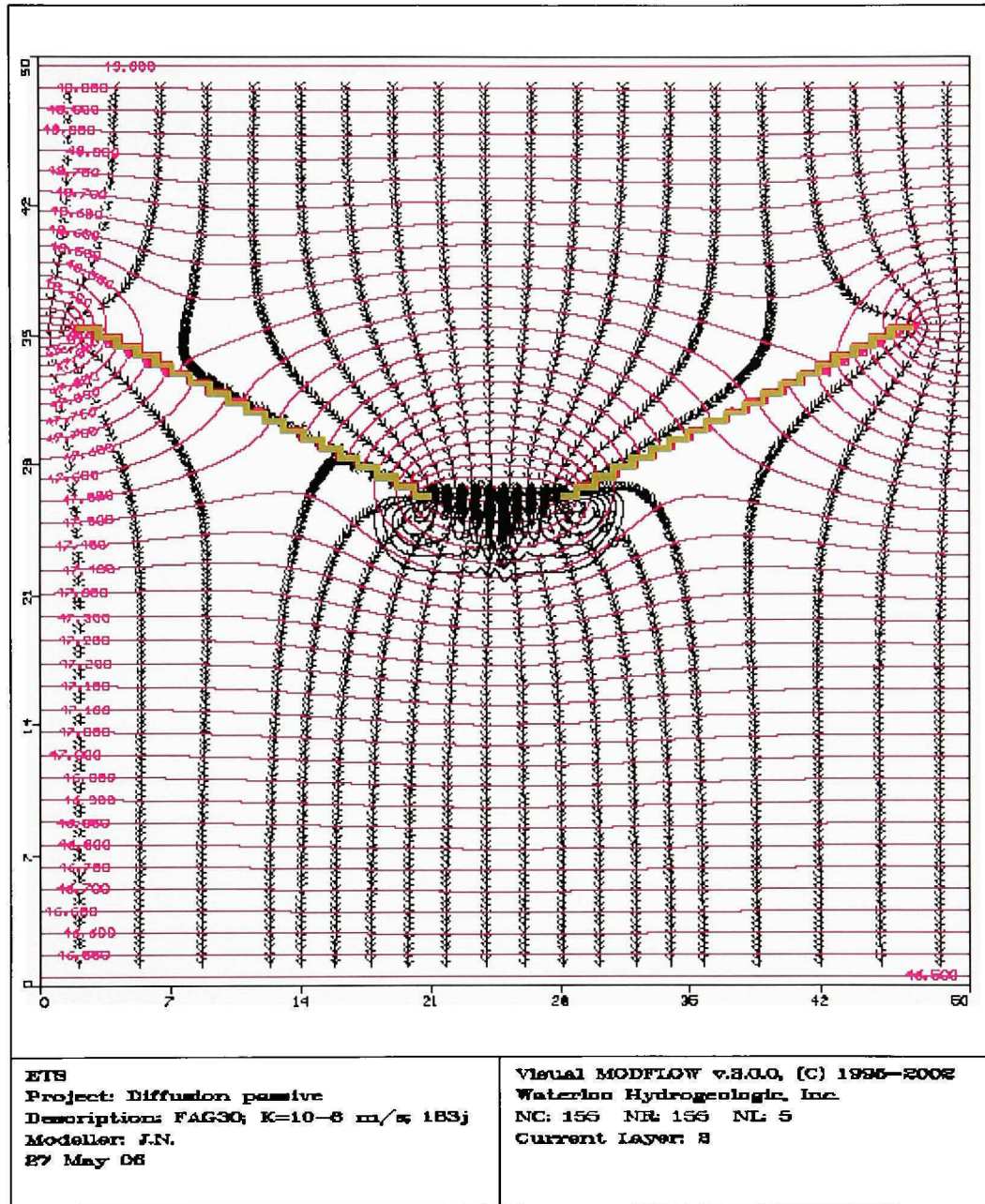


Figure A.7 *FAG 30° dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.*

ANNEXE V

FAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 45°

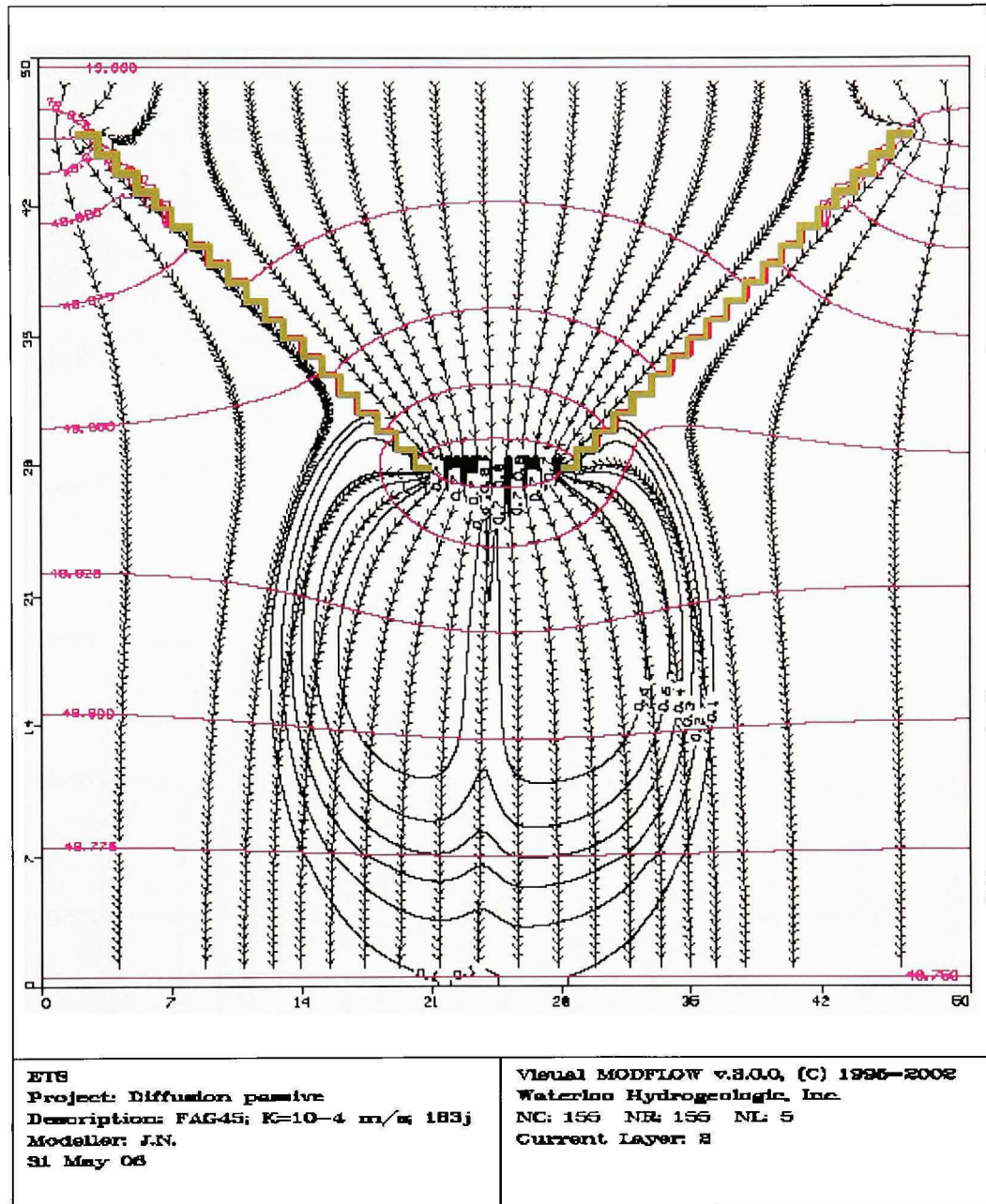


Figure A.8 FAG 45° dans un aquifère de 10^{-4} m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

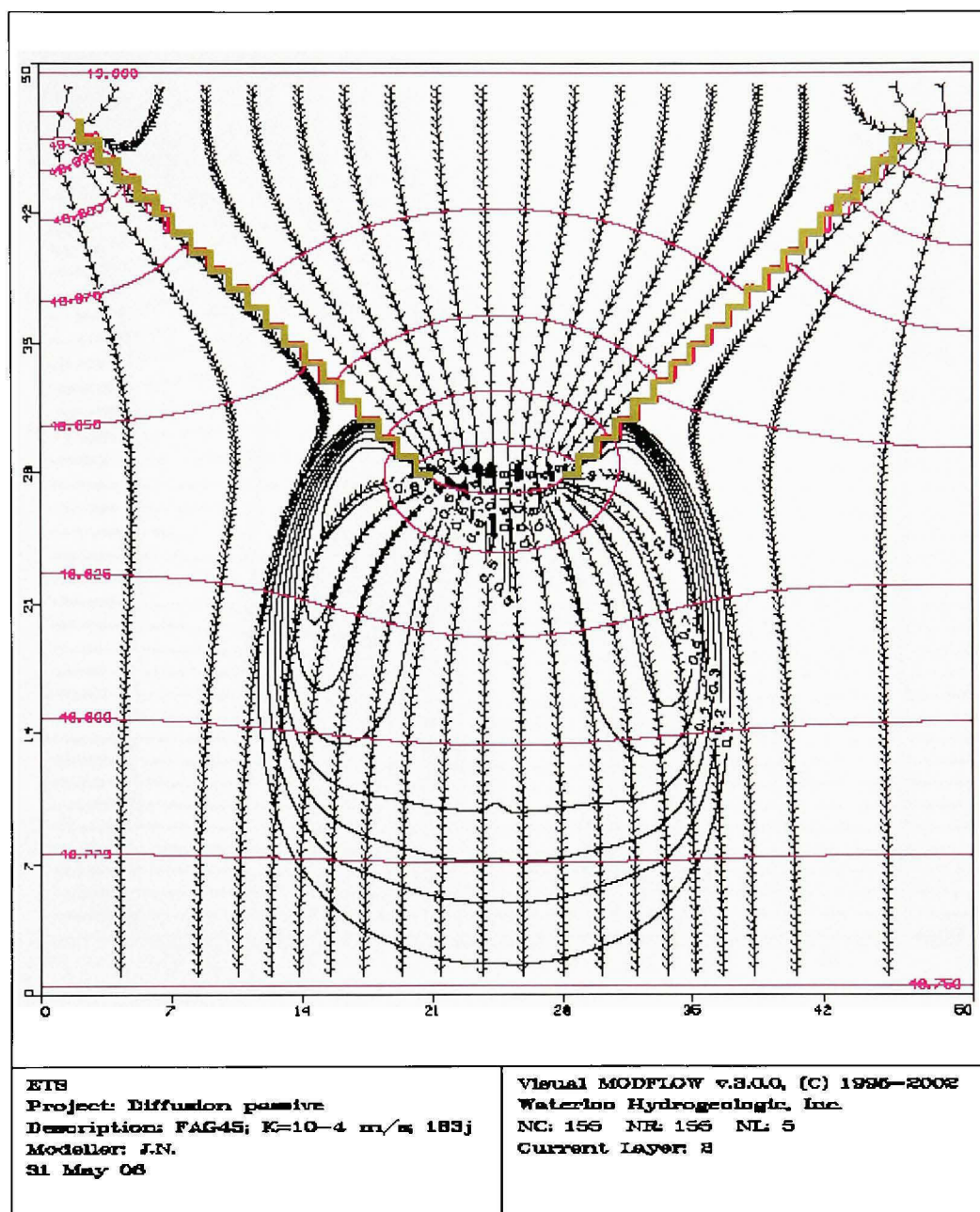


Figure A.9 FAG 45° dans un aquifère de 10^{-4} m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

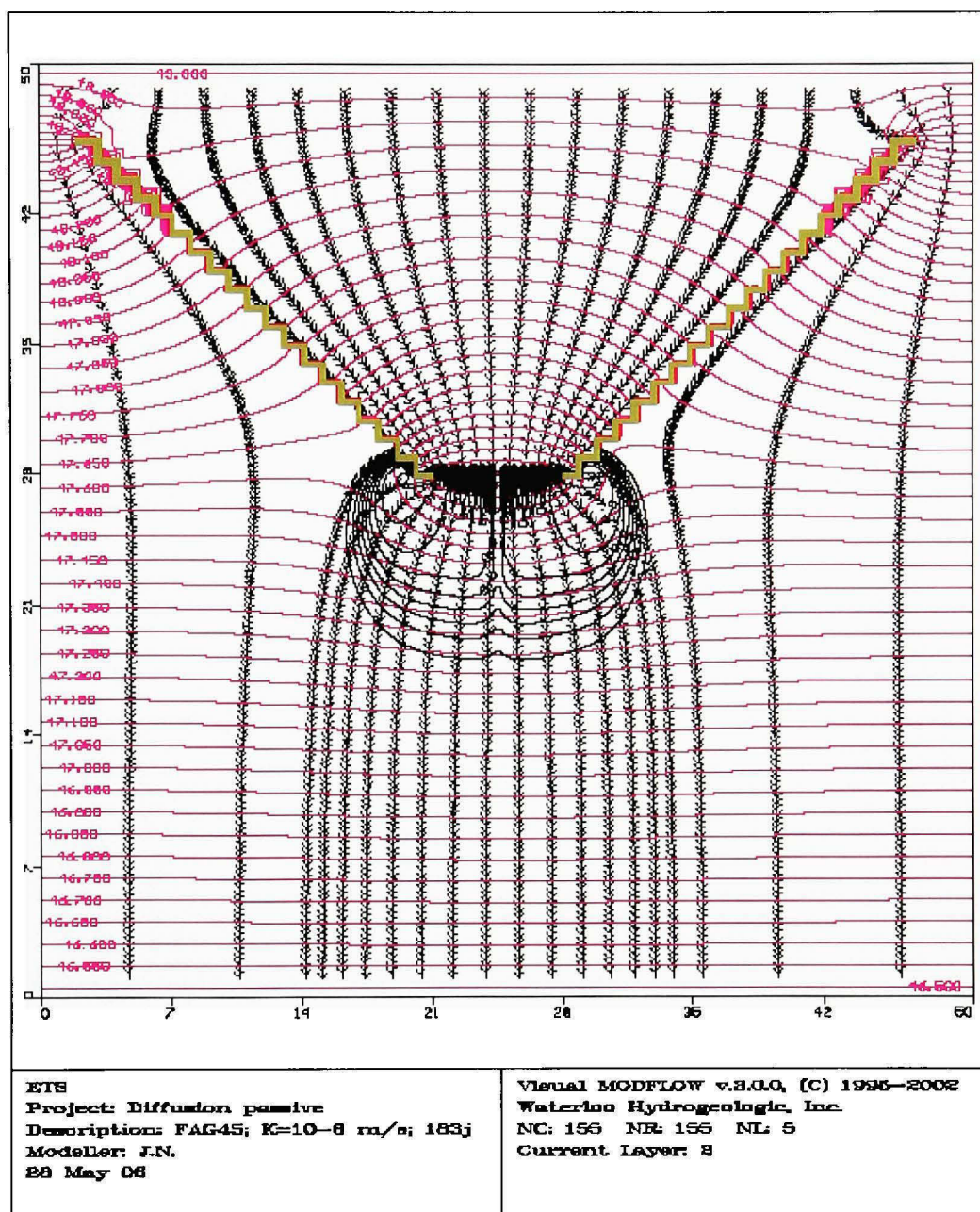


Figure A.10 FAG 45° dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

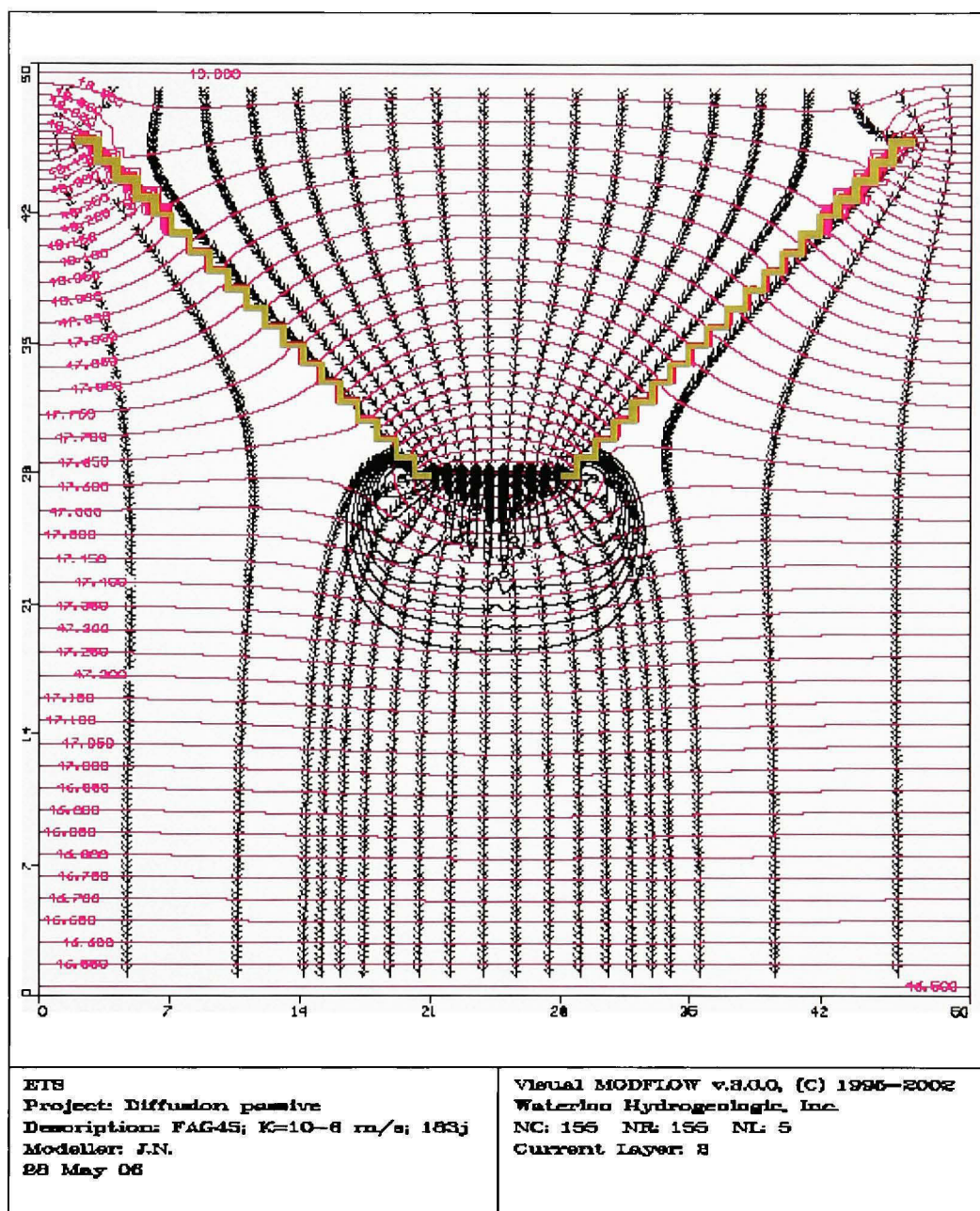


Figure A.11 FAG 45° dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

ANNEXE VI

FAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 0°

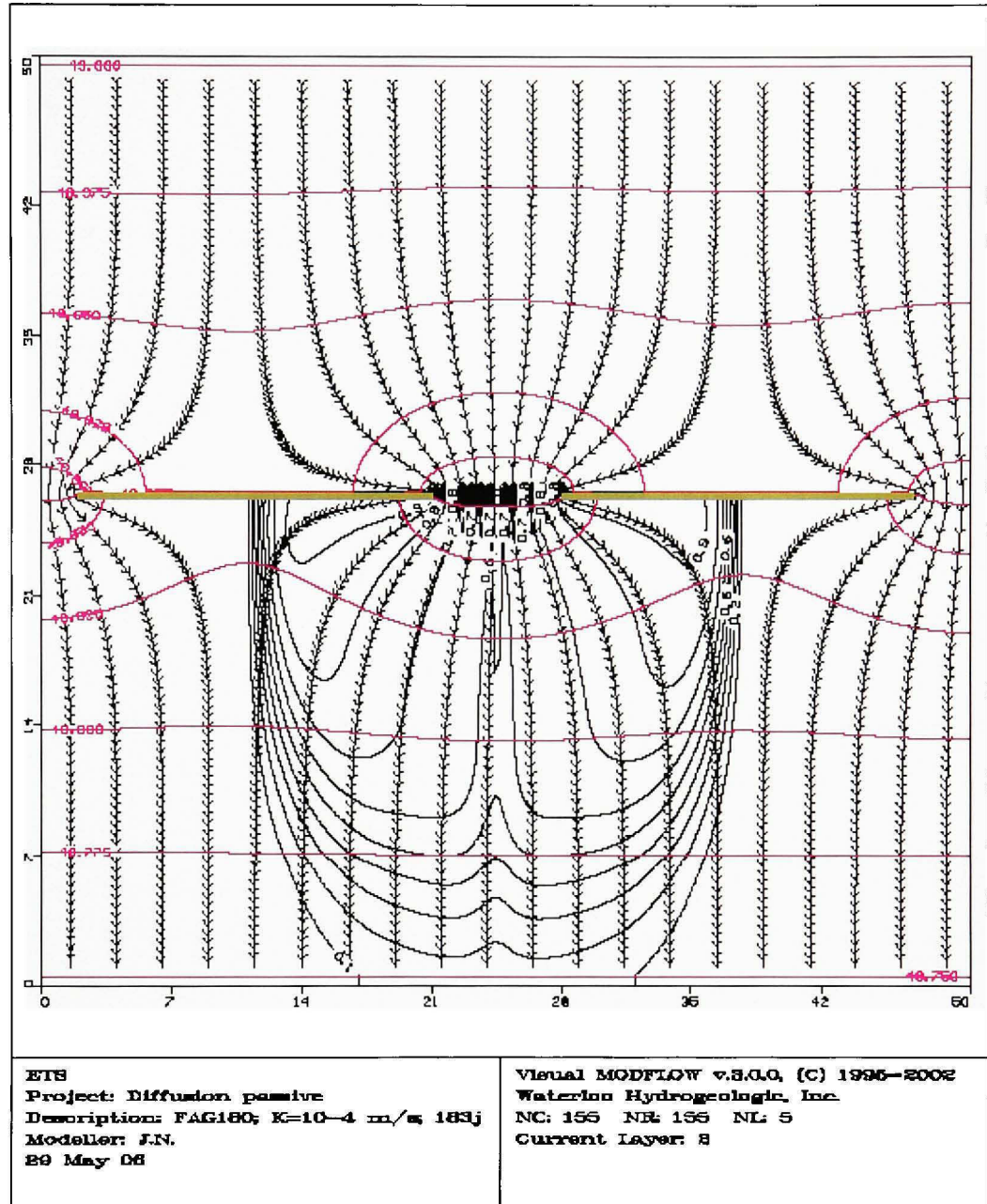


Figure A.12 *FAG 0° dans un aquifère de 10^{-4} m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

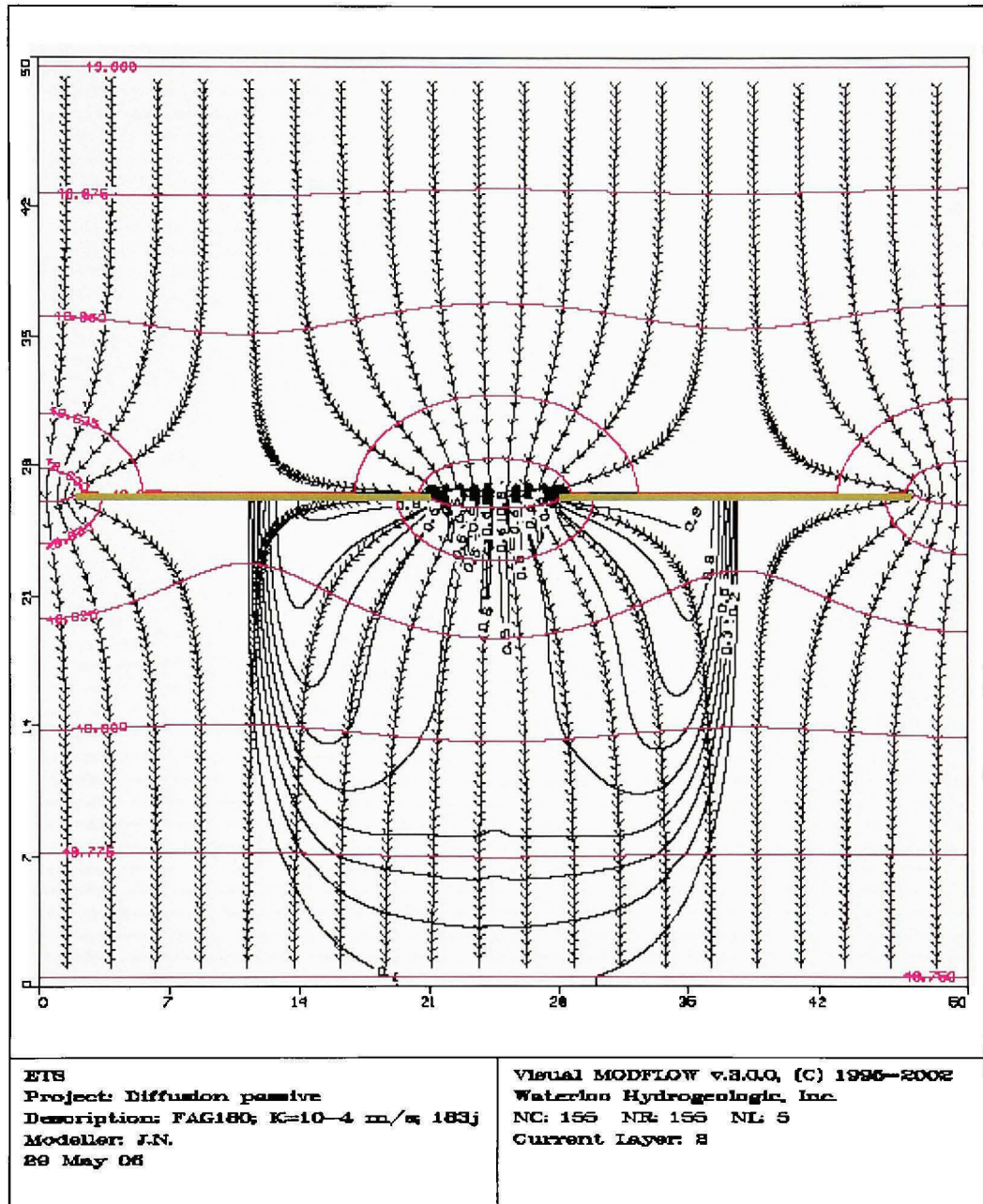


Figure A.13 *FAG 0° dans un aquifère de 10^{-4} m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.*

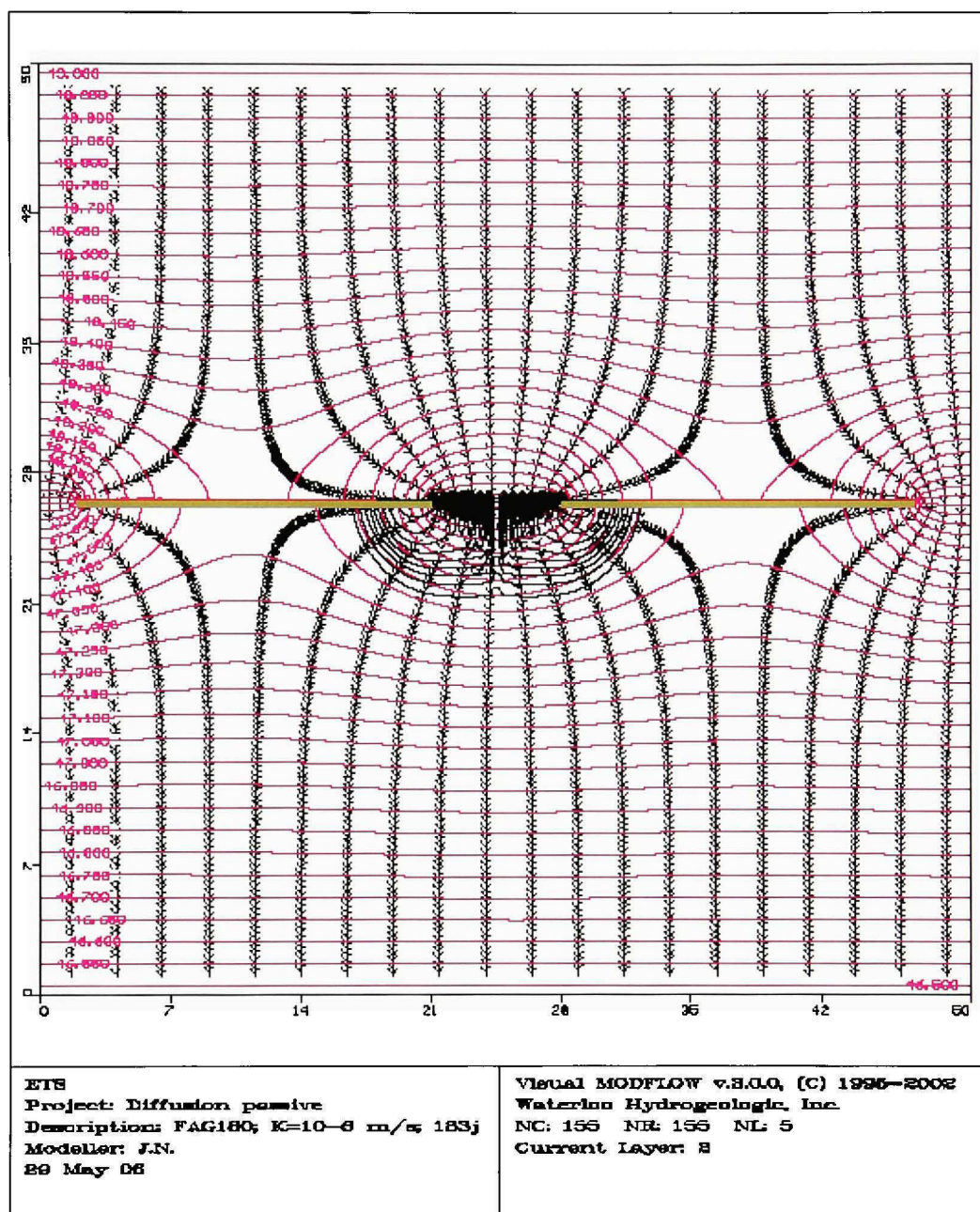


Figure A.14 *FAG 0° dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.*

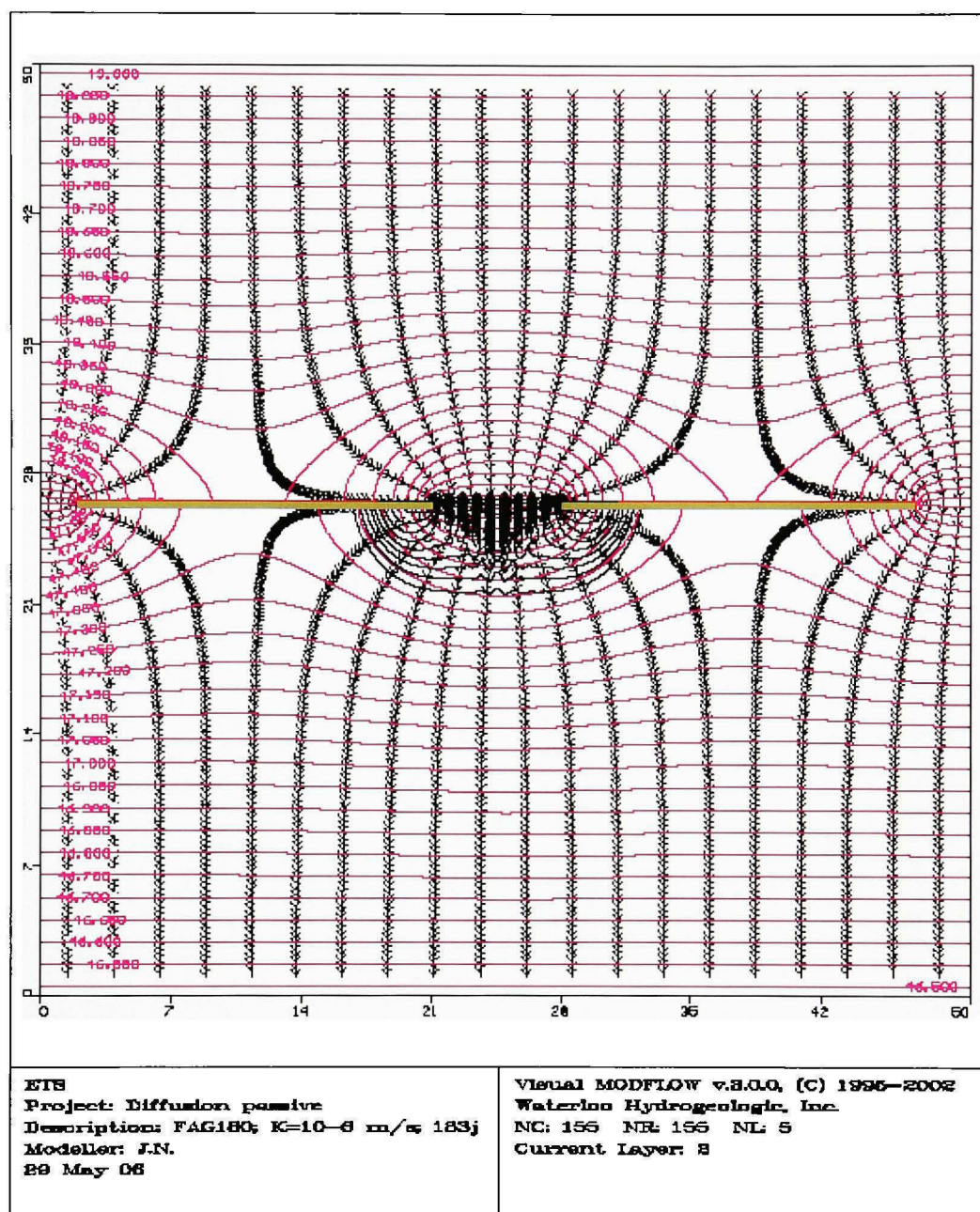


Figure A.15 *FAG 0° dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.*

ANNEXE VII

TAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 30°

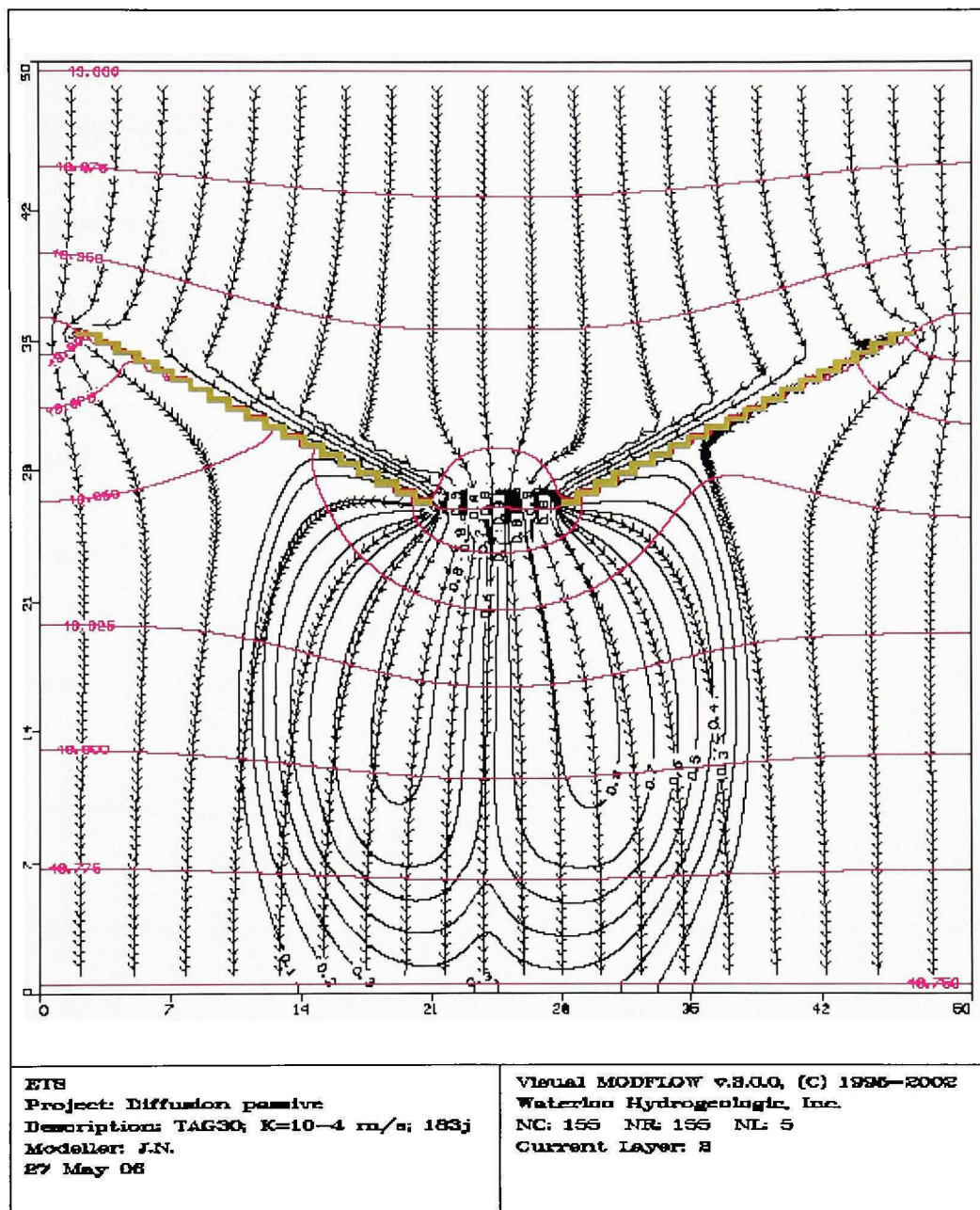


Figure A.16

TAG 30° dans un aquifère 10^{-4} m/s avec des tranchées de 10^{-2} m/s et des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

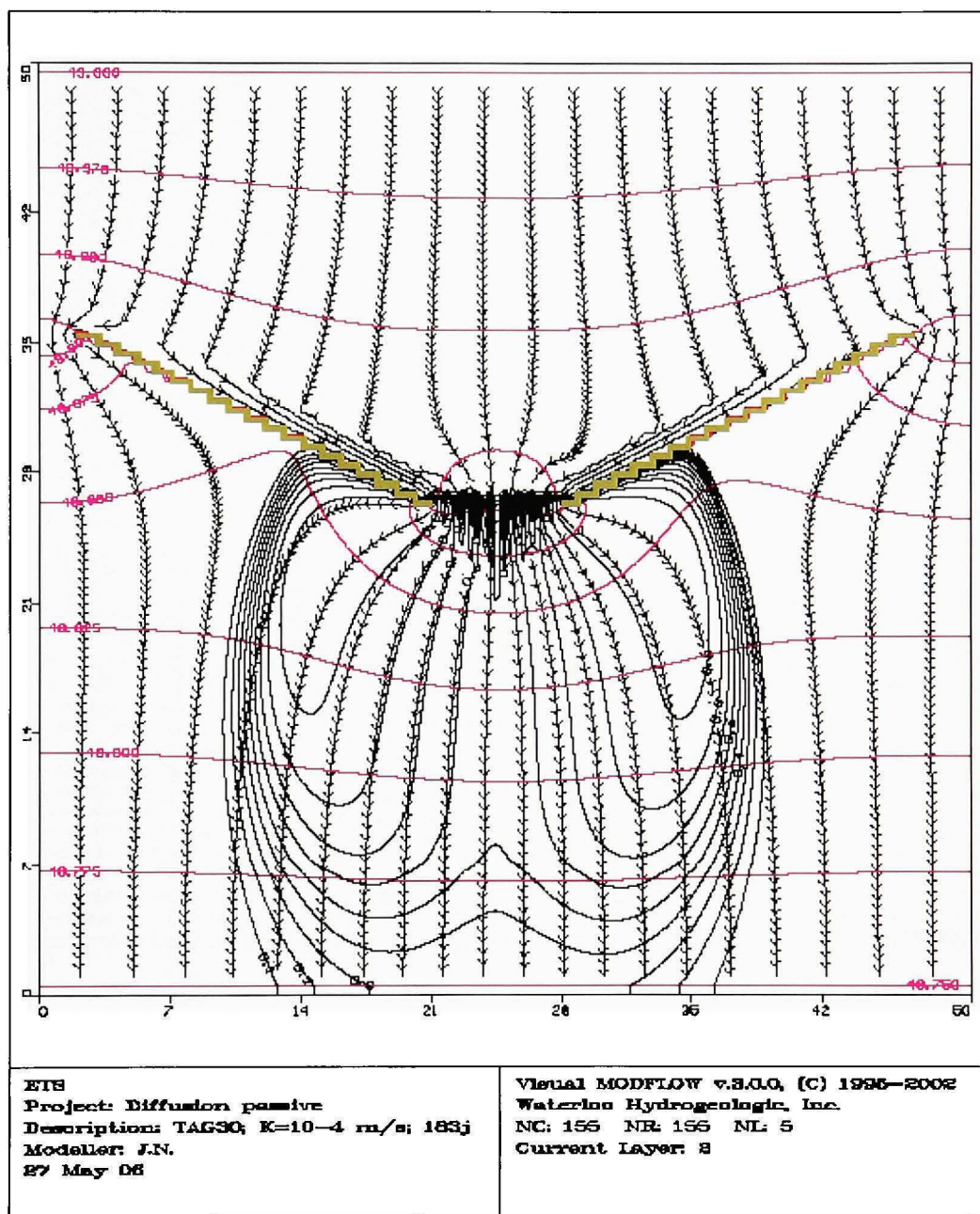


Figure A.17 TAG 30° dans un aquifère 10^{-4} m/s avec des tranchées de $K=10^{-2}$ m/s et des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

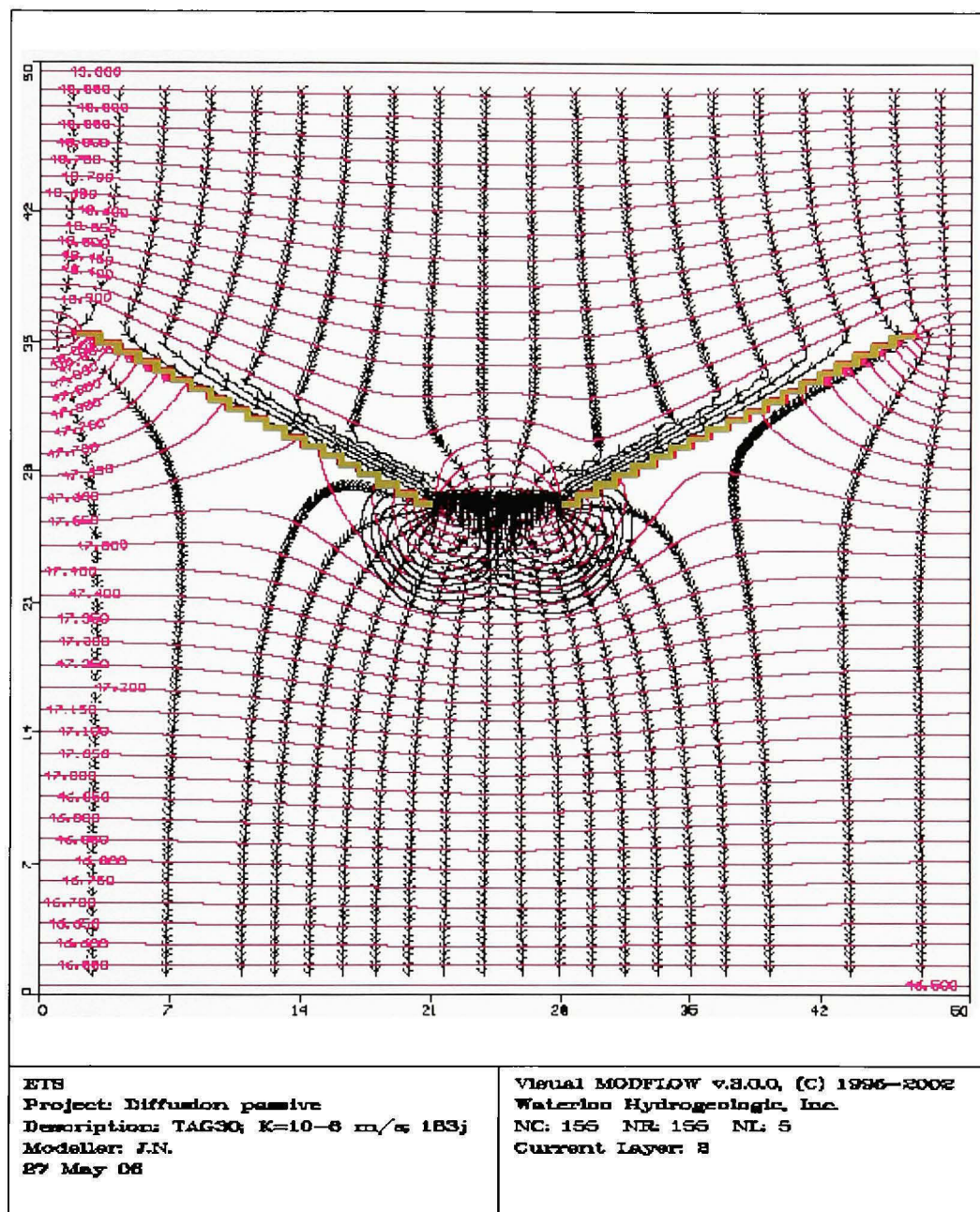


Figure A.18 TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

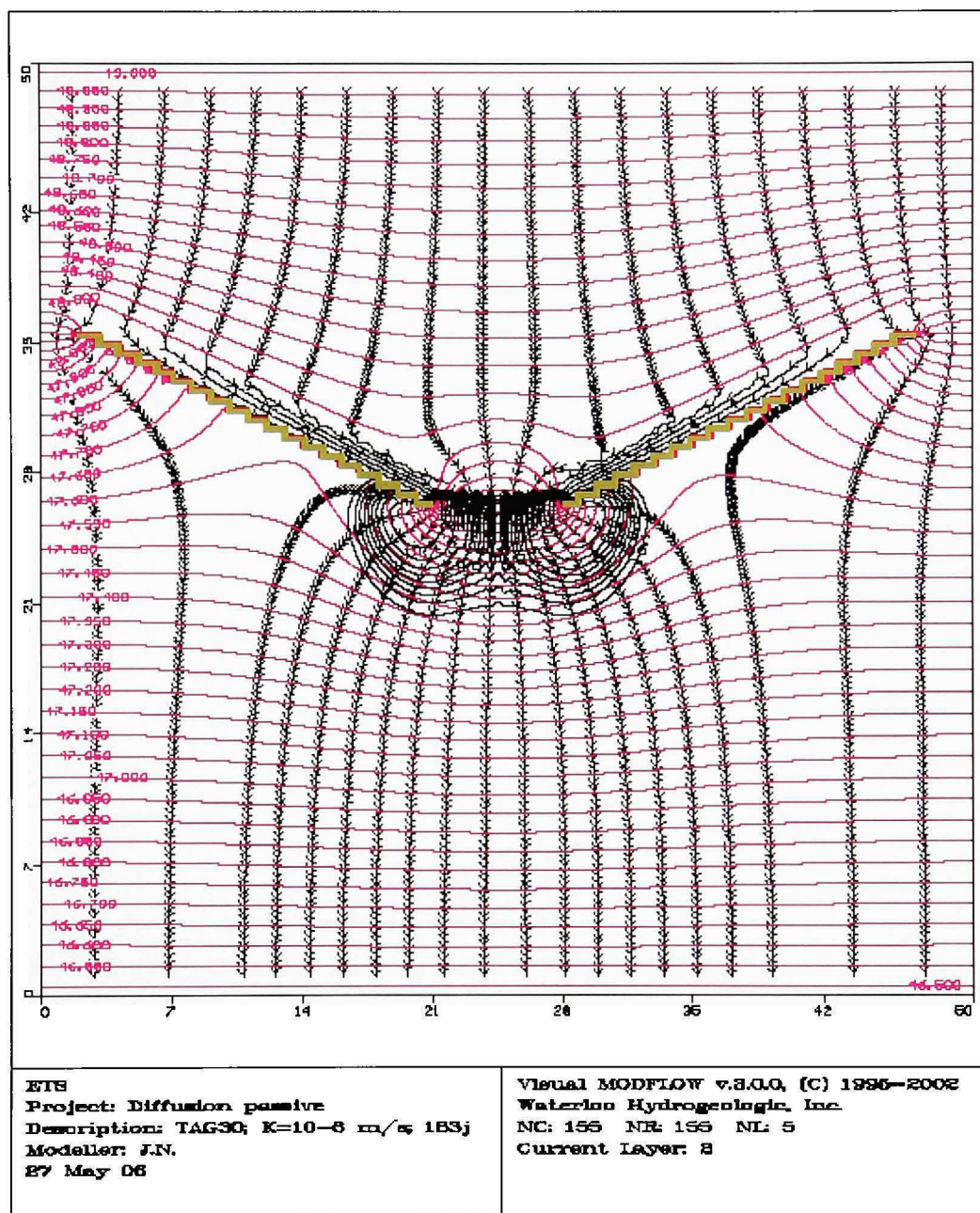


Figure A.19

TAG 30° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75cm). Intervalles entre les équipotentielles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

ANNEXE VIII

TAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 45°

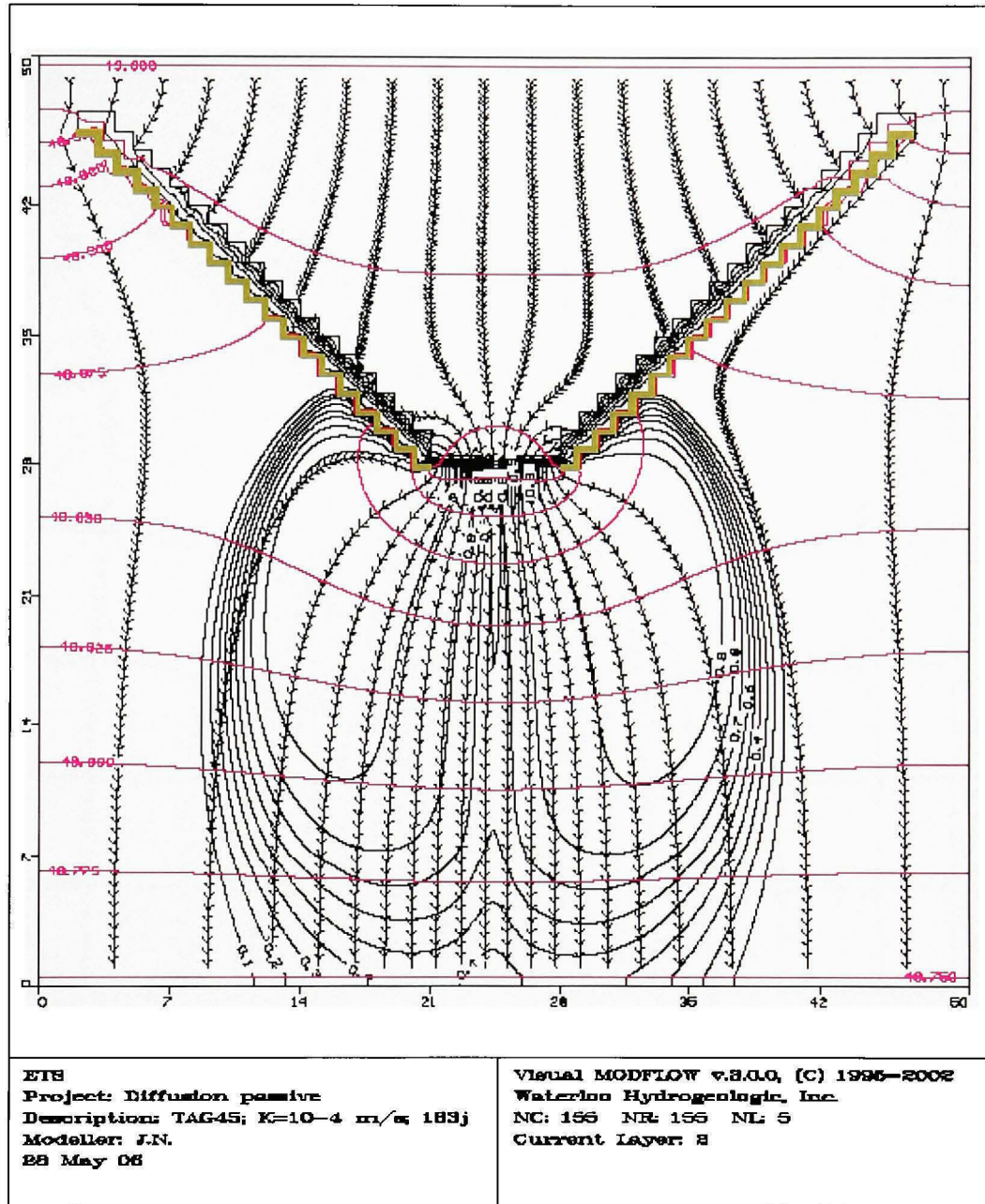


Figure A.20 TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-4}$ m/s avec des tranchées de $K=10^{-2}$ m/s et des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les lignes équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

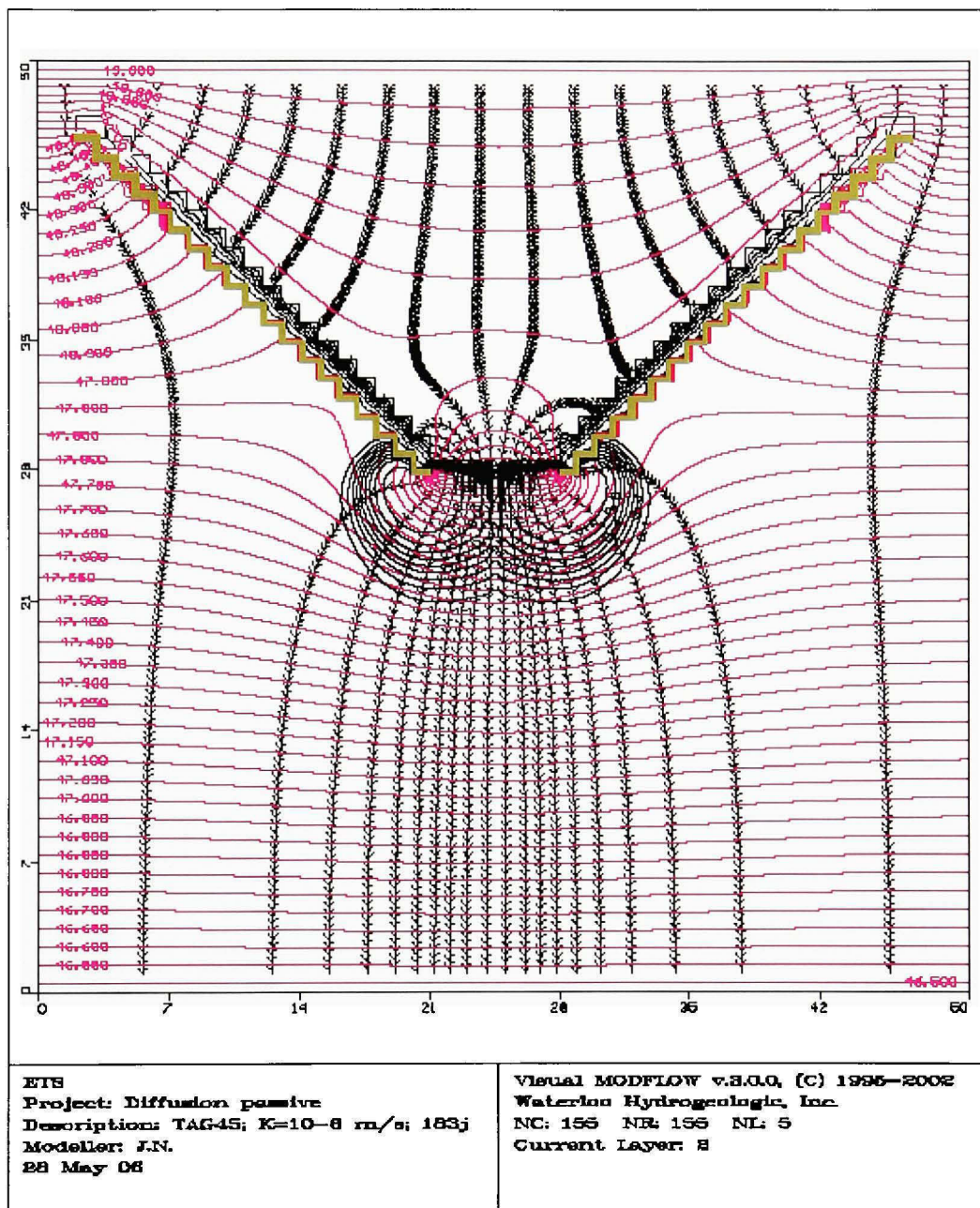


Figure A.22

TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées drainantes de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les lignes équipotentiellles de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

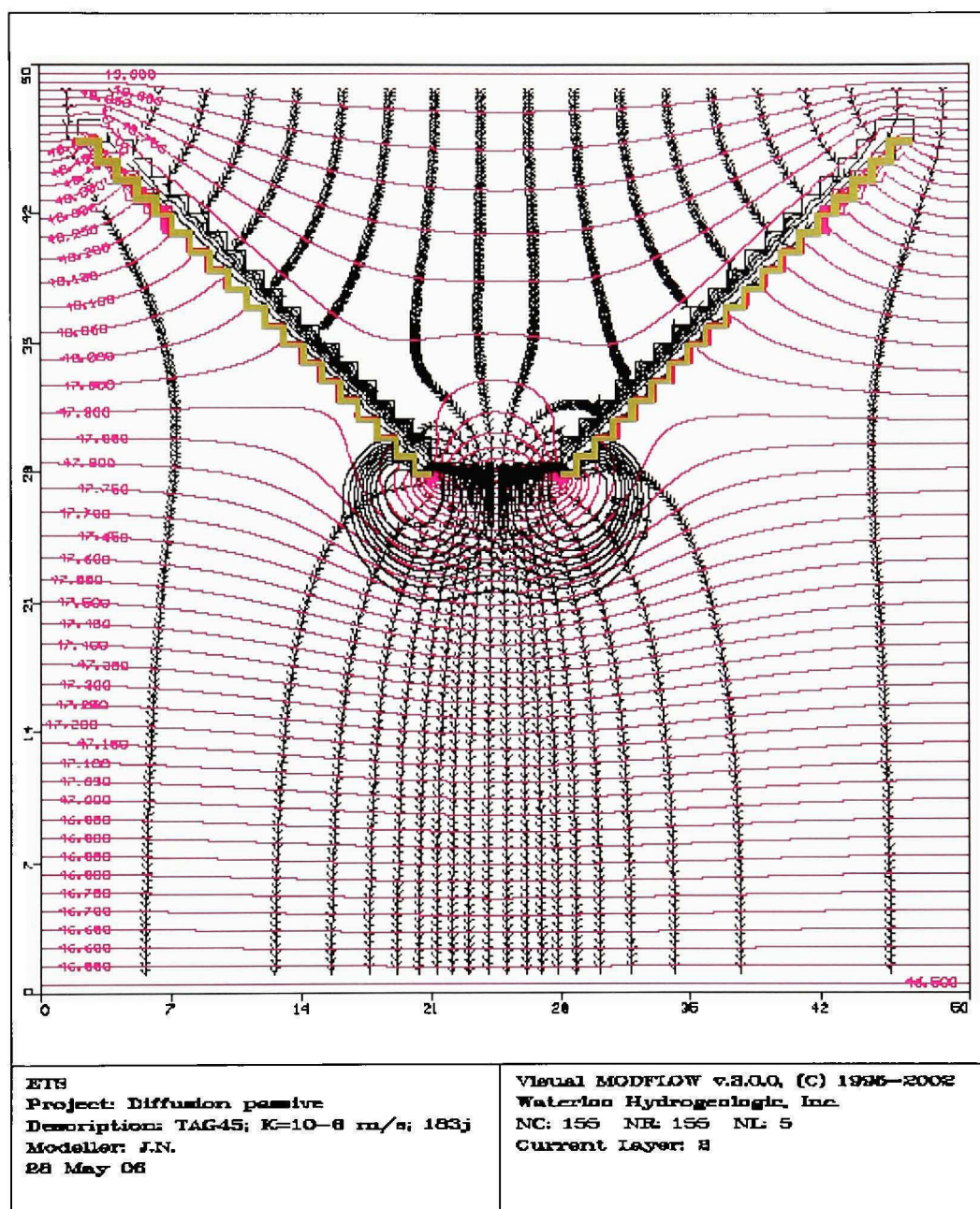


Figure A.23 TAG 45° dans un aquifère de $K=10^{-6}$ m/s avec des tranchées dr. de $K=10^{-2}$ m/s, des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

ANNEXE IX

TAG AVEC UN ENTONNOIR D'ANGLE D'OUVERTURE DE 0°

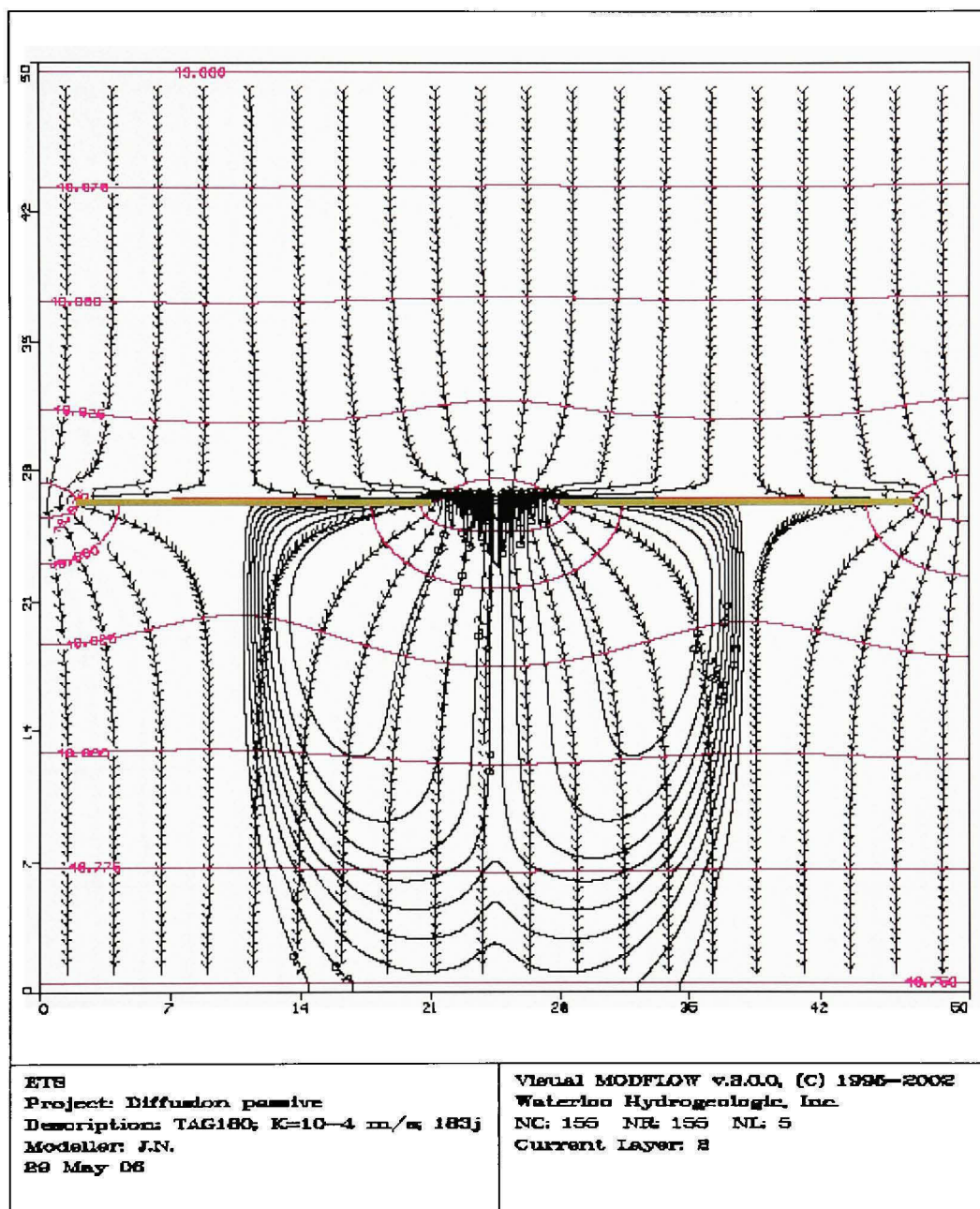


Figure A.24 $TAG0^0$ dans un aquifère de 10^{-4} m/s avec des tranchées drainantes de 10^{-2} m/s et des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 183 jours.

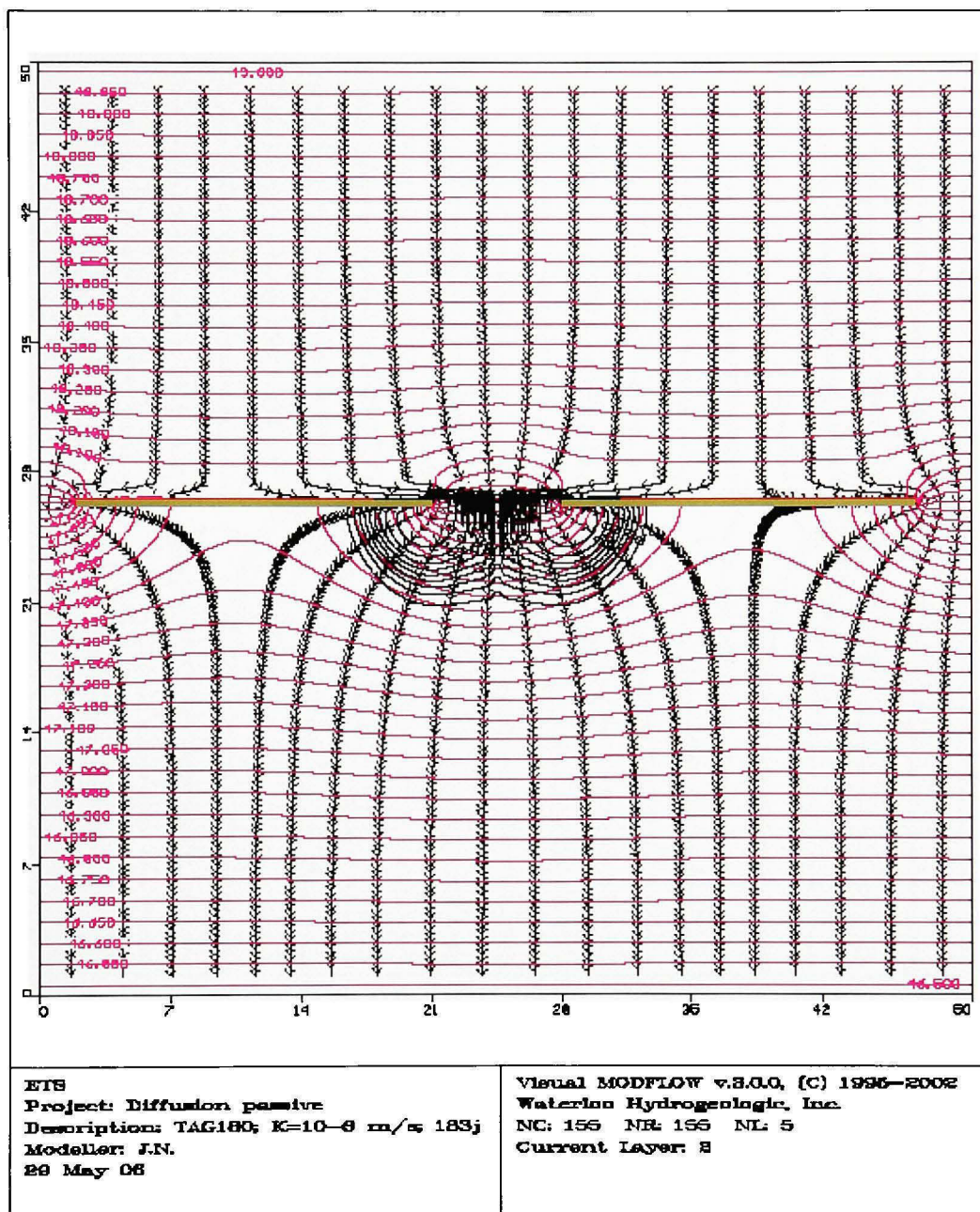


Figure A.26 TAG 0° dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des tranchées drainantes de 10^{-2} m/s, des puits dans la porte espacés à deux fois le diamètre (50 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

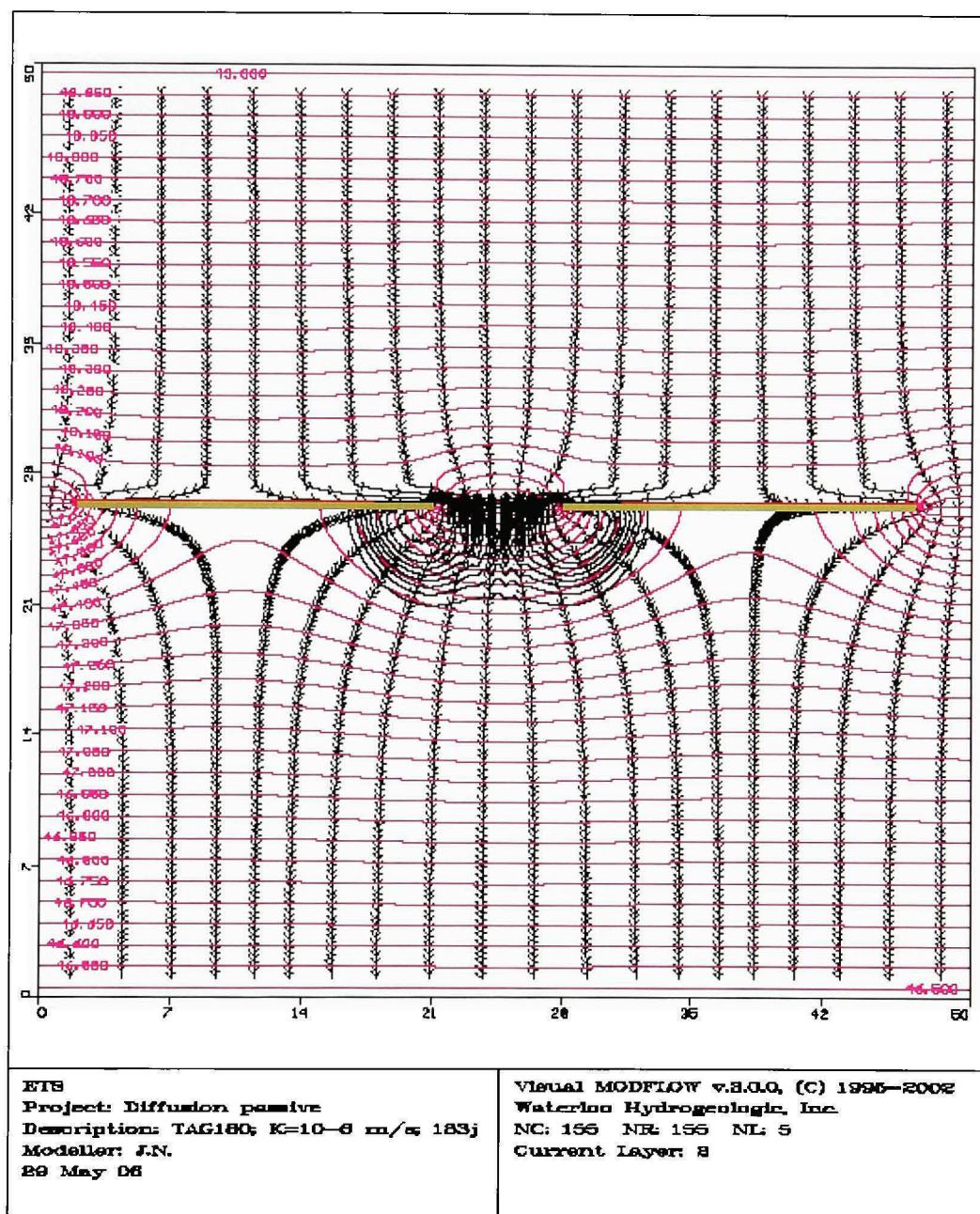


Figure A.27 TAG0° dans un aquifère de 10^{-6} m/s avec des tranchées drainantes de 10^{-2} m/s, des puits dans la porte espacés à trois fois le diamètre (75 cm). Intervalles entre les équipotentiels de 0,05 m et de 30 jours entre les flèches des tracés de particules et un gradient de 0,05 à un temps de parcours de 183 jours.

ANNEXE X

BIODÉGRADATION DES BTEX À PARTIR DE FAG ET TAG AVEC DES ENTONNOIRS D'ANGLE D'OUVERTURE DE 45° ET 0°

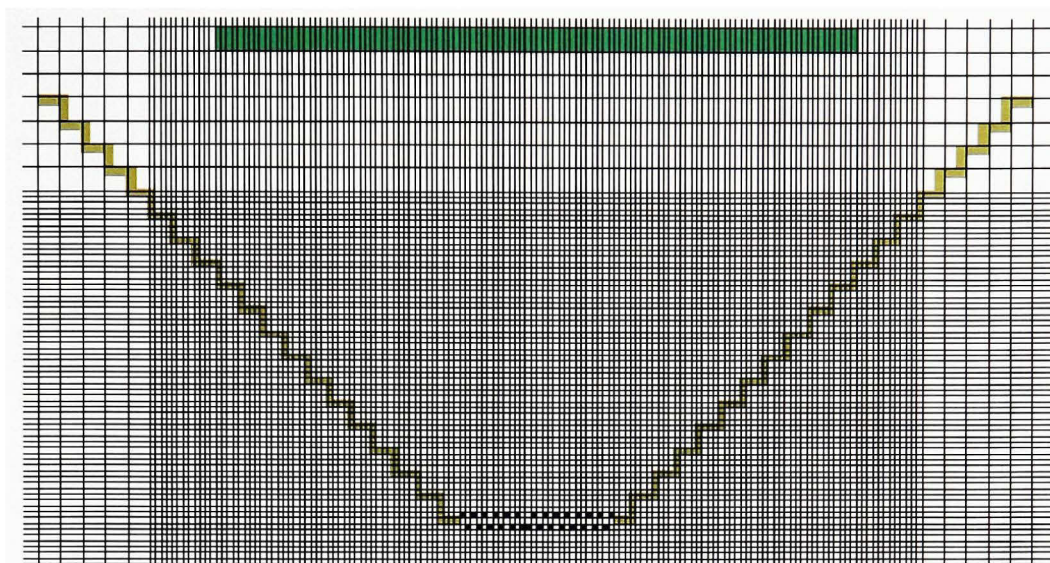


Figure A.28 *Illustration de la nouvelle disposition et distribution des puits.*

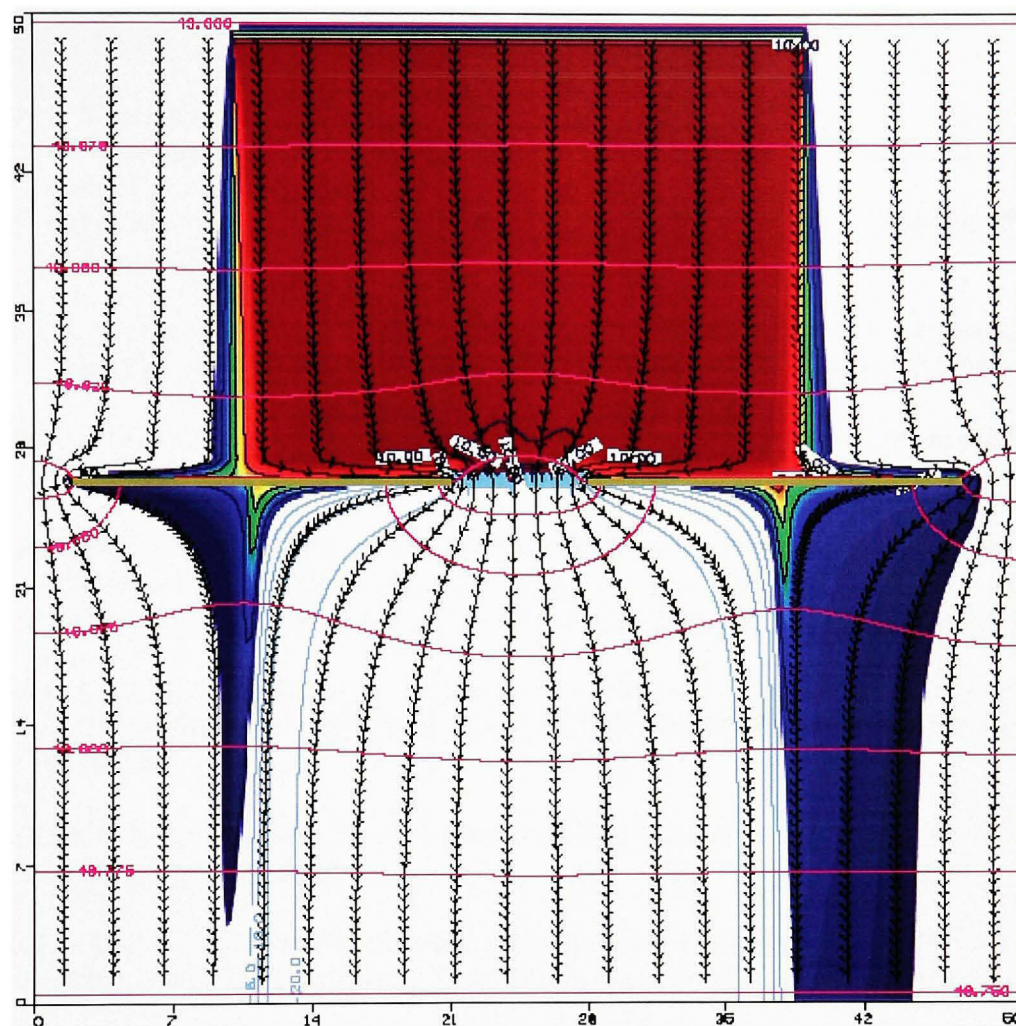


Figure A.30 *Biodégradation des BTEX à partir d'un TAG 0° dans un aquifère perméable ($K=10^{-4}$ m/s) avec disposition et distribution de puits modifiées. Intervalles entre les équipotentiellles de 0,025 m et de 5 jours entre les flèches des tracés de particules à un temps de parcours de 730 jours.*

BIBLIOGRAPHIE

- Barker, J. 07 septembre 2005. Environnement Canada. Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés (GTGLC). *Technologie d'assainissement des lieux contaminés: Manuel de référence*. En ligne.
<http://www.ec.gc.ca/etad/csmwg/pub/site_mem/fr/xb_f.htm#2>. Consulté le 28 septembre 2005.
- Bowles, M.W., Bentley, L.R., Hoyne, B. & Thomas, D.A. 2000. *In situ ground water remediation using the trench and gate system*. Groundwater, 38(2), 172-181.
- Bowles, W. M. 2000. *Trench-and-gate ground water remediation system*. Mémoire de maîtrise. Université de Calgary, 250 p.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 30 avril et 1^{er} mai 2001. *Standards Pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (HCP)*. En ligne.
<http://ccme.ca/assets/pdf/phcs_in_soil_standard_f1.pdf>. Consulté le 02 mars 2006.
- Crowe et Coll. 2004. Environnement Canada. *Sites d'enfouissement et élimination des déchets*. En ligne. <<http://www.nwri.ca/threatsfull/ch12-1-f.html>>. Consulté le 01 mars 2006.
- Domenico, P.A., Schwartz, F.W. 1998. *Physical and chemical hydrogeology* (2e éd.). É-U: John Wiley & Sons, Inc.
- Dubé, J.S. 2003. *Évaluation de méthodes passives et semi-passives pour la diffusion d'oxygène dans les aquifères*. Montréal: École de technologie supérieure.
- Environnement Canada. 08 juin 2004. *La nature de l'eau*. En ligne.
<http://www.ec.gc.ca/water/fr/nature/grdwtr/f_sixmil.htm>. Consulté le 19 janvier 2006.
- Environmental Protection Agency (EPA). 02 mars 2006. *Pump-and-treat ground-water remediation. A guide for decision makers and practitioners*. En ligne.
<<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r95005/625r95005.htm>>. Consulté le 07 mars 2006).
- Environmental Protection Agency (EPA). 21 février 2006. *Groundwater and drinking water. 1-1-Trichloroethane*. En ligne.
<http://www.epa.gov/safewater/contaminants/dw_contamfs/111-tric.html>. Consulté le 07 mars 2006.
- Environmental Protection Agency (EPA). 10 mars 2003. *Air sparging*. En ligne.
<<http://www.epa.gov/swrust1/cat/airsparg.htm>>. Consulté le 08 mars 2006.

- Environmental Protection Agency (EPA). Avril 1999. *Field applications of in situ remediation technologies: Permeable reactive barriers*. En ligne. <http://www.drycleancoalition.org/field-prb.pdf>. Consulté le 10 avril 2007.
- Environmental Protection Agency (EPA). Septembre 1998. *Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation*. En ligne. http://costperformance.org/remediation/pdf/PRB_technologies.pdf. Consulté le 17 janvier 2006.
- Environmental Protection Agency (EPA). Octobre 1994. *Biosparging. Chapitre VIII*. En ligne. http://www.epa.gov/swrust1/pubs/tum_ch8.pdf. Consulté le 26 janvier 2006.
- Livre blanc du chlore. 2004. En ligne. http://www.belgochlor.be/fr/PDF_FR/WITBOEKF.PDF. Consulté le 23 janvier 2006.
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). Février 2005. *Permeable reactive barriers: Lessons Learned/ New direction*. PRB-4. Washington, D.C.: Interstate Technology and Regulatory Council, Permeable Reactive Barriers Team. En ligne. <http://www.itrcweb.org/Documents/PRB-4.pdf>. Consulté le 23 février 2006.
- Kuo, J. 1999. *Practical design calculations for groundwater and soil remediation*. Boca-Raton: CRC Press.
- Lemière, B., J.J. Seguin, Le Guern, C., Guyonnet, D., Baranger, Ph. avec la collaboration de: Darmendrail, D., Conil, P. 2001. *Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes*. En ligne. <http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr/Documents/Diagnostic/DOC300ComportementPolluants.pdf>. Consulté le 09 mars 2007.
- LENNTECH. 1998-2005. *Contamination des eaux souterraines*. En ligne. <http://www.lennotech.com/FRA%20C3%A7AIS/EAUX-SOUTERRAINES/contamination.htm>. Consulté le 01 mars 2006.
- Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. 1996. *Problématique des sols et des eaux souterraines contaminés par des hydrocarbures pétroliers: Les publications du Québec*.
- Nowak, C., Mossman, J.R., Saada, A. 2003. *État des connaissances sur l'atténuation naturelle. Mécanismes et mise en œuvre*. En ligne. <http://infoterrefiche.brgm.fr/PDF/RP-51960-FR.pdf>. Consulté le 09 mars 2007.
- Nyer, K.E. 1992. *Practical techniques for groundwater and soil remediation*. Boca-Raton: CRC Press.

- Secrétariat des conférences intergouvernementales Canadiens. 2001. *Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol*. En ligne. <http://www.scics.gc.ca/cinfo01/83071231b_f.html>. Consulté le 23 janvier 2006.
- Starr, R.C., Cherry, A.J. 1994. *In situ remediation of contaminated groundwater: the funnel-and-gate system*. Groundwater, 32(3).
- Suthersan, S.S. 1997. *Remediation engineering design concepts*. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Touze, S., Chartier, R., Gaboriau, H. 2004. *État de l'art sur les barrières perméables réactives. Réalisations, expériences, critères décisionnels et perspectives*. BRGM/RP-52973-FR, 167 p., 15 fig., 11 tabl., 1 ann. En ligne. <http://www.record-net.org/record/etudesdownload/record02-0330_1A.pdf>. Consulté le 09 mars 2007.
- Université de Waterloo. Waterloo EmitterTM: *Diffuse Release of Groundwater Amendments*. En ligne. <http://www.research.uwaterloo.ca/ttlo/groundwater/waterloo_emitter.html>. Consulté le 08 avril 2007.
- Wilson, D.R., Mackay, M.D. 2002. *Diffusive oxygen emitter for enhancement of aerobic In-Situ Treatment*. GWMR, 88-98.
- Wilson, D.R., Mackay, M.D., Cherry, A.J. 1997. *Arrays of unpumped wells for plume migration control by semi-passive in-situ remediation*. GWMR, 185-193.
- Wilson, D.R., Mackay, M.D. 1995. *A method for passive release of solutes from an unpumped well*. Groundwater monitoring & remediation, 33(6).