

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DE LA MIGRATION, DANS DIFFÉRENTS SOLS, D'UNE
SOLUTION DE PRÉSERVATION AU PENTACHLOROPHÉNOL UTILISÉE POUR
TRAITER DES POTEAUX DE BOIS

MARIE-CLAUDE DUMAS
DÉPARTEMENT DE GÉNIE MINÉRAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES (M.Sc.A.)
(GÉNIE MINÉRAL)
SEPTEMBRE 1995



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

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

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

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

Your file Votre référence

Our file Notre référence

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

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

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

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

0-612-33127-X

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

ÉVALUATION DE LA MIGRATION, DANS DIFFÉRENTS SOLS, D'UNE
SOLUTION DE PRÉSERVATION AU PENTACHLOROPHÉNOL UTILISÉE POUR
TRAITER DES POTEaux DE BOIS

présenté par: DUMAS Marie-Claude

en vue de l'obtention du diplôme de: Maîtrise Ès Sciences Appliquées

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

M. DARLING Richard, Ph.D., président

M. CHAPUIS Robert P., D.Sc.A., membre et directeur de recherche

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

Je souhaite remercier M. Robert P. Chapuis, directeur de recherche, pour ses conseils judicieux et sa grande disponibilité tout au long du projet.

Je tiens aussi à remercier la compagnie Bell Canada qui a financé le projet. Je remercie particulièrement Mme Louise Millette et M. Marc Lapointe pour avoir mis à ma disposition des documents et références fort utiles à la réalisation de ce projet.

Je désire aussi remercier Messieurs François Roberge et Daniel Normandin, du groupe de recherche BIOPRO, pour leur étroite collaboration, leur disponibilité et leur aide.

Finalement, je désire remercier M. Scott Henry de la compagnie L.P.B. pour la rencontre qu'il m'a allouée ainsi que pour les nombreux documents et informations qu'il m'a fournis.

RÉSUMÉ

Cette recherche a pour but d'étudier la migration, dans différents sols, d'une solution de préservation au pentachlorophénol utilisée pour traiter les poteaux téléphoniques de la compagnie Bell Canada. Elle est conjointe à la phase II du projet du Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal traitant des outils de gestion des sols contaminés entourant les poteaux de bois traités au PCP.

Afin de bien définir le problème, une revue de littérature a été orientée vers les différents processus de migration du contaminant, celui-ci étant une solution de préservation composée à 5% de pentachlorophénol et à 95% d'huile diesel no 2. Les principaux processus influençant la migration du pentachlorophénol sont la sorption et la biodégradation. Le PCP est un composé très hydrophobe et se sorbe facilement aux sols. Lorsqu'il est présent en faibles concentrations, sa biodégradation peut se produire en conditions aérobies et anaérobies.

Entre les mois d'août et de novembre 1994, une campagne d'échantillonnage a été effectuée sur neuf sites où se trouvaient des poteaux traités au PCP, dont trois sites d'argile, trois de till et trois de sable. Afin de définir les différentes propriétés des sols, des sondages ont été effectués jusqu'à une distance radiale de trois pieds du poteau et jusqu'à une profondeur de 15 pieds, à l'exception de deux sites où les sondages ont été

interrompus au contact du socle rocheux, soit à une profondeur d'environ dix pieds. 432 échantillons de sol et 54 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés puis analysés pour leur teneur en PCP et en huiles et graisses.

D'après les résultats d'analyses, le quart des échantillons ont une concentration dépassant le critère C du Ministère de l'environnement et de la faune du Québec (MEF) et la concentration de près de 60 % autres se situe entre les critères B et C. Il y a donc près de 85 % des échantillons de sol prélevés qui ont une concentration supérieure au critère B, critère qui doit être respecté pour utiliser des sols à des fins agricoles, résidentielles ou récréatives. Toutefois, les échantillons d'eau, prélevés dans trois puits à une distance radiale de trois pieds du poteau, sont faiblement contaminés.

La migration souterraine de la solution huileuse au pentachlorophénol a été simulée par éléments finis à l'aide des logiciels complémentaires SEEP/W et CTRAN/W. Les résultats de modélisation montrent que la contamination est contenue très près du poteau pour les trois types de sol échantillonnés. La sorption du contaminant est un processus qui influence beaucoup sa migration. Toutefois, la sorption de la solution huileuse au pentachlorophénol n'est pas bien documentée dans la littérature, contrairement à celle du PCP pur. D'autres données nécessaires à la modélisation étaient inconnues, tels le taux de relargage du contaminant dans le temps ainsi que sa concentration. Les recherches dans ces domaines devraient être approfondies afin de caractériser plus précisément et

plus complètement le phénomène. Une étude de la stabilité de la contamination et de son potentiel de biodégradation naturelle serait aussi très utile.

La présence de quelques échantillons contaminés assez loin du poteau peut être expliquée par des phénomènes qui n'ont pas été considérés dans la modélisation, soit le relargage aérien de solution de préservation par la pluie et les vents, soit une migration préférentielle de la contamination le long de canaux dans le sol ou, encore, des contaminations artificielles produites pendant l'échantillonnage ou l'analyse.

Sur tous les sites, l'emplacement des différents échantillons contaminés ne forme pas un panache bien défini mais plutôt un panache discontinu et ramifié. Si le sol dont la concentration dépassant le critère C devait être traité, le volume de sol à traiter pourrait être établi à partir des limites contaminées, car il paraît difficile actuellement d'appliquer un traitement sélectif, c'est-à-dire aux différentes zones contaminées à l'intérieur d'un même volume. Pour les neuf sites échantillonnés, le volume moyen de sol évalué à partir des limites contaminées où il existe un échantillon dont la concentration dépasse le critère C, est de 308 pieds cubes ($8,72 \text{ m}^3$). Une extrapolation appliquée à l'échelle du Québec et de l'Ontario, soit pour 1,6 million de poteaux, donne un volume total de 494 million de pieds cubes ($14\,000\,000 \text{ m}^3$), soit assez de sol pour remplir huit stades olympiques.

En se basant sur les résultats d'analyses et ceux obtenus par modélisation, la contamination par le pentachlorophénol semble contenue très près du poteau.

Considérant le coût associé à l'excavation et au traitement des sols ainsi que l'accessibilité parfois très difficile à certains sites urbains ou résidentiels, il est invraisemblable d'envisager la restauration de tous les sites touchés par une contamination au PCP due au relargage des poteaux téléphoniques. Toutefois, une approche basée sur l'évaluation du risque environnemental pourrait être utilisée afin de gérer le problème. Il s'agirait d'identifier les environnements à risque en tenant compte des différents processus contrôlant la migration de la contamination, tels la sorption et la biodégradation naturelle. Les différentes caractéristiques chimiques, géologiques et microbiologiques des sites seraient aussi nécessaires afin d'établir une cartographie des régions sensibles. Bref, il est nécessaire d'évaluer la situation dans son ensemble et non de se baser uniquement sur le respect d'un critère indicatif (critère C du MEF).

ABSTRACT

The aim of this research is to study the migration of a PCP solution used to treat Bell Canada's telephone poles. This research was part of a project managed by the Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal and concerned with the management of contaminated soils surrounding PCP telephone poles.

A literature review was completed to better determine the different processes of contaminant migration, the contaminant being a preservative solution composed of 5% pentachlorophenol in diesel oil number 2.

A sampling campaign was initiated on nine telephone pole sites between August and November 1994. Three types of soil were sampled: clay, till and sand. Boreholes were drilled around each pole up to a radial distance of three feet and to a depth of fifteen feet. At two sites, the boreholes were stopped at bedrock, at a depth of approximately ten feet. A total of 432 soil samples and 54 groundwater samples were collected.

A quarter of the soil samples had a concentration above the C criterion of the MEF and almost 60% others had a concentration between the B and C criteria, meaning that nearly 85% of all samples had a concentration above the B criterion. The latter must be met for

soils used for agricultural, residential or recreative purposes. However, the groundwater samples were not very contaminated.

The migration of the PCP-oil solution was simulated using the finite element software SEEP/W and CTRAN/W. The results showed the closeness of the contamination to the poles for the three types of soils. Sorption is an important process in the contaminant migration. However, the sorption of an PCP-oil solution is poorly documented in the literature, as opposed to the PCP sorption. Other information needed for modeling, such as the leaching rate and the concentration of the contaminant, were unavailable. Further research on these subjects would permit better understanding and definition of PCP migration. A study of the stability of the contaminant and its natural biodegradation would also be very useful.

A few processes, such as aboveground leaching caused by rain and wind, preferential migration of the contamination along certain path and artificial contamination due to sampling or analysis errors, were not considered in the simulation. They could explain the presence of certain contaminated samples rather far from the pole.

The volume of contaminated soil at different sites does not form a continuous plume but rather a discontinuous one. If the contaminated soil above the C criterion had to be treated, the volume of soil to be treated could be defined by the outer limits of contamination, even if this would imply treating some uncontaminated soil, since it is

presently difficult to imagine a selective in situ treatment. The average volume in which a soil sample exceeds the C criteria at the nine sites is 308 cubic feet ($8,72 \text{ m}^3$). This value applied to 1.6 million poles across Quebec and Ontario would lead to a total volume of 494 million cubic feet ($14\,000\,000 \text{ m}^3$) or enough soil to fill eight Olympic stadiums.

Considering the cost associated with such excavation, the soil treatment, along with the difficult access to some urban or residential sites, it would be very unrealistic to consider the sites' restoration. However, an approach based on environmental risk assesment could be used to manage the situation. It would be essential to consider different factors, such as sorption and natural biodegradation, influencing migration processes. Chemical, geological and microbiological characteristics of the different sites would also be needed in order to establish a spatial database of pollution potential. In brief, the situation should be approached in a general manner, not solely considering the C criteria as the decision factor.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	ix
LISTE DES TABLEAUX	xvi
LISTE DES FIGURES	xvii
LISTE DES SIGLES ET ABBRÉVIATIONS	xix
LISTE DES ANNEXES	xxiv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I: DESCRIPTION DE LA SITUATION	3
1.1 Le Pentachlorophénol	3
1.1.1 Production et utilisation	3
1.1.2 Propriétés physico-chimiques	4
1.1.3 Législation	6
1.2 Le bois	8
1.2.1 Propriétés physiques du bois	8
1.2.2 Traitement du bois	11
1.2.3 Nature de la solution de préservation	13

1.2.4	Relargage du PCP	13
CHAPITRE II:	MIGRATION DU PCP DANS LES SOLS	15
2.1	Équations gouvernant la migration des fluides	15
2.2	Processus physiques	18
2.2.1	Advection	18
2.2.2	Dispersion hydrodynamique	19
2.3	Processus biochimiques	22
2.3.1	Sorption	22
2.3.2	Biodégradation	28
CHAPITRE III:	ESSAIS DE TERRAIN	30
3.1	Critères utilisés pour choisir les sites	30
3.2	Moyens utilisés pour répondre aux critères	31
3.2.1	Cartes d'aptitudes des sols	31
3.2.2	Étude géophysique: sismique réfraction	31
3.3	Matrice d'échantillonnage	40
CHAPITRE IV:	CARACTÉRISATION DES ÉCHANTILLONS	43
4.1	Granulométrie	43
4.1.1	Tamissage	44
4.1.2	Sédimentométrie	44

4.2	Conductivité hydraulique	46
4.2.1	Méthode empirique	46
4.2.2	Essai de perméabilité triaxial	47
4.3	Densité des grains	52
4.4	Teneur en eau	53
4.5	pH	53
4.6	Carbone organique total	53
4.7	Capacité d'échange cationique (CEC)	54
4.8	Teneur en PCP	54
4.9	Teneur en huiles et graisses	55

CHAPITRE V: ANALYSE ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS 57

5.1	État de la contamination des sites échantillonnés	57
5.1.1	État de la contamination des sols	57
5.1.2	État de la contamination de l'eau	61
5.1.3	Évaluation du relargage d'huile	61
5.1.4	Détermination des volumes de sol contaminé à partir des résultats d'analyses (en négligeant les processus de migration)	64
5.2	Modélisation de la migration du contaminant	68
5.2.1	Logiciel SEEP/W	68
5.2.2	Logiciel CTRAN/W	78

CONCLUSION	91
BIBLIOGRAPHIE	94

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Propriétés physico-chimiques du PCP	5
Tableau 3.1: Résultats de la sismique réfraction	34
Tableau 3.2: Sites sélectionnés	35
Tableau 5.1: Quantités d'huile relarguée	63
Tableau 5.2: Emplacement des échantillons contaminés les plus profonds	65
Tableau 5.3: Coefficients de répartition K_d	81

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1:	Coupe transversale du tronc	9
Figure 2.1:	Facteurs causant la dispersion mécanique	21
Figure 3.1:	Graphique des temps d'arrivée en fonction de la distance entre les géophones	33
Figure 3.2:	Emplacement des sites 1 et 2	36
Figure 3.3:	Emplacement des sites 3 et 4	37
Figure 3.4:	Emplacement des sites 5, 6 et 7	38
Figure 3.5:	Emplacement des sites 8 et 9	39
Figure 3.6:	Matrice d'échantillonnage	40
Figure 3.7:	Schéma d'installation d'un puits d'observation	41
Figure 4.1:	Perméamètre à paroi flexible	48
Figure 5.1a:	Concentration de PCP en fonction de la distance pour les sites de till....	58
Figure 5.1b:	Concentration de PCP en fonction de la distance pour les sites d'argile.	59
Figure 5.1c:	Concentration de PCP en fonction de la distance pour les sites de sable.	59
Figure 5.2:	Relation entre le PCP et les huiles et graisses	60
Figure 5.3:	Volumes de sols autour d'un poteau	62
Figure 5.4:	Réseau d'écoulement, site 3 (argile)	72
Figure 5.5:	Agrandissement en surface du réseau d'écoulement, site 3 (argile)	73
Figure 5.6:	Réseau d'écoulement, site 5 (sable)	74

Figure 5.7:	Agrandissement en surface du réseau d'écoulement, site 5 (sable)	75
Figure 5.8:	Réseau d'écoulement, site 9 (till)	76
Figure 5.9:	Agrandissement en surface du réseau d'écoulement, site 9 (till)	77
Figure 5.10:	Migration de la solution huileuse, site 3 (argile); sans sorption	85
Figure 5.11:	Migration de la solution huileuse, site 3 (argile); avec sorption	86
Figure 5.12:	Migration de la solution huileuse, site 5 (sable); sans sorption	87
Figure 5.13:	Migration de la solution huileuse, site 5 (sable); avec sorption	88
Figure 5.14:	Migration de la solution huileuse, site 9 (till); sans sorption	89
Figure 5.15:	Migration de la solution huileuse, site 9 (till); avec sorption	90

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

a:	Air
a:	Aire de la section transversale de la burette d'entrée et de la burette de sortie
A:	Aire de la section transversale de l'échantillon
C:	Concentration du soluté dissous dans l'eau
C ₆ Cl ₅ OH:	Pentachlorophénol
C ₆ Cl ₅ O ⁻ :	Pentachlorophénolate
CEA:	Capacité d'échange anionique
CEC:	Capacité d'échange cationique
d:	Diamètre
D:	Coefficient de dispersion hydrodynamique
D*:	Coefficient de diffusion moléculaire dans le fluide du matériau poreux
dh/dl:	Gradient hydraulique
D _R :	Densité du sol
e:	Indice des vides
f _{oc} :	Pourcentage de carbone organique
F _{x, a} :	Débit massique dû à l'advection
F _{x, d} :	Débit massique dû à la dispersion
g:	Accélération gravitationnelle

h:	Charge hydraulique
H:	Hydrogène
h_1 :	Perte de charge dans l'échantillon au temps t_1
h_2 :	Perte de charge dans l'échantillon au temps t_2
K:	Conductivité hydraulique
K_a :	Constante d'acidité
K_d :	Coefficient de répartition solide-eau
$K_{d,n}$:	Coefficient de répartition pour la forme neutre
$K_{d,i}$:	Coefficient de répartition pour la forme ionique
k_i :	Tenseur de perméabilité intrinsèque selon l'indice (w, nw ou a)
K_{oc} :	Coefficient de répartition carbone organique-eau
$K_{oc,eff}$:	Coefficient de répartition effectif carbone organique-eau
k_{ri} :	Perméabilité relative selon l'indice (w, nw ou a)
L:	Épaisseur de l'échantillon
LNAPL:	Light nonaqueous phase liquid
M:	Molarité (moles de soluté/litre de solution)
MEF:	Ministère de l'environnement et de la faune du Québec
n:	Porosité
n_e :	Porosité effective
nw:	Phase non aqueuse
P:	Profondeur
PCP:	Pentachlorophénol

PCP ⁰ :	Pentachlorophénol sous forme neutre
PCP ⁻ :	Pentachlorophénol sous forme ionique
pH:	Inverse du logarithme en base dix de la concentration de H ⁺
p _i :	Pression du fluide selon l'indice (w, nw ou a)
pK _a :	Inverse du logarithme en base dix de la constante d'acidité
pK _b :	Inverse du logarithme en base dix de la constante de base
PNCN:	Point nul de charge nette
ppb:	Parties par milliard
ppm:	Parties par million
Po:	Pourcentage du poids des particules au diamètre inférieur à d
Q:	Débit volumique de recharge ou de pompage
q _i :	Débit massique du produit selon l'indice (w, nw ou a) injecté ou pompé
s:	Quantité de soluté sorbé par unité de masse du milieu poreux
S:	Surface spécifique des grains
S _i :	Saturation volumétrique selon l'indice (w, nw ou a)
t:	Temps
u:	Pression interstitielle
V _{entrant} :	Volume de soluté entrant
v _i :	Vitesse de Darcy selon l'indice (w ou nw)
v _{moy.} :	Vitesse moyenne de l'eau dans les pores
V _{sortant} :	Volume de soluté sortant
V _{tot} :	Volume de la suspension

v_x :	Vitesse moyenne linéaire de l'eau
w :	Phase aqueuse
W_{bw} :	Poids de la bouteille pleine d'eau désaérée à la marque
W_{bws} :	Poids de la bouteille avec l'eau désaérée et le sol à la marque
W_s :	Poids du sol sec
W_w :	Poids de l'eau
z :	Élévation
ZPNC:	Zero point of net charge
α :	Dispersivité
$\Delta m_{réactions}$:	Perte ou gain de masse du soluté dû aux réactions
ΔM_{total} :	Taux de changement de masse du soluté dans un élément
Δu :	Variation de la pression interstitielle
$\Delta \sigma$:	Variation de la sollicitation externe
γ_w :	Poids volumique de l'eau
γ_s :	Poids volumique des grains du sol
λ :	Constante de dégradation radioactive
η :	Viscosité du fluide
ϕ_n :	Fraction de PCP présent sous forme neutre
ρ_d :	Masse volumique du sol sec
ρ_i :	Masse volumique selon l'indice (w, nw ou a)

θ : Teneur en eau volumique

μ_i : Viscosité selon l'indice (w, nw ou a)

LISTE DES ANNEXES

Annexe I:	Courbes granulométriques	101
Annexe II:	Essais de perméabilité	111
Annexe III:	Analyses de pH. de COT et de CEC	122
Annexe IV:	Données numériques utilisées pour les simulations	126

INTRODUCTION

La compagnie Bell Canada possède, à travers le Québec et l'Ontario, environ 1,6 million de poteaux téléphoniques de bois traités au pentachlorophénol (PCP). Les poteaux sont plantés dans les sols jusqu'à une profondeur d'environ six pieds. Une étude de caractérisation des sols entourant ces poteaux, terminée en septembre 1993 par le groupe BIOPRO, a montré l'existence d'un niveau de contamination préoccupant. Afin de mieux cerner l'ampleur du problème, l'étendue de la contamination sera évaluée plus précisément dans ce travail.

L'objectif principal de ce mémoire est d'évaluer la migration de la contamination au pentachlorophénol. Ce projet est conjoint à la phase II du projet de BIOPRO traitant des outils de gestion des sols contaminés entourant les poteaux de bois traités au PCP. Il comporte quatre phases principales. La première consiste à définir le problème; la deuxième l'échantillonnage des sols et de la nappe phréatique; la troisième l'analyse physico-chimique des échantillons prélevés et, finalement, la quatrième vise à analyser et à interpréter les résultats.

Lors de la phase initiale du projet, le contaminant ainsi que ses différents processus de transport seront identifiés et définis à l'aide d'une revue de la littérature scientifique.

La seconde phase consiste à mettre sur pied une campagne sélective d'échantillonnage. Au Québec et en Ontario, trois principaux types de sols sont présents, soit l'argile, le sable et le till. Afin de bien représenter le territoire desservi par Bell Canada, neuf sites (trois pour chaque type de sol) sont choisis. À chaque site, des échantillons sont prélevés dans un rayon de trois pieds autour du poteau et depuis la surface jusqu'à une profondeur variant entre dix et quinze pieds.

Dans la troisième phase du projet, afin de caractériser les sols et l'eau ainsi que leur niveau de contamination respectif, tous les échantillons prélevés font l'objet de différentes analyses, telles des analyses granulométriques, des essais de perméabilité, des analyses de teneur en eau, en PCP et en huiles et graisses, des analyses de pH, de carbone organique total et de capacité d'échange cationique.

La quatrième phase consiste à évaluer la contamination des sites échantillonnés à l'aide des résultats d'analyses ainsi qu'à simuler, par éléments finis, la migration souterraine de la solution huileuse au pentachlorophénol à l'aide des logiciels SEEP/W et CTRAN/W, tout en tenant compte des différents processus de transport.

En conclusion, différentes solutions sont envisagées pour remédier au problème de contamination des sols par les poteaux traités au pentachlorophénol.

CHAPITRE I

DESCRIPTION DE LA SITUATION

Afin de bien définir le problème de contamination, il est nécessaire de connaître le contaminant ainsi que le milieu duquel il est relargué, qui sont respectivement la solution de préservation au pentachlorophénol et les poteaux de bois. Ce premier chapitre présente les principales caractéristiques du PCP et du bois, les méthodes de traitement des poteaux ainsi que la nature et l'ampleur du relargage de la solution de préservation dans les sols.

1.1 Le pentachlorophénol

1.1.1 Production et utilisation

Le pentachlorophénol (PCP) a commencé à être utilisé comme produit de préservation du bois en 1936 (Richardson, 1978). Il a aussi été employé comme agent antimicrobien dans les systèmes de refroidissement industriels et dans l'industrie du papier ainsi que comme fongicide dans les peintures. Selon une étude menée en 1981 par le gouvernement canadien (Jones, 1984), l'industrie de préservation du bois consommait annuellement 1500 tonnes métriques de PCP, soit 96 % de la quantité annuelle utilisée au Canada.

85% de cette consommation était utilisée dans les installations d'imprégnation sous pression et le reste dans les installations d'imprégnation thermique.

Le PCP est préparé en faisant réagir, à hautes températures, du chlore avec du phénol en présence d'un catalyseur. Le PCP utilisé dans l'industrie est composé de 86 % de PCP pur, de 10% d'autres chlorophénols et de 4% de matières inertes. Il n'y a plus de fabrication de PCP au Canada depuis 1983.

1.1.2 Propriétés physico-chimiques du pentachlorophénol

Le pentachlorophenol pur est de couleur blanchâtre et solide à la température ambiante. Il est relativement volatil, soluble dans plusieurs solvants organiques mais peu soluble dans l'eau. La dissolution du PCP dans l'eau augmente avec la température et le pH. Le tableau 1.1 présente les principales propriétés physico-chimiques du PCP (Gebefügi et al., 1979 et WHO, 1987).

Le PCP est chimiquement et biologiquement persistant s'il est en forte concentration. Sa persistance dans le bois traité et sa toxicité pour les organismes destructeurs constituent les deux principales raisons de l'utilisation du PCP comme produit de préservation du bois.

Tableau 1.1: Propriétés physico-chimiques du PCP

Masse moléculaire (g)	266,36	
Point de fusion (°C)	190-191	
Point d'ébullition (°C)	293-319	à 760 mm de Hg
Tension de vapeur (mm Hg)	0,00011- 0,00017	à 20 °C
	0,12	à 100 °C
pK _a	4,75	à 25 °C
Solubilité dans l'eau (g/l)	0,005	à pH 5, 0 °C
	0,014	à pH 5, 20 °C
	0,020	à pH 5, 30 °C
	2	à pH 7, 20 °C
	8	à pH 8, 20 °C
	15	à pH 10, 20 °C
Solubilité dans les solvants organiques (g/100g)		
	Méthanol 180	à 25 °C
	Éthanol 120	à 25 °C
	Acétone 50	à 25 °C
	Benzène 15	à 25 °C
Solubilité dans le gras (g/kg)	213	à 37 °C
Coefficient de partition octanol/eau (log K _{ow})	4,84	à pH 1,2
	3,56	à pH 6,5
	3,52	à pH 7,2
	3,86	à pH 13,5

En faibles concentrations, le PCP n'est pas considéré comme un contaminant persistant dans l'environnement car une dégradation photochimique et une décomposition microbienne se produisent naturellement dans les eaux superficielles et dans le sol. Toutefois, en présence de fortes concentrations de pentachlorophénol, qui sont inhibitrices aux microorganismes indigènes, les procédés naturels de dégradation n'ont pas lieu. Les effets sur l'environnement dépendent de plusieurs paramètres comme la

concentration, le pH, la sorption sur les particules de sol, la température, la vitesse de biodégradation et la vitesse de photodécomposition.

Le PCP n'est pas un produit naturel et son bruit de fond devrait être nul. Cependant, l'utilisation par l'humain a entraîné la présence de traces, même dans des endroits très isolés.

La source la plus probable de contamination semble être l'exposition de la chaîne alimentaire aux produits de bois traités au pentachlorophénol (Jones, 1984).

1.1.3 Législation

Au Québec, la loi sur la qualité de l'environnement empêche l'émission et la disposition de contaminants qui pourraient affecter la qualité de l'environnement. Elle fournit des critères indicatifs, qui ne sont pas des normes, de la contamination des sols et de l'eau souterraine par le pentachlorophénol. Il y a trois valeurs-seuils, A, B et C, qui déterminent trois plages d'intervention. Les valeurs A, B et C pour les concentrations de PCP dans l'eau souterraine sont respectivement: < 1 ppb, 2 ppb et 5 ppb. Pour les concentrations de PCP dans les sols, elles sont de: 0,1 ppm, 0,5 ppm et 5 ppm. La description des plages d'intervention est la suivante:

- Valeur A: Il s'agit de bruit de fond pour les contaminants se trouvant naturellement dans le milieu, comme les huiles et graisses, et de limite de détection pour le PCP.
- Plage A-B: Le sol ou l'eau souterraine sont faiblement contaminés. Une interrogation sur les sources possibles de contamination devrait se poser. Habituellement, il n'y aura pas de travaux entrepris.
- Valeur B: Il s'agit du seuil à partir duquel des analyses approfondies sont nécessaires.
- Plage B-C: Le sol ou l'eau souterraine sont contaminés. La contamination de l'eau souterraine dépasse les normes de qualité pour la consommation humaine. Des travaux peuvent être nécessaires avant d'utiliser ces sols à des fins agricoles, résidentielles ou récréatives.
- Valeur C: Il s'agit du seuil à partir duquel une action correctrice peut être nécessaire dans un bref délai.
- Plage C: Le sol ou l'eau souterraine sont contaminés. L'eau souterraine n'est plus potable. Il faut procéder à une étude approfondie et souvent à des travaux de restauration avant la réhabilitation.

Selon Meunier (1991), "il est primordial de mentionner que les critères n'ont été élaborés qu'à titre indicatif et ne sauraient, en *aucun temps*, être considérés comme des normes; ils ne sont pas, *a priori*, des objectifs de décontamination. La grille des critères doit être utilisée par les spécialistes qui ont à effectuer les études de caractérisation afin d'assurer

une analyse rigoureuse et appropriée de l'ampleur de la contamination. Cette analyse leur permettra de fixer des seuils de décontamination à atteindre."

1.2 Le bois

1.2.1 Propriétés physiques du bois

1.2.1.1 Structure de l'arbre

Le bois est une plante vasculaire, c'est-à-dire qu'il possède des tissus conducteurs spécialisés tels le xylème (bois) et le liber (écorce intérieure). Au début de la croissance de l'arbre, le xylème agit comme soutien mécanique mais participe aussi aux fonctions de conduction en plus de servir d'endroit d'entreposage de la nourriture. La partie du tronc dans laquelle les cellules du xylème sont vivantes et physiologiquement actives s'appelle l'aubier. Après un temps indéterminé, qui varie d'une espèce à l'autre et avec les conditions environnantes, le protoplasme de certaines cellules vivantes du xylème meurt. Il y a alors formation d'une partie physiologiquement morte appelée coeur. Le coeur est la partie centrale du tronc. L'aubier est situé à la périphérie, sous l'écorce, et est de teinte plus claire que le coeur. La figure 1.1 présente une coupe transversale du tronc de l'arbre (Kramer, 1979).

En Amérique du Nord, les arbres potentiellement commerciabiles se divisent en deux groupes: les bois mous ou non poreux (conifères) et les bois durs ou poreux (feuillus). Cette classification est basée sur la quantité de vaisseaux que possède le bois. Les bois durs sont ceux qui ont le plus de vaisseaux. Une autre classification se fait selon la période de croissance. Au début de la croissance, il est question de bois de printemps alors qu'à la fin, on parle de bois d'été.

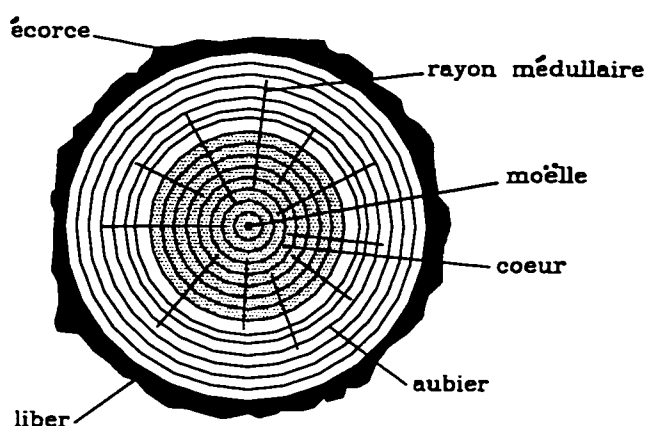


Figure 1.1: Coupe transversale du tronc

1.2.1.2 Perméabilité

Les différents chemins d'écoulement des liquides dans le bois ont été étudiés depuis plusieurs années (Comstock, 1968). Il est intéressant de pouvoir relier l'écoulement des liquides dans le bois à sa structure poreuse. L'écoulement longitudinal se fait de trachéide à trachéide avec un écoulement mineur dans les canaux résinifères. Les trachéides sont des cellules allongées et effilées. Elles communiquent entre elles par des

ponctuations aérolées, qui sont des dépressions punctiformes de la paroi cellulaire. L'écoulement radial se fait surtout à travers les trachéides transversales, qui font partie du rayon médullaire.

L'écoulement dans l'arbre est contrôlé par les ponctuations aérolées. La quantité de ponctuations aérolées contenues dans chaque trachéide augmente avec l'âge de l'arbre et est beaucoup plus importante au printemps qu'à l'été.

Dans leur position naturelle, les ponctuations aérolées des trachéides de l'aubier sont perméables et permettent le passage des fluides. Toutefois, si un ménisque air-eau se forme à l'intérieur de la trachéide comme il s'en produit au séchage du bois, les ponctuations peuvent se bloquer. Les ponctuations ainsi bloquées ne laissent pas très bien passer les liquides. Les ponctuations du coeur d'un arbre vivant (vert) sont déjà bloquées comme les cellules qui y sont présentes sont physiologiquement mortes. Mais, les ponctuations de l'aubier d'un arbre vert ne sont pas nécessairement bloquées. C'est pourquoi l'aubier est beaucoup plus perméable que le coeur. La perméabilité de l'aubier peut donc différer en fonction du pourcentage de ponctuations bloquées qu'il contient, c'est-à-dire en fonction de l'état vivant ou sec de l'arbre. Par contre, la perméabilité du coeur ne varie pas, les ponctuations étant déjà bloquées à l'état vivant. La perméabilité d'un arbre est donc inversement proportionnelle à la proportion de son coeur, qui elle varie selon l'essence et l'âge du bois (Comstock, 1968).

1.2.2 Traitement du bois

Afin de protéger les poteaux de bois contre l'attaque des champignons et des insectes, il est nécessaire de les traiter. La préservation du bois permet de prolonger la durée du bois dans l'emploi auquel il est destiné et, par conséquent, de ralentir la coupe de nos ressources forestières.

Le premier procédé de préservation du bois a été mis au point par Kyan en 1832. Une solution aqueuse de chlorure de mercure était utilisée pour protéger le bois des organismes destructeurs. Quelques années plus tard, des procédés utilisant des solutions de sulfate de cuivre, de chlorure de zinc et de créosote servaient à la protection du bois.

Il existe deux techniques de traitement des poteaux téléphoniques, soit la technique sous pression et la technique par imprégnation thermique. Les poteaux de bois de Bell Canada sont traités sous pression.

1.2.2.1 Traitement sous pression

Le *traitement sous pression* consiste à faire tremper le bois dans un cylindre d'imprégnation (autoclave) rempli d'une solution de préservation avec des séquences vide/pression pour obtenir la rétention désirée.

Une solution de préservation est d'abord fabriquée en mélangeant les granules de PCP avec une huile de pétrole légère. Puis, le bois est placé dans un autoclave rempli de la solution de préservation. Les divers paramètres de traitement (la température, la pression et la durée) dépendent de l'essence du bois, de la nature du produit désiré et de l'humidité initiale du bois. Le bois est maintenu sous un vide poussé dans l'autoclave afin d'enlever l'air présent dans ses cellules. La solution de préservation est ensuite introduite dans l'autoclave, toujours sous vide. Ensuite, le vide est relâché et une pression est appliquée à l'aide d'air comprimé afin de forcer la solution dans le bois. Lorsque le bois est suffisamment empreint, la pression est réduite progressivement et l'autoclave est vidé de la solution. Après l'évacuation de l'autoclave, un vide est appliqué afin d'enlever l'excédent de la solution de préservation et de chasser l'air des cellules du bois. Les risques d'exsudation sont ainsi réduits au minimum, caractéristique souhaitable dans le cas des poteaux.

1.2.2.2 Traitement par imprégnation thermique

Pour le *traitement par imprégnation thermique*, l'autoclave ne subit pas de séquences vide/pression. Le bois est d'abord immergé dans une solution huileuse chaude jusqu'à ce qu'il soit complètement chaud, puis la solution chaude est transvasée dans un réservoir de stockage et l'autoclave est rempli avec une solution de préservation froide durant six heures de façon à créer un vide partiel dans les cellules du bois et à augmenter leur absorption de la solution PCP-huile au moment de la contraction du bois. Puis, la

solution froide est à son tour transvasée dans un réservoir de stockage et le bois est de nouveau inondé de solution chaude afin d'éliminer de ses parois cellulaires l'excédent de produit de préservation.

1.2.3 Nature de la solution de préservation

La solution de préservation au pentachlorophénol utilisée pour traiter les poteaux de Bell Canada est composée de 5 à 6% de PCP (massique) dans de l'huile de pétrole (diesel no 2). L'huile offre une protection supplémentaire contre les variations d'humidité, en rendant le bois plus stable et plus résistant à l'éclatement. Le PCP a une densité de 1,978 et l'huile diesel no 2 de 0,902. La solution de préservation a une densité de 0,92.

1.2.4 Relargage du PCP

La solution huileuse de préservation du PCP est sujette au mouvement dû aux forces gravitationnelles. Le PCP peut donc migrer dans le poteau pour éventuellement s'écouler dans le sol. Dans les poteaux téléphoniques, l'écoulement préférentiel se fait verticalement à cause des canaux permettant la circulation naturelle de la sève dans le bois. La perméabilité longitudinale du bois est de 1000 à 100 000 fois plus importante que la perméabilité transversale (Panshin et Zeeuw, 1980). La solution de PCP est donc sujette au relargage. L'humidité est une condition essentielle à la migration du préservatif à l'extérieur du poteau. Cette migration est un processus qui dépend aussi de la

température. Plus le climat auquel le poteau est exposé est sec et frais, moins la migration sera grande. De plus, le taux de relargage diminuera avec les années.

Une étude effectuée par une équipe de Hydro Ontario (Mortimer, 1991) a évalué la quantité de pentachlorophénol perdu par un poteau durant sa première année d'utilisation. Pour un poteau de 45 pieds, le relargage annuel souterrain de pentachlorophénol était entre 11 500 et 101 500 mg alors que le relargage venant d'au-dessus de la surface du sol était entre 3500 et 9500 mg. Dans l'étude de modélisation, seul le relargage souterrain sera considéré. Comme le PCP est présent à une proportion d'environ 5% massique, la quantité de solution de préservation relarguée lors de la première année serait comprise entre 0,2 et 2 kg. Selon Wendy Mortimer (1995), la quantité totale de solution de préservation relarguée serait de 2 à 3 fois celle de la première année, soit un relargage souterrain total compris entre 0,4 et 6 kg.

Des bilans de masse effectués à partir des résultats des analyses de laboratoire effectuées sur les échantillons prélevés (chapitre 4) seront présentés à la section 5.1.1. Pour tous les sites, la quantité d'huile relarguée dans le sol était du même ordre de grandeur que celle suggérée par Mme Mortimer.

CHAPITRE II

MIGRATION DU PCP DANS LES SOLS

2.1 Équations gouvernant la migration des fluides

Afin de pouvoir simuler la migration du contaminant dans les sols, il faut d'abord identifier le contaminant et les équations qui régissent son transport. Comme il a été mentionné précédemment, le contaminant est la solution huileuse de pentachlorophénol. Cette solution est un liquide plus léger que l'eau en phase non-aqueuse (ou en anglais LNAPL: light nonaqueous phase liquids). Les écoulements non saturés du type triphasique (eau, huile et air) doivent donc être étudiés, la source de solution huileuse (LNAPL) étant un poteau vertical cylindrique. Les équations qui régissent l'écoulement triphasique pour la phase aqueuse (w), non-aqueuse (nw) et l'air (a) comprennent les équations 2.1 à 2.5 auxquelles il faut ajouter les équations dites caractéristiques qui relient les perméabilités relatives aux saturations partielles et aux pressions des fluides (Faust, 1985).

$$\nabla \left[\frac{k\rho_w k_{rw}}{\mu_w} (\nabla p_w - \rho_w g \nabla D) \right] + q_w = \frac{\partial (n\rho_w S_w)}{\partial t} \quad (2.1)$$

$$\nabla \left[\frac{k\rho_{nw} k_{rnw}}{\mu_{nw}} (\nabla p_{nw} - \rho_{nw} g \nabla D) \right] + q_{nw} = \frac{\partial (n\rho_{nw} S_{nw})}{\partial t} \quad (2.2)$$

$$\nabla \left[\frac{k \rho_a k_a}{\mu_a} (\nabla p_a - \rho_a g \nabla D) \right] + q_a = \frac{\partial (n \rho_a S_a)}{\partial t} \quad (2.3)$$

$$v_w = -k_w \text{grad} \left(z + \frac{p_w}{g \rho_w} \right) \quad (2.4)$$

$$v_{nw} = -k_{nw} \text{grad} \left(z + \frac{p_{nw}}{g \rho_{nw}} \right) \quad (2.5)$$

où k_i : tenseur de perméabilité intrinsèque selon l'indice (w, nw ou a) (m^2);

ρ_i : masse volumique selon l'indice (w, nw ou a) (kg/m^3);

k_{ri} : perméabilité relative selon l'indice (w, nw ou a);

μ_i : viscosité selon l'indice (w, nw ou a) ($\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$);

p_i : pression du fluide selon l'indice (w, nw ou a) (kPa);

g : accélération gravitationnelle (m/s^2);

D : profondeur (m);

q_i : débit massique du produit selon l'indice (w, nw ou a) injecté ou pompé (kg/s);

n : porosité;

S_i : saturation volumétrique selon l'indice (w, nw ou a);

t : temps (s);

z : élévation (m);

v_i : vitesse de Darcy selon l'indice (w ou nw) (m/s).

Aucun logiciel intégrant ces cinq équations n'a été trouvé. Toutefois, deux logiciels d'éléments finis complémentaires, SEEP/W et CTRAN/W permettent de modéliser la migration de contaminants solubles dans l'eau (Geo-Slope, 1994). Ces deux logiciels traitent l'écoulement saturé et non-saturé en deux dimensions.

Puisque la solution huileuse n'est relarguée ni de façon continue par le poteau, ni en très grande quantité, l'hypothèse considérant qu'elle migrerait sous forme de petites gouttelettes dissoutes dans l'eau a été retenue. La densité de la solution de préservation étant de 0,92, son écoulement sous forme de mini gouttelettes dans l'eau est semblable à celui de l'eau qui a une densité unitaire. Les sections qui suivent présentent les différents processus influençant la migration d'un contaminant miscible dans l'eau.

Afin de développer des équations différentielles régissant le transport des solutés dans un milieu poreux, il faut d'abord faire un bilan de conservation de masse du soluté dans un volume élémentaire du milieu poreux. Ce bilan peut se formuler comme suit:

$$\Delta M_{\text{total}} = V_{\text{sortant}} - V_{\text{entrant}} \pm \Delta m_{\text{réactions}} \quad (2.6)$$

- où
- ΔM_{total} : taux de changement de masse du soluté dans un élément;
 - V_{sortant} : volume de soluté sortant;
 - V_{entrant} : volume de soluté entrant;
 - $\Delta m_{\text{réactions}}$: perte ou gain de masse du soluté dû aux réactions.

Les processus physiques de transport qui contrôlent les volumes de soluté entrant et sortant sont l'advection et la dispersion hydrodynamique. Les pertes ou gains de masse de soluté dans le volume élémentaire se produisent suite à des phénomènes de sorption et de réactions chimiques et biochimiques. Certaines propriétés du sol peuvent influencer l'ampleur des différents processus.

2.2 Processus physiques

2.2.1 Advection

L'advection est la composante de mouvement du contaminant qui suit l'écoulement de l'eau souterraine. La quantité de soluté qui sera transportée dépend de la concentration de soluté et du débit d'eau souterraine. Pour un écoulement unidimensionnel perpendiculaire à une section unitaire de milieu poreux, le taux de transport est alors égal à la vitesse linéaire moyenne de l'eau, v_x représentée par l'équation 2.7.

$$v_x = \frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (2.7)$$

où K : conductivité hydraulique (m/s);

n_e : porosité effective;

dh/dl : gradient hydraulique (m/m).

La porosité effective est la porosité à travers laquelle un écoulement peut se produire.

Elle exclut les pores non reliés ainsi que les pores bouchés.

L'équation, en une dimension, du débit massique dû à l'advection ($F_{x,a}$) est égale au produit de la quantité d'eau qui s'écoule par la concentration de soluté dans l'eau. Il s'agit de l'équation 2.8.

$$F_{x,a} = v_x n_e C \quad (2.8)$$

où $F_{x,a}$: débit massique dû à l'advection;
 v_x : vitesse moyenne linéaire de l'eau;
 n_e : porosité effective;
 C : concentration de soluté dans l'eau.

2.2.2 Dispersion hydrodynamique

La dispersion hydrodynamique est la tendance qu'ont les solutés à s'écarter de la trajectoire de l'eau souterraine. Elle se produit à cause de la diffusion moléculaire et de la dispersion mécanique. Le débit massique dû à la dispersion ($F_{x,d}$) est représenté par l'équation 2.9 suivante:

$$F_{x,d} = -n_e D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.9)$$

où, $F_{x,d}$: débit massique dû à la dispersion
 n_e : porosité effective;
 D : coefficient de dispersion hydrodynamique;
 C : concentration.

La diffusion moléculaire est le processus par lequel un soluté se déplacera d'une zone très concentrée vers une zone moins concentrée. Le signe négatif de l'équation 2.9 indique que l'écoulement se produit d'une zone de forte concentration vers une zone de concentration plus faible, c'est-à-dire un gradient négatif. La diffusion se produira tant qu'il y aura un gradient de concentration, même si le fluide est immobile. Le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinal (D_L) ou transversal (D_T) est exprimé comme suit:

$$D_i = \alpha_i v_{\text{moy.}} + D^* \quad (2.10)$$

où, i : L ou T;

α_i : dispersivité;

$v_{\text{moy.}}$: vitesse moyenne de l'eau dans les pores;

D^* : coefficient de diffusion moléculaire dans le fluide du matériau poreux.

La dispersion mécanique est causée par les variations de vitesse de l'eau souterraine dans un milieu poreux. Il y a trois principales causes au phénomène de variations de vitesse: la friction contre les particules, la longueur des trajectoires et la grosseur des pores. D'abord, lorsque le fluide se déplace à travers les pores, il se déplace plus rapidement au centre des pores que près des particules à cause de la friction contre ces dernières; puis, toutes les particules n'emprunteront pas les mêmes chemins pour parcourir la même distance linéaire; et finalement comme certains pores sont plus gros que d'autres, le fluide peut s'y déplacer plus rapidement. Ces facteurs sont illustrés à la figure 2.1.

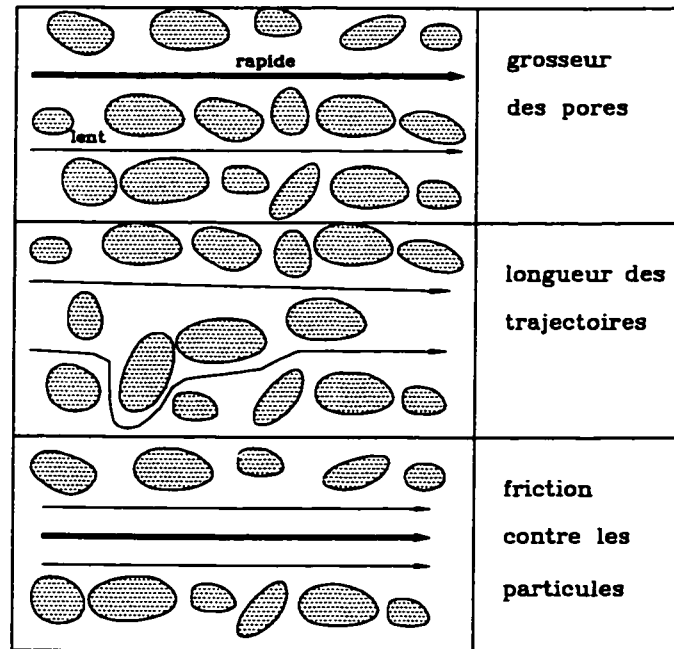


Figure 2.1: Facteurs causant la dispersion mécanique

L'équation du transport dû aux processus physiques devient, en combinant les équations 2.8 et 2.9, l'équation 2.11:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.11)$$

2.3 Processus biochimiques

Plusieurs processus chimiques et biochimiques peuvent contribuer à la variation de concentration de contaminant dans les réseaux d'écoulement souterrain. La sorption et la biodégradation sont les plus importants pour le pentachlorophénol (Davis et al., 1994).

2.3.1 Sorption

Les sols contiennent beaucoup de substances capables de sorber les composés chimiques de l'eau. La sorption est un changement de concentration d'un composé chimique dans la matière solide résultant d'un transfert de masse de la solution à la matière solide (Appelo et Postma, 1993). Les processus de sorption incluent l'adsorption, l'absorption et l'échange ionique. L'adsorption implique qu'une substance chimique adhère à la surface du solide. L'absorption se produit lorsque les particules solides sont poreuses et que le composé chimique peut se diffuser à l'intérieur d'une particule et être sorbé sur les surfaces intérieures. L'échange ionique implique le remplacement d'un composé chimique par un autre à la surface du solide. Ce dernier processus est le seul qui tienne compte des autres solutés présents dans la solution.

L'effet de sorption totale du pentachlorophénol sera considéré dans ce travail, c'est-à-dire l'influence de l'ensemble des processus de sorption. C'est le transfert du soluté de la solution vers le solide qui est important, peu importe le mécanisme de sorption utilisé.

2.3.1.1 Sorption du PCP pur

La sorption du pentachlorophénol pur sur les solides d'un sol a été caractérisée en laboratoire en utilisant des isothermes linéaires, démontrant l'atténuation du PCP dans les sols et dans l'eau souterraine (Schellenberg et al., 1984; Boyd et al., 1989). Mais, dans le cas des solutions de préservation du bois, étant donné qu'il y a une forte concentration d'huile agissant comme vecteur du PCP, les données sur la sorption du PCP pur ne décrivent pas exactement la sorption du PCP contenu dans la solution de préservation. Elles sont cependant utiles pour comprendre les mécanismes de sorption qui devront être considérés dans l'étude par modélisation.

Le PCP est un acide faible qui a un pK_a de 4,75 (Davis et al., 1994). La dissociation du PCP est décrite par l'équation chimique 2.12:



et sa constante de dissociation par l'équation 2.13:

$$K_a = \frac{[C_6Cl_5O^-][H^+]}{[C_6Cl_5OH]} \quad (2.13)$$

Dans les eaux souterraines, dont le pH est habituellement compris entre 6 et 8,5, la forme ionique du pentachlorophénol est fortement favorisée. L'hydrophobie du PCP diminue avec l'augmentation du pH à cause de la conversion de l'espèce neutre en espèce ionique.

À un pH donné, la fraction de PCP présent sous forme moléculaire (ϕ_n) peut être représentée en fonction du pH et du pK_a (Lee et al., 1990):

$$\phi_n = (1 + 10^{pH-pK_a})^{-1} \quad (2.14)$$

Le PCP peut être sorbé par les sols sous forme ionique ou moléculaire. La répartition du PCP sous forme ionique (i) et moléculaire (n) dans la phase aqueuse (w) et sorbée (s) peut être définie par le coefficient de répartition K_d :

$$K_d = \frac{([PCP^0]_s + [PCP^-]_s)}{([PCP^0]_w + [PCP^-]_w)} = \frac{\partial s}{\partial C} \quad (2.15)$$

où s: quantité de soluté sorbé par unité de masse du milieu poreux;

C: concentration du soluté dissous dans l'eau.

Donc, les coefficients de répartition, pour la forme neutre et la forme ionique, sont respectivement:

$$K_{d,n} = [PCP^0]_s / [PCP^0]_w \quad (2.16)$$

$$K_{d,i} = [PCP^-]_s / [PCP^-]_w \quad (2.17)$$

La sorption théorique de l'ion phénolate est de 15 à 30 fois inférieure à celle de la molécule neutre (Lagas, 1988).

Comme les solides organiques présents dans le sol fournissent la première surface de sorption, le coefficient de répartition K_d est souvent exprimé en fonction du pourcentage de carbone organique, f_{oc} . Il est défini par la relation 2.18:

$$K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}} \quad (2.18)$$

À cause de leurs différences d'hydrophobicité, le coefficient de sorption ($K_{oc,i}$) de la forme ionique du PCP est moins élevé que celui de la forme neutre ($K_{oc,n}$). Afin de tenir compte de la sorption de la forme ionique (i) et moléculaire (n) du PCP, Lee et al. (1990) définissent le coefficient de répartition effectif, $K_{oc,eff}$ comme suit:

$$K_{oc,eff} = K_{oc,n} \phi_n + K_{oc,i} (1 - \phi_n) \quad (2.19)$$

Finalement, le coefficient de répartition K_d qui tient compte de la sorption du PCP sous forme ionique et moléculaire est donc représenté par l'équation 2.20:

$$K_d = K_{oc,eff} * f_{oc} \quad (2.20)$$

En tenant compte de la sorption, l'équation du transport 2.11 devient l'équation 2.21:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_d}{n} \frac{\partial s}{\partial t} \quad (2.21)$$

où n: porosité;

ρ_d : masse volumique du sol sec (kg/m^3);

s: quantité de soluté sorbé par unité de masse du milieu poreux (kg/kg);

C: concentration du soluté dissous dans l'eau (kg/m^3 d'eau);

D: coefficient de dispersion (m^2/s);

v_x : vitesse linéaire moyenne de l'eau (m/s).

La sorption du PCP est directement proportionnelle au pourcentage de carbone organique du sol (f_{oc}), à sa proportion de particules fines et à sa capacité d'échange cationique (CEC) (Mortimer, 1991). La CEC d'un sol est définie comme étant le nombre de moles d'un cation sorbé qui peut être désorbé d'une unité de masse de sol. La CEC est habituellement donnée en meq/100 g. Elle peut être déterminée par la méthode d'extraction et de dosage des cations échangeables par spectrophotométrie d'absorption atomique. Cette méthode est décrite au chapitre 4.

D'autres facteurs, tels la force ionique de la solution, le pH du sol et de la solution influencent aussi la sorption. Une brève discussion de ces facteurs suit.

Le mécanisme dominant de sorption pour les composés organiques hydrophobes ionisables dépend de leur degré de dissociation, qui dépend à son tour de la constante de dissociation et du pH du sol et de la solution (Lee et al., 1990). Comme la forme ionique et moléculaire du PCP sont sorbées de façon différente, le pH est un facteur déterminant car il définit la proportion du composé présent sous forme ionique et sous forme moléculaire.

Aux pH retrouvés dans l'environnement, le PCP est présent majoritairement sous forme d'ion pentachlorophénolate. Un échange anionique peut donc se produire si la surface du sol est chargée positivement. Ce phénomène a lieu si le pH de la solution est sous le point nul de charge nette (PNCN) du sol. Le PNCN (en anglais, zero point of net charge:

ZPNC) est la valeur du pH de la surface sorbante à laquelle la différence entre la capacité d'échange anionique (CEA) et la capacité d'échange cationique (CEC) est nulle. D'après une étude de Lee et al. (1990), le mécanisme d'échange anionique est négligeable pour l'ion pentachlorophénolate.

Lorsque la force ionique de la solution est élevée, la formation de paires ioniques peut aussi jouer un rôle important dans la sorption du PCP. L'ion phénolate peut s'associer avec un cation métallique, et cette paire neutre peut ainsi être sorbée. Toutefois, la force ionique présente dans l'environnement excède rarement 10^{-3} M; ses effets peuvent donc être négligés.

2.3.1.2 Sorption du PCP en solution huileuse

Les équations 2.20 et 2.21 développées pour évaluer la sorption du PCP sous forme ionique et moléculaire en fonction du pH ne tiennent toutefois pas compte que l'huile agit comme vecteur du PCP.

La sorption du PCP dans les sols huileux a été étudiée par plusieurs auteurs (Boyd et al., 1990; Jackson et al., 1990) et tous s'accordent pour dire que l'huile agit comme phase encore plus sorbante que la matière organique, ce qui ralentit la migration du PCP. Toutefois, pour le présent projet, les sols dans lequel le PCP est relargué ne sont pas initialement imbibés d'huile.

Reconnaissant qu'une simple interprétation théorique de la sorption du PCP pouvait être inexacte à cause de la présence de l'huile comme vecteur du PCP, Davis et al. (1994) ont développé un modèle empirique pour déterminer les constantes de répartition K_d du PCP en solution huileuse en fonction de la concentration aqueuse de PCP. Les résultats de leur étude indiquent que lorsque présent à des concentrations aqueuses supérieures à 20 mg/l, le PCP a un K_d très faible (autour de 0,058) et est mobile dans l'eau souterraine. À des concentrations aqueuses plus petites que 0,05 mg/l, les coefficients de répartition K_d calculés étaient supérieurs à 2, ce qui indique une forte sorption du PCP.

2.3.2 Biodégradation

Le pentachlorophénol peut se biodégrader, sous des conditions aérobies et anaérobies, dans les sols et les eaux.

En milieu aérobie, il existe plusieurs souches bactériennes telles *Rhodococcus chlorophenolicus*, *Pseudomonas sp.* et *Acinetobacter sp.* ainsi que des champignons capables de dégrader le pentachlorophénol (Mayer et al., 1995).

La déchloration réductive du pentachlorophénol a été observée dans les boues anaérobies, mais aucune souche pure de microorganismes capable de dégrader le PCP n'a encore été

identifiée. Dans ce type de réaction, il y a remplacement d'atomes d'halogènes et notamment du chlore par de l'hydrogène (Mayer et al., 1995).

La biodégradation naturelle du pentachlorophénol peut se produire à des concentrations aqueuses inférieures à 20 mg/l. De plus, un meilleur taux de dégradation est obtenu avec des organismes acclimatés (Davis et al., 1994).

CHAPITRE III

ESSAIS DE TERRAIN

3.1 Critères utilisés pour choisir les sites

Les différents sites d'échantillonnage ont été sélectionnés en fonction de plusieurs paramètres afin de pouvoir exécuter les différentes parties du projet. Tout d'abord, afin de bien représenter le territoire desservi par Bell Canada, soit l'Ontario et le Québec, la campagne d'échantillonnage devait comporter trois poteaux dans le sable, trois dans le till et trois dans l'argile. De plus, le socle rocheux devait être à une profondeur d'au moins dix pieds (3,05 m) afin de pouvoir évaluer si la contamination migrerait en profondeur. Puis, les poteaux devaient se trouver sur des terrains appartenant à Bell Canada ou pour lesquels celle-ci avait une servitude. Les poteaux ne pouvaient pas faire partie d'une ligne téléphonique-électrique conjointe, pour des raisons de sécurité. Les poteaux de coin, attachés par des haubans, ne pouvaient pas être sélectionnés car beaucoup de contraintes agissent sur ce genre de poteaux et la ligne n'aurait pas résisté à l'enlèvement temporaire de tels poteaux. Finalement, la surface du sol aux sites choisis devait être relativement plate afin de permettre l'accès à un équipement de forage monté sur chenillette ou sur pneus tout-terrain. Plusieurs moyens, présentés à la section suivante, ont été utilisés afin de choisir des sites satisfaisant tous ces critères.

3.2 Moyens utilisés pour répondre aux critères

Tout d'abord, la compagnie Bell Canada a identifié l'emplacement de ses lignes téléphoniques non combinées à des lignes électriques.

3.2.1 Cartes d'aptitudes des sols

Les cartes d'aptitudes sont ensuite utilisées pour identifier le type de sol ainsi que la profondeur du socle rocheux dans une région donnée. Ces cartes indiquent les caractéristiques du terrain: type de sol, topographie et profondeur du socle rocheux. Elles donnent aussi les aptitudes du terrain, soit la capacité portante et les caractéristiques propres à la construction ou à l'excavation. Toutefois, seulement trois cartes étaient disponibles: celle de la région de Lachute-Terrebonne, celle de la région de Terrebonne-L'Assomption et celle de la région de La Prairie-St-Jean. Ces cartes ont été publiées respectivement en 1977, en 1978 et en 1982 par le Ministère des richesses naturelles, mais les travaux de cartographie du Québec ont cessé depuis. À l'aide de ces cartes, seulement deux sites ont pu être choisis, soit les sites 8 et 9, à Lachenaie.

3.2.2 Étude géophysique: sismique réfraction

D'autres terrains, à Varennes, Blainville, Laval, Terrebonne, St-Augustin de Mirabel et St-Jacques-Le-Mineur, étaient disponibles pour l'échantillonnage, mais ils ne faisaient pas

partie des territoires couverts par les cartes d'aptitudes. Toutefois, en se rendant sur place, le type de sol pouvait être déterminé. À ces autres sites potentiels, la profondeur du socle rocheux était inconnue. Un moyen non destructif et peu coûteux devait être utilisé afin de s'assurer que le socle soit à au moins dix pieds de profondeur. La méthode choisie est la sismique réfraction, une méthode géophysique permettant d'identifier les changements structuraux à l'intérieur d'un sol, tel un changement de sol, la position de la nappe phréatique, ou encore le socle rocheux.

L'étude géophysique a été effectuée pour huit différents sites par le département de génie minéral de l'École Polytechnique de Montréal.

3.2.2.1 Théorie

Le principe de la sismique réfraction est le suivant. Une onde se propage dans un milieu M_1 de densité D_1 à une vitesse v_1 jusqu'à une interface. De l'autre côté de l'interface, le matériau possède une densité D_2 et l'onde se propage dans ce milieu à une vitesse v_2 . Plus grand est le contraste des densités et des vitesses, meilleur sera le réflecteur. Lorsque l'onde frappe l'interface à un angle d'incidence critique, l'onde est réfractée à l'interface et se propage à la vitesse la plus grande entre v_1 et v_2 . Cette onde se propageant à l'interface devient alors génératrice d'ondes qui peuvent traverser le milieu M_1 et venir exciter des géophones situés à la surface. Pour que cette méthode soit valide, la vitesse v_2 du milieu inférieur doit être plus grande que la vitesse v_1 du milieu en contact

avec la surface. Il est impossible d'avoir une onde réfractée passant d'un milieu plus rapide à un milieu plus lent. À l'aide du graphique des temps d'arrivée en fonction de la distance entre les géophones (figure 3.1), il est possible de mesurer les vitesses v_1 et v_2 en calculant l'inverse des pentes, puis de déterminer la distance entre le sol et le réflecteur.

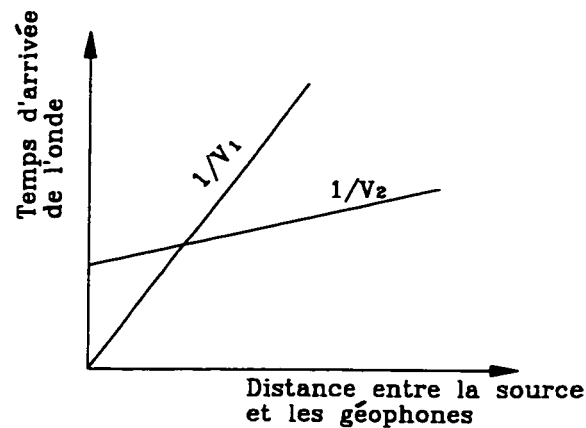


Figure 3.1: Graphique des temps d'arrivée en fonction de la distance entre les géophones

3.2.2.2 Interprétation des résultats

L'interprétation des profils de sismique réfraction a montré qu'à sept sites sur neuf, la profondeur du socle rocheux était supérieure à dix pieds; à un site, elle était inférieure à dix pieds et à un autre site elle était à peu près équivalente à dix pieds. Le tableau 3.1 résume les principaux résultats.

Tableau 3.1: Résultats de la sismique réfraction

Adresse du site	Couche de terrain	Vitesse de propagation (m/s)	Description de la couche	Profondeur (m)
10501 Ste-Marianne, Blainville	1	411	Dépôts meubles	1,5 ($\pm 10\%$)
	2	1456	Dépôts meubles saturés	
10391 Ste-Marianne, Blainville	1	568	Dépôts meubles	2,7 ($\pm 10\%$)
	2	1401	Dépôts meubles saturés	
1818 Montée Ste-Julie, Varennes	1	514	Dépôts meubles	3,5 ($\pm 10\%$)
	2	3656	Socle rocheux	
74 des Terrasses, Laval	1	465	Dépôts meubles	1,5 ($\pm 10\%$)
	2	1507	Dépôts meubles saturés	
160 des Terrasses, Laval	1	481	Dépôts meubles	3,0 ($\pm 10\%$)
	2	2656	Socle rocheux	
Chemin Nancy, Terrebonne	1	429	Dépôts meubles	1,9 ($\pm 10\%$)
	2	1448	Dépôts meubles saturés	
18380 Côte-Nord, St-Augustin de Mirabel	1	389	Dépôts meubles	1,6 ($\pm 10\%$)
	2	1532	Dépôts meubles saturés	
380 Edouard VII, St-Jacques-le-Mineur	1	597	Dépôts meubles	2,6 ($\pm 10\%$)
	2	1473	Dépôts meubles saturés	

Connaissant les profondeurs du socle rocheux aux différents sites et tenant compte des autres critères de sélection, le choix des sept autres sites a été effectué. Le tableau 3.2 présente la liste des neuf sites choisis ainsi que leurs caractéristiques respectives.

Tableau 3.2: Sites sélectionnés

Numéro du site	Adresse	Type de sol	Profondeur du socle rocheux (m)
1	1818 Montée Ste-Julie, Varennes	Till	3
2	1818 Montée Ste-Julie, Varennes	Till	3
3	380 Rang Edouard VII, St-Jacques-le-Mineur	Argile	>3
4	380 Rang Edouard VII, St-Jacques-le-Mineur	Argile	>3
5	10391 Ste-Marianne, Blainville	Sable	>3
6	10501 Ste-Marianne, Blainville	Sable	>3
7	10331 Ste-Marianne, Blainville	Sable	>3
8	2231 Charles Aubert, Lachenaie	Argile	>3
9	1867 Charles Aubert, Lachenaie	Till	>3

Les cartes présentées aux figures 3.2 à 3.5 montrent l'emplacement des différents sites.

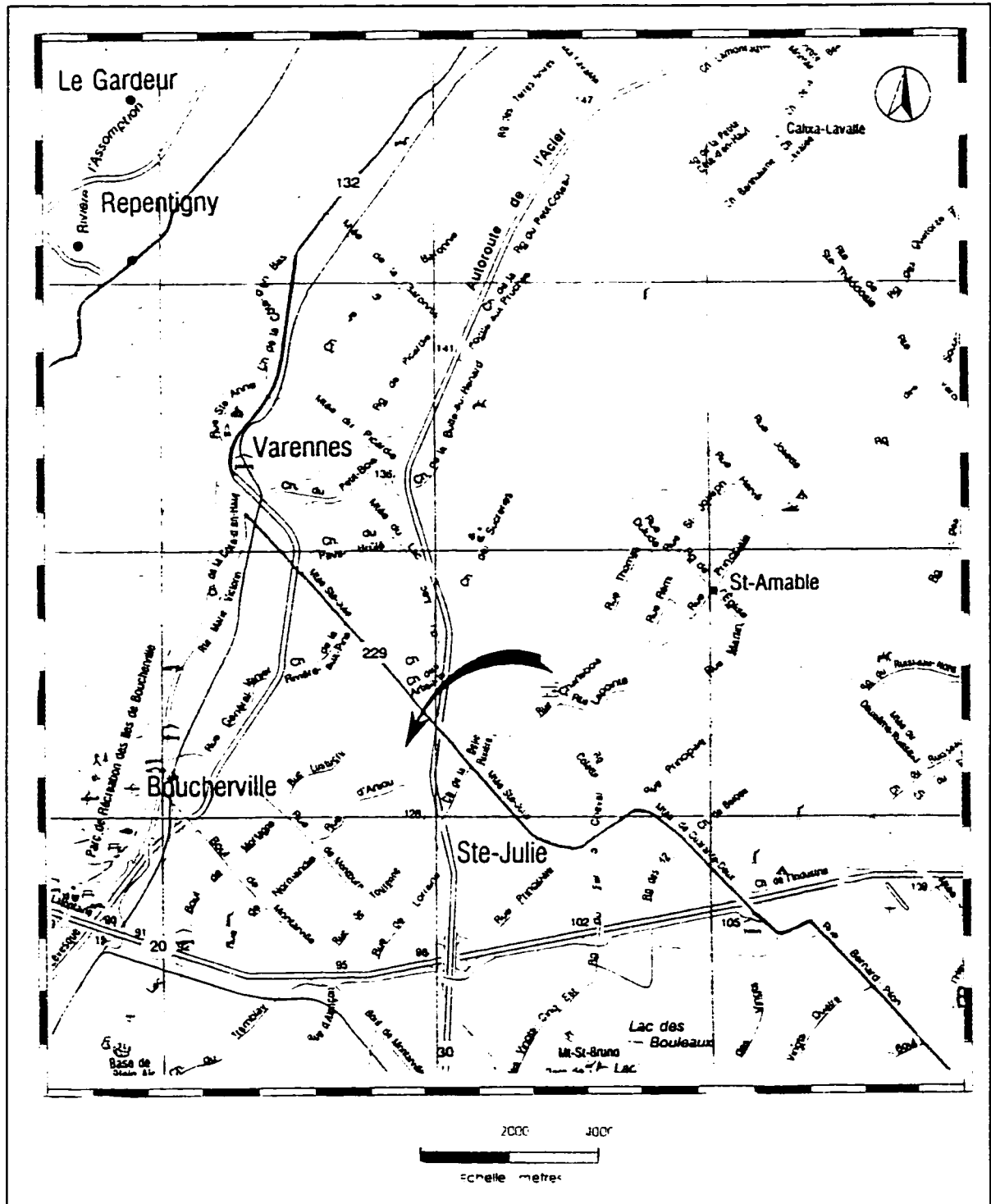


Figure 3.2: Emplacement des sites 1 et 2

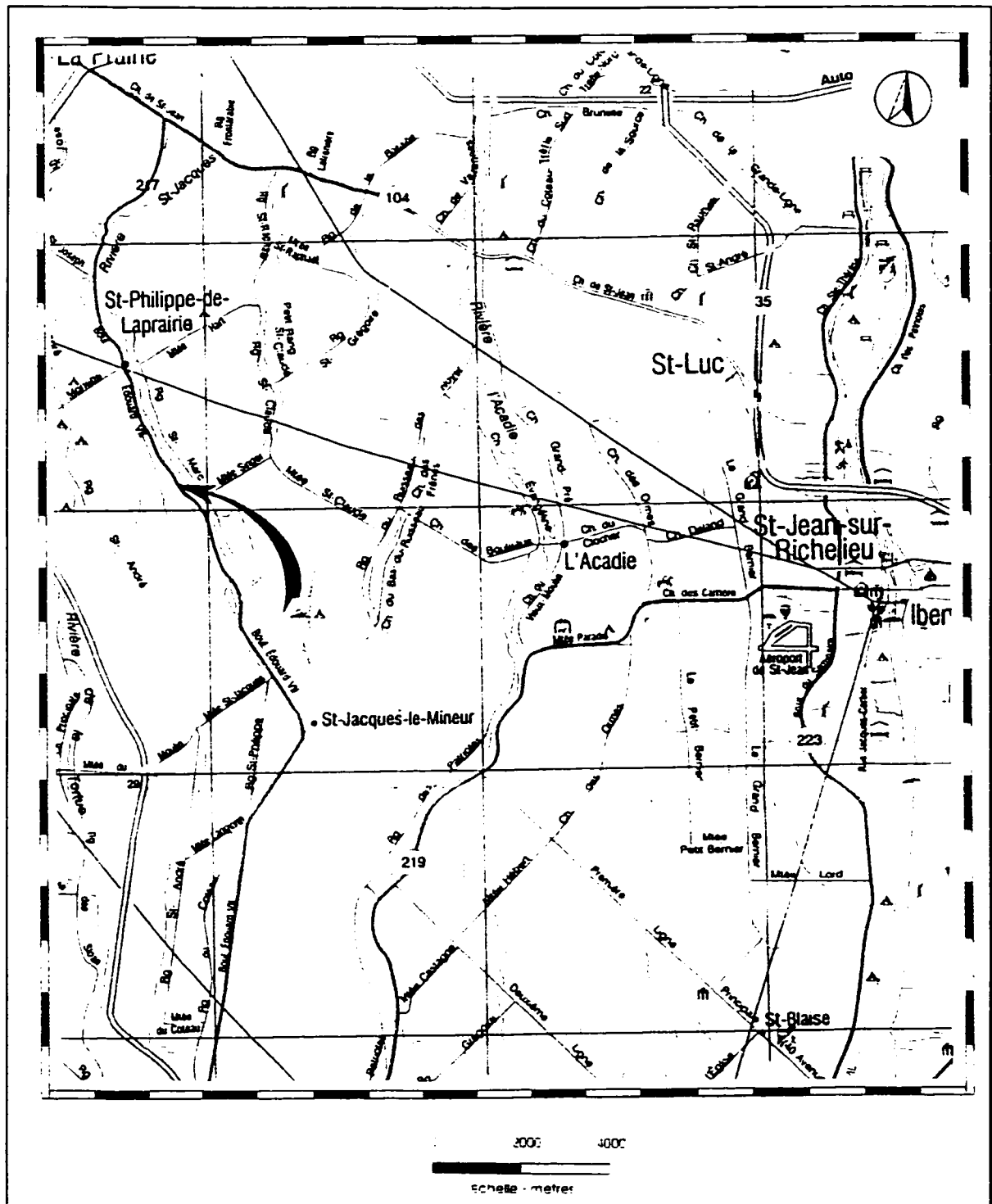


Figure 3.3: Emplacement des sites 3 et 4

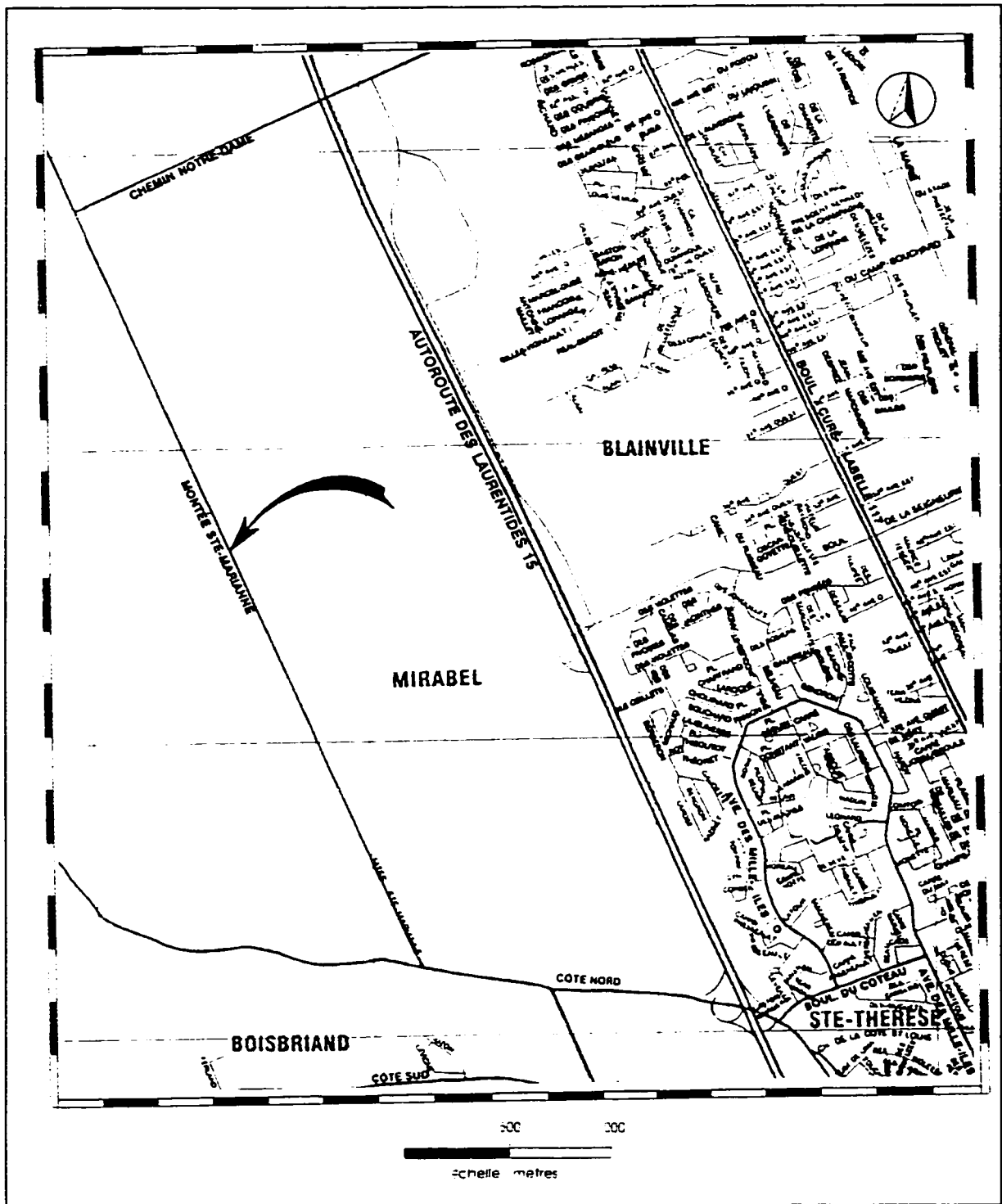


Figure 3.4: Emplacement des sites 5, 6 et 7

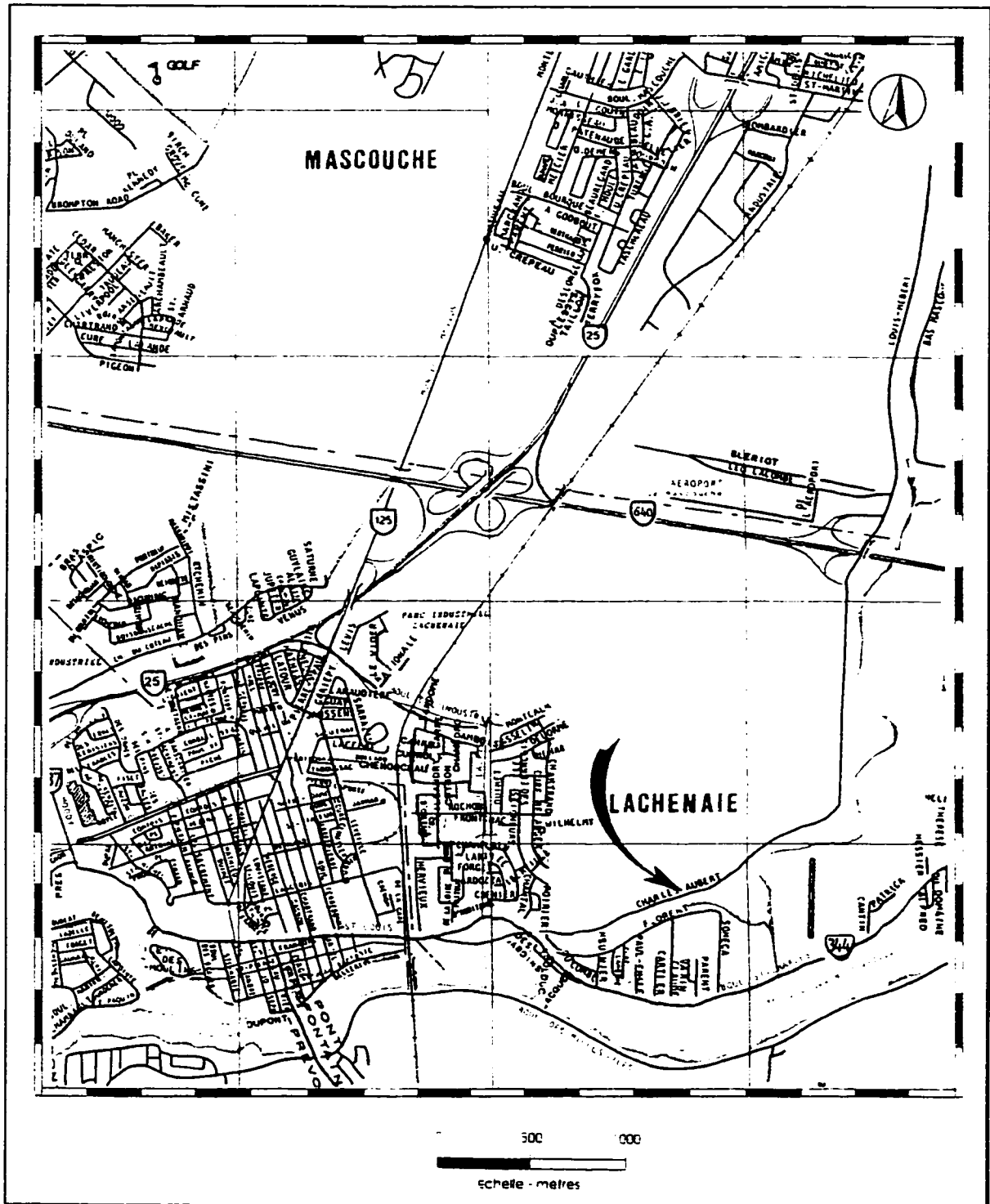


Figure 3.5: Emplacement des sites 8 et 9

3.3 Matrice d'échantillonnage

La campagne d'échantillonnage a été effectuée de façon discontinue par la firme *D'Aragon, Desbiens, Halde associés ltée* au cours des mois d'août à novembre 1994, selon la matrice d'échantillonnage établie par le Centre de recherche BIOPRO. Cette matrice est présentée à la figure 3.6.

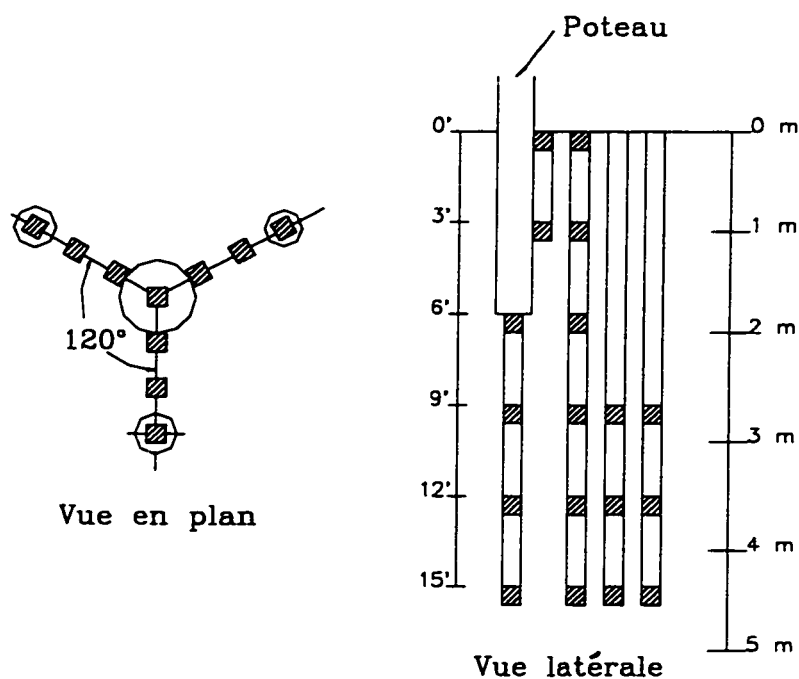


Figure 3.6: Matrice d'échantillonnage

La foreuse utilisée était de type CME-55 à tarière évidée d'un diamètre de 14,3 cm (5,6 po) et munie d'un échantillonneur de type cuillère fendue. Un angle de 120° était

maintenu entre les trois axes, dans la mesure du possible. À l'exception des sites 1 et 2, où les échantillons les plus profonds ont été pris à neuf pieds, les échantillons ont été pris jusqu'à une profondeur de quinze pieds.

À chaque site, trois puits d'observation ont été installés à l'extrémité de chaque axe. Au départ, il devait y avoir un quatrième puits installé dans le forage central afin de pouvoir déterminer la direction de l'écoulement. Toutefois à cause de problèmes techniques, les puits du forage central ont été supprimés de la matrice d'échantillonnage. Des puits d'observation en PVC munis d'une section crépinée de 1,5 m de longueur ont été utilisés. La figure 3.7 montre le schéma d'installation d'un puits d'observation.

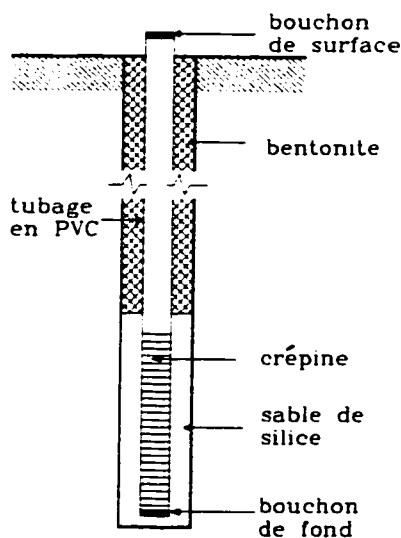


Figure 3.7: Schéma d'installation d'un puits d'observation

Tous les puits ont fait l'objet d'une purge, équivalant à au moins trois fois le volume d'eau contenu dans la crépine et la lanterne, avant d'être échantillonnés. Les niveaux piézométriques ont été relevés à chaque puits. Dans les sols plus imperméables, comme l'argile et le till, une deuxième lecture était nécessaire quelques semaines plus tard afin de laisser assez de temps pour que la nappe se stabilise. À l'aide des niveaux d'eau prélevés à chaque site, il n'a pas été possible de déterminer le sens de l'écoulement, les trois puits, disposés en triangle, étant très rapprochés.

CHAPITRE IV

CARACTÉRISATION DES ÉCHANTILLONS

Des analyses de laboratoire ont été effectuées afin de bien caractériser les échantillons de sol et d'eau prélevés. Les différentes propriétés physiques des sols ont été évaluées par les analyses de granulométrie, de sédimentométrie et de teneur en eau. Les propriétés chimiques ont été évaluées par les analyses de pH, de pourcentage de carbone organique et de capacité d'échange cationique. Finalement le degré de contamination des échantillons a été déterminé par les analyses de PCP et d'huiles et graisses. Ces différentes analyses sont décrites plus en détails dans les sections qui suivent.

4.1 Granulométrie

L'analyse granulométrique est un procédé qui permet d'établir la distribution des grosseurs des particules. Pour ce faire deux méthodes sont utilisées: le tamisage pour les sols grossiers et la sédimentométrie pour les particules dont le diamètre est inférieur à 80 μ m. Les analyses granulométriques ont été effectuées par le département de génie minéral de l'École Polytechnique de Montréal.

4.1.1 Tamisage

Le tamisage à sec consiste à faire vibrer un échantillon de sol sec à travers une série de tamis à mailles carrées dont les ouvertures vont en décroissant.

4.1.2 Sédimentométrie

La sédimentométrie est basée sur la loi de Stokes qui porte sur la vitesse de chute, v , des sphères dans un milieu visqueux. Cette vitesse dépend du diamètre et de la masse volumique des particules en suspension ainsi que de la viscosité du fluide. La loi de Stokes se définit comme suit:

$$v = \frac{P}{t} = d^2 * C \quad (4.1)$$

où P: profondeur;
t: temps;
d: diamètre;
C: concentration;

et,

$$C = \frac{\gamma_s - \gamma_w}{18\eta} \quad (4.2)$$

où γ_w : poids volumique de l'eau;
 γ_s : poids volumique des grains du sol;

η : viscosité du fluide.

Il est donc possible de calculer le diamètre des grains solides à partir de la distance de chute et de l'intervalle de temps correspondant. On laisse sédimenter un échantillon de sol dans l'eau pendant un intervalle de temps t . Le poids volumique initial de la solution sera :

$$\gamma_i = \frac{W_w + W_s}{V_{tot}} = \gamma_w + \left(\frac{D_R - 1}{D_R} \right) \frac{W_s}{V_{tot}} \quad (4.3)$$

où W_w : poids de l'eau;

W_s : poids du sol sec;

D_R : densité du sol;

V_{tot} : volume de la suspension.

Au temps t , les particules de diamètre d tombant à une vitesse v auront parcouru une profondeur P ($P = v \cdot t$). Au-dessous de cette profondeur P , on ne trouvera que des particules de diamètre supérieur à d . La concentration des particules au diamètre inférieur à d à la profondeur P est égale à $\frac{Po * W_s}{V_{Tot}}$, où Po est le pourcentage du poids

des particules au diamètre inférieur à d . Cette concentration peut être exprimée au temps t en fonction de la concentration initiale par l'équation 4.4:

$$\gamma_t = \gamma_w + \left(\frac{D_R - 1}{D_R} \right) \frac{Po * W_s}{V_{Tot}} \quad (4.4)$$

Le pourcentage P_o est donc représenté par l'équation 4.5:

$$P_o = \left(\frac{D_R}{D_R - 1} \right) \left(\frac{V_{Tot}}{W_s} \right) (\gamma_t - \gamma_w) \quad (4.5)$$

Les analyses granulométriques ont été effectuées selon les normes ASTM D-421, D-422, D-1140, D-2217 et E-11 (American Society for Testing and Materials, 1992). Les courbes granulométriques sont présentées en annexe I.

4.2 Conductivité hydraulique

Afin de bien pouvoir simuler l'écoulement souterrain, il est nécessaire de connaître l'ordre de grandeur de la conductivité hydraulique des sols échantillonnés. Deux méthodes ont été utilisées pour évaluer la conductivité hydraulique des sols: une méthode de prédiction semi-empirique pour les sols granulaires et des essais de perméabilité en laboratoire pour les sols fins.

4.2.1 Méthode empirique

La méthode semi-empirique a été utilisée pour les sites de sable, soit les sites 5, 6 et 7. La conductivité hydraulique des sables se situe autour de $5 \cdot 10^{-3}$ cm/s. Il s'agit de l'équation de Kozeny-Carman modifiée par Chapuis et Montour (1992):

$$\log (K/1 \text{ m/s}) = 0,5 + \log(e^3 / D_R^2 S^2 (1+e)) \quad (4.6)$$

- où
- K: conductivité hydraulique;
 - e: indice des vides;
 - D_R : densité des grains;
 - S: surface spécifique des grains.

La conductivité hydraulique des argiles du Québec se situe autour de 10^{-8} à 10^{-7} cm/s.

4.2.2 Essai de perméabilité triaxial

La conductivité hydraulique des tills du Québec peut varier de 10^{-8} à 10^{-4} cm/s. Celle des tills échantillonnés a été déterminée par des essais de perméabilité triaxiaux (perméamètre à paroi flexible) au laboratoire de génie minéral selon la méthode D5084-90 de l'ASTM (American Society for Testing and Materials, 1992). Elle était de $2,5 \times 10^{-8}$ cm/s. Cette méthode peut être employée pour des matériaux ayant une conductivité hydraulique plus petite ou égale à 1×10^{-3} cm/s. Les données et les résultats des essais de perméabilité sont présentés en annexe II.

Le perméamètre triaxial est un appareil où l'échantillon de sol est placé entre deux pierres poreuses. L'ensemble est contenu dans une membrane flexible imperméable scellée à la base et au sommet à l'aide de joints toriques. La méthode C (test avec augmentation de hauteur d'eau à la base) de la norme D5084 a été utilisée. La figure 4.1 montre un perméamètre à paroi flexible (cellule triaxiale).

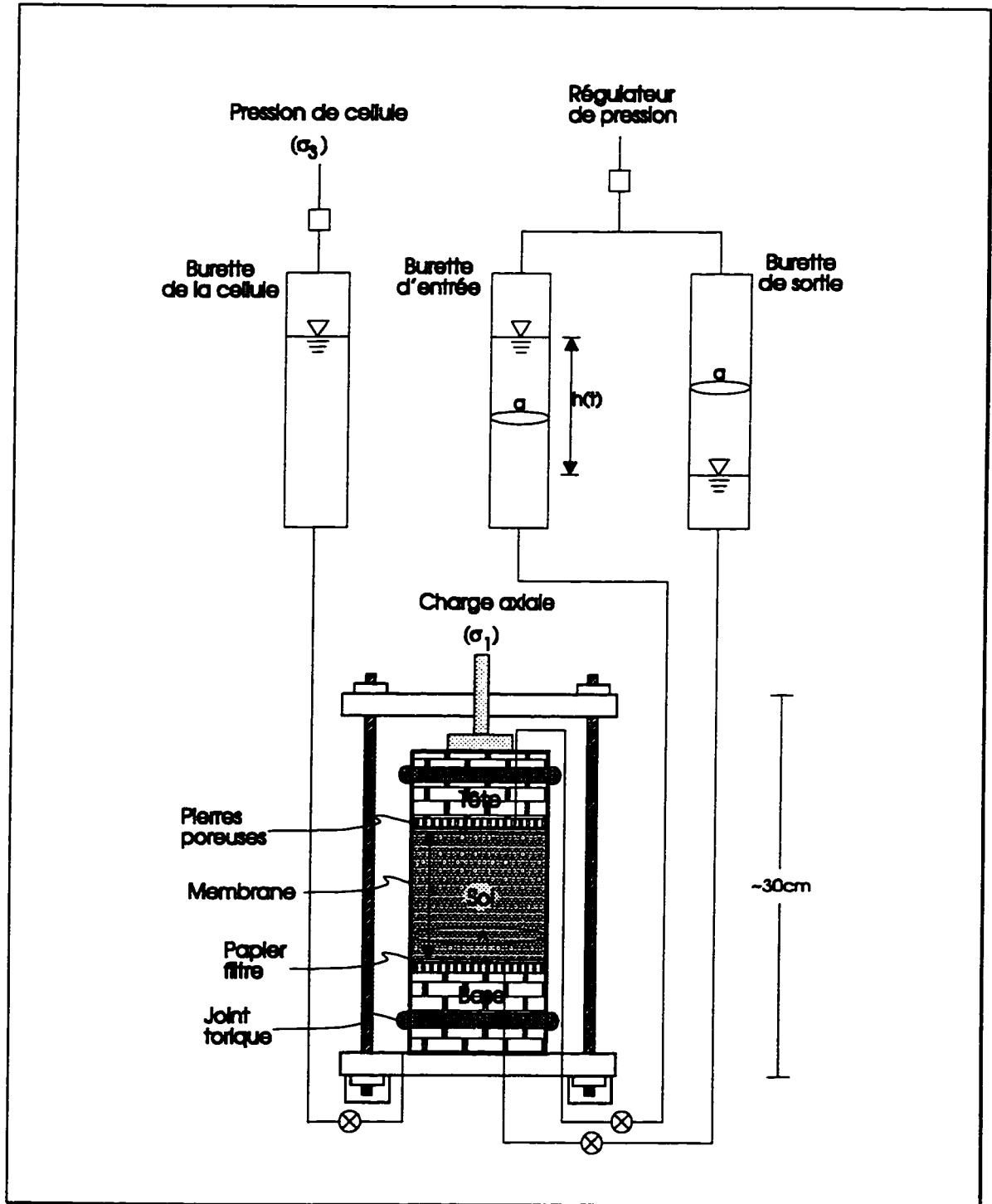


Figure 4.1: Perméamètre à paroi flexible

4.2.2.1 Préparation de l'échantillon

L'échantillon de sol doit d'abord être compacté dans un moule cylindrique. Après le compactage, l'échantillon est enlevé du moule, taillé, et sa hauteur, son diamètre, sa masse sont mesurés. Sa teneur en eau est estimée à partir de celle des retailles. Les masses volumiques sèche et humide de l'échantillon sont aussi estimées. Puis, l'échantillon est placé dans la cellule du perméamètre. La membrane flexible est installée sur l'étendeur de membrane. Sous l'échantillon, on place une pierre poreuse, préalablement saturée d'eau, suivie par un papier filtre et par l'échantillon. Le deuxième papier filtre et la seconde pierre poreuse terminent le montage sur l'échantillon. Le papier filtre est utilisé afin d'éviter l'intrusion de sol dans les pores de la pierre poreuse. La membrane est ensuite installée autour du montage puis scellée avec des joints toriques à la base et au sommet. Les tubulures d'entrée et de sortie sont ensuite reliées au perméamètre. Les tubulures ont été préalablement remplies d'eau désaérée.

4.2.2.2 Saturation de l'échantillon

La cellule du perméamètre est d'abord remplie d'eau désaérée à l'aide d'un tube attaché à sa base. Une pression initiale d'environ 35 kPa (5 psi) est appliquée à la cellule et une plus petite pression (environ 20 kPa ou 3 psi) aux burettes d'entrée et de sortie. Les burettes ont aussi été remplies d'eau afin de chasser l'air du système. Afin d'obtenir une saturation complète de l'échantillon, une contre-pression est appliquée, par paliers de 5 à

10 psi, de façon à éviter la consolidation non-désirable. Le paramètre B indique la réponse de la pression interstitielle suite à l'application de la contre-pression:

$$B = \frac{\Delta u}{\Delta \sigma} \quad (4.7)$$

où Δu : variation de la pression interstitielle;

$\Delta \sigma$: variation de la sollicitation externe.

La valeur B de l'équation 4.7 doit être supérieure à 0,9 pour que l'échantillon soit considéré adéquatement saturé. La vérification précise de la saturation se fera après l'essai et le démontage de l'échantillon.

4.2.2.3 Essai à différence de charge variable

L'essai à différence de charge variable (méthode C de la norme D 5084) a été utilisé afin de déterminer la perméabilité des échantillons. L'eau pénètre au sommet de l'échantillon par la burette d'entrée et sort à la base par la burette de sortie. La pression d'eau à la base de l'échantillon augmente. Il s'agit de mesurer périodiquement les différents niveaux d'eau dans les burettes d'entrée et de sortie. Une fois l'essai terminé, il faut diminuer graduellement les pressions appliquées à la cellule, à la burette d'entrée et à la burette de sortie de façon à ne pas entraîner de changements significatifs dans le volume de l'échantillon. Puis, il faut prudemment démonter le perméamètre et enlever l'échantillon pour finalement en déterminer sa teneur en eau finale. Celle-ci, à l'aide des dimensions

finales de l'échantillon et la masse volumique de ses solides, permet de déterminer le degré de saturation final.

4.2.2.4 Calcul de la conductivité hydraulique, K

La conductivité hydraulique est définie par l'équation 4.8:

$$K = \frac{aL}{-2At} \ln\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \quad (4.8)$$

où a: aire de la section transversale de la burette d'entrée et de la burette de sortie;

L: épaisseur de l'échantillon;

A: aire de la section transversale de l'échantillon;

t: intervalle de temps entre h_1 et h_2 ;

h_1 : perte de charge dans l'échantillon au temps t_1 ;

h_2 : perte de charge dans l'échantillon au temps t_2 .

Afin d'obtenir la conductivité hydraulique à 20°C, K_{20} , il suffit de multiplier la conductivité K par le rapport R_T de la viscosité de l'eau à la température du laboratoire à la viscosité de l'eau à 20°C.

$$K_{20} = R_T K \quad (4.9)$$

4.3 Densité des grains

La densité des grains (D_r ou G_s) est le rapport de leur masse volumique à celle de l'eau.

$$D_r = \rho_s / \rho_w \quad (4.10)$$

Le rapport entre le poids volumique de l'eau et celui des grains du sol peut être déterminé à une température donnée, en utilisant le principe d'Archimède. Dans une bouteille (pycnomètre), on met une certaine quantité de sol et d'eau et on mesure les poids suivants:

W_{bw} : poids de la bouteille pleine d'eau désaérée à la marque;

W_s : poids du sol sec;

W_{bws} : poids de la bouteille avec l'eau désaérée et le sol à la marque.

Puis, D_r est déterminé à l'aide de l'équation 4.11:

$$D_r = \frac{W_s}{W_{bw} + W_s - W_{bws}} \quad (4.11)$$

Pour les matériaux naturels, les valeurs de D_r se situent autour de 2,65 à 2,80.

Il avait été initialement prévu d'effectuer les essais au pycnomètre en suivant la norme ASTM D 854-91 afin de bien caractériser les sols échantillonnés. Toutefois, ces essais ont été supprimés au profit d'analyses supplémentaires tel que le carbone organique total (COT) et la capacité d'échange cationique (CEC). Les densités des grains ont donc été évaluées selon l'expérience avec des sols de même origine.

4.4 Teneur en eau

La teneur en eau (base massique humide) a été mesurée pour chaque échantillon analysé en se basant sur la méthode standard du poids sec (Clesceri et al., 1989) par le laboratoire du groupe BIOPRO. L'échantillon est pesé, puis placé au four à 105°C pendant seize heures avant d'être pesé à nouveau. Les résultats des analyses de teneurs en eau sont présentées en annexe du rapport final préparé pour Bell Canada par le Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal (Mayer et al., 1995).

4.5 pH

La détermination du pH est réalisée dans une solution de CaCl_2 0,01 M selon la méthode utilisée dans le Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols (Société canadienne de la science du sol, 1978). Les analyses de pH ont été effectuées par le laboratoire de géochimie aqueuse du département de génie minéral et sont présentées en annexe III.

4.6 Carbone organique total (COT)

Dans les sols, le carbone est sous forme organique (substances humiques, substances chimiques, matière végétale et animale) et inorganique. Le carbone inorganique est d'abord éliminé par traitement à l'acide chlorhydrique. Le COT est ensuite oxydé en

présence de bioxyde de manganèse dans un four à oxydation. Le bioxyde de carbone formé à partir du carbone organique est analysé directement par absorption dans l'infrarouge à une longueur d'onde qui lui est spécifique. Cette analyse est effectuée selon la méthode de Walkley-Black (Hesse, 1971). Les analyses de COT ont été effectuées par le laboratoire de géochimie aqueuse du département de génie minéral et sont présentées en annexe III.

4.7 Capacité d'échange cationique (CEC)

La somme des cations échangeables pour chaque échantillon de sol a été déterminée selon la méthode d'extraction et de dosage des cations échangeables par spectrophotométrie d'absorption atomique telle que décrite dans le Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols (Société canadienne de la science du sol, 1978). Les résultats de capacité d'échange cationique (CEC) ont été corrigés afin d'être toujours exprimés en base sèche. La capacité d'échange cationique totale est la somme des CEC pour les ions Ca^{2+} , K^{+} et Mg^{2+} . Les analyses de CEC ont été effectuées par le laboratoire de géochimie aqueuse du département de génie minéral et sont présentées en annexe III.

4.8 Teneur en PCP

Les analyses du pentachlorophénol dans les sols ont été effectuées par le laboratoire du groupe BIOPRO, de l'École Polytechnique de Montréal. Des duplicata ont aussi été

effectués par un autre laboratoire, Éco-CNFS. Les échantillons de sols subissent d'abord une extraction solide-liquide par l'extracteur Soxtec. Puis, une étape de lavage base/acide permet de séparer les chlorophénols de l'extrait contenant aussi des hydrocarbures, afin d'en faciliter la quantification. Finalement, l'analyse des chlorophénols pour les extraits des échantillons de sol et d'eau est effectuée à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse (CG/SM) SATURN II de Varian. Les résultats de ces analyses figurent en annexe du rapport final préparé pour Bell Canada par le Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal (Mayer et al., 1995).

4.9 Teneur en huiles et graisses

Les analyses d'huiles et graisses pour les échantillons de sol et d'eau ont été effectuées par le laboratoire externe accrédité Éco-CNFS. La méthode par extraction Soxhlet et spectrophotométrie infrarouge telle que décrite dans MENVIQ (1988) a été la méthode utilisée. Les huiles et graisses présentes dans l'échantillon sont extraites au trichlorotrifluoroéthane à l'aide d'un extracteur Soxhlet. Le dosage des huiles et graisses totales est effectué sur la phase organique par spectrophotométrie infrarouge. Suite au dosage des huiles et graisses totales, du gel de silice est ajouté à l'extrait. La propriété d'adsorption du gel de silice est utilisée pour retirer la presque totalité des substances polaires (acide gras, graisses animales et végétales) contenues dans l'extrait. Le gel de silice est ensuite retiré par filtration et les huiles et graisses minérales sont quantifiées par

spectrophotométrie infrarouge. La concentration de l'échantillon est déterminée par comparaison entre l'absorbance d'une gamme de solutions étalons mesurées à 2930 cm^{-1} . La courbe d'étalonnage est construite à partir soit de l'huile présente dans l'échantillon, soit d'un mélange standard de différents hydrocarbures. Les résultats de ces analyses figurent en annexe du rapport final préparé pour Bell Canada par le Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal (Mayer et al., 1995).

CHAPITRE V

ANALYSE ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

5.1 État de la contamination des sites échantillonnés

Les résultats détaillés des analyses de PCP et d'huiles et graisses dans le sol et l'eau sont présentés à l'annexe 2 du rapport final préparé pour Bell Canada par le Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal (Mayer et al., 1995).

5.1.1 État de la contamination des sols

Les résultats d'analyses montrent que 107 échantillons de sol sur 414, soit 25%, ont des concentrations en PCP qui dépassent le critère C de 5 mg de PCP/kg de sol sec. De plus, la concentration de 243 autres se situe entre les critères B et C, c'est-à-dire entre 0,5 et 5 mg de PCP/kg de sol sec. Il y a donc près de 85% des échantillons de sol prélevés qui ont une concentration supérieure au critère B, critère qui doit être respecté pour utiliser des sols à des fins agricoles, résidentielles ou récréatives.

De plus, pour sept sites sur neuf, les concentrations de pentachlorophénol les plus élevées sont situées en surface juxtaposé au poteau. Les deux sites qui font exception à cette règle sont les sites 1 et 2. Toutefois, ces derniers ne sont pas très représentatifs car les

potaux des sites 1 et 2 n'étaient pas sur ces mêmes sites durant les deux premières années suivant leur traitement. Ils ont vraisemblablement relargué la plus grande partie de leur solution de préservation dans le sol de leur emplacement initial. D'après les résultats d'analyses, il a aussi été remarqué que la contamination est plus étalée en surface sur les sites sableux que sur les sites de till et d'argile. Des graphiques semi-logarithmiques de la concentration de PCP dans le sol en fonction de la distance (figure 5.1a, b et c) ont été tracés pour chaque type de sol afin de mieux représenter le phénomène.

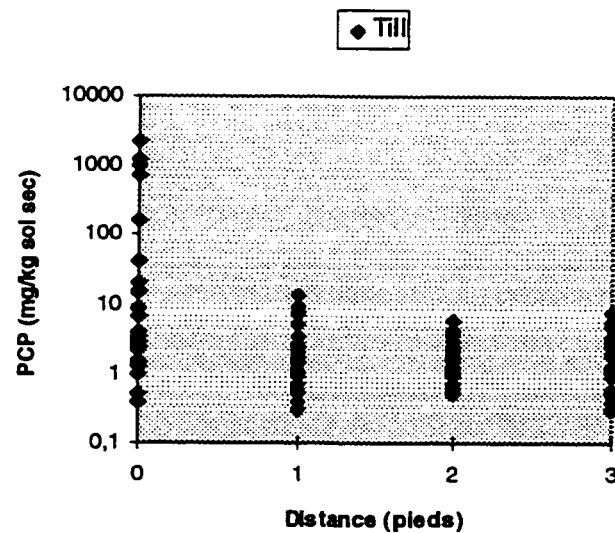


Figure 5.1a: Concentration de PCP en fonction de la distance pour les sites de till

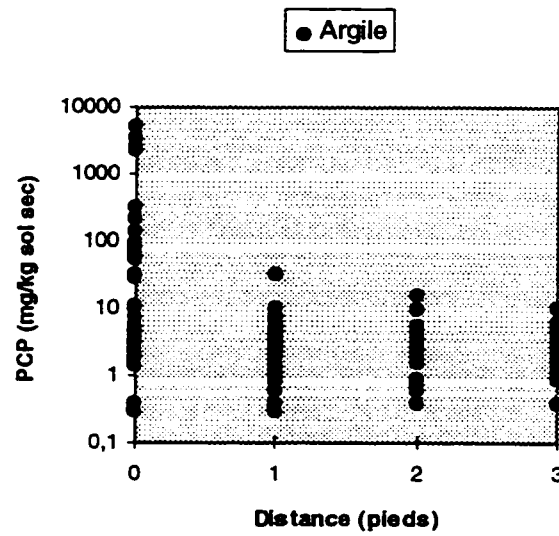


Figure 5.1b: Concentration de PCP en fonction de la distance pour les sites d'argile

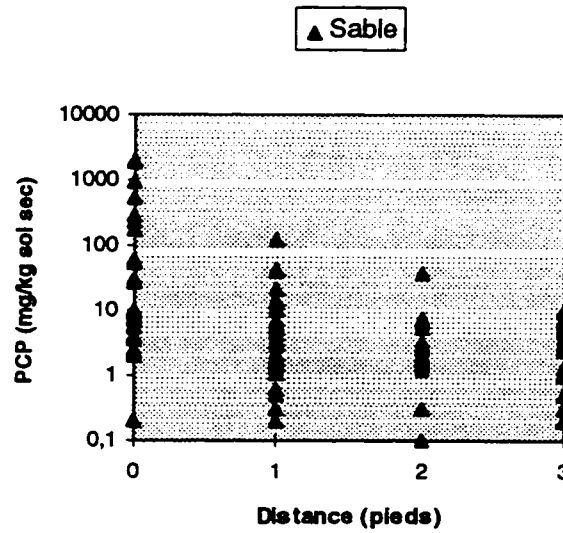


Figure 5.1c: Concentration de PCP en fonction de la distance pour les sites de sable

La contamination par les huiles et graisses semble suivre celle par le pentachlorophénol. Le figure 5.2 montre la relation qui existe entre les concentrations de PCP et d'huiles et graisses pour tous les sites échantillonnés. La droite qui traverse le graphique représente les concentrations respectives de PCP et d'huiles et graisses dans la solution de préservation. À faible concentration, le PCP se biodégrade plus rapidement qu'à forte concentration. Ce phénomène explique le petit nuage de points présent sous la droite à des faibles concentrations de PCP.

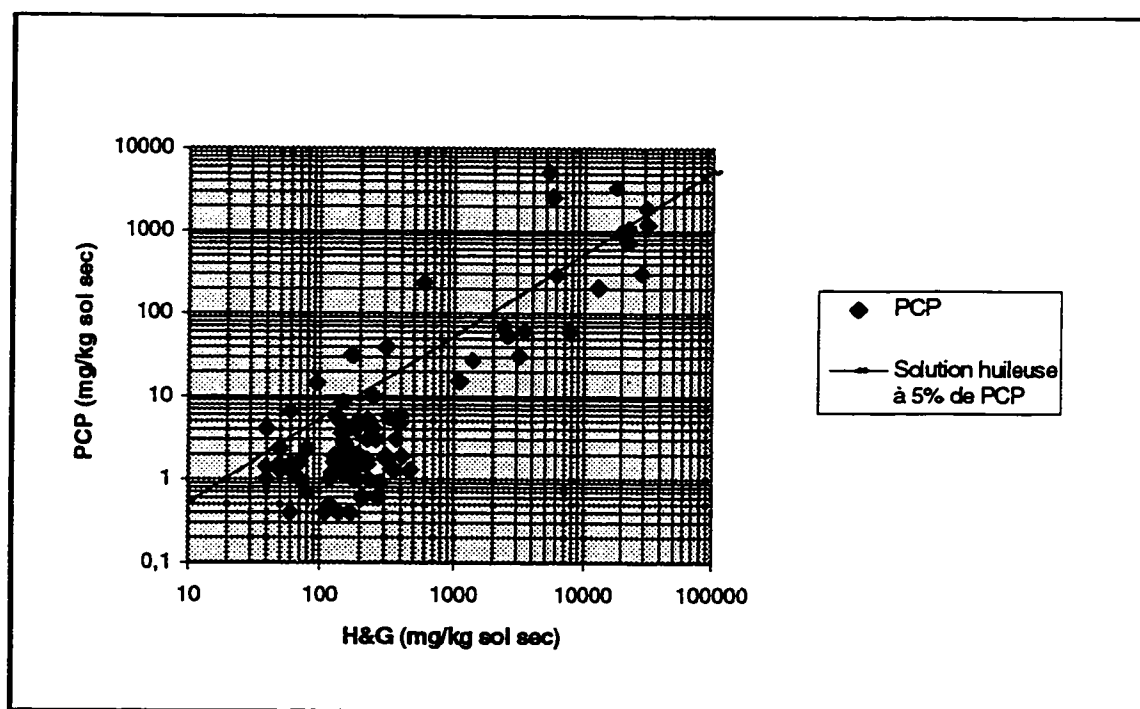


Figure 5.2: Relation entre le PCP et les huiles et graisses

5.1.2 État de la contamination de l'eau

À chaque site, trois échantillons d'eau ont été prélevés à une distance radiale de trois pieds du poteau. L'eau est faiblement contaminée comparativement au sol. Neuf échantillons dépassent le critère C du MEF de 5 ppb, mais six d'entre eux ont une concentration inférieure à 8,7 ppb.

5.1.3 Évaluation du relargage d'huile

Selon le Dr. Wendy Mortimer, le relargage souterrain total de solution huileuse au pentachlorophénol serait entre 0,4 et 6 kg. Afin d'évaluer cette estimation quant au relargage souterrain total, des bilans de masse ont été effectués à partir des résultats d'analyses. Des quantités d'huile relarguée ont été approximées à l'aide des analyses d'huiles et graisses effectuées sur les sols.

L'huile présente dans un anneau de sol de quatre pouces (0,33 pieds) autour du poteau (V_1) et sous toute la base de celui-ci pour une épaisseur de quatre pouces (V_2) a été évaluée à une concentration (C_{huileP}) égale à la moyenne des concentrations des échantillons en contact avec le poteau. Puis, la concentration en huile (C_{huileR}) du reste du sol (V_R) a été évaluée selon la moyenne des autres concentrations. L'emplacement des différents volumes est présenté à la figure 5.3.

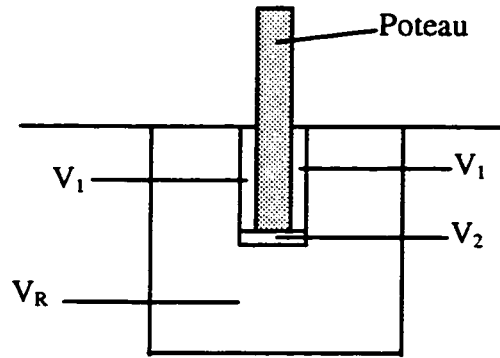


Figure 5.3: Volumes de sols autour d'un poteau

$$V_1 = \pi * ((0,83 \text{ pi})^2 - (0,5 \text{ pi})^2) * 6 \text{ pi} = 8,38 \text{ pi}^3 = 0,24 \text{ m}^3$$

$$V_2 = \pi * (0,83 \text{ pi})^2 * 0,33 \text{ pi} = 0,73 \text{ pi}^3 = 0,02 \text{ m}^3$$

$$V_P = V_1 + V_2 = 9,11 \text{ pi}^3 = 0,26 \text{ m}^3$$

$$V_R = (\pi * (3 \text{ pi})^2 * 9 \text{ pi}) - (\pi * (0,83 \text{ pi})^2 * 6,33 \text{ pi}) = 240,77 \text{ pi}^3 = 6,82 \text{ m}^3;$$

pour les sites 1 et 2

$$V_R = (\pi * (3 \text{ pi})^2 * 15 \text{ pi}) - (\pi * (0,83 \text{ pi})^2 * 6,33 \text{ pi}) = 410,30 \text{ pi}^3 = 11,6 \text{ m}^3;$$

pour les sites 3 à 9

À l'aide des données de concentrations, de volumes et de masses volumiques, les quantités d'huile (H_P et H_R) contenue dans les volumes V_P et V_R ont pu être évaluées.

$$H_P = C_{\text{huileP}} * V_P * \rho_d \quad (5.1)$$

où C_{huileP} : concentration d'huile dans le sol (mg huile/kg sol sec);

V_P : volume de sol à proximité du poteau (m^3);

ρ_d : masse volumique sèche du sol(kg/m³).

$$H_R = C_{\text{huileR}} * V_R * \rho_d \quad (5.2)$$

où C_{huileR} : concentration d'huile dans le sol (mg huile/kg sol sec);

V_R : volume de sol à plus de quatre pouces du poteau (m³);

ρ_d : masse volumique sèche du sol(kg/m³).

Les quantités totales d'huile relarguée (H_{TOTAL}) ont été calculées pour chaque site afin de vérifier l'hypothèse de Mme Mortimer (1995).

$$H_{\text{TOTAL}} = H_P + H_R \quad (5.3)$$

Tableau 5.1: Quantités d'huile relarguée

SITE	H_{TOTAL} (kg d'huile)
1	1,1
2	1,4
3	4,2
4	7,6
5	13,8
6	2,2
7	3,4
8	6,5
9	16,2

Il est à noter que ces volumes d'huile relarguée sont très approximatifs, puisque peu de données de concentrations sont disponibles pour bien définir le terme C_{huileR} . Ils ont toutefois permis de vérifier que l'ordre de grandeur du relargage total prévu était le même

que celui calculé à partir des résultats d'analyses. Les résultats des sites 5 et 9 sont plus élevés. Pour ces deux sites, la concentration moyenne en huiles et graisses utilisée dans les calculs inclut des échantillons de surface dont la concentration est plus élevée qu'en profondeur à cause du relargage aérien qui entre en ligne de compte. Pour les sites 5 et 9, le volume d'huile relarguée, calculé en omettant les échantillons de surface, descend à 11,3 kg et 6,2 kg respectivement.

5.1.4 Détermination des volumes de sol contaminé à partir des résultats d'analyses (en négligeant les processus de migration)

Un volume de sol contaminé peut être déterminé pour les différents sites, en ne se basant uniquement que les résultats des analyses et en faisant abstraction des différents processus de migration du contaminant.

Le tableau 5.2 présente l'emplacement des échantillons les plus éloignés en surface et en profondeur dont la concentration dépasse le critère C pour le PCP dans le sol.

Tableau 5.2: Emplacement des échantillons contaminés les plus profonds

Site	Distance du centre du poteau (pieds)	Plus grande profondeur (pieds)	Volume de sol contaminé (pi ³ / m ³)
1	0	9	249,9 / 7,1
	1	3	
	2	9	
	3	.*	
	4	.*	
2	0	9	249,9 / 7,1
	1	3	
	2	0*	
	3	.*	
	4	.*	
3	0	6	419,4 / 11,9
	1	3	
	2	15	
	3	15	
	4	12	
4	0	6	419,4 / 11,9
	1	3	
	2	6	
	3	15	
	4	12	
5	0	15	419,4 / 11,9
	1	3	
	2	15	
	3	9	
	4	15	
6	0	15	419,4 / 11,9
	1	3	
	2	15	
	3	15	
	4	15	
7	0	6	419,4 / 11,9
	1	3	
	2	15	
	3	15	
	4	12	

Tableau 5.2(suite): Emplacement des échantillons contaminés les plus profonds

8	0	6	70,8 / 2,0
	1	0*	
	2	6	
	3	-*	
	4	-*	
9	0	6	108,5 / 3,1
	1	3	
	2	9	
	3	-*	
	4	-*	

* Il est à noter que, dans le tableau, un '0' signifie que la contamination est en surface et un '-' signifie qu'il n'y a pas de contamination.

Ces données montrent que pour cinq sites sur neuf, des échantillons dont la concentration dépasse le critère C se retrouvent à l'une des extrémités échantillonnées. Toutefois, une extrémité contaminée n'implique pas nécessairement une contamination continue depuis le poteau. D'après les résultats des analyses, il arrive souvent qu'un échantillon dont la concentration ne dépasse pas le critère C soit moins éloigné, soit en profondeur soit en surface, qu'un échantillon contaminé. Le volume de sol contaminé ne forme pas un panache bien défini mais plutôt ramifié. Cependant, le volume de sol à traiter doit être établi à partir des limites contaminées, même si cela entraîne le traitement de sol non contaminé, car il est impossible d'appliquer un traitement sélectif, c'est-à-dire aux différentes zones contaminées à l'intérieur d'un même volume.

Le volume moyen de sol très contaminé (V_p), c'est-à-dire à moins de quatre pouces du poteau, représente donc $9,11 \text{ pi}^3$. Le volume moyen total de sol dépassant le critère C,

évalué à un rayon de trois pieds du poteau et de quinze pieds de profondeur, est de 419,41 pi³ à l'exception des sites 1, 2, 8 et 9 où l'étendue de la contamination est moins importante. Le volume moyen de sol où il existe un échantillon dont la concentration dépasse le critère C est de 308 pi³. Une extrapolation appliquée à l'échelle du Québec et de l'Ontario, c'est-à-dire pour 1,6 million de poteaux, donnerait un volume de 494 000 000 de pieds cubes, soit assez de sol pour remplir huit stades olympiques.

Lors de la phase initiale du projet, il avait été prévu d'évaluer le volume de sol contaminé par krigeage géostatistique. L'épaisseur de sol contaminé aurait été la variable utilisée pour déterminer le variogramme. Toutefois, les épaisseurs de sol récupéré dans la cuillère fendue étant presque constantes, les résultats n'étaient pas assez nombreux ni assez précis pour en déterminer le variogramme. De plus, comme la contamination n'était pas continue depuis le poteau, le volume contaminé minimal, c'est-à dire ramifié, devenait une information inutile puisque, advenant l'excavation du sol pour un traitement hors site, le volume global devrait être considéré.

5.2 Modélisation de la migration du contaminant

Tel que mentionné au chapitre 2, l'écoulement souterrain a été modélisé à l'aide de deux logiciels d'éléments finis complémentaires, SEEP/W et CTRAN/W, qui traitent l'écoulement saturé et non-saturé en deux dimensions en plus de pouvoir incorporer un contaminant miscible dans l'eau. L'hypothèse considérant que la solution huileuse migrerait sous forme de petites gouttelettes dissoutes dans l'eau a été retenue comme le relargage de la solution par le poteau ne se fait ni de façon continue, ni en très grande quantité. La densité de la solution de préservation étant de 0,92, son écoulement sous forme de mini gouttelettes dans l'eau est semblable à celui de l'eau qui a une densité unitaire.

Un logiciel tenant compte de la différence de densités entre l'eau et le contaminant aurait toutefois été très utile. Le pentachlorophénol aurait ainsi pu être traité seul comme contaminant.

5.2.1 Logiciel SEEP/W

5.2.1.1 Équation générale

Le logiciel SEEP/W (Geo-Slope, 1994) sert à simuler l'écoulement de l'eau dans les différents types de sol, et dans le poteau, selon la position de la nappe phréatique à chaque site. À ce

stade-ci de la modélisation, le contaminant n'est pas considéré. SEEP/W est basé sur l'équation 5.4 suivante:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x(u) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y(u) \frac{\partial h}{\partial y} \right) + Q = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (5.4)$$

- où
- h: charge hydraulique (m);
 - $K_x(u)$: fonction de conductivité hydraulique selon l'axe des x (m/s);
 - $K_y(u)$: fonction de conductivité hydraulique selon l'axe des y (m/s);
 - Q: débit volumique de recharge ou de pompage (s^{-1});
 - θ : teneur en eau volumique;
 - u: pression interstitielle (kPa);
 - t: temps (s).

La résolution de cette équation nécessite la connaissance des courbes caractéristiques $K(u)$ et $\theta(u)$ du sol. Dans un sol non-saturé, un changement de pression interstitielle (u) est toujours accompagné d'un changement de teneur en eau (θ) ou de conductivité hydraulique (K). Dans un sol saturé, la teneur en eau volumique est égale à la porosité.

SEEP/W calcule la vitesse de Darcy, qui est le débit total divisé par toute la section transversale, mais la zone qui est réellement disponible à l'écoulement est moindre à cause de la présence des solides. Il faut donc diviser la vitesse de Darcy par la porosité effective afin d'obtenir la vitesse réelle moyenne de l'eau présentée à l'équation 5.5:

$$v = \frac{v_{DARCY}}{n_e} \quad (5.5)$$

5.2.1.2 Paramètres nécessaires

Les paramètres nécessaires au fonctionnement de SEEP/W sont la conductivité hydraulique de chaque matériau et les conditions frontières qui définissent l'écoulement (charges hydrauliques et/ou débit d'eau connu et/ou frontières imperméables). Les types de sols de chaque site ont été évalués à l'aide d'analyses granulométriques. La conductivité hydraulique des sols des différents sites a été déterminée par les méthodes décrites à la section 4.2. Dans le sable (sites 5, 6 et 7), les conductivités hydrauliques calculées se situent autour de 5×10^{-3} cm/s. Les argiles (sites 3, 4 et 8) ont une conductivité autour de 10^{-8} à 10^{-7} cm/s alors que celle des tills (sites 1, 2 et 9) se situe autour de $2,5 \times 10^{-8}$ cm/s. Les tills échantillonnés étaient très imperméables. D'autres tills peuvent avoir une conductivité hydraulique de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-4} cm/s.

Comme le secteur contaminé et échantillonné était très restreint (trois pieds de rayon), il a été vérifié que l'écoulement souterrain n'avait pas beaucoup d'influence sur la migration du contaminant. Le problème a donc été traité de façon radiale autour du poteau en supposant une faible différence de charge entre le centre du poteau et l'extrémité échantillonnée situé à trois pieds. Afin de bien représenter l'écoulement à l'intérieur du poteau, le bois a été considéré comme un matériau de perméabilité verticale (dans le sens des fibres) similaire à celle de l'argile et de perméabilité horizontale environ cent fois plus faible. Comme cité précédemment, la perméabilité longitudinale du bois est d'environ 1000 à 100 000 fois plus importante que la perméabilité transversale mais un tel contraste directionnel de conductivité

empêchait la convergence du logiciel vers une solution possible. C'est pourquoi, un rapport de 100, qui montre tout de même l'effet désiré, a été choisi. Il s'agit du rapport le plus élevé permettant la convergence du logiciel.

De plus, lors de la définition du maillage, les éléments doivent être le plus carré possible, c'est-à-dire qu'il ne faut pas que le rapport largeur/hauteur dépasse 2.

5.2.1.3 Interprétation des résultats

La position de la nappe aux différents sites n'influence pas beaucoup l'écoulement du poteau vers le sol, mais le type de sol est un facteur déterminant. Les résultats étant presque identiques pour le même type de sol, seulement une coupe par type de sol est présentée aux pages suivantes. Les figures 5.4 à 5.9 montrent, que dans le sable, l'écoulement vers l'extérieur du poteau se fait surtout très près de la surface du sol, alors que dans l'argile et le till, l'écoulement préférentiel se fait vers la base du poteau. Le sens et l'ampleur de l'écoulement sont symbolisés par des flèches. La grosseur de la flèche est proportionnelle à la vitesse d'écoulement. La hauteur de la nappe à chaque site a été déterminée par les essais de terrain. Un agrandissement en surface de chaque figure est représenté afin de voir plus clairement la direction d'écoulement.

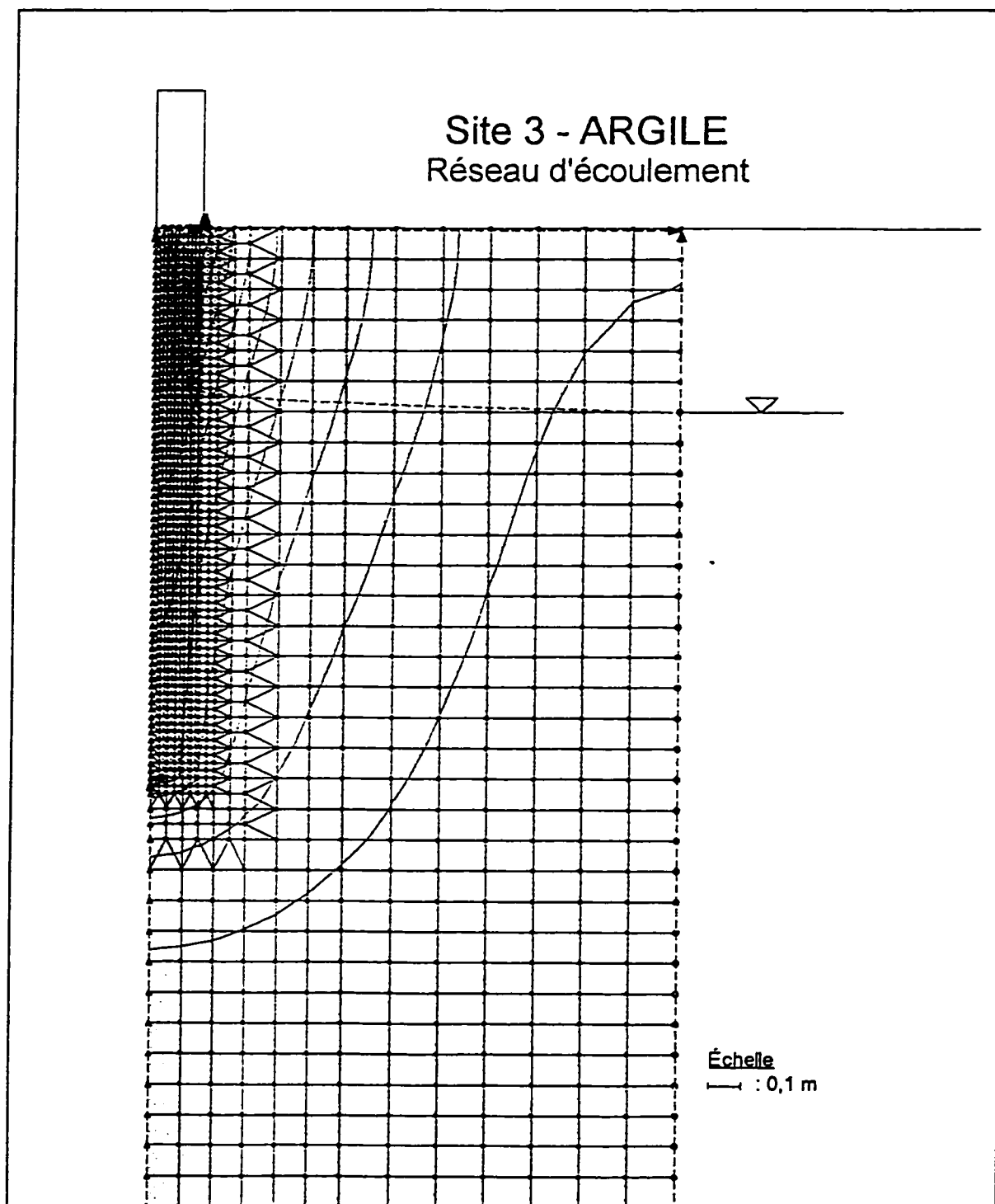


Figure 5.4: Réseau d'écoulement, site 3 (argile)

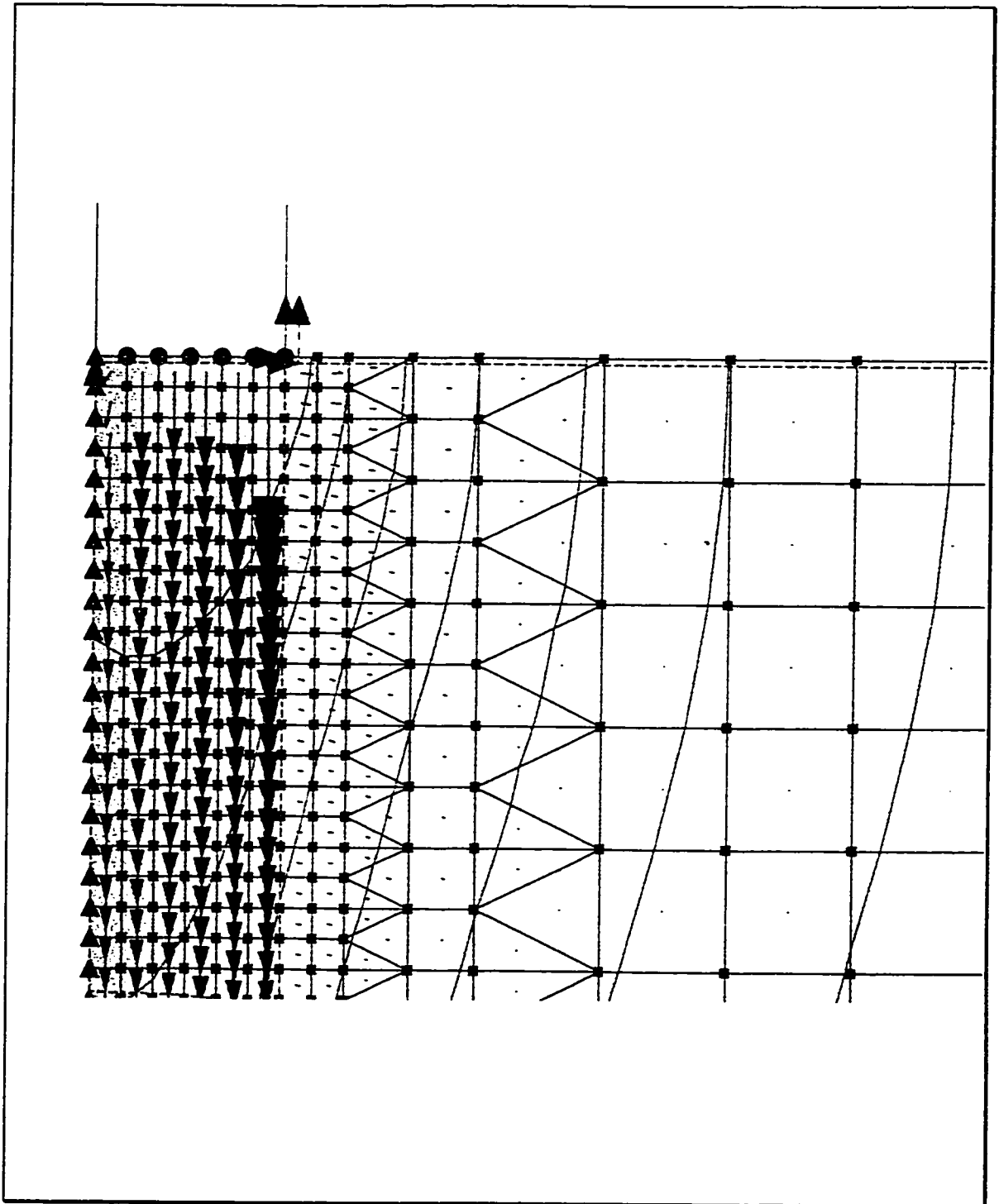


Figure 5.5: Agrandissement en surface du réseau d'écoulement, site 3 (argile)

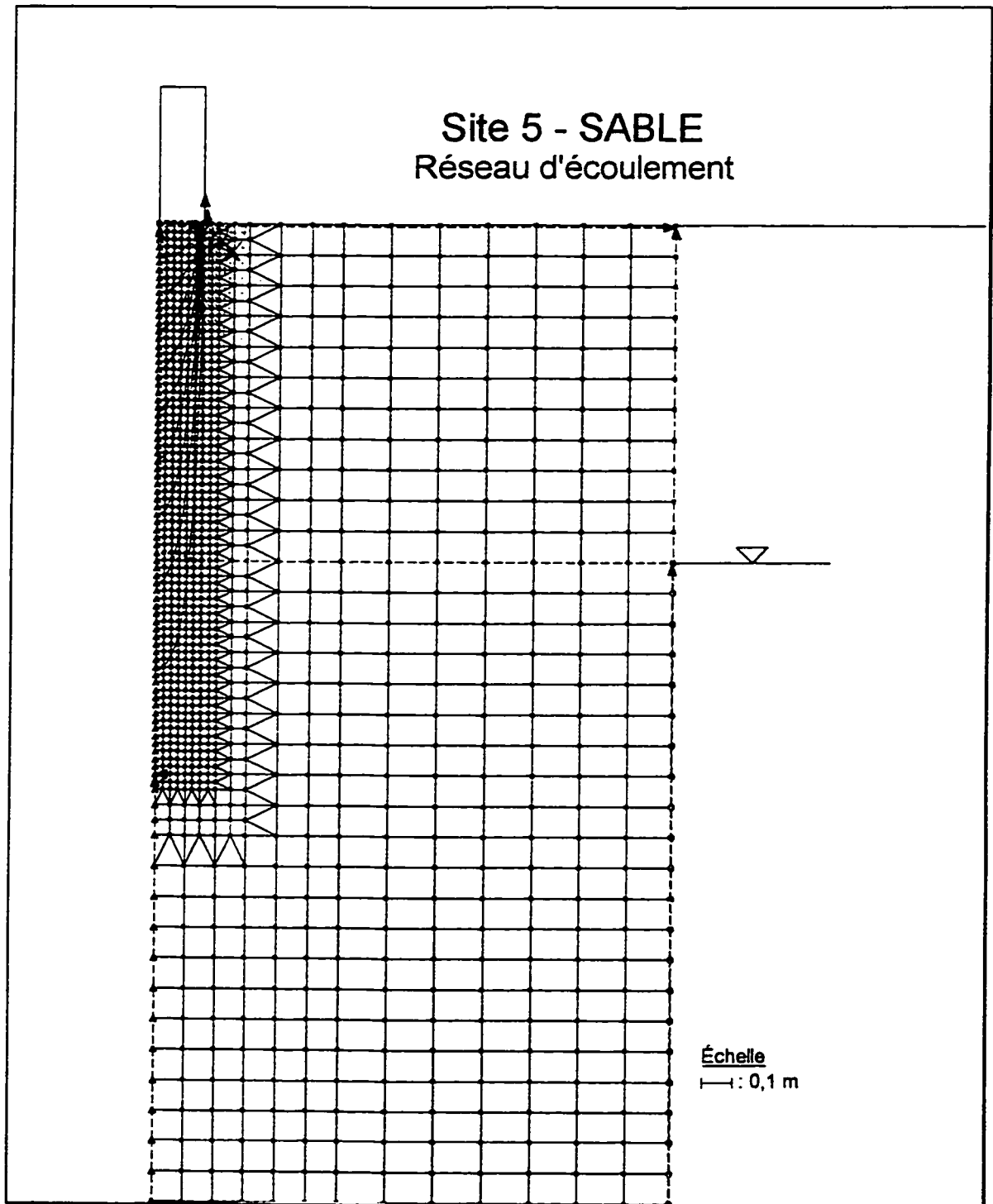


Figure 5.6: Réseau d'écoulement, site 5 (sable)

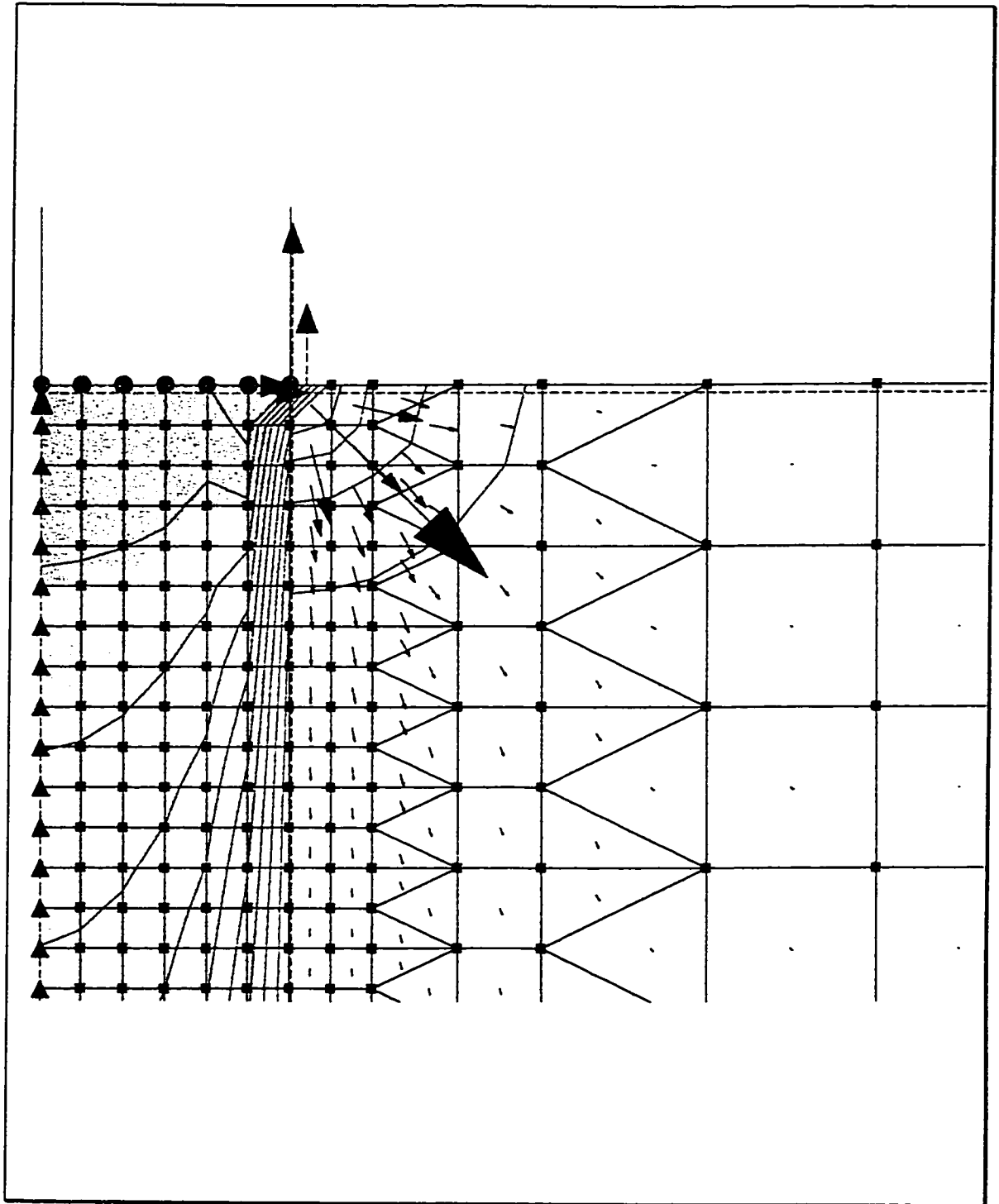


Figure 5.7: Agrandissement en surface du réseau d'écoulement, site 5 (sable)

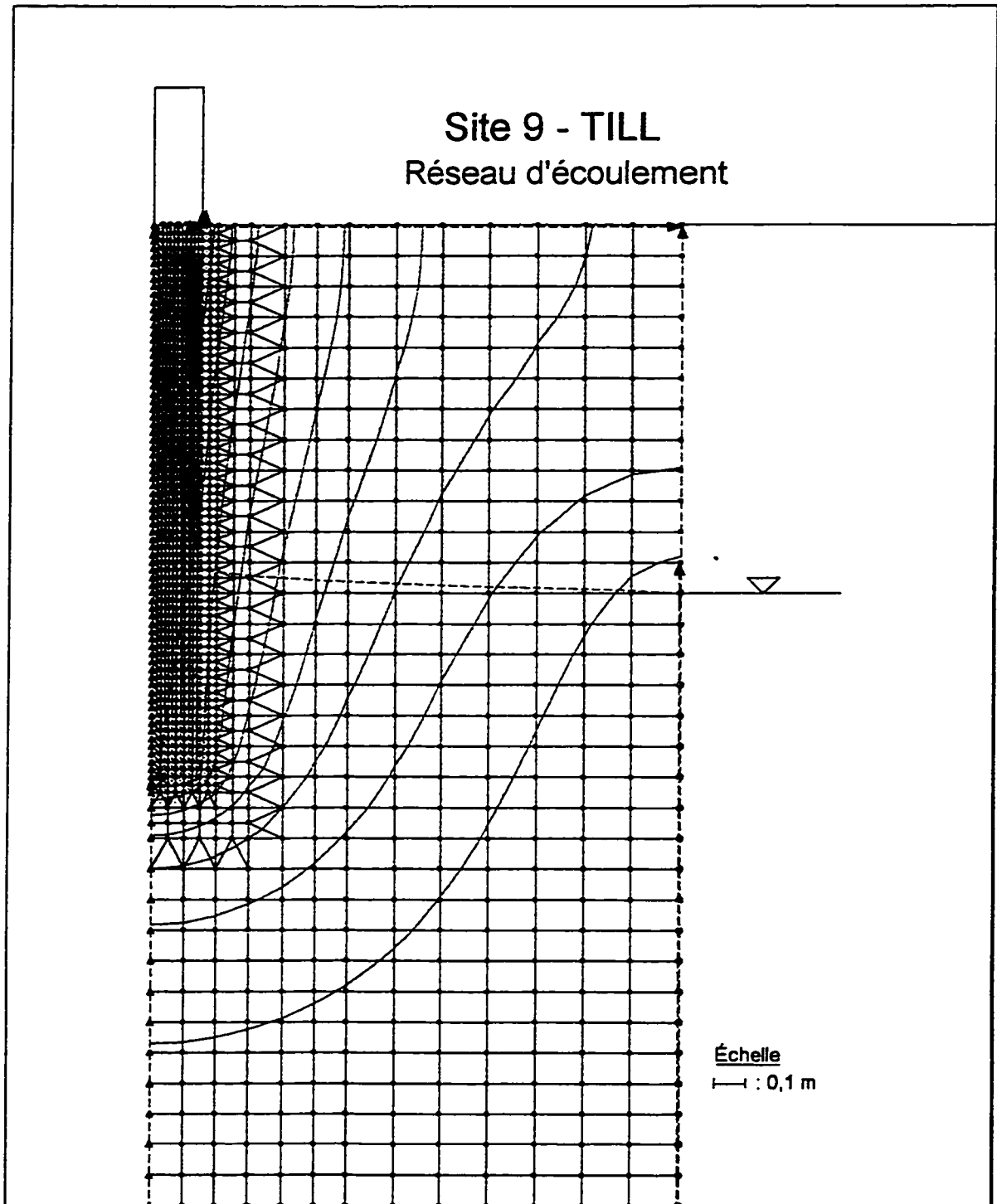


Figure 5.8: Réseau d'écoulement, site 9 (till)

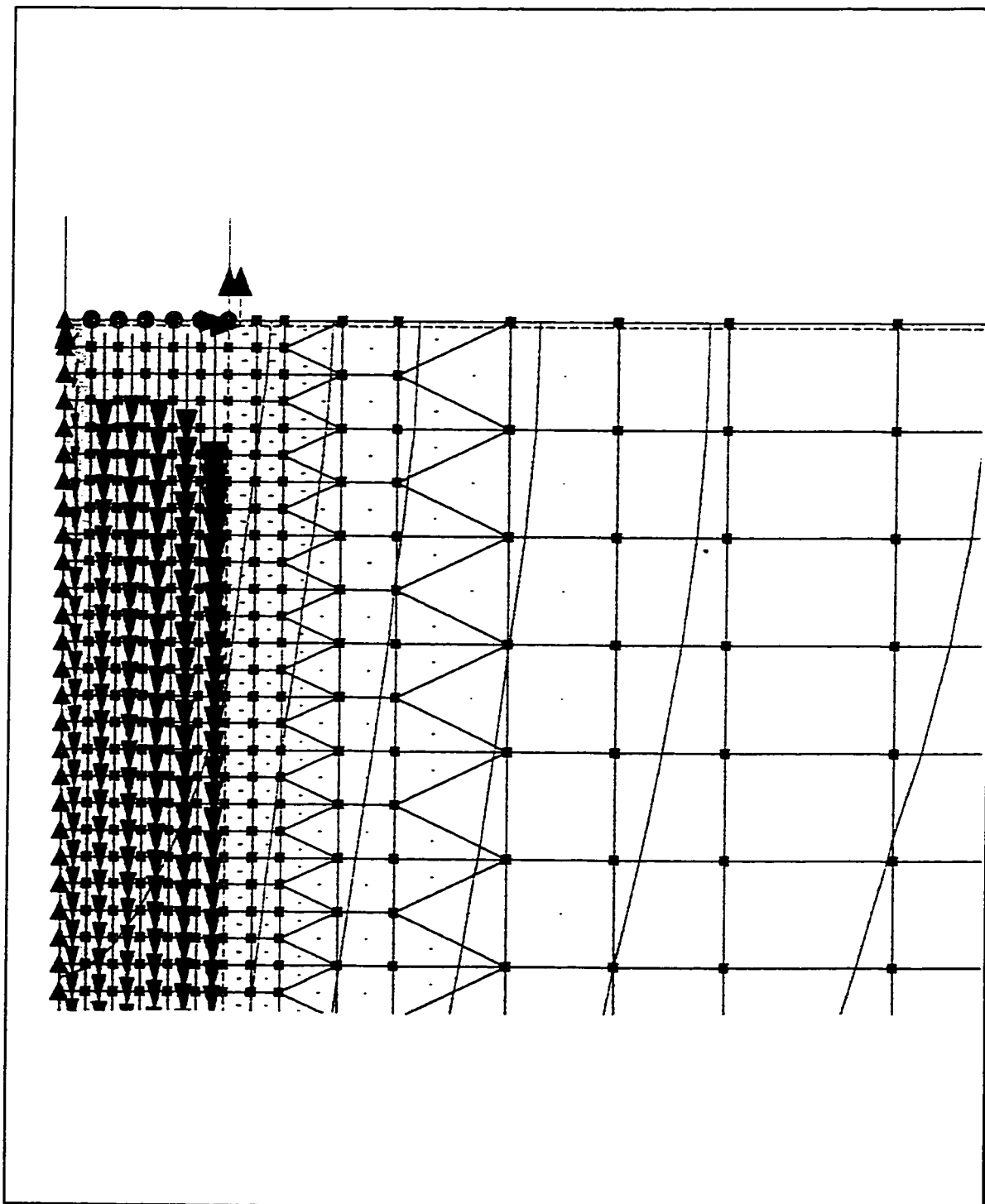


Figure 5.9: Agrandissement en surface du réseau d'écoulement, site 9 (till)

5.2.2 Logiciel CTRAN/W

5.2.2.1 Équation générale

Le second logiciel, CTRAN/W (Geo-Slope, 1994) est utilisé pour évaluer la migration du contaminant en tenant compte de la sorption aux solides. CTRAN/W a été conçu pour les contaminants solubles dans l'eau. La migration du contaminant y est représentée par l'équation 5.6, qui est semblable à l'équation 2.21, exception faite de la constante de dégradation radioactive λ .

$$\frac{\rho_d}{\theta} \frac{\partial s}{\partial t} + \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v_D}{\theta} \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C - \frac{\lambda s \rho_d}{\theta} \quad (5.6)$$

- où
- θ : teneur en eau volumique;
 - ρ_d : masse volumique du sol sec (kg/m^3);
 - S : quantité de soluté adsorbé par unité de masse du milieu poreux (kg/kg);
 - C : concentration du soluté dissous dans l'eau (kg/m^3 d'eau);
 - D : coefficient de dispersion (m^2/s);
 - v_D : vitesse de Darcy (m/s);
 - λ : constante de dégradation radioactive (s^{-1}).

Ce type d'équation permet de calculer de façon approximative la distribution spatiale finale de la solution huileuse dans les sols autour du poteau, en se limitant à la sorption. Les débits auxquels la solution huileuse et l'eau sortent du poteau ainsi que leurs variations en fonction

du temps restent cependant inconnus lorsque ce type de simulation approximative est utilisé. Les variations temporelles ne sont pas considérées dans ce rapport, seul l'état final ou extrême l'étant.

Dans des conditions saturées, la teneur en eau volumique est égale à la porosité totale.

La vitesse réelle linéaire est donc égale à: $v = \frac{V_{DARCY}}{\theta}$. Le logiciel CTRAN/W considère que la vitesse linéaire moyenne est reliée à la teneur en eau pour des conditions saturées et non-saturées. Comme SEEP/W est aussi un modèle d'écoulement saturé et non-saturé, il tient compte des différentes teneurs en eau. La vitesse de Darcy (calculée par SEEP/W) divisée par la teneur en eau (aussi calculée par SEEP/W) est la vitesse linéaire moyenne utilisée par CTRAN/W.

5.2.2.2 Paramètres nécessaires

Lors de la définition du maillage, en plus de s'assurer que le rapport largeur/hauteur des éléments ne dépasse pas 2, il est nécessaire de respecter certains critères sur le dimensionnement du maillage et sur la sélection des intervalles de temps afin de contrôler la dispersion numérique créée par le terme d'advection de l'équation générale. Ce sont les critères de Peclet (équations 5.7 et 5.8) et de Courant (équations 5.9 et 5.10).

Peclet: $\Delta x \leq 2 \alpha_L$ (5.7)

$$\Delta y \leq 2 \alpha_T$$
 (5.8)

Courant:
$$\Delta t \leq \frac{\theta * \Delta x}{v_{Dx}} \quad (5.9)$$

$$\Delta t \leq \frac{\theta * \Delta y}{v_{Dy}} \quad (5.10)$$

- où
- Δx : espacement entre deux noeuds selon l'axe des x (m);
 - Δy : espacement entre deux noeuds selon l'axe des y (m);
 - α_L : dispersivité longitudinale (m);
 - α_T : dispersivité transversale (m);
 - Δt : intervalle de temps (s);
 - θ : teneur en eau volumique;
 - v_{Dx} : vitesse de Darcy selon l'axe des x (m/s);
 - v_{Dy} : vitesse de Darcy selon l'axe des y (m/s).

Les paramètres nécessaires à CTRAN/W sont la fonction de sorption du contaminant, la dispersivité longitudinale et transversale du sol ainsi que sa masse volumique sèche (ρ_d), la source de contamination, sa concentration et les sorties possibles de propagation du contaminant.

Afin de définir la fonction de sorption, il faut d'abord définir le coefficient de répartition K_d . Comme très peu de données sont disponibles pour définir le K_d de la solution huileuse au pentachlorophénol, l'équation 2.20 définissant le coefficient de répartition du PCP pur sous forme ionique et moléculaire est utilisée:

$$K_d = K_{oc,eff} * f_{oc}$$

où $K_{oc,eff} = K_{oc,n} \phi_n + K_{oc,i} (1 - \phi_n);$

avec $K_{oc,n} : 10\,000 \text{ à } 32\,000;$

$K_{oc,i} : 700.$

Les valeurs de $K_{oc,n}$ et de $K_{oc,i}$ sont tirées de la littérature (Fall, 1995; Schellenberg, 1984). La variation de 10 000 à 32 000 des valeurs de $K_{oc,n}$ influence très peu la valeur du K_d , car aux pH retrouvés, la fraction de PCP neutre est toujours inférieure à 2 %. La fraction de PCP présent sous forme ionique ou moléculaire doit être calculée en fonction du pH de l'eau. Le pH de l'eau peut, en certains cas, différer du pH du sol de près d'une unité. Mais, même si le pH de l'eau était à la plus faible valeur de la plage des pH naturels des eaux souterraines, soit 6,5, la fraction de PCP moléculaire serait tout de même inférieure à 2 %. C'est pourquoi, faute de connaître les pH des eaux, pour chacun des sites, la moyenne des pH des sols calculés a été utilisée. Le tableau suivant présente les K_d calculés pour les sites 3, 5 et 9.

Tableau 5.3: Coefficients de répartition K_d

Site	pH	ϕ_n	$K_{oc,eff}$	f_{oc}	K_d
3	8,0	0,0005	[705; 716]	0,008	[5,8; 5,9]
5	7,6	0,0013	[712, 741]	0,006	[4,3; 4,4]
9	8,1	0,0005	[705; 716]	0,012	[8,8; 8,9]

Les valeurs des K_d sont assez élevées (entre 4 et 9), ce qui corrobore les K_d calculés par Davis et al. (1994) pour le PCP en solution huileuse présent en faibles concentrations aqueuses (section 2.3.1.2). L'effet de sorption n'est donc pas négligeable. Toutefois, comme les sols ne sont pas parfaitement uniformes en réalité, contrairement à leur état défini dans la modélisation, l'effet de sorption peut être surestimé. Mais, comme l'effet de biodégradation n'est pas pris en compte dans la modélisation et qu'il n'est pas négligeable, la surestimation de la sorption est vraisemblablement compensée par l'effet de biodégradation.

Les dispersivités longitudinale et transversale ont été évaluées à 0,075 m (Gillham et Cherry, 1982). La masse volumique sèche en place des différents sols a été obtenue de la littérature pour des sols similaires à ceux échantillonnés: pour le sable, $\rho_d \approx 1750 \text{ kg/m}^3$; pour le till, $\rho_d \approx 2200 \text{ kg/m}^3$; et pour l'argile $\rho_d \approx 1500 \text{ kg/m}^3$. La source de contamination a été localisée sur toute la surface du poteau. Aucune donnée n'est disponible en ce qui concerne la concentration du contaminant dans l'eau à la sortie du poteau. Toutefois, le relargage souterrain total (M_o) hors du poteau est connu. Celui-ci a été évalué entre 0,4 et 6 kg tel qu'expliqué à la section 1.2.4. Donc,

$$M_o = C_o * V_w = C_o * Q_w * \Delta t \quad (5.11)$$

où M_o : masse de solution huileuse à la sortie du poteau ($M_o=6 \text{ kg}$);

C_o : concentration de solution huileuse dans l'eau (kg/m^3);

V_w : volume d'eau (m^3);

Q_w : débit d'eau (m^3/s); $Q_w = Q_{\text{SEEP}} * 2\pi$;

Δt : temps d'injection de la solution huileuse (s).

La concentration C_o utilisée dans le logiciel n'est pas significative puisque la dimension temporelle n'est pas considérée. Elle permet seulement de déterminer le temps d'injection nécessaire pour que la masse désirée de solution huileuse soit injectée dans le sol. Comme,

$$\Delta t = \frac{M_o}{C_o * Q_w},$$

plus la concentration C_o choisie est élevée, plus le temps d'injection sera court

et par conséquent plus la durée des simulations en sera réduite. Une concentration de 1000 kg/m³ a été utilisée pour les simulations. Le fait d'utiliser une concentration plus petite et un temps plus long n'avait pas une grosse influence sur les résultats. De plus, la masse injectée (M_o) pouvait varier jusqu'à 10 kg sans changer significativement les résultats.

5.2.2.3 Interprétation des résultats

Des simulations ont été faites pour évaluer la propagation du contaminant sans sorption (figures 5.10, 5.12 et 5.14) et avec sorption (figures 5.11, 5.13 et 5.15), toujours en négligeant la biodégradation. A l'annexe IV, se trouve un tableau présentant les données numériques utilisées pour les simulations dont les résultats sont illustrés aux figures 5.10 à 5.15.

Si la contamination, à une concentration supérieure au critère C , ne se déplaçait que par advection, elle se propagerait radialement jusqu'à environ trois pieds en surface. Pour l'argile et le till, la contamination irait environ aussi loin radialement en surface qu'en profondeur;

c'est-à-dire que le panache serait plutôt cylindrique. Pour le sable, le contaminant a plus tendance à se propager radialement en surface; le panache serait alors conique.

Lorsque la sorption est considérée, la trajectoire du contaminant est très limitée. La contamination est contenue dans un rayon de moins de quatre pouces autour du poteau pour les trois types de sol. Les résultats étant presque identiques pour les poteaux d'un même type de sol, seulement une coupe par type de sol est présentée aux pages suivantes.

Généralement, ces résultats corroborent les données obtenues sur le terrain. Il y a toutefois, soit très profondément soit en surface et assez loin du poteau, quelques échantillons dont les concentrations dépassent le critère C de 5 mg PCP / kg de sol. En surface, la présence de contamination plus loin du poteau peut être due au relargage de PCP par la pluie et les vents, qui représente près de 25 % du relargage total (Mortimer, 1991) et qui n'a pas été considéré dans la modélisation. En profondeur, la présence du contaminant peut aussi être expliquée soit par une migration préférentielle le long de fissures ou canaux dans le sol, soit par des contaminations artificielles produites pendant l'échantillonnage ou l'analyse.

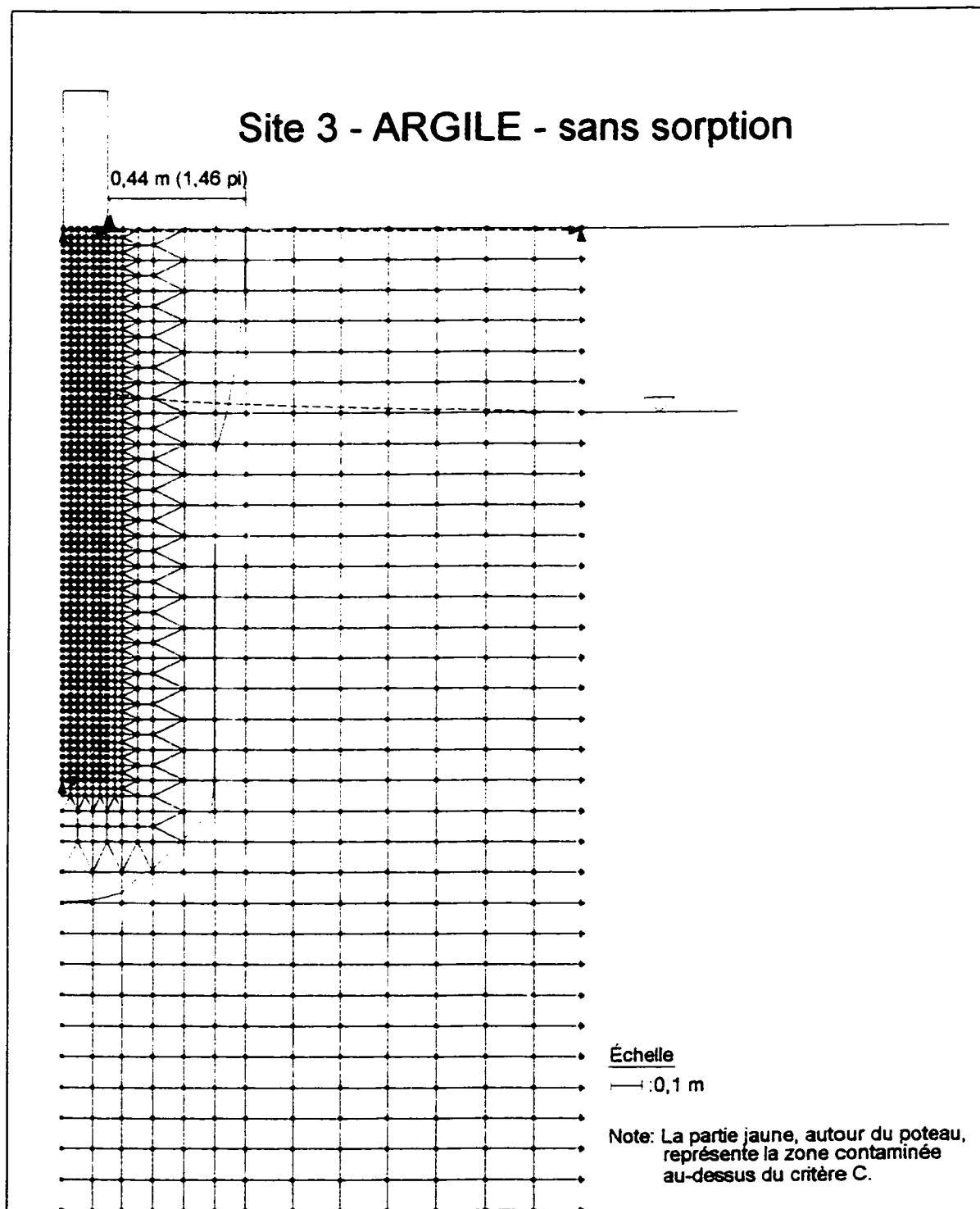


Figure 5.10: Migration de la solution huileuse, site 3 (argile); sans sorption

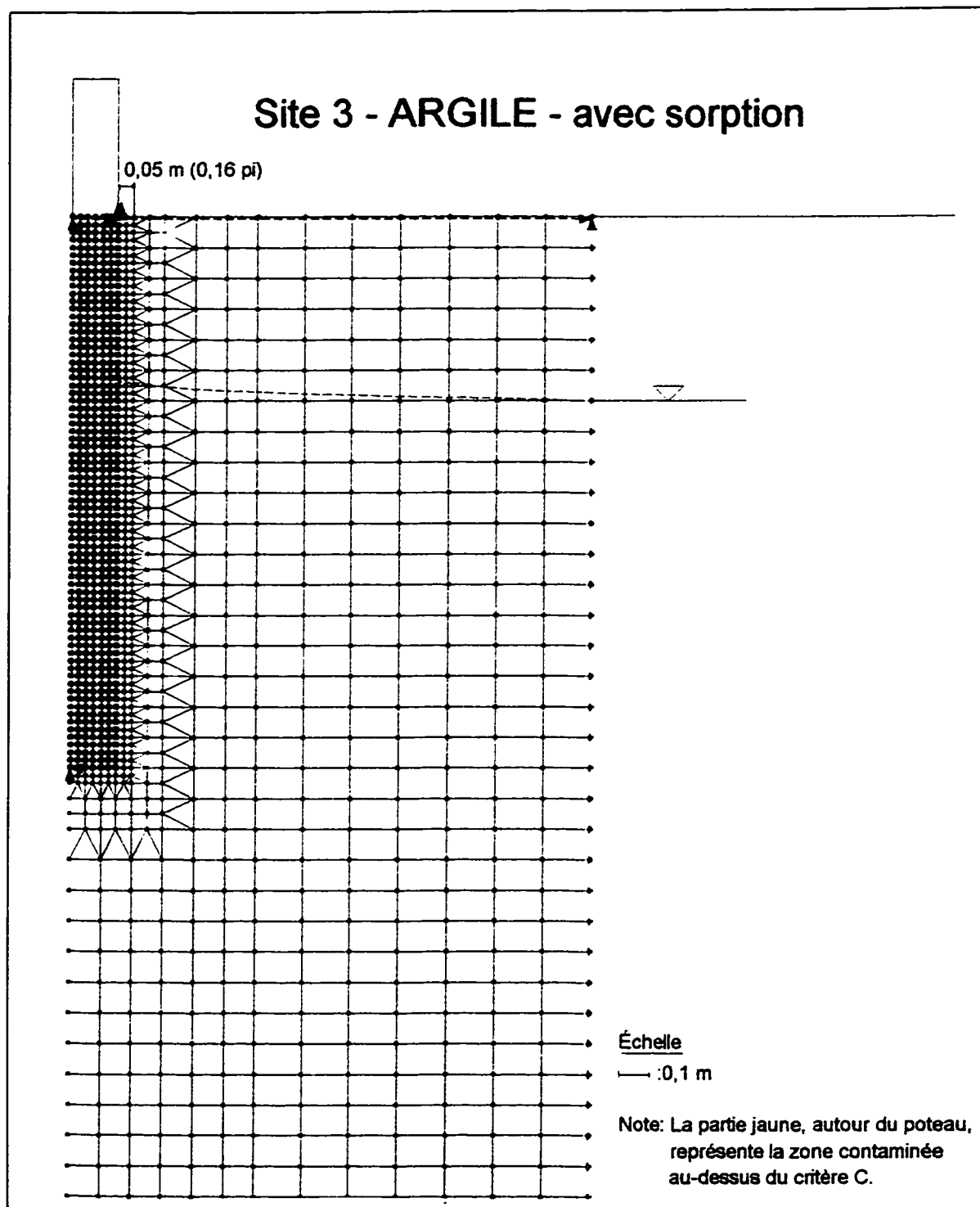


Figure 5.11: Migration de la solution huileuse, site 3 (argile); avec sorption

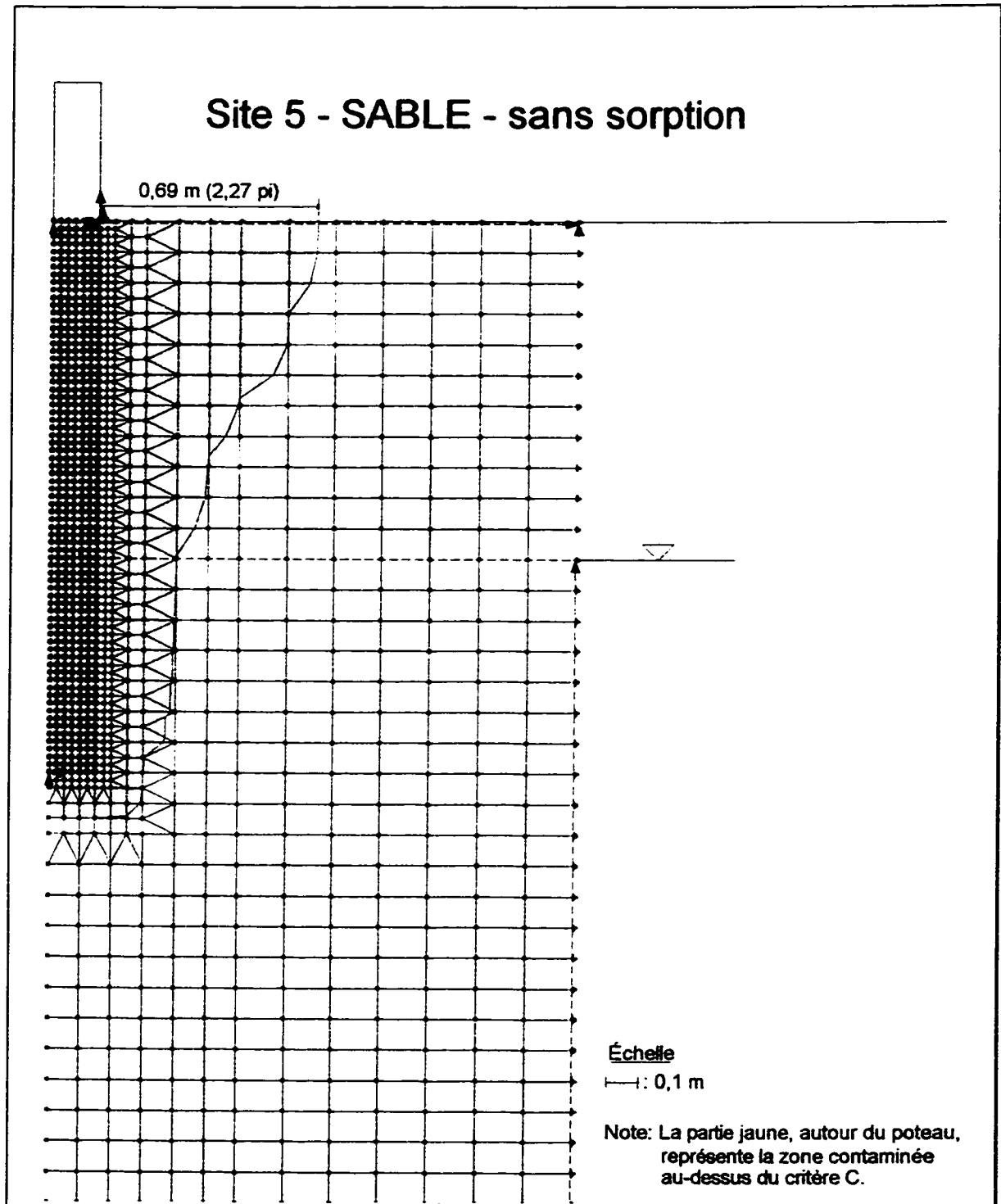


Figure 5.12: Migration de la solution huileuse, site 5 (sable); sans sorption

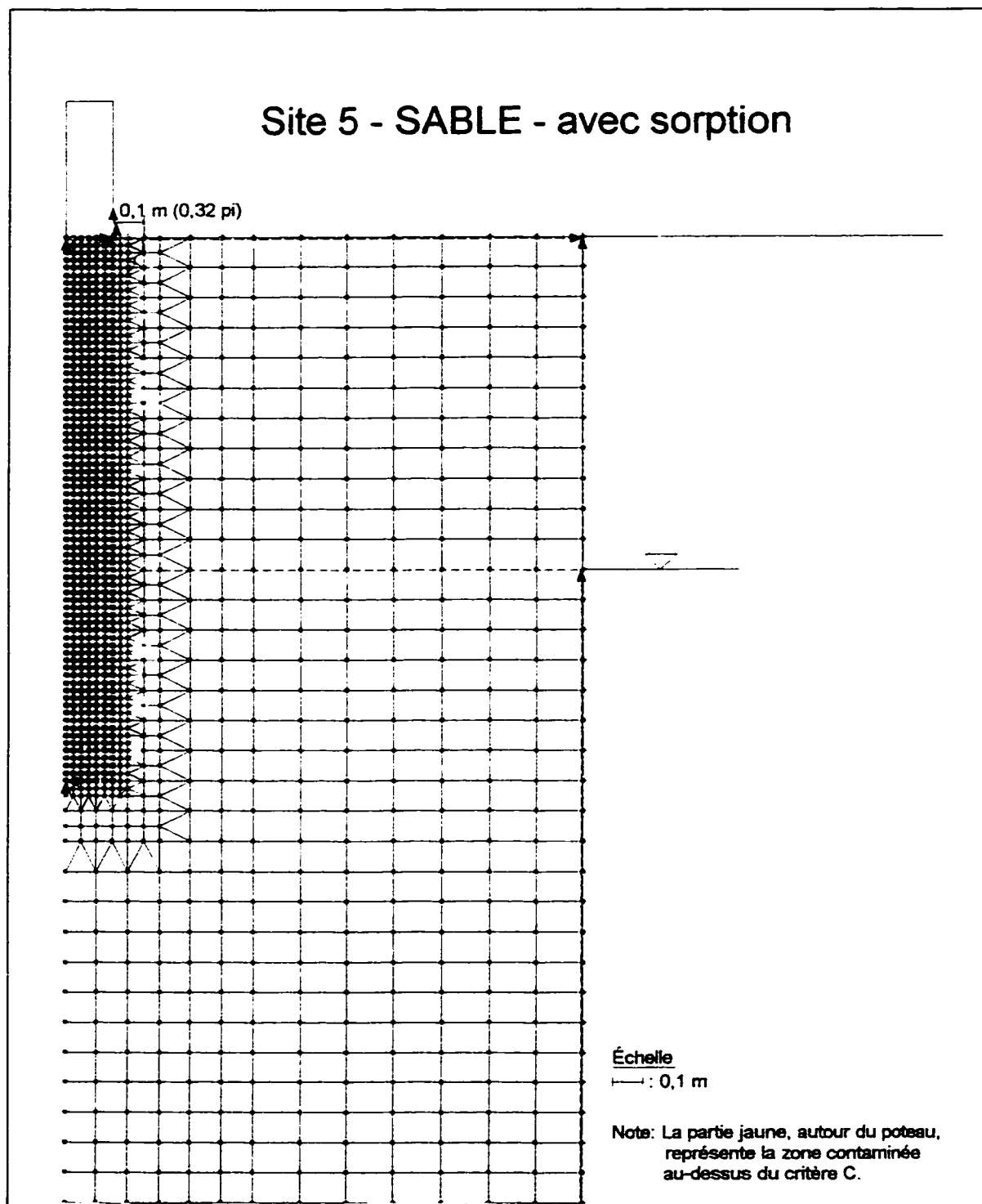


Figure 5.13: Migration de la solution huileuse, site 5 (sable); avec sorption

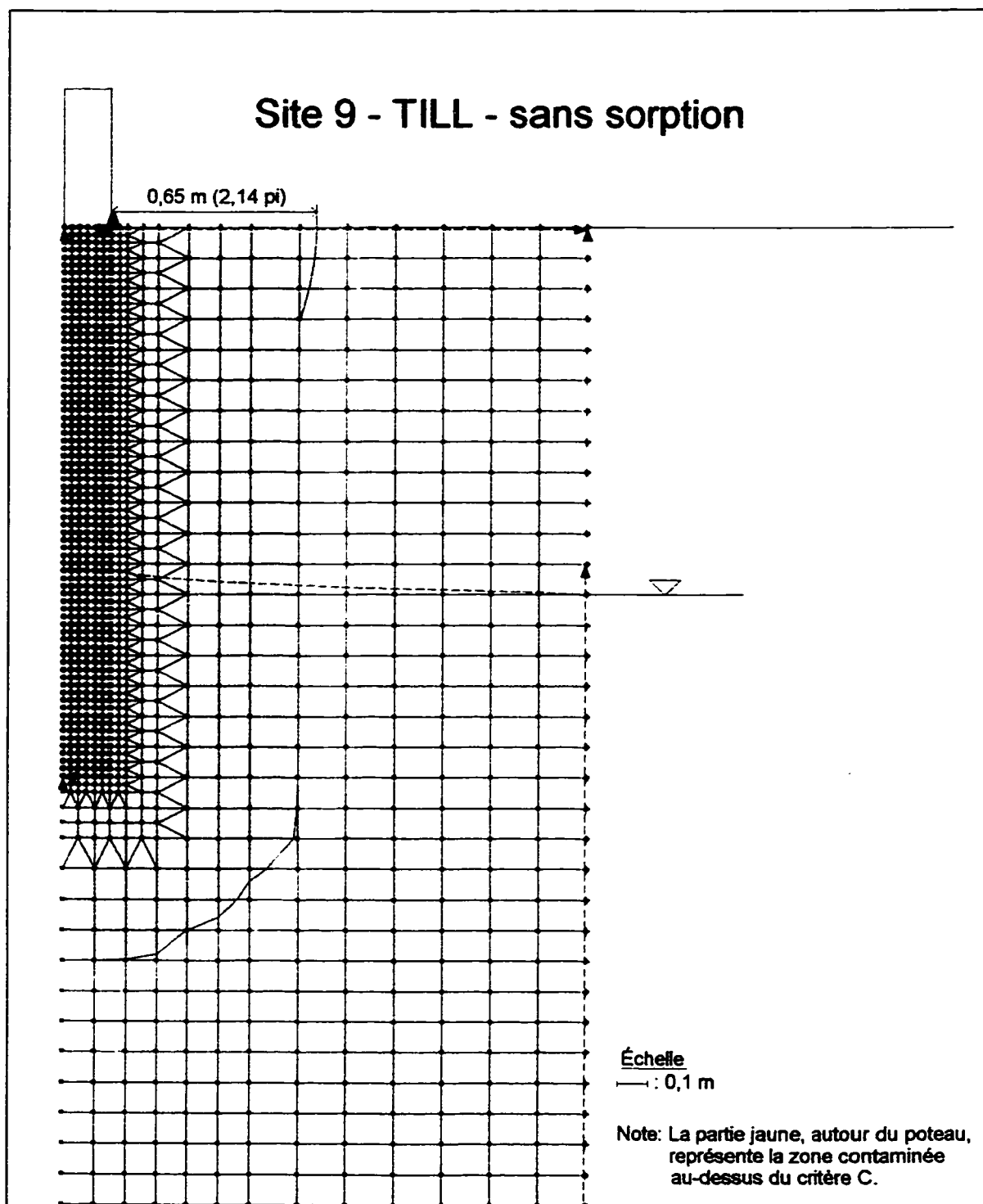


Figure 5.14: Migration de la solution huileuse, site 9 (till); sans sorption

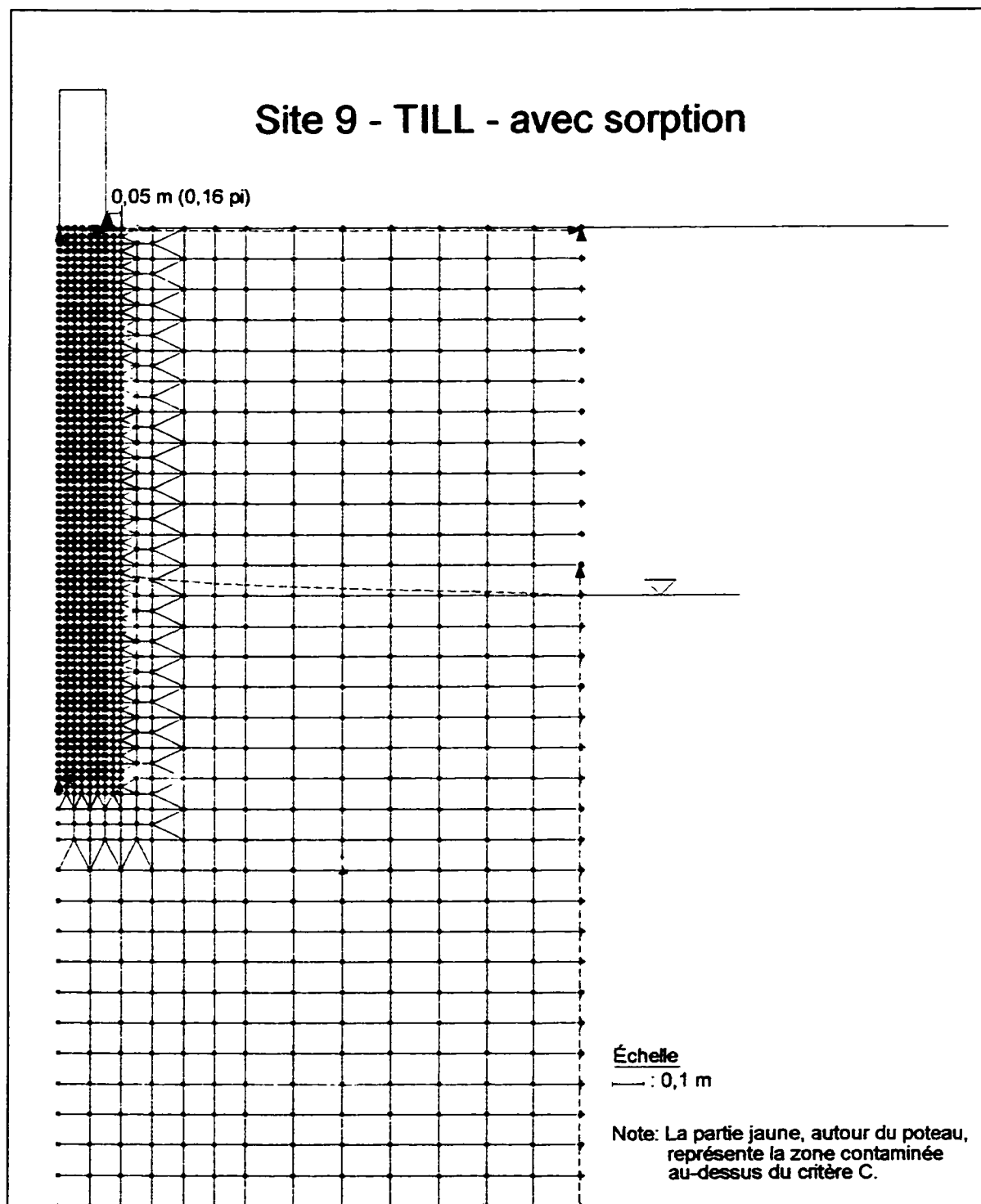


Figure 5.15: Migration de la solution huileuse, site 9 (till); avec sorption

CONCLUSION

Ce travail a permis d'évaluer l'étendue de la contamination par une solution de préservation au pentachlorophénol dans différents sols entourant des poteaux téléphoniques. À l'aide des résultats d'analyses effectuées sur les échantillons prélevés à différents sites, la migration du contaminant a été modélisée avec les logiciels d'éléments finis SEEP/W et CTRAN/W, en tenant compte des différents processus de transport. Les résultats de modélisation prédisent que la contamination est contenue très près du poteau pour les trois types de sol échantillonnés, soit le sable, le till et l'argile. La sorption du contaminant restreindrait énormément sa migration. De façon générale, ces résultats corroborent les données obtenues sur le terrain, à l'exception de quelques échantillons, situés très profondément ou en surface et assez loin du poteau, dont les concentrations dépassent le critère C de 5 mg PCP / kg de sol. Leur présence peut être expliquée par des phénomènes qui n'ont pas pu être considérés dans la modélisation, soit le relargage aérien de solution huileuse au PCP par la pluie et les vents, soit une migration préférentielle de la contamination le long de canaux dans le sol ou soit des contaminations artificielles produites pendant l'échantillonnage ou l'analyse.

Les résultats d'analyses des échantillons prélevés sur les différents sites montrent que le quart d'entre eux ont une concentration dépassant le critère C du MEF et que la concentration de près de 60% autres se situe entre les critères B et C, c'est-à-dire entre

0,5 et 5 mg de PCP/kg de sol sec. Il est toutefois important de mentionner que ces critères n'ont été élaborés qu'à titre indicatif et qu'ils ne sont pas des normes. Chaque situation doit être évaluée indépendamment.

Le volume de sol contaminé ne forme pas un panache bien défini mais plutôt ramifié, c'est-à-dire que des échantillons isolés et éloignés, soit en profondeur, soit radialement, peuvent avoir une concentration supérieure au critère C. Si ce sol dont la concentration dépassant le critère C devait être traité, le volume de sol à traiter devrait être établi à partir des limites contaminées, même si cela entraîne le traitement de sol non contaminé, car il est impossible d'appliquer un traitement sélectif, c'est-à-dire aux différents zones contaminées à l'intérieur d'un même volume. Pour les neuf sites échantillonnés, le volume moyen de sol dont la concentration dépasse le critère C est de 308 pieds cubes ($8,72 \text{ m}^3$). Une extrapolation appliquée à l'échelle du Québec et de l'Ontario, soit pour 1,6 million de poteaux, donnerait un volume de 494 000 000 de pieds cubes ($14\,000\,000 \text{ m}^3$), soit assez de sol pour remplir huit stades olympiques.

Considérant le coût associé à l'excavation et au traitement des sols et la difficulté d'entreprendre des travaux en milieu résidentiel et urbain, il est irréaliste de restaurer tous les sites du Québec et de l'Ontario. Dans le rapport final du Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal (Mayer et al., 1995), il est recommandé d'utiliser une approche basée sur la détermination de la vulnérabilité des aquifères combinée à une évaluation du potentiel d'atténuation naturelle de la pollution

pour gérer efficacement la situation. Il s'agit d'identifier les environnements à risque en tenant compte de la biodégradation naturelle. Il faudrait toutefois ajouter au modèle le phénomène de sorption de la solution huileuse au pentachlorophénol sur les différents sols, qui est un aspect non négligeable en ce qui concerne la migration de ce contaminant.

Les résultats obtenus par la modélisation du contaminant dans les sols approximent le phénomène réel. Plusieurs données nécessaires à la modélisation étaient inconnues, par exemple le taux de relargage du contaminant en fonction du temps ainsi que sa concentration et le comportement de sorption de la solution huileuse au PCP. Elles ont donc été évaluées d'après les données disponibles dans la littérature et selon certains spécialistes. Toutefois, ces sujets devraient être étudiés plus en détails afin de mieux pouvoir définir le problème et ainsi obtenir des résultats plus précis de modélisation.

Afin d'éviter de contaminer davantage l'environnement, des alternatives à l'implantation de poteaux de bois traités devraient être envisagées. Deux types de solutions peuvent être considérées: soit d'utiliser différentes méthodes permettant de fixer les contaminants de façon permanente, soit de substituer d'autres matériaux au bois pour la fabrication des poteaux. Une étude technique et économique devrait être effectuée afin d'identifier la meilleure solution possible, tout en tenant compte du phénomène de migration des contaminants.

BIBLIOGRAPHIE

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (1992). Annual Book of ASTM Standards. Philadelphia, PA.

APPELO, C.A.J. et POSTMA, D. (1993). Geochemistry, Groundwater and Pollution. Éditions A.A. Balkema, Rotterdam, Hollande.

BANERJI, S.K., PIONTEK, K. et O'CONNOR, J.T. (1986). Pentachlorophenol Adsorption on Soils and its potential for Migration into Ground Water. Hazardous and Industrial Solid Waste Testing and Disposal: Sixth Volume, ASTM STP 933, Philadelphia, PA, 120-139.

BOYD, S.A. et BRIXIE, J.M. (1994). Organic Chemicals in the Environment - Treatment of Contaminated Soils with Organoclays to Reduce Leachable Pentachlorophenol. J. Environ. Qual., vol. 23, 1283-1290.

BOYD, S.A. et SUN, S. (1990). Residual Petroleum and Polychlorobiphenyl Oils as Sorptive Phases for Organic Contaminants in Soils. Environ. Sci. Technol., no 24, 142-144.

BOYD, S.A., MIKESELL, M.D. et LEE, J.F. (1989). Chlorophenols in Soils. *Dans* Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils, 209-228, Special Publication no 22, Soil Science of America and American Society of Agronomy, Madison, WI.

CHAPUIS, R.P., et MONTOUT, I. (1992). Évaluation de l'équation de Kozeny-Carman pour prédire la conductivité hydraulique, Conférence canadienne de géotechnique, Toronto, Ontario.

CLESCERI, L.S., GREENBERG, A.E. et TRUSSEL, R.R. (1989). Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. APHA, AWWA, WPCF, 17^e éd., Washington, D.C.

COMSTOCK, G.L. (1968). Physical and Structural Aspects of the Longitudinal Permeability of Wood. Thèse de doctorat, State University College of Forestry at Syracuse University, Syracuse, N.Y.

DAVIS, A., CAMPBELL, J., GILBERT, C., RUBY, M.V., BENNETT, M. et TOBIN, S. (1994). Attenuation and Biodegradation of Chlorophenols in Ground Water at a Former Wood Treating Facility. Ground Water, vol. 32, no 2, 248-257.

DOYLE, E., MORTIMER, W., COOPER, P., WALTHERT, H., TAYLOR, R. ET WEAR, J. (1992). Pressure Treated Wood in Canada: Task Force Report. Rapport SRR-92-05 publié par Ontario Ministry of Transportation, Downsview, Ontario.

FALL, C. (1995). Équilibre et cinétique de sorption du PCP et du phénanthrène dans les sols contaminés. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Canada.

FAUST, C.R. (1985). Transport of Immiscible Fluids Within and Below the Unsaturated Zone: A Numerical Model. Water Resources Research, vol. 21, no 4, 587-596.

FETTER, C.W. (1993). Contaminant Hydrogeology. Macmillan Publishing Company, New York, N.Y.

GEBEFÜGI, I., PARLAR, H. et KORTE, F. (1979). Occurrence of pentachlorophenol in enclosed environments. Ecotoxicol. and Env. Safety, 3, 269-300.

GEO-SLOPE Int. (1994). SEEP/W User's guide for finite element seepage analysis Version 3. Geo-Slope Int. Ltd., Calgary, Alberta, Canada.

GEO-SLOPE Int. (1994). CTRAN/W User's guide for finite element contaminant transport analysis Version 3. Geo-Slope Int. Ltd., Calgary, Alberta, Canada.

GILLHAM, R.W. et CHERRY, J.A. (1982). Contaminant Migration in Saturated Unconsolidated Geologic Deposits. Dans Recent Trends in Hydrogeology, T.N. Narasimhan, Editor. Geological Society of America Special Paper 189, 31-62.

HESSE, P.R. (1971). A Textbook of Soil Chemical Analysis, John Murray Publishers Ltd, London, England.

JACKSON, D.R. et BISSON, D.L. (1990). Mobility of Polychlorinated Aromatic Compounds in Soils Contaminated With Wood-preserving Oil. J. Air Waste Manage. Assoc., no 40, 1129-1133.

JONES, P.A. (1984). Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien, Supplément 1983. Conservation et Protection, rapport EPS 3-EP-84-3F. Ottawa, Ontario.

KONASEWICH, D.E. et HENNING, F.A. (1988). Installations de préservation du bois au pentachlorophénol (PCP) - Recommandations techniques pour la conception et l'exploitation. Rapport SPE 2/WP/2 publié par Environnement Canada, Ottawa, Ontario.

KRAMER, P.J. et KOZLOWSKI, T.T. (1979). Physiology of Woody Plants, Academic Press, New York, N.Y.

LAFLAMME, N. ET LEBLANC, H.N. (1987). Vocabulaire de la foresterie et des produits forestiers anglais-français et français-anglais, Publication no 2 de la CFAN (Commission forestière pour l'Amérique du Nord), Ottawa, Ontario.

LAGAS, P. (1988). Sorption of Chlorophenols in the soil. Chemosphere, vol. 17, 205-216.

LEE, S.L., RAO, P.S.C., NKEDI-KIZZA, P. et DELFINO, J.J. (1990). Influence of Solvent and Sorbent Characteristics on Distribution of Pentachlorophenol in Octanol-Water and Soil-Water Systems. Environ. Sci. Technol., vol. 24, no 5, 654-660.

MAYER, R., SAMSON, R., ROBERGE, F., NORMANDIN, D., CHAPUIS, R.P. et DUMAS, M.-C. (1995). Recherche et développement d'outils de gestion des sols contaminés entourant les poteaux de bois traités au PCP. Rapport préparé pour Bell Canada par le Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.

MENVIQ (1988). Déchets - Détermination des huiles et graisses minérales, extraction au soxhlet, dosage par spectrophotométrie infrarouge. MENVIQ 88.03/408 - H.G. 1.2

MEUNIER, P.B. (1991). Droit québécois de l'environnement. Les Éditions Yvon Blais Inc., Cowansville, Québec.

MORTIMER, W. (1995). Communication personnelle.

MORTIMER, W. (1991). The Environmental Persistence and Migration of Wood Preservatives. Rapport préparé par Ontario Hydro Research pour Canadian Electrical Association, CEA no 118D697, 11-36.

PANSHIN, A.J. et ZEEUW, C. (1980). Textbook of Wood Technology. McGraw-Hill Series in Forest Resources, McGraw-Hill, New York, N.Y.

PARENT, Sylvain. (1990). Dictionnaire des Sciences de l'environnement. Éditions Broquet Inc., Ottawa.

RICHARDSON, B.A.(1978). Wood Preservation. The Construction Presss Ltd., Lancaster, Angleterre.

SCHELLENBERG, K., LEUENBERGER, C. et SCHWARZENBACH, R.P. (1984). Sorption of Chlorinated Phenols by Natural Sediments and Aquifer Materials. Environ. Sci. Technol., vol. 18, 652-657.

SHIMIZU, Y., YAMAZAKI, S. et TERASHIMA, Y. (1992). Sorption of Anionic Pentachlorophenol (PCP) in Aquatic Environments: the Effects of pH. Wat. Sci. Tech., vol. 25, no 11, 41-48.

SOCIÉTÉ CANADIENNE DE LA SCIENCE DU SOL, (1978). Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. Deuxième édition.

SPOSITO, G. (1989). The Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York, N.Y.

TALIMCIOGLU, N.M., CHRISTODOULATOS, C., KORFLATIS, P., MOHIUDDIN, M. et MAZZONI, S. (1993). Adsorption Effects on the Transport of Pentachlorophenol in Soils. Conférence conjointe de la SCGC-ASCE sur le génie environnemental. Montréal, Québec, Canada.

WHO. (1987). Pentachlorophenol, Environmental Health Criteria 71. Pub. United Nations Environment Prog., International Labour Organization and World Health Organization. Finlande.

ANNEXE I
Courbes granulométriques

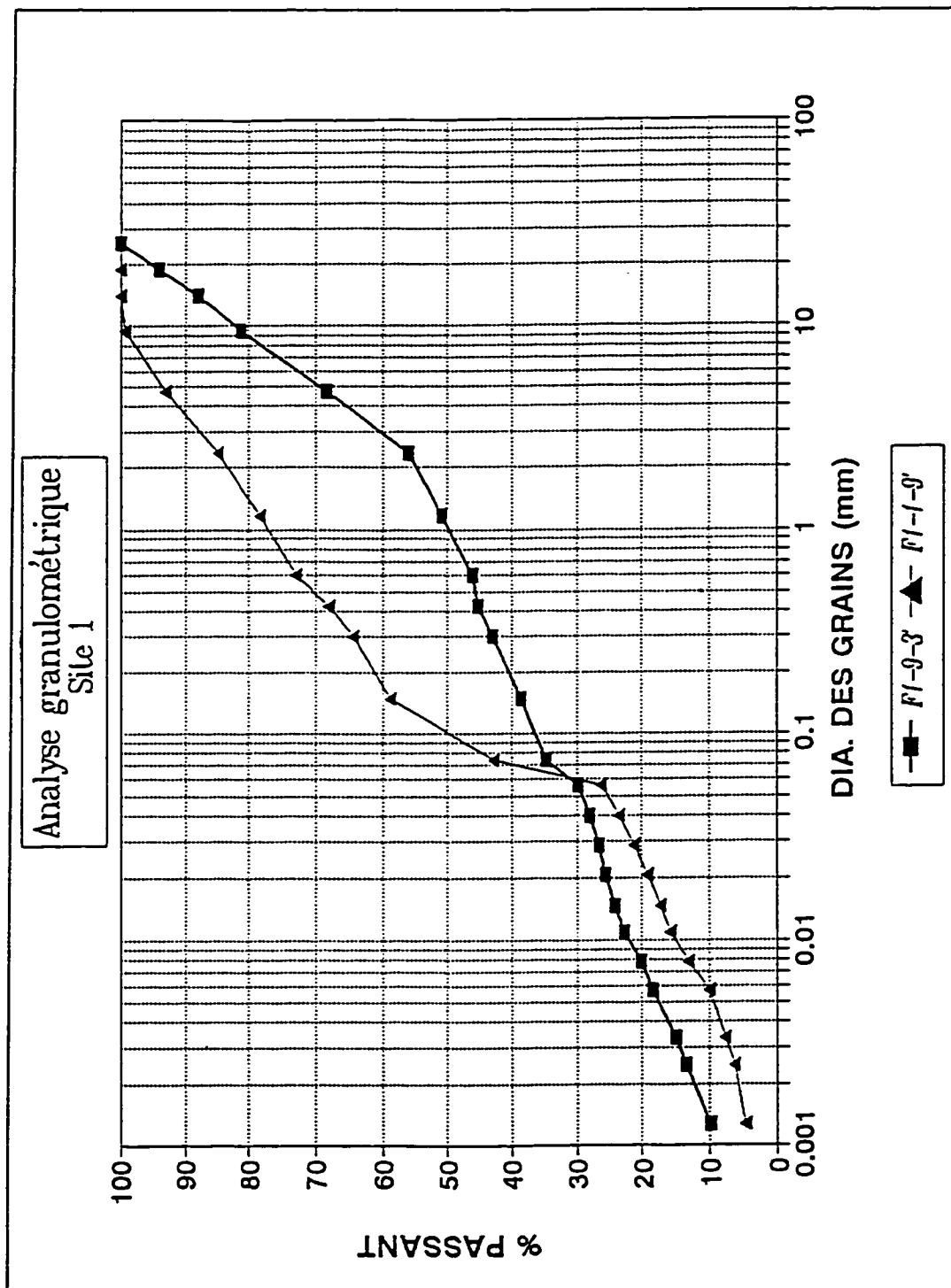


Figure L1: Courbes granulométriques du site 1

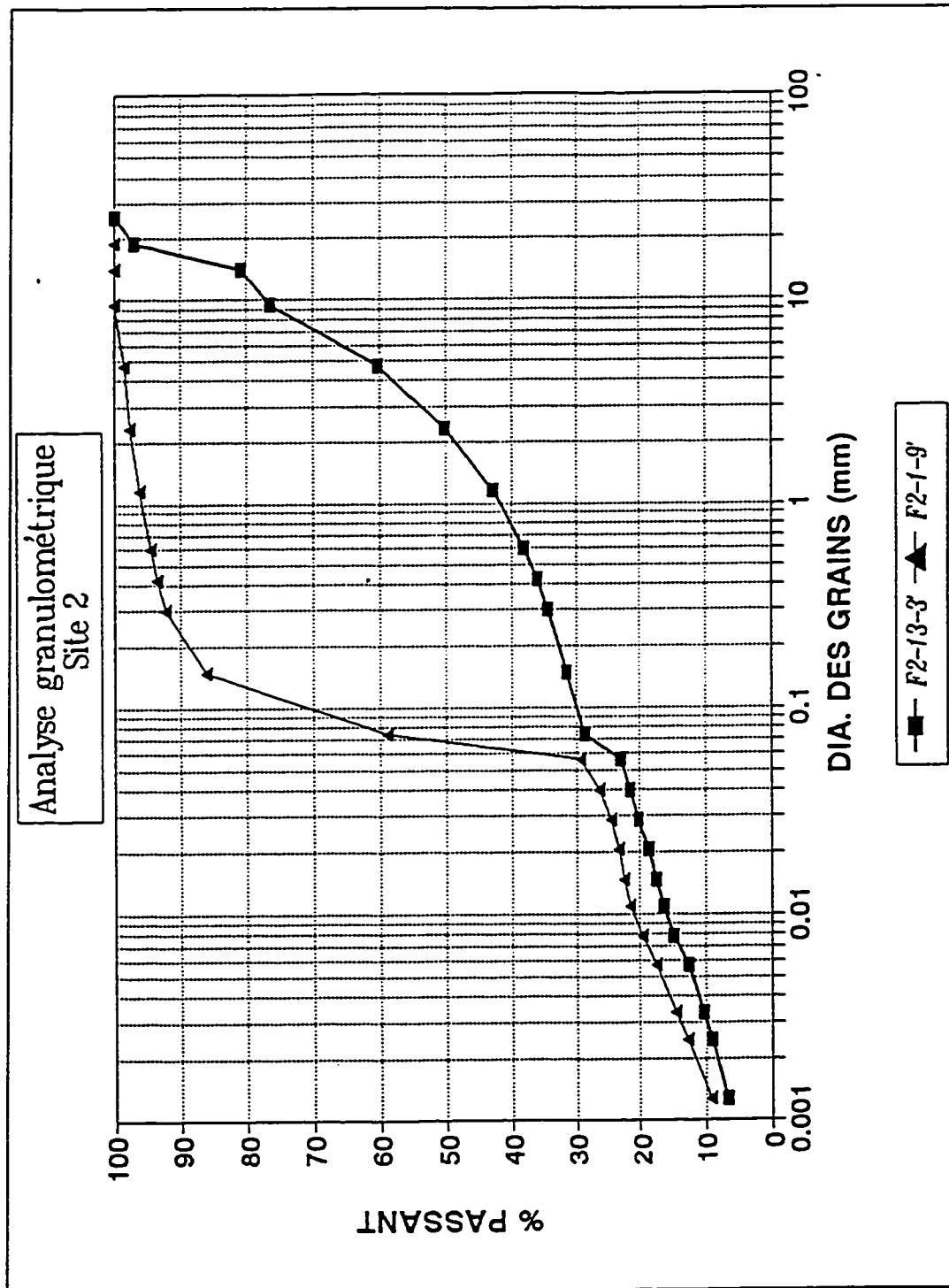


Figure 1.2: Courbes granulométriques du site 2

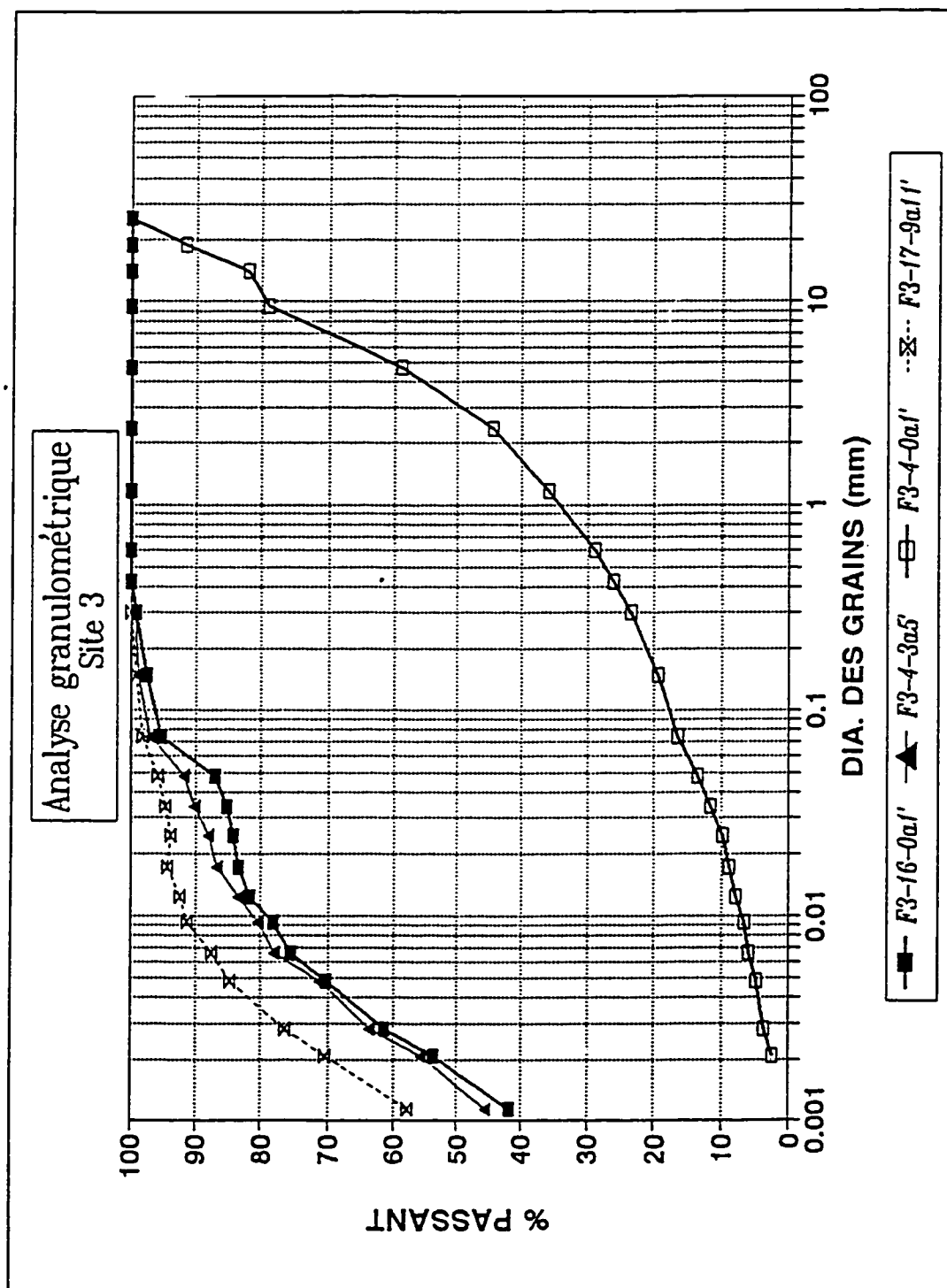


Figure L.3: Courbes granulométriques du site 3

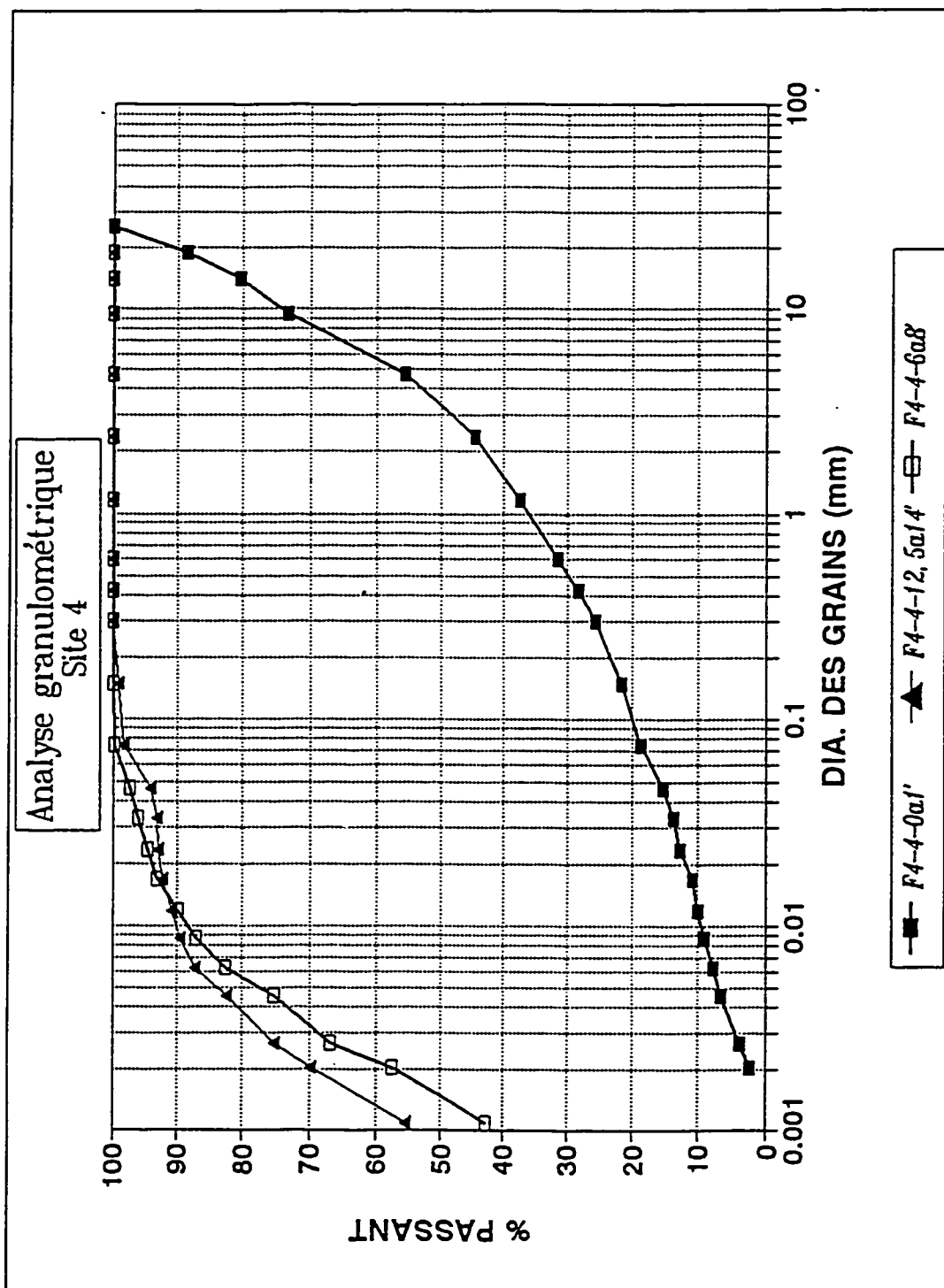


Figure I.4: Courbes granulométriques du site 4

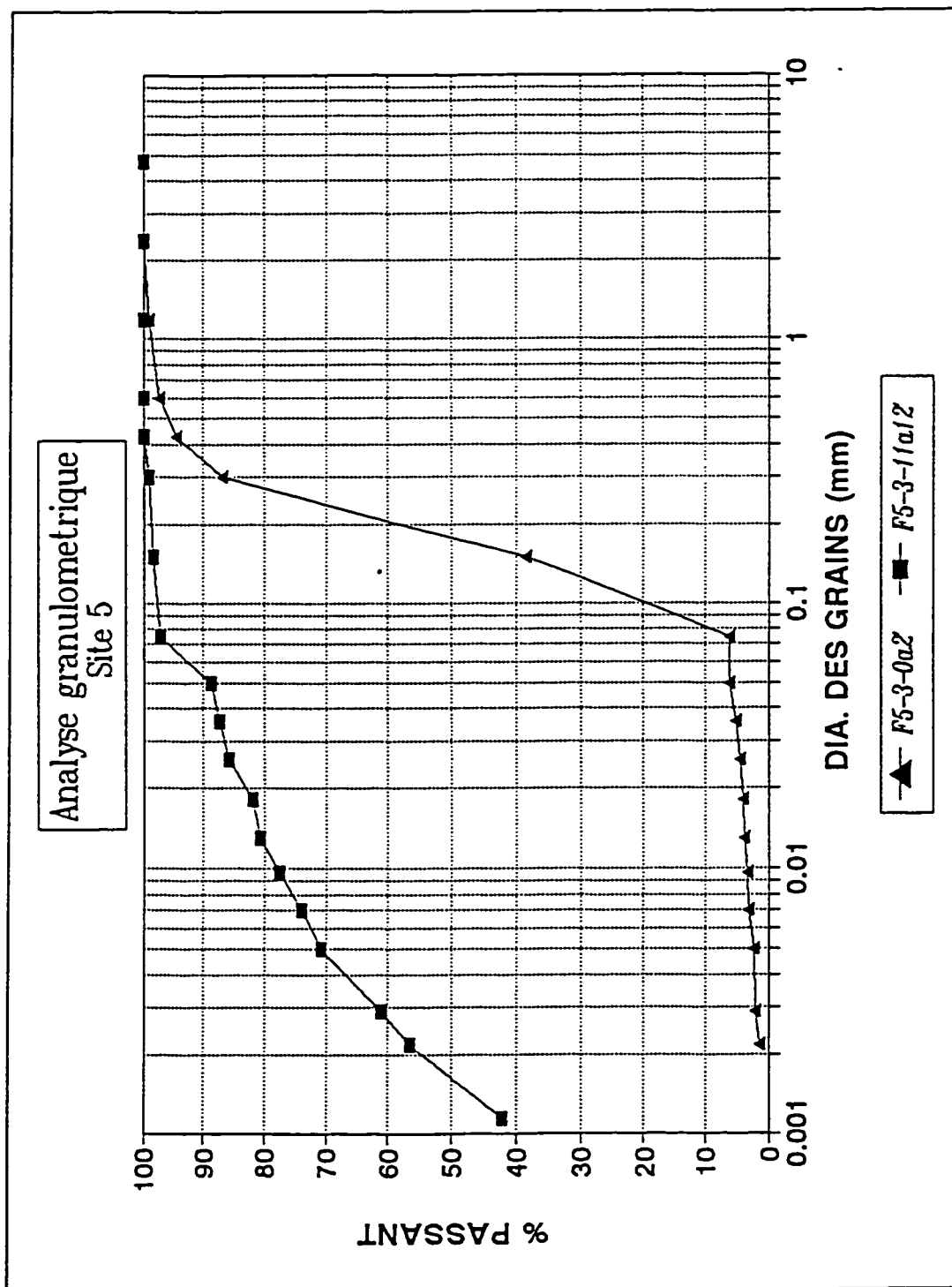


Figure I.5: Courbes granulométriques du site 5

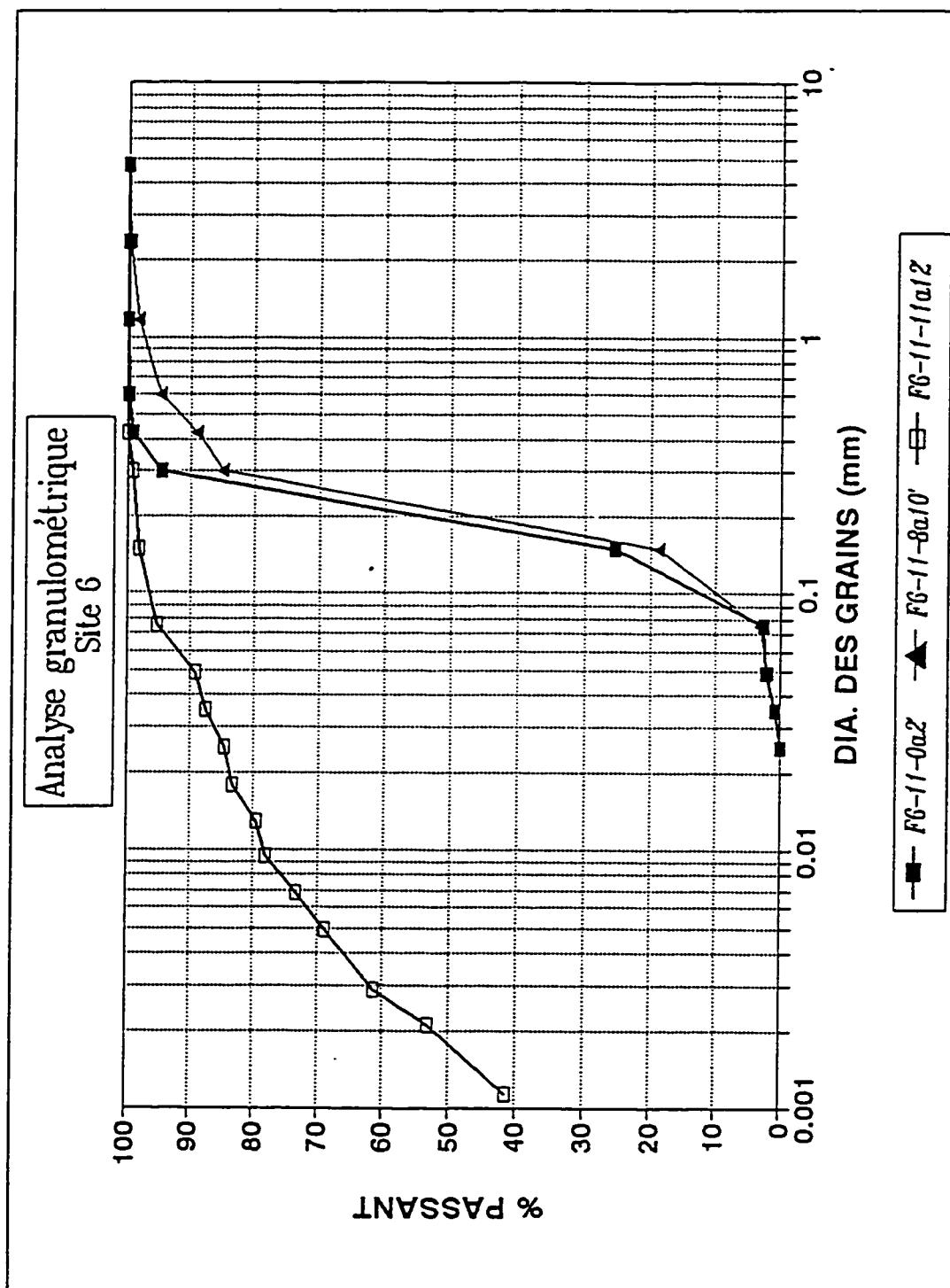


Figure I.6: Courbes granulométriques du site 6

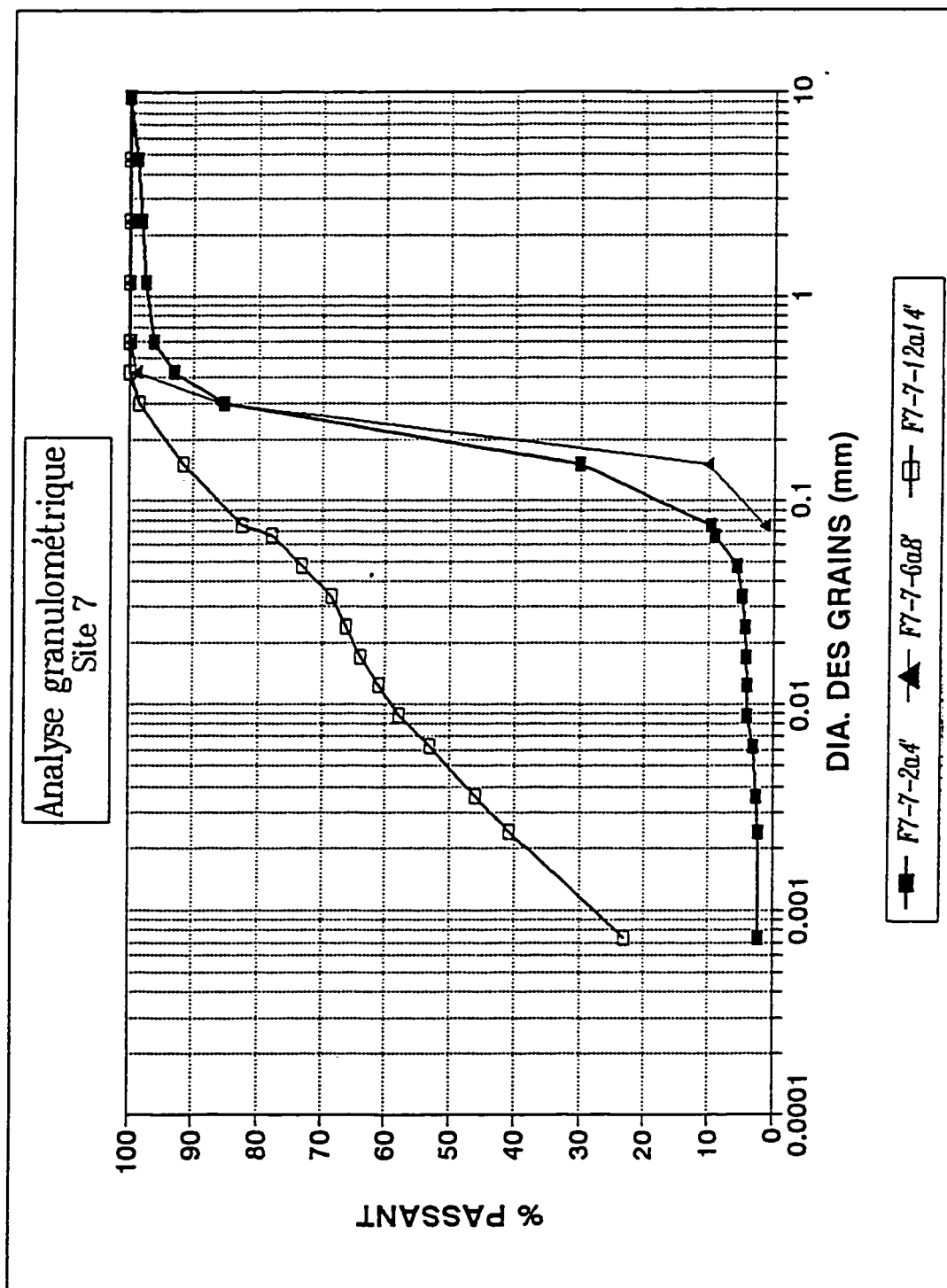


Figure I.7: Courbes granulométriques du site 7

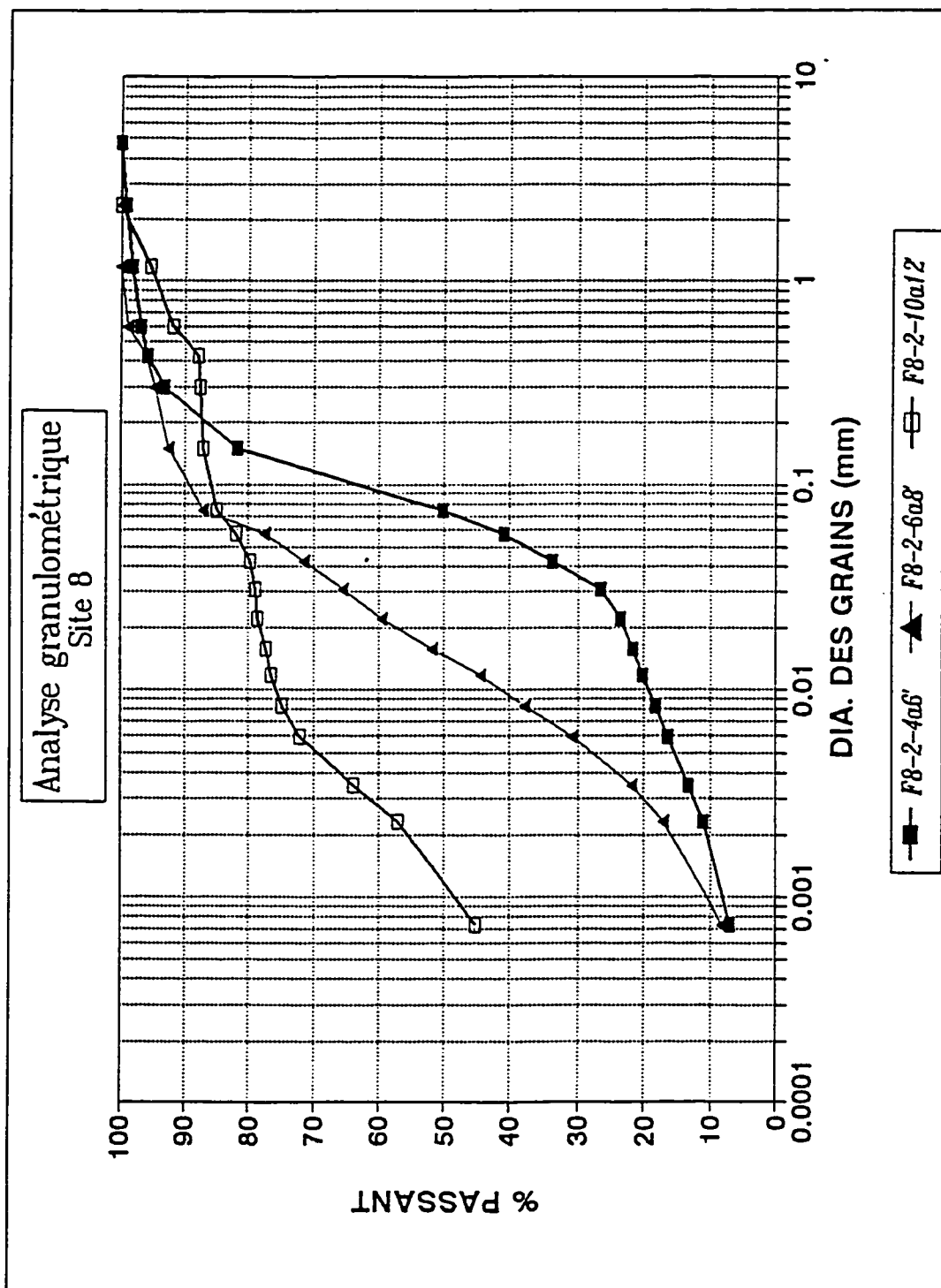


Figure I.8: Courbes granulométriques du site 8

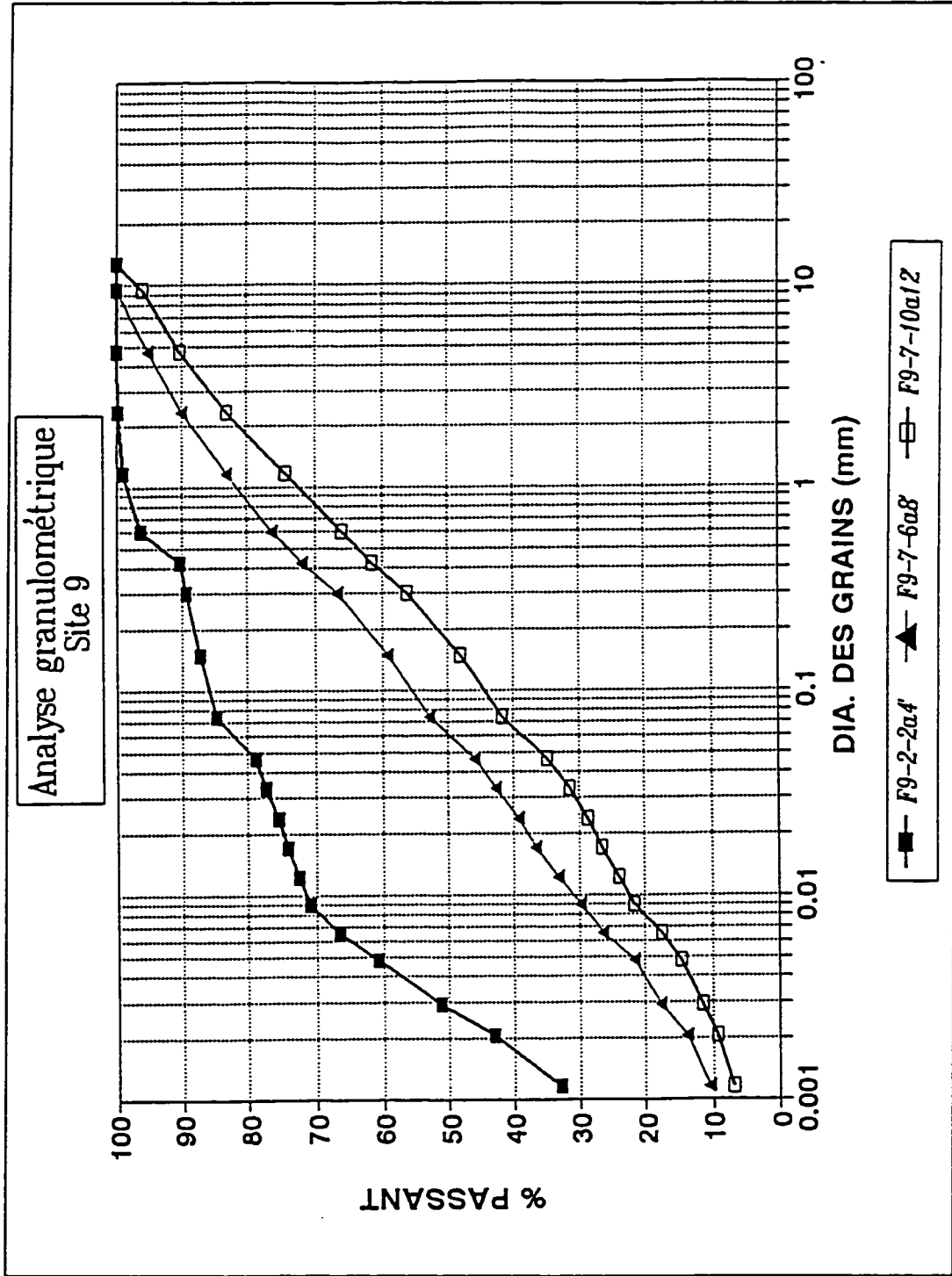


Figure 1.9: Courbes granulométriques du site 9

ANNEXE II
Essais de perméabilité

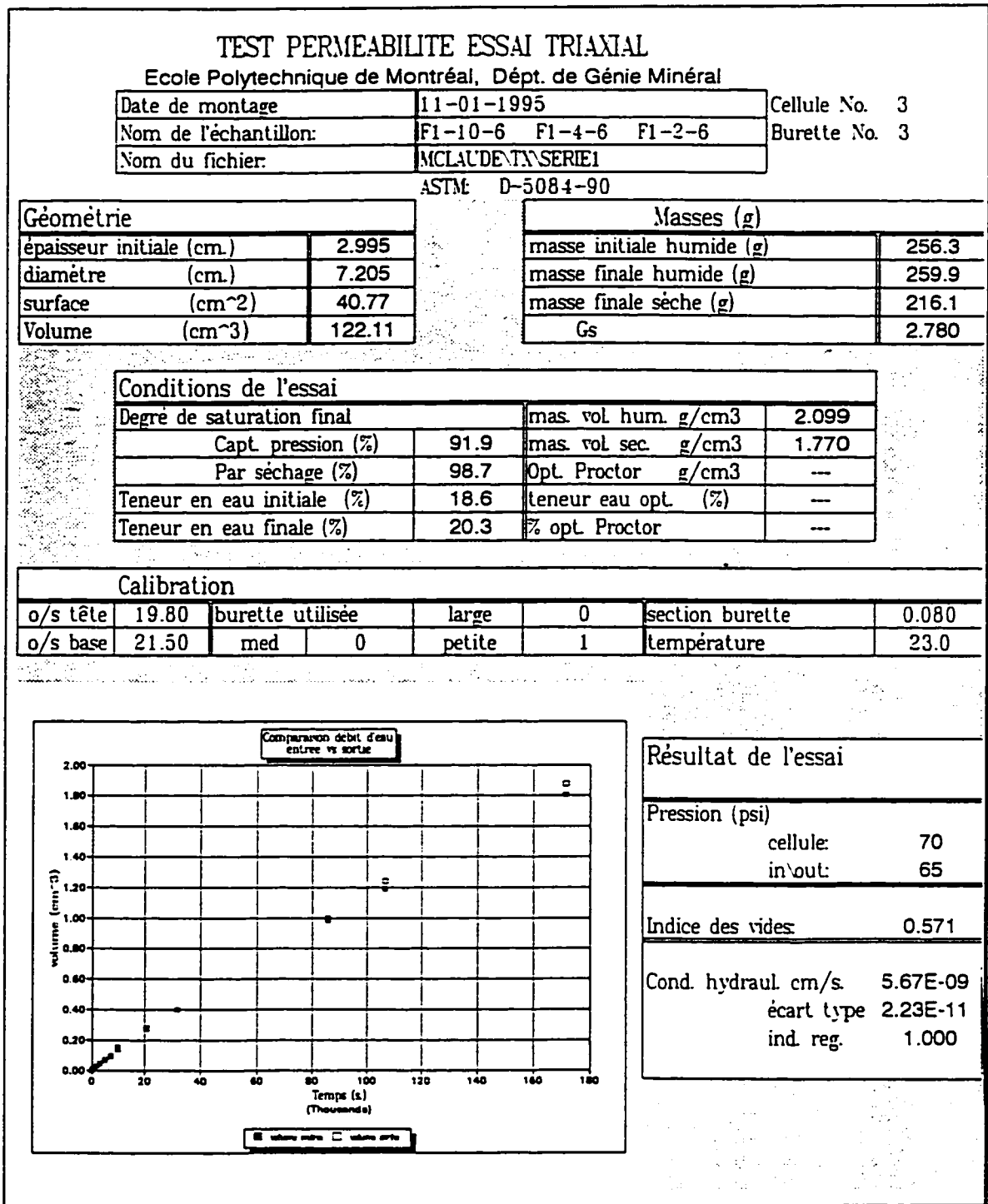


Figure II.1: Rapport d'essai triaxial du site 1

FICHER:

MCLAUDE\TX\SERIE1

PAGE 2

DATE: 18-01-1995

Cellule No. 3

Lectures			F1-10-6 F1-4-6 F1-2-6					
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	K20 cm/s
0.00	163.7	8.7	0	0	153.3	0.00	-	-
8.00	163.6	8.8	0.01	0.01	153.1	480.00	7.99E-09	7.44E-09
30.00	163.4	9.0	0.02	0.02	152.7	1800.00	5.82E-09	5.42E-09
50.00	163.1	9.2	0.05	0.04	152.2	3000.00	8.03E-09	7.48E-09
82.00	162.8	9.5	0.07	0.06	151.6	4920.00	6.04E-09	5.63E-09
120.00	162.5	9.8	0.10	0.09	151.0	7200.00	5.11E-09	4.76E-09
165.00	161.8	10.4	0.15	0.14	149.7	9900.00	9.41E-09	8.76E-09
344.00	160.3	12.2	0.27	0.28	146.4	20640.00	6.10E-09	5.68E-09
529.00	158.7	13.7	0.40	0.40	143.3	31740.00	5.67E-09	5.27E-09
1427.00	151.4	21.2	0.98	1.00	128.5	85620.00	5.94E-09	5.53E-09
1778.00	148.8	24.2	1.19	1.24	122.9	106680.00	6.22E-09	5.79E-09
2858.00	141.1	32.2	1.81	1.88	107.2	171480.00	6.20E-09	5.77E-09

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

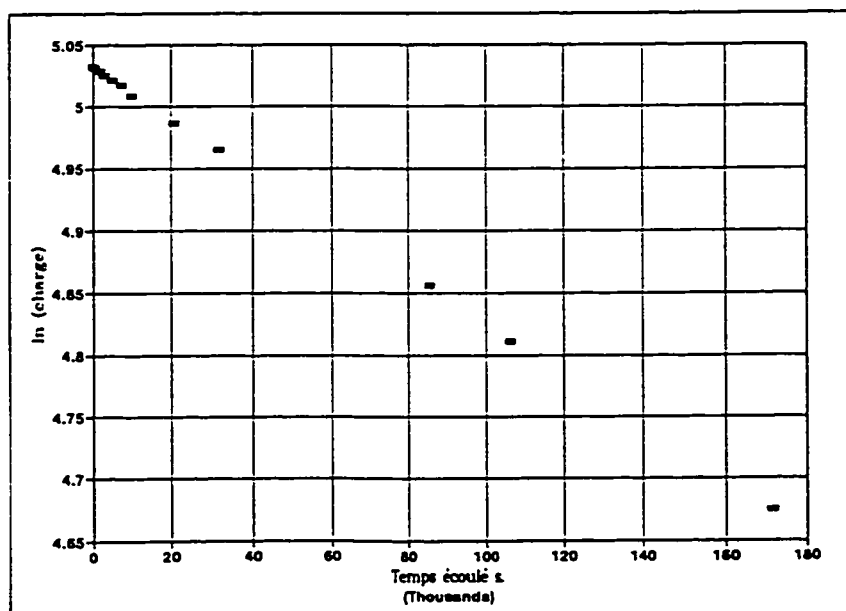


Figure II.2: Rapport d'essai triaxial du site 1 (suite)

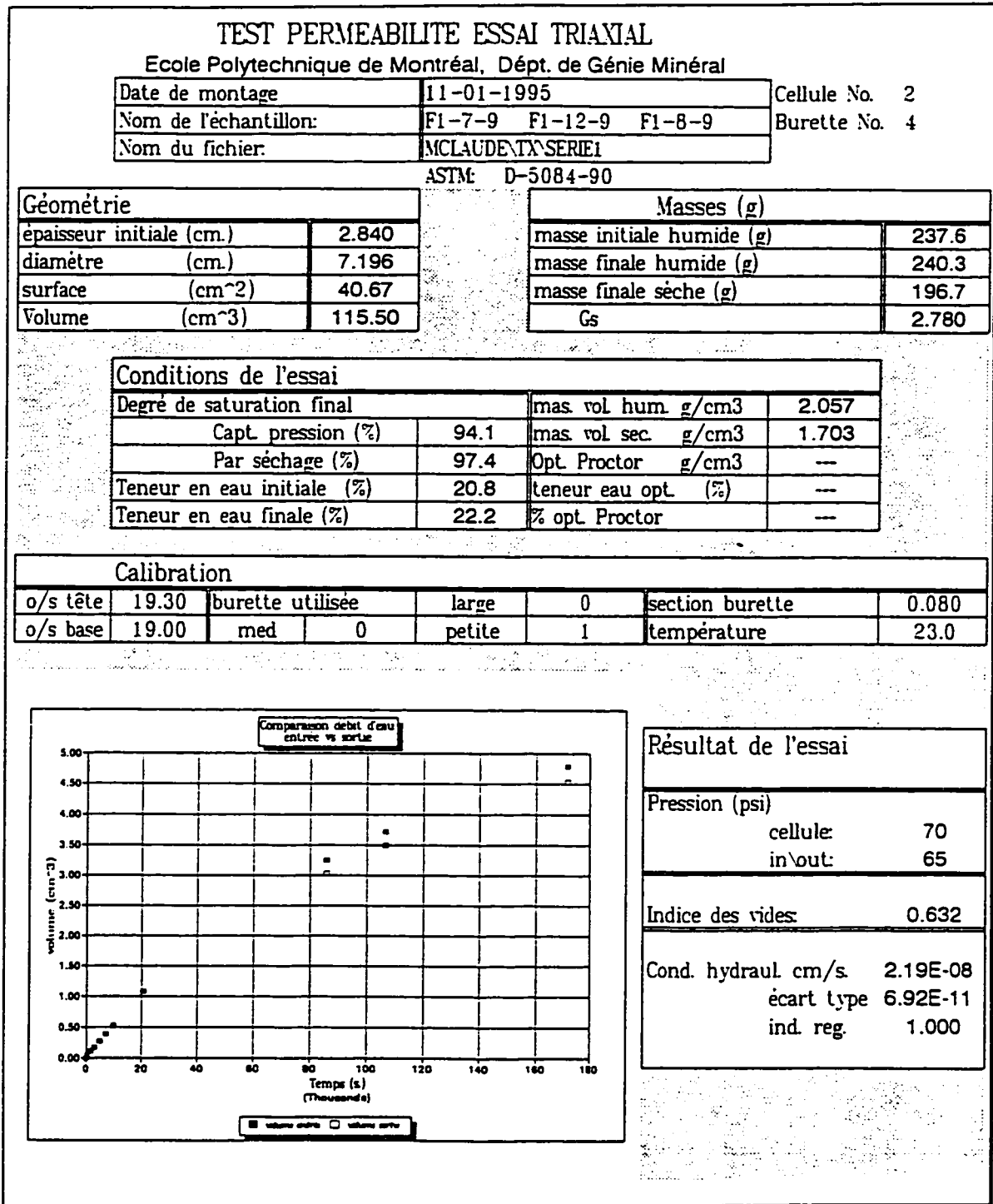


Figure II.3: Rapport d'essai triaxial du site 1

FICHER: MCLAUDE\TX\SERIE1		PAGE 2						
DATE: 18-01-1995		Cellule No. 2						
Lectures			F1-7-9 F1-12-9 F1-8-9					
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	k20 cm/s
0.00	164.2	12.2	0	0	152.3	0.00	-	-
8.00	163.8	12.6	0.03	0.03	151.5	480.00	3.06E-08	2.85E-08
30.00	162.9	13.6	0.10	0.11	149.6	1800.00	2.67E-08	2.49E-08
50.00	162.1	14.2	0.17	0.16	148.2	3000.00	2.19E-08	2.04E-08
82.00	160.9	15.5	0.26	0.26	145.7	4920.00	2.48E-08	2.30E-08
120.00	159.4	17.0	0.38	0.38	142.7	7200.00	2.55E-08	2.37E-08
165.00	157.6	18.6	0.53	0.51	139.3	9900.00	2.49E-08	2.32E-08
344.00	150.7	25.0	1.08	1.02	126.0	20640.00	2.61E-08	2.43E-08
1427.00	123.6	50.0	3.25	3.02	73.9	85620.00	2.29E-08	2.14E-08
1778.00	117.7	55.9	3.72	3.50	62.1	106680.00	2.31E-08	2.15E-08
2858.00	104.3	68.8	4.79	4.53	35.8	171480.00	2.37E-08	2.21E-08

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

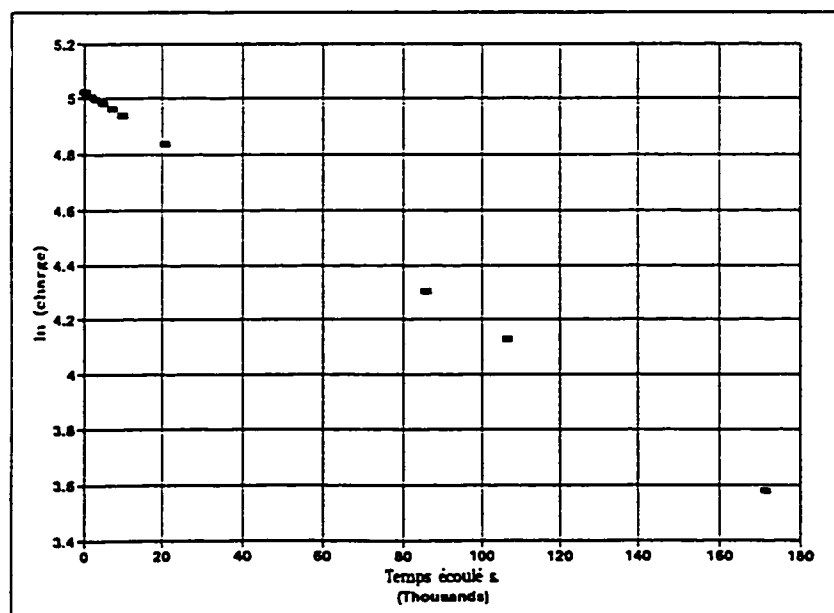


Figure II.4: Rapport d'essai triaxial du site 1 (suite)

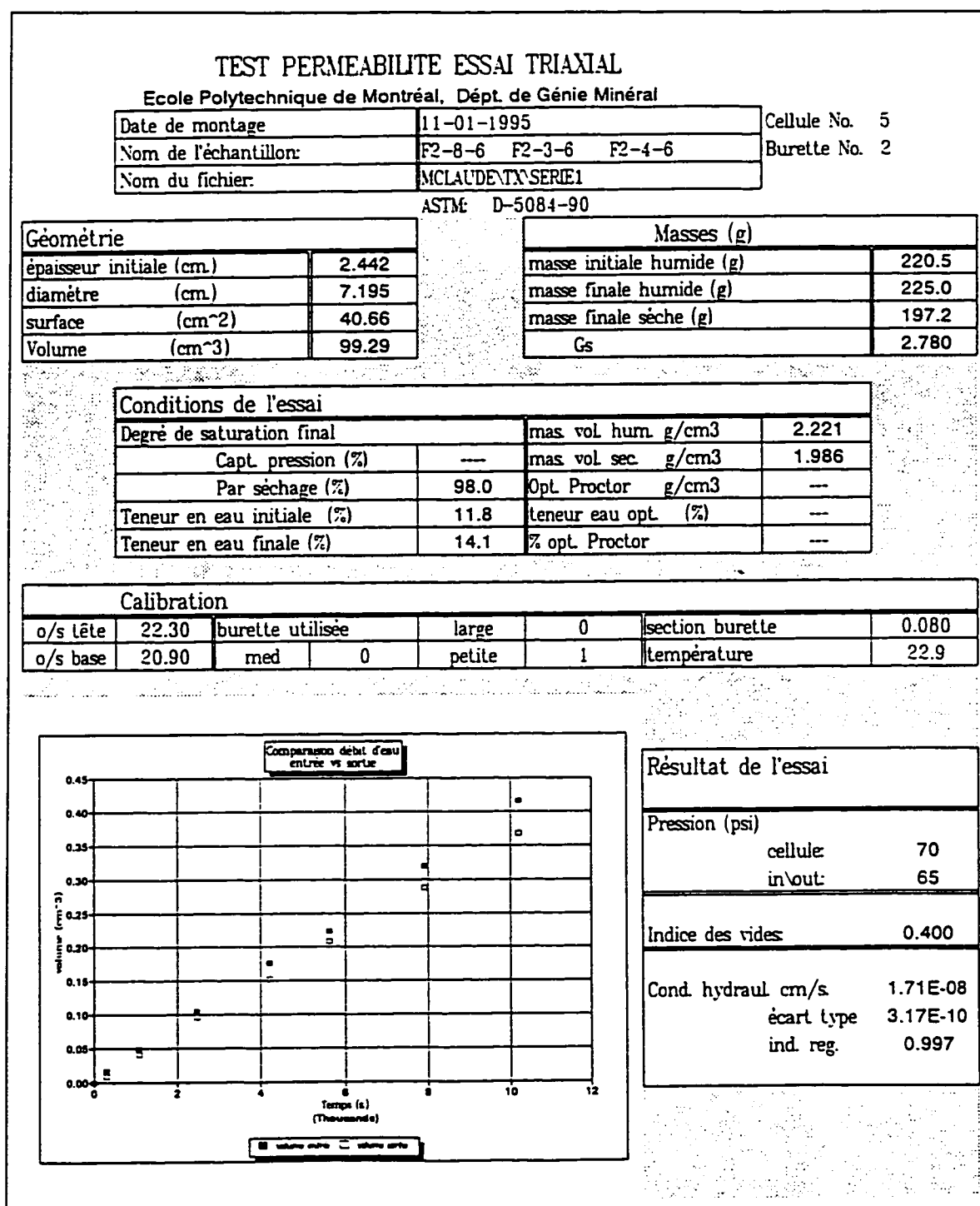


Figure II.5: Rapport d'essai triaxial du site 2

FICHER: MCLAUDE\TX\SERIE1

PAGE 2

DATE: 23-01-1995

Cellule No. 5

Lectures			F2-8-6 F2-3-6 F2-4-6					
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	K20 cm/s
0.0	158.0	4.2	0	0	155.2	0.00	-	-
5.0	157.8	4.3	0.02	0.01	154.9	300.00	1.55E-08	1.45E-08
18.0	157.4	4.7	0.05	0.04	154.1	1080.00	1.59E-08	1.49E-08
41.0	156.7	5.4	0.10	0.10	152.7	2460.00	1.59E-08	1.48E-08
70.0	155.8	6.1	0.18	0.15	151.1	4200.00	1.45E-08	1.36E-08
94.0	155.2	6.8	0.22	0.21	149.8	5640.00	1.44E-08	1.35E-08
132.0	154.0	7.8	0.32	0.29	147.6	7920.00	1.56E-08	1.46E-08
170.0	152.8	8.8	0.42	0.37	145.4	10200.00	1.58E-08	1.48E-08
229.0	151.1	10.3	0.55	0.49	142.2	13740.00	1.51E-08	1.41E-08
320.0	148.5	12.5	0.76	0.66	137.4	19200.00	1.51E-08	1.41E-08
403.0	146.3	14.5	0.94	0.82	133.2	24180.00	1.50E-08	1.40E-08
1415.0	120.0	40.0	3.04	2.86	81.4	84900.00	1.95E-08	1.82E-08

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

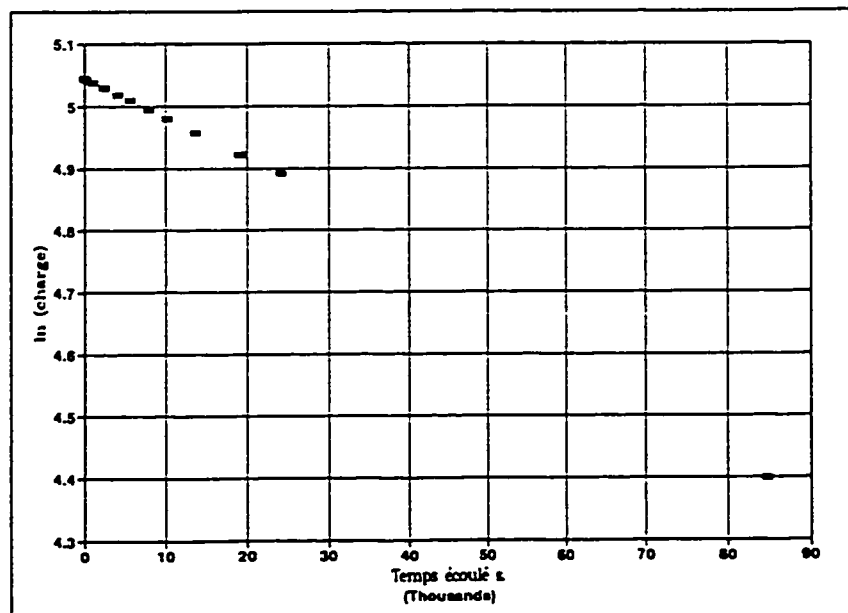


Figure II.6: Rapport d'essai triaxial du site 2 (suite)

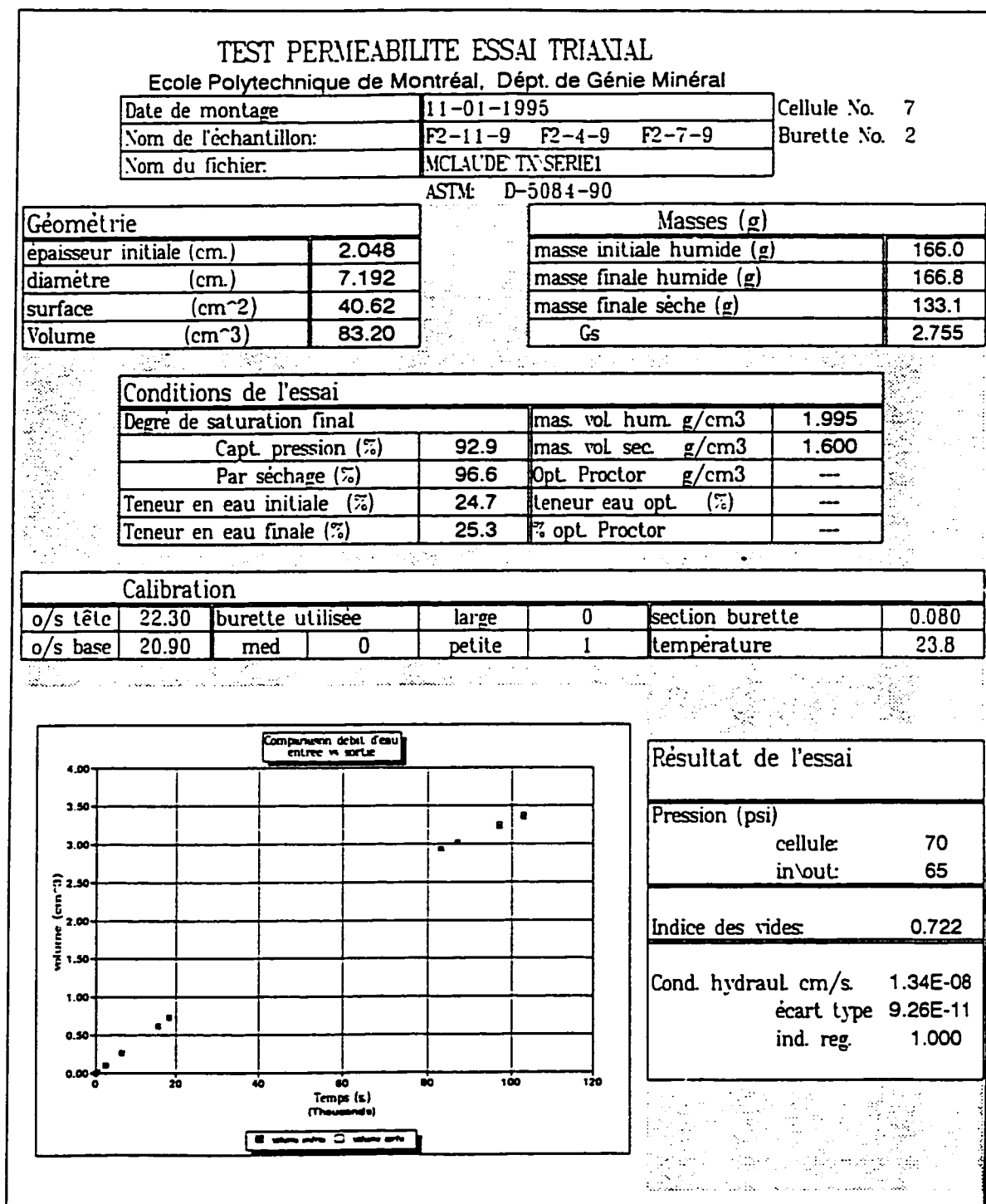


Figure II.7: Rapport d'essai triaxial du site 2

FICHIER: MCLAUDE\TX\SERIE1

PAGE 2

DATE: 16-01-1995 Cellule No. 7

Lectures			F2-11-9 F2-4-9 F2-7-9					
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	K20 cm/s
0.00	162.2	3.0	0	0	160.6	0.00	-	-
8.00	162.0	3.2	0.02	0.02	160.2	480.00	1.18E-08	1.07E-08
40.00	160.9	4.2	0.10	0.10	158.1	2400.00	1.35E-08	1.23E-08
105.00	159.1	6.3	0.25	0.26	154.2	6300.00	1.29E-08	1.18E-08
258.00	154.6	10.8	0.61	0.62	145.2	15480.00	1.32E-08	1.20E-08
306.00	153.2	12.1	0.72	0.73	142.5	18360.00	1.31E-08	1.20E-08
1387.00	125.5	39.7	2.94	2.94	87.2	83220.00	1.53E-08	1.39E-08
1453.00	124.4	40.8	3.02	3.02	85.0	87180.00	1.30E-08	1.19E-08
1618.00	121.9	43.7	3.22	3.26	79.6	97080.00	1.34E-08	1.22E-08
1714.00	120.4	45.2	3.34	3.38	76.6	102840.00	1.34E-08	1.23E-08

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

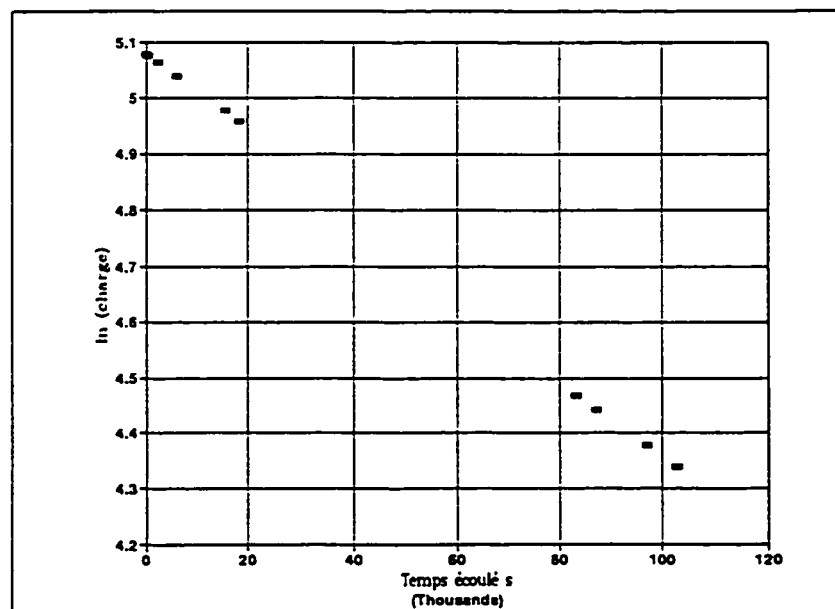


Figure II.8: Rapport d'essai triaxial du site 2 (suite)

TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL											
Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral											
Date de montage				11-01-1995		Cellule No. 1					
Nom de l'échantillon:				F-9-7 6 @ 8' F-9-7 10 @ 12'		Burette No. 1					
Nom du fichier:				MCLAUDEX SERIE1							
ASTM D-5084-90											
Géométrie				Masses (g)							
épaisseur initiale (cm.)		2.523		masse initiale humide (g)		238.6					
diamètre (cm.)		7.206		masse finale humide (g)		241.9					
surface (cm ²)		40.78		masse finale sèche (g)		219.8					
Volume (cm ³)		102.90		Gs		2.780					
Conditions de l'essai											
Degré de saturation final				mas. vol. hum. g/cm ³		2.319					
Capt. pression (%)				---		mas. vol. sec. g/cm ³ 2.136					
Par séchage (%)				92.7		Opt. Proctor g/cm ³ ---					
Teneur en eau initiale (%)				8.6		teneur eau opt. (%) ---					
Teneur en eau finale (%)				10.1		% opt. Proctor ---					
Calibration											
o/s tête		21.80		burette utilisée		large 0					
o/s base		17.90		med 0		section burette 0.080					
				petite 1		température 23.0					
Comparaison debit d'eau entrée vs sortie volume (cm³) Temps (s) (Thousands) ■ volume entrée □ volume sortie				Résultat de l'essai							
				Pression (psi)							
				cellule:				70			
				in/out:				65			
				Indice des vides:				0.301			
Cond. hydraul cm/s				2.59E-08							
écart type				3.23E-10							
ind. reg.				0.999							

Figure II.9: Rapport d'essai triaxial du site 9

FICHIER: MCLAUDE\TX\SERIE1					PAGE 2			
DATE: 23-01-1995 Cellule No. 1								
Lectures					F-9-7 6 @ 8' F-9-7 10 @ 12'			
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	K20 cm/s
0.0	159.0	8.8	0	0	154.1	0.00	-	-
5.0	158.8	9.0	0.02	0.02	153.7	300.00	2.14E-08	2.00E-08
18.0	158.2	9.7	0.06	0.07	152.4	1080.00	2.69E-08	2.51E-08
41.0	157.1	10.7	0.15	0.15	150.3	2460.00	2.49E-08	2.32E-08
70.0	155.8	11.8	0.26	0.24	147.9	4200.00	2.29E-08	2.13E-08
93.0	154.8	12.8	0.34	0.32	145.9	5580.00	2.44E-08	2.27E-08
132.0	153.0	14.4	0.48	0.45	142.5	7920.00	2.49E-08	2.32E-08
170.0	151.4	16.0	0.61	0.58	139.3	10200.00	2.47E-08	2.30E-08
229.0	149.0	18.4	0.80	0.77	134.5	13740.00	2.45E-08	2.28E-08
320.0	145.4	22.1	1.09	1.06	127.2	19200.00	2.53E-08	2.35E-08
403.0	142.5	25.2	1.32	1.31	121.2	24180.00	2.40E-08	2.24E-08
1415.0	111.6	56.0	3.79	3.78	59.5	84900.00	2.90E-08	2.70E-08

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

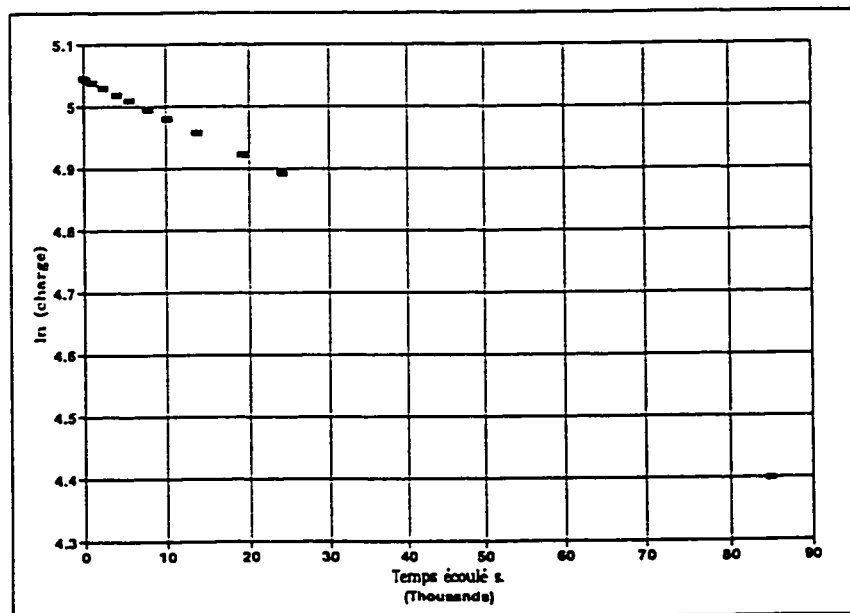


Figure II.10: Rapport d'essai triaxial du site 9 (suite)

ANNEXE III

Analyses de pH, COT et CEC



Laboratoire de Géochimie Analytique

Département de
génie minéral

Marie-Claude Dumas
Génie minéral
École Polytechnique

Échantillon	C E C			C O T	pH
	Ca	K	Mg		
	még/100g	még/100g	még/100g	%	
F-3-1-3	21.75	0.78	2.90	0.83	—
F-3-9-9	10.33	1.81	5.76	—	—
F-4-9-9	9.85	2.18	5.84	—	—
F-4-13-6	13.90	1.73	5.63	0.32	8.07
F-5-4-3	4.15	0.52	0.71	—	7.14
F-5-9-9	7.73	2.27	4.15	0.46	7.88
F-6-4-3	11.38	0.57	0.60	—	—
F-6-9-9	8.78	1.59	3.10	0.47	7.80
F-7-4-3	10.75	0.37	1.07	—	7.48
F-7-9-9	1.25	0.36	0.25	0.15	7.17
F-8-2-3	3.10	2.41	1.00	—	6.42
F-8-9-9	9.20	1.24	3.19	0.47	7.95
F-8-13-12	—	—	—	—	7.97
F-9-2-3	15.45	0.85	3.01	—	7.78
F-9-9-9	4.68	1.04	1.64	0.40	7.93
F-9-13-12	3.95	1.22	1.86	—	7.85

Note : résultats en base sèche

Dossier laboratoire 95133021

Christian Dallaire
Laboratoire de Géochimie Analytique
340-4789

Figure III.1: Rapport d'analyse



Laboratoire de Géochimie Analytique

Département de
génie minéral

Marie-Claude Dumas
Génie minéral
École Polytechnique

Échantillon	C E C			C O T
	Ca	K	Mg	.
	még/100g	még/100g	még/100g	%
F-1-1-3	5.28	0.48	3.63	0.57
F-1-9-9	5.45	0.37	2.24	—
F-2-1-3	6.50	0.88	3.39	—
F-2-9-9	5.25	0.46	1.89	0.86

Note : résultats en base sèche

Dossier laboratoire 94133131

Christian Dallaire
Laboratoire de Géochimie Analytique
340-4789

Figure III.2: Rapport d'analyse

Tableau III.1: Tableau d'analyses de pH

Échantillon	pH
F1-1-3	5,95
F1-1-9	7,23
F2-1-9	6,26
F2-13-3	6,06
F3-4-0	8,14
F3-4-3	7,60
F3-17-9	8,56
F3-16-0	7,92
F4-4-0	8,10
F4-4-6	8,09
F4-4-12	8,49
F5-3-0	7,71
F5-3-12	7,86
F6-11-0	7,37
F6-11-8	7,01
F6-11-12	7,54
F7-7-3	7,35
F7-7-6	7,41
F7-7-12	7,95
F8-2-4	7,22
F8-2-6	7,24
F8-2-12	8,26
F9-7-3	7,82
F9-7-6	8,27
F9-7-12	8,71

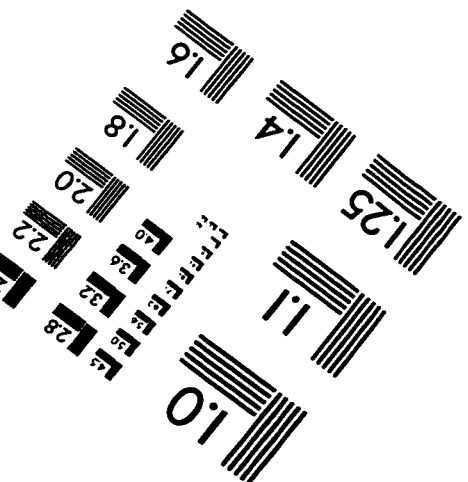
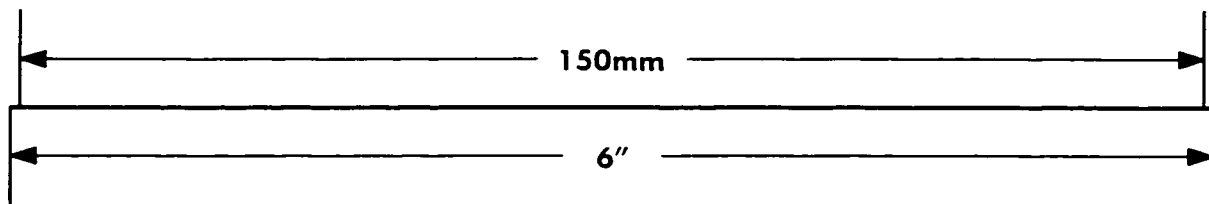
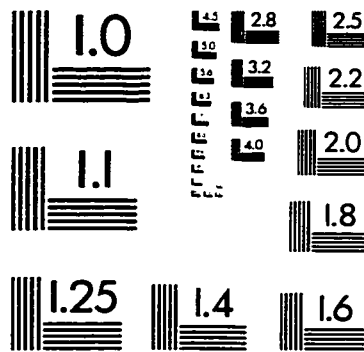
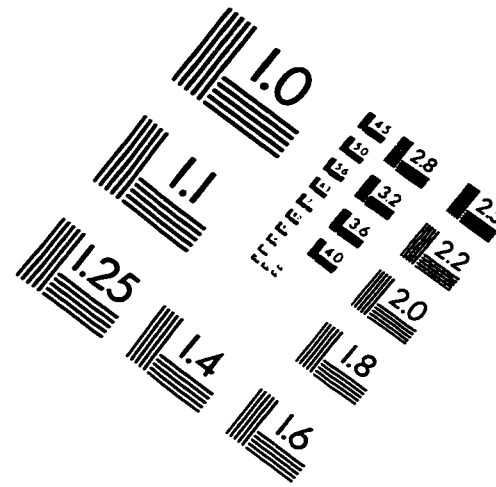
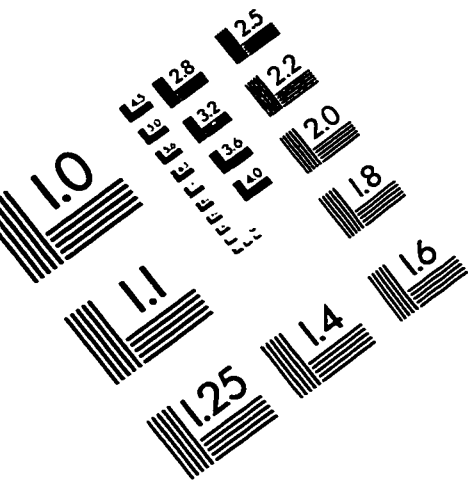
ANNEXE IV

Données numériques utilisées pour les simulations

Tableau IV.1: Données numériques utilisées pour les simulations

Type de sol	Nom du fichier	Intervalles de temps (s)	Critères de Courant (s)	Q_w (m ³ /s)	Concentration C_o (kg/m ³)
SANS SORPTION					
Argile (site 3)	P3FINAL3	$t_{14}: 2,3283 * 10^7$	$\Delta t \leq 1,9 * 10^6$	$2,6 * 10^{-10}$	1000
Sable (site 5)	P5FINAL	$t_{38}: 4,8658 * 10^4$	$\Delta t \leq 8,2 * 10^3$	$1,2 * 10^{-7}$	1000
Till (site 9)	P9FINAL3	$t_{12}: 3,994 * 10^6$	$\Delta t \leq 5,7 * 10^6$	$9,7 * 10^{-11}$	1000
AVEC SORPTION					
Argile (site 3)	P3ADFIN	$t_{14}: 2,3283 * 10^7$	$\Delta t \leq 1,9 * 10^6$	$2,6 * 10^{-10}$	1000
Sable (site 5)	P5ADFIN	$t_{38}: 4,8658 * 10^4$	$\Delta t \leq 8,2 * 10^3$	$1,2 * 10^{-7}$	1000
Till (site 9)	P9ADFIN	$t_{12}: 3,994 * 10^6$	$\Delta t \leq 5,7 * 10^6$	$9,7 * 10^{-11}$	1000

IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)



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

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

