

Université du Québec
INRS-Géoresources

**Détermination des propriétés de transport du TNT dans les sols et les eaux
souterraines en relation avec la démonstration de l'atténuation naturelle, à un site
de production d'explosifs**

Par

Sylvain Hains

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

25 juin 2002

Jury d'évaluation

Président du jury
et examinateur interne

René Therrien , université Laval

Examineur externe

Denis Millette, professeur associé, École
Polytechnique de Montréal

Directeur de recherche

Richard Martel, INRS-Géoresources

Co-directeurs de recherche

René Lefebvre, INRS-Géoresources

Pierre Gélinas, université Laval

RÉSUMÉ

Depuis la fin de la guerre froide dans les années 1960, les efforts de démilitarisation et de désarmement à l'échelle mondiale ont causé l'abandon de nombreuses installations militaires ainsi qu'une baisse de production importante de la fabrication de différents explosifs. Dans un effort de revalorisation de certains de ces anciens sites, quelques effets néfastes de leur utilisation antérieure ont été mis à jour. Ainsi, l'eau souterraine, les sols et les sédiments de plusieurs sites de production d'explosifs se sont révélés contaminés par une gamme de composés organiques de la famille des nitroaromatiques. En fait, aux États-Unis seulement, quelque 11 000 sites ont été répertoriés comme étant fortement contaminés par des composés nitroaromatiques. La prise de conscience de ce problème d'actualité a lancé une vague de recherche multidisciplinaire afin d'implanter un système de gestion adapté à ce nouveau défi environnemental.

Ainsi, un partenariat formé d'entreprises et de centres de recherche oeuvrant dans le domaine de l'environnement au Québec a débuté en juillet 1999. Ce partenariat a donné jour à un projet de recherche, de développement et de démonstration technologique portant sur la gestion des sites contaminés par des produits énergétiques (nitroaromatiques) supporté par le « Volet environnement du fonds des priorités gouvernementales en science et en technologie (FPGST-E) » du Ministère de l'Environnement et de la Faune et du Ministère de l'Industrie, du Commerce, de la Science et de la Technologie. Le projet regroupe un partenaire de l'industrie privée, des consultants spécialisés dans le domaine de l'environnement (Biogénie et Technorem) et des groupes de recherche (l'Université Laval, l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-géoresources), l'Institut de recherche en biotechnologie du CNRC (IRB) et le Centre de recherche de la défense de Valcartier (CRDV)).

Le développement de l'hydrogéologie et de la microbiologie environnementale au cours des dernières années permet aujourd'hui de définir avec plus de précision les propriétés de transport et le comportement d'un contaminant dans l'environnement. La compréhension des interrelations entre les processus chimiques, physiques et biologiques a conduit les scientifiques à prendre conscience que la nature possédait le pouvoir de se régénérer lorsque certains composés récalcitrants étaient libérés dans l'environnement. Dans le contexte actuel où la préservation de l'environnement et la restauration des conditions naturelles sont constamment confrontées aux coûts qui leurs sont associés, l'approfondissement de ce pouvoir de régénération que la nature possède est devenu une perspective économiquement et scientifiquement judicieuse.

C'est ainsi qu'origine le concept de l'atténuation naturelle. L'atténuation naturelle est une technique de restauration éprouvée dans le cas des hydrocarbures pétroliers, mais les bases de sa démonstration dans le cas des composés nitroaromatiques sont encore sous investigation. De même, c'est dans ce contexte que s'inscrit ce projet de recherche sur la gestion des sites contaminés par des composés nitroaromatiques.

Ce projet de maîtrise visait à élaborer un modèle conceptuel du transport et du devenir du trinitrotoluène à un site de production d'explosifs. Pour ce faire, le projet consistait dans un premier temps à identifier les propriétés de transport du trinitrotoluène. Dans un deuxième temps, le projet visait à implanter un système de surveillance environnemental constitué de puits à niveaux multiples et ainsi à évaluer les propriétés hydrogéologiques et géochimiques du site, en relation avec la démonstration de l'atténuation naturelle.

Suite aux travaux de recherche effectués en laboratoire, il est apparu que le trinitrotoluène possède de faibles propriétés d'adsorption, que le facteur retard (R) varie en fonction de la concentration du TNT dans le milieu et que ce composé peut être sujet à une transformation biologique plus ou moins rapide dépendant des conditions du milieu. En fait, il a été observé que le TNT est sujet à une transformation biologique, mais que sa minéralisation complète est très difficile. Les travaux de terrain ont démontré la présence d'une source en composés nitroaromatiques à concentration très élevée dans les sols de surface. De plus, ces travaux ont clairement mis en évidence un panache de contamination à extension horizontale restreinte dans les eaux souterraines. Finalement, plusieurs indicateurs d'atténuation ont été observés, mais des travaux supplémentaires sont nécessaires pour statuer sur l'applicabilité de l'atténuation naturelle comme mode de gestion des sites contaminés par des produits énergétiques.

Sylvain Hains, étudiant

Richard Martel,
Directeur de recherche

René Lefebvre,
Co-directeur de recherche

Pierre Gélinas,
Co-directeur de recherche

ABSTRACT

Rehabilitation of former military sites challenges scientists with new environmental problems. Water, soils and sediments at most of these sites are contaminated by energetic compounds. 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) is commonly found as the main soil and groundwater contaminant near manufacturing facilities, since it is one of the most used compounds in ammunitions. TNT manufacturing require large quantities of water that were often disposed as wastewater on the ground and in lagoons around manufacturing facilities, thus leading to soil and groundwater contamination. The project objectives are 1) to evaluate natural attenuation as a remedial option for energetic material contaminated sites, 2) to identify site-specific environmental properties of TNT, and 3) to develop a conceptual model of the fate and transport of TNT in soil and groundwater. Soil sampling at the source revealed a high concentration contamination, including 2,4,6-trinitrotoluene, 2,4-dinitrotoluene, 2,6-dinitrotoluene, numerous metabolites of these compounds and manufacturing impurities. The source of contamination is an ancient lagoon later filed with soil. Mass calculations show that more than 1 ton of TNT is still present in soil and it has been there for more than three decades. A monitoring network including multilevel observation wells was set up in the vicinity of the source. The network was used to evaluate the attenuation rates and to predict the future extent of groundwater contamination. Two hydrostratigraphic units are present: a deep fractured limestone aquifer underlies a shallow aquiclude made of morainic till with a very widespread grain size distribution. Vertical hydraulic gradients are very high, thus the groundwater movement is mainly vertical through the aquiclude. Environmental properties of TNT where determined by laboratory batch tests and column tests to evaluate TNT sorption on soil and its distribution coefficient. A microcosm study identified the biodegradation kinetics of TNT under aerobic condition. The monitoring of geochemical and hydrogeological parameters show that many attenuation mechanisms are active in soil and groundwater at the site. Laboratory tests suggest that dissolved TNT is not very adsorbed, thus the retardation factors of the contaminants are not expected to be important. The microcosm study revealed that TNT is rapidly transformed but is poorly mineralised. Thus an unidentified TNT metabolite may be more recalcitrant than TNT itself and probably accumulates in the environment.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de recherche Richard Martel, professeur à l'INRS-Géoressources, pour son grand support, son enthousiasme et surtout la qualité de ses conseils. Tout au long du projet, Richard a su m'apporter sa grande expérience pour intégrer travaux de laboratoire et de terrain. Je désire également remercier mes co-directeurs de recherche, René Lefebvre professeur à l'INRS-Géoressources et Pierre Gélinas, professeur à l'université Laval, pour leur grande aide. Ils m'ont inculqué une solide base théorique et leurs conseils judicieux tout au long du projet ont été très utiles.

Ce projet est lié à un projet de recherche plus vaste et je tiens à remercier tous les partenaires du projet. En particulier, je tiens à remercier Serge Delisle de l'IRB pour son aide et son très grand support, même dans les moments difficiles. Il a su garder espoir et m'aider tout au long du projet. Je désire le remercier également pour les nombreuses discussions qu'il a eu la patience de m'accorder. J'aimerais remercier Jacques Blanchet de Biogénie pour sa rigueur dans le projet, son aide dans l'interprétation hydrogéologique du site a été grandement appréciée. J'aimerais remercier Guy Ampleman et Sonia Thibouthot du CRDV qui ont su apporter réponses aux nombreuses questions sur le comportement des composés nitroaromatiques dans l'environnement. Leur grande expérience et leur champ de connaissance ont été fort utiles. J'aimerais également souligner l'aide de René Therrien de l'université Laval, de Caroline Scalzo et de Jean-Marc Lauzon de Technorem. Leur apport dans le projet fut grandement apprécié. Finalement, j'aimerais remercier le partenaire privé (confidentiel) sans qui le projet n'aurait sans doute pas vu le jour. Je tiens à souligner la participation importante de Claude Masson de l'IRB pour son support en laboratoire et son aide dans l'interprétation des processus microbiologiques de même que d'André Marois du CRDV pour son aide dans la partie laboratoire sur les essais hydrodynamiques. Le financement de mes travaux a été supporté par l'INRS-Géoressources et je tiens à remercier l'institut pour m'avoir permis de réaliser ma maîtrise dans les meilleures conditions et pour le support que le personnel d'administration a su m'apporter. Également, je tiens à souligner la très grande qualité des cours de deuxième cycle que j'ai suivis à l'université Laval et à l'INRS-Géoressources.

Finalement, j'aimerais dédier ce mémoire à mes parents qui ont su me montrer le chemin et à Maryse à qui je dois beaucoup.

TABLE DES MATIÈRES

<u>RÉSUMÉ</u>	III
<u>ABSTRACT</u>	V
<u>REMERCIEMENTS</u>	VI
<u>TABLE DES MATIÈRES</u>	VII
<u>LISTE DES FIGURES</u>	XII
<u>LISTE DES TABLEAUX</u>	XVI
<u>CHAPITRE 1 : DÉFINITION DU PROJET DE RECHERCHE</u>	1
1.1 <u>INTRODUCTION</u>	1
1.2 <u>PROBLÉMATIQUE</u>	2
1.3 <u>OBJECTIFS</u>	4
1.4 <u>MÉTHODOLOGIE</u>	5
1.5 <u>STRUCTURE DU MÉMOIRE</u>	7
1.6 <u>MISE EN SITUATION</u>	7
1.6.1 <u>Atténuation naturelle</u>	8
1.6.2 <u>Définition</u>	8
1.6.3 <u>Applicabilité</u>	9
1.6.4 <u>Démonstration</u>	9
<u>CHAPITRE 2 : MÉCANISMES AFFECTANT LE TRANSPORT ET LE DEVENIR DES COMPOSÉS NITROAROMATIQUES DANS LES SOLS ET LES EAUX SOUTERRAINES</u>	13
2.1 <u>INTRODUCTION</u>	13
2.1.1 <u>Caractéristiques des produits énergétiques</u>	14
2.1.2 <u>Structure moléculaire</u>	17
2.1.3 <u>Solubilité aqueuse</u>	18
2.2 <u>PROCESSUS DE TRANSPORT DES NITROAROMATIQUES</u>	19
2.2.1 <u>Advection</u>	21
2.2.2 <u>Dispersion hydrodynamique</u>	21
2.2.2.1 <u>Dispersion mécanique</u>	22
2.2.2.2 <u>Diffusion moléculaire</u>	22

2.2.2.3	<u>Dispersion hydrodynamique</u>	24
2.2.3	<u>L'adsorption des contaminants et le facteur retard (R)</u>	25
2.2.3.1	<u>Processus d'adsorption</u>	25
2.2.3.2	<u>Modèles d'adsorption génériques</u>	28
2.2.3.3	<u>Le facteur retard (R)</u>	30
2.2.3.4	<u>Isotherme de sorption pour les matériaux énergétiques</u>	34
2.2.4	<u>Cinétiques de dissolution des composés organiques et du TNT</u>	36
2.2.5	<u>Volatilisation</u>	37
2.2.6	<u>Biodégradation du TNT et de ses métabolites</u>	38
2.2.6.1	<u>Dégradation des nitroaromatiques en condition aérobie</u>	40
2.2.6.2	<u>Dégradation des nitroaromatiques par réduction</u>	41
2.2.6.3	<u>Dégradation du TNT et de ses métabolites en condition anaérobie</u>	42
2.2.6.4	<u>Dégradation anaérobie du Triaminotoluène (TAT)</u>	43
2.2.7	<u>Processus de dégradation abiotique des nitroaromatiques</u>	44
2.2.7.1	<u>Photolyse</u>	45
2.2.7.2	<u>Hydrolyse</u>	45
2.2.7.3	<u>Réduction abiotique</u>	46
<u>CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE</u>		49
3.1	<u>MÉTHODOLOGIE DE LA CARACTÉRISATION DU SITE ET DE L'IMPLANTATION DU</u> <u>SYSTÈME DE SUIVI ENVIRONNEMENTAL</u>	49
3.1.1	<u>Approche préconisée</u>	51
3.1.2	<u>ÉTAPE 1 : Quantification de la contamination des sols à la source</u>	51
3.1.2.1	<u>Procédure d'échantillonnage des sols de surface</u>	52
3.1.2.2	<u>Procédure de caractérisation en profondeur des sols à la source</u>	53
3.1.3	<u>ÉTAPE 2 : Implantation du système de surveillance environnementale</u>	54
3.1.3.1	<u>PHASE 1 : Identification de la direction d'écoulement des eaux souterraines</u> ...55	
3.1.3.2	<u>PHASE 2 : Caractérisation complémentaire et implantation finale du système de</u> <u>suiti</u>	57
3.1.4	<u>ÉTAPE 3 : Installation des puits d'observation</u>	58
3.1.5	<u>ÉTAPE 4 : Développement des puits d'observation, purge et échantillonnage des</u> <u>eaux souterraines</u>	58
3.1.5.1	<u>Développement des puits d'observation</u>	58
3.1.5.2	<u>Purge des puits et mesure des paramètres physico-chimiques</u>	59

3.1.5.3	<u>Échantillonnage de l'eau souterraine</u>	60
3.1.6	<u>ÉTAPE 5 : Installation des lysimètres</u>	62
3.1.6.1	<u>Installation des lysimètres</u>	63
3.2	<u>MÉTHODOLOGIE DE L'ÉVALUATION DES PROPRIÉTÉS ENVIRONNEMENTALES DU TNT ET DE SES MÉTABOLITES</u>	64
3.2.1	<u>Essais d'adsorption en lot (batch test)</u>	65
3.2.1.1	<u>Méthodologie</u>	66
3.2.2	<u>Essais en colonnes de sol</u>	69
3.2.2.1	<u>Méthodologie</u>	69
3.2.3	<u>Étude de la biodégradation en microcosmes</u>	70
3.2.3.1	<u>Conditions expérimentales</u>	71
 <u>CHAPITRE 4 : RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION</u>		73
4.1	<u>RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION DE LA CARACTÉRISATION</u>	73
4.1.1	<u>Topographie</u>	73
4.1.2	<u>Hydrostratigraphie</u>	75
4.1.3	<u>Caractérisation de la source</u>	78
4.1.3.1	<u>Description physique de la source</u>	81
4.1.3.2	<u>Contamination en TNT</u>	82
4.1.3.3	<u>Contamination en DNT et en métabolites</u>	83
4.1.3.4	<u>Bilan de masse</u>	83
4.1.3.5	<u>Calculs du bilan de masse</u>	87
4.1.4	<u>Piézométrie</u>	87
4.1.4.1	<u>Piézométrie de l'aquitard</u>	88
4.1.4.2	<u>Piézométrie de l'aquifère</u>	90
4.1.4.3	<u>Variation temporelle du niveau de la nappe phréatique</u>	91
4.1.5	<u>Géochimie des eaux souterraines</u>	93
4.1.5.1	<u>Oxygène dissout</u>	95
4.1.5.2	<u>pH</u>	97
4.1.5.3	<u>Potentiel d'oxydo-réduction</u>	98
4.1.5.4	<u>Conductivité électrique</u>	99
4.1.5.5	<u>Température</u>	99
4.1.5.6	<u>Résultats des analyses d'anion dans les eaux souterraines</u>	99

4.1.6	<i>Concentration des contaminants dans les eaux souterraines</i>	103
4.2	<u>ÉVALUATION DES PROPRIÉTÉS ENVIRONNEMENTALES DU TNT ET DE SES MÉTABOLITES</u>	110
4.2.1	<i>Cinétique d'adsorption du TNT</i>	111
4.2.1.1	<u>ÉTAPE 1 : Ratio sol:eau</u>	111
4.2.1.4	<u>ÉTAPE 2 : Calcul du temps d'équilibre</u>	113
4.2.1.5	<u>ÉTAPE 3 : Essais d'adsorption en lot</u>	115
4.2.1.8	<u>Facteur Retard évalué avec les essais d'adsorption en lot</u>	122
4.2.2	<i>Étude de la dynamique d'adsorption en colonne</i>	123
4.2.2.1	<u>Résultats</u>	124
4.2.2.2	<u>Calcul des paramètres de l'essai en colonne</u>	125
4.2.2.3	<u>Interprétation de la dégradation biologique en colonne</u>	128
4.2.2.4	<u>Comparaison entre essais d'adsorption en lot et essais en colonne de sol</u>	129
4.2.2.5	<u>Interprétation des essais hydrodynamiques</u>	130
4.2.3	<i>Dynamique de la biodégradation du TNT et de ses métabolites en microcosmes</i>	132
4.2.3.1	<u>Compte bactérien</u>	132
4.2.3.2	<u>Cinétique de transformation du TNT</u>	133
4.2.3.3	<u>Cinétique de transformation du 2,4-DNT</u>	135
4.2.3.4	<u>Dynamique de minéralisation du TNT</u>	137
4.2.4	<i>Comparaison des constantes de dégradation évaluées en laboratoire et celle évaluées à partir des données de terrain</i>	139
4.2.4.1	<u>Méthode de Buschek et Alcantar (1995)</u>	140
	<u>CHAPITRE 5 : MODÈLE CONCEPTUEL DU SITE</u>	145
5.1	<u>INTRODUCTION</u>	145
5.2	<u>REPRÉSENTATION DU MODÈLE</u>	146
5.2.1	<u>Zone vadose</u>	149
5.2.2	<u>Zone saturée</u>	150
	<u>CHAPITRE 6 : CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS</u>	153
6.1	<u>CONCLUSION</u>	153
6.2	<u>RECOMMANDATIONS</u>	160
6.2.1	<u>Recommandations suite aux travaux de terrain</u>	160
6.2.2	<u>Recommandations sur les essais de laboratoire</u>	162

RÉFÉRENCES.....163

ANNEXES.....173

**ANNEXE A : PROPRIÉTÉS ENVIRONNEMENTALES DES COMPOSÉS
NITROAROMATIQUES**

ANNEXE B : PROCÉDURES STANDARD

ANNEXE C : SCHÉMAS D'INSTALLATION DES PUITTS D'OBSERVATION

ANNEXE D : PROTOCOLES DES ESSAIS DE LABORATOIRE

**ANNEXE E : TRAVAUX DE CARACTÉRISATION ANTÉRIEURS ET
INTERPRÉTATION PRÉLIMINAIRE**

**ANNEXE F : NIVEAUX D'EAU ET PROPRIÉTÉS HYDROGÉOLOGIQUES
COMPLÉMENTAIRES**

**ANNEXE G : RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES DES ESSAIS DE
LABORATOIRE**

ANNEXE H : TRANCHÉES D'EXPLORATION

ANNEXE I : DESCRIPTION LITHOLOGIQUE DES FORAGES

LISTE DES FIGURES

FIGURE 2 - 1. STRUCTURE MOLÉCULAIRE DES PRINCIPAUX MATÉRIAUX ÉNERGÉTIQUES (MCGRATH, 1995).....	18
FIGURE 2 - 2. REPRÉSENTATION DES ISOTHERMES DE SORPTION.....	28
FIGURE 2 - 3. CINÉTIQUE DE DISSOLUTION DU TNT DANS L'OCTOL À 25 °C ET À 10 °C	37
FIGURE 2 - 4. VOIE DE DÉGRADATION DU TNT (PREUB ET RIEGER, 1994).	42
FIGURE 2 - 5. POLYMÉRISATION DU TAT (RIEGER ET KNACKMUSS, 1995).	44
FIGURE 2 - 6. RÉDUCTION ABIOTIQUE DES NITROAROMATIQUES (MCGRATH, 1995).....	47
FIGURE 3 - 1. LOCALISATION DES PUIITS IMPLANTÉS À LA PHASE 1.....	54
FIGURE 3 - 2. INSTALLATION DES LYSIMÈTRES À SUCCION.	64
FIGURE 4 - 1. CARTE TOPOGRAPHIQUE DU SECTEUR D'ÉTUDE.	74
FIGURE 4 - 2. TOPOGRAPHIE DU SECTEUR TNT EN PERSPECTIVE.	74
FIGURE 4 - 3. COUPE HYDROSTRATIGRAPHIQUE DU SECTEUR TNT (VOIR FIGURE 4-1 POUR LOCALISATION DE LA COUPE).....	77
FIGURE 4 - 4. PHOTO DE LA SOURCE DE CONTAMINATION AU SECTEUR TNT.	78
FIGURE 4 - 5. GRILLE D'ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS À LA SOURCE DE CONTAMINATION. ..	79
FIGURE 4 - 6. DÉLIMITATION DE L'AIRE DE CONTAMINATION DES SOLS EN SURFACE À LA SOURCE.	83
FIGURE 4 - 7. LOCALISATION DES ZONES EXTERNE ET INTERNE QUI ONT SERVI AU CALCUL DE LA MASSE DE TNT À LA SOURCE DE CONTAMINATION.	85
FIGURE 4 - 8. PIÉZOMÉTRIE DE L'AQUITARD (TILL) AU PRINTEMPS, MARS 2000. ÉLÉVATION DU NIVEAU DE L'EAU EN M PAR RAPPORT AU NIVEAU MOYEN DE LA MER. INTERVALLES DES CONTOURS PIÉZOMÉTRIQUES DE 0,2 M.	89
FIGURE 4 - 9. DISTRIBUTION DES CHARGES HYDRAULIQUES EN COUPE, POUR LES PUIITS LOCALISÉS PRÈS DE LA SOURCE DE CONTAMINATION. CONTOURS D'ÉLÉVATION DU NIVEAU PIÉZOMÉTRIQUE EN MÈTRE PAR RAPPORT AU NIVEAU MOYEN DE LA MER.	90
FIGURE 4 - 10. PIÉZOMÉTRIE DE L'AQUIFÈRE (ROC). ÉLÉVATION DU NIVEAU DE L'EAU EN M PAR RAPPORT AU NIVEAU MOYEN DE LA MER. INTERVALLES DES CONTOURS PIÉZOMÉTRIQUES DE 0,2 M.	91

FIGURE 4 - 11. VARIATION DE LA CHARGE HYDRAULIQUE DANS LE TILL EN FONCTION DU TEMPS.....	92
FIGURE 4 - 12. PIÉZOMÉTRIE DU TILL, MESURE DES NIVEAUX D'EAU À L'AUTOMNE. ÉLÉVATION DU NIVEAU DE L'EAU EN MÈTRE PAR RAPPORT AU NIVEAU MOYEN DE LA MER. INTERVALLES DES CONTOURS PIÉZOMÉTRIQUES DE 0,1 M.	93
FIGURE 4 - 13. CONCENTRATION EN OXYGÈNE DISSOUT (MG/L) DANS LES EAUX SOUTERRAINES DU TILL.	96
FIGURE 4 - 14. PH DES EAUX SOUTERRAINES DANS L'AQUITARD (TILL), MARS 2000.	97
FIGURE 4 - 15. POTENTIEL D'OXYDORÉDUCTION DES EAUX SOUTERRAINES DE L'AQUITARD (TILL), MARS 2000.	98
FIGURE 4 - 16. CONCENTRATION EN NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE L'AQUITARD (TILL), MARS 2000.	101
FIGURE 4 - 17. CONCENTRATION EN SULFATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE L'AQUITARD (TILL), MARS 2000.	102
FIGURE 4 - 18. CONTAMINATION EN TNT DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE L'AQUITARD (TILL), SEPTEMBRE 2000.....	104
FIGURE 4 - 19. CONCENTRATION EN TNT DANS LES EAUX SOUTERRAINES (MG/L) EN COUPE AU SECTEUR TNT, JUILLET 2000.	105
FIGURE 4 - 20. CONCENTRATION EN 2,4-DNT (MG/L) DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE L'AQUITARD (TILL), SEPTEMBRE 2000.	107
FIGURE 4 - 21. CONCENTRATION DU 2,4-DNT DANS L'EAU SOUTERRAINE (MG/L) EN COUPE, JUILLET 2000.....	107
FIGURE 4 - 22. CONCENTRATION DU 2,6-DNT (MG/L) DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE L'AQUITARD (TILL), SEPTEMBRE 2000.....	109
FIGURE 4 - 23. CONCENTRATION DU 2,6-DNT DANS L'EAU SOUTERRAINE (MG/L) EN COUPE, JUILLET 2000.....	109
FIGURE 4 - 24. TEMPS D'ÉQUILIBRE ÉVALUÉ POUR UN RATIO SOL:EAU DE 1:4 POUR LE TNT.	115
FIGURE 4 - 25. RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX DE L'ESSAI D'ADSORPTION EN LOT AVEC NaN_3	116
FIGURE 4 - 26. RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX DE L'ESSAI D'ADSORPTION EN LOT RÉALISÉ AVEC LE NaN_3 DANS LE SOLUTÉ, EXCLUANT LA DILUTION 1 :1.	117

FIGURE 4 - 27. RÉSULTATS DE L'INTERPRÉTATION DES ESSAIS D'ADSORPTION EN LOT AVEC LE NaN_3 DANS LE SOLUTÉ.....	118
FIGURE 4 - 28. RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX DE L'ESSAI D'ADSORPTION EN LOT SANS NaN_3	120
FIGURE 4 - 29. ISOTHERME DE FREUNDLICH ET DONNÉES EXPÉRIMENTALES DE L'ESSAI D'ADSORPTION EN LOT SANS LE NaN_3 DANS LE SOLUTÉ.....	121
FIGURE 4 - 30. COMPARAISON DES ISOTHERMES DE SORPTION POUR LE TNT AVEC ET SANS COMPOSÉS INHIBITEURS (NaN_3) DANS LE SOLUTÉ.	121
FIGURE 4 - 31. FACTEUR RETARD (R) DU TNT EN FONCTION DE SA CONCENTRATION DANS L'EAU (MG/L).....	123
FIGURE 4 - 32. COURBES D'ARRIVÉES AJUSTÉES DU Cl^- , DU TNT ET DU 2,4-DNT DANS L'EFFLUENT GÉNÉRÉES PAR L'ESSAI EN COLONNE (SANS SODIUM AZIDE DANS LE SOLUTÉ).	125
FIGURE 4 - 33. COMPARAISON DES DONNÉES EXPÉRIMENTALES DU TRACEUR ET LA COURBE CALCULÉE (À L'AIDE DE LA SOLUTION D'OGATHA-BANKS) POUR L'INJECTION ET LE LESSIVAGE DE LA COLONNE DE SOL.	127
FIGURE 4 - 34. COMPARAISON ENTRE LES COURBES D'ARRIVÉE DU TNT POUR LES ESSAIS AVEC ET SANS COMPOSÉ INHIBITEUR DE LA DÉGRADATION BIOLOGIQUE.....	129
FIGURE 4 - 35. COMPTES BACTÉRIENS POUR DES SOLS PRÉLEVÉS À LA SOURCE DE CONTAMINATION. (SOL 1 PRÉLEVÉ À 0,5 M DE PROFONDEUR ET SOL 2 PRÉLEVÉ À 1,5 M DE PROFONDEUR).	133
FIGURE 4 - 36. CINÉTIQUE DE TRANSFORMATION DU TNT AU SITE D'ÉTUDE.	134
FIGURE 4 - 37. CINÉTIQUE DE TRANSFORMATION DU 2,4-DNT.....	136
FIGURE 4 - 38. TAUX DE MINÉRALISATION MAXIMAL DES COMPOSÉS À L'ÉTUDE POUR LE SOL 1.	137
FIGURE 4 - 39. TAUX DE MINÉRALISATION MAXIMAL DES COMPOSÉS À L'ÉTUDE POUR LE SOL 2.	138
FIGURE 4 - 40. LOGARITHME NATUREL (LN) DE LA CONCENTRATION EN TNT (MG/L) (MARS 2000) EN FONCTION DE LA DISTANCE ENTRE LES PUIXS PO-101-4, PO-102-2, PO-103-2 ET PO-106-2.	141
FIGURE 4 - 41. LOGARITHME NATUREL (LN) DE LA CONCENTRATION EN TNT (MG/L) (MARS 2000) EN FONCTION DE LA DISTANCE ENTRE LES PUIXS PO-101-5, PO-101-4, PO-101-3. PO-101-2 ET PO-101-1.....	142
FIGURE 5 - 1. MODÈLE CONCEPTUEL DU SITE EN COUPE	147

FIGURE 5 - 2. MODÈLE CONCEPTUEL EN PLAN..... 148

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2 - 1. LISTE PARTIELLE DES MATÉRIAUX ÉNERGÉTIQUES ET DE LEURS MÉTABOLITES RETROUVÉS SUR LES SITES DE PRODUCTION (TIRÉ DE MCGRATH, 1995).....	15
TABLEAU 2 - 2. COMPOSÉS RETROUVÉS DANS LES EAUX USÉES LORS DE LA FABRICATION DU TNT (TIRÉ DE SPANGGORD <i>ET AL.</i> , 1982).	16
TABLEAU 2 - 3. MÉCANISMES RELIÉS AU TRANSPORT DES CONTAMINANTS DANS LE SOL ET LES EAUX SOUTERRAINES (TIRÉ DE WIEDEMEIER <i>ET AL.</i> , 1995).	20
TABLEAU 4 - 1. RÉSULTATS D'ANALYSES DES SOLS DE SURFACE (0 À 15 CM).....	80
TABLEAU 4 - 2. RÉSULTATS D'ANALYSES DES SOLS EN PROFONDEUR (TRANCHÉES DE 0 À 1,5 M).....	81
TABLEAU 4 - 3. PROPRIÉTÉS DES DOMAINES DISCRÉTISÉS	86
TABLEAU 4 - 4. RÉSULTATS DU BILAN DE MASSE POUR LE TNT	87
TABLEAU 4 - 5. PROPRIÉTÉS HYDROGÉOLOGIQUES ET HYDRAULIQUES DES UNITÉS HYDROSTRATIGRAPHIQUES RETROUVÉES AU SECTEUR TNT.	88
TABLEAU 4 - 6. RÉSULTATS D'ANALYSE DES PARAMÈTRES GÉOCHIMIQUES DANS LES EAUX SOUTERRAINES DE MARS 2000.....	95
TABLEAU 4 - 7. RÉSULTATS D'ANALYSE POUR LES ANIONS DANS LES EAUX SOUTERRAINES, MARS 2000.	100
TABLEAU 4 - 8. RÉSULTATS D'ANALYSE DU TNT DANS LES EAUX SOUTERRAINES À DIFFÉRENTES PÉRIODES.....	103
TABLEAU 4 - 9. RÉSULTATS D'ANALYSES DU 2,4-DNT DANS LES EAUX SOUTERRAINES.....	106
TABLEAU 4 - 10. RÉSULTATS D'ANALYSES DU 2,6-DNT DANS LES EAUX SOUTERRAINES (MG/L).	108
TABLEAU 4 - 11. CARBONE ORGANIQUE TOTAL DU SOL UTILISÉ POUR LES ESSAIS.	111
TABLEAU 4 - 12. IDENTIFICATION DU RATIO SOL:EAU POUR LES ESSAIS D'ADSORPTION EN LOT.	113
TABLEAU 4 - 13. IDENTIFICATION DU TEMPS D'ÉQUILIBRE POUR LE TRINITROTOLUÈNE ET LE 2,4- DINITROTOLUÈNE.....	114
TABLEAU 4 - 14. COEFFICIENTS DE CORRÉLATION DES COURBES TYPES POUR LE TNT.....	118
TABLEAU 4 - 15. PARAMÈTRES DE L'ESSAI EN COLONNE	124

TABLEAU 4 - 16. COMPARAISON DU FACTEUR RETARD (R) ENTRE LES ESSAIS D'ADSORPTION EN LOT ET LES ESSAIS EN COLONNE, POUR UNE CONCENTRATION DE 20 MG/L DE TNT ET DE 2,4-DNT DANS LE SOLUTÉ.	130
TABLEAU 4 - 17. CONSTANTE DE TRANSFORMATION DU PREMIER ORDRE POUR LE TNT.....	135
TABLEAU 4 - 18. CONSTANTES DE DÉGRADATION DU PREMIER ORDRE POUR LE 2,4-DNT.....	137
TABLEAU 4 - 19. CONCENTRATION EN TNT (MARS 2000) EN FONCTION DE LA DISTANCE ENTRE LES PUIITS.....	140



CHAPITRE 1

DÉFINITION DU PROJET DE RECHERCHE

Ce premier chapitre expose la problématique à l'origine du présent projet et structure le mémoire qui s'en suit. De plus, ce chapitre introduit la définition et les bases de l'étude, de même que les attentes en regard du projet de maîtrise.

1.1 INTRODUCTION

Depuis la fin de la guerre froide dans les années 1960, les efforts de démilitarisation et de désarmement à l'échelle mondiale ont causé l'abandon de nombreuses installations militaires ainsi qu'une baisse de production importante de la fabrication de différents explosifs. Dans un effort de revalorisation de certains de ces anciens sites dédiés aux activités militaires, quelques effets néfastes de leur utilisation antérieure ont été mis à jour. Ainsi, l'eau souterraine et les sols de plusieurs sites de production d'explosifs et d'entraînement militaire se sont révélés contaminés par une gamme de composés organiques de la famille des nitroaromatiques. En fait, aux États-Unis seulement, quelques 11 000 sites ont été répertoriés comme étant fortement contaminés par des composés nitroaromatiques. L'importance de ces composés ne se révèle pas uniquement dans leur utilisation militaire, mais ils sont également impliqués dans les procédés de fabrication des pesticides, des polymères, des teintures ainsi que des produits pharmaceutiques. La prise de conscience de ce problème d'actualité a lancé une vague de recherches multidisciplinaires afin d'implanter un système de gestion adapté à ce nouveau défi environnemental.

Le développement de l'hydrogéologie et de la microbiologie environnementale au cours des dernières années permet aujourd'hui de définir avec plus de précision les propriétés de transport et le comportement d'un contaminant dans l'environnement. Cette compréhension ouvre de grandes perspectives dans l'élaboration de nouvelles solutions environnementales. De plus, l'ajout de la modélisation numérique aux outils de prédictions déjà disponibles approfondit davantage la

compréhension des phénomènes naturels interagissant dans un écosystème. Cette compréhension des interrelations entre les processus chimiques, physiques et biologiques a conduit les scientifiques à prendre conscience que la nature possédait le pouvoir de se régénérer lorsqu'un composé de nature récalcitrante était libéré dans l'environnement. Dans le contexte actuel, où la préservation de l'environnement et la réhabilitation des conditions naturelles sont constamment confrontés aux coûts qui leurs sont associés, l'approfondissement de ce pouvoir de régénération que la nature possède est devenu une perspective économiquement et environnementalement judicieuse.

C'est ainsi qu'origine le concept de l'atténuation naturelle. Cette nouvelle approche dans la gestion d'un site contaminé est cependant loin de faire l'unanimité au niveau des instances gouvernementales. Ainsi, certain la qualifie de laisser aller, d'autre de méthode passive, en réalité, c'est une technique basée sur de solides fondements scientifiques, exigeant également une connaissance quasi parfaite du milieu dans lequel elle doit être implantée. Ainsi, l'atténuation naturelle est une technique de réhabilitation basée sur la capacité de régénération de la nature, sans l'intervention humaine. Cette technologie est déjà bien intégrée au programme de gestion de site par analyse de risque aux États Unis (RBCA; *Risk Based Corrective Action*) et elle est fréquemment employée dans le cas de contamination par des hydrocarbures pétroliers (BTEX) (Wiedemeier *et al.*, 1999). Bien que très prometteuse, cette nouvelle approche est toujours en développement dans le cas des composés nitroaromatiques.

C'est dans ce contexte que s'inscrit ce projet de recherche sur la gestion des sites contaminés par des produits nitroaromatiques. Pour le moment, la seule méthode de réhabilitation approuvée dans le cas de sols contaminés par des nitroaromatiques est l'incinération (Keehan et Sisk, 1996). Cette méthode est toutefois très coûteuse, elle exige l'excavation préalable des sols et détruit la structure naturelle du sol. C'est pourquoi, l'atténuation naturelle, qui contourne ces désavantages, peut devenir une méthode efficace appliquée à la gestion de ce type de problématique.

1.2 PROBLÉMATIQUE

Le trinitrotoluène (TNT) peut être retrouvé en tant que contaminant récalcitrant aussi bien dans des sols provenant d'usines de production, des champs de tir que de sites de destruction d'explosifs. Dans le cas des usines de production, la mise en place de la contamination provient principalement des eaux usées issues du procédé de fabrication du TNT ainsi que des opérations d'assemblage et d'emballage (Kaplan et Kaplan, 1982). En fait, une seule usine de production

peut générer en moyenne 20 000 m³ d'eaux usées par jour provenant des opérations de fabrication (Pereira *et al.*, 1979). Le problème réside dans la disposition de ces eaux usées. En effet, autrefois ces eaux étaient déversées dans des lagunes ou dans des canaux de drainage et percolaient lentement à travers le sol ou se déversaient dans des effluents majeurs. Cette percolation favorise la cristallisation du TNT et de ses métabolites en profondeur qui peuvent se dissoudre lentement par la suite via l'infiltration d'eau de précipitation (pluie et fonte de neige). Cette contamination dans le sol constitue ainsi avec le temps une source de contamination à long terme des eaux souterraines (Pennington *et al.*, 1990).

La première utilisation du TNT comme explosif remonte aux années 1880 et, depuis ce temps, il demeure l'explosif le plus utilisé dans le monde. Sa production a connu un essor très important particulièrement durant les deux grandes guerres, mais aujourd'hui elle est en baisse. Cette baisse est due en partie à l'abandon de la production de cet explosif par les États-Unis au milieu des années 1980. Il y aurait encore aujourd'hui quelques 900 000 tonnes de TNT produit annuellement dans le monde, ce qui le place toujours comme l'explosif le plus produit à l'échelle mondiale (Spain, 1995).

Le projet est réalisé sur un site de production d'explosifs qui est en opération depuis la fin des années 1930. Cette usine a été le cadre d'activités industrielles conduisant à la fabrication de plusieurs types d'explosifs depuis le début de ses opérations, suivant les développements de nouvelles armes composées de nouveaux amalgames d'explosifs. L'un des explosifs dont la production a été la plus importante fut sans contredit le TNT. Elle se déroula principalement en deux périodes, soit de 1940 à 1945 et de 1966 à 1979. Au début des années 1940, un procédé discontinu permettait la fabrication de cet explosif, alors que dans la seconde période de production (dans les années 60 et 70), le procédé fut modifié et un système continu servait à produire le TNT.

La contamination des sols et des eaux souterraines observée aujourd'hui au site à l'étude s'est donc échelonnée sur plusieurs décennies. Certaines explications permettent de cerner les secteurs contaminés. La majeure partie de la contamination provient des eaux utilisées dans le procédé de fabrication des explosifs. Pendant le procédé en discontinu (1940 à 1945), les eaux de lavage utilisées étaient déversées directement sur le sol et elles étaient drainées par des canaux localisés entre les différents bâtiments, s'écoulant principalement vers le fleuve Saint-Laurent. Ces eaux de lavage contenaient des quantités appréciables de TNT, mais aussi d'autres produits impliqués

dans sa fabrication, tels les dinitrotoluènes (DNT), mononitrotoluène (MNT), toluène, acides et solvants. De plus, au cours des années, certains déversements ponctuels ont pu se produire créant des sources ponctuelles de contamination. En fait, autour de tous les bâtiments ayant servi à la fabrication du TNT, un certain degré de contamination est présent. Durant la deuxième période de fabrication (66-79), les eaux de lavage ont continué à être déversées près de plusieurs bâtiments. Ces déversements ont alors accentué la zone problématique.

Quelques études menées sur la composition des rejets d'usine de production (Spangord *et al.* 1982; Rosenblatt *et al.* 1989, tiré de McGrath, 1995) ont démontré que ce type d'effluent pouvait contenir plus de trente composés différents faisant partie de la famille des nitroaromatiques, sans compter d'autres composés d'origine organique (phénol, benzène, etc.) et plusieurs composés inorganiques (acide, nitrate, nitrite, etc.). De plus, ces eaux se révèlent extrêmement acides puisque le procédé de fabrication implique l'ajout d'acides nitrique ou sulfurique concentrés.

C'est ainsi que la contamination s'est instaurée avec le temps à l'usine de production de la compagnie. Aujourd'hui, les sols près des bâtiments ayant servi à la fabrication du TNT sont fortement contaminés par ce composé et une gamme importante de produits dérivés. De plus, cette contamination est encore visible par l'absence de végétation dans les secteurs les plus affectés et ce vingt ans après l'arrêt de la production. Évidemment, cette concentration élevée de produits énergétiques dans le sol contribue à la contamination des eaux souterraines et constitue une source de contamination à long terme.

1.3 OBJECTIFS

Ce projet de maîtrise fait partie intégrante d'une étude plus vaste visant l'établissement d'un protocole de gestion des sites contaminés par des produits énergétiques. Cette vaste étude doit identifier différentes alternatives envisageables comme méthode de réhabilitation dans le cas de sites contaminés par des produits énergétiques. Le projet de maîtrise s'inscrit dans ce contexte et doit permettre l'évaluation de l'applicabilité de l'atténuation naturelle surveillée comme mode de gestion des sols et des eaux souterraines affectées par une contamination en composés énergétiques. Le projet vise ainsi à identifier les processus de transport du TNT impliqués en tant que mécanismes d'atténuation naturelle retrouvés sur le site de production, de même qu'à préciser le devenir de ce contaminant dans le sol et les eaux souterraines. La compréhension du comportement des contaminants dans l'environnement permettra de progresser vers

l'établissement d'un modèle conceptuel complet et ainsi préciser le potentiel d'atténuation naturelle du site étudié et éventuellement d'autres sites.

Les trois objectifs généraux de ce projet sont :

1) **Identification des propriétés de transport du trinitrotoluène dans le sol et les eaux souterraines.** La première partie du projet de maîtrise vise donc à identifier les propriétés de transport du trinitrotoluène par l'implantation d'un système de surveillance environnementale, de même que par l'étude des propriétés de ce composé en laboratoire. La compréhension de l'interaction entre le TNT et le milieu dans lequel il se retrouve permettra de progresser vers l'établissement du modèle conceptuel et ainsi vers le second objectif.

2) **Établissement du modèle conceptuel du transport et du devenir des composés nitroaromatiques de la surface du sol aux eaux souterraines.** Afin d'intégrer les propriétés de transport du TNT et de ses métabolites aux propriétés du site, un modèle conceptuel sera élaboré. Ce modèle conceptuel est l'étape précédent les travaux de modélisation numérique qui seront effectués suite à ce projet de maîtrise. Le modèle conceptuel est une représentation en plan et en coupe de la source de contamination, des directions d'écoulement de l'eau souterraine et de la dynamique du transport des contaminants, en fonction des propriétés connues du site et des composés à l'étude. Il conduit à la représentation tridimensionnelle de l'interaction entre les différents processus d'atténuation.

3) **Diagnostic initial du potentiel d'atténuation naturelle du site.** L'interprétation des données recueillies pendant le projet permettra d'établir semi-quantitativement le potentiel du site pour l'atténuation des contaminants. La quantification complète du potentiel d'atténuation naturelle sera obtenue suite aux travaux de modélisation numérique qui font cependant partie d'une phase subséquente à ce projet de maîtrise.

1.4 **MÉTHODOLOGIE**

Ce projet de maîtrise comporte trois objectifs principaux, mais plusieurs étapes doivent être considérées afin de répondre à ces objectifs. L'approche utilisée dans la réalisation des objectifs est une approche systématique et progressive où les résultats d'une étape sont déterminants et nécessaires à l'étape suivante. La méthodologie suivie est principalement basée sur l'approche de Wiedemeier *et al.* (1995, 1999) qui ont défini un protocole scientifique pour l'implantation de

l'atténuation naturelle comme méthode de gestion des sites pollués pour d'autres types de contaminants. Les étapes suivies afin de rencontrer les objectifs sont :

1) Revue des données disponibles. Cette première étape est essentielle afin d'évaluer les informations disponibles, mais surtout les informations manquantes. C'est en connaissant les informations sur lesquelles il y a encore de l'incertitude qu'il est possible d'établir un plan afin de lever cette incertitude et de définir un profil d'étude précis et complet. Cette revue est composée de deux parties intégrantes. Dans un premier temps, la revue de littérature permet de synthétiser les travaux des différents auteurs et précise d'avantage les propriétés du composé qui doivent être déterminées. Dans un second temps, la revue des données disponibles sur le site oriente les travaux de terrain complémentaires prévus dans le cadre de ce projet.

2) Caractérisation du site et implantation du système de suivi. Cette étape complète les informations disponibles sur le site et permet d'implanter le système de suivi environnemental. Ce système de suivi est conçu de façon à recueillir les données spécifiques à la démonstration de l'atténuation naturelle.

3) Évaluation des propriétés de transport du TNT dans les sols et les eaux souterraines. L'établissement des propriétés du composé justifie ces essais, puisque plusieurs propriétés (dégradation biologique, adsorption, etc.) dépendent du milieu dans lequel le composé se retrouve. Les travaux de laboratoire comportent des essais d'adsorption en lot (*batch test*) qui ont pour objectifs de mieux définir les propriétés d'adsorption des composés et de définir les isothermes d'adsorption et des essais en colonne qui permettront de préciser d'avantage l'importance des phénomènes de sorption dans la migration des composés. De plus, la microbiologie du milieu sera investiguée avec minutie afin d'identifier l'importance des phénomènes biologiques sur le devenir des composés. Ces essais permettront d'obtenir la constante de dégradation du TNT et de ses métabolites, ainsi que d'évaluer l'importance de la biotransformation de ces composés dans les sols.

4) Modèle conceptuel du site. La compréhension du site et du comportement des composés constitue la première phase de l'étude. L'intégration de ces deux composantes est essentielle à l'élaboration d'un modèle. Un modèle conceptuel est en fait une représentation schématique simplifiée d'une situation de terrain (Anderson and Woessner, 1992). L'objectif d'un modèle conceptuel est de simplifier et d'organiser les données obtenues de façon à analyser le système

plus facilement (Anderson and Woessner, 1992). La représentativité des résultats de la modélisation du transport d'un composé est liée significativement à la représentativité du modèle conceptuel établi. L'établissement du modèle conceptuel est une étape cruciale, car même si les données obtenues par les essais de laboratoire sont des plus exactes, si leur interprétation est erronée, alors la représentation du système le sera également.

5) Diagnostic semi-quantitatif du potentiel d'atténuation naturelle du site. Finalement, suite à l'élaboration du modèle conceptuel, le potentiel d'atténuation du site sera précisé à savoir s'il est réel, appréhendé ou inexistant.

1.5 STRUCTURE DU MÉMOIRE

Le présent mémoire, outre l'introduction, comporte cinq chapitres. Afin de familiariser le lecteur avec le transport des composés nitroaromatiques dans les sols et les eaux souterraines, le CHAPITRE 2 introduit les notions importantes du transport et du devenir des composés nitroaromatiques dans l'environnement. Le CHAPITRE 3 expose la méthodologie employée afin de résoudre la problématique énoncée et ainsi rencontrer les objectifs de l'étude. Le CHAPITRE 4 présente les résultats obtenus lors de la caractérisation du site, de même que ceux issus des essais en laboratoire. Le CHAPITRE 5 permettra de faire la synthèse des chapitres précédents pour ainsi établir le modèle conceptuel du transport du TNT et de ses métabolites dans le sol et les eaux souterraines au site d'étude. Finalement, le CHAPITRE 6 sera constitué de la conclusion du mémoire et des recommandations.

1.6 MISE EN SITUATION

Ce projet de recherche, quoi que novateur dans le type de composés à l'étude, repose sur la démonstration d'une technologie de gestion des sites contaminés éprouvée dans le cas des hydrocarbures pétroliers (Wiedemeier *et al.*, 1999), mais toujours à l'étude pour plusieurs autres contaminants. Cependant, les procédures requises pour démontrer l'application de cette approche sont bien connues et bien comprises. Ainsi, la totalité de ce projet, de même que la méthodologie employée afin de répondre aux objectifs fixés, reposent entièrement sur ces procédures. Il devient alors important de présenter les bases de l'approche sous investigation, de même que la procédure devant être suivie pour la démontrer.

1.6.1 Atténuation naturelle

Depuis quelques années, l'atténuation naturelle s'est révélée un mode de gestion très efficace et de plus en plus accepté au niveau international. En fait, les coûts de réhabilitation devenant très élevés, des nouveaux modes de gestion des sites pollués ont fait leur apparition et l'atténuation naturelle a été développée dans ce contexte. Certaines craintes sont apparues dans les dernières années sur la véritable efficacité de ce mode de gestion et sur l'approche employée. Comme toutes les méthodes menant à la réhabilitation d'un site, l'atténuation naturelle possède ses propres domaines d'applicabilité, comme il en sera question plus loin et elle ne peut être utilisée dans tous les cas de contamination. De plus, elle exige une compréhension sans faille du site à l'étude et elle est basée sur l'interaction entre les différents processus de transport. Il faut alors une excellente connaissance des processus biologiques, chimiques et physiques afin de vérifier l'efficacité de l'atténuation naturelle. Cette approche est basée sur des notions scientifiques très poussées, sur une caractérisation très détaillée et dynamique et par un suivi à long terme incluant une modélisation des processus impliqués.

1.6.2 Définition

L'atténuation naturelle est définie comme étant tous les processus chimiques, biologiques et physiques, agissant sans l'intervention humaine, afin de réduire la masse, la toxicité, la mobilité, le volume ou la concentration d'un contaminant dans l'environnement (Wiedemeier *et al.*, 1999). Cette définition est celle adoptée par l'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA). Tous les processus de transport jouent un rôle plus ou moins important, dépendant du type de contaminant et du milieu. Ainsi, même les processus non destructifs tels la dispersion ou la dilution doivent être pris en compte. En fait, l'EPA considère que ces processus *in situ* incluent la biodégradation, la dispersion, la dilution, l'adsorption, la volatilisation, la photolyse ainsi que la stabilisation biologique ou chimique.

La caractérisation du site à l'étude est la clef principale de ce mode de gestion. L'objectif de toute caractérisation est de comprendre le devenir et les mécanismes de transport d'un contaminant dans le temps afin de prévenir tout impact sur la santé humaine et l'environnement. Afin de bien identifier les mécanismes impliqués pour un site en particulier, une caractérisation détaillée est nécessaire. Cette caractérisation inclue évidemment des travaux de terrain et de laboratoire (Wiedemeier *et al.*, 1999; Barcelona, 1994).

1.6.3 Applicabilité

Comme les explosifs sont des composés organiques, ils sont influencés sensiblement par les mêmes processus que les autres contaminants organiques. Il est déjà reconnu par l'EPA que l'atténuation naturelle est une option viable dans le cas des hydrocarbures pétroliers. Pour ce qui est des solvants chlorés, il semble que l'approche est sur le point d'être acceptée. Par contre, dans le cas des explosifs, c'est l'objectif de la présente étude de déterminer si l'atténuation naturelle pourrait faire partie d'un arbre décisionnel pour un site contaminé par cette gamme de contaminant.

1.6.4 Démonstration

Plusieurs éléments sont exigés afin que l'implantation d'un programme de gestion par atténuation naturelle réussisse. De manière à supporter la réhabilitation par l'atténuation naturelle, il faut démontrer scientifiquement que l'atténuation d'un contaminant pour un site en particulier se produit à une vitesse suffisante afin de protéger la santé humaine et l'environnement. Cette démonstration suit habituellement trois étapes (Wiedemeier *et al.*, 1999) :

1) Observer la réduction de la masse de contaminants le long de l'écoulement à partir de la source.

2) Documenter la diminution de la masse de contaminant à l'échelle du terrain en utilisant des analyses chimiques :

- Diminution de la concentration des produits parents;
- Augmentation de la concentration des intermédiaires de dégradation;
- Changement dans le bilan des donneurs et des accepteurs d'électrons.

3) Estimer la vitesse de dégradation des contaminants à l'échelle du terrain. Ce sont les analyses microbiologiques et les données de terrain qui supportent l'évidence de la biodégradation et fournissent les vitesses de dégradation.

Le premier point est simplement une observation de la réduction de la concentration du contaminant à partir de la source et suivant la direction de l'écoulement souterrain. Ce point ne prouve pas nécessairement que la diminution de la masse de contaminant résulte d'une destruction de celui-ci, car cette diminution peut résulter de plusieurs processus non destructifs (dilution, dispersion, advection, sorption, volatilisation, etc).

Afin de prouver hors de tout doute que l'atténuation naturelle peut être une approche envisageable, il est important de démontrer que la masse de contaminant est détruite. Dans cet objectif, les deux derniers points (2 et 3) doivent fournir la preuve incontestable. Le deuxième point permet de mettre en évidence les données chimiques et physiques prouvant que la masse de contaminant est bien détruite et pas seulement diluée ou adsorbé temporairement sur la matrice de sol. Pour la plupart des contaminants, la biodégradation est le processus de destruction le plus important, cependant ce n'est pas toujours le cas. En effet, certains contaminants peuvent être détruits ou transformés en espèces non toxiques par des réactions abiotiques. Ainsi, le deuxième point peut être subdivisé en deux énoncés :

A) Procéder à un bilan de masse en utilisant les analyses chimiques afin de démontrer que la diminution de la concentration du contaminant et les changements dans le bilan accepteurs/donneurs d'électrons peuvent être reliés directement à une dégradation biologique du contaminant. Cette évidence peut être utilisée afin de démontrer que les concentrations d'accepteurs et de donneurs d'électrons dans l'eau souterraine sont suffisantes pour permettre la dégradation des contaminants dissous.

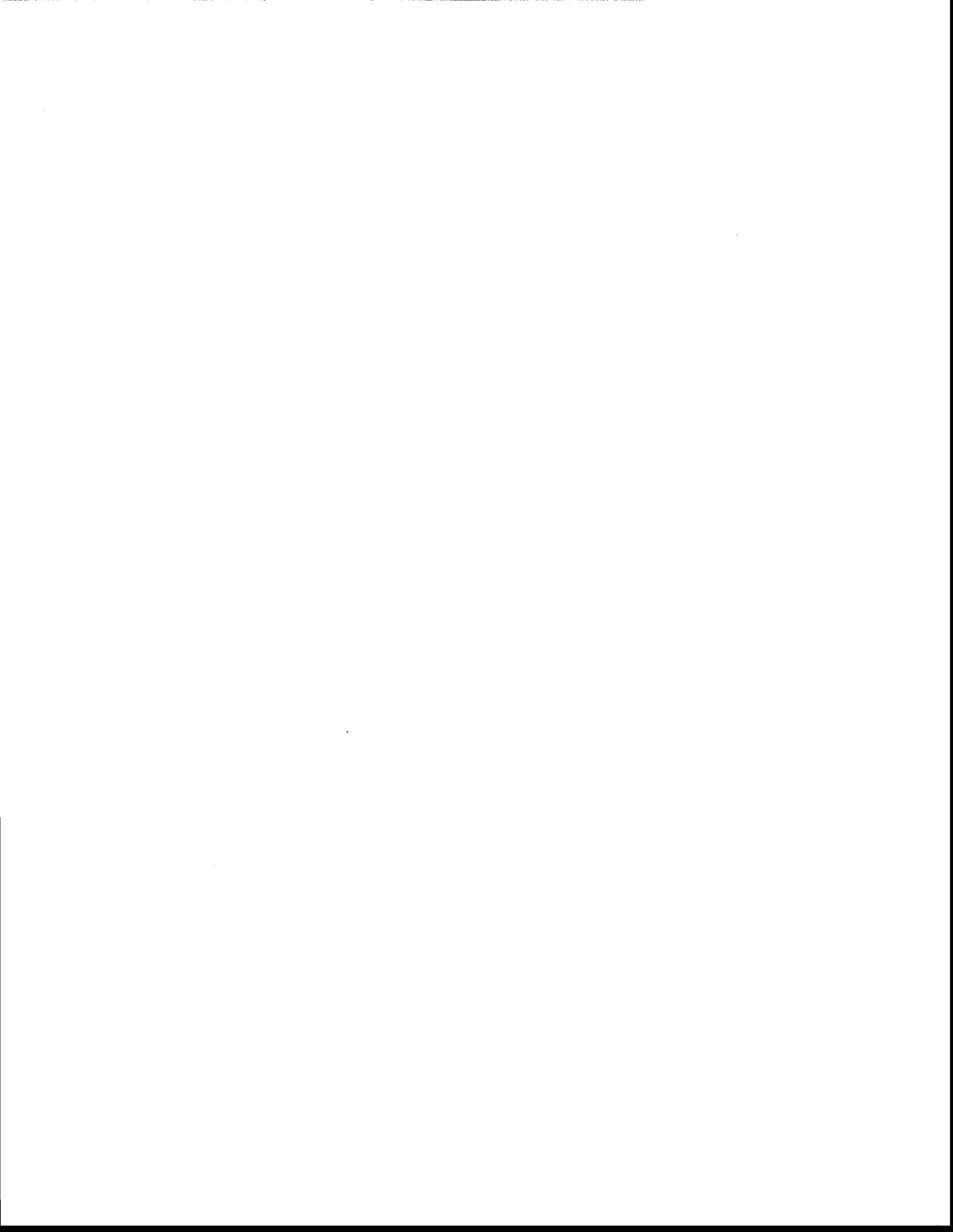
B) Utilisation des concentrations de contaminant mesurées ou de traceurs conservatifs, en combinaison avec les propriétés hydrauliques de l'aquifère (telle que la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine et la dilution) afin de démontrer qu'une diminution de la masse totale de contaminant a bel et bien lieu au site en question. De plus, cet exercice permet de calculer les constantes de dégradation du contaminant.

Le point trois permet de déterminer si la flore microbienne indigène possède la capacité de dégrader le contaminant en question. Les microcosmes sont habituellement utilisés à cette étape. Le potentiel d'atténuation naturelle est présent à chaque site caractérisé par une flore microbienne indigène capable de dégrader le contaminant (Wiedemeier *et al.*, 1999). En combinaison avec les microcosmes, les essais en colonnes peuvent fournir les renseignements manquants. Ainsi, certains travaux récents (Spain, 1995; Townsend *et al.*, 1996; Bradley *et al.*, 1994) effectués en laboratoire indiquent que la flore microbienne indigène serait susceptible de dégrader le TNT au site d'intérêt.

Finalelement, afin de mettre en relations toutes les informations et ainsi prendre les décisions qui s'imposent, la modélisation devient une option très intéressante. La modélisation de l'atténuation naturelle a trois objectifs principaux :

- 1) Évaluer l'étendue du panache de contamination et des concentrations du contaminant dans le temps.
- 2) Déterminer le potentiel de contamination des milieux récepteurs.
- 3) Fournir un support à l'acceptation de l'atténuation naturelle comme mode de gestion des sites pollués.

C'est sur cette base qu'a débuté le présent projet. Les prochains chapitres présentent l'essentiel des travaux réalisés aux cours de ce projet de maîtrise.



CHAPITRE 2

MÉCANISMES AFFECTANT LE TRANSPORT ET LE DEVENIR DES COMPOSÉS NITROAROMATIQUES DANS LES SOLS ET LES EAUX SOUTERRAINES

Ce chapitre traite des mécanismes impliqués dans le transport et le devenir des composés nitroaromatiques dans l'environnement. Le comportement d'un contaminant dans le milieu est déterminant dans l'évaluation du potentiel d'atténuation d'un site. Ce chapitre représente donc une synthèse des informations disponibles sur les contaminants d'intérêt en regard de leur propriété de transport. Cette synthèse guidera la compréhension de la dynamique du milieu à l'étude en présence de composés nitroaromatiques.

2.1 INTRODUCTION

Le transport d'un contaminant est contrôlé par ses propriétés physiques et chimiques ainsi que par la nature du milieu souterrain dans lequel il migre. Plusieurs processus physiques et chimiques tels que l'advection, la dispersion, la sorption, la dilution ainsi que la volatilisation ne causent qu'une diminution de la concentration du contaminant dans l'eau souterraine. Ces processus conduisant à une simple réduction de la concentration et non à une réduction de la masse totale du contaminant sont considérés comme étant des processus non destructifs. À l'inverse, les processus qui contribuent à la dégradation ou à la destruction des contaminants dans les sols ou dissous dans l'eau souterraine sont appelés processus destructifs. Les processus destructifs affectant l'atténuation des nitroaromatiques sont la biodégradation et la dégradation abiotique (photolyse, hydrolyse, réduction chimique). Le devenir environnemental des explosifs dans le milieu souterrain est de grande importance. En effet, leur toxicité de même que la formation d'intermédiaires de dégradation plus toxiques que les composés d'origine peuvent causer de grands torts à l'environnement (Jarvis et al. 1998; McGrath, 1995).

2.1.1 Caractéristiques des produits énergétiques

Le Tableau 2-1 présente une liste des principaux matériaux énergétiques retrouvés sur les sites de production d'explosifs et abordés tout au long de la présente étude. Il est à remarquer que le RDX et le HMX, contrairement au TNT, ne font pas partie de la famille des composés nitroaromatiques. Par contre, ces derniers sont fréquemment associés à la contamination présente sur les sites de production d'explosifs. Pour sa part, le Tableau 2-2 collige les composés nitroaromatiques contenus dans les eaux usées provenant de la fabrication du TNT.

Tableau 2 - 1. Liste partielle des matériaux énergétiques et de leurs métabolites retrouvés sur les sites de production (Tiré de McGrath, 1995).

Composés	abréviation	Commentaires
TNT et composés associés		
2-4-6-trinitrotoluène (TNT)	TNT ou 2-4-6-TNT	Historiquement, l'explosif le plus important et le plus utilisé en Amérique du Nord.
2-5-6-trinitrotoluène et autres isomères	2-5-6-TNT et autres	Un des six isomères du TNT.
2-3, 2-4, 2-5, 2-6, 3-4, et 3-5-dinitrotoluène	2-i-DNT 3-j-DNT	Impuretés lors de la fabrication du TNT; le 2-4 et le 2-6 sont des composés rencontrés particulièrement dans les eaux de lavage.
1-3-5-trinitrobenzène	TNB	Altération photolytique du TNT ou impureté dans la fabrication du TNT.
1-3-dinitrobenzène	1-3-DNB	Intermédiaire de dégradation du 2-4 ou 2-6-DNT, ou sous-produit du TNT.
2-amino-4-6-dinitrotoluène 4-amino-2-6-dinitrotoluène	2A-4-6DNT 4A-2-6DNT	Produits de réduction des groupements nitro en groupements amino de la molécule de TNT.
2-4-diamino-6-nitrotoluène 2-6-diamino-4-nitrotoluène	2-4-A-6-NT 2-6-A-4-NT	Produits de dégradation subséquente par réduction des groupements nitro en groupements amino à partir de composés mono-amines.
RDX et composés associés		
hexahydro-1-3-5-trinitro-1-3-5-triazine	RDX	Présentement l'explosif le plus important aux Etats-Unis. RDX : Research Department Explosive ou Royal Demolition eXplosive.
octahydro-1-3-5-7-tetranitro-1-3-5-7-tetrazocine	HMX	Explosif servant d'amorce, impureté lors de la fabrication de d'autres explosifs. HMX : High Melting Explosive ou Her Majesty's eXplosive.
1-acetylhexahydro-3-5-dinitro-1-3-5-triazine	TAX	Impureté lors de la fabrication du RDX
1-acetylhexahydro-3-5-7-trinitro-1-3-5-7-tetrazocine	SEX	Impureté lors de la fabrication du RDX
Autres composés associés aux explosifs		
2-4-6-tetranitro-N-methylaniline	Tetryl	Très utilisé avant l'apparition du RDX.
picric acid	AP, PA	

**Tableau 2 - 2. Composés retrouvés dans les eaux usées lors de la fabrication du TNT
(Tiré de Spangord *et al.*, 1982).**

Composés	Concentration (mg/L)	Fréquence dans les eaux usées (%)
N-nitrosomorpholine	0,1-0,3	53,1
N-morpholinoacetonitrile	0,02-2,0	86,0
2-nitrotoluène	0,02-0,14	38,0
4-nitrotoluène	0,01-0,17	43,0
1,3-dinitrobenzène	0,20-8,5	97,5
2,6-dinitrotoluène	0,06-14,9	100
2,5-dinitrotoluène	0,01-0,6	70,9
2,4-dinitrotoluène	0,04-48,6	100
2,3-dinitrotoluène	0,20-2,0	72,2
3,5-dinitrotoluène	0,14-6,48	94,9
3,4-dinitrotoluène	0,03-1,30	63,3
1,5-dimethyl-2,4-dinitrobenzène	0,01-0,71	68,3
5-methyl-2-nitrophenol	0,006-0,049	17,7
2,4,6-trinitrotoluène	0,10-3,40	20,3
2-amino-3,6-dinitrotoluène	0,01-0,05	5,1
2-amino-4,6-dinitrotoluène	0,001-0,10	21,5
3-amino-2,4-dinitrotoluène	0,03-1,90	98,7
3-amino-2,6-dinitrotoluène	0,01-3,80	84,8
4-amino-2,6-dinitrotoluène	0,03-3,30	81,0
4-amono-3,5-dinitrotoluène	0,02-0,31	67,1
5-amino-2,4-dinitrotoluène	0,08-17,7	75,9
toluène	0,02-1,00	25,3
1,3,5-trinitrobenzène	0,06-0,20	3,8
2,3,6-trinitrotoluène	0,03-1,00	6,3
2-amino-4-nitrotoluène	0,002-0,10	7,6
2-amino-6-nitrotoluène	0,005-0,80	12,7
3-amino-4-nitrotoluène	0,002-0,05	2,5
2,4-dinitro-5-methylphenol	0,008-0,40	8,9
3,5-dinitroaniline	0,005-0,30	7,6
4-nitrobenzotrile	0,006-0,02	3,8
3-nitrobenzotrile	0,001-0,03	5,1

2.1.2 Structure moléculaire

Plusieurs propriétés des composés nitroaromatiques, présentées dans les sections suivantes, sont directement influencées par la structure moléculaire du composé. Ainsi, le caractère hydrophobe, la polarité et l'électronégativité, sont autant de caractéristiques qui découlent directement de la structure moléculaire d'un composé (Domenico et Schwartz, 1990). La structure moléculaire de certains composés de la famille des matériaux énergétique est présentée à la Figure 2-1.

Certains points importants émanent de l'analyse de la structure des composés nitroaromatiques. Tout d'abord, cette structure comporte un cycle aromatique qui ajoute aux composés un caractère xénobiotique. Ensuite, la présence de groupements nitro (NO_2) crée un déséquilibre électrique à l'intérieur de la molécule (particulièrement dans le cas du trinitrotoluène). Ce déséquilibre s'exprime par une déficience en électrons de la molécule. C'est à cause du caractère électronégatif de l'anneau aromatique que certaines enzymes électrophiles bactériennes (oxygénases) sont en mesure d'induire une transformation au moins partielle de la molécule (Rieger et Knackmuss, 1995). De plus, les groupements méthyles, qui agissent comme donneurs d'électrons, vont d'un côté combler partiellement la déficience en électrons de l'anneau aromatique, mais d'un autre côté, ils deviendront encore plus vulnérables à l'attaque enzymatique de certaines bactéries (Rieger et Knackmuss, 1995). Les groupements amines jouent, quand à eux, un grand rôle dans les phénomènes d'adsorption, en favorisant l'interaction entre les molécules et les minéraux argileux. Ce point sera discuté dans la section traitant des phénomènes de sorption.

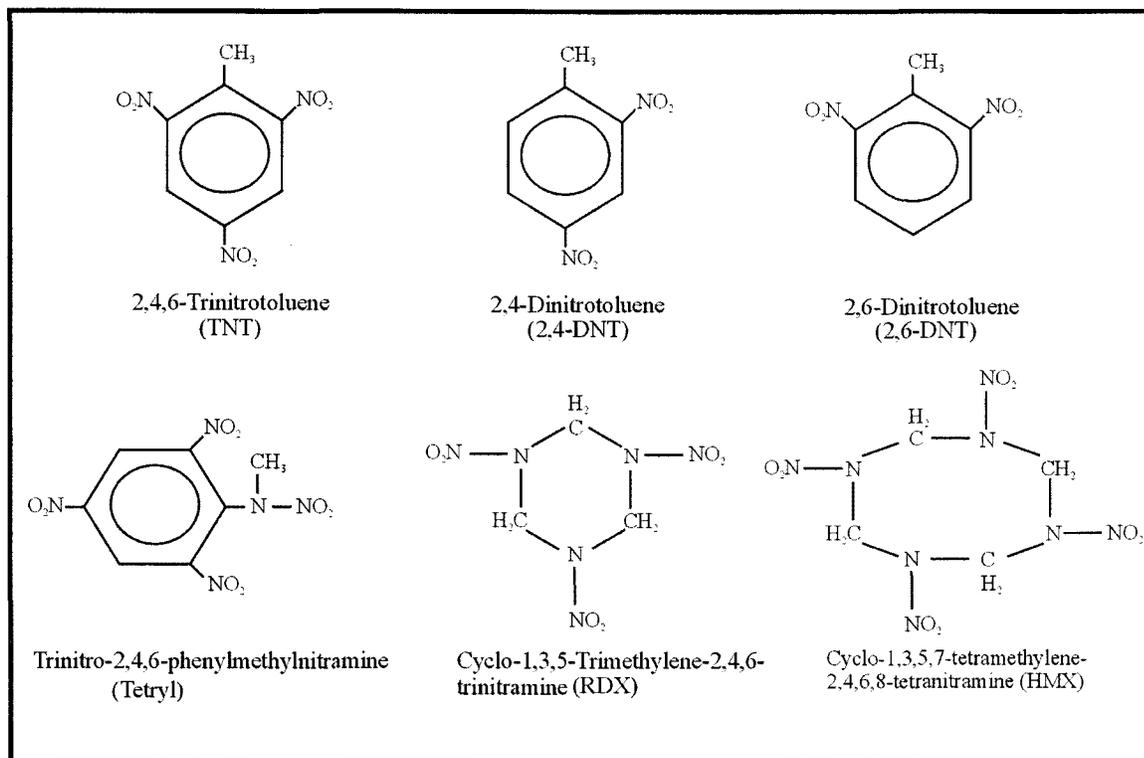


Figure 2 - 1. Structure moléculaire des principaux matériaux énergétiques (McGrath, 1995).

2.1.3 Solubilité aqueuse

La solubilité aqueuse de la plupart des composés nitroaromatiques est connue pour des composés en solution pure, à des températures situées entre 15 °C et 30 °C. Par contre, peu d'informations sont disponibles pour plusieurs situations rencontrées dans l'environnement : la solubilité des systèmes mixtes (plusieurs composés nitroaromatiques présents dans la même solution), les cinétiques de dissolution des systèmes purs ou mixtes, les cinétiques de précipitation des systèmes purs ou mixtes et la solubilité des produits à faible température. Il devient difficile de prédire des cinétiques de dissolution en présence d'agrégats mixtes de composés énergétiques et de sol, puisque les composés énergétiques ont des solubilités très différentes. De plus, il est connu que la présence de plusieurs produits au sein d'un même mélange modifie leur solubilité (Fetter, 1993). Cette solubilité est alors fonction de la concentration de chacun des composés dans le mélange. Dans des agrégats composés de produits nitroaromatiques et de leurs métabolites, il est très difficile d'estimer la concentration de chacun des produits et ainsi il devient difficile d'évaluer leur solubilité respective.

De façon générale, la contamination des eaux souterraines par des composés nitroaromatiques sous forme cristalline se fait suivant les épisodes de précipitation ou de fonte de neige, par dissolution des composés nitroaromatiques dans les eaux d'infiltration. Lorsque les épisodes de précipitation ou de fonte de neige ont lieu à des intervalles réguliers et relativement rapprochés, la solubilisation et l'infiltration des composés peuvent être considérées constantes (à flux constant). Par contre, dans le cas contraire, l'infiltration sera considérée épisodique (McGrath, 1995). Ces constatations prennent toutes leurs importances dans un contexte de modélisation des processus de transport. La solubilité aqueuse des principaux composés nitroaromatiques ainsi que des composés énergétiques fréquemment rencontrés sur des sites de production est présentée à l'annexe A.

2.2 PROCESSUS DE TRANSPORT DES NITROAROMATIQUES

Le Tableau 2-3 présente les différents mécanismes de transport des contaminants dissous dans l'eau souterraine et intervenant dans l'évaluation du potentiel d'atténuation naturelle d'un site.

Tableau 2 - 3. Mécanismes reliés au transport des contaminants dans le sol et les eaux souterraines (tiré de Wiedemeier *et al.*, 1995).

Processus	Description	Caractéristiques	Effets
Advection	Mouvement du soluté suivant l'écoulement moyen de l'eau souterraine.	Influencée par les propriétés de l'aquifère, principalement la conductivité hydraulique, la porosité et le gradient hydraulique. Est issue de la loi de Darcy	Mécanisme principal gouvernant le mouvement du soluté dans l'eau souterraine. Peut aussi causer l'étalement du panache.
Dispersion	Étalement et dilution du soluté, causés par les mouvements de l'eau souterraine et par les hétérogénéités de l'aquifère.	Influencée par les propriétés de l'aquifère et de l'échelle des observations.	Cause l'étalement longitudinal, transversal et vertical du panache de contamination. Réduit la concentration du soluté.
Diffusion	Étalement et dilution du soluté causé par un gradient de concentration.	Influencée par les propriétés du contaminant et le gradient de concentration. Représentée par la loi de Fick.	Migration du contaminant à partir de zones très concentrées vers des zones moins concentrées.
Sorption	Réaction entre le soluté et les constituants de l'aquifère (principalement la matière organique et la fraction argileuse).	Influencée par les propriétés de l'aquifère (carbone organique, capacité d'échange cationique, fraction argileuse, densité, surface spécifique et porosité) et par les propriétés du soluté (solubilité, hydrophobicité, K_{oc}).	Réduit la vitesse de transport du soluté. retire le soluté transporté par l'eau souterraine par adsorption sur la matrice de l'aquifère ou le remet en solution par désorption.
Recharge (Dilution)	Mouvements de l'eau qui s'infiltré à travers la nappe phréatique dans la zone saturée.	Influencée par les propriétés de l'aquifère, profondeur de la nappe phréatique, interaction avec les eaux de surface et le climat.	Cause une dilution du panache de contamination et permet de régénérer les accepteurs d'électrons.
Volatilisation	Volatilisation des solutés dissous dans l'eau souterraine dans la phase vapeur.	Dépend de la pression de vapeur du contaminant et de sa constante de Henry.	Retire les solutés adsorbés ou dissous par transferts à la fraction gazeuse.
Biodégradation	Réaction catalysée par des micro-organismes.	Dépend de la géochimie des eaux souterraines, de la population microbienne et des propriétés du soluté.	Conduit à la dégradation complète du soluté. Habituellement, le mécanisme destructif le plus important.
Dégradation abiotique	Transformations causant une dégradation du soluté sans l'intervention des micro-organismes.	Dépend des propriétés du soluté et de la géochimie des eaux souterraines.	Résulte en une dégradation complète ou partielle du soluté.

2.2.1 Advection

L'advection est responsable du mouvement des solutés ou composés dissous résultant de l'écoulement de l'eau souterraine. Il s'agit donc d'un mouvement induit par un gradient hydraulique (Freeze et Cherry, 1979). La vitesse moyenne de transport des solutés correspond à la vitesse moyenne de l'écoulement de l'eau souterraine. L'advection est le mécanisme de transport le plus important dirigeant la migration de la phase dissoute d'un contaminant dans la zone saturée (Fetter, 1993). La vitesse d'écoulement de l'eau souterraine dans la direction principale d'écoulement est donnée par une équation issue de la loi de Darcy (Fetter, 1993) :

$$v_x = -\frac{K}{n_e} \frac{dh}{dL} \quad \text{Équation 2-1}$$

Où

v_x = vitesse d'écoulement, selon l'axe principal d'écoulement [L/T]

K = conductivité hydraulique [L/T]

n_e = porosité effective [-]

dh/dL = gradient hydraulique [L/L]

Lorsque l'advection est le seul mécanisme de transport pris en compte, le front de propagation est régulier. Cependant, dans la réalité, le front de propagation est retardé en partie par les phénomènes de sorption et de dégradation, alors que sa propagation ou son étalement est causé par les phénomènes de dispersion et de diffusion (Domenico et Schwartz, 1990).

2.2.2 Dispersion hydrodynamique

La dispersion hydrodynamique est le processus par lequel le panache de contamination se dissémine dans les directions longitudinale et transversale par rapport à sa direction principale de migration (Fetter, 1993). La dispersion d'un contaminant dans le sol est un phénomène important à considérer lorsque l'atténuation naturelle doit être investiguée, car ce processus cause une dilution de la concentration du contaminant. La dispersion hydrodynamique regroupe deux processus qui sont la **dispersion mécanique** et la **diffusion moléculaire**. La dispersion mécanique est le phénomène causant l'étalement du contaminant lorsque la vitesse d'écoulement est relativement élevée. Lorsque la vitesse d'écoulement du panache de contamination est très lente, la diffusion moléculaire devient le processus dominant, causant également l'étalement du

panache. Dans la plupart des études de transport de contaminants, la diffusion moléculaire est ignorée (Wiedemeier et al. 1999).

2.2.2.1 Dispersion mécanique

La dispersion mécanique est le processus causant l'étalement du panache de contamination, lequel est provoqué par des variations locales des vitesses d'écoulement (Fetter, 1993). La cause de ces changements de vitesse d'écoulement est principalement l'hétérogénéité du sol. L'hétérogénéité est présente à l'échelle microscopique (au niveau des pores) et à l'échelle macroscopique (à l'échelle d'un puits) et mégascopique (au niveau d'un aquifère).

La dispersion mécanique survenant à l'échelle du pore est associée à l'hétérogénéité microscopique de la structure poreuse. Freeze and Cherry (1979) citent trois mécanismes causant la dispersion mécanique : 1) la variation de la vitesse dans les pores due à la résistance exercée par le rugosité de la surface des pores, 2) la variation de la vitesse dans les pores due à la différence dans la grosseur des pores et 3) la tortuosité présente dans la structure poreuse.

L'hétérogénéité du milieu à l'échelle macroscopique et mégascopique cause également une variation des vitesses d'écoulement, produisant alors de la dispersion sur une échelle plus grande. En effet, à l'échelle macroscopique, le phénomène de dispersion est associé à l'hétérogénéité des différents matériaux constituant l'aquifère plutôt qu'aux hétérogénéités microscopiques à l'échelle du pore. La dispersion mécanique pour un écoulement 1-D est déterminée par l'équation suivante (Fetter, 1993) :

$$\text{Dispersion mécanique} = \alpha_x * v_x \qquad \text{Équation 2- 2}$$

Où

v_x = vitesse d'écoulement de l'eau souterraine, selon la direction principale d'écoulement [L/T]

α_x = dispersivité [L]

2.2.2.2 Diffusion moléculaire

La diffusion moléculaire est un processus de transport causé par la présence de gradients de concentration. Ce processus physico-chimique résulte de mouvements browniens et conduit en une migration des particules suivant le gradient de concentration (Fetter, 1993). La diffusion

moléculaire n'est à considérer qu'à de très faibles vitesses d'écoulement de l'eau souterraine. Les coefficients de diffusion pour les composés nitroaromatiques sont présentés à l'annexe A.

La diffusion moléculaire est décrite par la loi de Fick. Cette loi décrit le flux diffusif d'un contaminant dissout en condition de régime permanent. La solution en une dimension de l'équation s'exprime comme suit (Anderson et Woessner, 1992):

$$F = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Équation 2-3}$$

Où

F = flux de masse d'un soluté [M/L²·T]

D = coefficient de diffusion [L²/T]

C = concentration du soluté [M/L]

$\partial C/\partial x$ = gradient de concentration [M/L²]

Pour les systèmes dans lesquels la concentration du soluté change avec le temps, la seconde loi de Fick doit être appliquée. L'expression en une dimension est (Anderson et Woessner, 1992):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad \text{Équation 2-4}$$

Où

$\partial C/\partial t$ = changement de la concentration avec le temps [M/LT]

A cause des chemins tortueux que doivent emprunter les ions, le processus de diffusion est plus lent dans les milieux poreux que dans les milieux strictement aqueux. Afin de pallier à cette situation, un coefficient de diffusion effectif est employé.

$$D^* = \tau * D \quad \text{Équation 2-5}$$

Où τ est la tortuosité, un coefficient empirique déterminé en laboratoire. Les valeurs de τ varient généralement entre 0,01 et 0,5 (Fetter, 1993).

2.2.2.3 Dispersion hydrodynamique

En résumé, la dispersivité est une caractéristique du milieu poreux dans lequel le contaminant migre. Basé sur des évidences empiriques, il est maintenant accepté de supposer que la dispersivité croît avec l'échelle du domaine à l'étude.

La dispersion hydrodynamique, D , a donc deux composantes : la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire. En une dimension, la dispersion hydrodynamique est exprimée par la relation suivante (Fetter, 1993):

$$D_l = \alpha_l * v_x + D^* \quad \text{Équation 2-6}$$

Où

D_l = coefficient de dispersion hydrodynamique dans la direction principale d'écoulement [L^2/T]

α_l = dispersivité longitudinale [L]

v_x = vitesse d'écoulement de l'eau souterraine [L/T]

D^* = coefficient de diffusion effectif [L^2/T]

Plusieurs approches peuvent être envisagées afin d'estimer la dispersivité. Les traceurs sont souvent employés afin d'évaluer ce paramètre. Bien qu'étant la méthode la plus efficace, c'est également la plus coûteuse et la moins rapide. Pour pallier à ces difficultés, il est souvent d'usage de fixer de façon empirique le coefficient de dispersivité à $0,1 * \text{la longueur du panache de contamination}$ (Fetter, 1993). Cette relation procure une bonne valeur de départ qui peut être par la suite ajustée afin de rencontrer les observations de terrain. Plusieurs relations du même type, reliant la dispersivité et la longueur du panache de contamination, ont fait leur apparition au cours des années. Par exemple, la relation de Xu et Eckstein (1995) permet d'évaluer la dispersivité en tenant compte d'un facteur d'échelle selon :

$$\alpha_x = 0,83 * [\text{Log}_{10}(\text{échelle})]^{2,414} \quad \text{Équation 2-7}$$

L'équation 2-6 est valide pour un système en une dimension, mais dans la réalité, il faut considérer des systèmes en trois dimensions. Ainsi, il est souvent essentiel d'identifier les trois composantes de la dispersivité : les dispersivités transversale (α_t), verticale (α_v) et longitudinale (α_l). En ce sens, d'autres relations empiriques ont fait leur apparition. Ainsi, α_t est estimée comme étant égale à $0,1\alpha_l$, tandis que α_v est évaluée à $0,05\alpha_l$ (Fetter, 1993).

2.2.3 L'adsorption des contaminants et le facteur retard (R)

La sorption est un terme général qui regroupe quatre processus importants : l'adsorption, la chémisorption, l'absorption et l'échange d'ions. (Fetter, 1993). Dans cette section, l'accent sera porté uniquement sur les processus d'adsorption. L'adsorption est le mécanisme par lequel un contaminant partitionne de la solution aqueuse et adhère aux particules incluses dans la matrice du sol (Wiedemeier *et al.*, 1995). L'adsorption du contaminant à la matrice du sol conduit à un ralentissement (retard) de la progression du contaminant par rapport à l'écoulement de l'eau souterraine. Les phénomènes de sorption peuvent également influencer les processus de volatilisation et de biodégradation (Pennington et Patrick, 1990). Il est important de prendre en compte que la sorption est un mécanisme réversible dans le cas des composés nitroaromatiques et des explosifs en général. Ce phénomène implique qu'une certaine partie de la concentration du contaminant dissoute dans l'eau est retirée de la solution par adsorption et qu'une autre partie réintègre la solution par désorption (McGrath, 1995).

2.2.3.1 Processus d'adsorption

La sorption de contaminants dissous est un phénomène complexe causé par plusieurs mécanismes incluant les forces de van der Waals, les forces de Coulomb, les liaisons hydrogènes, les échanges de ligands, les liaisons covalentes, les forces dipole-dipole, les forces dipoles induites et les forces hydrophobiques (Hasset *et al.*, 1989; McGrath, 1995). Lorsque la surface des particules constituant la matrice du sol est moins polaire que les molécules d'eau, il y apparaît une forte tendance pour les molécules organiques non polaires à partitionner de l'eau souterraine et venir se lier aux particules de sol (Fetter, 1993; Domenico et Schwartz, 1990). Ce phénomène est nommé liaisons hydrophobiques. C'est un facteur très important, contrôlant le devenir et la migration de plusieurs contaminants organiques tels les composés nitroaromatiques. La partition d'un composé organique hydrophobe dans la fraction de matière organique contenue dans un aquifère est considérée comme le mécanisme de sorption le plus important influençant le transport de ce type de composé (Haderlein *et al.*, 1996; Voice et Weber, 1983). Par contre, dans certains

cas, l'adsorption sur des surfaces minérales peut influencer le transport de composés organiques hydrophobes et peut même devenir le mécanisme d'adsorption le plus important dans des environnements pauvres en matière organique (situation rencontrée fréquemment dans les aquifères (< 0,1 % M.O.)) (Haderlein *et al.*, 1996).

Il émerge de plusieurs études, que les composés nitroaromatiques ne suivent pas cette tendance au même titre que la plupart des autres composés organiques hydrophobes. Ainsi, les composés nitroaromatiques semblent adopter un comportement se rapprochant beaucoup plus de celui de composés ioniques dans le sol et les eaux souterraines (Weissmaher *et al.*, 1999). Cette observation s'ajoute à d'autres études qui démontrent **que le contenu en matière organique d'un sol n'influencerait pas significativement les phénomènes de sorption des composés nitroaromatiques** (Pennington et Patrick, 1990; Haderlein *et al.*, 1996). De plus, il apparaît que les phénomènes de sorption des composés nitroaromatiques seraient dominés par de fortes interactions spécifiques à certaines composantes de la matrice de sol, et non par des phénomènes de partition hydrophobique (Weissmaher *et al.*, 1999). **Le contenu en minéraux argileux d'un sol serait véritablement le facteur influençant le plus les phénomènes de sorption des composés nitroaromatiques** (Haderlein *et al.*, 1996). Les composés nitroaromatiques, particulièrement ceux comportant plusieurs groupements électro-négatifs (NO_2^-), seraient adsorbés spécifiquement et réversiblement par des surfaces de minéraux argileux (Pennington et Patrick, 1990; Haderlein *et al.* 1996; Smith *et al.*, 1995). Il semble également que la plupart des autres minéraux, présents dans le milieu et faisant partie de la fraction argileuse de l'analyse granulométrique (particules inférieures à $2\mu\text{m}$), ne contribuent pas significativement à l'adsorption. Ces minéraux, ne présentant pas ou peu d'affinité pour les composés nitroaromatiques, incluent l'aluminium, les hydroxydes de fer, les carbonates et le quartz (Haderlein *et al.*, 1996). D'autres corrélations ont pu être établies par ces mêmes études : la sorption des composés nitroaromatiques ne seraient vraisemblablement pas influencée par le pH ou la conductivité électrique du milieu. Par contre, une bonne corrélation a été établie entre l'adsorption des composés nitroaromatiques et la capacité d'échanges cationiques du milieu (Pennington et Patrick, 1990).

D'autres propriétés influençant le transport des composés nitroaromatiques dans le sol et les eaux souterraines dépendent de la fraction argileuse de la matrice de sol. **L'échange de cations serait le mécanisme d'adsorption des composés nitroaromatiques le plus important.** De plus, le type de cations présents dans les minéraux argileux influencerait significativement les cinétiques

d'adsorption (Haderlein *et al.*, 1996). Ainsi, les cations faiblement hydratés (K^+ , NH_4^+ , Cs^+ , Rb^+) favoriseraient l'adsorption des nitroaromatiques par échange de cations, tandis que les cations fortement hydratés (H^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , Al^{3+}) diminueraient la capacité d'adsorption des minéraux argileux (Haderlein *et al.*, 1996; Weissmahr *et al.*, 1999). Il ressort également une capacité d'adsorption plus ou moins importante dépendante de la nature des minéraux argileux présents dans le milieu. Ainsi, la capacité d'adsorption augmenterait selon : kaolinite < illite < montmorillonite. (Haderlein *et al.*, 1996). La composition structurale des nitroaromatiques peut également influencer les phénomènes de sorption. Il semble que plus le nombre de groupements amines augmente sur la molécule et plus la molécule possède d'affinité pour la fraction argileuse (Rieger et Knackmuss, 1995). Ainsi, le triaminotoluène (intermédiaire de dégradation du trinitrotoluène) possède la propriété d'être adsorbé irréversiblement par des minéraux argileux.

La compétition entre différents composés pour certains sites d'adsorption est souvent observée dans la nature (McGrath, 1995). Plusieurs évidences mettent en lumière la compétition entre les composés nitroaromatiques pour les sites d'adsorption disponibles (Legget, 1985; Loehr, 1989; Brannon *et al.*, 1995). Ainsi, ces auteurs ont découvert qu'il y a une compétition entre le TNT et le DNT pour les sites d'adsorption contenus sur les minéraux argileux. De plus, cette compétition favoriserait l'adsorption du TNT au détriment du DNT, à cause de la présence d'un groupement nitro supplémentaire sur la molécule de TNT.

Un autre facteur non négligeable, s'appliquant aux phénomènes de sorption des nitroaromatiques, est l'influence du temps sur la disponibilité de ces composés pour la dégradation et la solubilisation. Il apparaît que la disponibilité des contaminants dans le sol serait fortement influencée par l'âge de la contamination (Hatzinger et Alexander, 1995). Plusieurs hypothèses ont été établies afin d'expliquer la moins grande disponibilité des contaminants à la solubilisation ou à la biodégradation lorsque ceux-ci sont présents depuis plusieurs années dans le sol (Hatzinger et Alexander, 1995). La fraction âgée ou résistante à la désorption d'un composé organique peut résulter de la lente diffusion de ces molécules à l'intérieur de certaines composantes de la matière organique contenue dans le sol. Une deuxième hypothèse suggère que le composé diffuserait lentement à l'intérieur de petits pores (nanopores) et demeurerait emprisonné (Kyoungphile et Alexander, 1998). La diffusion des composés chimiques à partir de ces micropores peut être retardée par la tortuosité du milieu et par la partition des composés entre l'eau contenue dans les pores et la matière organique présente sur les parois de ces pores. Finalement, il est aussi possible que cette résistance à la désorption soit causée par le

renforcement des liens entre le composé chimique et la matière organique ou certaines composantes de la matrice du sol.

2.2.3.2 Modèles d'adsorption génériques

Indépendamment des mécanismes de sorption, il est possible d'évaluer l'influence de la sorption lorsqu'un contaminant dissout est mis en contact avec le sol. Les phénomènes de sorption peuvent être quantifiés en réalisant divers essais en laboratoire. Ces essais en laboratoire consistent principalement à mélanger des solutions eau-contaminants de différentes concentrations avec la matrice de sol contenant des quantités variables de carbone organique et de minéraux argileux. Les solutions sont ensuite fermées hermétiquement et laissées en agitation jusqu'à ce que l'état d'équilibre entre les différentes phases soit atteint. Une fois l'équilibre atteint à 80 % - 90 %, la quantité de contaminants restant dans la solution est mesurée. Les essais en laboratoire sont expliqués en détail à l'intérieur du CHAPITRE 4.

Les résultats des essais en laboratoire sont ensuite représentés sous forme graphique. La concentration de la fraction adsorbée par l'adsorbant (sol) en fonction de la concentration demeurée dans la solution (fraction dissoute) est placée en graphique. Ce type de représentation graphique est nommé isotherme de sorption et celui-ci peut prendre trois formes différentes selon le mécanisme de sorption rencontré. Ces isothermes sont appelés isotherme de Langmuir, isotherme de Freundlich et isotherme linéaire (cas spéciale de l'isotherme de Freundlich). Les graphiques des ces trois isothermes sont illustrés à la Figure 2-2.

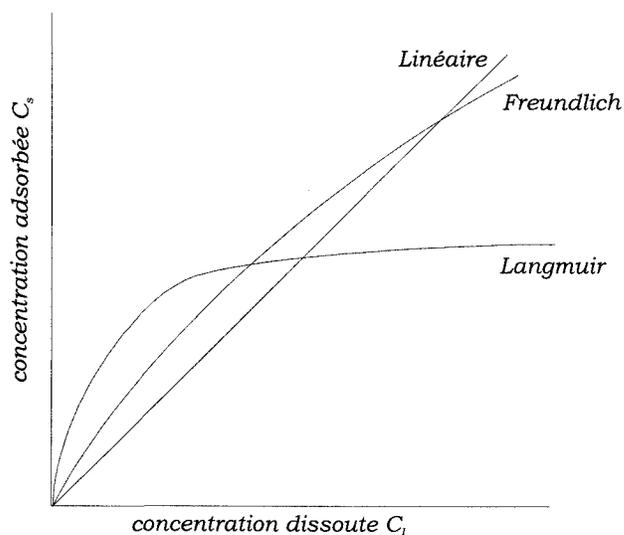


Figure 2 - 2. Représentation des isothermes de sorption.

Modèle d'adsorption de Langmuir

Le modèle d'adsorption de Langmuir a été développé pour des systèmes ayant des solutions diluées. Dans ces systèmes, la concentration du soluté adsorbé augmente linéairement avec l'augmentation de sa concentration dissoute. Lorsque le système présente des solutions dont la concentration est élevée, la concentration adsorbée atteint une valeur constante (Fetter, 1993). La concentration adsorbée tend vers une valeur constante puisque les sites d'adsorption de la matrice de l'aquifère sont considérés comme étant limités. La relation est illustrée à la Figure 2-2. L'équation de Langmuir est représentée de la façon suivante (USEPA, 1992) :

$$C_a = \frac{K_l C_l b}{1 + K_l C_l} \quad \text{Équation 2- 8}$$

Où

C_a = concentration du contaminant adsorbé [M/M]

K_l = constante d'adsorption du modèle de Langmuir [L/M]

C_l = concentration du contaminant dissout [M/L]

b = nombre de sites d'adsorption (quantité maximale de contaminant adsorbé) [M/M]

Le modèle de Langmuir est approprié pour des mécanismes de sorption très spécifiques dans lesquels le nombre de sites d'adsorption est limité. Ce modèle prédit une augmentation rapide de la quantité de contaminants adsorbés au fur et à mesure que la concentration du contaminant augmente dans le milieu. À mesure que les sites d'adsorption se saturent, la quantité de contaminants adsorbés tend vers un niveau maximum égal au nombre de sites d'adsorption total (McGrath, 1995).

Modèle d'adsorption de Freundlich

Le modèle de Langmuir peut être modifié si le nombre de sites d'adsorption est élevé (considéré infini) relativement au nombre de molécules de contaminants présents dans le milieu. C'est généralement une constatation valide dans le cas de solutions diluées où le nombre de sites d'adsorption inoccupés est grand par rapport à la masse du contaminant. Le modèle de Freundlich est exprimé comme suit (US EPA, 1992) :

$$C_a = K_f C_l^{1/N} \quad \text{Équation 2- 9}$$

Où

C_a = concentration du contaminants adsorbés (masse de contaminant/masse de sol) [M/M]

K_f = Coefficient d'adsorption de Freundlich [M/M]

C_l = concentration dissoute (masse du contaminant/volume de solution) [M/L]

N = coefficient spécifique aux contaminants

La valeur de N est une constante spécifique aux contaminants qui est déterminée expérimentalement. La valeur de $1/N$ varie généralement de 0,7 à 1,1 mais peut se situer occasionnellement entre 0,3 et 1,7 (Lyman *et al.*, 1992, tiré de McGrath, 1995).

Modèle d'adsorption linéaire

Le modèle d'adsorption linéaire est en fait une simplification du modèle de Freundlich où le coefficient N prend la valeur 1. Le modèle linéaire est applicable pour des espèces dissoutes en concentration moindre que la moitié de leur solubilité. (Lyman *et al.*, 1992, tiré de McGrath, 1995). Le modèle linéaire est exprimé ainsi (Fetter, 1993; US EPA, 1992):

$$C_a = K_d C_l \quad \text{Équation 2- 10}$$

Où

C_a = concentration du contaminant adsorbé (masse du contaminant/masse de sol) [M/M]

K_d = coefficient d'adsorption linéaire [M/M]

C_l = concentration du contaminant dissout (masse du contaminant/volume de solution) [M/L]

La pente de l'isotherme linéaire représente le coefficient d'adsorption linéaire (K_d). Il est à noter que le coefficient d'adsorption linéaire prend fréquemment le nom de coefficient de distribution.

2.2.3.3 Le facteur retard (R)

Les phénomènes de sorption tendent à ralentir la vitesse du transport d'un contaminant dissout dans l'eau. Les composés adsorbés sont transportés en solution dans l'eau à une vitesse moyenne inférieure à celle de l'eau. Ceci est causé par la résidence temporaire de ces composés sur des solides immobiles au cours de leur transport en solution (Fetter, 1993). Le coefficient de retard (R) est utilisé afin d'estimer le retard d'un contaminant. Ce retard est toujours calculé relativement à un élément chimique non réactif (Freeze et Cherry, 1979). Le coefficient de retard pour le cas d'un isotherme d'adsorption linéaire est exprimé de la façon suivante :

$$R = 1 + \frac{(\rho_b \cdot K_d)}{n}$$

Équation 2- 11

Où

R = coefficient de retard

ρ_b = densité globale [M/L³]

K_d = coefficient de distribution linéaire [M/M]

n = porosité

La relation 2-11 est valide dans le cas où l'adsorption d'un composé peut être représenté par un isotherme d'adsorption linéaire. Dans les cas où l'isotherme d'adsorption n'est pas linéaire, la relation doit être modifiée afin de prendre en compte la non-linéarité du facteur retard. Par exemple, les équations 2-12 et 2-13 présentent comment le facteur retard est exprimé lorsque les isothermes de Freundlich et de Langmuir sont employés.

$$R_f = 1 + \frac{\rho \cdot K_f \cdot N \cdot C^{N-1}}{n}$$

Équation 2-12

Où

R_f = Facteur retard pour adsorption non linéaire selon le modèle de Freundlich

ρ_b = densité globale [M/L³]

K_f = coefficient d'adsorption de Freundlich [M/M]

n = porosité

N = coefficient spécifique aux contaminants

$$R_l = 1 + \frac{\rho}{n} \cdot \left(\frac{K_l \cdot b}{(1 + K_l C)^2} \right)$$

Équation 2-13

Où

R_l = Facteur retard pour adsorption non linéaire selon le modèle de Langmuir

C = concentration du contaminant [M/M]

K_f = constante d'adsorption du modèle de Langmuir [L/M]

b = nombre de sites d'adsorption (quantité maximale de contaminant adsorbé) [M/M]

De même, la vitesse de transport d'un contaminant retardé est représentée par :

$$v_c = \frac{v_x}{R} \quad \text{Équation 2- 14}$$

Où

v_c = vitesse de transport d'un contaminant retardé [L/T]

v_x = vitesse moyenne du transport advectif de l'eau souterraine [L/T]

R = coefficient de retard

Coefficient d'adsorption (K)

Deux méthodes permettent de quantifier le coefficient d'adsorption et l'impact de la sorption sur le transport d'un composé organique dans l'eau souterraine. La première méthode implique l'estimation du coefficient d'adsorption en utilisant un coefficient d'adsorption du sol (K_{oc}) normalisé en fonction du contenu en matière organique ainsi que la valeur du contenu en carbone organique de la matrice de l'aquifère (méthode empirique). La seconde méthode implique la réalisation d'essais en colonne et d'essais d'adsorption afin d'évaluer le coefficient d'adsorption (méthode expérimentale) (USEPA, 1992).

Le coefficient d'adsorption est une mesure du potentiel de sorption/désorption et exprime entre autres la tendance d'un composé organique à être adsorbé à la matrice de l'aquifère. Ainsi, plus le K est élevé, plus le potentiel d'adsorption à la matrice de l'aquifère augmente. Lorsque les composés organiques sont fortement adsorbés par la fraction de carbone organique de la matrice, le coefficient d'adsorption peut généralement être déterminé par la pente de l'isotherme de sorption. Le coefficient d'adsorption pour un isotherme de sorption linéaire peut être estimé à l'aide de la relation suivante :

$$K_d = K_{oc}f_{oc} \quad \text{Équation 2- 15}$$

Où

K_{oc} = coefficient d'adsorption du sol, normalisé pour le contenu en carbone organique [L/M]

K_d = coefficient de distribution pour un isotherme d'adsorption linéaire [L/M]

f_{oc} = fraction de carbone organique de la matrice

La valeur de K_{oc} est généralement estimée par des relations empiriques lesquelles le relient au coefficient de partition octanol-eau (K_{ow}). Le coefficient de partition octanol-eau est donnée par le ratio suivant (Fetter, 1993):

$$K_{ow} = \frac{C_o}{C_w} \quad \text{Équation 2- 16}$$

C_o correspond à la masse du composé dissout dans l'octanol, tandis que C_w représente la masse du composé qui demeure dissout dans l'eau lorsque l'équilibre est atteinte. Les mesures de C_o et C_w s'effectuent lorsque la solution aqueuse est mise en contact avec l'octanol. La relation entre K_{oc} et K_{ow} s'exprime de la façon suivante :

$$K_{oc} = aK_{ow}^b \quad \text{Équation 2- 17}$$

Où a et b sont des constantes déterminées expérimentalement (Fetter, 1993). De plus, puisqu'il fut démontré empiriquement que le coefficient K_{ow} est fonction de la solubilité aqueuse (S_w) pour plusieurs composés organiques, la valeur de K_{oc} peut généralement être exprimée par :

$$K_{oc} = \alpha S_w^\beta \quad \text{Équation 2- 18}$$

Où α et β sont déterminés à partir de données expérimentales (Chiou *et al.*, 1989). Ainsi, pour plusieurs composés organiques, K_{oc} peut facilement être estimé à partir des valeurs de K_{ow} et S_w et les équations présentées ci-dessus offrent une façon d'estimer K_D lorsque de l'information sur la fraction de carbone organique, f_{oc} , est disponible. Cependant, il est bon de mentionner que l'équation du coefficient de distribution pour un isotherme d'adsorption linéaire ($K_d = K_{oc}f_{oc}$) est basée sur l'hypothèse que la sorption est seulement due au carbone organique contenu dans la matrice. À de faibles valeurs de f_{oc} (inférieures à 0,01%), la contribution relative des minéraux argileux à la sorption peut être significative rendant l'équation 2-15 inapplicable. En effet, dans le cas où la concentration en minéraux argileux est très importante relativement au contenu en

carbone organique, ces minéraux deviennent les principaux sites d'adsorption (Weissmaher *et al.*,1999). Dans ces conditions, l'utilisation du K_{oc} résulte en une sous-estimation de l'importance de la sorption dans le retard d'un composé.

2.2.3.4 Isotherme de sorption pour les matériaux énergétiques

Spanggord *et al* (1980a, b et 1981) ont conduit plusieurs investigations afin de compiler les connaissances de l'époque sur les propriétés environnementales des matériaux énergétiques. Ils ont découvert que la sorption de tels composés affecte moins leurs propriétés reliées au transport que les autres phénomènes de surface, particulièrement la photooxydation et la biotransformation. Bien que la sorption soit considérée comme modérée, un modèle linéaire de partitionnement, dépendant principalement du contenu en carbone organique du sol, a été proposé.

Pennington and Patrick (1990) ont évalué l'importance de la sorption en utilisant treize types de sols différents. Ils ont déterminé que le modèle de sorption de Langmuir représentait le mieux leurs résultats. De plus, ils ont évalué le coefficient d'adsorption comme variant de 2,28 à 6,83 $\mu\text{g/g}$ dans le cas du trinitrotoluène. Ils ont remarqué que dans les milieux où les sols avaient une fraction en carbone organique élevée, le TNT avait une tendance beaucoup plus élevée à la partition, reproduisant un comportement semblable à celui des composés organiques hydrophobes. Dans le même ordre d'idées, ils ont identifié certaines corrélations entre l'adsorption du TNT et le fer ferrique ($r^2 = 0,79$, r^2 étant le coefficient de corrélation), la capacité d'échange cationique ($r^2 = 0,76$), le contenu en argile ($r^2 = 0,49$) et le contenu en carbone organique du sol ($r^2 = 0,16$). Ainsi, d'autres mécanismes de sorption, autre que le partitionnement hydrophobe, seraient impliqués dans les phénomènes de sorption du TNT.

Leggett (1985) investiga les phénomènes de sorption pour les matériaux énergétiques en présence de bentonite commerciale. Dans le cas du TNT, il observa que ses résultats s'expliquaient en utilisant deux isothermes d'adsorption différents. Ainsi, en se basant sur des arguments thermodynamiques, il conclut qu'à faible concentration, l'isotherme de Langmuir représentait le mieux ses résultats, alors qu'à concentration plus élevée, c'est l'isotherme linéaire qui était le plus approprié. De plus, il a remarqué une certaine compétition pour les sites d'adsorption entre le TNT et le DNT, le TNT étant adsorbé préférentiellement dans le cas des boues de forage (montmorillonite).

Ainsworth *et al.*, (1993) ont conduit plusieurs expériences incluant des essais en colonne et des essais d'adsorption en lot (*batch test*), afin d'évaluer le comportement du TNT en fonction de différents paramètres, tels la fraction de carbone organique dans le sol, le pourcentage de particules argileuses, le fer disponible, le pH et la capacité d'échanges cationiques. Ils ont découvert que l'isotherme de sorption décrivant le mieux leurs résultats était le modèle de Freundlich. De plus, ils ont proposé une équation permettant d'identifier les paramètres du modèle de Freundlich :

$$K_f = -7.69 + 1.6(pH) + 0.035(CEC)$$

$$\frac{1}{N} = 0.56 + 0.15(\%OC)$$

Équation 2- 19

Où

K_f = constante d'adsorption de Freundlich [M/M]

pH = $-\log [H^+]$

CEC = capacité d'échange cationique

OC = carbone organique

N = coefficient spécifique aux contaminants

La masse de TNT perdue lors des essais en colonne et en lot a été attribuée à une réduction abiotique, puisque des composés amino et di-amino sont apparus. Finalement, ils ont observé que les courbes d'adsorption et de désorption étaient asymétriques, particulièrement lorsque la vitesse de l'eau était faible.

Loerh (1989) détermina que l'isotherme de sorption représentant le mieux ses essais (*batch test*) était le modèle de Freundlich dans le cas du DNT. Dans le cas du TNT, ses résultats se sont avérés inconsistants avec les isothermes existants. Il a conclu que ses résultats étaient peut-être dus à un phénomène de sorption compétitive, à un effet de non-équilibre du système ou à la formation de complexes impliquant le TNT.

Brannon *et al.*, (1992, tiré de McGrath, 1995), ont rapporté un comportement inattendu dans les phénomènes d'adsorption du TNT. Ils ont expliqué cette anomalie dans la sorption du TNT par des phénomènes de compétitions pour les sites de sorption, des transformations abiotiques et l'association du TNT avec un composé labile.

La plupart des études portant sur les phénomènes de sorption du TNT démontrent que la récupération du TNT est inférieure à 100% de la masse adsorbée. Dans ces études, incluant autant des expériences dans des conditions stériles et non stériles, la grande majorité de cette perte de masse est attribuable à la transformation des matériaux énergétiques catalysée par les micro-organismes (Spangord *et al.*, 1980; Pennington et Patrick, 1990). La sorption irréversible est suggérée afin d'expliquer la perte de masse qui n'est pas causée par les transformations biotiques. Par contre, aucune preuve directe n'est disponible, compte tenu de la difficulté à analyser les composés liés (McGrath, 1995).

2.2.4 Cinétiques de dissolution des composés organiques et du TNT

Tel que démontré ci-dessus, la solubilité aqueuse d'un composé est une propriété fondamentale et déterminante dans le devenir et le transport du soluté, influençant plusieurs autres paramètres comme la sorption et la biodégradation (Chiou, 1989). Les composés nitroaromatiques sont généralement présents sous forme cristalline mélangés aux particules de sol et éventuellement transportés plus en profondeur dans le sol. La faible solubilité de ces composés implique que lorsqu'ils sont présents à la surface du sol, ils se dissolvent lentement selon une cinétique bien précise et constituent une source de contamination de l'eau souterraine à long terme (Pennington et Patrick, 1990). Plusieurs processus de transformation des composés nitroaromatiques se produisent en milieu aqueux et ces réactions seront donc limitées par les cinétiques de solubilisation. La compréhension totale des cinétiques de précipitation/dissolution est alors essentielle afin de prédire le comportement du contaminant (McGrath, 1995).

Quelques études sur la cinétique de dissolution du trinitrotoluène dans l'environnement ont été conduites par Le Centre de Recherche de la Défense de Valcartier (CRDV). Le CRDV a mesuré la cinétique de dissolution du trinitrotoluène à différentes températures (Thiboutot *et al.*, 1998) pour un système mixte (octol). La Figure 2-3 présente deux courbes de cinétique de dissolution du TNT à 25 °C et à 10 °C.

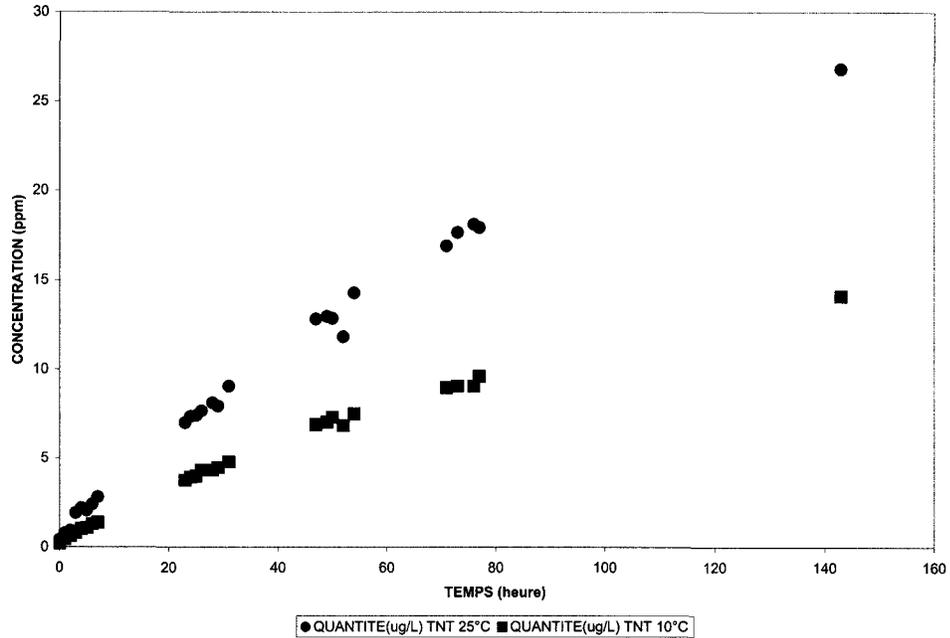


Figure 2 - 3. Cinétique de dissolution du TNT dans l'Octol à 25 °C et à 10 °C (Thiboutot *et al.*, 1998)

À la lumière de ces résultats, il devient évident que la température a un impact très important sur la cinétique de solubilisation du trinitrotoluène. Pour une même concentration, la solubilisation du TNT à une température de 10 °C est deux fois plus lente que la solubilisation à une température de 25 °C.

Les coefficients de partition octanol/eau des principaux composés nitroaromatiques ainsi que des composés énergétiques les plus fréquemment rencontrés aux sites de production sont présentés à l'annexe A.

2.2.5 Volatilisation

Les composés nitroaromatiques et leurs dérivés peuvent se retrouver sous forme cristalline, sous forme dissoute dans la phase aqueuse, solide mais adsorbée par la matrice de sol et sous forme vapeur. La volatilisation réfère à tout transfert de masse à la phase vapeur, à partir de n'importe quelle phase (solide ou aqueuse) (Fetter, 1993).

La sublimation est le transfert de masse de la phase solide directement en phase vapeur. La phase solide peut être sous forme cristalline ou non cristalline. Dans ce cas, la pression de vapeur est un bon indicateur de la tendance du matériel ou du composé à se sublimer (McGrath, 1995).

La loi de Henry décrit l'équilibre d'un composé pur entre la phase vapeur et la phase aqueuse. La concentration d'un composé dans l'air est proportionnelle à sa concentration dans la phase aqueuse à une certaine température. La constante de Henry représente le rapport entre la volatilité et la solubilité d'un composé (Fetter, 1993):

$$H = \frac{C_a}{C_w} \quad \text{Équation 2- 20}$$

Où

H = constante de Henry [(M/L)/(M/L)]

C_a = concentration du composé dans l'air [M/L]

C_w = concentration du composé dans l'eau [M/L]

La sublimation et la volatilisation des composés nitroaromatiques apparaissent négligeables relativement aux autres mécanismes de transport dans les sols (McGrath, 1995). La volatilisation peut être négligée pour les études à court terme. Par contre, ce facteur peut devenir important à long terme (Phelan et Webb, 1997). En effet, les nitroaromatiques contenus dans les sols peuvent être affectés par la chaleur provenant des rayons solaires et ce phénomène peut augmenter les pertes de masse du sol par volatilisation. Le transport par volatilisation peut devenir pertinent lorsqu'il devient nécessaire de suivre le devenir et le transport de composés semi-volatils ou volatils associés aux matériaux énergétiques (par exemples : le nitrobenzène, l'ammoniaque, le toluène, etc.). Idéalement, le suivi à long terme d'un site contaminé par des produits énergétiques devrait inclure le suivi des éléments volatils tels que : O₂, N₂ et NH₃ qui sont de bons indicateurs de plusieurs réactions importantes (McGrath, 1995). Les principales propriétés physiques et chimiques influençant la volatilisation du TNT et du DNT sont présentées à l'annexe A.

2.2.6 Biodégradation du TNT et de ses métabolites

Depuis les 20 dernières années, plusieurs études ont démontré que la biotransformation des nitroaromatiques se produisait dans les sols et les eaux souterraines (Rieger et Knackmuss, 1995; Spain, 1995; McGrath, 1995; Hawari *et al.*, 2000). Cependant, très peu de ces études mentionnaient la dégradation complète des nitroaromatiques ou leur utilisation comme substrat.

Cela semble être causé par l'habilité des micro-organismes à catalyser la réduction fortuite (cométabolisme) des groupements nitro en groupements amine et la condensation de métabolites qui demeurent résistant à une dégradation ultérieure, notamment en condition aérobie (Rieger et Knackmuss, 1995).

Pour comprendre comment peut être dégradé et transformé la molécule de TNT, il est important de bien comprendre sa structure. À cause de son caractère hautement xénobiotique, le TNT est très persistant dans la nature (McGrath, 1995). La molécule est formée de trois groupements nitro et d'un groupement méthyle, fixés sur un anneau à six carbones (benzène). À cause de la forte électronégativité des groupements nitro, les cycles aromatiques des composées nitroaromatiques sont déficients en électrons. Cette électronégativité et donc cette déficience en électrons de l'anneau aromatique limite les attaques électrophiles de certaines enzymes bactériennes (oxygénase) et donc diminue les possibilités d'une biotransformation en présence d'oxygène. Le groupement méthyle quant à lui est un donneur d'électrons qui d'un côté compense quelques peu la déficience en électrons de l'anneau aromatique, mais d'un autre côté le rend susceptible à l'attaque par les oxygénases. En fait, la molécule de TNT étant relativement oxydée, son oxydation supplémentaire est très difficile.

La transformation du TNT a été observée autant en condition aérobie qu'anaérobie (McGrath, 1995). **Par contre, les vitesses de transformation du TNT en condition anaérobie sont beaucoup plus élevées qu'en condition aérobie** (Rieger et Knackmuss, 1995). Le sol est un milieu hétérogène où coexiste différents microhabitats et où règnent différentes conditions de pression et d'oxygénation. Des micro-environnements anaérobies sont fréquemment créés par la consommation d'oxygène des bactéries dégradant la matière organique (Chapelle, 1993). De ce fait, des milieux anaérobies et aérobie se côtoient dans le sol et il devient important de comprendre d'une part comment le TNT et ses métabolites se comportent dans chacun de ces habitats et d'autre part comment le passage d'un habitat à un autre modifie les propriétés du contaminant.

Les nitroaromatiques en général peuvent servir de source de carbone et d'énergie (donneur d'électrons) en certaines circonstances, mais ces composées sont habituellement utilisés comme source d'azote ou comme accepteur final d'électrons par les micro-organismes (Spain, 1995).

2.2.6.1 Dégradation des nitroaromatiques en condition aérobie

Les bactéries étudiées jusqu'à maintenant utilisent plusieurs approches dans le métabolisme des nitroaromatiques (Rieger et Knackmuss, 1995; Townsend *et al.*, 1995). L'approche la plus étudiée et la plus fréquemment observée en condition aérobie est l'enlèvement par oxydation d'un groupement nitro en nitrite catalysé par un enzyme de type monooxygénase. Bien que cette réaction soit connue depuis de nombreuses années, son mécanisme d'action n'a pas été élucidé dans ses moindres détails. De très récentes études ont révélé un autre mécanisme important en présence d'oxygène utilisé par les bactéries pour initier la dégradation complète des composés nitroaromatiques. La réaction implique une réduction partielle du groupement nitro en dérivé hydroxylamino et la libération subséquente d'azote sous forme d'ammoniac.

Les réactions connues de dégradation des composés aromatiques par les bactéries aérobies suivant la voie de l'oxydation sont applicables exclusivement aux mononitroaromatiques et à un degré moindre aux dinitroaromatiques (Rieger et Knackmuss, 1995). Pour le moment, les réactions impliquant des oxygénases, et donc les réactions d'oxydation, sont inconnues pour les composés trinitro tel le TNT ou l'acide picrique. Suivant l'augmentation du nombre de groupement nitro contenu par l'anneau aromatique, les réactions de réduction sont observées. Les réactions de réduction sont favorisées en condition microaérophilique et plus encore en condition anaérobie. C'est pourquoi en présence d'oxygène, les trinitroaromatiques sont difficilement assimilables et persistent dans le milieu.

Présentement, aucune bactérie capable de dégrader le 2,4,6-TNT en présence d'oxygène n'a été isolée (Rieger et Knackmuss, 1995). Ce résultat s'explique en partie par l'affirmation faite précédemment à savoir que le caractère fortement électronégatif de la molécule causé par les trois groupements nitro la rend difficilement accessible par plusieurs types d'enzymes bactériennes. Il est clair cependant que même si aucune bactérie n'a été isolée jusqu'à maintenant, cela ne signifie pas pour autant que le TNT ne sera pas dégradé ou transformé en présence d'oxygène. D'ailleurs plusieurs études démontrent que la transformation du TNT en présence d'oxygène est possible, mais la vitesse de transformation est très lente par rapport à la transformation en condition anaérobie et que les intermédiaires de dégradation sont souvent considérés comme des composés non transformables en présence d'oxygène (Rieger et Knackmuss, 1995).

2.2.6.2 Dégradation des nitroaromatiques par réduction

Un des processus les plus importants de la transformation du TNT est par réduction. Cette réaction implique le remplacement d'un groupement NO_2 - par un groupement NH_2 . Les groupements nitro fixés sur des cycles aromatiques sont fortement susceptibles à la réduction à cause principalement de leur structure chimique. Le groupement nitro est constitué de deux différents éléments qui sont très électronégatifs et qui compétitionnent pour les électrons disponibles. L'électronégativité de l'atome d'oxygène est plus importante que celle de l'atome d'azote, résultant en la polarisation de la liaison N-O. Ce phénomène fait en sorte que la charge positive partielle de l'atome d'azote, combiné avec sa forte électronégativité, rend le groupement nitro facilement réductible.

La dynamique de réduction du groupement nitro est influencée par les propriétés chimiques de la molécule complète et de ce fait par les autres constituants de cette molécule. La réduction de la molécule augmente avec l'augmentation de l'électronégativité du groupement en position *para* comparativement au groupement nitro. Ceci a pour conséquence que la réduction d'un groupement nitro en groupement amine diminue la vitesse de réduction. En effet, le groupement amine augmente la densité d'électron de l'anneau aromatique, de ce fait désactivant la réduction des autres groupements nitro restant encore sur la molécule. Découlant de cela, le milieu doit être en condition d'électronégativité élevée afin de favoriser la réduction des autres groupements nitro. Ces conditions se présentent presque uniquement en absence d'oxygène. En présence d'oxygène, la réduction des groupements nitro ne dépasse pas habituellement le stade de la deuxième réduction, et une réduction complète des trois groupements en triaminotoluène se produit exclusivement en condition anaérobie. La réduction complète des groupements nitro en groupements amines a été observée en aérobie, cependant ce type de réaction semble mener à l'arrêt complet d'une future transformation. La réduction partielle des nitroaromatiques en dérivés hydroxylamine a été identifiée comme une réaction clé dans le catabolisme des nitroaromatiques. Cette réaction est une réaction intermédiaire à la réduction complète jusqu'au groupement amine. En présence d'oxygène exclusivement, les dérivés hydroxylamines peuvent être oxydés chimiquement (sans l'intervention d'enzymes) et donner naissance à des composés de type azoxy beaucoup plus toxiques que la molécule mère.

La formation de composés azoxy en présence d'oxygène, limite considérablement la réduction complète du TNT en triaminotoluène, puis en toluène. Comme le toluène est dégradé par bon

nombre de bactéries, la formation d'intermédiaires tel les hydroxylamino et les composés azoxy deviennent les réactions limitantes.

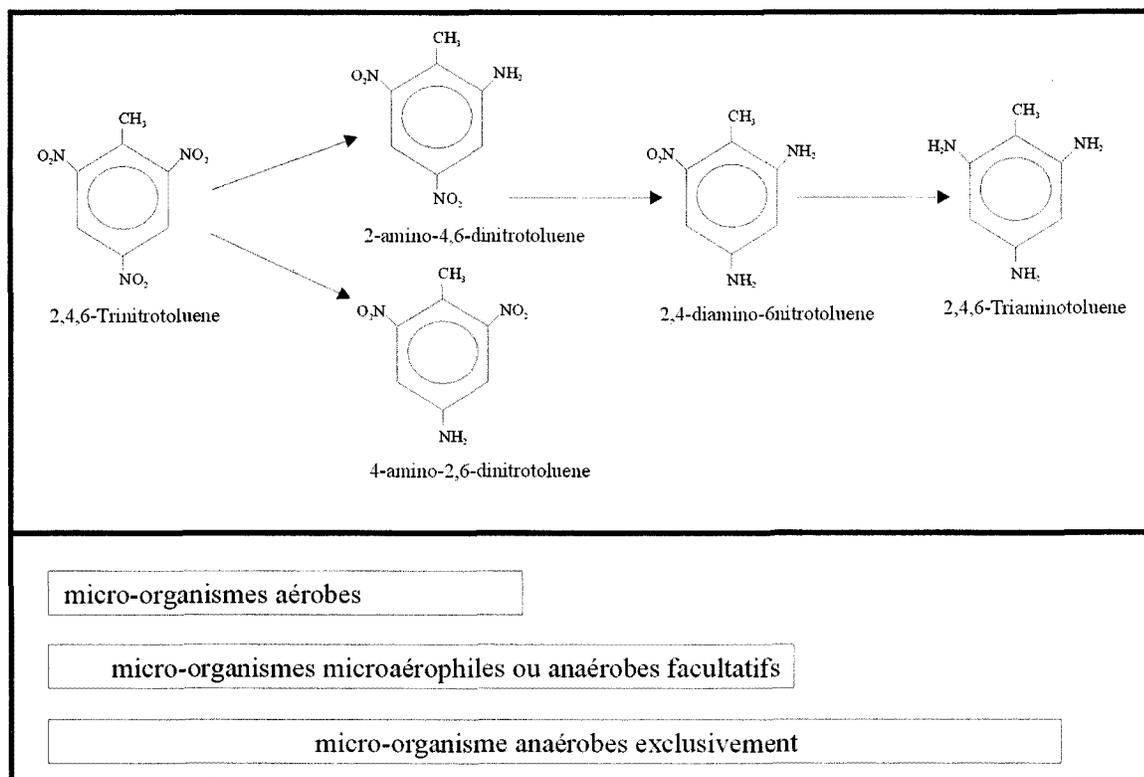


Figure 2 - 4. Voie de dégradation du TNT (Preub et Rieger, 1994).

Il a été observé chez les bactéries capables de dégrader le MNT par des réactions de réduction, que l'azote contenu par la molécule était libéré sous forme d'ammoniac (NH_3). De façon générale, les réactions d'oxydation mènent à la libération de nitrite dans le milieu, alors que les réactions de réduction conduisent en la libération de l'azote plutôt sous forme d'ammoniac. À venir jusqu'à maintenant aucun micro-organisme capable de transformer en présence d'oxygène les composés azoxy ou les composés partiellement réduit n'a été identifié (Spain, 1995).

2.2.6.3 Dégradation du TNT et des ses métabolites en condition anaérobie

La susceptibilité à la réduction des trois groupements nitro de la molécule de TNT est différente selon le potentiel réducteur du milieu. La réduction d'un seul groupement nitro est réalisée par une grande variété de bactéries autant en aérobie qu'en anaérobie (Preub et Rieger, 1995). La réduction de l'aminodinitrotoluène (ADNT) suivant la réduction du premier groupement nitro n'est catalysée que par quelques bactéries microaérophiles ou anaérobiques. Plusieurs auteurs ont

observé que la réduction de l' amino-dinitrotoluène en diamino-nitrotoluène (DANT) se produisait lorsque le nitrate était utilisé comme accepteur final d'électron plutôt que l'oxygène (Spain, 1995). Finalement, la réduction ultérieure du diamino-nitrotoluène en triamino-toluène (TAT) n'a été observée qu'en absence complète d'oxygène, donc en condition anaérobie (Rieger et Knackmuss, 1995). La réduction complète du TNT en TAT demande un potentiel redox du milieu de -200 mV ou moins (Rieger et Knackmuss, 1995).

Il est à remarquer que la première réduction d'un groupement nitro de la molécule de TNT fait apparaître le 4-amino-2,6-dinitrotoluène presque exclusivement. C'est la réaction de réduction du 4,2-diamino-6-nitrotoluène en triamino-toluène qui devient l'étape limitante dans le système complet de réduction et comme il a été mentionné plus haut, cette réaction n'est possible qu'en condition anaérobie (Preub et Rieger, 1995).

Les différentes bactéries dirigeant la réduction du TNT ont des préférences ou des voies préférentielles menant à la production de 4-amino-2,6-dinitrotoluène. Ce composé se retrouve en plus grande concentration dans les sols que le 2-amino-4,6-dinitrotoluène puisque le groupement en position *para* est préférentiellement réduit (Preub et Rieger, 1995).

2.2.6.4 Dégradation anaérobie du Triaminotoluène (TAT)

Il est très important d'expliquer comment le triaminotoluène se comporte dans l'environnement puisque pratiquement toutes les réactions gouvernées par les micro-organismes conduisent à la production de TAT, du moins en condition anaérobie. Comme la réduction complète du TNT produit le TAT, la dégradation complète du TNT passe par la déamination du TAT.

La substitution des groupements nitro par les groupements amines, augmente considérablement la densité des électrons du cycle aromatique. Ceci a pour conséquence de rendre la molécule instable en condition d'aérobie. Le TAT est fortement susceptible à l'auto-oxydation et à la polymérisation en présence d'oxygène (Rieger et Knackmuss, 1995). Autre phénomène important, cette fois sans la participation de l'oxygène, le TAT a tendance à s'adsorber de façon irréversible au sol. Cette adsorption se produit selon le mécanisme d'intercalation de diamines entre les particules d'argiles. Les feuillettes polyanions hydratés ont une grande capacité d'échange et de liaison pour les cations tel les ions ammonium. La montmorillonite contenant du TAT tourne au noir lorsqu'elle est exposée à l'oxygène indiquant un processus initial d'adsorption interlamellaire suivi d'une polymérisation oxydative. Le TAT porte trois groupements amine,

l'oxygène devient alors suffisant pour causer la polymérisation par oxydation, créant des structures extrêmement stables appelées phénazine (Rieger et Knackmuss, 1995).

Le sol contenant des acides humiques augmente sa capacité de liaison pour des molécules tel le TAT. Encore une fois, la capacité de sorption cationique est favorisée par le caractère polyanions du polymère naturel.

Alors, dans le sol, plusieurs mécanismes de liaison avec le TAT existent. Ceux-ci vont de l'interaction ionique du TAT monomère avec des structures polyanions argileuses ou des substances humiques jusqu'aux réactions complexes d'oxydation conduisant à la formation de polymères. Ce dernier processus en particulier est hautement irréversible. Les réactions d'adsorption interlamellaires par des feuillets d'argiles et l'humification finale peuvent également être observées dans le cas des diaminotoluenes. Les diaminotoluenes sont éliminés plus lentement que les TAT, mais finissent par disparaître complètement du milieu, étant liés de façon irréversible.

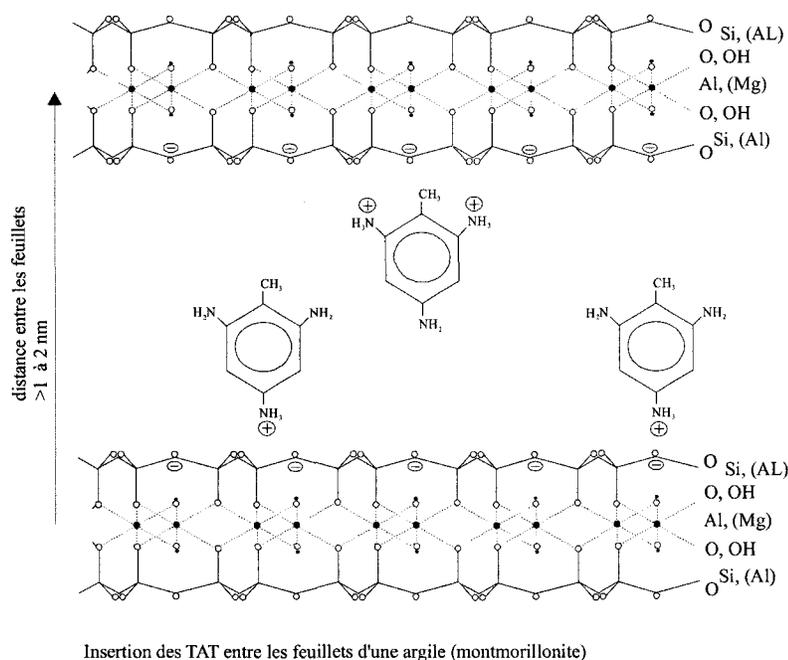


Figure 2 - 5. Polymérisation du TAT (Rieger et Knackmuss, 1995).

2.2.7 Processus de dégradation abiotique des nitroaromatiques

Plusieurs réactions abiotiques (photolyse, hydrolyse, réduction des groupements nitro, polymérisation et liaisons covalentes) ont été identifiés comme étant responsables d'une certaine

proportion de la transformation des composés nitroaromatiques et de leurs métabolites dans le sol et les eaux souterraines (Rosenblatt *et al.*, 1989, tiré de McGrath, 1995; Spangord *et al.* 1980; Leggett, 1991; Ainsworth *et al.*, 1991; Kaplan et Kaplan, 1983).

2.2.7.1 Photolyse

La photolyse est définie comme étant l'altération chimique d'un composé causée par l'effet direct ou indirect de l'énergie lumineuse (McGrath, 1995). L'énergie lumineuse adsorbée par une molécule est transformée en chaleur, en fluorescence ou en phosphorescence. Si l'énergie et la longueur d'onde sont appropriées, ils causeront une transformation irréversible de la molécule. La photolyse indirecte implique le transfert de l'énergie induite par la lumière d'une molécule photosensible à une autre molécule.

La photolyse a été identifiée comme étant l'un des processus influençant le plus la transformation du TNT dans les eaux de surface (Spangord *et al.* 1980; Rosenblatt *et al.*, 1989). Le sol est essentiellement opaque à la lumière et aux rayons ultraviolets. Ainsi, la photolyse est limitée aux premiers centimètres dans ce type de matériel.

La phototransformation du TNT et des autres composés nitroaromatiques implique l'oxydation des groupements méthyl, la réduction des groupements nitro et la formation de dimères. Ces réactions génèrent habituellement des composés tels le nitrobenzène (trinitrobenzène), le benzaldéhydes (Ar-COH), l'acide azoxycarboxylique (Ar-(O)N=N-Ar) et le nitrophénol (Ar-OH) (Ar signifiant un cycle aromatique) (Spangord *et al.*, 1980; Mabey *et al.*, 1993 tiré de McGrath, 1995; Layton *et al.*, 1987, tiré de McGrath, 1995).

2.2.7.2 Hydrolyse

L'hydrolyse est une catégorie de réactions dans lesquelles un groupement fonctionnel (-X), lié à un cycle aromatique d'un composé organique (Ar-X), réagit avec une molécule d'eau afin de former un nouveau lien carbone-oxygène (Ar-OH) :



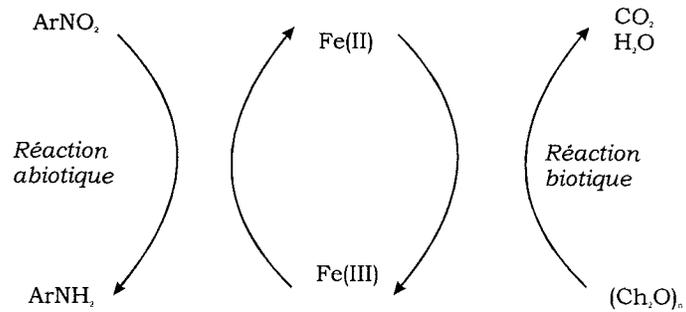
La plupart des explosifs et leurs composés associés sont résistants à l'hydrolyse excepté lorsque le pH du milieu est supérieur à 9 (Harris, 1990, tiré de McGrath, 1995; Spanggord *et al.*, 1980) ce qui est plutôt rare en sol québécois.

2.2.7.3 Réduction abiotique

La réduction du groupement nitro en groupement amine est la voie principale de transformation abiotique des composés nitroaromatiques (Haderlein et Schwarzenbach, 1995). La réduction du groupement nitro est généralement considérée comme la première étape d'une série de transformations qui conduisent à la minéralisation complète des nitroaromatiques ou à leur réaction avec certains constituants du sol (Rieger et Knackmuss, 1995).

Il existe de nombreux donneurs d'électrons potentiels dans les systèmes naturels qui peuvent induire la réduction abiotique des nitroaromatiques. Parce que ces espèces sont impliquées dans des cycles biogéochimiques, il devient difficile de séparer complètement les réactions de réduction en réactions strictement anaérobies ou en réactions strictement aérobies. Les deux éléments réducteurs les plus étudiés dans la réduction des nitroaromatiques sont le fer et le soufre. Ce sont également des éléments rencontrés très fréquemment dans les systèmes naturels (McGrath, 1995). Le pouvoir réducteur du milieu s'est avéré un facteur déterminant dans la réduction abiotique du TNT et des nitroaromatiques (Price et Brannon, 1995), possiblement parce qu'en milieu réducteur en condition anaérobie il y a fréquemment abondance d'électrons.

Réaction de réduction des nitroaromatiques en présence de fer dans des systèmes naturels



Réaction de réduction des nitroaromatiques en présence de soufre dans des systèmes naturels

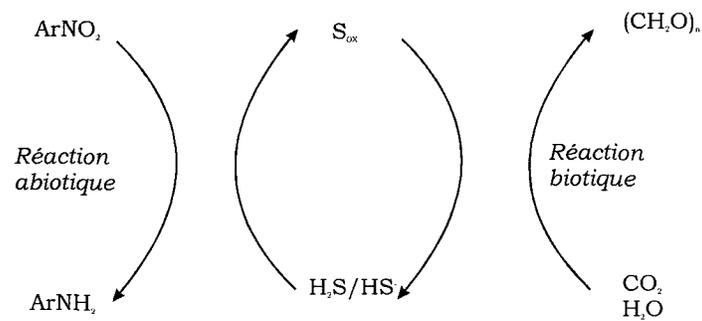
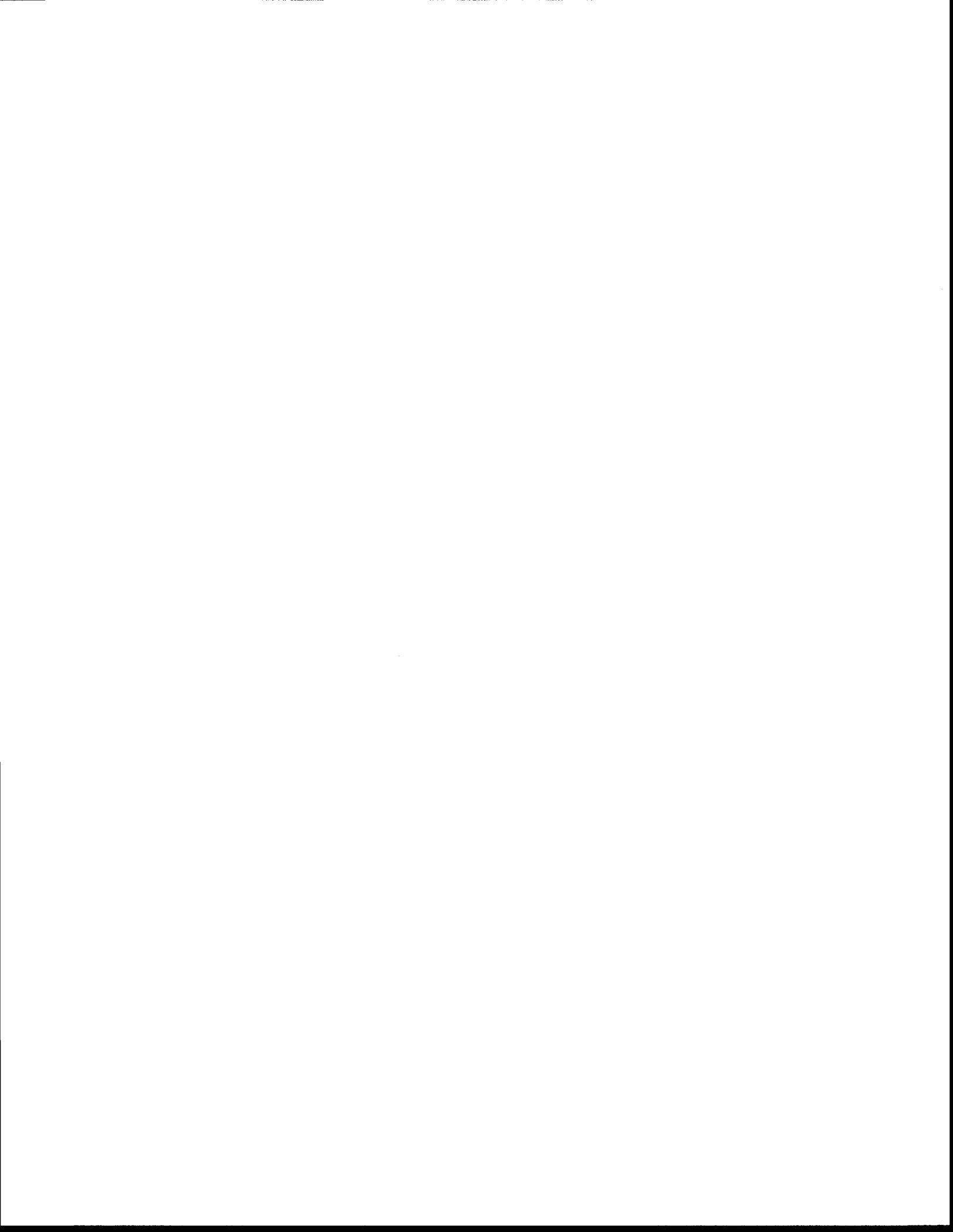


Figure 2 - 6. Réduction abiotique des nitroaromatiques (McGrath, 1995).

Le pH du milieu est l'un des facteurs les plus importants influençant la réduction des nitroaromatiques (Schwarzenbach *et al.*, 1990). C'est une évidence que le pH influence la présence d'une forme ionique par rapport à une autre et ainsi influence de beaucoup les réactions de réduction impliquant des ions inorganiques en particulier.



CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE

Tel que présenté en détails au chapitre d'introduction, la démonstration de l'atténuation naturelle implique une série de prémisses qui peuvent être résolues, d'une part, par une caractérisation du site orchestrée selon les exigences propres à l'approche et, d'autre part, par des essais de laboratoire conduisant à l'identification des propriétés environnementales du contaminant.

Ce chapitre expose la méthodologie employée afin de répondre aux objectifs de ce projet. Ce chapitre est subdivisé en deux sections, soit : 1) la méthodologie employée à la caractérisation du site et à l'implantation du système de suivi environnemental; et 2) la méthodologie suivie afin d'évaluer les propriétés environnementales du TNT et de ses métabolites.

3.1 MÉTHODOLOGIE DE LA CARACTÉRISATION DU SITE ET DE L'IMPLANTATION DU SYSTÈME DE SUIVI ENVIRONNEMENTAL

Un des défis importants, dans la démonstration de l'atténuation naturelle est la caractérisation adéquate du site. Cette caractérisation doit suivre des lignes directrices très spécifiques afin de permettre la récolte de données appropriées qui guideront les gestionnaires dans leur prise de décisions. La caractérisation d'un site, afin de démontrer l'atténuation naturelle, doit inclure les paramètres suivants (Barcelona, 1994) :

- Étendue et nature de la contamination présente dans le sol et l'eau souterraine;
- Localisation et étendue de la source de contamination;
- Identification des sources secondaires, de même que du type de source (continue, ponctuelle diffuse, etc.);
- Identification des paramètres géochimiques de l'aquifère;
- Détermination des propriétés hydrogéologiques du site et des environs;

- Identification des paramètres hydrogéologiques spécifiques au site;
- Localisation des puits d’approvisionnement environnants;
- Lithologie;
- Stratigraphie;
- Granulométrie;
- Conductivité hydraulique de l’aquifère;
- Direction d’écoulement des eaux souterraines;
- Localisation des eaux de surfaces;
- Localisation des aires de recharge et d’émergence des eaux souterraines;
- Identification des milieux récepteurs potentiels présents et futurs.

Ainsi, une approche dynamique, quantitative et hiérarchisée dans la caractérisation du site est requise afin de démontrer la pertinence d’employer l’atténuation naturelle surveillée comme technologie de réhabilitation au site d’étude. La méthodologie proposée dans les prochains paragraphes permettra de : 1) identifier la distribution spatiale de la contamination; 2) quantifier les conditions hydrogéologiques et géochimiques qui favorisent les processus d’atténuation; 3) implanter un système de suivi adéquat permettant de documenter dans le temps l’évolution de la dynamique hydraulique et chimique du milieu; et 4) recueillir les données de terrain essentielles à l’établissement du modèle conceptuel de la migration des contaminants au site d’étude.

Ces attentes sont en relation directe avec les étapes de la démonstration complète de l’atténuation naturelle présentées au CHAPITRE 1. Les données de caractérisation obtenues conduisent ultimement au développement du modèle conceptuel du site à l’étude. Tel qu’exposé précédemment, ce modèle conceptuel est une représentation tridimensionnelle de l’écoulement des eaux souterraines et du transport des contaminants, basée sur les propriétés géologiques, hydrogéologiques, géochimiques et climatologiques du site d’étude (Barcelona, 1994).

La section suivante présente donc l’approche préconisée afin de vérifier et quantifier les processus d’atténuation présents sur le site d’étude. L’approche comprend l’implantation d’un système de surveillance environnementale spécifiquement appliqué à la problématique des composés nitroaromatiques, qui en plus de permettre la caractérisation du site, permettra l’implantation du système de suivi et la récolte de données dans le temps.

3.1.1 Approche préconisée

L'identification des propriétés hydrogéologiques et géochimiques du site à l'étude est un processus qui implique plusieurs étapes, chacune répondant à des spécificités propres. De même, cinq étapes successives sont nécessaires à l'atteinte des objectifs fixés. La méthodologie détaillée de chacune des étapes de caractérisation est expliquée dans les prochains paragraphes. Les étapes de caractérisation planifiées sont :

ÉTAPE 1 : Quantification de la contamination à la source;

ÉTAPE 2 : Implantation du système de suivi, en deux phases;

ÉTAPE 3 : Mise en place des installations piézométriques;

ÉTAPE 4 : Développement des puits, purge et échantillonnage des eaux souterraines;

ÉTAPE 5 : Installation des lysimètres.

Procédures standard

Des procédures standard ont été élaborées pour les travaux de caractérisation des sols et de l'eau souterraine, de même que pour le programme de surveillance et le programme de santé et sécurité. Les procédures standard portent sur chacune des activités susceptibles d'être effectuées sur le terrain. Elles ont été rédigées en tenant compte des différentes publications du Ministère de l'environnement du Québec (MENVQ) ainsi que des travaux de recherche effectués au Canada et aux États-Unis portant sur les produits énergétiques. Les procédures standard sont présentées en détails à l'annexe B.

3.1.2 ÉTAPE 1 : Quantification de la contamination des sols à la source

La délimitation tridimensionnelle de la source et la quantification de la contamination en composés nitroaromatiques impliquent une première caractérisation très bien documentée des sols en surface, suivie d'une seconde caractérisation des sols en profondeur.

La caractérisation des sols à la source est effectuée au secteur à l'étude afin d'établir la distribution spatiale du trinitrotoluène (TNT) dans les dépôts de surface (0 à 15 cm) et en profondeur (0 – 1,5 m). Cette caractérisation sert à délimiter l'étendue de la contamination des sols en TNT, développer un modèle en trois dimensions de la source de contamination et prélever les échantillons de sols employés dans les travaux de laboratoire portant sur la biotransformation et la biodégradation des nitroaromatiques. Finalement, cette opération permet de préciser davantage la localisation des installations piézométriques qui composent le système de suivi.

3.1.2.1 Procédure d'échantillonnage des sols de surface

Un échantillonnage de type systématique, tel que décrit dans la procédure d'échantillonnage du MENVQ (MEF, 1995) a été effectué pour les sols de surface (0 à 0,15 m). Les points d'échantillonnage sont localisés selon une grille carrée ayant une maille de 6 m x 6 m dans la zone hypothétiquement contaminée (identifiée par l'absence de végétation) et de 12 m x 12 m en périphérie (voir Figure 4-5). Cette configuration du maillage est privilégiée, compte tenu de l'hétérogénéité de la distribution de la contamination en TNT dans les sols (Jenkins *et al.*, 1997). La nature particulière du trinitrotoluène doit être considérée lors de l'élaboration de la campagne d'échantillonnage. La faible solubilité et la présence suspectée de TNT sous forme cristalline dans les sols entraînent une grande variabilité de la contamination.

Afin de tenir compte de la distribution hétérogène du TNT dans les sols, l'échantillonnage des sols de surface a été effectué selon le protocole développé par le Centre de recherche pour la défense Valcartier (CRDV) (Thiboutot *et al.*, 1997). La méthode d'échantillonnage consiste à prélever un sous-échantillon au centre d'un cercle d'un rayon de 61 cm et six autres sous-échantillons en périphérie du rayon. Les sous-échantillons, prélevés jusqu'à une profondeur de 15 cm au moyen d'une pelle, sont homogénéisés manuellement au centre du cercle en prenant soin d'enlever les blocs et les cailloux. Suivant l'homogénéisation, un échantillon d'environ 500 g de sol est récupéré dans un sac de polyéthylène et conservé dans une glacière à 4 °C jusqu'au moment de l'analyse. La procédure d'échantillonnage doit être effectuée le plus rapidement possible et les échantillons sont entreposés à la noirceur dès leur prélèvement afin de minimiser les réactions photochimiques de transformation du TNT.

Procédure analytique des échantillons

Afin d'accélérer l'analyse des échantillons de sol et permettre d'orienter la campagne d'échantillonnage des sols sur le terrain, une analyse initiale des échantillons a été effectuée au moyen d'une méthode colorimétrique de terrain. Cette méthode implique trois étapes. La première étape consiste à extraire le trinitrotoluène de la matrice (sol). Pour ce faire, une quantité de 20 g de sol non séché provenant de l'échantillon composite est mélangée avec 100 ml d'acétone contenant 3% d'eau distillée. L'extrait est brassé vigoureusement pendant trois minutes, puis il est laissé au repos afin de laisser les particules décanter. La phase aqueuse est par la suite prélevée au moyen d'une seringue munie d'un filtre 0.45 µm. La seconde étape consiste à ajouter dans l'extrait une solution d'hydroxyde de potassium et de sulfite de sodium, de brasser vigoureusement pendant trois minutes et de filtrer la solution. L'échantillon est maintenant prêt pour l'analyse. Le degré de contamination peut être évalué visuellement. Une couleur rosée ou rougeâtre de la solution indique que l'échantillon contient

du TNT tandis qu'une teinte bleutée, indique qu'il renferme du 2,4-DNT. La dernière étape consiste à analyser l'extrait au moyen d'un spectrophotomètre portatif modèle "HACH DR/2010" dont la longueur a été ajustée au préalable à 540 nm. Le résultat du TNT représente la somme des concentrations du TNT et du TNB.

Cette méthode colorimétrique permet de détecter la présence de TNT dans les solvants d'extraction à des concentrations variant entre 1 et 200 ppm. Les étapes de dilution permettent de doser les concentrations dans les échantillons de sol prélevés. Le centre de recherche *Cold Regions Research and Engineering Laboratory* (CRREL) a démontré que la précision de cette méthode est comparable à celle d'un HPLC (*High Pressure Liquid Chromatography*) de laboratoire et que les résultats analytiques de la méthode démontrent une forte corrélation avec les résultats obtenus par HPLC. Cette méthode permet également l'analyse du TNT, RDX, 2,4-DNT, TNB, DNB, tétryl, picrate d'ammonium, acide picrique et HMX. Cette méthode apporte une très bonne précision et une rapidité d'analyse élevée (Jenkins *et al.*, 1992).

3.1.2.2 Procédure de caractérisation en profondeur des sols à la source

L'échantillonnage en profondeur des sols à la source de contamination a été réalisé afin de délimiter l'extension tridimensionnelle de la zone polluée. Les travaux ont consisté en l'exécution de six tranchées de reconnaissance permettant d'établir la stratigraphie des sols en profondeur (voir Figure 4-5). L'emplacement des tranchées a été sélectionné à partir des résultats analytiques obtenus lors de la campagne de caractérisation des sols de surface. Les points d'échantillonnage ont été sélectionnés de façon à circonscrire la zone de fortes contaminations en surface. Les tranchées, d'une profondeur maximale de 1,5 m, ont été excavées au moyen d'une rétrochargeuse.

Au total, dix-huit échantillons composites de sol ont été prélevés lors des travaux, soit trois à chacune des tranchées à des profondeurs respectives de 0,5 m, 1,0 m et 1,5 m. Les échantillons ont été récupérés suivant une méthode stérile d'échantillonnage tel que décrit à la procédure standard ECH-016 de l'annexe B. Tous les échantillons ont été placés dans un contenant de verre ambré pouvant contenir 100 g de sol fermé par un couvercle de plastique, muni d'une membrane en Téflon. Immédiatement suivant leur prélèvement, les échantillons ont été conservés à l'abri du soleil et à une température de 4 °C dans une glacière jusqu'à leur analyse.

Analyse des échantillons

Tous les échantillons prélevés dans le cadre de ces travaux ont été analysés pour les nitroaromatiques et leurs métabolites. Les échantillons de sol ont été analysés selon la méthode 8330 de l'EPA avec la modification suivante: les échantillons ne sont pas séchés à l'air, mais plutôt congelés à -80°C avant d'être lyophilisés. Les composés aromatiques ont été analysés sur un système de chromatographie de « *Thermoseparation Products* » composé d'une pompe de modèle P4000, d'un injecteur de modèle AS1000 incluant le contrôle de la température de la colonne, et d'un détecteur à photodiode UV 6000LP. La phase mobile injectée est constituée de 2-propanol:eau (18:82 p/p). Les injections sont de 50 µl dans une colonne Supelcosil C8 (particules de 5 mm) de 25 cm de long par 46 mm de diamètre interne, en phase inversée, à 35°C. Le débit étant de 1 mL/ min.

3.1.3 ÉTAPE 2 : Implantation du système de surveillance environnementale

L'implantation du système de suivi a été effectuée en deux phases. La première phase (PHASE 1) visait la mise en place d'installations piézométriques dans l'aquifère profond et dans l'aquitard en surface afin d'établir la direction d'écoulement des eaux souterraines au site d'étude. La Figure 3-1 présente la localisation des trois puits multi-niveaux implantés durant la PHASE 1 (PO-106, PO-107 et PO-108).

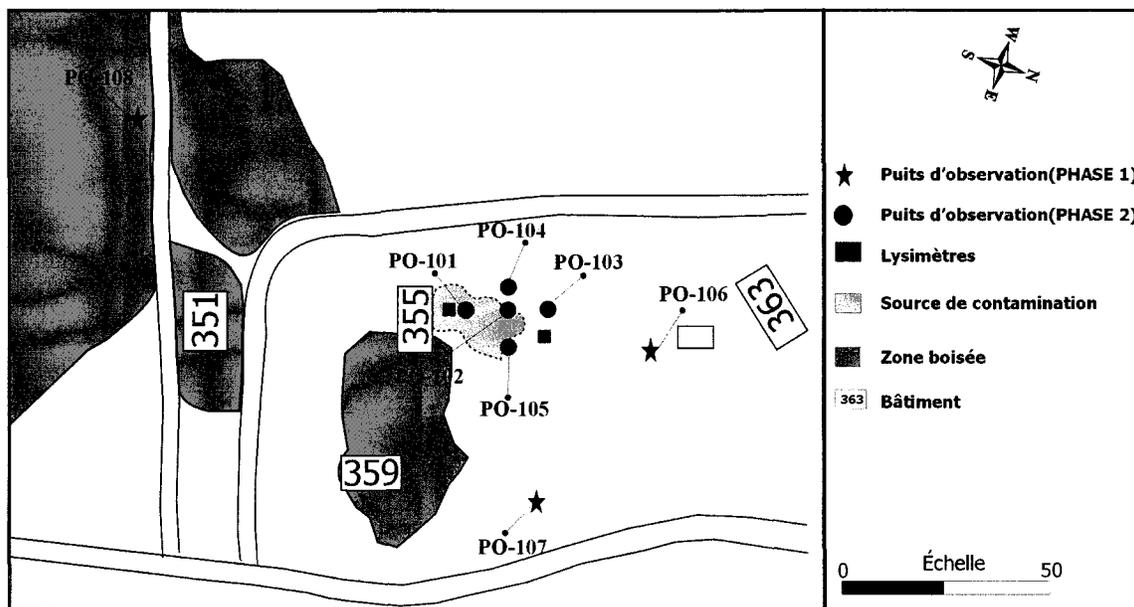


Figure 3 - 1. Localisation des puits implantés à la PHASE 1.

Suite à l'établissement de la piézométrie de l'aquifère régional et de l'aquitard, une deuxième phase (PHASE 2) a consisté en l'implantation de cinq nouvelles installations piézométriques à

niveaux multiples (PO-101, PO-102, PO-103, PO-104 et PO-105), permettant de compléter la caractérisation du site en plus de fournir dans le temps les données essentielles à la démonstration de l'atténuation naturelle (voir Figure 3-1). Le système de suivi permet de suivre dans le temps l'évolution du système. Ainsi, en mesurant à intervalles réguliers les paramètres géochimiques de l'aquifère (oxygène dissout, pH, potentiel d'oxydoréduction, etc.), la concentration du TNT et de ses métabolites, de même que certains éléments chimiques (NO_3 , NO_2 , etc.), il devient possible de documenter la diminution de la masse de contaminant dans le temps.

3.1.3.1 PHASE 1 : Identification de la direction d'écoulement des eaux souterraines

Positionnement des installations piézométriques initiales

Après avoir délimité la source de contamination (ÉTAPE 1), l'identification de la direction d'écoulement des eaux souterraines est la dernière prérogative manquante à l'implantation complète du système de suivi. Ainsi, 3 puits à deux niveaux ont été positionnés stratégiquement afin de définir le régime d'écoulement des eaux souterraines (PO-106, PO-107 et PO-108). Comme la source de contamination est localisée au nord du bâtiment 355, les puits d'observation ont été situés conséquemment. La Figure 3-1 présente la localisation des puits d'observation à 2 niveaux. La triangulation fournie par ce positionnement a ainsi permis d'évaluer la direction d'écoulement des eaux souterraines et de compléter adéquatement le système de suivi.

Technique de forage

Les dépôts meubles au site d'étude sont formés de dépôts glaciaires (till) très compacts et de sédiments à granulométrie hétérogène contenant des blocs granitiques. Ces matériaux limitent la profondeur des forages conventionnels tel que la méthode à tarières évidées et exigent des techniques de forages particulières. Les forages ont été réalisés à l'aide d'une foreuse au diamant muni de forets, de tubage HW et de tubes carottiers HQ. La technique de forage a consisté à enfoncer un tubage de diamètre HW par rotation à travers les dépôts meubles à l'aide d'un foret à couronne de diamants jusqu'à l'atteinte du roc. Par la suite, le roc a été foré et échantillonné avec des tubes carottiers de diamètre HQ.

Les forets utilisés ont été refroidis avec de l'eau injectée dans la tige de forage lors des travaux. L'eau utilisée est prélevée dans le fleuve St-Laurent près de la station de pompage de l'usine. Un échantillon d'eau a été prélevé et soumis au laboratoire d'analyse afin de vérifier certains paramètres physico-chimiques tels que les ions, les nitroaromatiques et leurs métabolites. Le forage au diamant est une technique alternative d'intérêt pour la réalisation

des forages en aval et en amont du site, car elle permet le prélèvement d'échantillons de sols et de roc à un prix compétitif. Par contre, l'inconvénient majeur de cette technique est qu'elle peut engendrer une dilution de la contamination par l'introduction d'eau de forage dans l'aquifère.

Instrumentation

Les forages effectués sont constitués de deux niveaux de puits d'observation, positionnés dans l'aquifère profond et dans les dépôts meubles. Outre la définition du régime d'écoulement des eaux souterraines, les forages PO-106 et PO-107 (voir Figure 3-1) ont permis de vérifier la présence de contamination des sols et des eaux souterraines en aval de la source à l'étude, tandis que le forage PO-108 (voir Figure 3-1) réalisé en amont de la contamination, a permis de vérifier l'apport de contamination externe et le bruit de fond.

Les dépôts meubles pénétrés par les forages ont été échantillonnés à un intervalle de 1,5 m au moyen d'une cuillère fendue de 60 cm de longueur avec un diamètre extérieur de 5 cm. Lors du prélèvement des échantillons de sol, la cuillère fendue était attachée au bout du train de tige de la foreuse et descendue au fond du trou de forage. Le prélèvement était effectué en enfonçant par battage la cuillère fendue. Le nombre de coups requis pour enfoncer la cuillère de 30 cm dans le sol était calculé afin de déterminer l'indice N ou indice de pénétration standard, qui reflète la densité relative ou compacité du matériel rencontré. Suivant l'atteinte de la profondeur requise, l'échantillonneur était remonté à la surface et la cuillère récupérée. Le sol était par la suite décrit et récupéré pour analyses physico-chimiques.

Les échantillons de sol récupérés dans les forages ont été prélevés selon la procédure ECH-016. Les échantillons de sol ont par la suite été placés dans des pots en verre ambré avec couvercle vissé et papier d'aluminium, puis conservés au froid ($\pm 4^{\circ}\text{C}$) jusqu'au moment des analyses. Les cuillères fendues ont été nettoyées tel qu'indiqué à la procédure standard ECH-013 afin d'éliminer les contaminants organiques potentiellement présents. Les échantillons recueillis lors des forages ont été acheminés au laboratoire d'analyse pour effectuer les analyses physico-chimiques suivantes:

- Composés nitroaromatiques: TNT, 2,4-DNT, 2,6-DNT, MNT;
- Métabolites, ex: 2,4-ADNT, 2-A-4-NT, etc;
- Carbone organique total (COT);
- Teneur en eau.

Les échantillons de roc recueillis lors des forages ont été mis dans des boîtes et ont subi seulement un examen visuel.

3.1.3.2 PHASE 2 : Caractérisation complémentaire et implantation finale du système de suivi

Localisation des installations piézométriques complémentaires

Suite à la PHASE 1 des travaux de caractérisation, le positionnement de cinq installations piézométriques complémentaires a été effectué (Figure 3-1). Ce positionnement a été guidé par les étapes devant être suivies lors de l'évaluation du potentiel d'atténuation d'un site, tel que présenté au CHAPITRE 1. Ainsi, trois puits ont été positionnés dans le sens de la direction d'écoulement de l'eau souterraine à partir de la source de contamination (PO-101, PO-102 et PO-103) et deux autres ouvrages piézométriques ont été positionnés selon une ligne perpendiculaire à l'écoulement pour évaluer l'étendue latérale du panache de contamination des eaux souterraines (PO-104 et PO-105).

Technique de forage

Tout comme pour les travaux de la PHASE 1, une technique de forage particulière a été employée dans la réalisation des ouvrages piézométriques complémentaires. Un marteau fond de trou de type Odex a permis de réaliser des puits à niveaux multiples, tout en diminuant fortement les chances d'une contamination entrecroisée (Driscoll, 1986). Ainsi, les forages télescopiques ont été effectués à la source de contamination afin d'éviter que des contaminants présents près de la surface ne descendent le long du tubage du forage à des niveaux inférieurs où la crépine est installée. La technique utilisée a consisté à descendre le tubage de plus grand diamètre jusqu'à 1 m au-dessus de la profondeur estimée de la partie supérieure de la crépine. Par la suite, un tubage de diamètre inférieur a été descendu à l'intérieur du premier tubage et le forage s'est poursuivi jusqu'au prochain niveau. Cette opération a été répétée au droit de chacun des forages selon les spécifications décrites à la procédure standard ECH-020. Cette technique de forage étant de type destructive, aucun échantillon de sol et de roc n'a pu être récupéré lors des travaux.

Le forage marteau fond de trou type ODEX utilise un compresseur muni d'un filtre pour injecter l'air servant à refroidir le foret et à remonter les débris à la surface. De plus, entre huit et dix gallons d'eau par minute sont injectés en simultané avec l'air afin d'humidifier la base du forage et de diminuer les risques d'explosion reliés à la présence de TNT et d'autres composés de nature explosive dans le sol.

Cette foreuse rotative a l'avantage de pouvoir être utilisée dans tous les types de matériaux géologiques et à de grandes profondeurs (Driscoll, 1986). Par contre, cette dernière peut modifier les conditions géochimiques et microbiologiques de l'aquifère par l'injection d'air et d'eau sous pression. Cette méthode n'est recommandée que dans les situations où les foreuses à tarières ne peuvent être utilisées, tel étant le cas pour le site à l'étude.

Au total, six forages d'une profondeur variant de 4,0 m à 21,7 m ont été installés dans le panache de contamination et au pourtour de celui-ci. L'emplacement des forages a été choisi et localisé sur le site afin de répondre aux objectifs de la démonstration de l'atténuation naturelle.

3.1.4 ÉTAPE 3 : Installation des puits d'observation

Au total, huit puits d'observation à niveaux multiples et un puits d'observation à niveau simple ont été installés (incluant PHASE 1 et 2) de façon à fournir des données pour la démonstration de l'atténuation naturelle. Les caractéristiques des aménagements piézométriques, de même que les détails de construction des puits et leurs représentations se retrouvent à l'annexe C.

3.1.5 ÉTAPE 4 : Développement des puits d'observation, purge et échantillonnage des eaux souterraines

3.1.5.1 Développement des puits d'observation

Lors des travaux de forage, des particules fines se collent aux parois du trou, causant ainsi le lissage des parois et un colmatage de la formation. Ce phénomène se traduit par une réduction de la conductivité hydraulique de la formation entourant le puits. Ainsi, un développement adéquat du puits est nécessaire, afin de redonner à la formation ses propriétés hydrauliques initiales (Aller *et al.*, 1989). Les puits dont la crépine est installée au niveau du roc, ont été développés à l'aide d'azote, injecté sous pression. La procédure utilisée a consisté à descendre dans le puits un tube connecté à un réservoir sous pression d'azote jusqu'à 60 cm au-dessus du sommet de la crépine. L'injection de l'azote a été effectuée selon un cycle de deux minutes d'injection suivi de 2 minutes d'arrêt.

Les puits dont la crépine a été installée au niveau des dépôts meubles ont été développés par pompage avec une valve Waterra D16 munie d'un piston modèle SD-25 dont la tubulure est fixée à une pompe électrique Hydrolift II (Waterra). La tubulure munie du piston permet de créer un mouvement de va-et-vient de l'eau souterraine au niveau de la crépine.

L'enlèvement des particules fines présentes à la base du puits a été effectué à l'aide d'une pompe à inertie Waterra sans piston. Le développement s'est terminé lorsque l'eau souterraine ne contenait plus de particules fines.

3.1.5.2 Purge des puits et mesure des paramètres physico-chimiques

Avant de procéder à l'échantillonnage de l'eau souterraine, tous les puits sans exception devant être échantillonnés doivent être vidangés. L'objectif de cette opération est de retirer l'eau stagnante afin d'obtenir un échantillon représentatif de la formation souterraine. L'eau stagnante dans le puits peut être affectée par les processus suivants (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1994): contact avec les matériaux de construction du puits, contact avec l'atmosphère, dégazéification et activité biologique. La micro-purge a été employée comme méthode de purge. Cette méthode implique que les rabattements sont limités par un pompage adéquat lors de la vidange du puits, car un sur pompage peut entraîner l'eau des couches sous-jacentes et sus-jacentes à la zone ciblée par l'échantillonnage (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1994).

Divers paramètres physiques ont été mesurés lors de la purge des puits d'observation installés dans les dépôts meubles. Les paramètres de base mesurés furent la température, la conductivité électrique, la turbidité, la concentration en oxygène dissous, le pH et le potentiel d'oxydoréduction. Ces paramètres, excepté la turbidité, ont été mesurés au moyen de la sonde multiparamètres YSI 600. La turbidité a été mesurée au moyen d'un turbidimètre. Les paramètres physiques ont été mesurés avant de procéder à la purge. La mesure des paramètres a été effectuée à tous les 0,5 L jusqu'à ce qu'au moins trois lectures consécutives soient stables. La stabilisation des paramètres indique que l'eau stagnante du puits a été retirée et que l'eau continuant d'être pompée est représentative de l'aquifère. Suivant la purge, l'échantillonnage peut être réalisé.

Les puits d'observation installés dans le roc ont été purgés avec une valve Waterra dont la tubulure est fixée à une pompe électrique HydroLift II (WATERA). Pendant la purge du puits, la tubulure est reliée à une cellule de lecture contenant les senseurs de la sonde multiparamètres; les paramètres physico-chimiques (température, conductivité, oxygène dissous, pH, potentiel d'oxydoréduction) sont mesurés jusqu'à l'obtention de mesures stables. Le débit utilisé pour la purge fut de 500 ml/min.

Étant donné la recharge assez faible suspectée pour les puits installés dans les dépôts meubles, une méthode de micro-purge a été utilisée (Kearl *et al.*, 1994). Le principe de la micro-purge

est que l'eau du puits est pompée, à un très faible débit, de façon à minimiser les perturbations associées généralement à une purge agressive. Cette méthode consiste à pomper l'eau à la même vitesse que l'eau de l'aquifère pénètre dans le puits. Un tuyau en Téflon 0,63 cm (1/4 de pouces) de diamètre externe et 0,31 cm (1/8 de pouces) de diamètre interne a été descendu jusqu'à 40 cm au-dessus de la crépine afin de purger l'eau de la surface; ensuite le tuyau a été descendu jusqu'à 10-20 cm au-dessous du sommet de la crépine. Le pompage de l'eau a été effectué à l'aide d'une pompe péristaltique à débit variable (Master-Flex, modèle 7570-10). Le tuyau a été relié à une valve pour permettre de changer le récipient de l'échantillonnage. Pendant la purge du puits, le tuyau de Teflon a été relié à une cellule de lecture modifiée contenant un faible volume d'eau (< 100 ml). Cette cellule de lecture contient les senseurs de la sonde multiparamètres; les paramètres physico-chimiques (température, conductivité, oxygène dissous, pH, potentiel d'oxydoréduction) sont mesurés jusqu'à l'obtention de mesures stables. Le débit utilisé pour la purge fut de 100-150 ml/min.

3.1.5.3 Échantillonnage de l'eau souterraine

L'étude de la dynamique des paramètres physico-chimiques et de l'activité biologique dans le sol et l'eau souterraine permet de vérifier la présence des processus d'atténuation à un site donné et d'évaluer si, à eux seuls, ces processus permettent de limiter la migration des contaminants vers un milieu récepteur précis. Les principaux indicateurs de l'activité biologique dans l'aquifère sont le potentiel d'oxydoréduction de l'eau souterraine, de même que la concentration des accepteurs d'électrons qui sont rencontrés dans les sols et dans les eaux souterraines (Chapelle, 1992). Ceci est vrai pour la plupart des composés, mais dans le cas des composés nitroaromatiques, la dynamique est quelque peu différente. Ainsi, les paramètres d'analyses qui permettent de suivre l'évolution d'un milieu contaminé par des hydrocarbures pétroliers sont principalement les accepteurs d'électrons (O_2 , NO_3^- , Fe (III), SO_4^{2-} et CO_2), car dans ce cas, les hydrocarbures sont utilisés par la flore microbienne comme source de carbone et d'énergie (donneurs d'électrons). Selon cette dynamique, ce sont les accepteurs d'électrons qui deviennent les éléments limitant de la réaction de dégradation des hydrocarbures et en mesurant leur changement de concentration dans le milieu, il est possible d'observer et de quantifier si la biotransformation des contaminants est réelle pour un site en particulier. Dans le cas des nitroaromatiques cette dynamique est très différente, car ces composés ne sont pas utilisés par la flore microbienne comme donneurs d'électrons, mais comme accepteurs d'électrons (la voie de dégradation principale du TNT étant par réduction des groupements nitro (Spain, 1994). Ainsi, c'est le carbone organique (donneurs d'électrons) qui devient l'élément limitant la réaction et il est difficile de suivre sa concentration dans le temps. L'incertitude qui plane sur la connaissance des métabolites, des donneurs d'électrons,

de même que sur les accepteurs d'électrons impliqués dans les réactions de transformation des composés nitroaromatiques, fait en sorte que les principaux indicateurs de l'activité biologiques demeurent les intermédiaires de dégradation (métabolites), le potentiel d'oxydoréduction et l'oxygène dissout.

Calibration des équipements

La calibration de la sonde multiparamètres YSI 600XL a été effectuée selon les spécifications du manufacturier en début de journée ou suivant le besoin de remplacement de la membrane de la sonde à oxygène dissous. La sonde multiparamètres permet la mesure simultanée de l'oxygène dissous, du pH, de la température, de la conductivité électrique et du potentiel d'oxydoréduction.

La sonde à oxygène est calibrée dans l'air à 100 % d'humidité en corrigeant pour la pression barométrique à chaque jour. La sonde à conductivité est calibrée avec une solution standard à 1.409 mS/cm. La sonde à pH est calibrée avec deux points, soit avec les pH 7.00 et 10.00 ou avec les pH 7.00 et 4.00, dépendant de l'intervalle des pH à mesurer. Aucune calibration n'est requise pour les paramètres de température et de potentiel d'oxydoréduction.

Décontamination des équipements

Des soins attentifs ont été apportés afin d'éviter la contamination entrecroisée en effectuant un nettoyage adéquat des équipements de mesures, de purge et d'échantillonnage entre chaque point d'échantillonnage (voir annexe B pour les procédures suivies).

Niveau d'eau et profondeur du puits

Le niveau statique de l'eau souterrain dans les puits a été mesuré avant de procéder à la purge et l'échantillonnage. Une sonde à niveau d'eau a été utilisée pour mesurer la profondeur de l'eau souterraine sous la surface avec une précision de 0,001 m. Après la mesure du niveau statique, la sonde a été descendue jusqu'à la base du puits afin de mesurer la profondeur totale du puits.

Prélèvement des échantillons

Les échantillons d'eau ont été recueillis au moyen d'une tubulure de polyéthylène 9,5 mm (3/8 de pouce) et d'une valve Waterra. Le débit pour l'échantillonnage fut de 500 ml/min. Un tubage de Téflon de 3,2 mm (1/8 de pouce) est dédié à chaque puits installé dans les dépôts meubles et l'échantillon a été prélevé au moyen d'une pompe péristaltique. Au début de l'échantillonnage, la valve en acier inoxydable a été fermée et une fiole à filtrer a été installée entre le tuyau de Téflon et la pompe péristaltique pour éviter qu'il y ait contact de

l'eau avec le tube flexible de la pompe et empêcher la perte des composés organiques par adsorption sur le tube. La fiole à filtrer a été remplie par l'application d'un vide à l'aide de la pompe péristaltique et l'eau a été transvidée dans les contenants d'analyse. Les échantillons d'eau ont été transférés directement dans les contenants appropriés tels qu'indiqués à la procédure standard ECH-019. L'eau souterraine a été prélevée à faible débit afin de minimiser la turbulence et l'aération des échantillons. Malgré ces précautions, l'introduction d'oxygène dans l'eau échantillonnée est tout de même possible.

Type de contenant, emballage, conservation et expédition des échantillons

La préparation et la préservation des échantillons ont été effectuées selon les procédures standard ECH-006 et ECH-007. Ces procédures sont inspirées du document publié par le MEF (1994) intitulé "Guide des méthodes de conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol". Les procédures standard fournissent des informations sur les types de contenants requis, le mode de conservation (pH, acide, température) et le délai de préservation. Les échantillons ont été emballés et expédiés au laboratoire d'analyse selon la procédure ECH-009. Les échantillons prélevés ont été conservés à une température approximative de 4°C jusqu'à leur analyse.

Protocole analytique des eaux

Analyses des nitroaromatiques présents dans les eaux souterraines : Les échantillons d'eau souterraine ont été analysés pour leur contenu en nitroaromatiques et métabolites en suivant la méthode 8330 de l'EPA pour les hautes concentrations ("high level method"). Un volume de chacun des échantillons d'eau (filtrés et acidifiés sur le terrain) a été mélangé à un volume égal d'acétonitrile, vortexé, filtré (0.45 µm, Millex HV), et analysé sur HPLC.

Analyses des anions présents dans les eaux souterraines : Un volume de 1 mL de chacun des échantillons d'eau (filtré sur le terrain) est analysé sur HPLC, dans un délai de 48 h (nitrates et nitrites), sauf indication contraire. Les échantillons sont dilués au besoin. Les anions analysés furent: NO₃, NO₂, SO₄, PO₄ et Cl⁻.

3.1.6 ÉTAPE 5 : Installation des lysimètres

Plusieurs processus qui influencent significativement le transport des composés nitroaromatiques se produisent dans la zone vadose. La migration des composés nitroaromatiques dans cette zone est régit principalement par la cinétique de solubilisation/dissolution. La quantification de ces processus est très utile à la compréhension du transport des contaminants de la surface du sol à la zone saturée. L'échantillonnage de l'eau contenue dans la zone vadose permet d'évaluer la concentration en composés

nitroaromatiques susceptibles de se rendre jusqu'à la nappe phréatique, de même que la qualité et la composition de l'eau interstitielle contenue dans cette zone. Le problème est que les eaux présentes dans la zone vadose sont sous tension et que l'emploi d'un puits d'observation, comme ceux utilisés dans la zone saturée, n'est pas adéquat. L'eau ainsi sous tension, ne pénètre pas dans les ouvertures de la crépine. Les lysimètres à succion ont donc été conçus afin d'échantillonner l'eau sous tension contenue dans la zone vadose.

Les lysimètres à succion sont constitués de tubes de PVC dont l'extrémité est formée d'un embout poreux (pierre poreuse). En créant une succion à l'intérieur du tube, plus élevée que la tension capillaire du sol (négative), un gradient se formera entre le milieu granulaire et l'intérieur du lysimètre. Ce gradient devra être suffisamment élevé afin de permettre à l'eau interstitielle de migrer vers le lysimètre. Des lysimètres à succion ont donc été installés dans le secteur TNT afin de permettre l'échantillonnage de l'eau contenue dans la zone vadose. De plus, un traceur conservatif (bromure) a été appliqué à la surface du sol à l'aide d'un pulvérisateur. Le traceur est dilué dans l'eau qui est vaporisée à la surface du sol autour des lysimètres sur un rayon équivalent à deux fois leur profondeur. Suite à l'épandage du traceur, le suivi de sa migration dans le sol est effectué par échantillonnages périodiques dans les lysimètres à succion au moment de la recharge de la nappe phréatique.

3.1.6.1 Installation des lysimètres

Les lysimètres ont été installés à la source de contamination (voir figure 3-1). Deux séries de trois lysimètres ont été implantées, une série dans le secteur le plus contaminé (près du bâtiment 355) et l'autre série à la limite de la zone contaminée. Cette disposition permet de suivre la dynamique du système pour des conditions différentes (fortes concentrations et faibles concentrations en composés nitroaromatiques).

Chaque unité, de deux groupes de lysimètres, a été installée à des profondeurs de : 0,3 m, 0,6 m et 0,9 m. Le dernier niveau tient compte du niveau de la nappe phréatique qui peut atteindre 1 m de profondeur au printemps. Les lysimètres ont été positionnés à 60° par rapport à l'horizontale, afin d'éviter toutes infiltrations préférentielles le long des parois du forage (voir Figure 3-2). Une tarière manuelle a été employée afin de créer les ouvertures nécessaires à leur installation. L'installation des lysimètres nécessite la mise en place de billes de verre entre la pierre poreuse et le sol dans le but de créer un contact capillaire. Ainsi, 500 mL de billes de verre (grade 400) ont été introduites au fond du trou. Pour enrober la pierre poreuse du lysimètre, 500 mL de sable de silice (grade 0) ont été ensuite déversés par-dessus les billes de verre. Par la suite, de la pelletonite (200 mL) a été insérée, au-dessus du sable de silice et

l'ouverture restante a été comblée par de la bentonite en poudre jusqu'en surface. De plus, un monticule de sol recouvre la bentonite en surface pour protéger la tubulure de plastique du lysimètre.

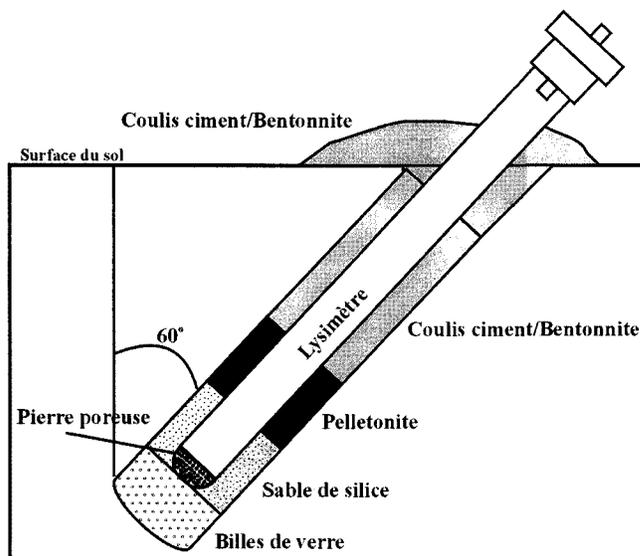


Figure 3 - 2. Installation des lysimètres à succion.

3.2 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉVALUATION DES PROPRIÉTÉS ENVIRONNEMENTALES DU TNT ET DE SES MÉTABOLITES

Cette sous-section expose la méthodologie employée afin d'établir les propriétés environnementales du TNT et de ses métabolites. Conjointement avec la caractérisation du site, l'évaluation de ces propriétés permet l'établissement d'un modèle conceptuel de la migration des contaminants au site d'étude.

L'intérêt entourant l'identification des propriétés de transport des nitroaromatiques est relativement récent. La compréhension de ces propriétés est essentielle afin d'établir un plan d'action dans la gestion des sites contaminés par ce genre de composés. Dans les processus étudiés jusqu'à maintenant, deux semblent jouer un rôle prédominant dans le devenir des composés nitroaromatiques dans le sol et les eaux souterraines : la biodégradation et la sorption (Pennington et Patrick, 1990). La principale conclusion pouvant être tirée d'une revue de littérature exhaustive sur les nitroaromatiques (CHAPITRE 2) est que leur devenir dans l'environnement est fonction principalement des conditions retrouvées sur le site à l'étude. Ainsi, les propriétés de transport de ces contaminants évaluées en laboratoire à l'aide de sols typiques (sable d'Ottawa, argile de Yokena, etc.) ne sont souvent pas valables pour d'autres types de sols et ne servent qu'à fournir quelques indications ou une approximation de

leur comportement réel. C'est justement cette dernière conclusion qui motive et justifie grandement les essais en laboratoire visant à identifier l'importance des phénomènes de sorption et de dégradation des nitroaromatiques au site d'étude. Ces deux facteurs sont reliés, dans un premier temps, au type de sol et à la dynamique du milieu dans son ensemble, mais également au contaminant lui-même. Or, ces paramètres doivent être évalués avec précision dans la démonstration de l'atténuation naturelle, puisque l'adsorption contrôle la mobilité et la biodisponibilité des composés à l'étude, alors que les processus de biodégradation influencent les taux d'atténuation, de même que l'apparition et la disparition des intermédiaires de dégradation. Une phase d'étude en laboratoire est donc nécessaire afin de préciser l'influence que procure ces processus sur la dynamique du milieu.

Les objectifs de l'expérimentation fixés au départ étaient :

- 1) Définir la cinétique d'adsorption du TNT;
- 2) Identifier l'isotherme d'adsorption du TNT;
- 3) Identifier le facteur retard (R) du TNT;
- 4) Évaluer la cinétique de transformation du TNT;
- 5) Identifier la constante de transformation du premier ordre du TNT;
- 6) Identifier le taux de minéralisation du TNT.

De façon similaire aux travaux de terrain, l'évaluation des propriétés environnementales du TNT et de ses métabolites s'effectue par étapes. En fait, trois phases expérimentales ont permis d'atteindre les objectifs fixés dans cette phase d'étude. En premier lieu, les essais d'adsorption en lot (*batch test*) ont servi de prémisses à la deuxième étape expérimentale constituée des essais en colonnes. Finalement, des essais en microcosmes ont permis de répondre aux interrogations posées sur la transformation biologique du TNT.

3.2.1 Essais d'adsorption en lot (*batch test*)

La source de contamination présente dans le secteur TNT, est constituée de sols de surface fortement contaminés. La forte concentration en surface résulte de la présence de composés sous forme cristalline. Considérant la faible solubilité aqueuse de ces composés, les cristaux de TNT et des autres produits agissent comme un réservoir et donc comme une source de contamination des horizons inférieurs par solubilisation lente lors des événements pluvieux et de fonte de neige. C'est pourquoi les phénomènes de sorption jouent un rôle important puisqu'ils régissent en quelque sorte cette cinétique de solubilisation en permettant la disponibilité des contaminants.

Les essais d'adsorption sont fréquemment employés afin de définir la capacité d'adsorption d'un sol spécifique à un composé. De plus, ils sont très utiles à la compréhension du comportement de ce composé dans l'environnement puisqu'ils permettent de définir le coefficient de partition, essentiel afin d'établir l'importance des phénomènes de sorption découlant des propriétés du composé. Bien que ces essais soient relativement simples à réaliser, plusieurs étapes précèdent les essais proprement dits, étapes qui influencent significativement la qualité des résultats. En fait, les essais d'adsorption sont réalisés en trois étapes. La première étape consiste à déterminer la quantité de sol utilisée dans chacun des réacteurs, c'est-à-dire le ratio sol:eau employé dans l'expérience. La seconde étape permet d'établir le temps d'équilibre entre le sol et les composés organiques en solution et finalement, la troisième étape consiste à procéder aux essais d'adsorption en lot proprement dits.

Plusieurs facteurs peuvent influencer les essais d'adsorption en lot. Ainsi, le pH de la solution, la température, la méthode d'agitation sont autant de paramètres à prendre en compte pour la bonne réalisation des essais (EPA, 1992). Le protocole complet des essais d'adsorption est présenté à l'annexe D.

3.2.1.1 Méthodologie

Dans les faits, deux méthodes permettent de réaliser les essais d'adsorption en lot. Une première technique, ECI (*Environmental Conservative Isotherms*), qui consiste à utiliser un ratio sol:eau variable, est conseillée pour les analyses de routine (EPA, 1992). Cette méthode conduit à la sous-estimation de l'adsorption et elle est ainsi qualifiée de méthode conservative. Cette technique n'est cependant pas efficace dans tous les cas. Ainsi, elle est recommandée lorsque l'adsorbant (sol) possède une très grande affinité pour le soluté (composé), ou lorsque la concentration en composés organiques de la solution initiale est faible.

La deuxième méthode permettant de réaliser des essais d'adsorption en lot, la technique CSI (*Constant Soil:solution ratio Isotherms*), consiste à maintenir le ratio sol:eau constant (donc de toujours utiliser la même quantité de sol), en diluant la solution de départ. Cette technique est moins utilisée selon l'EPA (1992), car le ratio sol:eau est un facteur qui influence grandement les phénomènes d'adsorption durant les expériences et l'utilisation d'un seul ratio peut conduire à la surestimation des propriétés d'adsorption.

Solution aqueuse

La solution aqueuse utilisée dans les essais d'adsorption a été préparée en utilisant les contaminants extraits des sols provenant de la source de contamination du site d'étude

(secteur TNT situé sur la propriété). La méthode de fabrication est expliquée en détail dans le protocole de laboratoire présentée à l'annexe D. Les extraits des sols contenaient, entre autres, le 2,4,6-trinitrotoluène, le 2,4-dinitrotoluène et le 2,6-dinitrotoluène.

Identification du ratio sol:eau

Le terme ratio sol:eau réfère au ratio de la masse de l'adsorbant (sol) par rapport au volume de liquide (solution aqueuse). Afin de construire un isotherme d'adsorption, le ratio sol:eau doit être défini de façon à permettre une adsorption significative résultant en une différence statistiquement valable des concentrations en composés organiques dans la solution aqueuse. Dans le cas où le ratio sol:eau est trop élevé, c'est-à-dire trop d'adsorbant ou pas assez de solution aqueuse, la grande partie du soluté peut être adsorbé, forçant l'investigateur à tenter de mesurer de petites différences de concentration entre de petits volumes de soluté. Dans le cas contraire où le ratio serait trop faible, pas assez d'adsorbant pour un volume de solution aqueuse donné, le changement dans la concentration initiale peut être trop faible, forçant l'investigateur à mesurer de petites différences de concentration entre de grands volumes de soluté.

Afin de définir un ratio sol:eau représentatif, le critère de sélection repose sur le pourcentage d'adsorption de la solution aqueuse la plus concentrée. Ainsi, le ratio doit être sélectionné de façon à permettre une adsorption située entre 10 et 30% (EPA, 1992). Le ratio sélectionné, permettant ces taux d'adsorption, conduit à une différence appréciable entre les concentrations analysées et par le fait même à une interprétation statistiquement valable.

La sélection du ratio sol:eau dans le cas des composés non ioniques, peut s'effectuer de façon empirique ou de façon expérimentale. Il est suggéré (EPA, 1992) pour déterminer un ratio valable, dans le cas d'un composé non ionique, d'utiliser la méthode empirique. Cependant, pour plusieurs raisons, qui seront énoncées plus bas, l'approche expérimentale sera également évaluée.

Méthode empirique

La détermination du ratio sol:eau pour des composés ioniques nécessite un travail de laboratoire. Par contre, pour des composés non ioniques, un calcul relativement simple peut être fait afin d'évaluer ce ratio, particulièrement pour des composés organiques hydrophobes (EPA, 1992). Cette méthode requiert la connaissance du contenu en matière organique de l'adsorbant (sol) ainsi que de la solubilité du composé dans la solution.

Méthode expérimentale

Plusieurs raisons font en sorte que l'utilisation des équations empiriques dans la détermination du ratio sol:eau peut être discutable, particulièrement dans le cas du TNT. Le calcul du ratio selon la méthode empirique est très sensible à une variation du carbone organique total (COT). Comme le COT peut varier de quelques dixièmes de pour-cent pour un même sol, le ratio calculé peut différer significativement et ainsi biaiser les résultats. Les équations utilisées et suggérées par l'EPA (1992) sont basées sur l'étude de plusieurs composés, mais il est difficile d'établir avec certitude qu'elles sont valides pour tous les composés organiques. L'EPA a arrêté son choix sur les équations de Hassett *et al.* (1983), mais plusieurs autres auteurs ont défini des équations du même type qui donnent des résultats différents parce que plusieurs composés ont des comportements différents. Ainsi, dans le cas du TNT, plus d'une trentaine d'équations reliant la solubilité au coefficient de partition ont été définies par autant d'auteurs (McGrath, 1995) et ces équations diffèrent des équations utilisées par l'EPA. Finalement, Pennington et Patrick (1990) ont démontré qu'il existe une faible corrélation entre le COT et les phénomènes d'adsorption du TNT, ce qui laisse croire que la méthode empirique pourrait ne pas convenir aux matériaux énergétiques.

De façon à éliminer le doute quant à la détermination du ratio sol:eau et de façon à vérifier définitivement si la méthode empirique est valable pour des essais d'adsorption menés avec des matériaux énergétiques, un essai a été mené en parallèle.

Temps d'équilibre

Le temps d'équilibre dans les essais d'adsorption est le temps requis afin que le système sol:eau atteigne un état d'équilibre chimique et que la concentration des composés organiques en solution et qui sont en contact avec le sol ne change plus en fonction du temps (EPA, 1992). Le temps d'équilibre ou l'équilibre chimique du système est atteint lorsque :

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} \leq 0.05 / 24hrs \quad \text{Équation 3-1}$$

Ce qui signifie que l'équilibre du système est considéré comme atteint lorsque la différence entre la concentration adsorbée pendant un intervalle de 24 heures est inférieure à 0,05 mg/L, (EPA, 1992).

Essais d'adsorption en lot (*batch test*)

La dernière étape consiste à procéder aux essais d'adsorption proprement dits. Les points importants à souligner sont qu'afin de représenter le mieux possible les conditions du milieu, les essais se sont déroulés à 10°C, de l'azoture de sodium (2g/L) (NaN₃) a été ajouté à la solution aqueuse afin d'éliminer l'interférence des processus de biodégradation sur l'adsorption. Le pH de la solution aqueuse n'a pas été modifié, puisque le pH de l'eau souterraine du site se situe en moyenne tout juste au-dessus de 7 et celui de la solution aqueuse également. D'ailleurs, les travaux de Pennington et Patrick (1990) ont démontré que le pH n'avait pas d'influence significative sur les propriétés d'adsorption des nitroaromatiques.

Des données récentes (Haderlein, 1998) démontrent que certains ions, tel que le sodium (Na²⁺), peuvent avoir une incidence significative sur les propriétés d'adsorption du TNT et des composés nitroaromatiques en générale. Ces ions occupent des sites d'adsorption préférentiels qui seraient, sans leur présence, occupés par des composés nitroaromatiques. Ainsi, des essais d'adsorption sans composés inhibiteurs ont été effectués afin d'évaluer leur influence sur les propriétés d'adsorption du TNT.

3.2.2 Essais en colonnes de sol

Les essais en colonne ont été réalisés afin d'évaluer avec précision le facteur retard (R) et le coefficient de dispersion du milieu. Bien que les essais d'adsorption en lot (*batch test*) fournissent une très bonne approximation du type d'isotherme d'adsorption spécifique au composé (et du coefficient de partition approprié) de même que du facteur retard, les essais en colonne sont beaucoup plus précis que les essais d'adsorption en lot. La différence principale entre ces essais, outre le montage expérimental, est l'emploi d'un traceur conservatif dans les essais en colonne. Ce traceur est un composé ionique considéré inerte et qui n'est donc pas influencé par les phénomènes de dégradation et de sorption. En suivant sa concentration à la sortie de la colonne en fonction du temps et en comparant sa dynamique de migration avec le contaminant à l'étude, il devient possible de quantifier les phénomènes de sorption et de dégradation qui affectent le contaminant.

3.2.2.1 Méthodologie

La procédure employée pour réaliser l'essai en colonne, de même que le montage expérimental, sont présentés à l'annexe D. En résumé, l'essai a consisté à faire circuler une solution contaminée en TNT dans une colonne contenant le sol provenant du site d'étude. La solution contaminée a été préparée de la même façon que la solution employée dans les essais

d'adsorption en lot. Le sol introduit dans la colonne a été d'abord séché, puis tamisé (tamis 2 mm) et finalement compacté dans la colonne selon une procédure standard (présentée dans le protocole de l'essai à l'annexe D). La colonne a été par la suite saturée en CO₂ puis en H₂O. L'essai est réalisé en faisant circuler des liquides à 10 °C, afin de simuler la température des eaux souterraines présentes au site d'étude. Les traceurs conservatifs employés ont été le bromure (Br-) et le chlorure (Cl-). Le choix de deux traceurs au lieu d'un seul vient de l'observation que certains composés présents dans le milieu peuvent interférer avec l'analyse des traceurs au HPLC et en utilisant deux traceurs, les risques de devoir reprendre l'expérience sont fortement diminués. Finalement, l'effluent a été récolté dans des flacons de 20 ml et chaque échantillon correspondant à un volume de 8 ml a été analysé pour son contenu en TNT, en Br- et en Cl-.

3.2.3 Étude de la biodégradation en microcosmes

Le terme *microcosme* origine de l'association de deux mots : micro et écosystème (Atlas et Bartha, 1987). Le terme microcosme réfère au concept d'une communauté, représentative d'une entité plus large (Chapelle, 1993). En fait, l'idée est simple, en mesurant l'activité microbienne d'une très petite portion d'un sol ou d'un sol provenant d'un aquifère, beaucoup peut être compris sur l'activité globale pour l'aquifère complet. Le sol est un milieu naturel très complexe où l'interaction entre les différentes populations microbiennes, de même que leurs activités individuelles sont difficilement quantifiables. Lorsque l'activité globale d'une communauté microbienne est à l'étude, les microcosmes deviennent l'outil idéal permettant d'obtenir une vue d'ensemble des processus biologiques interagissant dans le milieu. Une des composantes importantes de l'atténuation naturelle est la biotransformation du composé à l'étude. Les essais en microcosme sont alors utilisés afin d'obtenir une évaluation de l'effet combiné des différents micro-organismes indigènes sur la dégradation d'un composé. En fait, contrairement à certaines techniques visant l'identification des organismes responsables de la dégradation d'un composé dans le sol, les microcosmes fournissent une vue d'ensemble de l'activité microbienne d'un sol. Comme le milieu dans lequel les micro-organismes sont observés est constitué du sol dans lequel ils évoluent, les problèmes de sélection relatifs à l'utilisation d'un milieu de culture sont fortement diminués. L'utilisation du sol en place permet d'obtenir, en plus d'une évaluation des taux de dégradation d'un composé, une idée précise des éléments manquant dans le milieu afin de favoriser une dégradation plus efficace du composé.

Les objectifs des essais en microcosmes étaient d'évaluer les taux de dégradation du TNT et de ses métabolites, d'évaluer les taux de minéralisation de ces mêmes composés et d'obtenir une idée de la dynamique de dégradation de ces produits (apparition ou disparition des

composés en fonction de la dégradation des autres). Ces objectifs sont directement reliés à la démonstration de l'atténuation naturelle. Il est important de bien faire la différence entre transformation et minéralisation. La minéralisation d'un composé correspond à sa dégradation complète en CO_2 et H_2O , alors que la transformation est une dégradation incomplète. Il est important de souligner que les essais en microcosmes sont réalisés sur de petits échantillons de sol et ne fournissent pas toujours des taux de dégradation représentatifs à l'échelle du terrain.

3.2.3.1 Conditions expérimentales

Les essais en microcosmes ont été menés en conditions aérobies pendant tout le déroulement de l'expérience. Un indicateur (papier témoin) introduit dans les microcosmes témoignait de la préservation des conditions aérobies tout au long de l'expérience. Chaque microcosme contenait 20 g de sol et les essais se sont déroulés à 20 °C. Tous les essais ont été menés en triplicata et un témoin abiotique par essai a été ajouté. Deux types de microcosmes ont été utilisés dans l'expérience. Les microcosmes à chaud et les microcosmes à froid. Les microcosmes à chaud sont des microcosmes dans lesquels des composés sont marqués à l'aide de radio-isotopes. Les microcosmes à froid sont des microcosmes dans lesquels les composés ne sont pas marqués. Les microcosmes à chaud permettent d'établir précisément les taux de minéralisation d'un composé. C'est le ^{14}C qui a été utilisé pour le marquage des composés. Le principe est que les composés marqués sont transformés et ultimement minéralisés en $^{14}\text{CO}_2$ et H_2O . À l'aide d'un scintillomètre, il est possible d'identifier la concentration du $^{14}\text{CO}_2$ dans le microcosme et ainsi obtenir un profil de concentration en fonction du temps.

Les processus de transformation ont été suivis dans les microcosmes à froid. À certains temps bien définis, un microcosme est sacrifié et le sol se trouvant à l'intérieur est analysé. Ainsi, la concentration des composés à l'étude est évaluée et un profil de concentration en fonction du temps est obtenu. Les microcosmes à froid sont également utilisés afin de définir la dynamique de dégradation d'un sol. Ainsi, le profil de concentration en fonction du temps permet d'observer l'équilibre entre l'apparition et la disparition des composés à l'étude.

Dans l'expérience, deux sols sont à l'étude. Les deux sols ont été prélevés à partir d'une tranchée d'échantillonnage située à la source de contamination. Le sol 1 a été prélevé à 0,5 m de profondeur, tandis que le sol 2 a été prélevé à 1,5 m de profondeur. Un sol mixte, constitué du mélange des deux sols, a été utilisé comme contrôle stérile dans les expériences. L'emploi d'un sol mixte comme témoin permet d'éviter de nombreuses analyses. Pour chacun de ces sols, deux types de microcosmes ont été utilisés afin de vérifier, dans un

premier temps, la minéralisation des composés à l'étude (microcosmes à chaud) et dans un second temps, la transformation des composés à l'étude (microcosmes à froid). Les composés à l'étude étaient : le TNT, le 2,4-DNT, le 2,6-DNT, le MNT, le 2-ADNT et le 4-ADNT. De plus, chacun des essais en microcosmes a été tripliqué. Il est important de souligner que les sols utilisés dans l'expérience provenaient de la source de contamination du site d'étude et ils étaient ainsi déjà contaminés. Cela peut avoir certaines conséquences qui seront discutées au fur et à mesure de l'interprétation des résultats. Le protocole complet des essais en microcosme est présenté à l'annexe D.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION

Ce chapitre expose les résultats obtenus au cours du projet. Il est structuré en deux sections importantes : soit une qui expose les résultats de la caractérisation du site et de l'implantation du système de suivi et l'autre qui fait part des propriétés environnementales du TNT et de ses métabolites évaluées en laboratoire.

4.1 RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION DE LA CARACTÉRISATION

Le site d'étude est situé dans le secteur TNT, directement au nord du bâtiment 355, bâtiment servant autrefois à la transformation du DNT en TNT. Les travaux de caractérisation antérieurs au présent projet, de même que les interprétations préliminaires effectuées à partir des données antérieures sont présentés à l'annexe E.

4.1.1 Topographie

La topographie du site présente une faible pente du sud vers le nord allant de 48 mètres d'élévation au sud du site jusqu'à environ 44 mètres au nord (voir Figure 4-1). Le point haut se situe près du puits PO-108 dans une zone boisée. La topographie des dépôts de surface influence fort possiblement l'écoulement des eaux souterraines dans l'unité de till, comme il en sera discuté dans la section sur l'hydrogéologie (section 4.1.4). La coupe A-A' effectuée et présentée à la Figure 4-1 est discutée à la section 4.1.2.

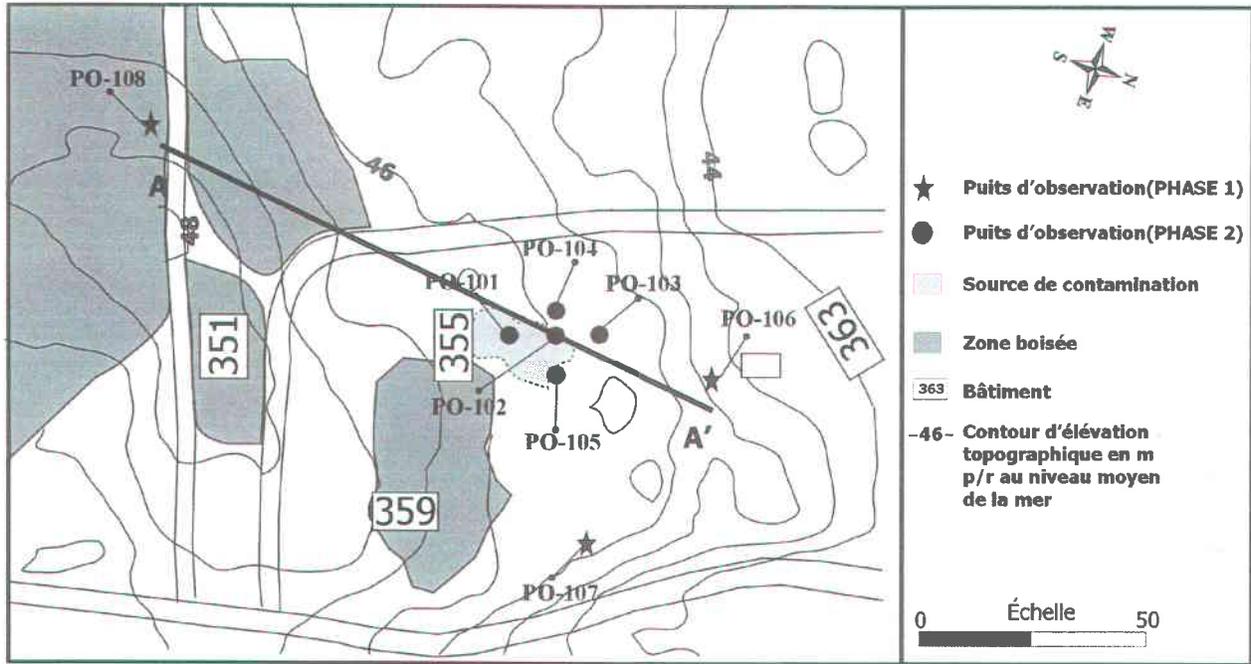


Figure 4 - 1. Carte topographique du secteur d'étude.

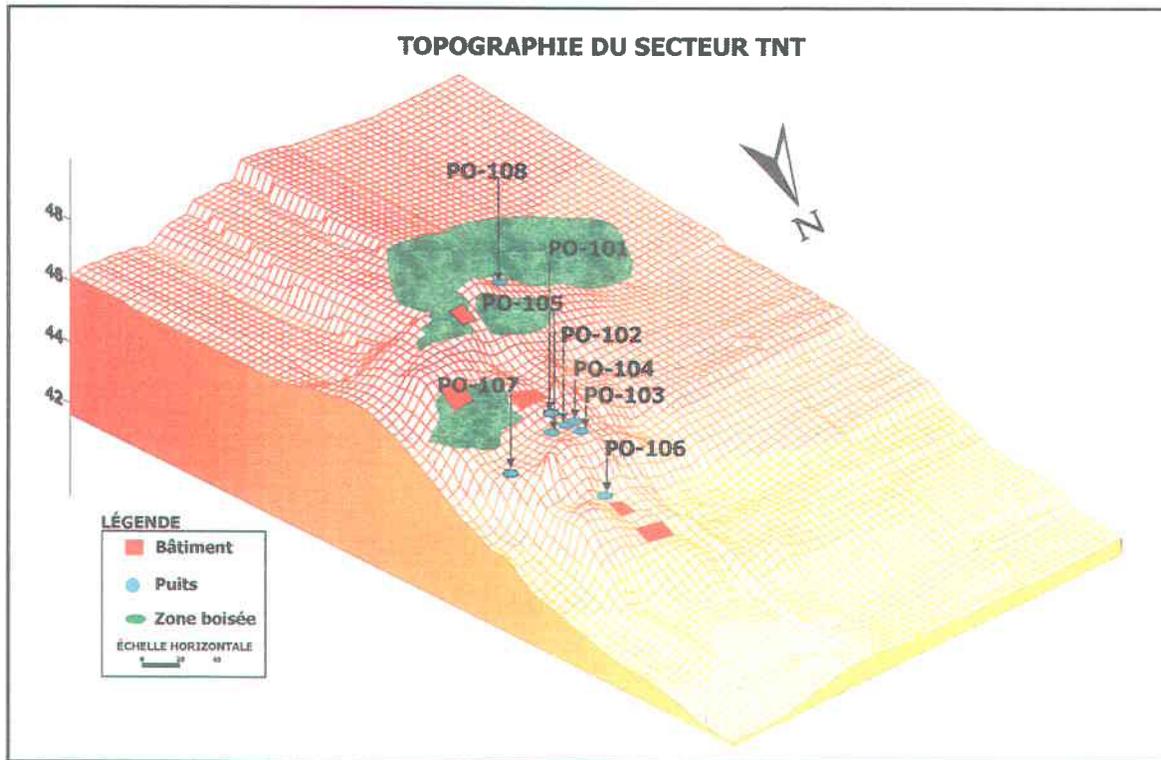


Figure 4 - 2. Topographie du secteur TNT en perspective.

4.1.2 Hydrostratigraphie

Suite aux travaux de caractérisation et à l'implantation du système de suivi environnemental, l'hydrostratigraphie du site est maintenant bien définie. La coupe hydrostratigraphique présentée à la Figure 4-3 démontre la présence de quatre unités stratigraphiques.

1. En surface, un **remblai** d'une épaisseur d'un mètre environ est localisé près du bâtiment 355. Son extension horizontale est d'environ 60 mètres. Ce remblai est constitué de sable et gravier avec blocs, cailloux, scories et différents débris tel que des morceaux de bois, des blocs de ciment et quelques pièces de métal. De plus, plusieurs agrégats de sols constitués de sable, cailloux et différents composés tel que des matériaux énergétiques sont retrouvés. La source de contamination décrite à la section 4.1.3 est localisée dans cette unité;
2. Sous le remblai et en surface aux endroits où le remblai est absent, une couche de **silt sableux** d'épaisseur variable (entre 0,5 et 1 mètre) est rencontrée. Cette unité fait le lien entre les dépôts de surface et l'unité de till sous-jacente. Sur l'ensemble du secteur TNT, cette unité est variable et des zones plus sableuses et graveleuses sont retrouvées. Ainsi, des dépôts marins et fluviaux s'entrecoupent;
3. Une unité de **till** de plus de 12 mètres d'épaisseur repose sur le roc. Ce till est constitué d'une matrice de silt sableux variant jusqu'à sable silteux. De plus, des traces de graviers sont présentes et lors des travaux de forages, de nombreux blocs ont été rencontrés. En se basant sur des secteurs où le till affleure (secteur du puits PO-108), ces blocs peuvent atteindre plus de 1 mètre de diamètre;
4. La dernière unité rencontrée est le **roc** à plus de 10 à 15 mètres de profondeur par rapport au niveau du sol. L'unité rocheuse est constituée de dolomie, de calcaire et de quartz. Une certaine fracturation est rencontrée dans le premier mètre de roc, mais cette fracturation ne semble pas continue sur l'ensemble du site puisque les indices RQD démontrent une grande variabilité.

Sur le site d'étude, deux unités hydrostratigraphiques importantes sont rencontrées.

1. Tout d'abord, l'unité de till est qualifiée d'aquitard puisqu'elle possède une faible perméabilité bien qu'elle peut emmagasiner de l'eau et elle constitue une limite supérieure à l'écoulement de l'aquifère sous-jacent. Le niveau supérieur de la nappe phréatique dans cette unité se retrouve à environ 1,5 à 2 mètres de profondeur. Ce niveau est très variable temporellement et cette variation peut atteindre plus de 4 m pour le puits PO-108-2.
2. Le substratum rocheux est le seul véritable aquifère présent sur le site. Cet aquifère correspond à un aquifère confiné (surface piézométrique plus élevée que la limite entre l'aquifère et l'aquitard, voir section 4.1.4) et le régime d'écoulement des eaux souterraines est fort différent de celui des dépôts meubles, comme il en sera discuté à la section 4.1.4. La surface piézométrique du roc se situe à près de 40 m d'élévation.

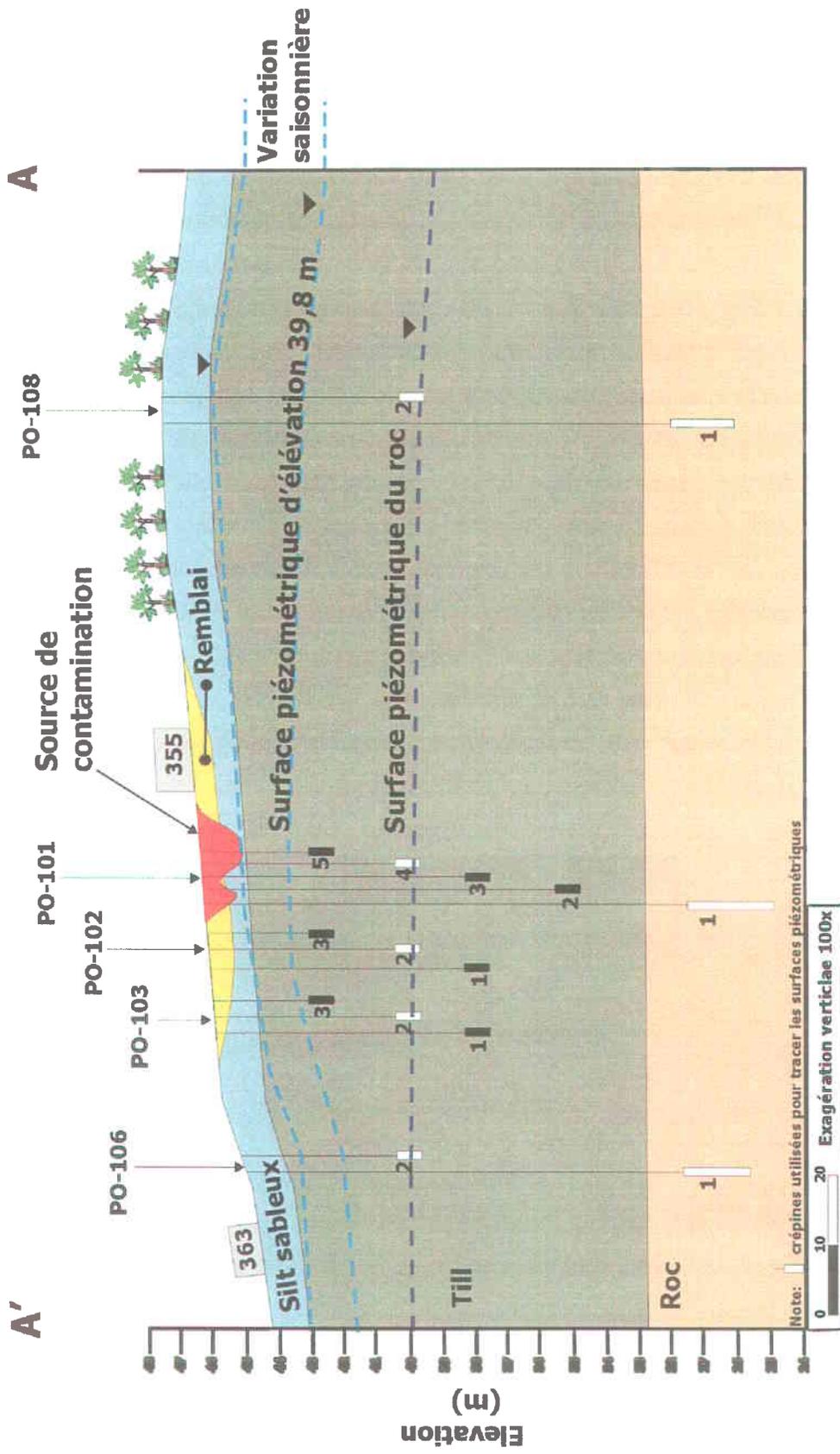


Figure 4 - 3. Coupe hydrostratigraphique du secteur TNT (voir Figure 4-1 pour localisation de la coupe).

4.1.3 Caractérisation de la source

La source de contamination à l'étude est située dans le secteur TNT, au nord du bâtiment 355. La Figure 4-1 présente la localisation de la source à l'étude. Les opérations de fabrication du TNT et les rejets industriels dans ce secteur ont causé la mise en place d'une zone fortement contaminée dans les sols (voir Figure 4-4). Ce secteur était autrefois possiblement constitué d'une aire de déversement et servait à recueillir les eaux usées issues des différentes étapes impliquées lors de la fabrication du TNT. La mise en place de la source de contamination est expliquée en détail à l'annexe E. L'identification des composés constituant cette zone est rendue difficile par la diversité des composés chimiques impliqués dans les différents procédés industriels. Plus d'une trentaine de composés nitroaromatiques ont été identifiés comme faisant partie intégrante de ce type de rejets industriels (voir CHAPITRE 2). Les processus naturels de dégradation de certains composés compliquent davantage l'identification des constituants de la contamination, puisqu'une multitude de métabolites apparaissent avec le temps. La source de contamination est constituée des produits impliqués dans la fabrication du TNT (toluène, MNT, DNT, TNT, etc.), d'impuretés provenant du processus de fabrication et de métabolites de ces composés (2,4-DANT, 2,6-DANT, TNB, etc.). La Figure 4-4 présente une photo de la source de contamination qui fait environ 25 m de largeur.



Figure 4 - 4. Photo de la source de contamination au secteur TNT.

Une campagne d'échantillonnage des sols de surface a permis de préciser l'étendue de la zone contaminée, ainsi que la concentration du TNT, des DNT et de certains métabolites. De plus, 6 tranchées d'une profondeur de 1,5 m ont été réalisées afin de définir l'étendue de la contamination dans la troisième dimension tout en permettant de recueillir plus d'informations sur la stratigraphie à l'échelle locale. La grille d'échantillonnage des sols de surface, le positionnement des tranchées et les résultats des analyses en TNT dans les sols de surface sont présentés à la Figure 4-5.

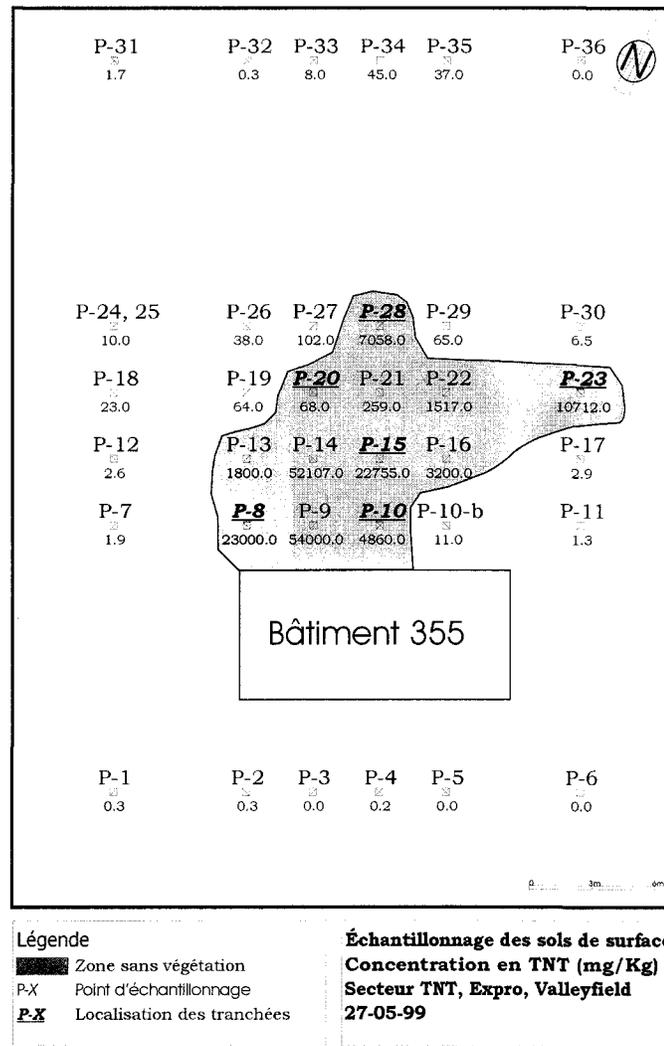


Figure 4 - 5. Grille d'échantillonnage des sols à la source de contamination.

Les Tableaux 4-1 et 4-2 exposent les résultats de l'échantillonnage des sols à la source de contamination. Il est important de mentionner que les échantillons des sols prélevés en surface ont été analysés seulement pour le TNT, tandis que les échantillons provenant des sols en profondeur

ont été analysés pour les DNT, le MNT et certains métabolites de ces composés. Une méthode d'analyse colorimétrique de terrain a été employée pour les sols de surface et cette méthode est limitée à l'analyse du TNT.

Il est possible que la source de contamination se poursuive sous le bâtiment 355 jusqu'à quelques mètres au sud du bâtiment. Cependant, les sols n'ont pas été échantillonnés sous le bâtiment, seulement à 6 m au sud, ce qui ne permet pas de statuer définitivement sur ce point.

Tableau 4 - 1. Résultats d'analyses des sols de surface (0 à 15 cm).

Échantillon No.	Concentration TNT (mg/kg)	Échantillon No.	Concentration TNT (mg/kg)	Échantillon No.	Concentration TNT (mg/kg)
1	0,3	13	1 876,0	27	102,0
2	0,2	14	46 440,0	28	7 058,0
3	0,0	15	36 594,0	29	65,0
4	0,2	16	2 570,0	30	6,5
5	0,0	17	2,9	31	1,7
6	0,0	18	23,2	32	0,3
7	1,9	19	64,0	33	7,6
8	26 285,0	20	68,0	34	45,8
9	53 322,0	21	2 074,0	35	37,0
10	4 737,0	22	1 217,0	36	0
10 b	11,0	23	10 712,0		
11	1,3	24-25	10,4		
12	2,6	26	38,0		

Tableau 4 - 2. Résultats d'analyses des sols en profondeur (tranchées de 0 à 1,5 m).

Échantillon	Profondeur (m)	Concentration						
		TNT (mg/kg)	TNB (présence)	2,4-DNT (mg/kg)	2,6-DNT	2-ADNT	4-ADNT (mg/kg)	MNT (mg/kg)
					(coélution)			
8	0,5	18,00	tr	0,50	2,78		1,54	nd
8	1,0	112,00	+	1,28	2,78		0,12	nd
8	1,5	4,00	+	nd	1,09		0,62	nd
10	0,5	13 845,00	nd	6 599,40	3 589,30			tr
10	1,0	218,00	+	105,61	55,73		0,63	nd
10	1,5	427,00	+	107,00	72,72		2,30	nd
15	0,5	55,00	nd	5,14	53,66		nd	tr
15	1,0	18,00	+	0,59	196,35		nd	nd
15	1,5	155,00	+	4,46	41,09		0,82	nd
20	0,5	55,00	nd	1,09	12,32		4,46	nd
20	1,0	18,00	tr	0,75	12,22		0,27	nd
20	1,5	151,00	+	30,58	36,16		1,13	nd
23	0,5	39,00	nd	0,31	3,28		1,76	nd
23	1,0	118,00	+	0,67	2,79		0,88	nd
23	1,5	24,00	+	0,34	1,69		0,33	nd
28	0,5	73,00	nd	nd	nd		0,41	nd
28	1,0	227,00	+	1,35	1,99		0,50	nd
28	1,5	7,00	+	nd	1,41		nd	nd

**Note : + indique la présence (détection); Nd indique non détecté;
Tr indique en traces.**

4.1.3.1 Description physique de la source

La source de contamination en présence est considérée comme une source ponctuelle. Les caractéristiques de ce type de source sont : géométrie bien définie, concentrations élevées et superficie restreinte (Fetter, 1993). La source de contamination à l'étude a une superficie de 756 m² et la contamination se prolonge au moins jusqu'à 1,5 m de profondeur. L'évaluation de la superficie de la source est limitée au secteur ayant des concentrations en TNT significatives. Une zone sans végétation apparaît au centre de la source dénotant des concentrations trop élevées en contaminant pour qu'une végétation puisse s'y établir. Les sols de surface, dans la zone sans végétation, sont constitués d'un remblai très hétérogène. Ce remblai est formé de sable, de silt, de graviers, de plusieurs blocs, de scories et d'agrégats de différentes origines (agglomération de composés nitroaromatiques et de sols). Les sols de surface, dans le secteur recouvert de végétation, sont principalement de type organique. Ces sols sont constitués de sable, de silt brun foncé, contiennent beaucoup de matières organiques, de racines et il semble que ces sols reposent

sur un remblai (situé à 10 cm de profondeur). Le remblai a la même origine que celui présent dans le secteur sans végétation, excepté qu'il ne contient pas vraiment d'agrégats, mais principalement du sable, du silt et un peu de gravier. En s'éloignant du bâtiment 355, les sols organiques reposent sur une unité de till également très hétérogène. La topographie dans le secteur du bâtiment 355 est plane avec une dénivellation inférieure à 0,5 m.

4.1.3.2 Contamination en TNT

La concentration en TNT à la source est très élevée et dépassent les 50 000 mg/kg. Les zones les plus problématiques sont situées à proximité du bâtiment 355. De plus, l'échantillonnage des sols de surface a confirmé que la zone sans végétation délimitait relativement bien le secteur où les concentrations en TNT étaient les plus élevées. Les concentrations en TNT diminuent en s'éloignant du bâtiment 355 et chutent drastiquement à plus d'une vingtaine de mètres de ce bâtiment. Le TNT est présent à la surface des sols sous forme de petits agrégats (de 5 cm à plus de 20 cm de diamètre) agglomérés aux particules de sol. Les agrégats ont la particularité d'être peu denses et très friables.

L'échantillonnage des sols de surface a permis de cerner le secteur où la concentration en TNT était la plus élevée. Comme il a été mentionné, ce secteur correspond en fait à la zone où la végétation est absente (voir Figure 4-6). Les tranchées d'échantillonnage ont alors été positionnées afin de circonscrire cette zone. En profondeur, l'échantillonnage en tranchée a confirmé que la contamination du sol se prolongeait sur 1,5 mètres. Il se peut également que la contamination du sol se propage plus en profondeur, mais à de faibles concentrations. Il est important de préciser que ce secteur a été remanié à plusieurs reprises lors de différents travaux de caractérisation antérieurs (annexe E) et le profil de contamination en profondeur a probablement été modifié. Après l'analyse des échantillons prélevés à 1,5 m de profondeur, il est devenu clair que la contamination des sols se poursuit au-delà de cette limite. La Figure 4-6 présente l'étendue de l'aire de contamination retrouvée dans les sols de surface à la source (0 à 0,15 m de profondeur).

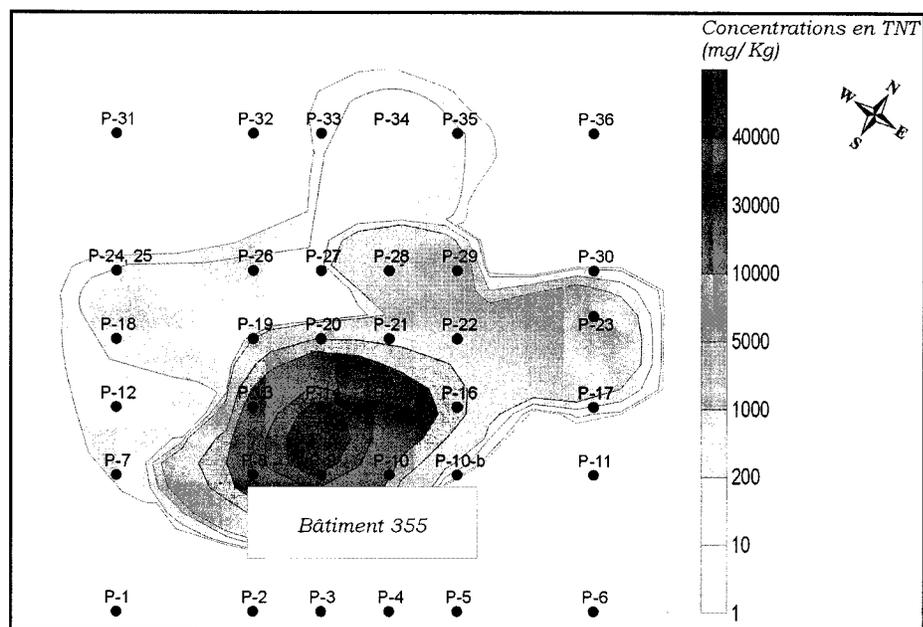


Figure 4 - 6. Délimitation de l'aire de contamination des sols en surface à la source.

4.1.3.3 Contamination en DNT et en métabolites

L'échantillonnage des sols de surface décrit précédemment ne permet pas de définir l'importance de la contamination en DNT et en métabolites, puisque les sols ont été analysés seulement pour le TNT. Par contre, les échantillons récoltés lors de l'échantillonnage en tranchée ont, quant à eux, été analysés pour d'autres composés que le TNT. Les analyses des DNT et des métabolites en fonction de la profondeur sont présentées dans le Tableau 4-2. Outre le MNT et le TNB, les autres composés analysés sont retrouvés dans chacun des points de contrôle investigués. En général, la concentration de ces composés en profondeur suit celle du TNT. Les points d'échantillonnage montrant une concentration élevée en TNT démontrent également une concentration élevée en DNT et en métabolites.

4.1.3.4 Bilan de masse

L'échantillonnage des sols de surface qui a permis de délimiter le panache de contamination au secteur TNT a également été utilisé afin de calculer la masse de contaminant présent dans ce secteur. L'échantillonnage du site a été réalisé selon une procédure bien spécifique (voir Chapitre 3) et l'utilisation de cette procédure procure un très bon degré de confiance dans l'évaluation de la quantité de contaminant présent dans les sols.

Avant de procéder à l'analyse de la contamination et du bilan de masse, il est important de présenter les méthodes de calcul employées. La sélection d'une méthode d'interpolation adéquate est une étape cruciale dans la représentativité des résultats. La Figure 4-5 démontre que la contamination à la source est relativement hétérogène puisqu'elle varie significativement entre deux points d'échantillonnage rapprochés. C'est une caractéristique retrouvée sur plusieurs sites contaminés par des produits énergétiques.

L'interpolation est une technique qui permet, entre autre, d'estimer des valeurs de concentration entre des points d'échantillonnage dont la concentration est connue. Plusieurs méthodes d'interpolation deux dimensions (2D) ont été utilisées afin de représenter la distribution de la contamination à la source. Ces méthodes incluent le krigeage (*Kriging*), la méthode de l'inverse de la distance (*inverse distance to a power*), la méthode des voisins les plus proches (*nearest neighbor*), l'interpolation linéaire (*linear interpolation*), l'interpolation polynomiale (*polynomial regression*) et l'interpolation de type triangulaire (*triangulation interpolation*). Chacune de ces méthodes possède ses limites et son domaine de représentativité. La méthode choisie pour l'analyse ultérieure de la contamination au secteur TNT fut le krigeage. Cette méthode d'interpolation s'est révélée relativement efficace dans la représentation de la distribution de la contamination au secteur TNT.

Comme il a déjà été mentionné, la distribution de la contamination à la source est ponctuelle et très variable dans l'espace. Ces caractéristiques impliquent que l'interpolation, sans contrôle, ne saura pas représenter de façon réaliste la distribution de la contamination. Ainsi, certaines zones autour de points d'échantillonnage possédant une forte concentration se révèlent également très concentrées et cela ne correspond pas toujours à des observations de terrain. Le bilan de masse peut ainsi être sur ou sous-évalué facilement sans contrôle de la méthode d'interpolation. Dans le but d'éliminer le plus possible les inconvénients de l'interpolation, le domaine d'étude a été scindé en deux régions distinctes pour les calculs du bilan de masse. La Figure 4-7 présente les deux domaines à l'étude.

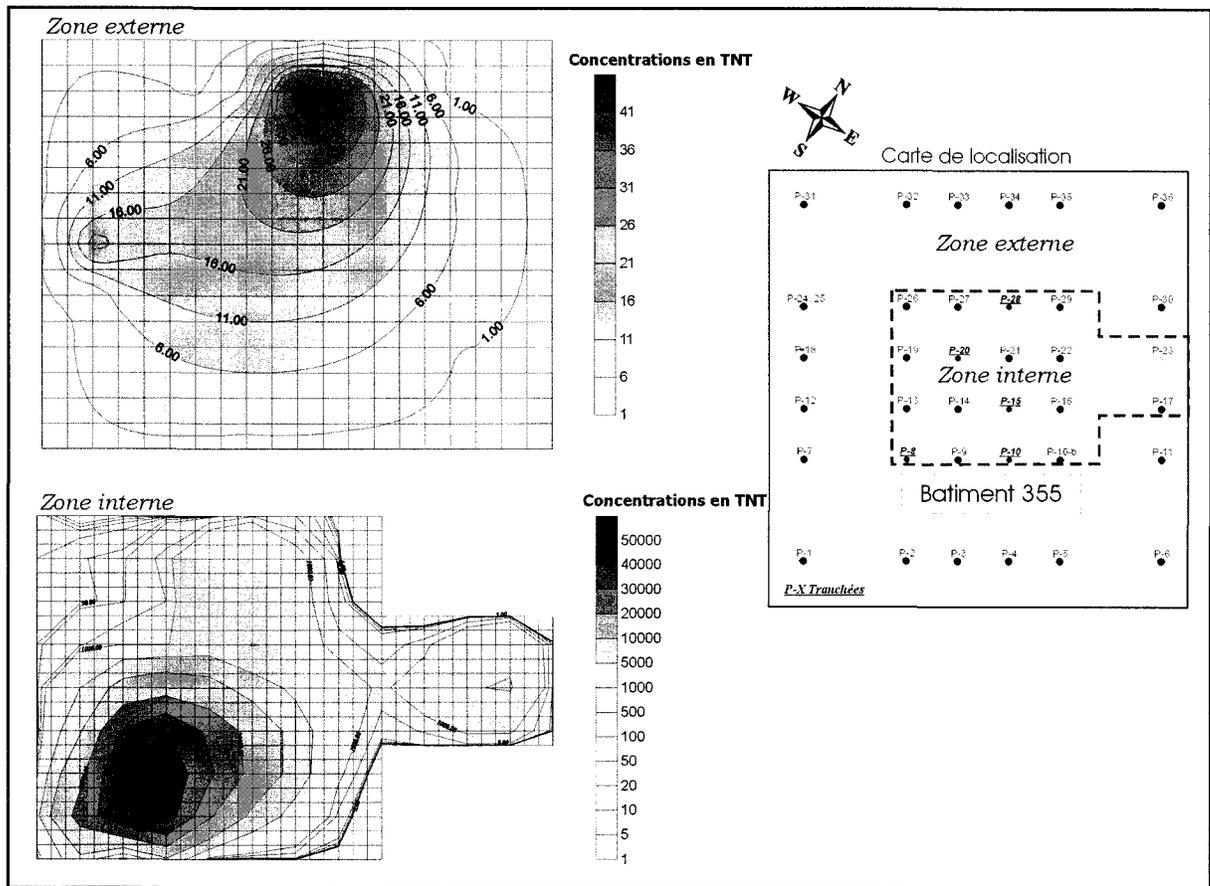


Figure 4 - 7. Localisation des zones externe et interne qui ont servi au calcul de la masse de TNT à la source de contamination.

La zone interne correspond à la zone où les concentrations en TNT sont les plus importantes. Il était nécessaire de traiter cette zone indépendamment de l'autre, puisque autour de ce secteur les concentrations chutent rapidement et la masse de contaminants aurait été surévaluée lors de l'interpolation. Les deux domaines possèdent un maillage régulier dont les mailles ont une dimension de 3 m par 3 m. Le choix de ce maillage, afin de discrétiser le domaine, provient de la méthode d'échantillonnage. Chaque point d'échantillonnage possède une représentativité de 3 m par 3 m par 0,15 m de profondeur. L'interpolation par krigeage a été effectuée pour chacun des domaines. Ensuite, les données obtenues pour le domaine externe ont été modifiées par les données du domaine interne.

Afin de représenter la distribution de la contamination en profondeur, le domaine a été discrétisé en quatre couches. Ces couches correspondent aux points d'échantillonnages en profondeur. La couche 1 correspond à l'échantillonnage de surface, la couche 2 correspond à l'échantillonnage de

0,5 mètres de profondeur et ainsi de suite. Il est important de mentionner que l'emploi d'une méthode d'interpolation 3-D aurait sans doute diminué le contrôle sur l'interpolation et augmenté l'incertitude sur le bilan de masse. C'est pourquoi il a été décidé d'employer une méthode d'interpolation 2D et de subdiviser le domaine en quatre couches de profondeurs différentes.

Tableau 4 - 3. Propriétés des domaines discrétisés

Couche	Maillage long. * larg. * épais. (m)	Densité du sol (kg/m³)	Commentaires
1 (surface 0 à 0,15 m)	3 * 3 * 0,15	1800	Échantillon représentatif de 0 à 0,15 m de profondeur
2 (0,5m)	3 * 3 * 0,35	1800	Composite représentatif de 0,15 à 0,5 m de profondeur
3 (1,0m)	3 * 3 * 0,5	1800	Composite représentatif de 0,5 à 1 m de profondeur
4 (1,5m)	3 * 3 * 0,5	1800	Composite représentatif de 1 à 1,5 m de profondeur

Certaines hypothèses ont été émises afin de procéder aux calculs du bilan de masse. Ainsi, dans les secteurs où il y avait présence de végétation en surface, une valeur de 0 mg/kg a été utilisée pour les calculs du bilan de masse en profondeur. Une épaisseur représentative de 0,5 m a été attribuée à chacune des couches, excepté pour la couche de surface et la couche 2. Cette exception est justifiée par la représentativité de l'échantillonnage de surface. Le calcul est effectué en multipliant la colonne de chaque maille par la densité du sol et la concentration en TNT à l'intérieur de la maille. La somme des masses de TNT dans chacune des mailles de chacune des couches donne la masse totale de TNT à la source de contamination.

4.1.3.5 Calculs du bilan de masse

Le Tableau 4-4 expose les résultats du calcul du bilan de masse en TNT retrouvé à la source de contamination à l'étude. Le bilan de masse total indique la présence de près de 2000 kg de TNT à la source. C'est une valeur qui peut sembler élevée, par contre il ne faut pas oublier que des concentrations aussi importantes que 50 000 mg/kg sont présentes en surface.

Tableau 4 - 4. Résultats du bilan de masse pour le TNT

Couche	zone	masse de contaminants (kg)
1 (surface)	externe	2,731
1 (surface)	interne	1 387,00
2 (0,5 m)	interne	405,92
3 (1,0 m)	interne	21,96
4 (1,5 m)	interne	29,12
	total	1 846,75

La Figure 4-7 démontre très clairement que sans la séparation des deux domaines, la quantité de TNT présent à la source aurait été fortement surestimée. Cette figure permet également d'observer que la contamination est présente principalement près du bâtiment 355 et qu'avec l'éloignement du bâtiment, la diminution de la concentration est importante. De plus, la concentration en TNT chute dramatiquement dans la zone gazonnée.

En profondeur, le point d'échantillonnage P-10 a une grande influence sur les résultats. En effet, à 0,5 m de profondeur, la valeur de 13 845 mg/kg fait augmenter significativement le bilan de masse du TNT. Comme dans le cas du domaine en surface, les concentrations du TNT en profondeur sont principalement localisées près du bâtiment 355.

4.1.4 Piézométrie

La piézométrie rencontrée sur le site est grandement influencée par la topographie dans les dépôts meubles et par la proximité du fleuve St.-Laurent dans l'aquifère rocheux. Les Figures 4-8 et 4-10 présentent les cartes piézométriques du site d'étude. De même, le Tableau 4-5 présente les propriétés des unités hydrostratigraphiques observées sur le site. Il est important de mentionner que les cartes piézométriques qui suivent ont été tracées à partir de crépines situées à la même altitude (39,8 m) dans l'unité de till. En effet, dans le cas de l'aquitard, les gradients verticaux étant significatifs, l'utilisation des puits à la même élévation permet une évaluation représentative des propriétés. Les puits qui ont servi à l'établissement des différentes valeurs présentées sont : PO-108-2, PO-101-4, PO-102-2, PO-103-2, PO-106-2, PO-104-1 et PO-105-1.

Tableau 4 - 5. Propriétés hydrogéologiques et hydrauliques des unités hydrostratigraphiques retrouvées au secteur TNT.

PROPRIÉTÉS	AQUITARD	AQUIFÈRE
Granulométrie	Till : matrice de silt sableux à sable silteux, présence de graviers et de blocs.	Roc : Calcaire, dolomie et quartz.
Conductivité hydraulique	$1,1 \cdot 10^{-6}$ (PO-103-1) à $4,07 \cdot 10^{-8}$ m/s (PO-104-1) (1)	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s (2)
Transmissivité	189 m ² /a à 2270 m ² /a	Base de l'aquifère inconnue
Porosité	0,35	10 % (entre 5 et 15 % pour roche calcaire fissurée, <i>Banton et al.</i> , 1997).
Porosité effective	0,3	5 % (entre 0 et 10 %, pour roche calcaire fissurée, <i>Banton et al.</i> , 1997).
Gradients hydrauliques	$\Delta_x = 0,03$ m/m $\Delta_y = 0,01$ à 0,1 m/m	$\Delta_x = 0,0016$ m/m
Vitesse d'écoulement	Horizontale : 0,1 m/a à 2,9 m/a Verticale : 0,3 m/a à 1 m/a (Calculé avec gradient de 0,01 m/m (conservateur))	Horizontale : 101 m/a
Recharge	De 129 mm/an à 267 mm/an (voir annexe E)	

(1) : Évaluée à partir d'essais de conductivité hydraulique in situ.

(2) : Évaluée à partir de données issues de la littérature (Freeze and Cherry, 1979).

Note : Les mesures des niveaux d'eau sont présentées à l'annexe F, de même que les calculs relatifs aux propriétés hydrogéologiques. Le calcul de la recharge et le bilan hydrique de la région sont présentés à l'annexe E.

X = horizontal et y = vertical

4.1.4.1 Piézométrie de l'aquitard

L'aquitard présent sur le site est caractérisé par une conductivité hydraulique se rapprochant de celle d'un silt. De plus, les gradients verticaux importants influencent grandement l'écoulement et la résultante est un écoulement sub-vertical. De plus, compte tenu de la faible conductivité

hydraulique de cette unité, la vitesse d'écoulement est également lente, ce qui peut favoriser les processus d'atténuation.

Les directions d'écoulement identifiées dans l'aquitard sont grandement influencées par la topographie du site et l'eau souterraine s'écoule en direction nord nord-est principalement. Au niveau local, des perturbations de l'écoulement font apparaître des directions d'écoulement plus variables.

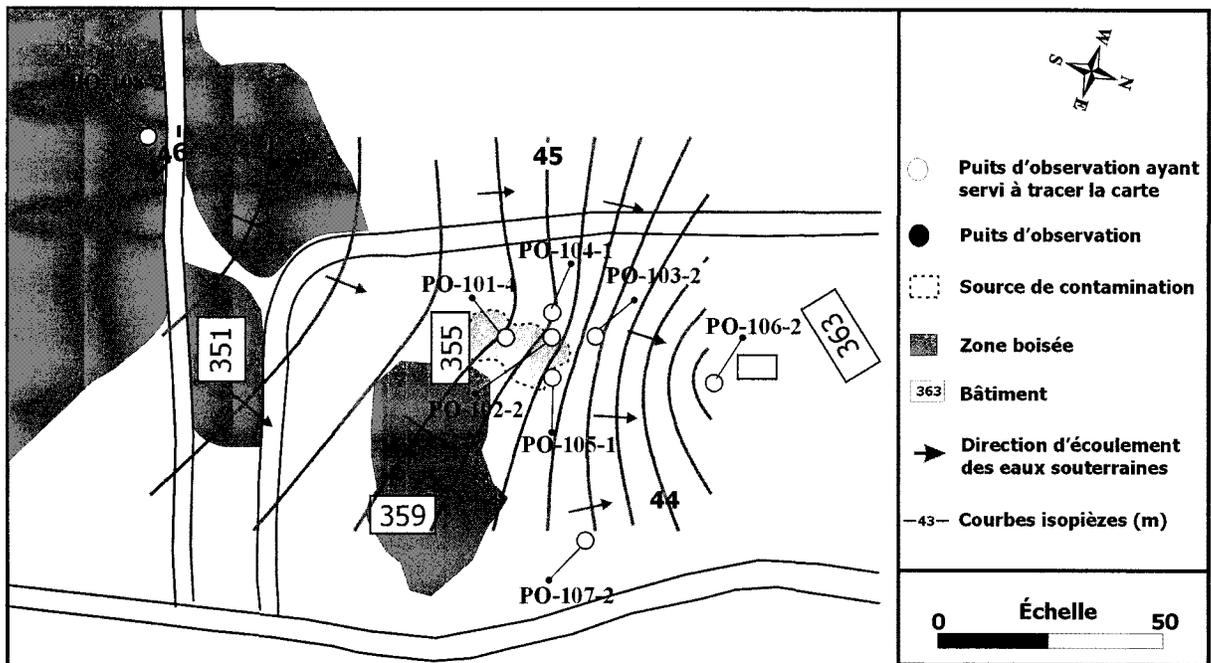


Figure 4 - 8. Piézométrie de l'aquitard (till) au printemps, mars 2000. Élévation du niveau de l'eau en m par rapport au niveau moyen de la mer. Intervalles des contours piézométriques de 0,2 m.

Également, comme il a été mentionné précédemment, des gradients verticaux importants sont présents dans l'aquitard et font apparaître une composante verticale à l'écoulement. La Figure 4-9 fait clairement distinguer l'importance des gradients verticaux sur l'écoulement des eaux dans l'aquitard.

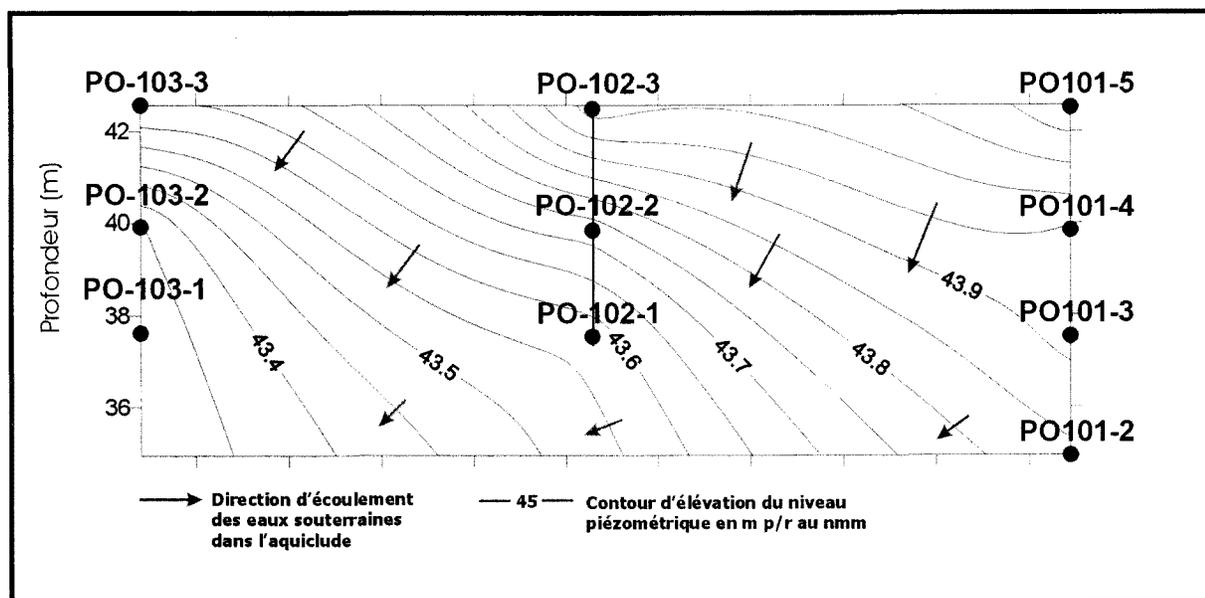


Figure 4 - 9. Distribution des charges hydrauliques en coupe, pour les puits localisés près de la source de contamination. Contours d'élévation du niveau piézométrique en mètre par rapport au niveau moyen de la mer.

4.1.4.2 Piézométrie de l'aquifère

L'aquifère de roc est considéré comme l'aquifère régionale et est en contact hydraulique avec le Fleuve St-Laurent. Des essais de perméabilité *in situ* sont actuellement en cours à l'heure de la rédaction de ce mémoire pour les puits dans le roc et c'est pourquoi une valeur représentative pour un roc fracturé issue de la littérature a été employée afin d'évaluer la conductivité hydraulique de cette unité. Il est admis que les vitesses d'écoulement dans cette unité sont relativement élevées et que le roc possède une fracturation importante dans les premiers mètres. Dans le substratum rocheux, les eaux souterraines se dirigent vers le Fleuve St.-Laurent, c'est-à-dire vers le nord. De plus, comme le Tableau 4-5 le démontre, le gradient hydraulique horizontal est relativement faible.

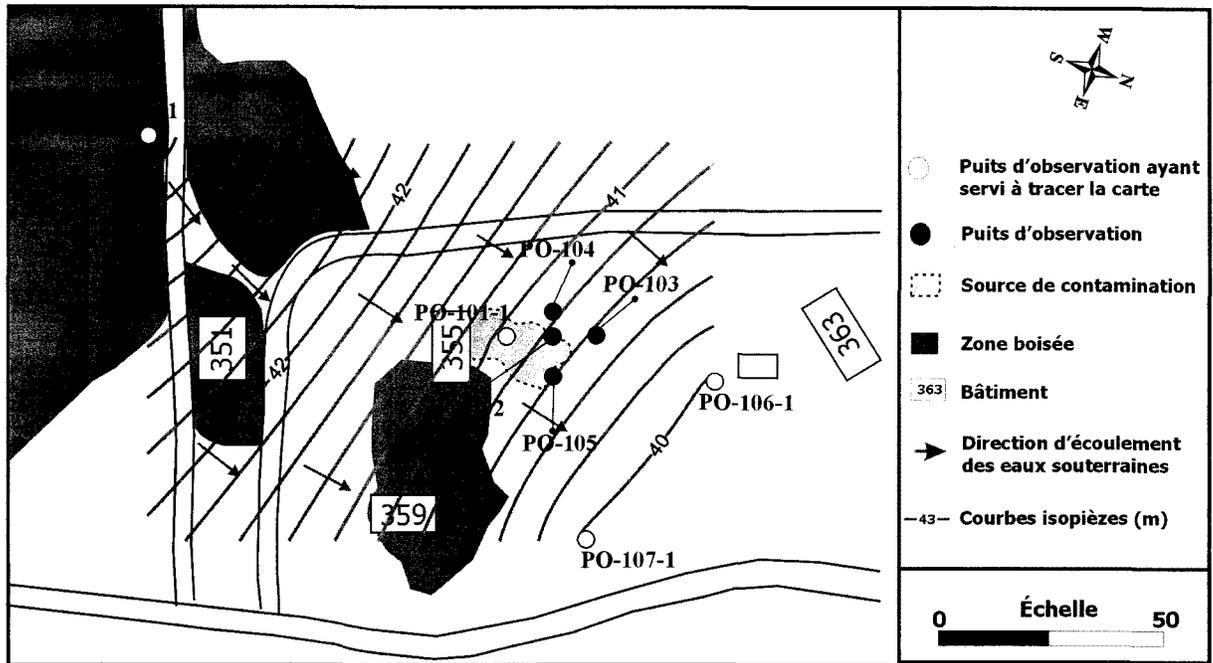


Figure 4 - 10. Piézométrie de l'aquifère (roc). Élévation du niveau de l'eau en m par rapport au niveau moyen de la mer. Intervalles des contours piézométriques de 0,2 m.

4.1.4.3 Variation temporelle du niveau de la nappe phréatique

Le niveau de la nappe phréatique dans l'aquitard (till) est très variable selon les saisons. Cette observation est particulièrement vraie dans le cas du puits PO-108-2 dont la variation du niveau de l'eau atteint plus de quatre mètres entre l'automne et le printemps. La charge hydraulique en fonction du temps est présentée à la Figure 4-11 pour les puits situés sur la coupe stratigraphique A-A' (la coupe est présentée à la Figure 4-1).

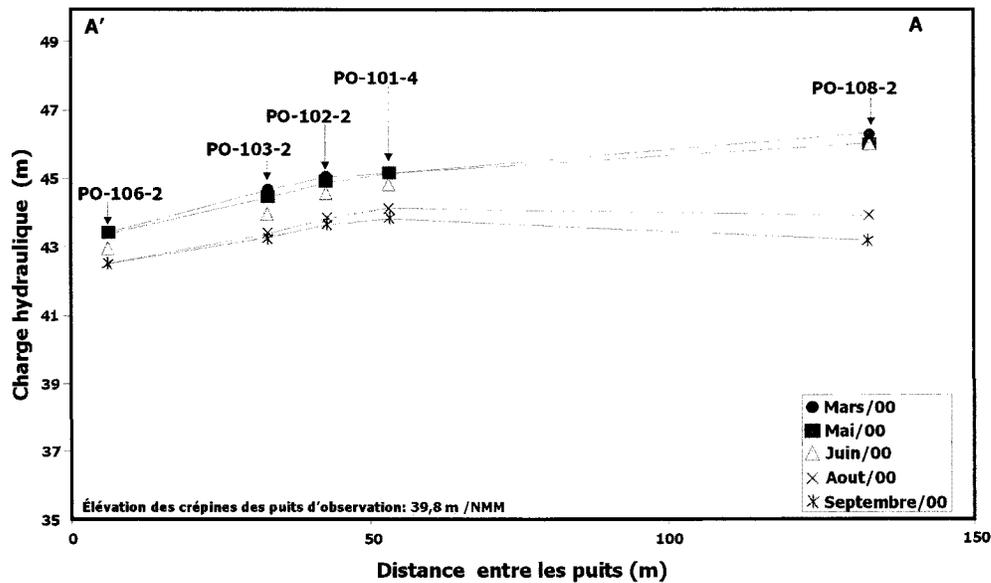


Figure 4 - 11. Variation de la charge hydraulique dans le till en fonction du temps.

Deux tendances ressortent de l'analyse de la variation du niveau de l'eau. Tout d'abord, au printemps le point haut au niveau de la charge hydraulique est le puits PO-108-2 tandis qu'à l'automne, le point haut est plutôt le puits PO-101-4. Ceci a pour effet de modifier considérablement le régime d'écoulement des eaux souterraines dans l'aquitard, comme il en sera discuté plus loin. Le deuxième point important qui ressort est la variation beaucoup plus importante au puits PO-108-2 qu'aux autres puits présentés sur la Figure 4-11. Une des explications potentielles qui ressort de l'analyse est la présence d'une zone sans végétation dans laquelle les puits PO-101-4 et PO-102-2 sont situés. Cette zone sans végétation pourrait agir comme zone d'infiltration préférentielle où l'eau serait beaucoup moins sujette au ruissellement (compte tenu de la topographie très plane) et au phénomène d'évapotranspiration (compte tenu de l'absence de végétation). Ainsi, le niveau d'eau dans les puits situés près de cette zone serait beaucoup plus stable dans le temps. La Figure 4-12 expose donc la piézométrie de l'aquitard à l'automne.

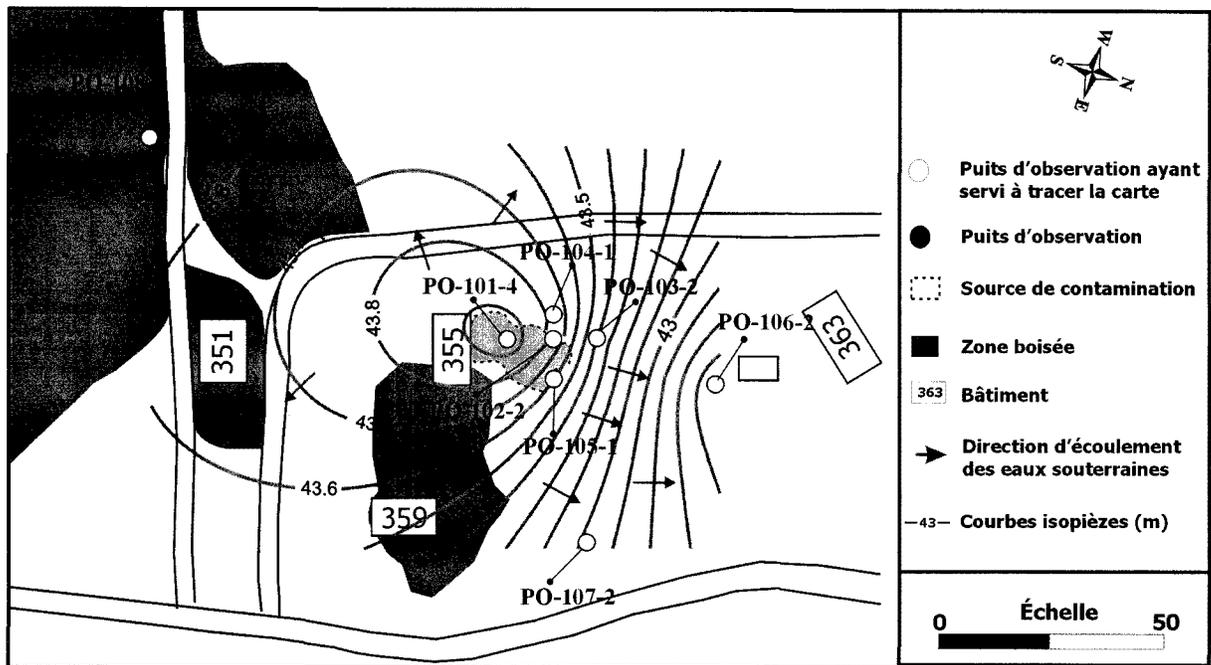


Figure 4 - 12. Piézométrie du till, mesure des niveaux d'eau à l'automne. Élévation du niveau de l'eau en mètre par rapport au niveau moyen de la mer. Intervalles des contours piézométriques de 0,1 m.

Le niveau de l'eau à l'automne cause un renversement des directions d'écoulement dans l'aquitard par rapport à la piézométrie du printemps (voir Figure 4-8). Il y a écoulement radial à partir de la source de contamination indiquant une recharge de l'aquitard à partir de ce secteur. L'installation de nouveaux puits d'observation entre PO-108 et PO-101 permettrait de préciser la piézométrie à l'automne. Suite à cet écoulement radial, il est plausible de croire qu'une partie de la contamination sous forme dissoute puisse migrer dans plusieurs directions et favoriser l'élargissement du panache de contamination dans les eaux souterraines dans l'aquitard.

4.1.5 Géochimie des eaux souterraines

La géochimie du milieu à l'étude est sans contredit un facteur déterminant qui contrôle en quelque sorte les processus d'atténuation dans le sol et les eaux souterraines. De plus, le TNT et beaucoup de composés de la famille des matériaux énergétiques, sont biotransformés par la flore microbienne qui utilise ces composés comme accepteur final d'électrons (voir CHAPITRE 2). Or, dans le cas des hydrocarbures pétroliers, qui sont utilisés par la microflore indigène comme donneurs d'électrons (source de carbone), les réactions qui gouvernent leur biotransformation sont limitées par la concentration des accepteurs d'électrons dans le milieu. De plus, les métabolites issus de la biotransformation des hydrocarbures pétroliers dans le milieu sont très bien connus.

Dans le cas du TNT, ce qui contrôle sa biotransformation, en considérant des conditions optimales de croissance (pH, oxygénation, potentiel redox, etc.) est la source de carbone. Il est très difficile de suivre les changements dans les concentrations des sources de carbone dans le sol. De plus, contrairement aux hydrocarbures pétroliers, les métabolites du TNT sont très mal connus. Ainsi, il est très difficile de suivre la biotransformation du TNT dans un milieu naturel, car il est impossible de suivre les changements dans les concentrations des composantes (source de carbone et métabolites) des réactions de biotransformation. À ce moment, la géochimie du milieu naturel devient un outil indispensable afin de s'assurer que les conditions du milieu ne limitent pas la biotransformation du TNT. De plus, les conditions géochimiques ou plutôt le changement dans les conditions géochimiques à l'échelle du site, renseignent sur l'activité microbienne dans les sols et les eaux souterraines. Compte tenu de ces informations, la géochimie seule ne peut, comme c'est le cas pour les hydrocarbures pétroliers, documenter l'efficacité des réactions de la transformation biologique des composés en présence. Des essais en laboratoire, de même que des essais de traçage sont nécessaires pour compléter l'information retirée de l'analyse des paramètres géochimiques.

Tableau 4 - 6. Résultats d'analyse des paramètres géochimiques dans les eaux souterraines de mars 2000.

Puits	Élev. (m) / unité	oxygène dissout (mg/L)	Potentiel oxydo-red. Eh (mV)	température (°C)	pH	Conductivité Électrique (mV)	Turbidité (FTU)
101-1	24,64 / Roc	0,39	-6,8	8,53	7,39	0,534	18,20
101-2	34,64 / Till	0,90	-11,0	7,79	7,57	0,701	na
101-3	37,24 / Till	1,17	44,9	8,58	7,32	0,766	140,00
101-4	39,54 / Till	1,38	88,9	6,00	7,24	0,686	0,6
101-5	42, 22 / Till						
102-1	37,24 / Till	3,40	62,8	6,29	7,02	0,836	144,00
102-2	39,54 / Till	1,88	66,1	6,08	6,97	0,989	105,00
102-3	42,19 / Till						
103-1	37,32 / Till	0,48	65,7	7,80	7,12	0,571	1,35
103-2	39,62 / Till	0,59	69,0	6,85	7,16	0,526	161,00
103-3	42,27 / Till	7,31	78,0	4,84	7,12	0,371	6,19
104-1	39,52 / Till	3,59	59,0	14,02	7,11	0,808	6,71
104-2	42,17 / Till	6,06	117,1	9,54	6,63	0,567	4,72
105-1	39,52/ Till	1,80	3,50	6,33	6,98	1,07	6,27
105-2	42,17/ Till	3,57	40,70	6,27	7,03	0,81	8,96
106-1	25,30 / Roc	0,49	-124,4	8,46	7,44	0,521	22,70
106-2	39,6/ Till	1,12	-217,1	9,46	8,72	0,353	1,21
107-1	25,10 / Roc	0,30	-94,3	7,46	7,14	0,506	323,00
107-2	40,10/ / Till						
108-1	26,48 / Roc	0,33	-373,0	7,80	7,28	0,382	134,00
108-2	39,48 / Till	1,44	-132,8	6,69	9,78	0,680	4,22

Les paramètres géochimiques présentés au Tableau 4-6 ont été identifiés sur le terrain à l'aide d'une sonde multiparamètres, excepté pour la turbidité. Ce dernier paramètre a été identifié à l'aide d'un turbidimètre portatif. Les prochaines sections expliquent en détails l'implication de ces paramètres. Il faut souligner que les paramètres géochimiques interprétés dans les prochains paragraphes proviennent des analyses faites sur les eaux souterraines de l'aquitard. De plus, les puits ayant servi à l'interprétation des résultats de géochimie sont les même que ceux utilisés pour évaluer les propriétés hydrogéologiques de l'aquitard, soit PO-108-, PO-101-4, PO-102-2, PO-103-2, PO-104-1, PO-105-1, PO-106-2 et PO-107-2.

4.1.5.1 Oxygène dissout

La Figure 4-13 présente en plan les concentrations d'oxygène dissout dans les eaux souterraines observées en mars 2000.

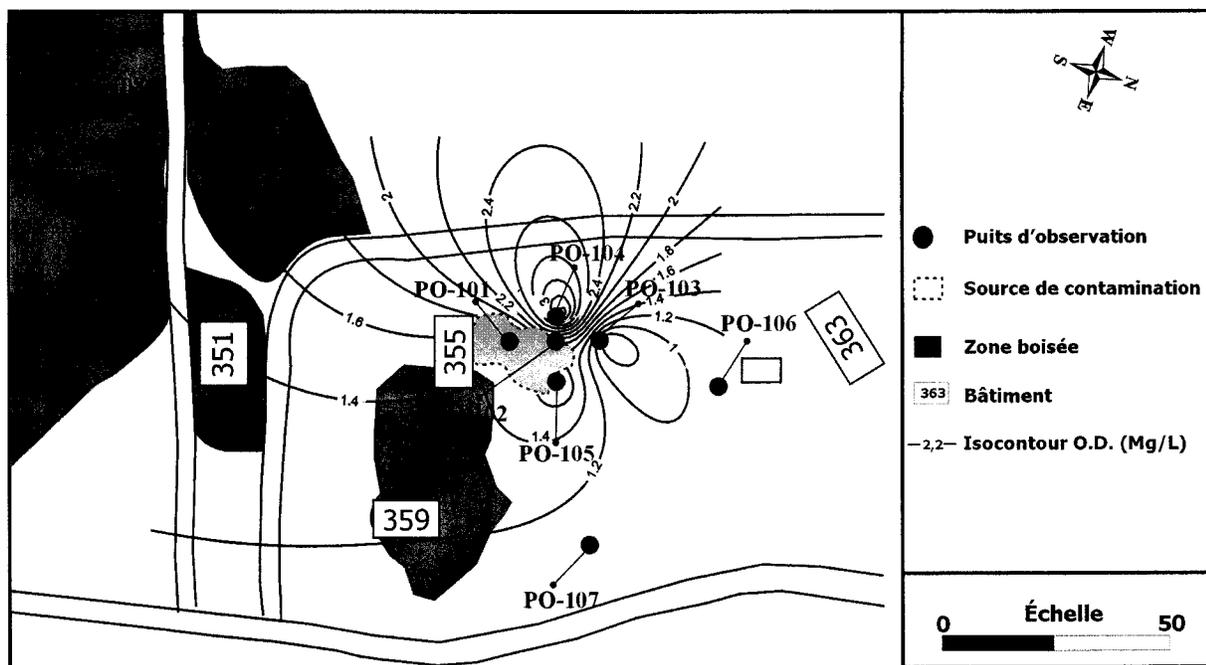


Figure 4 - 13. Concentration en oxygène dissout (mg/L) dans les eaux souterraines du till.

Les concentrations d'oxygène dissout suggèrent que près de la source de contamination, les eaux souterraines à plus de 3 mètres de profondeur sont en condition aérobie, tandis qu'en périphérie, les eaux souterraines sont principalement en condition anaérobie ou microaérophile. Il est surprenant de retrouver un taux d'oxygène plus élevé à la source de contamination qu'en aval de la source. Ces résultats peuvent cependant s'expliquer de deux façons. À la source de contamination, l'absence de végétation et la topographie plane font en sorte que cette zone pourrait favoriser une zone d'infiltration préférentielle. Ainsi, la recharge en eau étant plus importante, le renouvellement en oxygène des eaux souterraines s'en trouve augmentée. L'autre possibilité est que les fortes concentrations en TNT et autres contaminants à la source de contamination réduisent l'activité microbologique ce qui limite donc la consommation d'oxygène par la microflore. La consommation d'oxygène par la microflore étant moins importante, les concentrations en oxygène dissout à la source sont ainsi plus élevées qu'en périphérie.

La forte teneur en oxygène dissout au droit de la source de contamination laisse présager que la transformation du TNT est fortement inhibée puisque la biodégradation du TNT est beaucoup plus rapide et efficace en condition anaérobie. Également, il est possible que la forte concentration en TNT à cet endroit limite toute activité microbologique. Ceci implique également que la transformation biologique du TNT à la source est beaucoup plus lente qu'en en

périphérie. Par contre, à la source en profondeur, la concentration d'oxygène diminue de façon évidente et contribue possiblement à une augmentation de la vitesse des réactions de biotransformation du TNT. Ceci est corroboré en partie par l'observation de la diminution substantielle de la concentration en TNT en fonction de la profondeur. Bien sûr, d'autres paramètres que le taux d'oxygène dissout contribuent à l'atténuation du TNT (adsorption, cristallisation, etc), mais la diminution de la concentration en oxygène dissout assure tout de même une plus grande efficacité à la transformation biologique. Finalement, en observant la distribution de l'oxygène dissout dans les eaux souterraines, il semble y avoir un gradient de concentration en direction sud-est. Ce gradient est sans doute causé par la présence d'une zone d'infiltration près de la source dans la zone sans végétation.

4.1.5.2 pH

Le pH des eaux souterraines au site d'étude est très variable, comme le démontre la Figure 4-14.

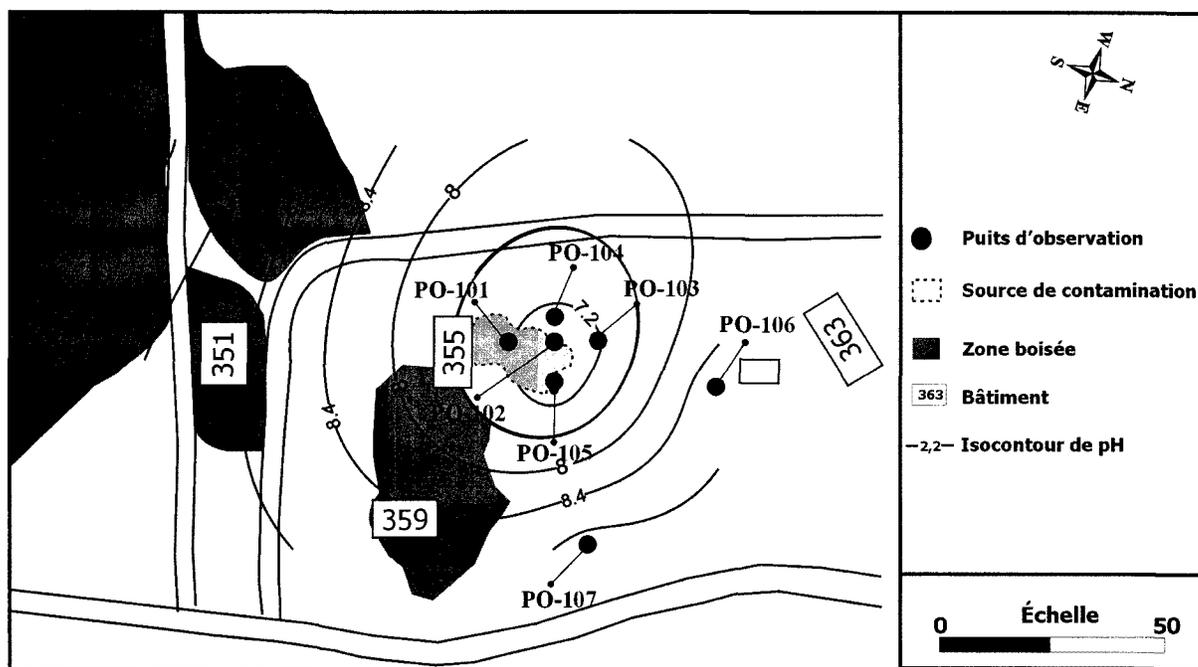


Figure 4 - 14. pH des eaux souterraines dans l'aquitard (till), mars 2000.

En comparant le pH en amont, en aval et à la source de contamination, il est observé qu'en général le pH est très basique, excepté à la source de contamination. Ce pH très alcalin en périphérie de la source limite grandement les réactions de transformation biologique et donc limite l'activité microbienne. En effet, au-dessus du pH 9, l'activité microbienne est pratiquement

inhibée (Chapelle, 1992). À la source de contamination, le pH des eaux souterraines est plus acide. Cette observation est directement reliée aux effluents déversés à cet endroit. En effet, ces effluents étaient extrêmement acides, composés en grande partie d'acide sulfurique et d'acide nitrique. Probablement que les rejets répétés de solutions extrêmement acides dans ce secteur du site ont neutralisé la très grande alcalinité des sols et les eaux d'infiltration sont moins sujettes à une augmentation du pH. Donc, l'acidification du sol est bénéfique dans ce secteur et favorise les phénomènes de dégradation biologique. L'infiltration des eaux souterraines à travers l'air de déversement des effluents industriels rencontre un sol beaucoup moins alcalin et contribue à stabiliser le pH près de la neutralité. En fait, de façon inattendue, l'alcalinisation moins importante des eaux souterraines près de la source procure des conditions optimales au point de pH pour une transformation biologique sans limitation.

4.1.5.3 Potentiel d'oxydo-réduction

Le potentiel d'oxydoréduction (mV) est présenté à la Figure 4-15.

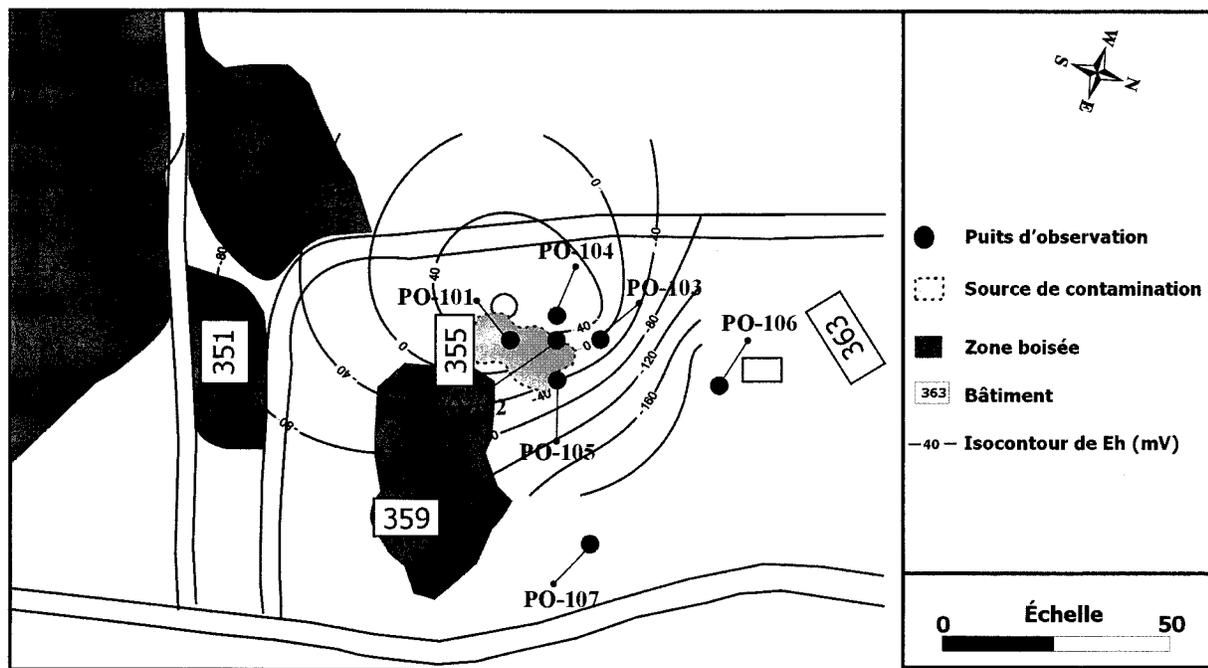


Figure 4 - 15. Potentiel d'oxydoréduction des eaux souterraines de l'aquitard (till), mars 2000.

Les résultats démontrent que le potentiel d'oxydoréduction est beaucoup plus élevé à la source de contamination qu'en périphérie, adoptant la même dynamique que l'oxygène dissout. Ainsi, une

zone d'infiltration préférentielle en eau oxygénée à la source de contamination augmenterait de façon significative le potentiel d'oxydoréduction.

4.1.5.4 Conductivité électrique

Peu d'informations peuvent être tirées de l'analyse de la conductivité électrique dans le cas présent. La conductivité électrique est plus élevée dans le secteur de la source qu'en périphérie. Cette observation peut être corrélée avec la présence d'une zone d'infiltration préférentielle et la présence possible de nombreux ions dans les eaux souterraines de ce secteur. Ces ions sont dissous dans les eaux d'infiltration lorsque celles-ci percolent à travers la source de contamination. Ces ions peuvent résulter de différents fluides déversés à la source, des produits de dégradation de certains composés ou de l'altération du sol.

4.1.5.5 Température

La température des eaux souterraines gravite autour de 8 °C. Le Tableau 4-6 démontre que la température est plus élevée pour les puits situés près de la surface. Généralement, jusqu'à 4 à 5 m de profondeur la température des eaux souterraines est contrôlée par la température de la surface (atmosphère) et il devient alors tout à fait habituel de ne pas noter de changement significatif de température pour les puits localisés près de la surface.

4.1.5.6 Résultats des analyses d'anion dans les eaux souterraines

Le Tableau 4-7 présente les résultats des analyses d'ions dans les eaux souterraines au secteur TNT.

Tableau 4 - 7. Résultats d'analyse pour les anions dans les eaux souterraines, mars 2000.

Puits	Cl- (mg/L)	NO2- (mg/L)	NO3- (mg/L)	SO4- (mg/L)
101-1	21,02	-	9,77	156,56
101-2	20,18	-	8,18	204,08
101-3 rep 1	13,98	18,76	60,55	149,75
101-3 rep 2	13,74	18,07	59,31	150,34
101-4	14,97	44,14	85,08	113,39
101-5	-	-	-	-
102-1	-	-	82,27	398,37
102-2	7,22	14,54	114,72	535,56
102-3	-	-	-	-
103-1	3,11	-	55,27	207,89
103-2	17,11	-	27,44	195,80
103-3	6,83	19,50	18,06	65,06
104-1	9,35		136,50	150,93
104-2	14,80	36,91	127,14	65,49
105-1	11,64	-	-	837,46
105-2	17,24	-	46,09	479,49
106-1	23,30	-	-	148,91
106-2	36,06	-	-	33,57
107-1	7,20	-	-	149,89
107-2	-	-	-	-
108-1	4,43	-	-	69,56
108-2	130,12	-	-	149,51

Note : - signifie non analysé.

Concentration en nitrate

Une certaine tendance peut être observée au niveau de la concentration en nitrate qui semble beaucoup plus élevée près de la source de contamination. Le nitrate est un produit dérivé des composés présents dans les différents rejets industriels déversés à cet endroit (acide nitrique), mais il est également un produit de dégradation de plusieurs composés nitroaromatiques tel que le TNT. Il est évidemment impossible de préciser davantage son origine ou de différencier si sa présence est causée par des processus de dégradation biologique ou simplement que c'est un composé source. Par contre, la concentration en nitrate est beaucoup plus importante pour les puits situés près de la surface et elle diminue en profondeur. De plus, cette concentration diminue drastiquement avec l'éloignement de la source. Ainsi, la concentration en nitrate semble suivre celle du TNT (Tableau 4-8). Ceci peut être une indication de processus de transformation. Également, en profondeur, les eaux de l'aquitard contiennent une concentration en oxygène

faible, permettant l'utilisation du nitrate par les microorganismes. Ainsi, la diminution de nitrate en profondeur peut être expliquée également par son utilisation dans les réactions microbiennes.

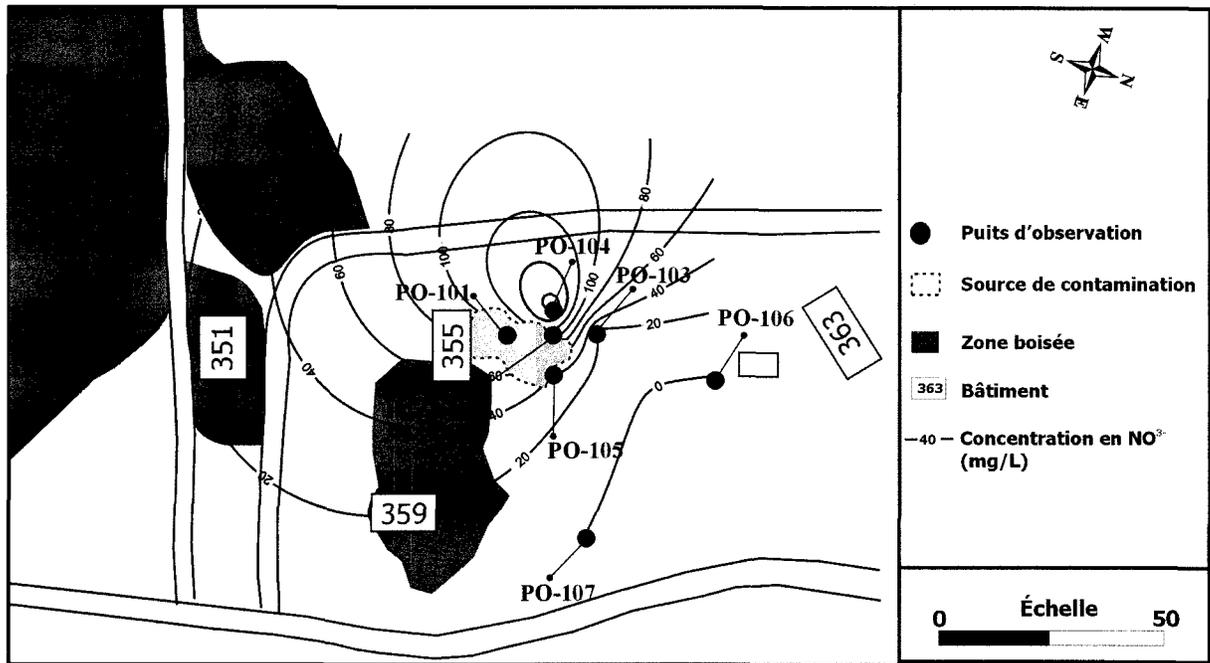


Figure 4 - 16. Concentration en nitrate dans les eaux souterraines de l'aquitard (till), mars 2000.

Concentration en sulfate

La concentration en sulfate est beaucoup plus importante à la source et diminue en s'éloignant de la source. Comme dans le cas du nitrate, le sulfate peut également faire partie des composés source, puisque l'acide sulfurique faisait partie des rejets industriels déversés dans ce secteur. La diminution de la concentration observée avec l'éloignement de la source peut être causée par des processus de transformation biologique, compte tenu d'une très faible concentration en oxygène dissout et d'un potentiel d'oxydoréduction beaucoup plus favorable à l'utilisation des sulfate par la microflore indigène. La Figure 4-17 présente la concentration de sulfate dans les eaux souterraines de l'aquitard (till).

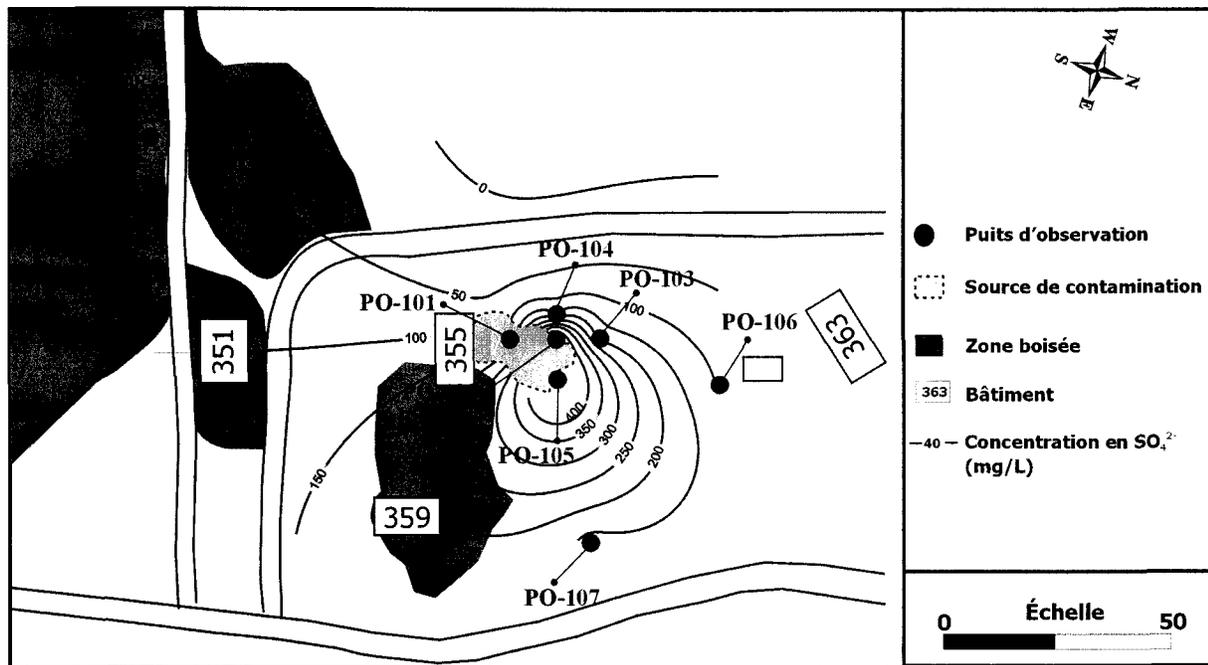


Figure 4 - 17. Concentration en sulfate dans les eaux souterraines de l'aquitard (til), mars 2000.

Bien que le sulfate ne soit pas impliqué dans les réactions de transformation des composés nitroaromatiques en tant qu'accepteur d'électron, plusieurs autres composés organiques sont présents à la source de contamination (CHAPITRE 2) et leur dégradation est susceptible d'impliquer cet ion.

4.1.6 Concentration des contaminants dans les eaux souterraines

Le Tableau 4-8 présente les concentrations en TNT mesurées à différentes périodes.

Tableau 4 - 8. Résultats d'analyse du TNT dans les eaux souterraines à différentes périodes.

Échantillon	TNT (mg/L)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 (Roc)	N,D,	0,32	N,D,	N,D,
PO101-2 (Till)	5,80	16,04	25,00	35,60
PO101-3 (Till)	35,80	46,00	48,40	55,00
PO101-4 (Till)	51,40	55,20	57,40	63,40
PO101-5 (Till)	gelé	56,00	61,20	
PO102-1 (Till)	1,96	3,06	3,08	3,70
PO102-2 (Till)	7,56	9,38	8,84	9,48
PO102-3 (Till)	gelé	6,66	8,76	10,08
PO103-1 (Till)	0,46	0,26	0,42	0,36
PO103-2 (Till)	0,54	0,46	0,60	0,52
PO103-3 (Till)	0,44	0,32 (0,3346)	0,44	0,68
PO104-1 (Till)	1,56	2,46	1,80	2,84
PO104-2 (Till)	13,70	12,06	14,38	16,84
PO105-1 (Till)	ND	ND	ND (0,0132)	ND (INT)
PO105-2 (Till)	ND	ND	ND (INT)	ND (INT)
PO106-1 (Roc)	ND	ND	ND	ND
PO106-2 (Till)	ND	ND	ND	ND
PO107-1 (Roc)	ND	ND	ND	ND
PO107-2 (Till)	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 (Roc)	ND	ND	ND	ND
PO108-2 (Till)	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	ND

Italique entre parenthèses: concentration obtenue de l'analyse sur Sep-Pak
 ND : non détecté
Critères d'usage
 Eau de consommation: aucun
 Eau de surface et d'égouts: 5.5 µg/L (0.0055 mg/L)

Les résultats du Tableau 4-8 démontrent que le panache de contamination n'est pas stable. De plus, pour plusieurs puits (101-2, 101-3, 101-4, 101-5, 102-1, 102-2, 102-3, 103-3 et 104-2) la concentration en TNT augmente dans le temps (pour la période correspondante de mars 00 à sept

00). Une des explications qui peut être fournie est que le remaniement des sols à la source lors de l'échantillonnage en tranchée a peut être favorisé la remobilisation des contaminants dans le sol et leur solubilisation dans les eaux d'infiltration. De plus, lors des forages à la source de contamination, la méthode du marteau fond de trou employait de l'eau comme fluide de forage. Une quantité importante d'eau a été utilisée lors des différentes opérations, et une certaine quantité d'eau a été déversée sur le sol à la source de contamination. Ces eaux ont très certainement pu solubiliser une quantité appréciable de contaminants et augmenter considérablement la recharge en contaminants des eaux souterraines. L'autre possibilité, plus plausible encore, est reliée à la période d'échantillonnage qui n'est que de 180 jours. Il est souvent observé une augmentation des concentration en contaminants à l'automne suivant la recharge en eaux des eaux souterraines. Il serait donc nécessaire de poursuivre les campagnes d'échantillonnage pour une année supplémentaire afin d'observer dans le temps la tendance générale du panache de contamination et de voir si à plus long terme, les concentrations en TNT diminuent ou continuent à augmenter. Ainsi, il sera possible d'observer si ce sont les différents travaux de terrain qui ont causé ce phénomène. La Figure 4-18 présente les concentrations en TNT dans l'aquitard en septembre 2000.

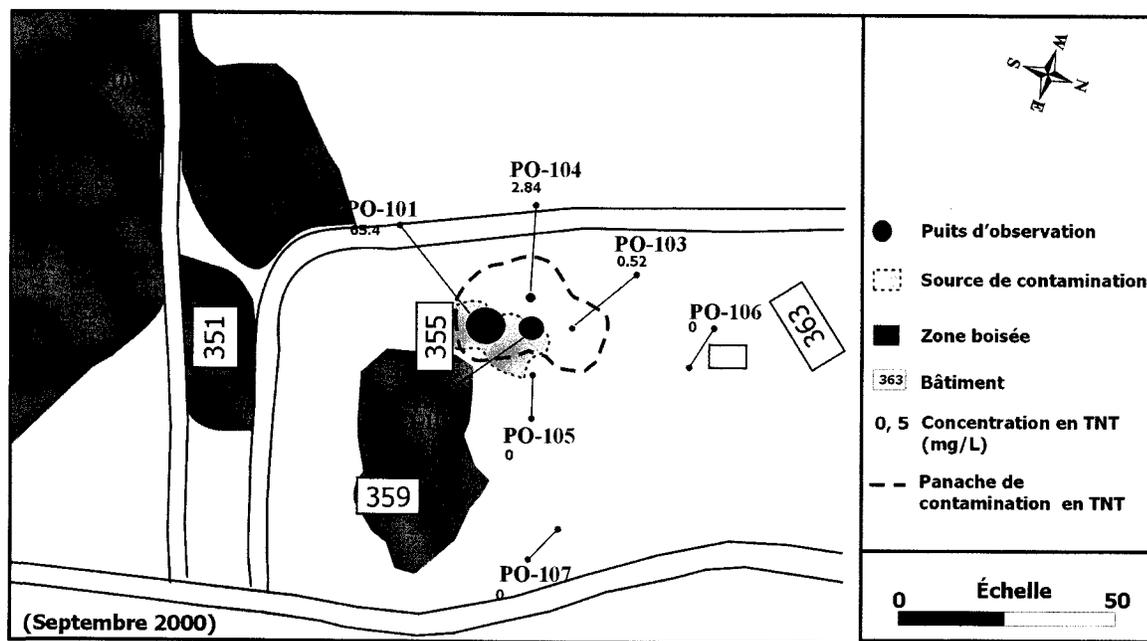


Figure 4 - 18. Contamination en TNT dans les eaux souterraines de l'aquitard (till), septembre 2000.

Ces résultats démontrent que le panache de contamination en TNT a été relativement bien circonscrit. La Figure 4-19 présente le panache de contamination en coupe au secteur TNT pour les analyses effectuées en juillet 2000. Les analyses de juillet démontrent clairement la tendance à l'atténuation du TNT avec la profondeur.

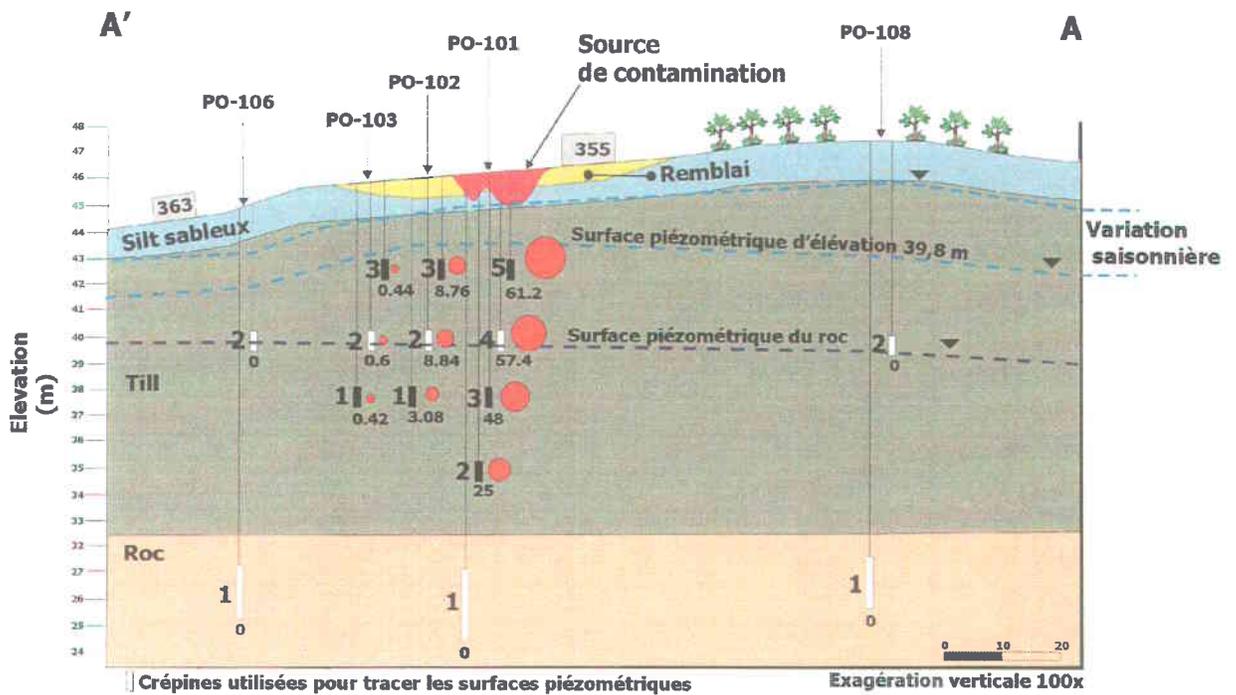


Figure 4 - 19. Concentration en TNT dans les eaux souterraines (mg/L) en coupe au secteur TNT, juillet 2000.

Il devient clair que l'atténuation du TNT ne se dénote pas seulement en plan, mais en coupe également. Ainsi, une diminution importante de la contamination est observée à partir de la source vers l'aval, de même qu'à partir de la surface vers la profondeur. De plus, pour l'instant, aucune concentration en TNT n'a été observée dans l'aquifère rocheux. Le panache de contamination a donc été très bien circonscrit par le système de puits à niveaux multiples. Les Tableau 4-9 et 4-10 présentent les concentrations en 2-4-DNT et 2-6-DNT retrouvées dans les eaux souterraines, tandis que les Figures 4-20, 4-21, 4-22 et 4-23 présentent les concentrations en 2-4-DNT et en 2-6-DNT dans l'aquitard.

Tableau 4 - 9. Résultats d'analyses du 2,4-DNT dans les eaux souterraines.

Échantillon	2,4-DNT (mg/L)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 (Roc)	ND	< 0.0010 ((0.0006))	ND	ND
PO101-2 (Till)	18,24	36,40	52,40	70,80
PO101-3 (Till)	73,20	75,80	82,80	89,40
PO101-4 (Till)	94,80	87,40	91,00	100,00
PO101-5 (Till)	gelé	84,60	96,40	108,40
PO102-1 (Till)	40,60	49,00	52,60	51,80
PO102-2 (Till)	52,00	58,00	55,60	48,60
PO102-3 (Till)	gelé	ND	0,36	0,24
PO103-1 (Till)	9,62	5,86	5,70	6,00
PO103-2 (Till)	3,96	3,02	3,58	3,26
PO103-3 (Till)	ND	ND (INT)	ND	ND
PO104-1 (Till)	76,20	78,20	81,00	83,00
PO104-2 (Till)	8,40	5,68	7,08	11,16
PO105-1 (Till)	0,10	0,52	0,64 ((0,7094))	0,38 ((0,4376))
PO105-2 (Till)	1,80	1,64	2,02 ((2,2378))	2,26 ((2,4962))
PO106-1 (Roc)	ND	ND	ND	ND
PO106-2 (Till)	0,0014	ND	ND	ND
PO107-1 (Roc)	ND	ND	ND	ND
PO107-2 (Till)	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 (Roc)	ND	ND	ND	ND
PO108-2 (Till)	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	< 0,0010 ((0,0008))	ND	ND	ND

Italique entre parenthèses: concentration obtenue de l'analyse sur Sep-Pak
 ND : non détecté
 Italique entre doubles parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

Critères d'usage
 Eau de consommation: aucun
 Eau de surface et d'égouts: 0,9100 mg/L (910 µg/L)

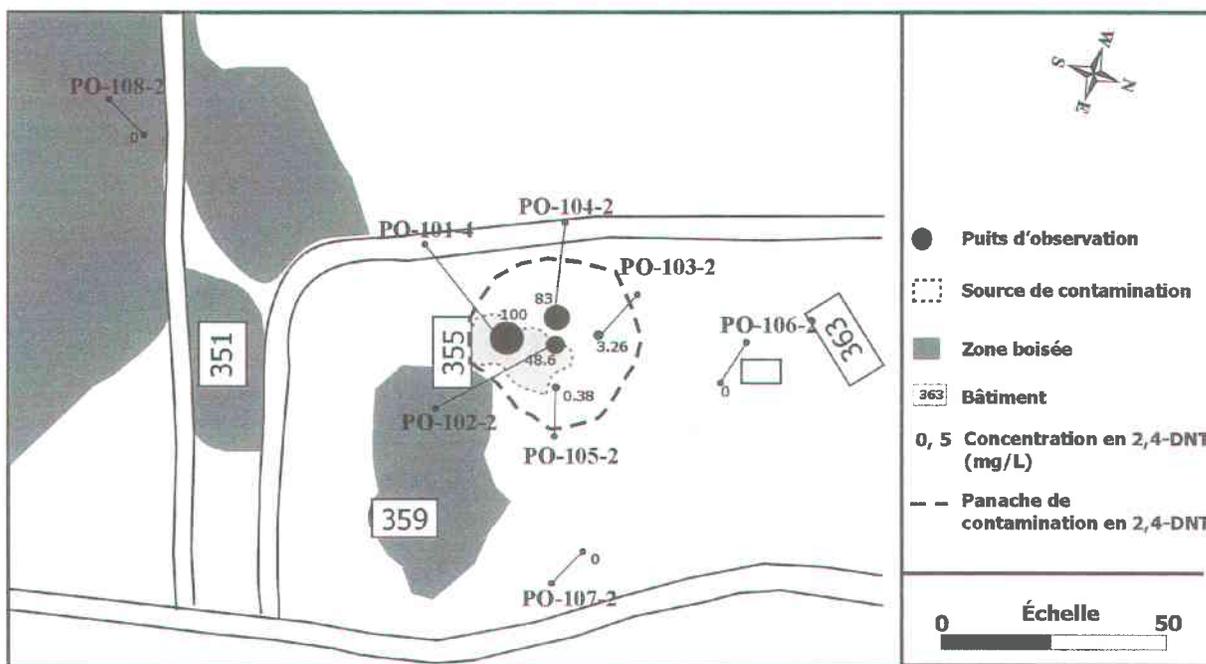


Figure 4 - 20. Concentration en 2,4-DNT (mg/L) dans les eaux souterraines de l'aquitard (till), septembre 2000.

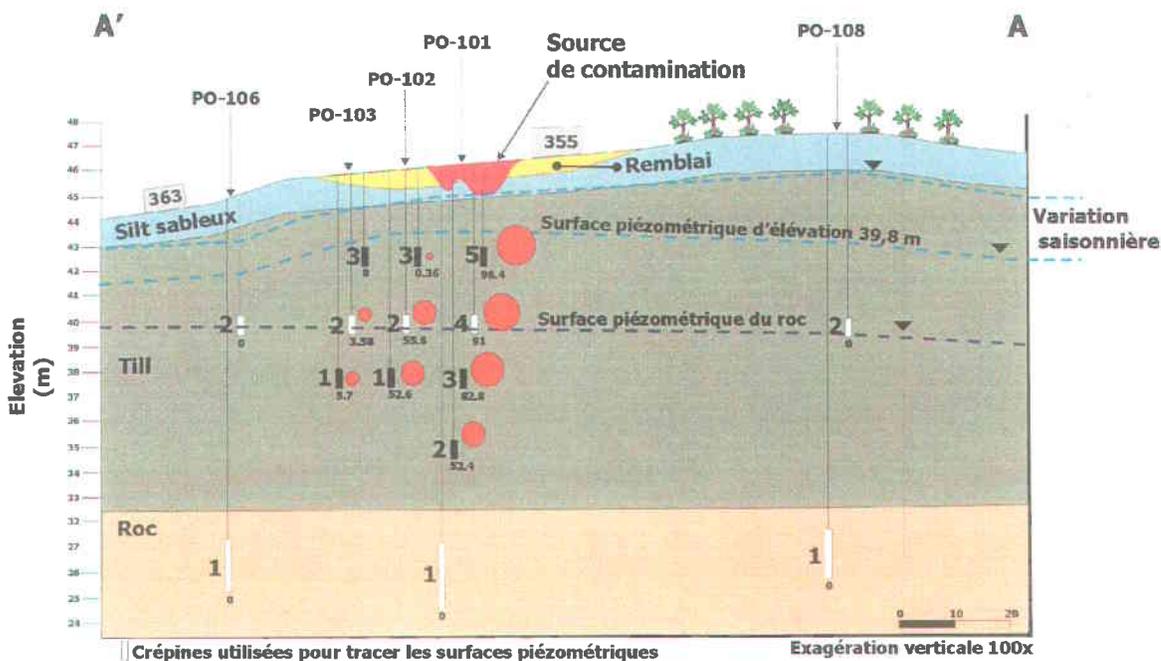


Figure 4 - 21. Concentration du 2,4-DNT dans l'eau souterraine (mg/L) en coupe, juillet 2000.

Tableau 4 - 10. Résultats d'analyses du 2,6-DNT dans les eaux souterraines (mg/L).

Échantillon	2,6-DNT (ppm) (co-elution: 3,4-DNT & 2-ADNT)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1	ND	ND	ND	ND
PO101-2	24,72	43,00	58,00	74,40
PO101-3	74,60	75,80	83,60	90,40
PO101-4	91,40	83,20	88,80	97,00
PO101-5	gelé	86,60	9,60	112,20
PO102-1	47,80	54,80	57,60	57,60
PO102-2	82,00	88,80	86,20	86,40
PO102-3	gelé	12,42	17,02	17,34
PO103-1	6,28	3,06	3,00	3,10
PO103-2	2,54	1,72	2,08	1,92
PO103-3	0,18	ND (<i>INT</i>)	INT	ND
PO104-1	78,60	79,60	83,60	86,00
PO104-2	44,40	38,20	45,00	53,60
PO105-1	0,44	2,68	2,96 ((3,2220))	3,50 ((3,8508))
PO105-2	2,96	2,64	2,60 ((2,8324))	
PO106-1	ND	ND	ND	ND
PO106-2	0,0012	ND	ND	ND
PO107-1	ND	ND	ND	ND
PO107-2	gelé	ND	ND	ND
PO108-1	ND	ND	ND	ND
PO108-2	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	ND

Italique entre parenthèses: concentration obtenue de l'analyse sur Sep-Pak
 Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

Critères d'usage
 Eau de consommation: aucun
 Eau de surface et d'égouts: 0.9300 mg/L (930 µg/L)

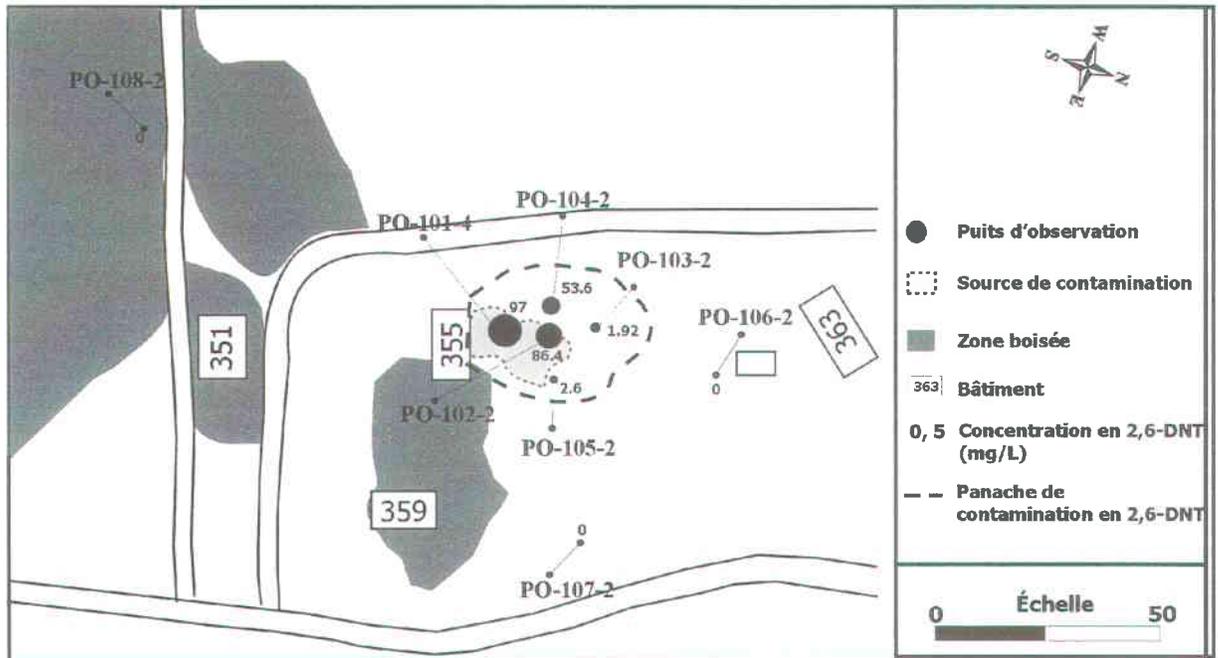


Figure 4 - 22. Concentration du 2,6-DNT (mg/L) dans les eaux souterraines de l'aquitard (till), septembre 2000.

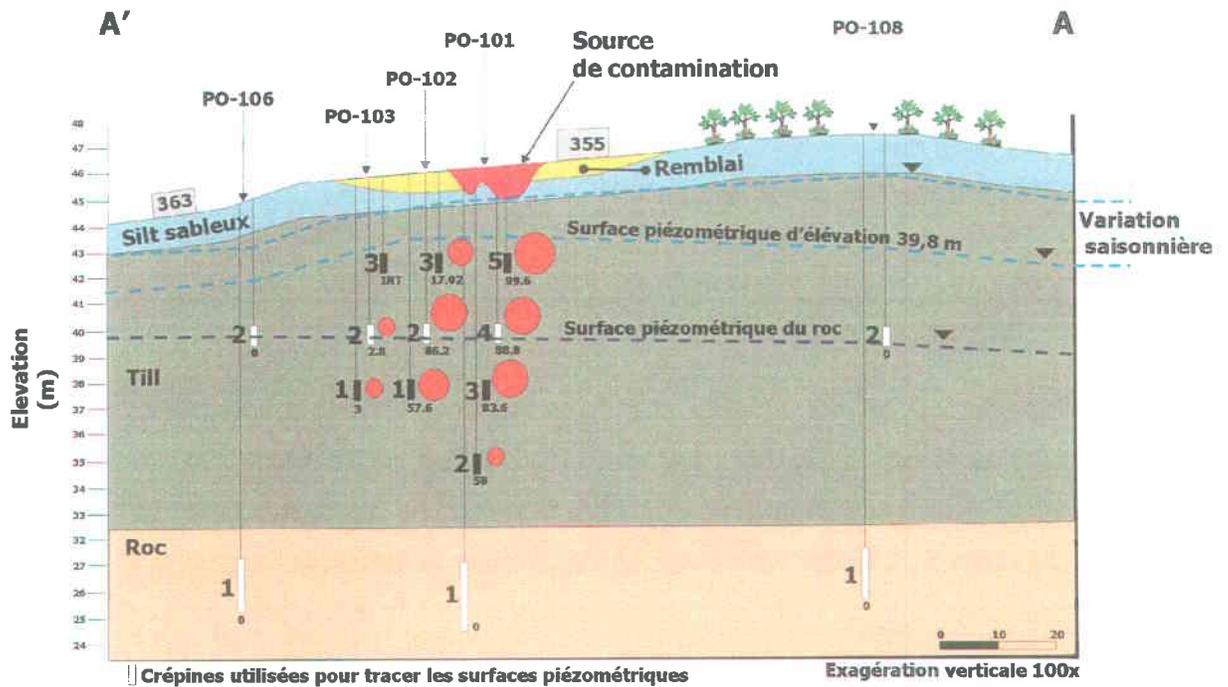


Figure 4 - 23. Concentration du 2,6-DNT dans l'eau souterraine (mg/L) en coupe, juillet 2000.

Le 2,4-DNT et le 2,6-DNT sont des composés présents à la source de contamination, puisque ce secteur était dédié à la transformation du DNT en TNT. Cette observation confirme la présence de grandes concentrations en DNT dans les eaux souterraines de l'aquitard. La transformation du TNT par les micro-organismes suit habituellement la voie de la réduction et le remplacement de groupements nitro par des groupements amines (Rieger et Knackmuss, 1995). Ainsi, la plus grande partie de la masse de DNT présent à la source de contamination est issue des rejets industriels et non des processus de transformation biologique.

Le panache de contamination des DNT est plus étalé que celui du TNT. De plus, l'atténuation du 2,4-DNT et du 2,6-DNT est moins importante que dans le cas du TNT. Bien qu'aucune concentration n'a été mesurée dans l'aquifère rocheux, il n'en demeure pas moins que la concentration des DNT dans les eaux souterraines de l'aquitard est plus élevée que celle du TNT. Pourtant, dans les sols de la source (Tableau 4-2), les résultats d'analyses démontrent que la concentration en TNT est plus importante que celle en DNT. C'est donc dire que les processus de transformation qui affectent le TNT ne sont pas les mêmes que ceux qui affectent les DNT. Peut être que les conditions géochimiques sur le site privilégient les réactions de réduction en profondeur et que ces réactions affectent beaucoup plus le TNT que les DNT.

Une certaine incertitude demeure à ce sujet et avec les informations disponibles jusqu'à maintenant, il n'est pas possible d'expliquer pourquoi la concentration en DNT diminue moins rapidement avec la profondeur que celle du TNT.

4.2 ÉVALUATION DES PROPRIÉTÉS ENVIRONNEMENTALES DU TNT ET DE SES MÉTABOLITES

Afin de résoudre les objectifs de départ et d'évaluer les propriétés environnementales du TNT, trois types d'essais ont été réalisés : Les essais d'adsorption en lot (batch test), les essais en colonne de sol et les essais en microcosmes. Dans la plupart des essais, en plus du TNT, il a été possible de suivre le 2,4-DNT également. Afin de faciliter la lecture du chapitre et de pouvoir élaborer davantage sur le TNT, les résultats des essais d'adsorption pour le 2,4-DNT sont présentés à l'annexe G. De même, les informations pertinentes en regard du 2,4-DNT sont présentés dans ce chapitre, mais le lecteur désireux d'en connaître davantage est invité à consulter l'annexe G.

4.2.1 Cinétique d'adsorption du TNT

La cinétique d'adsorption des composés nitroaromatiques peut être évaluée à l'aide d'essais d'adsorption. Comme il a été mentionné au CHAPITRE 3, ces essais ont pour objectif de définir l'influence des phénomènes d'adsorption au site d'étude. Ces essais ont été subdivisés en deux séries d'essais bien distinctes, soit une première série d'essais dont la solution aqueuse mise en contact avec les sols contenait un composé inhibiteur de la dégradation biologique (azoture de sodium (NaN₃)) et une deuxième série d'essais où cette même solution était exempte de ce composé. Cette méthodologie permettait de préciser l'influence des phénomènes de dégradation biologique sur les propriétés d'adsorption des composés à l'étude et d'évaluer l'interférence possible d'un sel (NaN₃) fréquemment employé dans ce type d'essais afin d'éviter la biotransformation de certains composés. Avant de présenter les résultats des essais d'adsorption en lot, les résultats des étapes préliminaires à ces essais sont exposés.

4.2.1.1 ÉTAPE 1 : Ratio sol:eau

Le ratio sol:eau employé dans les essais peut être déterminé selon deux approches : Une approche empirique et une approche expérimentale. Comme les essais d'adsorption en lot pour des composés nitroaromatiques sont très peu documentés dans la littérature, ces deux méthodes ont été utilisées à titre de comparaison.

4.2.1.2 Calcul du ratio sol:eau par une méthode empirique

La solubilité du TNT à 10°C est de 110 mg/L (Urbansky, 1964). Le contenu en carbone organique total du sol à l'étude a été déterminé en laboratoire, par la méthode Walky-Black (Agriculture Canada, 1979). Les résultats sont présentés au Tableau 4-11.

Tableau 4 - 11. Carbone organique total du sol utilisé pour les essais.

Échantillon	%COT
1	0,36
2	0,23

Ces deux échantillons proviennent du même sol et la moyenne est établie à 0,3 % en COT. De plus, comme suggéré par l'EPA (1992), l'adsorption devrait se situer entre 10 et 30% afin d'établir un isotherme représentatif. Alors, une valeur d'adsorption de 20% sera utilisée afin

d'établir le ratio sol:eau de façon empirique. Ainsi, le coefficient d'adsorption (KD) ainsi que le ratio sol:eau peuvent être évalués comme suit :

$$\log K_{oc} = 3.95 - 0.62 \log(S)$$

$$\log K_{oc} = 3.95 - 0.62 \log(110)$$

$$K_{oc} = 483.43$$

$$K_d = K_{oc} \cdot (\%COT) / 100$$

$$K_d = 483.43 \cdot (0.3) / 100$$

$$K_d = 1.45$$

Où S [M/L] est la solubilité du produit. L'EPA (1992) suggère d'utiliser des ratios standard déjà établis. Ces ratios sont 1:4, 1:10, 1:20, 1:40, 1:60, 1:100, 1:200 et 1:500. Comme le ratio calculé est de 1:5.79, l'EPA (1992) suggère alors d'employer un ratio de 1:4 puis qu'il se rapproche le plus de la valeur calculée.

4.2.1.3 Calcul du ratio sol: eau par une méthode expérimentale

De façon à vérifier si la méthode empirique est valable pour des essais d'adsorption en lot menés avec des matériaux énergétiques, un essai en laboratoire a été mené en parallèle. Le Tableau 4-12 présente les résultats de l'essai réalisé afin d'identifier le ratio sol:eau expérimentalement.

Tableau 4 - 12. Identification du ratio sol:eau pour les essais d'adsorption en lot.

ratio sol:eau	poids sec (adsorbant) (g)	Volume de solution aqueuse (ml)	Concentration en TNT dans la solution à l'équilibre (mg/L)	% adsorbé
<i>concentration de départ : TNT (96.71 mg/L)</i>				
1 :4	50,00	200	93,58	3,24
1 :10	20,01	200	96,06	0,67
1 :20	10,01	200	94,43	2,36
1 :40	5,00	200	94,06	2,74
1 :60	3,34	200	96,36	0,36
1 :100	2,00	200	96,24	0,49
1 :200	1,00	200	95,66	1,09
1 :500	0,41	200	95,96	0,77
Témoin	0	200	92,22	

Les résultats confirment que, même en présence d'un ratio sol:eau de 1:4, le pourcentage d'adsorption ne se situe pas entre 10 et 30 %. Dans ces conditions, comme le pourcentage d'adsorption ne peut être situé dans les limites suggérées et comme l'utilisation d'un ratio sol:eau inférieur à 1:4 risque d'entraîner des problèmes supplémentaires (EPA, 1992), les essais d'adsorption en lot ont quand même été réalisés avec ce ratio, mais en diluant la solution de départ (constant soil:solution ratio method).

4.2.1.4 ÉTAPE 2 : Calcul du temps d'équilibre

Le temps d'équilibre, dans les essais d'adsorption en lot, est le temps requis afin que le système sol:eau atteigne un état d'équilibre chimique et que la concentration des composés organiques en solution et qui sont en contact avec le sol ne change plus en fonction du temps (EPA, 1992).

Le temps d'équilibre ou l'équilibre chimique du système est atteint lorsqu'un changement de concentration (ΔC) pour un intervalle de temps (ΔT) de 24 h soit inférieur ou égale à 0,05 mg/L :

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} \leq 0.05 / 24 \text{hrs}$$

Équation 4-1

Cette relation implique que l'équilibre du système est considéré comme atteint lorsque la différence entre la concentration adsorbée pendant un intervalle de 24 heures est inférieure à 0,05mg/L (EPA, 1992).

Tableau 4 - 13. Identification du temps d'équilibre pour le Trinitrotoluène et le 2,4-Dinitrotoluène.

échantillon #	Temps		Concentration à l'équilibre dans la solution aqueuse			ΔC/Δt		
	De contact (hrs)	centrifugation (min)	TNT (mg/L)	2-4-DNT (mg/L)	2-6-DNT (mg/L)	TNT (mg/L)	2-4-DNT (mg/L)	2-6-DNT (mg/L)
Concentrations de départ : TNT (84.776 mg/L), 2-4-DNT (117.388 mg/L), 2-6-DNT (2.07 mg/L)								
PEE-T-01	1	0,75	81,248	113,008	nd	3,53	4,38	nd
PEE-T-12	12	0,5	79,612	112,828	nd	0,15	0,26	nd
PEE-T-24	24	0,5	80,328	112,212	nd	0,06	0,05	nd
PEE-T-48	48	0,5	79,944	112,184	nd	0,02	0,001	nd
PEE-T-72	72	0,5	79,924	111,668	nd	0,001	0,02	nd
PEE-T-96	96	0,5	79,188	110,844	nd	0,03	0,03	nd

La Figure 4-24 présente le temps d'équilibre évalué par les essais d'adsorption avec le TNT.

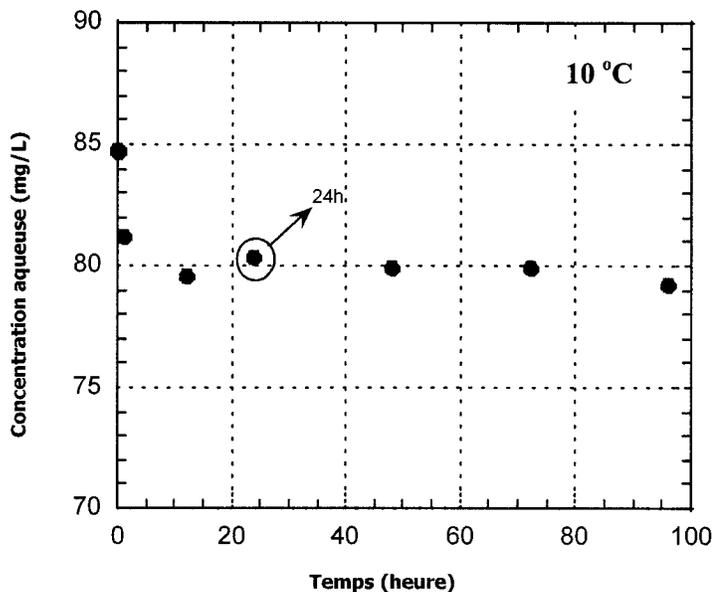


Figure 4 - 24. Temps d'équilibre évalué pour un ratio sol:eau de 1:4 pour le TNT.

L'analyse des résultats dans le cas du TNT révèle qu'après une période de 24 heures le système tend vers l'équilibre. Cette période est également adéquate pour atteindre un équilibre pour la concentration en 2,4-DNT (voir Tableau 4-13).

4.2.1.5 ÉTAPE 3 : Essais d'adsorption en lot

Les essais d'adsorption en lot ont été réalisés selon deux approches, soit une première approche où la solution aqueuse mise en contact avec les sols contenait un composé inhibiteur de l'activité biologique (azoture de sodium) et une deuxième approche dans laquelle aucun composé inhibiteur n'était employé.

Historiquement, les études sur les processus d'adsorption des gaz par des solides ont conduit à l'application d'une quarantaine de méthode d'interprétation. Par contre, pour les systèmes solide-liquides seulement quelques méthodes d'interprétation ont été conceptualisées (EPA, 1992). Depuis leur élaboration, deux méthodes se sont démarquées par leur simplicité d'application et leur grande efficacité à représenter significativement les données expérimentales : les méthodes de Freundlich et de Langmuir. Les équations de Freundlich et de Langmuir sont donc utilisées afin de procéder à l'interprétation des essais d'adsorption. Dans cette section, seule la méthode sélectionnée est présentée. Les valeurs relatives aux deux autres méthodes sont présentées à

l'annexe G. Afin de calculer la concentration de soluté adsorbée par gramme de sol, la formule suivante a été employée (EPA, 1992, Fetter, 1993):

$$\frac{x}{m} = \frac{(C_i - C_{eq}) \cdot v}{M} \quad \text{Équation 4-2}$$

Où x/m représente la masse de soluté adsorbée par gramme de sol (en $\mu\text{g/g}$ de sol), C_i est la concentration initiale de soluté, C_{eq} est la concentration à l'équilibre du soluté, v est le volume de solution et M est la masse de l'adsorbant. Pour les essais, la masse d'adsorbant (sol) a été maintenue à 50 grammes et le volume de solution est constant à 200 ml. Les résultats des essais d'adsorption sont présentés en tableaux à l'annexe G, Alors que les résultats de leur interprétation sont présentés aux sections 4.2.1.6 et 4.2.1.7.

4.2.1.6 Essais d'adsorption en lot avec azoture de sodium

Les Figures 4-25 et 4-26 présentent les résultats des essais d'adsorption en lot pour le TNT réalisés avec une solution aqueuse contenant l'inhibiteur de la dégradation biologique. Les résultats des essais d'adsorption sont présentés à l'annexe G ainsi que toutes les valeurs ayant permis de construire les graphiques de cette section et des sections suivantes.

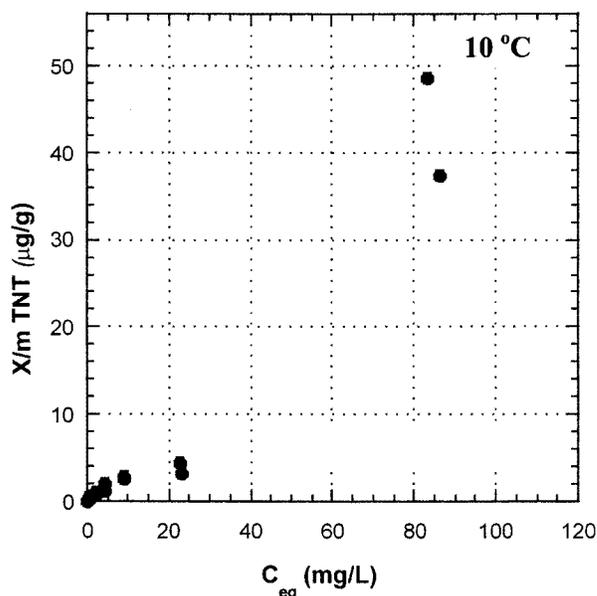


Figure 4 - 25. Résultats expérimentaux de l'essai d'adsorption en lot avec NaN_3 dans le soluté.

La Figure 4-25 fait ressortir un point important. L'essai réalisé avec une concentration initiale presque égale à la solubilité du TNT (dilution 1:1) adopte un comportement différent des autres essais. Les valeurs de la première partie du graphique ont un comportement linéaire, mais à partir d'une certaine concentration la quantité de soluté adsorbé monte en flèche. Cette observation peut être expliquée par un phénomène de « salting out » correspondant à la précipitation du composé organique hors de la solution aqueuse. La précipitation du composé organique est observée, car sa concentration dans la solution aqueuse se retrouve près de la limite de solubilité aqueuse. La précipitation du soluté hors de la solution fait apparaître une fausse interprétation de l'adsorption puisque le composé n'est pas adsorbé par l'adsorbant mais précipité. La précipitation du TNT hors de la solution aqueuse a sans doute été favorisée également par la présence d'un sel (NaN_3) dans la solution. Suite à cette observation, l'interprétation de ces essais sera réalisée en excluant la dilution 1:1 des données. La Figure 4-26 présente les résultats de l'adsorption du TNT sans la dilution 1:1.

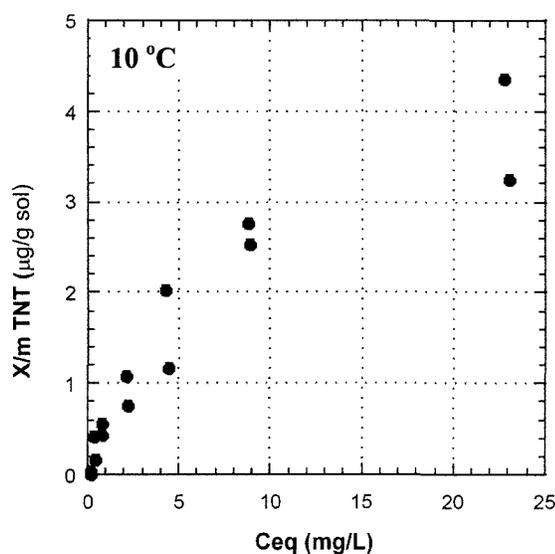


Figure 4 - 26. Résultats expérimentaux de l'essai d'adsorption en lot réalisé avec le NaN_3 dans le soluté, excluant la dilution 1 :1.

L'interprétation de l'essai est réalisée à l'aide des deux modèles d'interprétation déjà mentionnés, soit le modèle de Freundlich et le modèle de Langmuir. En premier lieu, une régression linéaire effectuée sur les données expérimentales permet d'identifier les constantes de chacun des modèles d'interprétation. Suite au calcul des paramètres de chacun des modèles, une courbe a été tracée à partir des équations de Freundlich et de Langmuir et la courbe qui représentait le mieux les données expérimentales a été sélectionnée.

Le modèle d'adsorption qui représente le plus fidèlement les essais d'adsorption avec composé inhibiteur (NaN_3) est le modèle de Langmuir. Le Tableau 4-14 présente la comparaison des résidus des trois modèles. Ces résidus permettent de vérifier quelle équation est la plus représentative des résultats expérimentaux.

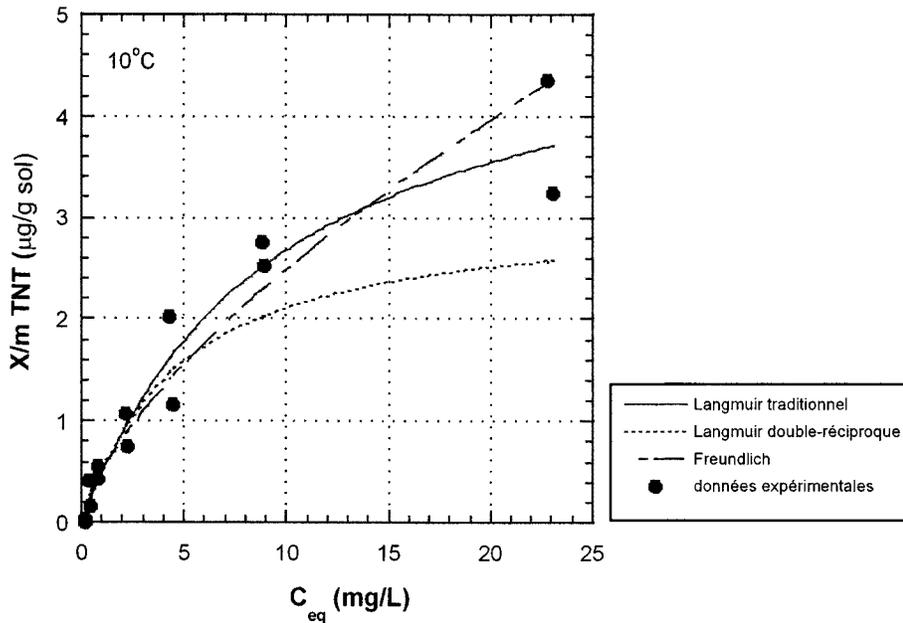


Figure 4 - 27. Résultats de l'interprétation des essais d'adsorption en lot avec le NaN_3 dans le soluté.

Tableau 4 - 14. Coefficients de corrélation des courbes types pour le TNT.

<i>Courbes types</i>	R^2
Freundlich	0,92
Langmuir traditionnelle	0,95
Langmuir double-réciproque	0,92

Selon les résultats obtenus, l'équation de Langmuir traditionnelle traduit le plus fidèlement les données expérimentales avec un coefficient de corrélation de 0,95. L'expression de l'équation de Langmuir est la suivante :

$$\frac{x}{m} = \frac{K_1 \cdot M \cdot C}{1 + K_1 \cdot C} \quad \text{Équation 4-3}$$

Où x correspond à la concentration ou la quantité de soluté adsorbé, m est la masse de l'adsorbant, C est la concentration à l'équilibre, K_1 et M étant des constantes. À l'aide d'une régression linéaire, il est possible d'identifier les constantes de l'équation de Langmuir. L'équation de Langmuir ajustées aux résultats expérimentaux devient :

$$\frac{x}{m} = \frac{0.1053 \cdot 5.2329 \cdot C_{eq}}{1 + 0.1053 \cdot C_{eq}} \quad \text{Équation 4- 4}$$

Ainsi, le coefficient de Langmuir (K_1) identifié à partir de l'isotherme de sorption est :

$$K_1(\text{TNT}) = 0.1053 \mu\text{g/g.}$$

L'équation de Langmuir est appropriée lorsque le nombre de site d'adsorption est limité relativement à la concentration du soluté dans le milieu (Domenico et Schwartz, 1990). Ce phénomène se traduit par une courbe dont la pente est exponentielle à faible concentration et au fur et à mesure que la concentration du soluté augmente dans le milieu, la courbe tend vers une valeur fixe, dénotant une saturation des sites d'adsorption.

4.2.1.7 Essais d'adsorption sans NaN_3

Suite aux résultats des premiers essais qui précisaient que la cinétique d'adsorption du TNT au site d'étude était représentée par le modèle de Langmuir (saturation des sites d'adsorption avec l'augmentation de la concentration du TNT dans la solution), il fallait vérifier si en condition naturelle (sans composé inhibiteur (NaN_3)) la même cinétique était observée. De plus, les travaux de Haderlein et al. (1996) ont démontré que les cations volumineux tel que le Na^{2+} pouvaient limiter l'adsorption des composés nitroaromatiques en saturant certains des sites d'adsorption. C'est ainsi que la deuxième série d'essais, sans composé inhibiteur, devait permettre de confirmer ou d'infirmer les résultats de la première série d'essais. Les objectifs de ces essais étaient de vérifier si l'azoture de sodium pouvait influencer les propriétés d'adsorption des composés à l'étude, de quantifier cette différence et d'évaluer l'impact possible de processus de dégradation dans les essais d'adsorption sans la présence d'un composé inhibiteur.

Afin de permettre la comparaison des deux types d'essais, les nouveaux essais se sont déroulés dans les mêmes conditions que les essais précédents, c'est-à-dire un temps d'équilibre de 24 heures, une température de 10 °C et un ratio sol eau de 1:4.

La Figure 4-28 présente les données expérimentales obtenues à partir des essais d'adsorption sans composé inhibiteur. Ce graphique met en relation, pour le composé à l'étude (soit le TNT), la concentration à l'équilibre dans la phase aqueuse (C_{eq}) et la concentration adsorbée par le sol (X/m).

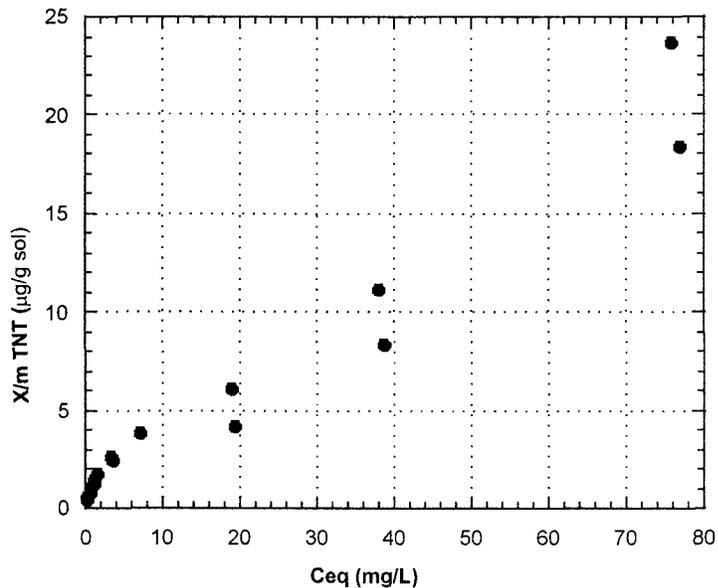


Figure 4 - 28. Résultats expérimentaux de l'essai d'adsorption en lot sans NaN_3 dans le soluté.

Dans l'expérience sans composé inhibiteur, l'analyse par régression linéaire des données expérimentales a établi que le modèle d'adsorption qui représentait le mieux les résultats était le modèle de Freundlich. Ce modèle implique que les sites d'adsorption sont en nombre illimité, mais que le taux d'adsorption est fonction de la concentration du composé ciblé dans la solution aqueuse.

La Figure 4-29 expose les données expérimentales et l'isotherme qui leur est le plus représentatif, soit l'isotherme de Freundlich.

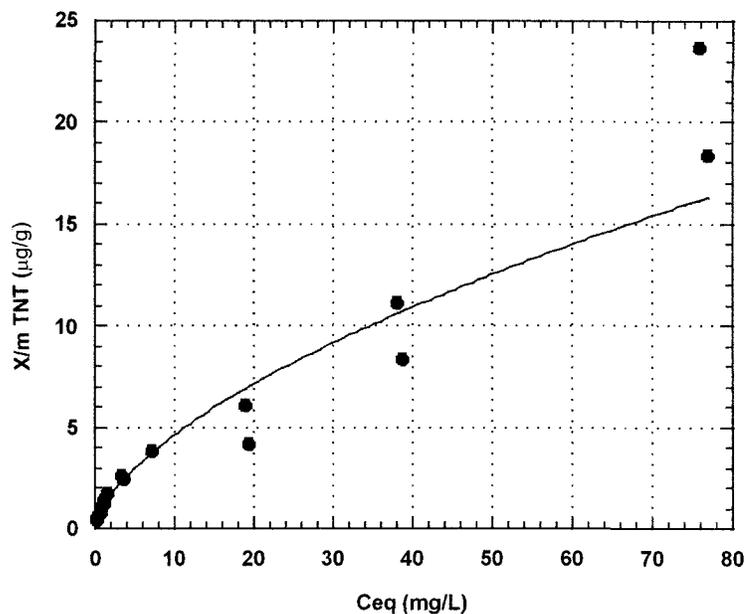


Figure 4 - 29. Isotherme de Freundlich et données expérimentales de l'essai d'adsorption en lot sans le NaN_3 dans le soluté.

La Figure 4-30 illustre bien la différence entre les isothermes de sorption obtenus des expériences avec et sans composé inhibiteur.

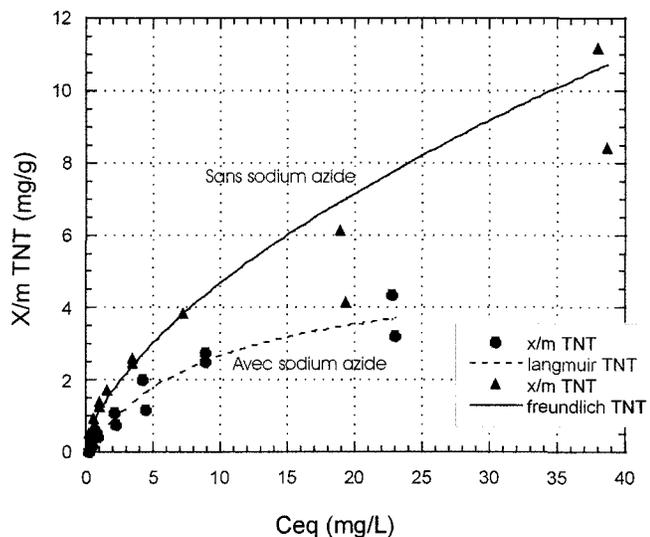


Figure 4 - 30. Comparaison des isothermes de sorption pour le TNT avec et sans composés inhibiteurs (NaN_3) dans le soluté.

Ainsi, le modèle de Freundlich est celui qui représente le plus fidèlement les résultats des essais d'adsorption sans composé inhibiteur. Pour ces essais, le coefficient de partition calculé (K_f) selon

une régression linéaire est : Coefficient d'adsorption de Freundlich (K_f) pour le TNT : **1.146** $\mu\text{g/g}$.

4.2.1.8 Facteur Retard évalué avec les essais d'adsorption en lot

Les essais d'adsorption effectués sans la présence d'un composé inhibiteur sont des essais qui se rapprochent beaucoup plus des conditions naturelles. De plus, l'influence du NaN_3 sur les phénomènes d'adsorption et donc son interférence possible avec l'adsorption du TNT n'est pas connue. Ainsi, afin de calculer le facteur retard, ce sont les paramètres évalués dans l'essai sans NaN_3 qui seront employés. De plus, le temps de contact lors des essais d'adsorption en lot était de 24 hrs et il a été supposé que la perte de masse dans les essais sans NaN_3 serait considérée négligeable. Des précisions supplémentaires sur ce dernier point sont également présentées à la section interprétation des essais (section 4.2.2.5).

Le modèle d'adsorption qui représente le mieux les résultats étant le modèle de Freundlich, le facteur retard (R) des composés à l'étude varie en fonction de la concentration du composé dans le milieu. Le facteur retard (R), dans le cas où le modèle de Freundlich est employé, est défini selon :

$$R = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_D \cdot (1/N) \cdot C^{1/N-1}}{n} \quad \text{Équation 4-5}$$

Où

ρ_b = densité des grains solides [M/L³]

K_f = Coefficient de partition de Freundlich [M/M]

C = concentration du composé dans la solution aqueuse [M/L³]

n = porosité du sol

N = constante reliée à la magnitude de l'adsorption

Ainsi, pour le TNT, le facteur retard selon l'isotherme d'adsorption de Freundlich varie selon (Fetter, 1993) :

$$R = 1 + \left(\frac{1.857 \cdot 1.146 \cdot 0.6115 \cdot (C^{(0.6115-1)})}{0.341} \right) \quad \text{Équation 4- 6}$$

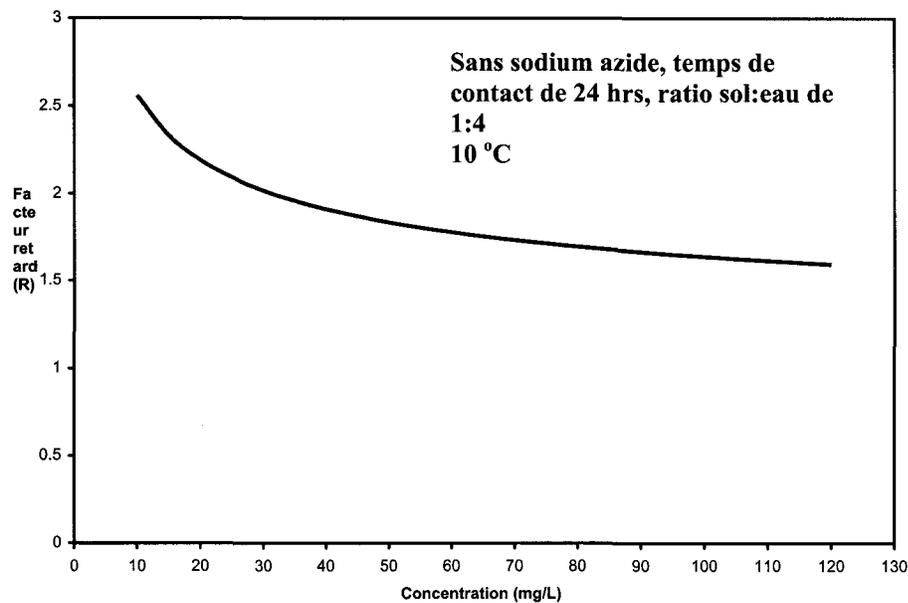


Figure 4 - 31. Facteur retard (R) du TNT en fonction de sa concentration dans l'eau (mg/L).

Selon les essais effectués à 10 °C, le facteur retard (R) varie de 1,5 à 2,5 selon la concentration du soluté en contact avec les sols.

4.2.2 Étude de la dynamique d'adsorption en colonne

Les essais en colonne, bien que permettant d'évaluer les propriétés d'adsorption au même titre que les essais d'adsorption en lot, procurent un degré de précision supplémentaire en plus de fournir une évaluation de la dispersivité et donc du coefficient de dispersion du milieu.

Les objectifs des essais en colonne sont d'évaluer le facteur retard (R) du TNT, d'évaluer le coefficient de dispersion du milieu et de comparer les résultats obtenus avec ceux tirés des essais d'adsorption. Comme dans le cas des essais d'adsorption en lot, les essais en colonne de sol ont été réalisés tout d'abord en présence d'un composé inhibiteur des phénomènes de dégradation biologique (azoture de sodium) et dans un deuxième temps, sans ce composé inhibiteur. Cette méthodologie permettait ainsi d'évaluer l'importance des phénomènes de dégradation biologique en milieu saturé et en absence d'oxygène. Par contre, lors de l'essai en colonne de sol avec présence du composé inhibiteur, le composé inhibiteur a masqué la présence du traceur conservatif (Br⁻). Ainsi, n'ayant pu détecter par analyse au HPLC la présence du traceur conservatif dans l'effluent liquide de la colonne, il est devenu impossible d'interpréter cet essai. Ainsi, seul l'essai en colonne de sol sans composé inhibiteur est présenté.

Il est important de rappeler que les essais en microcosme ont été faits en conditions aérobies et non saturées (le sol étant saturé à sa capacité au champ). Par contre, les essais en colonne de sol représentent un milieu écologique différent en conditions anaérobies (eau dégazée) et saturées, pouvant favoriser la biodégradation du TNT (Spain, 1992; McGrath, 1995). Ainsi, les cinétiques de dégradation observées dans les essais en microcosmes peuvent être très différentes des cinétiques de dégradation observées dans un milieu tel que celui représenté par les essais en colonne de sol.

4.2.2.1 Résultats

Le Tableau 4-15 expose les propriétés de la colonne de sable et les conditions du déroulement de l'essai. La Figure 4-32 présente les courbes d'arrivée du traceur (Cl-), du TNT et du 2,4-DNT.

Tableau 4 - 15. Paramètres de l'essai en colonne

Colonne de sol	Longueur	14,98 cm
	Diamètre	3,68 cm
	Aire	10,64 cm
	Volume	159,33 cm
	Porosité du sol	0,34
	Volume des pores du sol	54,26 cm ³
	Conductivité hydraulique du sol	1,54 x 10 ⁻⁷ m/s
Conditions d'injection	Débit d'injection	0,29 cm ³ /min
	Volume de soluté injecté	5 VP de solution (TNT) suivi de 5 VP d'eau déionisée dégazée
	Vitesse de l'eau dans le sol	8,0 x 10 ⁻² cm/min
	Température	10 °C
Solutés	Concentration initiale en TNT dans la solution	24,9 mg/l
	Concentration initiale en 2,4-DNT dans la solution	47,1 mg/l

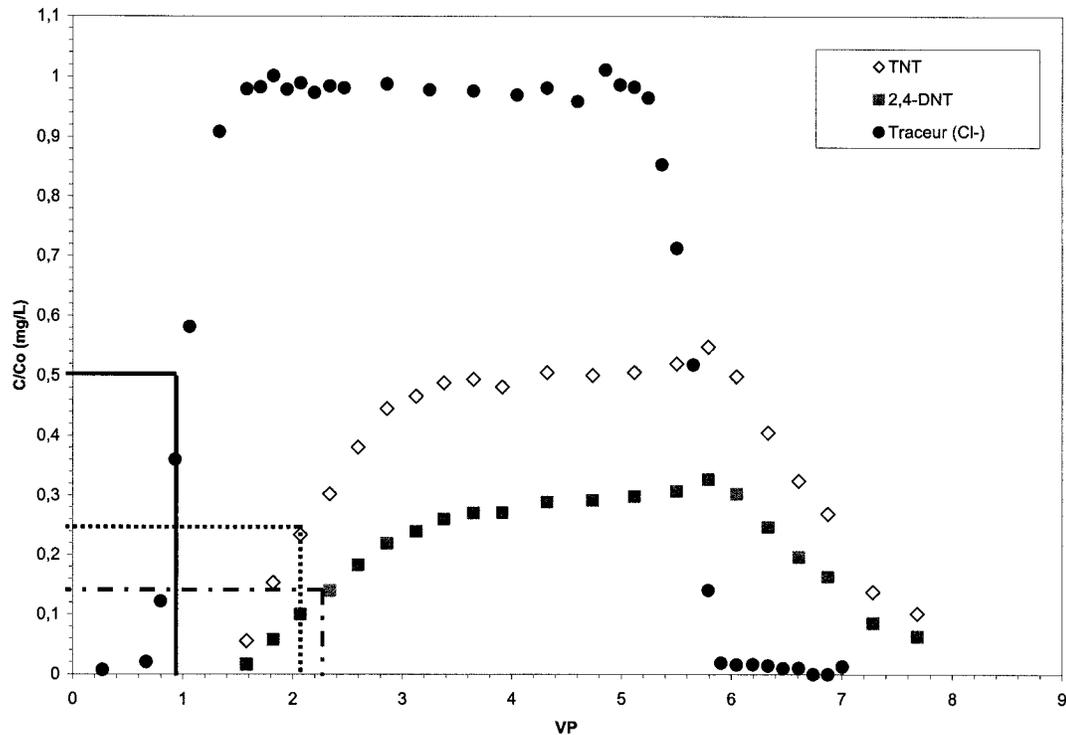


Figure 4 - 32. Courbes d'arrivées ajustées du Cl-, du TNT et du 2,4-DNT dans l'effluent générées par l'essai en colonne (sans azoture de sodium dans le soluté).

Ainsi, les courbes d'arrivée démontrent deux points importants, soit le retard du TNT et du 2,4-DNT par rapport au traceur conservatif, de même que la perte de masse de ces composés. Le retard est apparent parce que le VP auquel la demie de la concentration relative maximale sort de la colonne excède considérablement 1 VP. Ensuite, la dégradation des composés est mise en évidence par la forte réduction de la concentration relative maximale par rapport à la valeur initiale injectée de C/Co égale à 1.

4.2.2.2 Calcul des paramètres de l'essai en colonne

L'essai en colonne, tout comme les essais d'adsorption, permet d'évaluer le facteur retard (R). Ce facteur retard est obtenu par comparaison des courbes d'arrivée des composés à l'étude par rapport aux courbes d'arrivée du traceur conservatif. Le facteur retard peut être directement déduit de la Figure 4-32, c'est-à-dire lorsque C/Co est présenté graphiquement en fonction du nombre de volume des pores. En fait, le facteur retard correspond à la différence entre la courbe d'arrivée du traceur et la courbe d'arrivée du TNT ou du 2,4-DNT, pour une concentration égale à la demie hauteur de la concentration maximale atteinte lorsqu'il y a perte de masse. Ainsi, le facteur retard identifié pour les composés à l'étude est :

Facteur retard (R) pour le TNT : 1,1

Facteur retard (R) pour le 2,4-DNT : 1,3

L'interprétation de l'essai en colonne relève de la solution de l'équation du transport par advection-dispersion d'un composé dans un milieu poreux. Afin de résoudre le système d'équation, il faut considérer les conditions aux limites suivantes :

$C(x, t < 0) = 0$ (La concentration initiale est nulle dans la colonne);

$C(x = 0, t > 0) = C_0$ (Au temps zéro, on injecte une concentration constante C_0);

$C(x = \infty, t > 0) = 0$ (Le système est infini et la concentration à l'infini est nulle).

Les équations aux dérivées partielles permettent de définir une solution analytique pour le transport de masse non réactif en une dimension. Cette solution obtenue est celle d'Ogata et Banks (1970) exprimée comme suit :

$$c(x, t) = \frac{C_0}{2} \cdot \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - v_x t}{2\sqrt{Dt}} \right) + \exp \left(\frac{v_x x}{D} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{x + v_x t}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] \quad \text{Équation 4-7}$$

Pour les cas où la dispersion mécanique domine sur la diffusion, la solution d'Ogata et Banks peut être simplifiée sous la forme :

$$c(x, t) = \frac{C_0}{2} \cdot \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - v_x t}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] \quad \text{Équation 4-8}$$

De façon à évaluer si l'équation simplifiée peut être employée, il est impératif de vérifier si la dispersion domine effectivement sur la diffusion. Pour évaluer si dans le système c'est la dispersion ou la diffusion qui domine, le nombre de Peclet est utilisé. Ce nombre s'exprime comme suit :

$$Pe = \frac{v_x \cdot L}{D_L} \quad \text{Équation 4-9}$$

Où

v_x = vitesse d'avancée de l'eau (8×10^{-2} cm/min)

L = longueur de la colonne (14,98 cm)

D_L = Coefficient de dispersion longitudinale ($3,36 \times 10^{-2}$ cm²/min)

Ainsi, dans ce cas :

$Pe = 35,7$

Selon Domenico et Schwartz (1990), pour des valeurs de $Pe > 4$, la dispersion mécanique domine sur la diffusion moléculaire. Ceci permet d'utiliser l'équation d'Ogata et Banks simplifiée en négligeant la diffusion telle que présentée plus haut.

Ainsi, à partir des données expérimentales obtenues des concentrations du traceur conservatif mesuré à la sortie des colonnes en fonction du temps, il est possible via la solution d'Ogata et Banks d'évaluer le coefficient de dispersion du milieu.

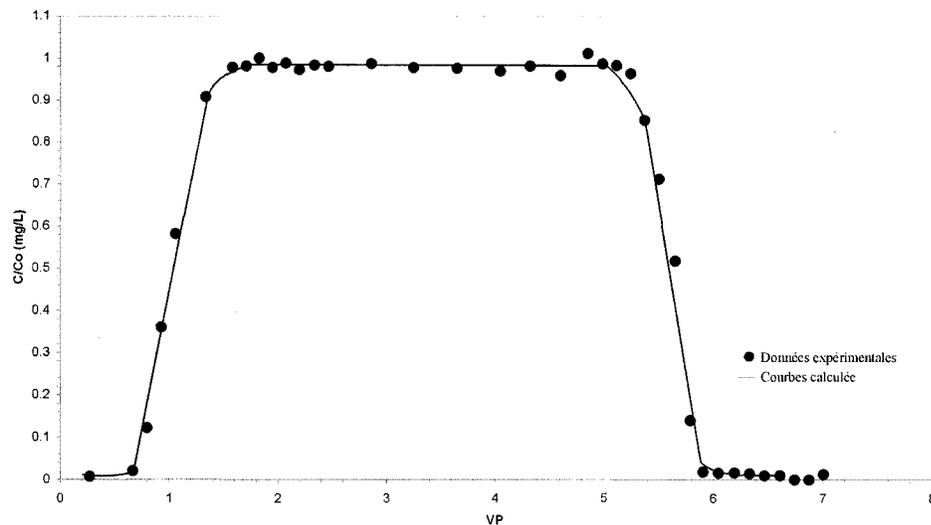


Figure 4 - 33. Comparaison des données expérimentales du traceur et la courbe calculée (à l'aide de la solution d'Ogatha-Banks) pour l'injection et le lessivage de la colonne de sol.

La Figure 4-33 présente le résultat de l'interprétation de la courbe d'arrivée du traceur. L'injection du traceur dans la colonne a été réalisée jusqu'au passage de 5 volumes des pores. Par la suite, une solution ne contenant que de l'eau déionisée et dégazée a été injectée.

Ainsi, la dispersivité obtenue de l'interprétation de l'essai est : $\alpha = 0,42 \text{ cm}$

De plus, le coefficient de dispersion du milieu (D) devient : $D = v \cdot \alpha = 3,36 \times 10^{-2} \text{ cm}^2/\text{min}$

Afin d'évaluer la perte de masse dans la colonne, une autre solution analytique décrivant le transport réactif de masse en une dimension peut être employée. Une solution analytique incorporant une cinétique de dégradation du premier ordre a été employée. Cette équation s'exprime comme suit (Domenico et Schwartz, 1990):

$$\frac{C}{C_0} = \left(\frac{1}{2}\right) \cdot \exp\left\{\left(\frac{x}{2 \cdot \alpha_x}\right) \cdot \left[1 - \left(1 + \frac{4 \cdot \lambda \cdot \alpha_x}{v}\right)^{\frac{1}{2}}\right]\right\} \cdot \operatorname{erfc}\left[\frac{x - v \cdot t \cdot \left(1 + 4 \cdot \lambda \cdot \alpha_x / v\right)^{\frac{1}{2}}}{2 \cdot (\alpha_x \cdot v \cdot t)^{\frac{1}{2}}}\right] \quad \text{Équation 4-10}$$

Où

x = longueur de la colonne [L]

α_x = dispersivité longitudinale [L]

λ = constante de dégradation du premier ordre [T⁻¹]

v = vitesse d'écoulement de l'eau [L/T]

erfc = fonction d'erreur complémentaire

Par itération sur la variable λ il est possible d'établir une plage de valeurs qui approchent les valeurs de concentration en TNT observées à la sortie de la colonne. Cet exercice a permis d'établir que la constante de dégradation (λ) variait de -2,3 à -7,4 min⁻¹ pour la durée de l'essai en colonne.

4.2.2.3 Interprétation de la dégradation biologique en colonne

Comme il a été mentionné précédemment, l'essai en colonne où la solution aqueuse qui a été mise en contact avec les sols contenait un composé inhibiteur de la dégradation biologique n'a pu être interprété, compte tenu que l'azoture de sodium masquait la présence du traceur conservatif (Br-) lors de l'analyse des effluents. Par contre, la courbe d'arrivée du TNT pour cet essai peut être tracée sans problème. Bien évidemment, les informations issues de cette courbe sont strictement qualitatives, puisque l'interprétation d'un essai en colonne est basée sur la courbe d'arrivée du traceur, courbe qui n'est pas disponible pour cet essai. Ce qui est intéressant, d'un point de vue qualitatif, est la comparaison entre la courbe d'arrivée du TNT pour les essais avec et sans composé inhibiteur.

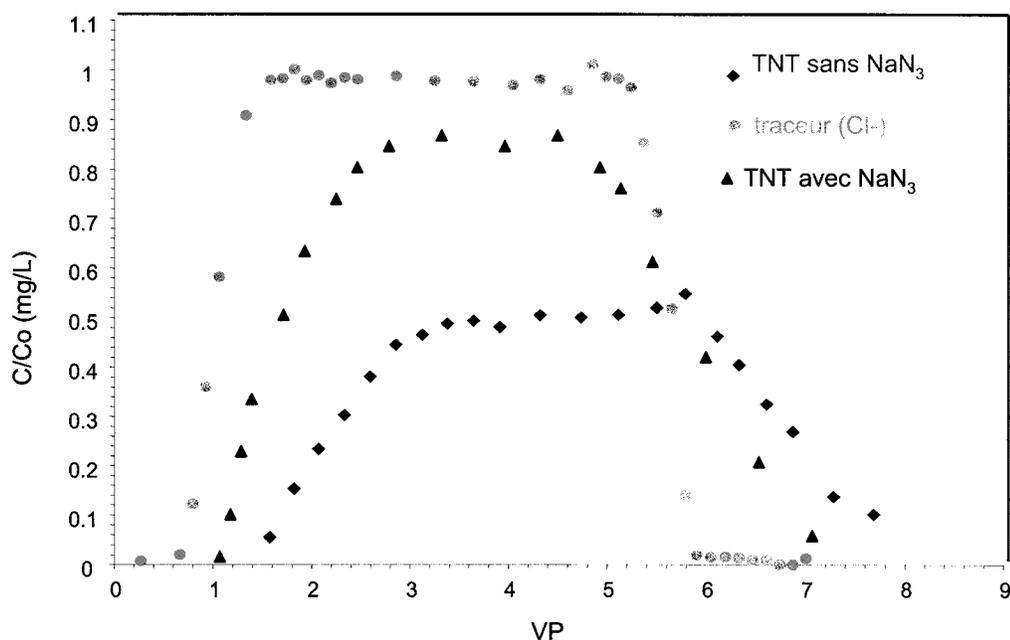


Figure 4 - 34. Comparaison entre les courbes d'arrivée du TNT pour les essais avec et sans composé inhibiteur de la dégradation biologique.

En superposant sur un même graphique ces deux courbes, il est facile d'observer que la perte de masse dans l'essai avec composé inhibiteur est beaucoup moins importante que dans l'essai sans composé inhibiteur. En fait, pour l'essai avec l'azoture de sodium, la perte de masse est entre 9 à 10 %, tandis que pour l'essai sans azoture de sodium, la perte de masse est près de 45 % pour la durée de l'essai. À première vue, il semble que les phénomènes de dégradation biologique aient joué un rôle prépondérant dans l'essai sans composé inhibiteur et c'est ce qui expliquerait la perte de masse beaucoup plus importante observée.

4.2.2.4 Comparaison entre essais d'adsorption en lot et essais en colonne de sol

Les essais d'adsorption en lot aussi bien que les essais en colonne permettent d'évaluer le facteur retard (R) des composés à l'étude. Dans les essais d'adsorption, le coefficient de partition est calculé directement à partir des isothermes interprétés des données expérimentales. Par la suite, des relations empiriques permettent de calculer le facteur retard (R) à partir du coefficient de partition. Dans le cas des essais en colonne, le facteur retard est obtenu directement à partir des courbes d'arrivée du composé à l'étude par rapport au traceur conservatif.

Il est donc intéressant de comparer les résultats des deux expériences afin de prendre conscience de la fiabilité des essais d'adsorption comparativement aux essais en colonne. En effet, les essais d'adsorption sont plus rapides à concevoir et à réaliser que les essais en colonne et donc une bonne approximation du facteur retard à l'aide de ces essais pourrait permettre de sauver temps et argent lorsque l'objectif de tels essais est de fournir une valeur de départ pour les travaux de modélisation numérique du transport d'un contaminant.

Tableau 4 - 16. Comparaison du facteur retard (R) entre les essais d'adsorption en lot et les essais en colonne, pour une concentration de 20 mg/L de TNT et de 2,4-DNT dans le soluté.

Facteur retard (R)	Essais d'adsorption en lot (sans azoture de sodium)	Essais en colonne (sans azoture de sodium)
TNT	2,2	1,1
2,4-DNT	2,3	1,3

Le Tableau 4-16 démontre que les facteurs retard calculés sont différents et sont plus faibles en colonne. Dans les essais d'adsorption, un volume de 200 ml de solution est mis en contact avec 50 g de sol pendant 24h, alors que durant les essais en colonne, le temps de contact entre le soluté et le sol est beaucoup plus court. Ceci explique en partie l'adsorption plus importante dans les essais d'adsorption. De plus, les réacteurs servant aux essais d'adsorption sont agités constamment ce qui favorise davantage les processus d'adsorption. Les essais d'adsorption fournissent une valeur d'adsorption maximale ou idéale en considérant que toute l'expérience (quantité de soluté, quantité de sol, temps de contact, etc.) sont optimisés afin de maximiser les processus d'adsorption. L'essai en colonne est plus conservateur en permettant d'introduire la notion d'hétérogénéité du sol, de temps de contact plus restreint et de condition de saturation qui se rapprochent beaucoup plus des conditions retrouvées dans l'aquifère.

4.2.2.5 Interprétation des essais hydrodynamiques

En premier lieu, les essais d'adsorption en lot sans azoture de sodium ont démontré que ce composé avait une incidence non négligeable sur les propriétés d'adsorption. Ce composé semble diminuer la masse de TNT ou de 2,4-DNT adsorbée par le sol. Cette augmentation de l'adsorption dans les essais sans composé inhibiteur est reliée à une diminution de la masse de TNT ou de 2,4-DNT dans la solution aqueuse, diminution qui peut, en plus d'être causée par une adsorption plus importante par le sol, être imputée également à une dégradation biologique des composés à

l'étude (perte de masse). Par contre, compte tenu de la durée des essais d'adsorption en lot (24 hrs), il est possible d'affirmer que l'azoture de sodium a véritablement une incidence sur l'adsorption des composés nitroaromatiques.

Dans les essais avec l'azoture de sodium, le modèle d'adsorption de Langmuir représente le mieux les isothermes d'adsorption. Ce modèle implique qu'il y a une limitation dans le nombre de sites d'adsorption pour les composés à l'étude. Or, cette différence par rapport à l'interprétation des essais sans azoture de sodium (qui sont représentés par le modèle de Freundlich) est un indice valable que l'azoture de sodium affecte les propriétés d'adsorption d'un sol. En fait, selon la littérature présentée au CHAPITRE 2, certains cations tel le Na^+ occuperaient certains des sites d'adsorption dans le sol préférentiellement aux composés nitroaromatiques. Ainsi, à la lumière de ces observations, il est fortement suspecté que l'azoture de sodium limite l'adsorption des composés nitroaromatiques en entrant en compétition pour les sites d'adsorption. Lors d'essais futurs, il est donc recommandé d'employer une autre méthode que l'ajout d'un composé (sel) dans la solution aqueuse pour limiter la dégradation biologique.

Comme les essais d'adsorption en lot sans azoture de sodium sont en fait les essais qui représentent le plus fidèlement la dynamique du système naturel, il est considéré que ces essais sont les plus réalistes et que leur interprétation en regard des propriétés d'adsorption (modèle de Freundlich) est représentative du comportement du TNT et du 2,4-DNT dans la nature.

Dans les essais en colonne, la comparaison de la courbe du traceur (Cl^-) et de la courbe du TNT démontre une différence dans la pente, particulièrement de l'autre côté du maximum de ces courbes. En fait, lorsque l'isotherme de sorption qui représente les résultats est l'isotherme de Freundlich, la constante N contrôle l'étalement de la courbe. Ainsi, pour le TNT, cette constante est égale à 1,63 et donc supérieur à 1. Dans un tel cas, l'étalement du front de migration est amplifié, tel qu'observé sur la courbe d'arrivée du TNT et du 2,4-DNT.

Il est clairement observé dans l'essai en colonne qu'il y a perte de masse en TNT et en 2,4-DNT ($C/C_0 < 1$). Cette observation est d'autant plus véridique dans le cas du 2,4-DNT. Cette perte de masse peut être causée par deux phénomènes, soit l'adsorption irréversible et la dégradation biologique. L'adsorption irréversible est possible pour les composés nitroaromatiques (McGrath, 1995), mais habituellement son influence n'est pas très marquée et les composés nitroaromatiques n'ont pas tendance à s'adsorber sur les solides de façon irréversible. Ainsi, il est suspecté que le

principal mécanisme de perte de masse est la biodégradation. Comme aucun composé inhibiteur n'a été employé dans l'essai en colonne, il se peut fort bien que les processus de dégradation biologique aient joué un rôle prépondérant, malgré la température de 10 °C et la durée de l'essai (environ 36 hrs).

Il est important de mentionner également que les essais en microcosme (voir section suivante) ont démontré une transformation relativement rapide pour le 2,4-DNT et de faible à moyenne dans le cas du TNT. De plus, les essais en microcosmes se sont déroulés en condition aérobie et en milieu non saturé (saturation à la capacité au champ du sol). Or, les essais en colonne se déroulent en absence d'oxygène (solution aqueuse injectée dégazée) et en milieu saturé. Dans la littérature, pour de tels milieux, il a été observé une transformation rapide des composés nitroaromatiques (McGrath, 1995; Spain, 1992). La plus grande facilité à biotransformer le 2,4-DNT en regard du TNT tel qu'observée dans les essais en microcosmes, est ressortie dans l'essai en colonne.

4.2.3 Dynamique de la biodégradation du TNT et de ses métabolites en microcosmes

Tel que présenté au CHAPITRE 3, les essais en microcosmes procurent les cinétiques de biotransformation et de minéralisation des composés à l'étude. De plus, la dynamique de biotransformation du TNT au site d'étude peut être conceptualisée suite à ces travaux.

4.2.3.1 Compte bactérien

Le dénombrement de la population bactérienne est une bonne indication de l'influence d'une contamination sur la population bactérienne et particulièrement sur la toxicité d'un contaminant sur l'activité microbienne. De façon générale, une population microbienne située entre 10⁶ et 10⁷ bactéries/g est présente dans un sol en santé (Chapelle, 1992). Ce nombre est fortement influencé par la profondeur. Ainsi, pour un même type de sol, cette population peut descendre jusqu'à 10⁵ bactéries/g à plus de 1 mètre de profondeur.

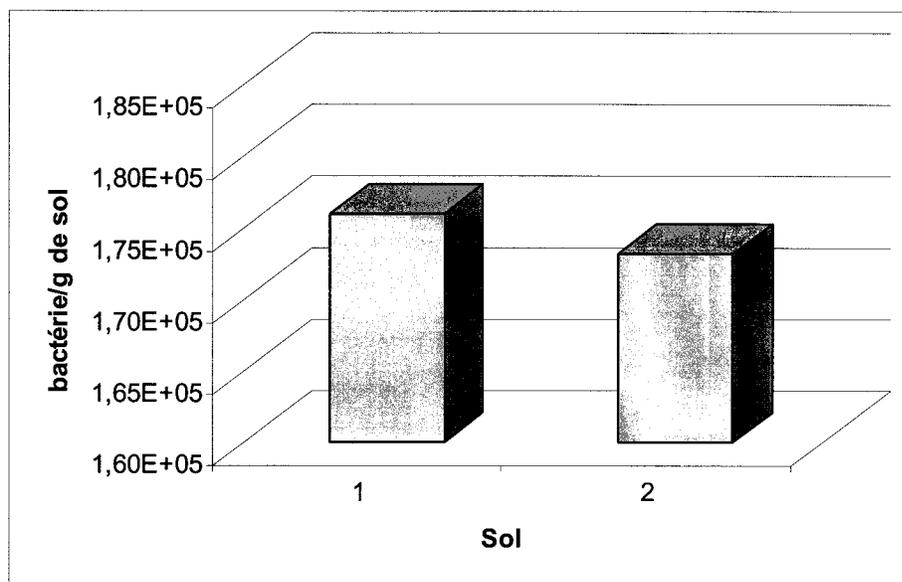


Figure 4 - 35. Comptes bactériens pour des sols prélevés à la source de contamination. (sol 1 prélevé à 0,5 m de profondeur et sol 2 prélevé à 1,5 m de profondeur).

Le sol 1 correspond à l'horizon de surface et le prélèvement a été réalisé à 0,5 m de profondeur. À ce niveau, ce sol est constitué d'un remblai composé principalement de silt sableux et graveleux. Le sol 2 fut prélevé à plus de 1,5 m de profondeur et il est constitué de sol naturel composé de silt graveleux. Le sol 1 possède une flore microbienne de 10 à 100 fois inférieure en nombre à un sol exempt de contamination. Ce résultat peut être expliqué par la concentration importante de TNT en surface à la source de contamination. Le sol 2 présente une population inférieure en nombre au sol 1, mais ne présente pas de différence significative au niveau de la flore microbienne comparativement à un sol exempt de contamination pour cette profondeur (Chapelle, 1992). La concentration de TNT est moins élevée et la toxicité envers la flore microbienne est fortement diminuée à cette profondeur.

4.2.3.2 Cinétique de transformation du TNT

La cinétique de transformation du TNT est évaluée pour les deux sols à l'étude. Comme mentionné au CHAPITRE 3, les sols employés proviennent de la source de contamination et contenaient ainsi déjà plusieurs composés nitroaromatiques avant l'introduction des composés à l'étude. Rappelons que les essais se sont déroulés à 15 °C, en conditions aérobies et le sol était partiellement humidifié (à sa capacité au champ).

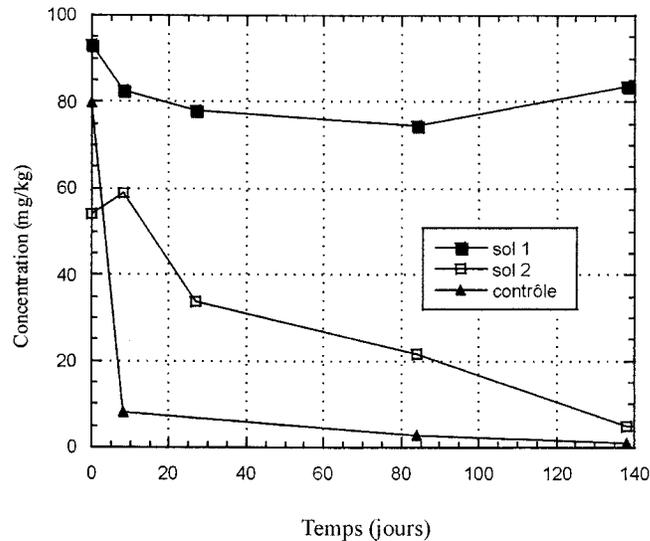


Figure 4 - 36. Cinétique de transformation du TNT au site d'étude.

Les résultats démontrent clairement que la transformation du TNT dans le sol 1 est beaucoup moins élevée que sa transformation dans le sol 2. En fait, la concentration du TNT dans le sol 1 demeure relativement constante du début à la fin de l'expérience. La concentration de TNT dans le sol 2 ne suit pas la même tendance. Ainsi, la concentration en TNT dans ce sol chute de façon significative après un peu moins de vingt jours d'incubation.

Il est à remarquer que le contrôle (mélange sol 1 et sol 2) présente une courbe qui laisse présager que le sol ne démontre pas une stérilisation efficace. Bien qu'une stérilisation à l'autoclave est habituellement relativement efficace, il se peut que cette stérilisation ne soit pas complète et qu'une partie de la flore microbienne ait pu survivre.

La différence dans la dynamique de transformation du TNT dans le sol 1 comparée à celle du sol 2 peut s'expliquer principalement par la concentration en contaminants à la surface des sols de la source de contamination. Le sol 1 a été prélevé en surface à la source de contamination et ainsi, la concentration de TNT dans les sols de surface est beaucoup plus élevée que celle retrouvée dans les horizons inférieurs. La microflore est fortement influencée par des concentrations en contaminants trop élevées (Chapelle, 1992) et il est possible que cette différence de concentration soit à l'origine de la difficulté des micro-organismes à transformer le TNT dans le sol 1.

Il est connu que la transformation du TNT est principalement réalisée par réduction des groupements nitro (Spain, 1994). Or, cette réduction est difficile en condition aérobie et elle est beaucoup plus rapide en condition anaérobie. Il est possible que le sol 2, prélevé beaucoup plus en profondeur (1,5 m), contienne beaucoup plus d'enclaves où des conditions anaérobies ont pris place suite à la dégradation de la matière organique dans les horizons supérieurs et à la moins grande diffusivité de l'oxygène. Ainsi, bien que la dégradation en conditions anaérobies n'aient été investiguée dans le cadre de cette étude, il est suspecté que les taux de transformation biologique du TNT en profondeur soient plus élevés qu'en surface.

À l'aide de ces résultats, il est possible de quantifier la transformation du TNT. Une des expressions les plus fréquemment employées afin de quantifier la transformation d'un composé est l'emploi d'une relation exponentielle exprimant cette transformation (Wiedemeier, et al., 1999). Ainsi, la constante de dégradation du premier ordre (k) peut être évaluée selon la relation suivante :

$$C = C_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad \text{Équation 4- 11}$$

Où

C = concentration restante après un temps t [M/L³]

C₀ = Concentration initiale du composé [M/L³]

λ = constante de dégradation du premier ordre [T⁻¹]

En utilisant une régression linéaire, la constante de dégradation du premier ordre peut être calculée.

Tableau 4 - 17. Constante de transformation du premier ordre pour le TNT.

Sol	λ
1	0,005 j ⁻¹
2	0,017 j ⁻¹

4.2.3.3 Cinétique de transformation du 2,4-DNT

La cinétique de transformation du 2,4-DNT a été évaluée sous les mêmes conditions que celle du TNT (température de 15 °C, humidité à la capacité au champs du sol et en conditions aérobies).

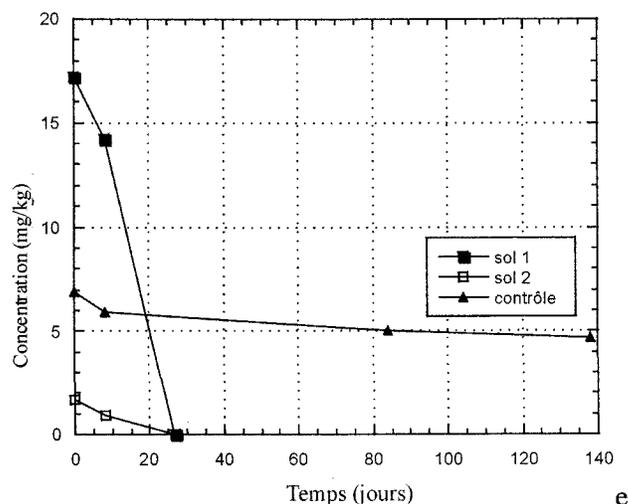


Figure 4 - 37. Cinétique de transformation du 2,4-DNT.

Le 2,4-DNT semble disparaître très rapidement du milieu, aussi bien dans le sol 1 que dans le sol 2. En observant les résultats du contrôle, il est évident que cette transformation rapide est causée par les différentes populations bactériennes présentes autant dans le sol 1 que dans le sol 2.

La transformation du 2,4-DNT est beaucoup plus facile que celle du TNT. Cette observation peut conduire à la supposition que le TNT serait beaucoup plus récalcitrant et toxique que le 2,4-DNT et que cette récalcitrance serait causée par la présence d'un groupement nitro de plus sur la molécule de TNT (McGrath, 1995).

De façon similaire à l'analyse de la transformation du TNT, une cinétique de transformation du premier ordre peut être établie pour le 2,4-DNT. Cependant, compte tenu du faible nombre de points de mesure, due à la dégradation rapide du 2,4-DNT, la représentativité des constantes calculées est mise en doute.

Tableau 4 - 18. Constantes de dégradation du premier ordre pour le 2,4-DNT.

Sol	λ
1	$0,11 \text{ j}^{-1}$
2	$0,07 \text{ j}^{-1}$

4.2.3.4 Dynamique de minéralisation du TNT

La minéralisation est la transformation complète du composé source (TNT, DNT, etc) en composés primaires tels que H₂O et CO₂. Dans cette expérience, les composés nitroaromatiques étaient marqués au ¹⁴C. Leur dégradation complète en H₂O et en CO₂ fait ainsi apparaître du ¹⁴CO₂ dans les microcosmes. Le ¹⁴CO₂ est alors détecté et quantifié à l'aide d'un scintillomètre. Le marquage des composés permet ainsi de différencier le CO₂ produit par la dégradation d'autres composés présents dans les sols du microcosme de celui produit suite à la minéralisation des contaminants d'intérêt. Les Figures 4-38 et 4-39 présentent les résultats des essais de minéralisation en microcosmes.

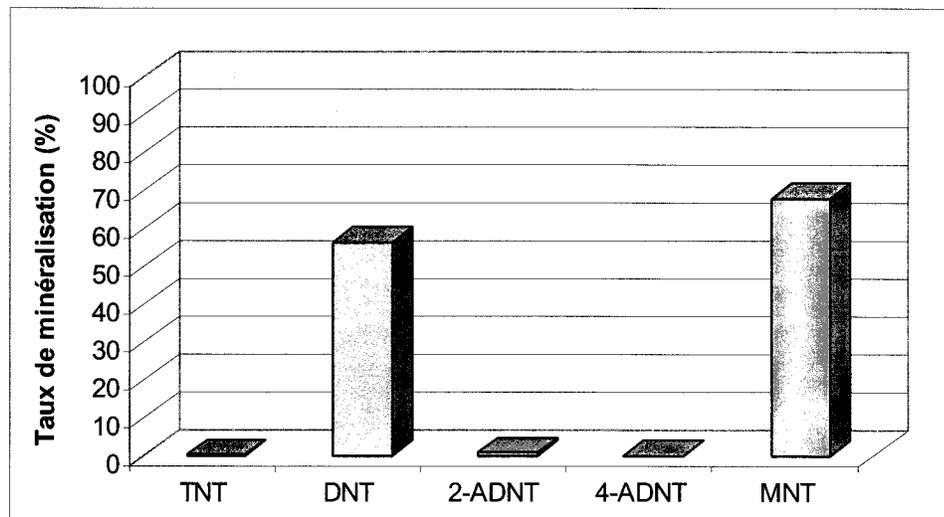


Figure 4 - 38. Taux de minéralisation maximal des composés à l'étude pour le sol 1.

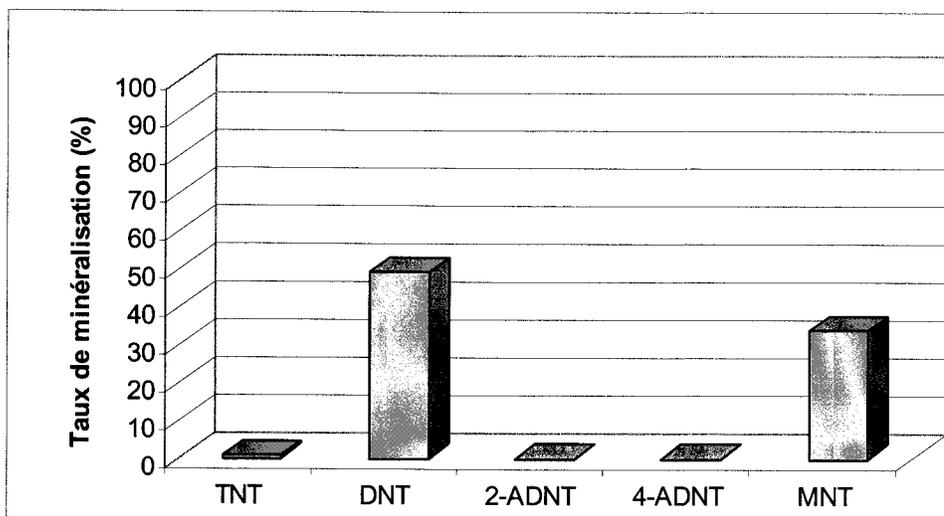


Figure 4 - 39. Taux de minéralisation maximal des composés à l'étude pour le sol 2.

Il est facile d'observer que le TNT ne minéralise pas et que le DNT et le MNT ont de bons pourcentages de minéralisation. Ceci peut être causé par une étape de transformation du TNT en composés amino qui n'est pas présente chez les DNT et MNT, comme le passage du ADNT en DANT. Ensuite on peut remarquer dans le sol 1 que plus le nombre de composés nitro sur la molécule augmente, plus la minéralisation est difficile. Le nombre de groupement nitro aurait donc comme effet d'augmenter la récalcitrance du composé.

Le TNT se transforme bien, mais il minéralise très peu. Il y a donc une étape qui limite le processus de minéralisation. Comme la réduction des groupements nitro est la principale voie de transformation du TNT et que les composés amino ne minéralisent pas, il est possible que la réaction soit bloquée au niveau des aminodinitrotoluène. Les explications sont nombreuses, en premier lieu, le milieu doit être beaucoup plus réducteur afin de permettre la transformation des ADNT en DANT puisque la molécule de ADNT est beaucoup moins oxydée que la molécule de TNT. Ensuite, les composés amino sont fortement susceptibles à l'adsorption dans le sol et ceci diminue leur biodisponibilité. De plus, comme le milieu est en condition aérobie et que la transformation du ADNT en TAT exige des conditions anaérobies et très réductrices, dans le sol à l'étude cette transformation est impossible sinon très lente ou limitée.

Également, comme il a été mentionné précédemment, les sols employés dans les expériences étaient déjà contaminés par des composés nitroaromatiques avant d'ajouter le TNT frais marqué au ^{14}C . L'utilisation de sols contaminés comporte l'avantage de présenter une population

microbienne déjà bien adaptée au contaminant à l'étude. Cependant, une certaine dilution du contaminant est à prévoir, car le TNT frais est mélangé à du «vieux » TNT. Ainsi, les micro-organismes ne font pas la différence entre le TNT marqué fraîchement ajouté et celui déjà présent dans les sols. Ceci a pour conséquence que le taux de transformation évalué peut être biaisé. Également, l'ajout de TNT frais et beaucoup plus biodisponible que le vieux TNT adsorbé par les sols ou altéré et présent en petits agrégats peut contrebalancer l'effet de dilution en augmentant le taux de biotransformation du TNT.

4.2.4 Comparaison des constantes de dégradation évaluées en laboratoire et celle évaluées à partir des données de terrain

Dans une étude d'atténuation naturelle, un des paramètres les plus important est sans contredit le taux de dégradation biologique qui affecte le contaminant d'intérêt. Ce taux de dégradation est une variable qui affecte grandement le transport des contaminants dans le sol et les eaux souterraines. Au cours des années, plusieurs méthodes ont été développées afin d'évaluer ces taux d'atténuation. Parmi ces méthodes, certaines sont très précises, d'autres très approximatives. Ces méthodes sont subdivisées en méthodes de laboratoire, méthodes de terrain et méthodes numériques. Ainsi, dans les méthodes de laboratoire, les essais en microcosmes sont fréquemment employés. Les essais en microcosmes présentés précédemment permettent d'évaluer des constantes de dégradation qui sont valides pour de petits échantillons de sol (quelques grammes) et qui dans ce cas, ne sont peut être pas représentatives des conditions rencontrées sur l'ensemble du site.

Des méthodes de terrain permettent de surmonter cet effet d'échelle et les constantes de dégradations sont évaluées par des observations de terrain. Par exemple, la méthode de Buschek et Alcantar (1995), emploient une relation empirique basée sur une solution analytique du transport en une dimension couplée à une analyse de la concentration du contaminant le long du panache. De plus en plus, à cause de sa grande représentativité, des essais de traçage sur le terrain sont employés et dans ce cas, la constante de dégradation est normalisée comparativement à un traceur conservatif.

Finalement, des méthodes numériques, basées sur la calibration de modèles numériques avec les données de terrain et de laboratoire, sont de plus en plus employées. La calibration de la constante de dégradation peut être réalisée par modélisation numérique où la constante est calibrée jusqu'à la validation des observations de terrain ou de laboratoire.

À titre de comparaison, deux méthodes d'évaluation du taux de dégradation sont présentées ici. Les méthodes présentées permettent le calcul des constantes de dégradation du premier ordre. Les constantes de dégradation du premier ordre sont appropriées lorsque le taux de biodégradation est contrôlé principalement par la concentration du contaminant et lorsque la population microbienne est stable (Wiedemeier et al., 1996).

4.2.4.1 Méthode de Buschek et Alcantar (1995)

Ces auteurs ont dérivés une équation permettant l'évaluation de constante de dégradation du premier ordre en condition d'équilibre (panache de contamination en condition d'équilibre). Cette méthode démontre une bonne représentativité comme évaluation préliminaire, puisqu'elle implique la mise en commun d'observations de terrain et une solution analytique du transport en une dimension.

$$\lambda = \frac{v_c}{4\alpha_x} \left(\left[1 + 2\alpha_x \left(\frac{\kappa}{\tau_x} \right) \right]^2 - 1 \right) \quad \text{Équation 4-12}$$

Où

λ = Constante de dégradation du premier ordre [T⁻¹]

v_c = Vitesse du contaminant [L/T]

α_x = Dispersivité longitudinale [L]

κ/v_x = Pente de la droite formée sur un graphique semi-logarithmique de la concentration du contaminant en fonction de la distance le long du sens d'écoulement du panache de contamination.

Tableau 4 - 19. Concentration en TNT (mars 2000) en fonction de la distance entre les puits.

Puits	Concentration en TNT (mg/L)	Distance entre les puits (m)
101-4	51,4	0
102-2	7,56	10
103-2	0,44	20
106-2	0	47

La Figure 4-40 présente la régression utilisée dans le calcul de la constante de dégradation du premier ordre par la méthode de Buschek et Alcantar (1995).

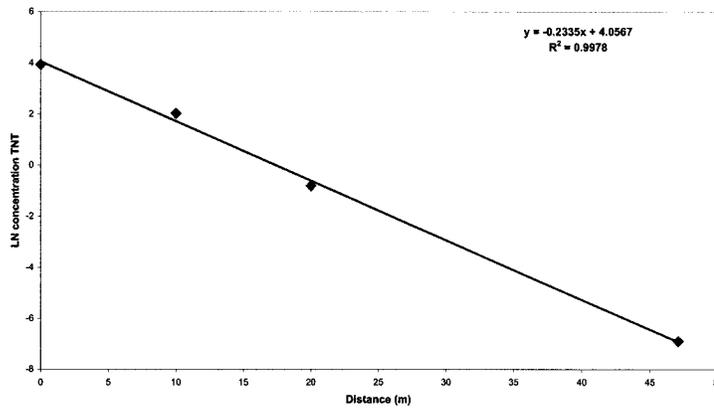


Figure 4 - 40. Logarithme naturel (LN) de la concentration en TNT (mg/L) (mars 2000) en fonction de la distance entre les puits PO-101-4, PO-102-2, PO-103-2 et PO-106-2.

Ainsi,

$$\kappa/v_x = -0,2335;$$

$v_c = v_x / R = 0,083 \text{ m/a}$ à $2,46 \text{ m/a}$ (avec vitesse d'écoulement (composante horizontale) variant de $0,1$ à $2,9 \text{ m/a}$;

Où

v_x est la vitesse d'écoulement des eaux souterraines dans l'aquitard

R est le coefficient de retard du TNT

$$\alpha_x = 0,83 * [\text{Log}_{10}(\text{échelle})]^{2,414} \text{ (Xu et Eckstein, 1995)}$$

$$= 0,83 * [\text{Log}_{10}(50 \text{ m})]^{2,414} = 2,98 \text{ m}$$

$$\lambda = -0,05 \text{ an}^{-1} \text{ à } -0,17 \text{ an}^{-1}$$

Il est également intéressant de faire l'exercice pour le nid de puits PO-101 de manière à obtenir les taux de dégradation en fonction de la profondeur.

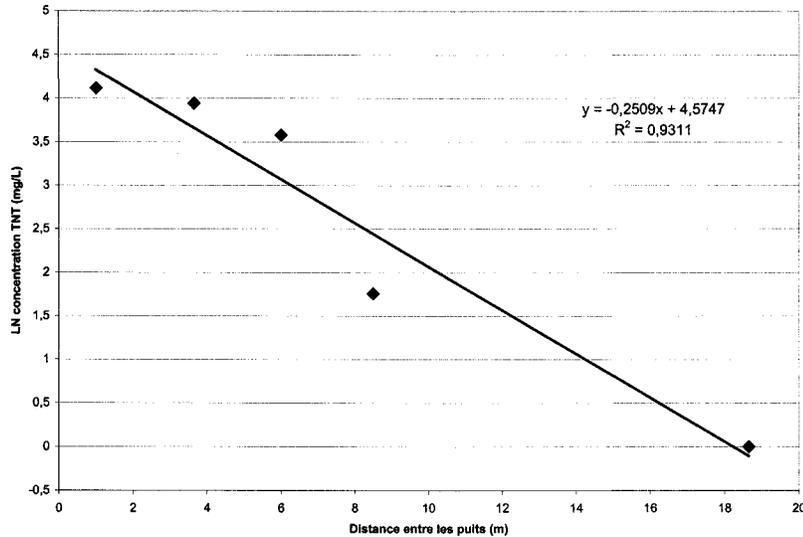


Figure 4 - 41. Logarithme naturel (LN) de la concentration en TNT (mg/L) (mars 2000) en fonction de la distance entre les puits PO-101-5, PO-101-4, PO-101-3. PO-101-2 et PO-101-1.

Dans ce cas, les variables prennent les valeurs suivantes :

$$\kappa/v_x = -0,2509;$$

$v_c = v_x / R = 0,25 \text{ m/a}$ à $0,83 \text{ m/a}$ (avec vitesse d'écoulement (composante verticale) variant de 0,3 à 1 m/a ;

Où

v_x est la vitesse d'écoulement des eaux souterraines dans l'aquitard

R est le coefficient de retard du TNT

$$\alpha_x = 0,83 * [\text{Log}_{10}(\text{échelle})]^{2,414} \text{ (Xu et Eckstein, 1995)}$$

$$= 0,83 * [\text{Log}_{10}^{10}(10 \text{ m})]^{2,414} = 1.76 \text{ m}$$

$$\lambda = -0,03 \text{ an}^{-1} \text{ à } -0,12 \text{ an}^{-1}$$

Les microcosmes ont fournis des valeurs beaucoup plus élevées ($-6,2 \text{ an}^{-1}$ pour sol 2). Par contre, les essais en microcosmes ont été réalisés afin d'évaluer les cinétiques de dégradation en zone vadose et non en zone saturée. Dans le cas des valeurs de constantes de dégradation évaluées par l'essai en colonne, les valeurs sont beaucoup plus élevées que celles évaluées par la méthode de Buschek et Alcantar. Ce résultat peut s'expliquer en partie par l'action de d'autres mécanismes d'atténuation, tels que dilution, dispersion, etc., qui sont beaucoup moins impliqués lors des essais en colonnes que dans l'aquifère.

Un essai de traçage sur le terrain est présentement en cours et permettra de statuer sur la constante la plus représentative. L'essai de traçage permet de normaliser la concentration des contaminants et de préciser quelle fraction de masse perdue le long de l'écoulement du panache est réellement attribuée la biodégradation.

De plus, les travaux de modélisation subséquents fourniront eux aussi une évaluation de la constante de dégradation, mais cette fois-ci calibrée avec les données de terrain. Il sera intéressant de comparer ces quatre valeurs.

CHAPITRE 5

MODÈLE CONCEPTUEL DU SITE

Ce chapitre présente le modèle conceptuel de la migration des composés nitroaromatiques dans les sols et les eaux souterraines au site d'étude. Le modèle conceptuel représente la somme de toutes les observations réalisées suite aux travaux de terrain et aux travaux de laboratoire. Cette synthèse permet d'établir un point de départ à la compréhension des processus d'atténuation prévalant sur le site.

5.1 INTRODUCTION

Le modèle conceptuel est une représentation en plan et en coupe de la source de contamination, des directions d'écoulement de l'eau souterraine et de la dynamique du transport des contaminants, en fonction des propriétés connues du site et des composés à l'étude (Anderson and Woessner, 1992). L'établissement d'un modèle conceptuel est un processus itératif, puisqu'il est mis à jour au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles informations

L'objectif principal de cette section est donc de présenter le modèle conceptuel du site qui servira de base aux travaux de modélisation numérique subséquents. Les données ayant servi à l'ébauche du modèle proviennent des travaux de terrain réalisés antérieurement au projet, des travaux de terrain réalisés durant le projet et des travaux de laboratoire.

5.2 REPRÉSENTATION DU MODÈLE

Le modèle conceptuel en coupe est présenté à la Figure 5-1. L'étude de l'architecture des dépôts démontre la présence de trois unités stratigraphiques distinctes. En surface, une unité de dépôts marins et fluviaux, de composition très variable, possède une épaisseur de 30 cm à 1 m. Elle est constituée de silts, variant par endroits de sableux à argileux. La présence de graviers et de cailloux est également dénotée. Près des bâtiments présents dans le secteur TNT, cette unité est remplacée par un remblai. Ce remblai possède une composition très hétérogène, variant de sables fins à silt sableux avec présence de graviers, cailloux, blocs et scories. Sous cette unité, une unité de dépôts d'origine glaciaire est constituée d'un till et possède une épaisseur d'environ 10 m à 12 m. Cette unité affleure au sud-est du bâtiment 351. La matrice du till est composée d'un silt variant de sableux à argileux. Par endroits, la matrice de cette unité est beaucoup plus perméable, présentant des secteurs sableux à graveleux. De plus, de nombreux cailloux et blocs sont retrouvés dans cet horizon. Les blocs peuvent atteindre des diamètres de plus de 1 m. En profondeur, à plus de 12 mètres, le roc constitue l'aquifère régional. Il est composé de calcaire, par endroit dolomitique et quartzique. De plus, il est caractérisé par une fracturation importante dans son horizon supérieur.

Deux unités hydrostratigraphiques sont donc présentes dans le secteur. Un aquitard en surface, constitué de matériels d'origine glaciaire et marin peu perméables, qui surplombe un aquifère, constitué d'une unité de calcaire et dolomie fortement fracturée dans son horizon supérieur. Les gradients verticaux semblent très élevés dans l'aquitard et ils influencent de façon importante l'écoulement de l'eau vers l'aquifère. Dans l'aquifère rocheux, les vitesses d'écoulement évaluées jusqu'à maintenant semblent élevées. Le pH de l'eau souterraine dans l'aquifère et dans l'aquitard semble également élevé en certains endroits.

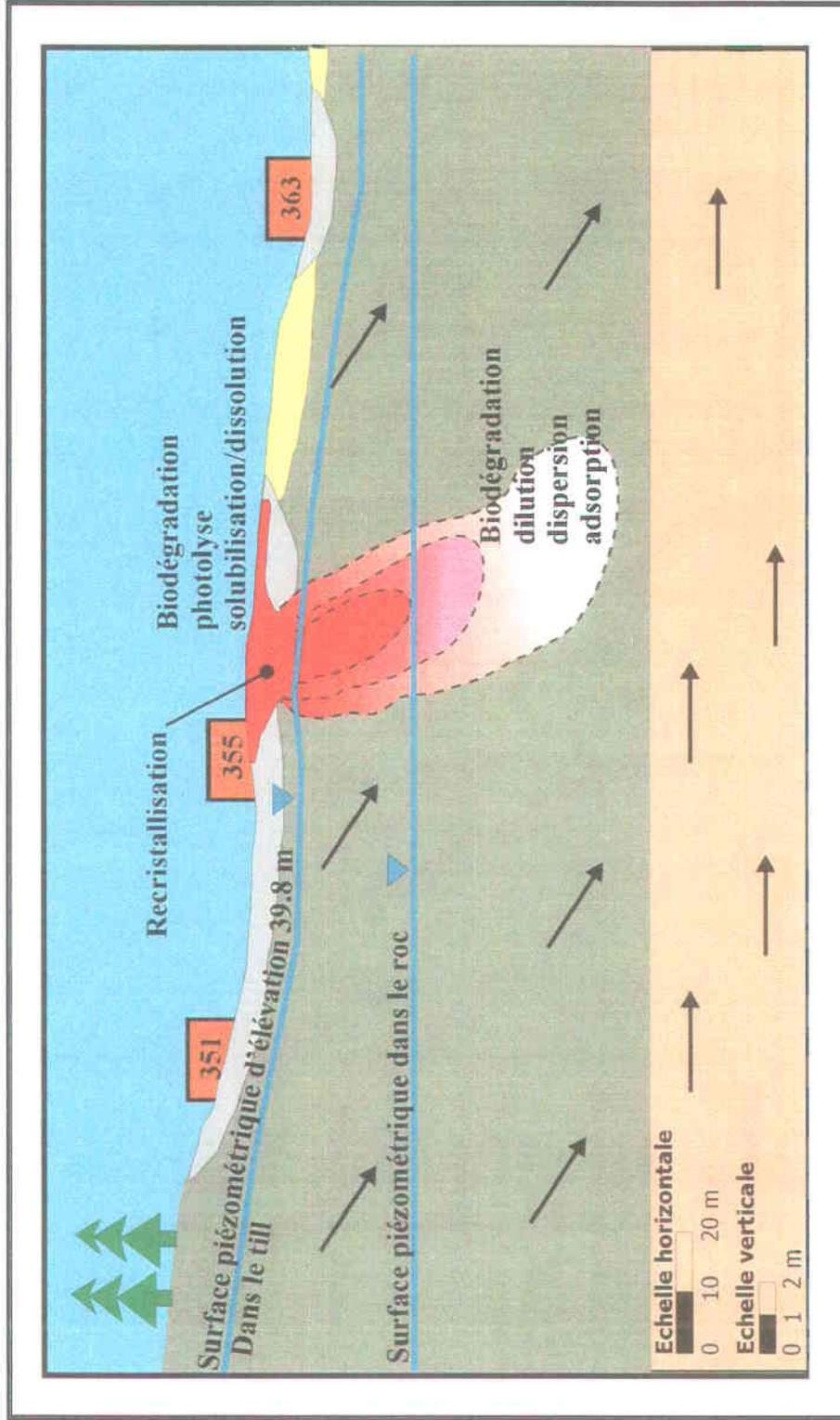


Figure 5 - 1. Modèle conceptuel du site en coupe.

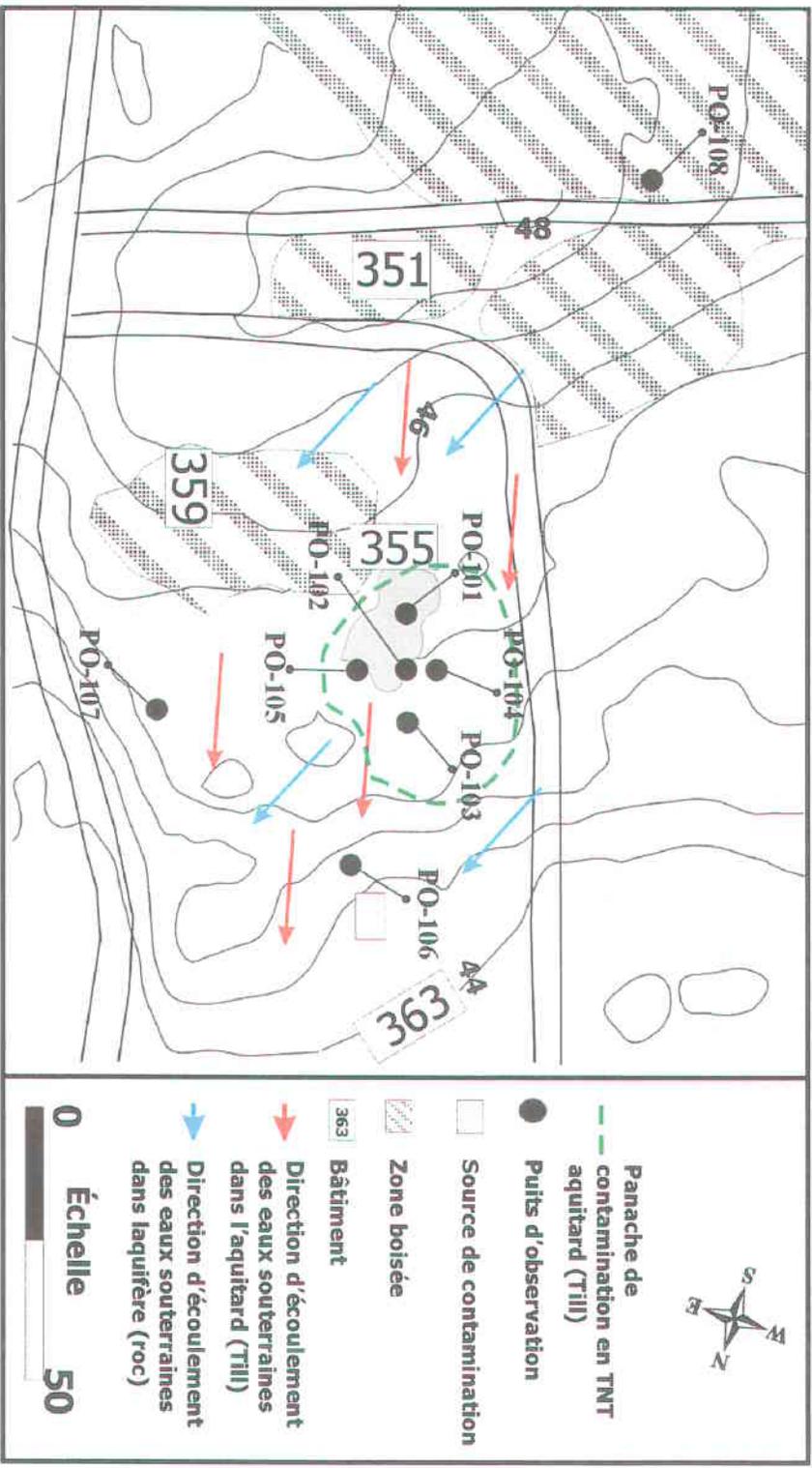


Figure 5 - 2. Modèle conceptuel en plan.

En plan (Figure 5-2), l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquitard semble suivre la topographie du secteur. Dans l'aquifère, les données recueillies jusqu'à maintenant suggèrent que la direction d'écoulement de l'eau souterraine est vers le nord-est, soit vers le Fleuve St.-Laurent.

La source de contamination à l'étude est située à proximité du bâtiment 355. Elle est caractérisée par de fortes concentrations qui diminuent significativement en s'éloignant du bâtiment. En profondeur, la contamination atteint plus de 1,5 m, principalement près du bâtiment 355. L'échantillonnage des sols à la source a confirmé que la contamination en surface peut atteindre plus de 50 000 mg/kg. La composition de la source est très variée, contenant plusieurs composés nitroaromatiques, de même que plusieurs métabolites de ces mêmes produits. Les contaminants se retrouvent principalement en surface, sous forme d'agrégats mêlés aux particules de sol. La zone contaminée était autrefois constituée d'un bassin d'infiltration des eaux usées acides issues des procédés de fabrication du TNT. Ces eaux acides contenaient une multitude de produits. La nature du sol sous-jacent combinée à l'acidité de la solution ont pu causer le développement de chemins préférentiels et la destruction des minéraux alcalin contenus dans le sol, favorisant la migration des contaminants plus en profondeur et une augmentation de pH moins importante des eaux d'infiltration.

5.2.1 Zone vadose

En intégrant les différentes informations relatives aux propriétés du TNT et du site à l'étude, un schéma de migration de ce composé a pu être établi. Le TNT en surface est présent en agrégats, mélangé à d'autres composés et aux particules de sol. Il peut être transformé par biodégradation ou par photolyse principalement en TNB et en composés amino. Il peut être également solubilisé par les événements de précipitation et de fonte de neige. En fait, la cinétique de solubilisation contrôle la migration du TNT dans la zone vadose.

Au fur et à mesure de sa progression dans la zone vadose sous forme dissoute, le TNT peut être adsorbé faiblement par la matière organique présente et plus fortement par les minéraux argileux. Tout au long de sa progression, il peut également être transformé biologiquement en d'autres composés qui ont leur propre cinétique de transport. La présence de plusieurs composés à la source, complique la compréhension de la cinétique de solubilisation du TNT et peut causer certains effets importants. Ainsi, le TNT peut être expulsé de la solution aqueuse par une diminution importante de sa solubilité, causée par la présence de nombreux composés en solution et recristalliser en profondeur.

La minéralisation complète du TNT dans la zone vadose n'est pas considérée comme significative. Les concentrations importantes en contaminants, de même que la présence d'oxygène nuisent à la biotransformation de ce composé. Ainsi, l'adsorption du TNT n'est pas significative et ne peut freiner efficacement sa progression vers la zone saturée.

5.2.2 Zone saturée

Dans la partie saturée de l'aquitard, l'écoulement de l'eau et celui du TNT dissout est principalement subvertical. Les processus de transformation biotiques dans la partie supérieure de la nappe phréatique sont principalement aérobies et limités à cause de la recharge en oxygène qui est importante compte tenu de la présence d'une zone d'infiltration préférentielle. Cette zone d'infiltration préférentielle a beaucoup d'influence localement sur la recharge en eau des eaux souterraines. En plus d'influencer les concentrations en oxygène dissout, cette recharge affecte significativement le potentiel d'oxydoréduction et la conductivité électrique. De plus, cette zone de recharge est probablement à l'origine de la baisse moins importante du niveau de l'eau souterraine dans l'aquitard dans ce secteur.

Comme dans la zone vadose, le TNT peut être adsorbé par les minéraux argileux contenus dans l'aquitard. Compte tenu de l'hétérogénéité de l'aquitard, les phénomènes de dispersion risquent d'être importants. Cependant, la faible vitesse d'écoulement implique que la diffusion moléculaire risque d'être plus importante que la dispersion mécanique. De plus, la dispersion latérale de la contamination observée sur le site est restreinte compte tenu des forts gradients verticaux présents dans l'aquitard et la faible perméabilité du milieu. Par contre, le changement de la direction d'écoulement des eaux souterraines en fonction des saisons peut causer un étalement de la contamination. Ainsi, la vitesse de progression du TNT dans la zone saturée suit, avec un faible retard, la vitesse de progression de l'eau souterraine. Ce retard peu important relativement aux eaux souterraines est dû principalement à la faible réactivité du TNT (faible adsorption) sur la matrice du sol. Plus en profondeur, les phénomènes de transformation du TNT peuvent devenir significativement importants, principalement dans la zone anaérobie. La transformation biotique du TNT est facilitée par la faible vitesse de l'eau souterraine dans cette portion de la zone saturée et également par le changement dans les conditions d'oxygénation. En fait, les conditions géochimiques retrouvées près de la surface de la nappe phréatique ne sont pas des conditions idéales pour la transformation biologique du TNT, le taux d'oxygène dissout étant plus élevé. Par contre, plus en profondeur, les conditions géochimiques deviennent favorables à la transformation du TNT puisque la concentration en oxygène dissout chute rapidement.

Dans le cas où le TNT entrerait dans le réseau de fractures de l'aquifère, son transport serait influencé principalement par les phénomènes de dispersion mécanique et peut être par la dégradation biologique. La diffusion est très faible à cause de la vitesse importante de l'eau souterraine. Les phénomènes de transformation biotiques en conditions anaérobies sont peut être significatifs, cependant à cause de la pauvreté des milieux saturés profonds (Chapelle, 1992), il est considéré que la microflore à cette profondeur ne possède pas les ressources nécessaires à une activité importante. Une caractérisation complémentaire serait nécessaire afin de statuer sur ce point. L'adsorption par les roches calcaires est également négligeable. Il est alors possible d'affirmer que si le TNT parvient à l'aquifère rocheux, sa transformation et son retard seront très faibles.

CHAPITRE 6

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce dernier chapitre synthétise les principales observations issues des différentes étapes du projet. Bien que ce chapitre constitue l'aboutissement de l'étude, il représente également le point de départ de futurs projets qui permettront de résoudre les interrogations soulevées et d'approfondir d'avantage la connaissance du devenir des composés nitroaromatiques dans les sols et les eaux souterraines.

6.1 CONCLUSION

La nouvelle politique du MENVQ accorde de plus en plus d'importance à l'intégration de nouvelles approches de gestion tel que l'analyse de risque et l'atténuation naturelle dans les prises de décision en regard de la gestion des sites pollués. Cette nouvelle réalité découle directement de la nécessité d'implanter une gestion intelligente d'un site pollué, en tenant compte des considérations économiques et environnementales. Dans ce contexte, l'atténuation naturelle comme approche de gestion des sols et des eaux souterraines pollués prend toute son importance. L'acceptabilité de cette approche est d'abord liée de façon intrinsèque à sa démonstration pour une problématique particulière et ensuite à sa pertinence dans le plan de gestion choisi.

La présence de composés nitroaromatiques dans les sols et les eaux souterraines n'est pas nouvelle. De même, la gestion par atténuation naturelle d'un site pollué n'est pas non plus une approche nouvelle. Cependant, l'association entre cette approche de gestion et cette problématique environnementale est très récente et ce mémoire de maîtrise constitue une étape supplémentaire pour démontrer la faisabilité d'une telle approche.

Plusieurs étapes ont été réalisées dans ce projet de recherche. Ces étapes ont permis de résoudre la problématique sous-jacente aux objectifs fixés au début du projet. Ainsi, les résultats issus de

l'expérimentation en laboratoire et sur le terrain ont permis de progresser significativement dans l'élaboration d'une solution économiquement et environnementalement acceptable pour le site à l'étude.

Dans un premier temps, cette étude devait permettre d'évaluer les propriétés environnementales du TNT et les propriétés du site d'étude en fonction de la démonstration de l'atténuation naturelle. Plusieurs études de caractérisation, antérieures au présent projet, avaient permis de mettre en évidence la présence d'une contamination importante des sols et des eaux souterraines au site d'étude. Cette contamination, issue des pratiques de rejet des effluents contaminés, a créé l'apparition d'une source de contamination très importante dans les sols de surface. La source de contamination à l'étude a été qualifiée de source ponctuelle, compte tenu des concentrations élevées en contaminant, de son étendue restreinte et de sa forme bien définie. La méthode d'échantillonnage des sols de surface à la source, s'est révélée adéquate dans le calcul de la masse de TNT présente à la source. Cette méthode était une adaptation de la méthode d'échantillonnage développée par le CRDV pour les matériaux énergétiques et la méthode de type systématique décrite dans le guide de caractérisation des sites contaminés de MENVQ. L'association entre ces deux méthodes a permis d'éviter « l'effet pépite » souvent observée lors de l'échantillonnage des sols affectés par des composés nitroaromatiques.

Un système de suivi, optimisé selon les spécificités de la démonstration de l'atténuation naturelle, a été implanté sur le site suite à la caractérisation de la source. La configuration des puits à niveaux multiples, de même que l'orientation du réseau de puits selon l'axe principal d'écoulement des eaux souterraines dans les dépôts meubles, a permis de cerner les propriétés hydrostratigraphiques et hydrogéologiques du site. Le système de suivi s'est révélé optimal, puisqu'il a permis une très bonne définition des conditions hydrogéologiques et géochimiques qui prévalent sur le site. Une seule erreur a été commise dans la conception du système de suivi, soit une longueur de crépine trop importante dans le roc. Ainsi, il aurait été beaucoup plus avantageux d'employer de courtes crépines dans l'aquifère rocheux afin d'éviter un effet de dilution de la contamination parvenant possiblement jusqu'à cette unité. À l'époque, le choix de longues crépines avait été basé sur la méconnaissance des zones de fracturation du roc, soit des zones de migration préférentielle des eaux souterraines.

Par contre, le positionnement des puits et des longueurs de crépines, a permis de circonscrire le panache de contamination dans les eaux souterraines. Un inconnu subsiste tout de même à ce

sujet. En effet, il a été observé qu'un renversement du régime d'écoulement des eaux souterraines se produisait à l'automne et donc que la direction d'écoulement des eaux souterraines était modifiée au sud du puits PO-101. Ce phénomène peut être à l'origine de la migration d'une partie de la contamination vers le sud et, pour l'instant, aucun puits ne permet de mesurer les concentrations en contaminant qui pourraient migrer en direction sud à partir de la source. Le système de suivi se révèle donc adéquat à identifier les propriétés hydrostratigraphiques et hydrogéologiques du site, de même qu'à suivre l'évolution de la contamination dans le temps. Cependant, ce système se révèle inadéquat à préciser l'importance du renversement du régime d'écoulement sur la migration de contaminants à partir de la source et à évaluer la concentration des contaminants dans l'aquifère rocheux.

Deux unités hydrostratigraphiques ont été identifiées au site d'étude, soit un aquiclude constitué de dépôts d'origine glaciaire (till) et un aquifère constitué de roc (calcaire, quartz et dolomie). Le régime d'écoulement des eaux souterraines dans les dépôts meubles et dans le roc a été très bien défini. Ainsi, dans les dépôts meubles (aquiclude), l'écoulement de l'eau souterraine semble suivre la topographie du site et se dirige donc en direction nord. Une des caractéristiques importantes identifiées sur le site, est la variation du régime d'écoulement des eaux souterraines dans l'aquiclude en fonction des saisons. Au sud du puits PO-101, certaines variations annuelles des niveaux d'eau, causent l'apparition d'une zone où l'écoulement est perturbé dépendant des saisons. En période de basses eaux (à l'extérieur des périodes de recharge), un écoulement radial à partir de la source de contamination apparaît dans ce secteur et elle peut avoir une incidence importante sur la migration des contaminants à partir de la source. Cette baisse du niveau de l'eau observée en automne au sud de la source de contamination, a été attribuée en partie à la présence d'une zone d'infiltration préférentielle de l'eau à la source de contamination. Compte tenu de l'absence de végétation et de la présence d'un remblai relativement perméable en surface, l'eau s'infiltré plus facilement dans ce secteur et cette infiltration localisée cause une baisse du niveau d'eau moins importante à l'extérieur des périodes de recharges dans ce secteur.

Une autre des caractéristiques importantes du site est l'influence significative des gradients verticaux sur l'écoulement des eaux souterraines. Dans l'aquiclude, les gradients verticaux peuvent même se révéler plus importants que les gradients horizontaux. Ce phénomène influence grandement la vitesse et la direction de migration des contaminants à partir de la source. En effet, il semble que l'écoulement des eaux souterraines soit sub-verticale dans l'aquiclude.

Les différents niveaux d'échantillonnage des eaux souterraines dans l'aquiclude ont révélé que la contamination en TNT s'atténuait progressivement avec d'un part, la profondeur et d'autre part, l'éloignement de la source. Il est donc clair que le TNT s'atténue au fur à mesure de sa migration sous forme dissoute dans les eaux souterraines. Par contre, cette atténuation n'est pas pour l'instant attribuée à une diminution de la masse totale de contaminant dans le milieu. Bien qu'aucune donnée ne permet de conclure que les métabolites du TNT s'accumulent dans le milieu, puisque les analyses des eaux souterraines ne notent aucune augmentation des concentrations en composés amino, il est plausible de croire, suite aux essais de minéralisation en microcosmes, que les métabolites du TNT sont soit transformés en un composé non analysé ou bien partitionnent de la solution aqueuse vers les sols à cause d'un coefficient d'adsorption très élevé (K). À l'échelle du site, des essais de traçage permettront possiblement de lever l'incertitude sur ce point.

Les conditions géochimiques observées sur le site ne restreignent pas les processus de dégradation biologique du TNT. Il est difficile d'affirmer que les conditions favorisent la dégradation de ce composé, puisque les conditions optimales de dégradation sont méconnues. Par contre, les conditions qui prévalent dans l'aquiclude correspondent à des conditions où les processus de biotransformation du TNT peuvent se produire. En effet, le pH, le potentiel d'oxydoréduction et l'oxygène dissout ne limitent pas les processus de biotransformation du TNT. Il est intéressant de noter que le taux d'oxygène dissout à la source de contamination est plus élevé qu'en aval et en amont de la source. Il est très surprenant de retrouver un taux d'oxygène dissout plus élevé à une source de contamination qu'en périphérie de la source. Ce phénomène est possiblement causé par la présence d'une zone d'infiltration préférentielle à la source de contamination. En effet, comme il a été discuté précédemment, l'absence de végétation, la présence d'un sol plus perméable (remblai) et la topographie plane, causent une infiltration beaucoup plus facile des eaux de pluie et de ruissellement. Cette infiltration localisée cause une recharge en oxygène plus importante à la source de contamination. Les travaux de modélisation entrepris permettront d'évaluer les zones préférentielles à l'infiltration, de quantifier cette infiltration et de confirmer que cette zone sert de zone d'infiltration préférentielle.

L'analyse du pH révèle également un point important. En aval et en amont de la source, le pH est très élevé et se situe à l'extérieur des limites généralement admises qui permettent la présence d'une flore microbienne active. Cependant, à la source de contamination, le pH se retrouve dans des limites acceptables d'un point de vu biologique. Probablement que les rejets répétés de

solutions extrêmement acides dans ce secteur du site ont neutralisé la très grande basicité des sols et les eaux d'infiltration sont moins sujettes à une augmentation de pH. Donc, l'acidification du sol est bénéfique dans ce secteur et favorise les phénomènes de dégradation biologique.

En définitive, le TNT s'atténue bel et bien au site d'étude, mais il n'est pas prouvé pour l'instant que cette atténuation est liée à une destruction de la masse totale de TNT. Il est plus plausible de croire que cette atténuation se traduit simplement par une transformation du TNT en métabolites qui ne sont pas identifiés pour l'instant.

De façon à préciser les propriétés du TNT qui contribuent à son atténuation notée sur le site, les essais de laboratoire ont permis de définir plus précisément les mécanismes à l'origine de cette observation. Les deux propriétés qui affectent significativement le transport du TNT dans le sol et les eaux souterraines sont l'adsorption et la dégradation biologique (Pennington *et al.*, 1990). La cinétique d'adsorption du TNT au site d'étude est représentée par le modèle d'adsorption de Freundlich. Ce modèle d'adsorption, qui est représentatif de la cinétique d'adsorption évaluée dans les essais d'adsorption, considère que les sites d'adsorption sont en nombre infini, mais que le taux d'adsorption est fonction de la concentration du TNT dans le milieu. Ce modèle d'adsorption implique également que le facteur retard (R) du TNT varie en fonction de sa concentration dans le milieu. Ces essais ont permis de conclure que le TNT était faiblement adsorbé par le sol et donc que son retard était également faible en ne considérant que les phénomènes d'adsorption. Évidemment, cela peut avoir un impact non négligeable sur l'évaluation des taux d'atténuation *in situ* de ce composé, puisque qu'un retard faible implique une plus grande mobilité et donc un plus grand risque que le TNT atteigne des récepteurs sensibles à l'extérieur du site. Avant de conclure que le TNT est un composé mobile au site d'étude, son retard est également fonction de son taux de biotransformation. Ce point sera éclairci plus loin.

Lors des essais en colonne, deux observations importantes sont ressorties. Dans un premier temps, la valeur du facteur retard identifiée pendant l'essai en colonne s'est révélée très proche de celle issue des essais d'adsorption en lot. Il existe donc une très bonne corrélation entre la valeur du facteur retard identifiée par les essais en colonne avec celle calculée à partir du coefficient de partition identifié dans les essais d'adsorption en lot. Ainsi, si une valeur de départ relativement précise est requise, pour des travaux de modélisation par exemple, les essais

d'adsorption en lot, qui sont plus rapides et plus facile à réaliser, pourraient être employés sans problème afin d'identifier le facteur retard du TNT pour un site en particulier.

Dans un deuxième temps, une perte de masse importante a été notée dans les essais en colonne où aucune forme d'inhibition de l'activité biologique n'avait été introduite. Cette perte de masse a été attribuée à une transformation biologique du TNT à l'intérieur des colonnes de sable. Dans certains des essais en colonne, un composé inhibiteur de l'activité biologique a été mélangé à la solution injectée dans la colonne de sol. Ce composé s'est révélé efficace dans l'inhibition de la biotransformation du TNT, puisque la perte de masse observée dans les essais sans ce composé a été beaucoup plus importante. Par contre, le composé inhibiteur a causé le masquage du traceur conservatif (Br-) employé et a causé par le fait même une impossibilité de calculer le facteur retard du TNT dans ces essais. Donc, une autre forme d'inhibition est nécessaire pour des essais futurs. Idéalement, cette forme d'inhibition ne devrait pas se retrouver sous la forme d'un composé introduit dans la solution d'injection de manière à éviter toute forme d'interférence sur les phénomènes d'adsorption dans la colonne de sol et à éviter toute interférence sur l'analyse des différents composés à l'étude.

Toujours dans le même ordre d'idée, le taux de transformation biologique identifié dans les essais en colonne de sol sans inhibiteur de l'activité biologique s'est révélé beaucoup plus important que le taux de biotransformation du TNT dans les essais en microcosmes. Cette différence a été attribuée aux conditions propres à chacun des essais. En effet, les essais en colonne de sol sont réalisés en milieu complètement saturé et en condition anaérobie, puisque la solution d'injection dans la colonne a été préalablement dégazée et que la colonne de sol a été préalablement désoxygénée par la circulation de CO₂ à l'intérieur. Les essais en microcosmes pour leur part, ont été réalisés en condition de faible humidité (capacité au champ du sol) et en condition aérobie. Dans la littérature, les résultats démontrent que des conditions anaérobies sont beaucoup plus favorables à la biotransformation du TNT que des conditions aérobies. Le TNT étant un composé très oxydé, de par sa structure moléculaire, une oxydation supplémentaire demande beaucoup plus d'énergie qu'une simple réduction. Cela explique que des conditions réductrices (anaérobies) sont beaucoup plus favorables que des conditions oxydantes (aérobies) pour la biotransformation de ce composé.

Les essais en microcosmes ont démontré que le TNT est facilement transformable, mais faiblement minéralisé. Ceci s'explique par la récalcitrance plus importante d'un des métabolites

du TNT. Ainsi, un des métabolites du TNT limite la transformation complète de ce composé et s'accumule probablement dans le milieu. Les composés monoamino, qui représentent les métabolites du TNT analysés dans les expériences, ne semblent pas s'accumuler dans le milieu, puisque leurs concentrations demeurent stables dans les sols pendant les essais de transformation. De plus, leur minéralisation, tout comme celle du TNT, semble très faible. Ainsi, au-delà des composés monoamino analysés, d'autres composés dans la chaîne de transformation du TNT (diamino, triamino, etc) doivent s'accumuler. Cependant, en observant la méthode d'analyse utilisée par le laboratoire pour évaluer la concentration des composés amino dans les essais de transformation en microcosmes, il semble que la procédure d'extraction n'ait pas été adéquate. En effet, l'extraction des composés à analyser procédait en mélangeant de l'acétonitrile avec le sol. Or, cette méthode est très efficace à désorber le TNT adsorbé sur les sols, mais se révèle très peu efficace à désorber les composés amino adsorbés sur le sol. Les composés amino ont des propriétés d'adsorption qui font en sorte que leur adsorption pour les sols est très importante. Ceci est d'autant plus vrai dans le cas du triaminotoluène, car ses propriétés d'adsorption sont telles qu'il peut être adsorbé irréversiblement au sol. Ainsi, une extraction plus agressive est nécessaire afin d'évaluer précisément la concentration des composés amino dans le sol. Il est donc possible que la concentration des composés monoamino analysés dans les essais de transformation en microcosmes ait été beaucoup plus importante que celle évaluée.

Suite aux essais de laboratoire et aux observations de terrain, il est clair que le TNT s'atténue à partir de la source de contamination jusque dans l'aquifère rocheux. Cependant, il semble que cette atténuation ne soit pas la résultante d'une destruction de la masse totale de contaminants, mais plutôt une diminution de la concentration en TNT dans le sol et les eaux souterraines. Un des métabolites du TNT se révèle plus récalcitrant que le composé parent ou est moins biodisponible à cause d'une adsorption plus importante sur le sol et donc s'accumule dans le milieu.

Ainsi, le composé qui limite la diminution de la masse de contaminant au site d'étude doit être identifié afin d'évaluer quelle est la cause de cette accumulation, si tel est le cas. Il est important de rappeler que les essais en microcosmes réalisés ont été menés en conditions aérobies et que sur le terrain les conditions en profondeur peuvent être différentes. Il est connu que les composés amino en conditions réductrices sont facilement biotransformables jusqu'au triaminotoluène et que ce dernier s'adsorbe irréversiblement au sol. Ainsi, s'il est démontré que la transformation du TNT se poursuit jusqu'au triaminotoluène et que ce dernier est très retardé dans les eaux

souterraines suite à une adsorption au sol très importante, l'atténuation naturelle pourra faire partie des options à la disponibilité des gestionnaires du site. À ce stade-ci de l'étude, il faut démontrer que la masse totale de contaminants ne quitte pas le site et qu'elle ne pose pas préjudice aux récepteurs sensibles à proximité. Dans le cas présent, le récepteur sensible le plus important est l'aquifère rocheux, puisque ces eaux sont en contact hydraulique avec celles du Fleuve St.-Laurent et donc qu'un contaminant qui parviendrait jusque dans le réseau d'écoulement de l'aquifère serait susceptible de migrer jusque dans les eaux du fleuve. Le risque environnemental semble cependant pour l'instant assez faible.

L'établissement du modèle conceptuel du site, combinant les observations de terrain et les propriétés du TNT évaluées en laboratoire, a permis de cerner le comportement du TNT au site d'étude. Ce modèle conceptuel peut donc servir de base aux travaux de modélisation qui suivront. Le modèle établi a conduit en une compréhension du site beaucoup plus approfondie et a également servi à expliquer plusieurs phénomènes observés sur le terrain. Entre autres, il a permis d'établir que le TNT n'est probablement pas détruit, mais uniquement transformé. Il a également conduit à établir qu'au-delà de la démonstration de l'atténuation du TNT, la démonstration complète que l'atténuation naturelle peut être employée comme méthode de gestion site, repose sur l'identification du ou des métabolites non transformés et sur l'évaluation de son transport et son devenir dans le sol et les eaux souterraines.

6.2 RECOMMANDATIONS

La section conclusion a permis de circonscrire toute l'information issue de l'étude et à préciser les étapes devant être approfondies. Cet exercice permet d'émettre certaines recommandations sur différents aspects de l'expérimentation et sur de futurs travaux utiles à la démonstration de l'atténuation naturelle.

6.2.1 Recommandations suite aux travaux de terrain

- La source de contamination devrait être excavée. La source de contamination est relativement bien circonscrite et facilement excavable. Son enlèvement permettrait d'éliminer la recharge en TNT et autres contaminants des eaux souterraines. Pour l'instant, la recharge continue des eaux souterraines en contaminants rend beaucoup plus difficile l'évaluation des taux d'atténuation, car les métabolites présents dans le milieu peuvent également provenir de la source de contamination et pas seulement des processus de transformation dans le sol sous-jacent à la source. De plus, l'emploi de l'atténuation naturelle

- implique généralement l'enlèvement de la source. Donc, si l'atténuation naturelle est éventuellement sélectionnée comme méthode de gestion du site, la source devra être excavée;
- Un puits multiniveaux devrait être positionné au sud du puits PO-101, de manière à préciser la ligne de partage des eaux qui apparaît en certaines périodes de l'année. De plus, ce puits devrait inclure plusieurs niveaux de crépine afin de suivre la migration possible de contaminants à partir de la source, lors du renversement des directions d'écoulement;
 - Un suivi en continu des niveaux d'eau devrait être effectué pour évaluer l'importance de la recharge, particulièrement à la source de contamination où une zone d'infiltration préférentielle semble exister. Cet exercice permettrait également la récolte d'hydrogrammes de puits, très utiles à l'évaluation de la recharge en eaux de l'aquiclude;
 - Il faudrait ajouter à la liste d'analyse chimique une plus grande variété de métabolites du TNT, comme les composés diamino et les composés triamino. Cet ajout servirait alors à préciser les voies métaboliques de dégradation du TNT et également à identifier le métabolite qui limite la minéralisation complète du TNT;
 - Un essai de traçage devrait être fait sur le site afin d'identifier précisément à l'échelle du terrain, quels processus sont à l'origine de l'atténuation du TNT dans le sol et les eaux souterraines. Cet essai de traçage servirait à évaluer quantitativement les taux de dégradation biologique *in situ* du TNT;
 - Des crépines plus courtes devraient être installées dans le roc dans des phases ultérieures de caractérisation. Ces crépines plus courtes permettraient d'éviter un effet de dilution observé dans de longues crépines;
 - Tous les accepteurs d'électrons (CH_4 , Fe (III)) devraient être analysés sur le site. Pour l'instant, seul l'oxygène, le nitrate et le sulfate sont analysés. Ces analyses sont nécessaires afin d'évaluer l'activité métabolique de la flore microbienne présente sur le site;
 - Il faudrait procéder à une analyse minéralogique des sols à la source de contamination, de façon à identifier les interactions possibles entre les contaminants et les minéraux. De plus, cet exercice permettrait de déterminer qu'els minéraux influencent le pH des eaux d'infiltration;
 - Lorsque plus de 6 ou 7 événements d'échantillonnage auront été complétés, il faudrait employer une des méthodes statistiques disponibles pour évaluer si le panache de contamination en TNT dans les eaux souterraines est stable, s'il augmente ou s'il diminue;
 - Il serait utile de modéliser la zone vadose à l'aide d'un modèle à saturation variable afin d'évaluer le flux de contaminants qui pénètrent les eaux souterraines;

- Il faut procéder à la modélisation en coupe et en plan pour évaluer les paramètres du transport et de dégradation du TNT.

6.2.2 Recommandations sur les essais de laboratoire

- Une forme d'inhibition de l'activité biologique autre que l'ajout d'un sel devrait être employée dans les essais d'adsorption et les essais en colonne de sol. Cette inhibition peut provenir de l'irradiation du sol par exemple;
- Des études de biotransformation en condition anaérobie devraient être réalisées;
- D'autres métabolites que les composés monoamino devraient être analysés dans les expériences de laboratoire;
- La méthode d'extraction des composés amino lors de l'analyse devraient être modifiée afin de désorber plus efficacement les composés adsorbés au sol;

RÉFÉRENCES

Annuaire des puits et forages du Québec, www.ggl.ulaval/domaines/puisetie.html, 1998.

Ainsworth, C.C., Harvey, S.D., Szecsody, J.E., Simmons, M.A., Cullinan, V.I., Resch, C.T., and Mong, G.H., 1993. Relationship between the leachability characteristics of unique energetic compounds and soil properties. Final Report, project order No 91PP1800, U.S. Army Biomedical Research and development Laboratory, Fort Detrick, Frederick, M.D.

Aller, L., Bennett, T. W., Hackett, G., Petty, R. J., Lehr, J. H., Sedoris, H., Nielsen, D. M., Denne, J. E., 1989. Handbook of suggested practices for the design and installation of ground-water monitoring wells. National Water Well Association, p. 398.

Ampleman, G., Thiboutot, S., Lavigne, J., Marois, A., Hawari, J., Jones, A. M., et Rho, D., 1995. Synthesis of ¹⁴C-labelled hexahydro-1-3-5-trinitro-1-3-5-triazine (RDX), 2-4-6-trinitrotoluene (TNT), nitrocellulose (NC) and glycidyl Azide polymer (GAP) for use in assessing the biodegradation potential of these energetic compounds. J. Label. Comp. Radiopharm., 36 (6). Pp 559.

Anderson, B.L., Demonstrating natural attenuation of PAHS through groundwater modeling. In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp. 131-137.

Anderson, M.P., Woessner, W.W., 1992. Applied groundwater modeling, simulation of flow and advective transport. Academic Press, London.

Atlas, M.R., Bartha, R., 1987. Microbial Ecology : Fundamentals and applications. Benjamin/Cummings Publishing Company Inc, p. 553.

Balasco, A.A., Bowen, R.C., Cahill, K.R., et J.L. Mahannah (1996) Review of the Utility of natural attenuation for remediating contaminated army sites. Arthur D. little contract report No. IRRp-96-1.

Barcelona, M.J., 1994. Site characterization: What should we measure, where (when?), and why?. USEPA, Symposium on natural attenuation of ground water, EPA -600/R/-94/162, p. 20-25

Boopathy, R., M. Wilson et C.F. Kulpa, 1993. Metabolism of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) by *Desulfovibrio* sp. (B. strain). Appl. Microbiol. Biotech. 29 :270-275.

Boopathy, R., Kulpa, C.F., Manning, J., Montemagno, C.D., 1994. Biotransformation of 2,4,6-trinitrotoluène (TNT) by co-metabolism with various co-substrates: A laboratory-scale study. Bioresource Technology, vol. 47, p. 205-208.

Bradley, P.M., F.H. Chapelle, J.E. Landmeyer et J.G. Schumacher, 1994, Microbial transformation of nitroaromatics in surface soils and aquifer materials. Appl. Envir. Micro. Vol 60. Pp 2170-2175.

Brannon, J.M., Price, C., Hayes, 1998. Abiotic transformation of TNT in montmorillonite and soil suspensions under reducing conditions. Chemosphère, vol. 36, no. 6, p. 1453-1462.

Brannon, J.M., Adrian, D.d., Pennington, J.C., Myers, T.E., 1992. Slow release of PCB, TNT, and RDX from soils and sediments. Technical Report, EL-92-38, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Buonicore, A.J., 1997. Cleaning up... naturally. Environmental microbiology, fev.1997

Cattaneo, M.V., C. Masson, J. Hawary, G. Sunahara, C. Greer, S. Thiboutot et G. Ampleman, 1997. Natural attenuation of TNT. In :Proceeding on groundwater and soil remediation, 6th Ann. Symp. Montreal, QC, march 18-21

Cattaneo, M.V., Masson, C., et Greer, C.W., 1996. Degradation of TNT by indigenous microorganisms in soil columns under bioventing conditions. In : Global environmental biotechnology :Approching the year 2000, Intenational society for environmental biotechnology, 3rd Int. Symp., Northeastern University, Boston, MA, July 15-19, p144.

Chapelle, F.H., 1992. Ground-water microbiology and geochemistry. John Wiley and Sons, inc. New-York.

Checkai, R.T., Major Micheal A., Nwanguma, R.O., Amos, J. C., 1993. Transport and fate of nitroaromatic and nitramine explosives in soils from open burning/open detonation operation : Randford Army Ammunition Plant, U.S. Army Medical Research, Development, Acquisition and logistics Command, déc.

Chiou, C.T., 1989. Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic mater. De Soil science Society of America and American Society of Agronomy, Reactions and movement of organic chemicals in soils, SSSA Special Publication, p. 1-29.

D'Aragon Desbiens Halde associés ltée, février 1991, Rapport synthèse des travaux de caractérisation préliminaire des sols, rapport partiel.

Daun, G., Lenke, H., Reuss, M., Knackmuss, H-J., 1998. Biological treatment of TNT-contaminated soil. 1. Anaerobic cometabolic reduction and interaction of TNT and metabolites with soil components. Environmental Science and Technology, vol. 32, p. 1956-1963.

Dessau-Soprin, 1993, Étude de caractérisation environnementale finale des sols, rapport final, terrain de l'usine Les produits chimiques Expro inc.

Domenico, P.A., Schwartz, F.W., 1990. Physical and chemical hydrogeology, John Wiley and Sons, N.Y., pp. 824.

Driscoll, F.G., 1986. Groudwater and wells. Johnson Filtration Systems Inc. Second Edition, p. 1089.

Environmental Protection Agency (EPA), 1992. Bach-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, EPA/530/SW-87/006-F.

Fellows, R.S., Harvey, S.D. and Cataldo, D.A., 1992. An evaluation of the environmental fate and behavior of munition material (TNT metabolites) in soil and plante system, Contract DE-AC06-76RLO 1830, Nov.

Fernando, T., Aust, S., 1991. Biodegradation of munition waste, TNT(2,4,6-Trinitrotoluene), and RDX (Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine) by *Phanerochaete chrysosporium*, Emerging technologies in hazardous waste management II, pp. 213-232.

Fetter, C.W., 1993, *Contaminant hydrogeology*, Macmillan Publishing Compagny, 458 p

Foratek Inc., 1991, Installation des puits d'observation, rapport no 1203, projet no 91089.

Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. Groundwater. Englewood Cliffs, NJ. Prentice-Hall, 604pp

Funk, S.B., Roberts, D.J., Crawford, D.L., Crawford, R.L., 1993. Initial-phase optimization for bioremediation of munition compound-contaminated soils. Applied and Environmental Microbiology, July, p. 2171-2177.

Gorontzy, T., Raber, T., Nagel-Bruns, D., Drzyzga, O., Blotevogel, K.-H., Transformation of the explosive TNT by clostridia, In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp.49-53.

Gélinas, P., Lefebvre, R., Therrien, R., 1995, GGL-10355 Hydrogéologie, notes de cours.

Globensky, Y., 1982, Rapport géologique-199, Région de Vaudreuil, Ministère de l'énergie et des ressources, Direction générale de l'exploration géologique et minérale, 59pp

Haderlein, S.B., Schwarzenbach, R.P., Weissmahr, K.W., 1996, *Specific adsorption of nitroaromatic explosives and pesticides to clay minerals*, Environmental Science and Technology, 30, 612-622.

Haderlein, S.B., Schwarzenbach, R.P., 1993. Adsorption of substituted nitrobenzenes and nitrophenols to mineral surfaces. Environmental Science and Technology, vol. 27, p. 316-326.

Haïdour, A., Ramos, J.L., 1996. Identification of products resulting from the biological reduction of 2,4,6-Trinitrotoluene, 2,4-Dinitrotoluene, and 2,6-Dinitrotoluene by *Pseudomonas* sp. Environmental Science and Technology, vol. 30, no. 7, p. 2365-2370.

Haigler, W.E. et J.C. Spain, 1996. Degradation of nitroaromatic compounds by microbes, SIM News. 46(2) :59-68.

Hallas, L.E., Alexander, M., 1983. Microbial transformation of nitroaromatic compounds in sewage effluent. Applied and Environmental Microbiology, Apr., p. 1234-1241.

Hallgarth, M.R., Jankowski, M.D., Autenrieth, R.L., Biodegradation of RDX and HMX, In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp. 17-22.

Hasset, J.J., Banwart, W.L., 1989. The sorption of nonpolar organics by soils and sediments. De Soil science Society of America and American Society of Agronomy, Reactions and movement of organic chemicals in soils, SSSA Special Publication, p. 31-44..

Hatzinger, P.B., Alexander, M., 1995, *Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability*, Environmental Science and Technology, 29, 537-545.

- Hawari, J., Beaudet, S., Halasz, A., Thibouthot, S., Ampleman, G., 2000. Microbial degradation of explosives: biotransformation versus mineralization. *Applied Microbiology Biotechnology*, no. 54, spring, p. 605-618.
- Hofstetter, T.B., Heijman, C.G., Haderlein, S.B., Holliger, C., Schwarzenbach, R.P., Complete reduction of TNT and other (poly)nitroaromatic compounds under iron-reducing subsurface conditions. *Environmental Science and Technology*, vol. 33, p. 1479-1487.
- Huang, W., Yu, H., Weber Jr., W.J., 1998. Hysteresis in the sorption and desorption of hydrophobic organic contaminants by soils and sediments. 2. Effect of soil organic matter heterogeneity. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 31, p. 149-165.
- Huang, W., Yu, H., Weber Jr., W.J., 1998. Hysteresis in the sorption and desorption of hydrophobic organic contaminants by soils and sediments. 1. A comparative analysis of experimental protocols. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 31, p. 129-148.
- Jarvis, A.S., McFarland, V.A., Honeycutt, M.E., 1998. Assessment of the effectiveness of composting for the reduction of toxicity and mutagenicity of explosive-contaminated soil. *Ecotoxicology Environmental Safety*, no.39, p. 131-135.
- Jenkins, T.F., Walsh, M.E., 1985. Development of an analytical method for explosives residues in soil, CRREL Report 87-7, U.S. A.T.H.M.A., Report # AMXTH-TE-FR-86102, June.
- Jenkins, T.F., Grant, C.L., Brar, G.S., Thorne, P.G., Schumacher, P.W., and Ranney, T. A., 1997. Assessment of sampling error associated with the collection with the collection and analysis of soil samples at explosives contaminated sites, *Field analytical Chemistry and Technology*, 1, 151-163.
- Jenkins, T.F., and Walsh, M.E., 1992. Development of field screening method for TNT, 2-4DNT and RDX in soil, *Talanta*, 39, 419-428.
- Jones, A.M., C.W. Greer, G. Ampleman, S. Thiboutot, J. Lavigne, et J. Hawari 1995. Biodegradability of selected highly energetic pollutants under aerobic conditions. In: *Bioremediation of recalcitrant organics*. Hinchee, R.E., Anderson, D.B., and Hoeppel, R.E., (Eds), Battelle Press. Columbus, OH, pp.251-258.
- Kaplan, D.L., 1990. Biotransformation pathways of hazardous energetic organonitro compounds, p. 155-182. De Kamely, D., Chakrabarty, A., Omenn, G.S. (ed.), *Advances in applied biotechnology*, vol. 4. Biotechnology and biodegradation. Port-folio Publishing Company, Houston, Tex.
- Kaplan, D.L., Kaplan, A.M., 1982. Thermophilic biotransformation of 2,4,6-Trinitrotoluene under simulated composting conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 44, p. 757-760.
- Kaplan, D.L., Kaplan, A.M., 1982. 2-4-6, Trinitrotoluene-surfactant complexes : Decomposition, mutagenicity, and soil leaching studies, *Environ. Sci. Technol.* 16, 566-571.
- Keenhan, K.R., Sisk, W.E., 1996. The development of composting for the remediation of Explosives-contaminated soils. *De Biotechnology*, CRC Press, p.69-78.

Kearl, P. M., Korte, N. E., Stites, M., Baker, J., 1994. Field comparison of micropurging vs. traditional ground water sampling. *Ground Water Monitoring & Remediation*, vol. XIV, no.4.

Kelsey, J.W., Kottler, B.D., Alexander, M., 1997. Selective chemical extractants to predict bioavailability of soil-aged organic chemicals. *Environmental Science and Technology*, vol. 31, no. 1, p. 214-217.

Kyoungphile, N., Alexander, M., 1998, *Role of nanoporosity and hydrophobicity in sequestration and bioavailability : test with mode solids*, *Environmental Science and Technology*, 32, 71-74.

Lefebvre, R., 1998, *Écoulement en milieux poreux*, notes de cours, INRS-géoresources, Québec.

Leggett, D. C., 1985, Sorption of military explosive contaminants on bentonite drilling muds, CRREL Report 85-18, U.S. Army Cold regions research and engineering laboratory, Hanover, NH.

Llamas, J., 1993, *Hydrologie générale : Principes et applications*, 2nd édition, Éditions Gaëtan Morin, 335pp.

Loehr, R.C., 1989. Treatability potential for EPA listed hazardous wastes in soil. Rober S. Kerr Environmental Research Laboratory, U.S., EPA, EPA/600/2-89/011.

Lotrario, J.B., Woods, S.L., Craig, M., Williamson, K.J., The anaerobic transformation of TNT and others nitroaromatic compounds, In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp.41-47.

Mailloux, A., Godbout, G., 1954, Étude pédologique des sols des comtés de Huntingdon et Beauharnois, Bulletin technique #4, Ministère de l'agriculture du Québec.

Majcherczyk, A., Zeddel, A., Hüttermann, A., Biodegradation of TNT (2,4,6-trinitrotoluene) in contaminated soil samples by white-rot fungi, In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp.365-370.

McCormick, N.G., Cornell, J.H., Kaplan, A.M., 1981. Biodegradation of Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 42, no.5, p. 817-823.

McGrath, C.J., 1995, *Review of formulations for processes affecting the subsurface transport of explosives*, Final report, IRRP-95-2, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, 262 p.

Miller, R. 1994, Natural attenuation : A component of the risk-based approach, society of American military engineers technology partnership conference, March 30, 1994.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1995. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales, Les Éditions Le Griffon d'argile, cahier 5, p. 72.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1994. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales, Les Éditions Le Griffon d'argile, cahier 3, p. 72.

Ministère de l'environnement et de la faune du Québec, 1998, Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, gouvernement du Québec, publications du Québec, 125 pp.

Mondecar, M., Bender, J., Ross, J., Gearing, W., Preslan, J., Removal of 2,4,6-trinitrotoluene from contaminated water with microbial mats, *Appl. Biotechnol. for site rem.* pp342-345.

Myers, T.E., Brannon, J.M., Pennington, J.C., Townsend, D.M., Davis, W. M., Ochman, M. K., Hayes, C.A., Myers, K.F., Laboratory studies of soil sorption/transformation kinetics for explosives, Technical report in preparation, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Myers, E.M., Brannon, J.M., Pennington, J.C., Davis, W.M., Myers, K.F., 1998. Laboratory studies of soil sorption/transformation of TNT, RDX, and HMX. US Army Corps of Engineers, Technical Report IRRP-98-8, September.

Nam, K., Alexander, M., Role of nanoporosity and hydrophobicity in sequestration and bioavailability: test with model solids. *Environmental Science and Technology*, vol.32, p. 71-74.

Neubauer, U., Gorontzy, Th., Kahl, M.W., Blotvogel, K-H., 1996. Adsorption and desorption of nitro- and aminoaromatic compounds to mineral and organic surfaces. *Dechema Monographs*, vol.33-VCH Verlagsgesellschaft, p. 733-739.

Pennington, J.C., Hayes, C.A., Myers, K.F., Ochman, M., Gunnison, D., Felt, D.R., and McCormick, E.F., 1995. Fate of 2,4,6-trinitrotoluene in a simulated compost system, *Chemosphere*, 30 :429-438

Pennington, J.C., Hayes, C.A., Price, C.B., and McCormick, E. 1992. Effects of wet and dry cycles on TNT losses from soil, Technical report EL-92-37, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Pennington J.C, Myers, T. E., Davis, W. M., Olin, T. J. McDonald, T.A., Hayes, C. A., and Townsend, D. M., 1995. "Impact of sorption on in situ bioremediation of explosives-contaminated soils", Technical report IRRP-95-1, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Pennington, J.C., Patrick, W.H., 1990, *Adsorption and desorption of 2,4,6-Trinitrotoluene by soils*, *Journal of Environmental Quality*, 19 :559-567.

Pereira, W.E., Short, D.L., Manigold, D.B., Ross, P.K., 1979. Isolation and characterization of TNT and its metabolites in groundwater by gas chromatograph-mass spectrometer-computer techniques. *Bulletin of Environmental Contaminant Toxicology*, vol. 21, p. 554-562.

Phelan, J.M., Webb, S.T., 1997. Environmental fate and transport of chemical from buried landmines-screening model formulation and initial simulations. Sandia Report, SAND97-1426.

Preub, A., Rieger, P.G., 1995. Anaerobic transformation of 2,4,6-Trinitrotoluene and other nitroaromatic compounds. De Spain, J.C (ed.), *Biodegradation of nitroaromatic compounds*. Plenum Press, New-York.

Price, C.B., Brannon, J.M., 1995. Transformation of trinitrotoluene under controlled Eh/pH conditions. Technical Report, IRRP-95-5, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Rieger, P.G., Knackmuss, H.J., 1995. Basic knowledge and perspectives on biodegradation of 2,4,6-Trinitrotoluene and related nitroaromatic compounds in contaminated soil. De Spain, J.C. (ed.), Biodegradation of nitroaromatic compounds. Plenum Press, New-York.

Ritz, S.M., 1996, States speak out on natural attenuation, Soil and groundwater cleanup, jan-feb, pp.18-27.

Rügge, K., Hofstetter, T.B., Haderlain, S.B., Bjerg, P.L., Knudsen, S., Zraunig, C., Mosbaek, H., Christensen, T.H., 1998. Characterization of predominant reductant in an anaerobic leachate-contaminated aquifer by nitroaromatic probe compounds. Environmental Science and Technology, vol. 32, p. 23-31.

Salanitro, J.P., Wisniewski, H.L., Byers, D.L., Neville, C.C., Schroder, R.A., Use of aerobic and anaerobic microcosms to assess BTEX biodegradation in aquifers, Ground water monitoring and remediation, summer 1997, pp. 210-221.

Scnaffer, R.I. Jr., Wieck, J.M., Lamb, S.R., Wright, C.F., Pickering, E.W., Microbial enumeration screening method for evaluating intrinsic bioremediation, In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp.393-399.

Selim, H.M., Iskandar, K., 1994. Sorption-desorption and transport of TNT and RDX in soils. US Army Corps of Engineers, CRREL Report 94-7, may.

Shin, Y. S., Lewis, T.A., Crawford, D.L., 2,4,6-Trinitrotoluene biodegradation by *Clostridium bifermentans*, In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp. 23-29.

Smith, D.M., Smith, J.W., Impact of the clay content of an aquifer on the movement of TNT.

Spain, J.C.(ed.), 1995. Biodegradation of nitroaromatic compounds. Plenum Press, New-York.

Spanggord, R.J., Gibson B. W., Keck, R.J., Thomas, D.W., 1982a. Effluent analysis of Wastewater generated in the manufacture of 2,4,6-trinitrotoluene. 1. Characterization study. Environmental Science and Technology, vol. 16, no. 4, p. 229-232.

Spanggord, R.J., Suta, B.E., 1982b. Effluent analysis of Wastewater generated in the manufacture of 2,4,6-trinitrotoluene. 2. Determination of a representative discharge of ether-extractable components. Environmental Science and Technology, vol. 16, no. 4, p. 223-236.

Spanggord, R.J., Spain, J.C., Nishino, S.F., Mortelmans, K.E., 1991. Biodegradation of 2,4-Dinitrotoluene by a *Pseudomonas* sp. Applied and Environmental Microbiology, vol. 57, no.1, p. 3200-3205.

Tecsult Inc., 1992, Caractérisation de trois sites sur le terrain d'Expro, rapport final,

Thiboutot, S, Ampleman, G., Dubé, P., Hawari, J., Spencer, B., Paquet, L., Jenkins, T.F., Walsh, M.E., 1998, Protocol for the characterization of explosives-contaminated sites, Defence research establishment Valcartier, Research and development branch, Department of national defence Canada, 77 pp.

Thiboutot, S., Ampleman, G., Jenkins, T.F., Walsh, M.E., Thorne, P.G., Ranney, T.A., et Grant C.L., Assessment of sampling strategy for explosives-contaminated soils, Air and Waste management Association's 90th annual Meeting and presentation, Toronto, Canada, June 1997.

Townsend, D.M., Myers, T.E., 1996. Recent developments in formulating model descriptors for subsurface transformation and sorption of TNT, RDX, and HMX. US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, technical Report IRRP-96-1.

Townsend, D.M., Myers, T.E., Adrian, D.D., 1995. 2,4,6-Trinitrotoluene (TNT) transformation/sorption in thin-disk soil columns. US Army corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Technical Report IRRF-95-4, September.

Urbanski, T., Chemistry and technology of explosives, vol. 1, Pergamon Press, 1964.

Voice, T.C., Weber, J. Jr., 1993, *Sorption of hydrophobic compounds by sediments, soils and suspended solids-1, theory and background*, Water Resources, vol 12, num. 10, 1433-1441.

Vukovic, M., Soro, A., 1992, Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain-size composition, Water Resources Publication, 54pp.

Walsh, M.E., Jenkins, T.F., and Thorne, P.G., Laboratory and field analytical methods for explosives residues in soil, Proceeding of the symposium on alternatives to incineration for disposal of chemical munitions and energetics, Vol2, p.17, June 1995.

Walsh, M.E., Jenkins, T.F., Schnitker, P.S., Elwell, J.W., and Stutz, M.H., Evaluation of analytical requirements associated with sites potentially contaminated with residues of high explosives, CRREL Report 93-5, Hanover, NH, 1993.

Weissmahr, K.W., Hildenbrand, M., Schwarzenbach, R.P., Haderlein, S.B., 1999, *Laboratory and field scale evaluation of geochemical controls on groundwater transport of nitroaromatic ammunition residues*, Environmental Science and Technology, 33, 2593-2600.

Weissmahr, K.W., Haderlein, S.B., Schwarzenbach, R.P., 1997, *In Situ spectroscopic investigation of adsorption mechanisms of nitroaromatic compounds at clay minerals*, Environmental Science and Technology, 31, 240-247.

Wiedemeier, T.H., M.A. Swanson, J.T. Wilson, D.H. Kampbell, R.N. Miller et J.E. Hansen, 1995, Patterns of intrinsic bioremediation at two U.S. Air Forces Bases, In: *Intrinsic bioremediation*, Hinchee, R.E., Anderson, D.B., and Hoeppe, R.E., (Eds), Battelle Press. Columbus, OH, pp.31-51.

Wiedemeier, T.H., Wilson, J.T., Kampbell, D.H., Miller, R.N., Hansen, J.E., 1995. Technical protocol for implementing intrinsic remediation with long term monitoring for natural attenuation of fuel contamination dissolved in groundwater, volume 1. Air Force Center for Environmental Excellence, Technology Transfer Division, Tex.

Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J., Wilson, J.T., 1999. Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. John Wiley and Sons, New-York.

Xu, M., Eckstein, Y., 1995. Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale, Groundwater, 33 (6), pp. 905-908,

Zaripova, S.K., Uakovleva, G.Yu., Gusarov, A.V., Khaliullina, L., Naumova, R.P., Mechanism of degradation of p-nitrophenol by bacterial community, In-situ and on-site bioremediation : volume 2, pp.33-37.



ANNEXE A
PROPRIÉTÉS ENVIRONNEMENTALES DU TNT ET
DES PRINCIPAUX COMPOSÉS ASSOCIÉS



Tableau A-1. Solubilité aqueuse des principaux explosifs considérés et de leurs produits associés.

Composés	Solubilité aqueuse (mg/L)	Poids moléculaire (g/mol)	Point d'ébullition (°C)
<i>2-4-6-TNT^R</i>	150	227.13	80.75
<i>2-4-DNT^R</i>	280	182.14	72
<i>2-6-DNT^R</i>	208	182.14	66
<i>1-3-5-TNB^R</i>	385	213.11	122
<i>1-3-DNB^R</i>	533	168.11	90
<i>Nitrobenzène^R</i>	1900 (20 °C)	123.1	5.8
<i>RDX^R</i>	45	222.6	205
<i>HMX^R</i>	5	296.2	286
<i>Tetryl^R</i>	80	287.17	129.5
<i>Acide picrique^R</i>	12 400	229.12	123
<i>Benzène^D</i>	1 780 (20 °C)	78.11	5.5
<i>Toluène^D</i>	571	92.1	-95.1

L'exposant indique la référence : D = Dean (1985), R = Rosenblatt et al. (1989)

Les solubilités aqueuses ont été déterminées à 25 °C, sauf celles spécifiées. (Tiré de McGrath, 1995)

Tableau A-2. Coefficients de partition octanol/eau des principaux composés énergétiques.

Composés	Coefficients de partition octanol/eau (log K_{ow})	Références
<i>2,4,6-TNT</i>	2.06	Rosenblatt <i>et al.</i> , 1989
	1.86	Jenkins, 1989
<i>RDX</i>	0.87 ± 0.028	Banerjee <i>et al.</i> , 1985
	0.81	Major, 1989
	0.86	Jenkins, 1989
	1.1	Leo <i>et al.</i> , 1971
<i>HMX</i>	0.26	Major, 1989
	0.06	Jenkins, 1989
<i>2,4-DNT</i>	1.98	Hansch and Leo, 1979
<i>2,6-DNT</i>	1.89	Hansch and Leo, 1979
	2.02	Jenkins, 1989
<i>MNT</i>		
<i>Toluène</i>		
<i>1,3,5-TNB</i>	1.18	Hansch and Leo, 1979
<i>1,3-DNB</i>		Hansch and Leo, 1979
	1.49	Leo <i>et al.</i> , 1971
		Verschueren, 1983
<i>Tetryl</i>	1.65	Jenkins, 1989

(Tiré de McGrath, 1995)

Tableau A- 3. Propriétés physiques et chimiques influençant la volatilisation du TNT.

Temp.	Pression de vapeur		Densité de Vapeur	Solubilité aqueuse		Constante de Henry
	mmHg	atm		mg/L	mol/m ³	
°C			ug/m ³			atm/m ³ /mol
0	1.49E-07	1.96E-10	2.0	100	0.44	4.46E-10
5	3.43E-07	4.51E-10	4.5			
10	7.64E-07	1.01E-09	9.8	110	0.48	2.08E-09
15	1.66E-06	2.18E-09	21.0	120	0.53	4.13E-09
20	3.50E-06	4.61E-09	43.5	130	0.57	8.50E-09
25	7.21E-06	9.49E-09	88.1	150	0.66	1.44E-08
30	1.45E-05	1.91E-08	174.3	175	0.77	2.48E-08
35	2.85E-05	3.75E-08	337.2	225	0.99	3.79E-08
40	5.49E-05	7.22E-08	638.5	285	1.26	5.75E-08
45	1.04E-04	1.36E-07	1184.8	360	1.59	8.59E-08
50	1.91E-04	2.52E-07	2156.1	475	2.09	1.20E-07
55	3.47E-04	4.57E-07	3851.9	570	2.51	1.82E-07
60	6.19E-04	8.14E-07	6760.9	675	2.97	2.74E-07

(Tiré de Phelan et Webb, 1997)

Tableau A- 4. Propriétés physiques et chimiques influençant la volatilisation du DNT.

Temp.	Pression de vapeur		Densité de vapeur	Solubilité aqueuse		Constante de Henry
	mmHg	atm		mg/L	mol/m ³	
°C			ug/m ³			atm/m ³ /mol
0	6.36E-07	8.37E-10	6.8			
5	1.39E-06	1.82E-09	14.6			
10	2.94E-06	3.87E-09	30.3			
15	6.07E-06	7.98E-09	61.5			
20	1.22E-05	1.61E-08	121.8	270	1.48	1.35E-08
25	2.41E-05	3.17E-08	235.6			
27	3.13E-05	4.12E-08	304.9			
30	4.63E-05	6.09E-08	445.9			
40	1.61E-04	2.12E-07	1505.2			
60	1.56E-03	2.05E-07	13637.7			

(Tiré de Phelan et Webb, 1997)

Tableau A- 5. Pression de vapeur, solubilité aqueuse et constante de Henry, des principaux explosifs considérés et de leur dérivés.

Composés	Pression de vapeur P_V (atm, 25 °C)	Solubilité aqueuse C_S (mol * m ³)	Constante de Henry K_H (atm * m ³ * mol ⁻¹)
TNT ^R	7.25 E-09	6.604 E-01	1.1 E-08
RDX ^R	5.3 E-12	2.701 E-01	1.96 E-11
HMX ^R	4.38 E-17	1.688 E-02	2.6 E-15
Benzène ^V	1.28 E-01	2.872 E+01	4.45 E-03
Nitrobenzène ^V	3.29 E-04	1.956 E+01	1.68 E-05
1-3-DNB ^V	2.54 E-07	3.17	8.01 E-08
1-3-5-TNB ^R	3.99 E-09	1.81	2.21 E-09
Toluène ^V	3.42 E-02	5.613	6.09 E-03
p-nitro-toluène ^R	2.11 E-4	1.231	1.71 E-04
2-4-DNT ^R	2.86 E-07	1.537	1.86 E-07

L'exposant indique la référence : V = Verschuren (1983), R = Rosenblatt et al. (1989)
(Tiré de McGrath, 1995)

Tableau A- 6. Coefficients de diffusion moléculaire dans les phases aqueuse et vapeur, pour les explosifs considérés et leurs produits dérivés.

Composés	Coefficient de diffusion (phase vapeur, cm ² * sec ⁻¹)	Coefficient de diffusion (phase aqueuse, cm ² * sec ⁻¹)
RDX	0.074	7.15
HMX	0.063	6.02
Tetryl	0.059	5.99
TNT	0.064	6.71
Dinitrotoluène	0.067	7.31
Nitrotoluène	0.07	8.10
Toluène	0.088 (30)	9.10
Trinitrobenzène	0.068	7.20
Dinitrobenzène	0.073	7.94
Nitrobenzène	0.08	8.85
Benzène	0.088	10.3
Aniline (amino-benzène)	0.072	9.5
Toluidine (amino-toluène)	0.076	8.52

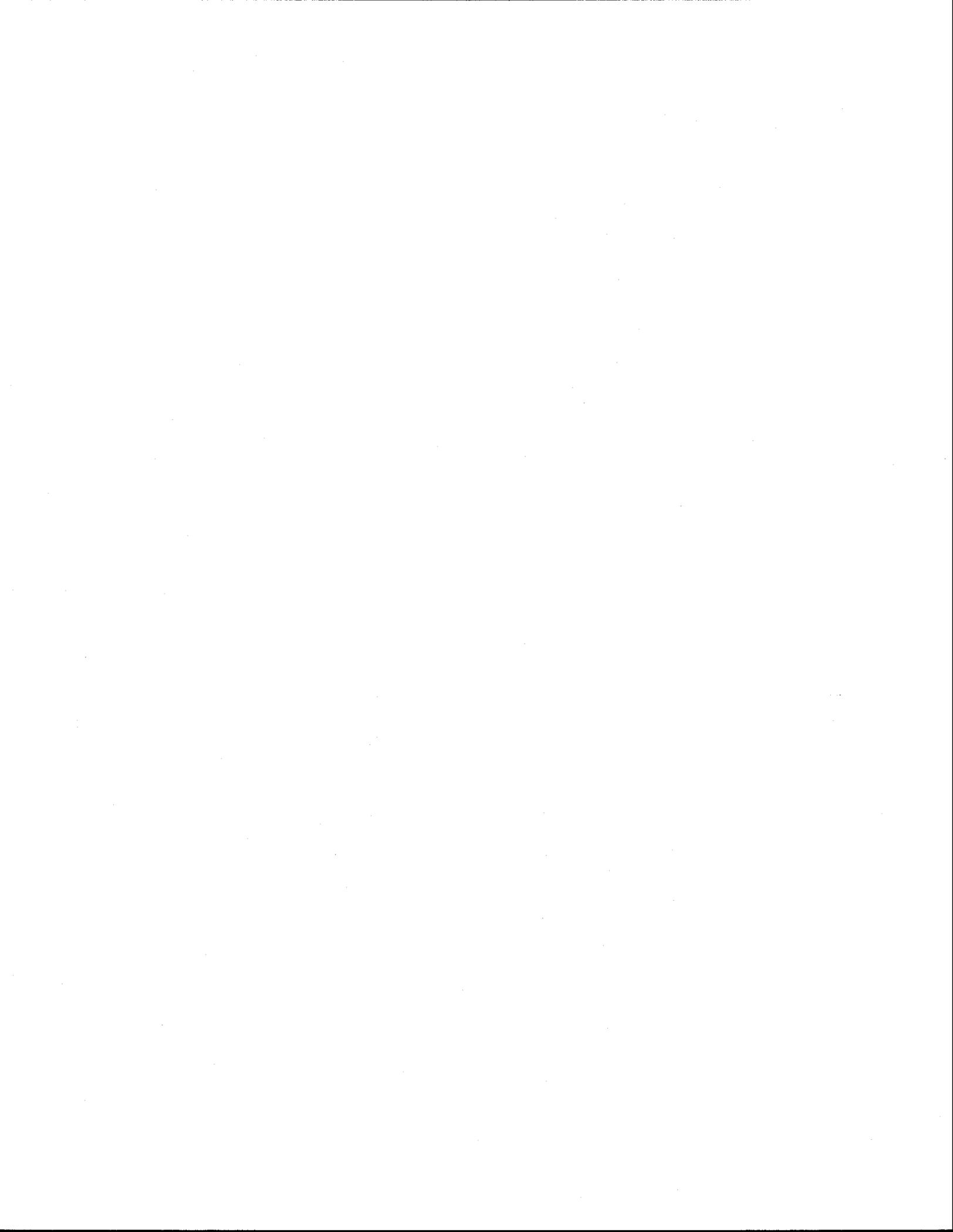
¹Température à 25 °C, sauf si spécifié.

²Rosenblatt et al. (1989); Les coefficients dans la phase vapeur ont été estimés par la méthode Fuller-Schettler-Giddings (FSG) et les coefficients dans la phase aqueuse ont été déterminés par la méthode Hayduk-Laudie (HL).

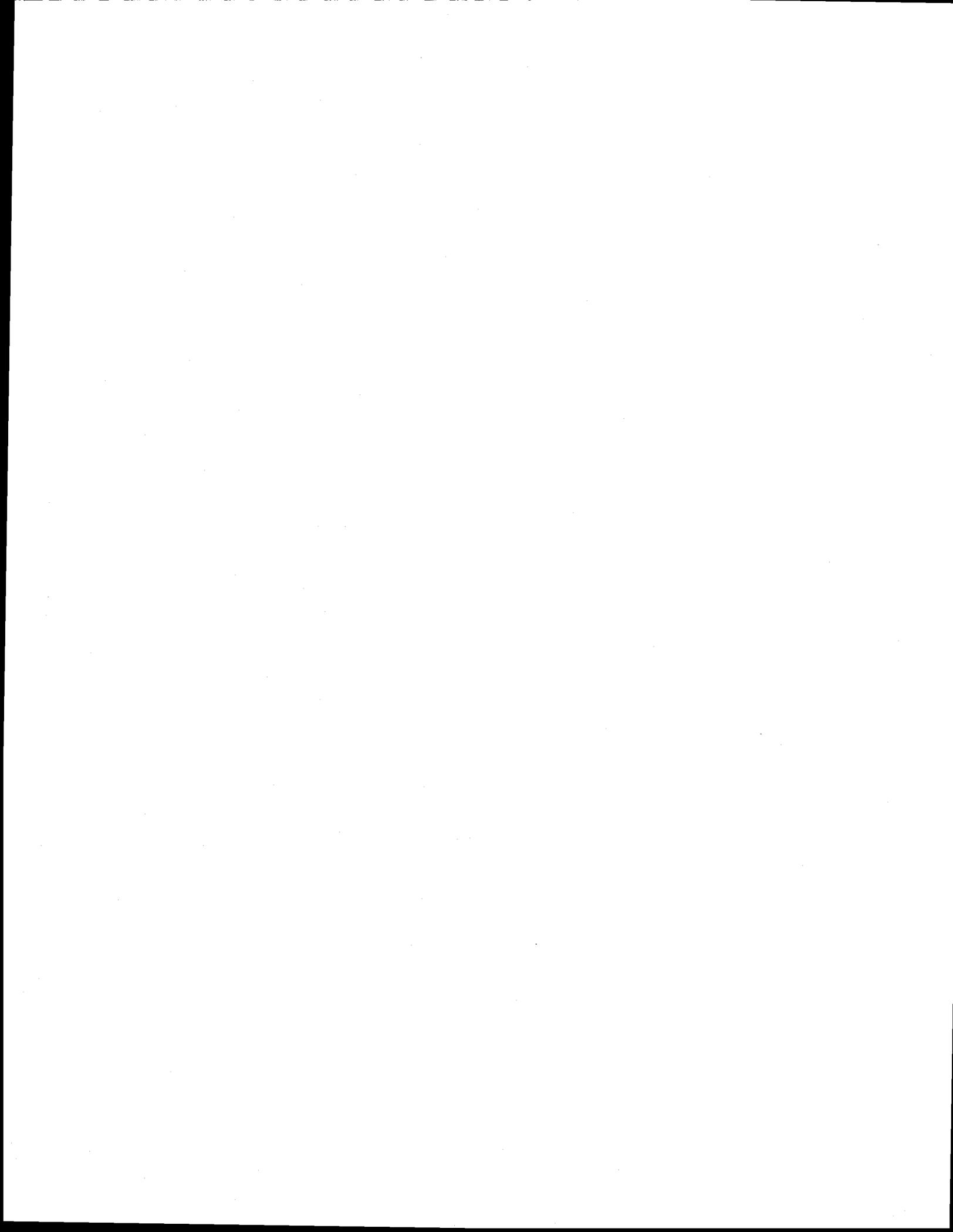
³ Estimé par la méthode FSG

⁴ Estimé par la méthode HL

⁵ Thibodeaux (1979)



ANNEXE B
PROCÉDURES STANDARDS



PROCÉDURE STANDARD ECH-001 ÉTIQUETAGE DES ÉCHANTILLONS

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour l'utilisation et l'identification des étiquettes lors de l'échantillonnage. Chaque échantillon doit posséder sa propre étiquette identifiant, entre autres, le point d'échantillonnage et les paramètres d'analyses. Un exemple d'étiquette pour le sol et l'eau est présenté aux formulaires ECH-001-1 et ECH-001-2, respectivement.

2. Matériels

- a. Étiquettes;
- b. Crayon à encre indélébile;
- c. Formulaire ECH-001-01: Étiquette pour les échantillons de sol;
- d. Formulaire ECH-001-02: Étiquette pour les échantillons d'eau.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Les étapes suivantes décrivent l'utilisation des étiquettes pour les échantillons:

4.1. Pour chaque échantillon prélevé, une étiquette doit être remplie. Les informations suivantes doivent être présentes sur les étiquettes:

- a. Nom du projet;
- b. Numéro du projet;
- c. Localisation, profondeur (ex.: numéro du puits);
- d. Date de l'échantillonnage;
- e. Heure de l'échantillonnage;
- f. Analyses requises;
- g. Échantillon filtré ou non (eau seulement);
- h. Préservation (eau seulement);
- i. Le nombre de contenant pour l'échantillon.

- 4.2. Vérification de l'information inscrite sur l'étiquette. Détacher l'étiquette, enlever le collant et appliquer l'étiquette sur le contenant. Couvrir l'étiquette avec un ruban adhésif pour éviter qu'il ne se décolle ou que l'écriture devienne illisible.
- 4.3. Inscrire le numéro de l'échantillon et le lieu de l'échantillonnage dans le cahier de terrain avec les informations suivantes:
- a. Date et heure de l'échantillonnage;
 - b. Lectures des vapeurs organiques pour l'échantillon (lorsque approprié);
 - c. Toute observation pertinente (ex.: odeur, couleur, grosseur des grains, iridescence, etc.);
 - d. Nombre de contenants pour chaque échantillon;
 - e. Spécifier si l'échantillon est prélevé pour le programme de contrôle de la qualité.

Note: un duplicata doit posséder le nom d'un puits inexistant. On ne doit pas utiliser le numéro du puits additionné d'un préfixe ou d'un suffixe. Cette procédure évite de fournir des indications au laboratoire sur les échantillons qui sont des duplicatas. Le puits fictif devra être noté dans le cahier de terrain avec la localisation du duplicata.

- 4.4. Placer immédiatement l'échantillon dans une glacière désignée. S'assurer que la glacière contient en tout temps de la glace.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Les odeurs doivent être notées dans le cahier de terrain. Pour la santé et la sécurité des travailleurs, il est fortement recommandé d'éviter de humer les échantillons.

Aucune indication sur les duplicatas ne doivent être fournis au laboratoire.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

Formulaire ECH-001-01
ÉTIQUETTE POUR LES ÉCHANTILLONS DE SOL

Nom du projet: _____
No de projet: _____
Date: ___/___/___ Heure: ___:___
No d'échantillon: _____
Profondeur: _____
Contenant: Stérile _____, Lave à l'acide _____, Lave au solvant _____
Prélevé par: _____

Formulaire ECH-001-02
ÉTIQUETTE POUR LES ÉCHANTILLONS D'EAU

Nom du projet: _____
No de projet: _____
Date: ___/___/___ Heure: ___:___
No d'échantillon: _____
Profondeur: _____
Contenant: Stérile _____, Lave à l'acide _____, Lave au solvant _____
Filtré: Oui Non Grosseur: _____
Préservation: Aucun HNO3 Autre: _____
Prélevé par: _____

**PROCÉDURE STANDARD ECH-002
FORMULAIRE DE CHAÎNE DE RESPONSABILITÉ**

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour l'utilisation du formulaire de chaîne de responsabilité. Un exemple est présenté au formulaire ECH-002-01. Les autres types de formulaires de chaîne de responsabilité doivent être acceptés par le chargé de projet avant leur utilisation. Ils doivent contenir les mêmes informations.

2. Matériels

- a. Formulaire de chaîne de responsabilité;
- b. Sac type Zyploc®;
- c. Crayon à encre indélébile;
- d. Cahier d'entreposage;
- e. Formulaire ECH-002-01: Chaîne de responsabilité.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

- a. Compléter la section portant sur l'identification du client;
- b. Inscrire le nom et le numéro du projet;
- c. Compléter la section portant sur l'identification du laboratoire d'analyse;
- d. Inscrire le code d'identification des échantillons selon la procédure ECH-004 (ex.: TNT-270597-PO101-4);
- e. Indiquer le point de prélèvement (ex.: PO102-1);
- f. Spécifier le nombre de contenants;
- g. Indiquer le volume de chacun des contenants;
- h. Inscrire la date et l'heure du prélèvement;
- i. Inscrire le type de matériel (ex.: S=sol, E=eau de surface, ES=eau souterraine, L=lixiviât, H=huile, F=frottis);
- j. Cocher les cases concernant les paramètres d'analyses requis et spécifier les analyses requises qui ne sont pas inscrites dans le formulaires;

- k. Spécifier le nom de celui qui a fait l'échantillonnage;
- l. Remplir la section concernant la manipulation des échantillons lorsqu'un intermédiaire prend en charge les échantillons. Le nom de l'intermédiaire, la date et l'heure doivent être inscrits sur le formulaire. Dans le cas d'un transporteur privé, le billet de livraison devient nécessaire et complémentaire aux documents de la chaîne de possession;
- m. Effectuer une copie du formulaire lorsque qu'il est complété. L'intermédiaire conserve le formulaire original tandis que la copie appartient au responsable de l'échantillonnage;
- n. Embaquer les échantillons selon la procédure ECH-009;
- o. Placer le formulaire original (copie pour le laboratoire) dans un sac de type Zyploc® de façon à les garder à l'abri de l'humidité;
- p. Placer le sac Zyploc® contenant le formulaire de chaîne de responsabilité dans la glacière;

N.B.: Si plus d'une glacière est utilisée, un formulaire de chaîne de responsabilité doit être complété pour chaque glacière.
- q. Expédier les échantillons pour que le laboratoire puisse les recevoir en deçà des délais de conservation requis. Voir procédure ECH-007.

5. Maintenance

S'assurer que le technicien possède plusieurs formulaires de chaîne de responsabilité avec lui sur le terrain.

6. Sécurité

Non applicable

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

FUKIWULAÏKE : ECT-002-V I CHAÎNE DE RESPONSABILITÉ

Client: _____
 Adresse: _____
 Code postal: _____
 Contact: _____
 Téléphone: _____
 Télécopieur: _____
 Nom du projet: _____ Numéro de projet: _____

Laboratoire: _____
 Adresse: _____
 Code postal: _____
 Contact: _____
 No. de dossier: _____
 No de soumission: _____

Type (S=sol, E=eau, ES=eau souterraine, L=lixiviât, H=huile, F=frottis)

Identification des échantillons	Point de prélèvement	Nombre de contenants	Volume prélevé	Date et heure de prélèvement	type	TNT	DNT	MNT	COT	Nitrate	Sulfate	Métaux (spécifier)	Analyses microbiologiques (spécifier)	Métabolites (spécifier)	Autres (spécifier)

Échantillonné par: _____
 Déssaisi par: _____
 Déssaisi par: _____
 Reçu par: _____
 Reçu par: _____
 Reçu par: _____
 Date et heure: _____
 Date et heure: _____
 Date et heure: _____

PROCÉDURE STANDARD ECH-003 CAHIER DE TERRAIN

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour l'enregistrement des données de terrains dans le cahier de terrain.

2. Matériels

- a. Cahier de terrain;
- b. Crayon à encre indélébile.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Il est essentiel de tenir un journal ordonné qui est le reflet des activités et qui relate tous les faits pertinents concernant les opérations d'échantillonnages. Tout informations pertinentes relativement au travaux de terrain doivent être inscrites dans le cahier de terrain. Chaque page utilisée doit être numéroté, daté, signé et le nom et numéro du projet doit apparaître au haut de la page. L'écriture est effectuée au moyen d'un crayon à encre indélébile. Toutes corrections doit être achurée. La date ainsi que les initiales de celui qui a fait les modification doivent être inscrites près de la correction. Il ne doit pas y avoir d'espace non rempli entre chacune des lignes. Lorsque la page n'est pas complétée, un X doit être dessiné au travers de la section non rempli. Un cahier de terrain doit, au minimum inclure les données suivantes:

- a. Inscrire le nom et le numéro du projet;
- b. Inscrire le nom de la personne responsable du cahier de terrain;
- c. Inscrire la date tel que stipulé soit: année, mois, jour;
- d. Spécifier le but des travaux;
- e. Localisation et description de chacun des points de prélèvements;
- f. Nom et adresse du contact au site;
- g. fournir, si applicable, une description de chacun des puits: élévation, diamètre et profondeur du puits, etc;

- h. Incrire le nom de tous le personnel présent sur le site;
- i. Incrire la nature de l'échantillon; air ambiant, déchet liquide, déchet solide, eau potable, eau de surface, eau souterraine, eau usée, lixiviation, rejet à l'atmosphère, sol, sédiment, tissus biologiques, tissus végétaux, autres (spécifier);
- j. Nombre et volume d'échantillons prélevés;
- k. Spécifier si nécessaire le type d'échantillon; ponctuel ou composé;
- l. Le type de préservatif;
- m. La date et l'heure de l'échantillonnage;
- n. Méthode d'expédition au laboratoire;
- o. Esquisse du site;
- p. Une description visuelle des échantillons et du milieu échantillonné: phase libre, iridescence, odeur, couleur, granulométrie, plasticité, teneur en eau, etc;
- q. Incrire les valeurs des paramètres qui sont mesurés sur place: pH, conductivité, niveau d'eau, Eh, etc;
- r. Signature et la date de celui qui a rempli le cahier de terrain;
- s. Procédure de décontamination.

Les travaux sur un site sont variés, ainsi tout informations additionnelles à celle mentionnées au préalable doivent être inscrites dans le cahier de terrain. Il n'y a jamais assez d'informations inscrite dans un cahier. Le chargé de projet doit garder en sa possession une copie du cahier de terrain.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Aucune

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

PROCÉDURE STANDARD ECH-004 NOMENCLATURE DES ÉCHANTILLONS

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour la nomenclature des échantillons prélevés en fonction de l'analyse exigée.

2. Matériels

Non applicable

3. Procédure résumée

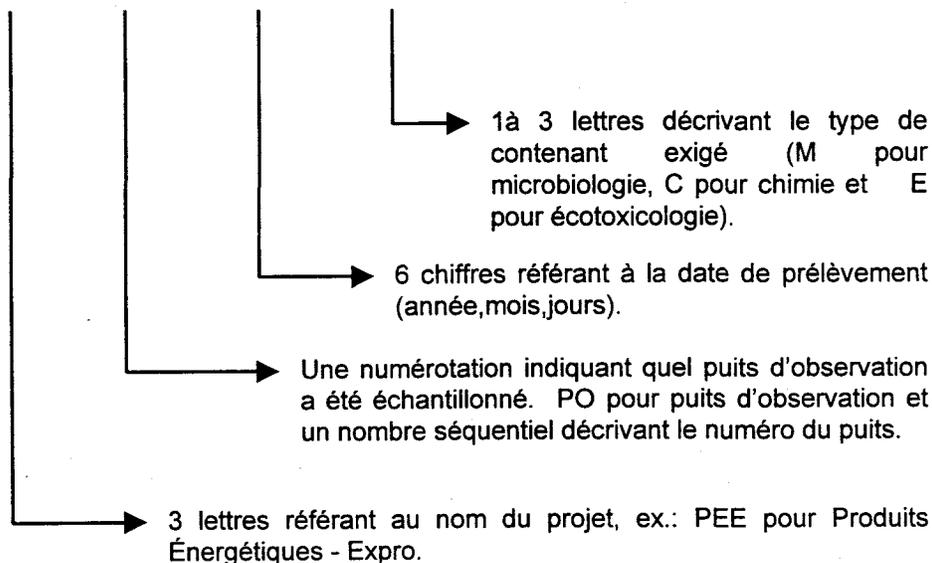
Non applicable

4. Procédure détaillée

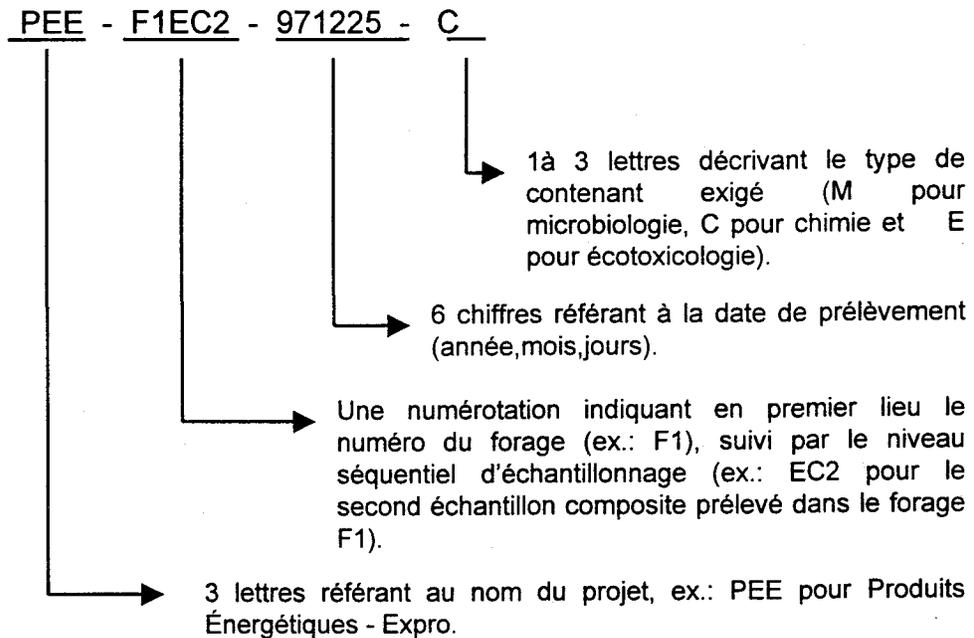
La nomenclature consiste en trois lettres décrivant le nom du projet, le numéro de l'échantillon prélevé, la date et le type d'analyse. Chaque terme est séparé par un trait d'union.

4.1. Échantillon d'eau souterraine prélevé dans un puits d'observation

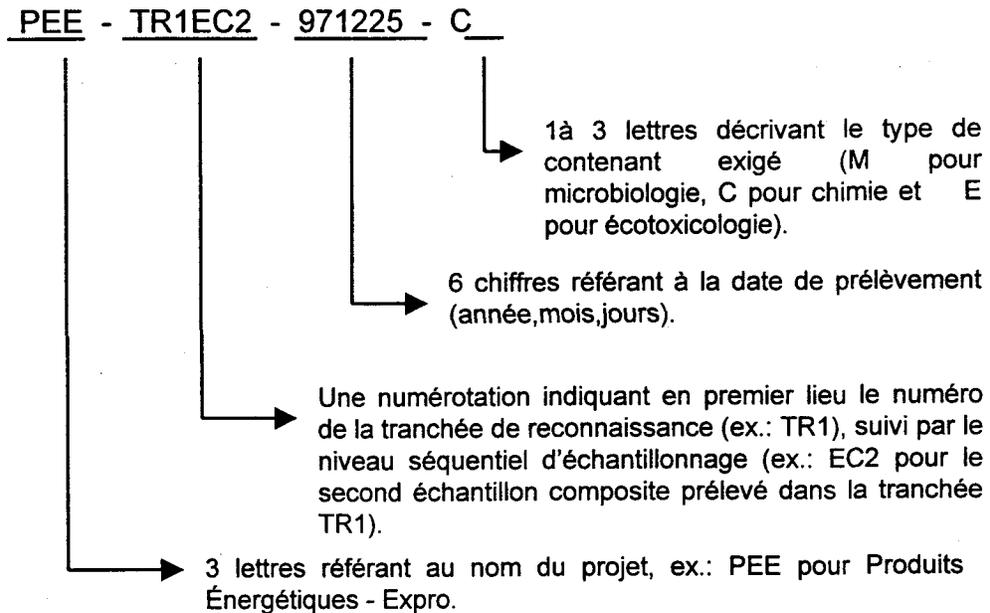
PEE - PO1 - 971225 - C



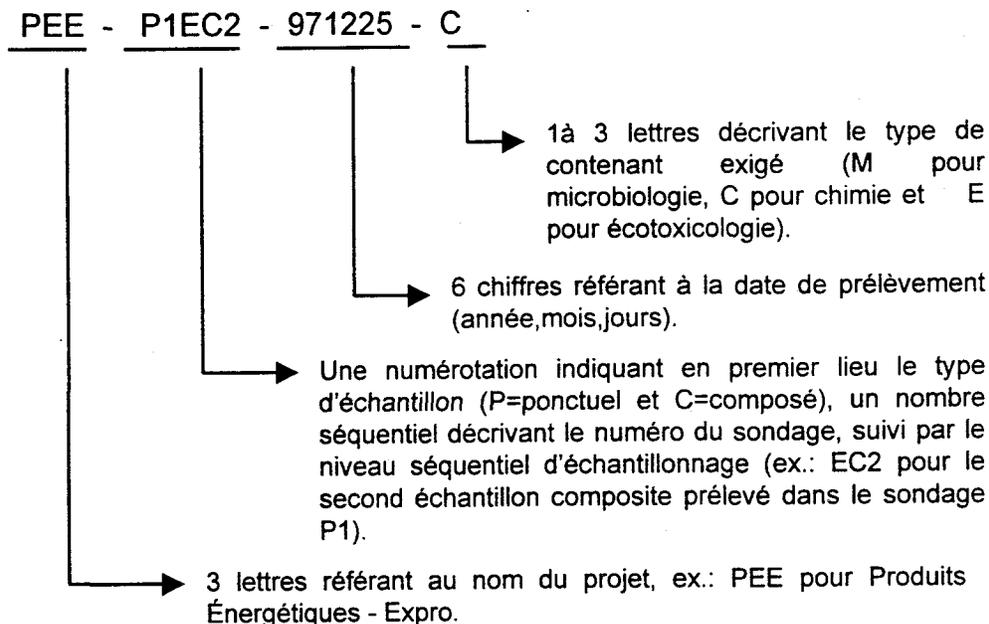
4.2. Échantillon de sol provenant d'un forage



4.3. Échantillon de sol provenant d'une tranchée de reconnaissance



4.4. Échantillon de sol de surface



5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Non applicable

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

PROCÉDURE STANDARD ECH-005 LAVAGE DES CONTENANTS D'ÉCHANTILLONNAGE

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour le nettoyage des contenants d'échantillonnage servant aux analyses chimiques.

2. Matériels

- a. Eau chaude du robinet;
- b. Eau distillée;
- c. Détergent de laboratoire sans phosphate;
- d. Contenants en polyéthylène;
- e. Contenants en verre ambré;
- f. Vial de 40 ml;
- g. NaOH 5%;
- h. HNO₃ Ultrex 5%;
- i. Hexane;
- j. Acétone;
- k. Chlorure de méthyl;
- l. Autoclave ou four pasteur.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. contenants pour analyses chimiques

Les contenants neufs fournis par les laboratoires n'ont pas à être lavés ou rincés. Cependant, les responsables de l'échantillonnages doivent s'assurer que les contenants fournis sont bien lavés et que les laboratoires ont un programme d'assurance qualité pour le nettoyage des contenants.

Un lavage inadéquat peut être vérifié en laissant séjourner pendant un certain temps de l'eau distillée et les préservatifs normalement utilisés dans des contenants préalablement lavés. Par la suite, le contenu est analysé pour les composés d'intérêts.

4.1.1. Contenant en polyéthylène

- a. Rincer le contenant et le couvercle avec une solution de NaOH 5% et d'eau distillée;
- b. Rincer le contenant et le couvercle avec un solution d'acide nitrique Ultrex 5% et d'eau distillée;
- c. Sécher les contenants à l'air.

4.1.2. Contenant en verre ambré et vial de 40 ml

- a. Laver le contenant avec un détergent;
- b. Rincer généreusement avec de l'eau distillée;
- c. Rincer avec de l'acétone;
- d. Rincer avec du chlorure de méthyl;
- e. Rincer avec de l'hexane;
- f. Sécher les contenants à l'air;
- g. Placer les contenants dans l'autoclave et chauffer à une température de 200°C;
- h. Laisser les contenants se refroidir avant la mise en place d'un bouchon propre.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Suite à la décontamination des contenants, s'assurer qu'ils ne soient plus en contact avec aucun source de contamination potentielle;

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

**PROCÉDURE STANDARD ECH-006
TYPE DE CONTENANT ET VOLUME REQUIS LORS DE
L'ÉCHANTILLONNAGE DE L'EAU SOUTERRAINE ET DES SOLS**

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour déterminer le type de contenant nécessaire pour l'échantillonnage de l'eau souterraine et des sols.

2. Matériels

- a. bouteilles;
- b. sacs de polyéthylène.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Type de contenant

4.1.1. Échantillon de sol

Les échantillons de sol utilisés pour l'analyse des nitroaromatiques et de leurs métabolites peuvent être conservés soit dans des bouteilles en verre ambré ayant un bouchon de polypropylène ou de téflon, soit dans des sacs de polyéthylène pour des sols relativement secs.

L'utilisation de verre ambré est nécessaire afin de prévenir la photodégradation des nitroaromatiques et des métabolites. Les sacs en polyéthylène peuvent être utilisés seulement lorsque les échantillons de sol sont relativement secs. Les sacs doivent être entreposés immédiatement suivant l'échantillonnage dans une glacière pour éviter la photodégradation des nitroaromatiques. L'utilisation de sacs réduit le volume requis pour l'entreposage des échantillons, le coût de livraison des échantillons ainsi que les risques associés au transport des échantillons. La température des échantillons doit être maintenue entre 1°C et 10°C tel que décrit dans la procédure ECH-007.

Le tableau ECH-006-01 présente le type de contenant qui doit être utilisé pour le prélèvement des échantillons de sol selon les paramètres d'analyses.

4.1.2. Échantillon d'eau

Les échantillons d'eau analysés pour les nitroaromatiques et leurs métabolites doivent être entreposés dans des contenants en verre ambré ayant un bouchon de polypropylène ou de téflon.

Le tableau ECH-006-01 indique le type de contenant qui doit être utilisé selon les paramètres d'analyses pour les échantillons d'eau.

Tableau ECH-006-01: Type de contenant et volume des échantillons

	EAU		SOL	
	Contenant	volume	Contenant	Quantité
CHIMIE				
Nitroaromatiques	(A)	1 litre ¹ ou 20 ml	(A), S	500 g
métabolites	(A)	1 litre ¹ ou 20 ml	(A), S	500 g
Alcalinité	P,T,V, (B)	0.1 L	---	---
COT	T,V	0.1 L	---	---
COD	T,V	0.1 L	---	---
Chlorures	P,T,V	0.2 L	---	---
Métaux	P,T,V	0.1 L	P,S,T,V	100 g
Nitrites	P,T,V	0.2 L	P,S,T,V	100 g
Nitrates	P,T,V	0.2 L	P,S,T,V	100 g
Sulfates	P,T,V	0.1 L	P,S,T,V	100 g
MICROBIOLOGIE				
Dénombrement bactérien	PPS	0,1 L	PPS	30 g
Minéralisation	PPS	4,0 L	PPS	1 kg

Légende:

- (A) = Verre ambré absolument, sinon entourer l'extérieur de la bouteille avec du papier d'aluminium;
- (B) = Remplir à ras bord;
- P = Les bouteilles et les revêtements des bouchons sont composées des plastiques suivants: polyéthylène de basse ou de haute densité, polypropylène, polystyrène et chlorure de polyvinyle;
- PPS = Bouteille en polypropylène stérile
- S = Sac de polyéthylène
- T = Les bouteilles et les revêtement des bouchons sont composés de téflon;
- V = Bouteille en verre claire ou ambré.
- 1 Un échantillon d'eau de 1 litre est requis lorsque la concentration en nitroaromatiques et métabolites est faible. Par contre, un contenant de 20 ml peut être utilisé lorsque les concentrations sont élevées.

4.2. Volume requis pour les analyses chimiques et microbiologiques

4.2.1. Échantillon de sol

Une quantité minimum de 500 g de sol est requise pour l'analyse des nitroaromatiques et de leurs métabolites. Le tableau ECH-006-01 présente la quantité de sol requise pour les paramètres chimiques et microbiologiques qui seront analysés au cours du présent projet.

4.2.2. Échantillon d'eau

Un volume de un (1) litre est nécessaire pour l'analyse des nitroaromatiques et de leurs métabolites lorsque les concentrations sont faibles. Un contenant de 20 ml peut être utilisé en présence de concentrations élevées. Le tableau ECH-006-01 présente le volume requis pour les paramètres chimiques et microbiologiques qui seront analysés au cours du présent projet.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Non applicable

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 3: Échantillonnages des eaux souterraines.

MEF, Direction des laboratoires, 1990, Guide des Méthodes de Conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol.

DREV, Bureau - Recherche et Développement Ministère de la Défense Nationale, 1998, Protocol for the Characterization of Explosives-Contaminated Sites, DREV-R-9721.

PROCÉDURE STANDARD ECH-007 CONSERVATION DES ÉCHANTILLONS DE SOL ET D'EAU

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour la conservation des échantillons de sol et d'eau suite à leur prélèvement. Ce protocole devra être respecté au cours de toute les campagne d'échantillonnage.

2. Matériels

- a. Glace;
- b. Glacière;
- c. acide nitrique (HNO_3) 8N;
- d. bisulfate de sodium;

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Température

4.1.1. échantillonnage

Lorsque le prélèvement s'étend sur une période supérieure à une (1) heure, les échantillons de sol ou d'eau souterraine doivent être refroidis pendant cette période. Dans ce cas, les échantillons peuvent être maintenus à 4°C à l'aide d'un échantillonneur réfrigéré ou entre 1 et 10 °C au moyen de glace.

4.1.2. transport

Pour les besoins du transport, les échantillons de sol et d'eau souterraine doivent être conservés temporairement dans une glacière jusqu'à leur arrivé au laboratoire. La quantité de glace doit toujours être suffisante pour conserver les échantillons à une température comprise entre 1 et 10°C. La glace et l'eau ne doivent pas contaminer les échantillons.

4.1.3. conservation

À leur arrivé au bureau ou au laboratoire, tous les échantillons de sol et d'eau souterraine servant aux analyses chimiques doivent

être conservés dans un réfrigérateur à 4°C ou dans un congélateur à -20°C jusqu'au moment de l'analyse. Les échantillons de sol et d'eau souterraine utilisés pour les analyses microbiologiques doivent être conservés dans un réfrigérateur à 4°C jusqu'au moment de l'analyse.

4.2. Délai entre l'échantillonnage et l'analyse

Les échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables ainsi que les échantillons de sol doivent être transmis aux laboratoires le plus tôt possible afin que les analyses puissent être effectuées en deçà des délais de conservation maximum. Le tableau ECH-007-01 présente les délais de conservation pour les échantillons d'eau et de sol selon les températures de conservation au laboratoire. Ces délais s'appliquent à partir du moment où l'échantillon est prélevé.

Note: Il est important de vérifier la disponibilité du laboratoire afin d'harmoniser les délais d'analyses avec les délais de conservations des échantillons.

Tableau ECH-007-01 Délai de conservation

	Eau (4°C)	Eau (-20°C)	Sol (4°C)	Sol (-20°C)
Chimie				
Nitroaromatiques	28 jours	6 mois	7 jours	8 semaines
Métabolites	28 jours	6 mois	7 jours	8 semaines
Alcalinité	14 jours	---	---	---
COD	28 jours	---	---	---
COT	28 jours	---	---	---
chlorures	28 jours	---	---	---
métaux	6 mois	---	6 mois	---
nitrate	48 heures	---	1 mois	---
nitrite	48 heures	---	1 mois	---
sulfates	28 jours	---	6 mois	---
MICROBIOLOGI E				
dénombrement bactérien	48 heures	---	48 heures	---
minéralisation	48 heures	---	48 heures	---

4.3. Ajout d'un agent de préservation

Certaines analyses exigent l'utilisation d'un agent de préservation. Le tableau ECH-007-02 présente les agents de préservation à ajouter dans les contenants lors de l'échantillonnage de l'eau et du sol. Les agents de préservation sont ajoutés aux échantillons après leur filtration.

Aucun agent de conservation ne doit être ajouté dans les échantillons lorsque des analyses de microbiologie sont requises.

Tableau ECH-007-02 Agent de conservation

	Eau	Sol
Chimie		
Nitroaromatiques	SS	N
Métabolites	SS	N
Alcalinité	N	N
COD	N	N
COT	N	N
chlorures	N	N
métaux	AN	N
nitrites	N	N
nitrites	N	N
sulfates	N	N
MICROBIOLOGIE		
dénombrement bactérien	N	N
minéralisation	N	N

Légende:

N = Aucun agent de conservation (conserver à 4°C);

AN = HNO₃ 8N jusqu'à Ph<2;

SS = environ 1.5 g/l d'une solution de bisulfate de sodium (NaHSO₄) jusqu'à pH<2.

Note: L'ajout d'un agent de conservation acide dans un échantillon qui contient des cyanures dégage un gaz toxique. Il est donc important de ne pas acidifier les échantillons et ce, pour tous les paramètres et de prévenir le laboratoire de faire l'ajout d'un agent de préservation sous une hotte dès la réception des échantillons.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

- Ne jamais manger, boire ou fumer sur le site, lors de la manipulation des agents de conservation;
- Éviter tout contact cutané avec les agents de conservations;
- Toujours porter des gants et des verres protecteurs lors de la manipulation des agents de conservations.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 3: Échantillonnages des eaux souterraines.

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 5: Échantillonnages des sols.

MEF, Direction des laboratoires, 1990, Guide des Méthodes de Conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol.

DREV, Bureau - Recherche et Développement Ministère de la Défense Nationale, 1998, Protocol for the Characterization of Explosives-Contaminated Sites, DREV-R-9721.

**PROCÉDURE STANDARD ECH-008
ASSURANCE QUALITÉ ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ (AQ/CQ) POUR
L'ÉCHANTILLONNAGE**

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour le contrôle de la qualité de l'échantillonnage. Ce protocole devra être respecté lors de l'élaboration de chacune des campagnes d'échantillonnage.

2. Matériels

- a. Eau distillée;
- b. Cahier de terrain;
- d. Crayon à encre indélébile.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Les contrôles suivants devraient être inclus lors de l'élaboration d'un programme d'échantillonnage. Le suivi de cette procédure permet de s'assurer de la validité des résultats et réduit l'incertitude reliée à l'échantillonnage.

4.1. Échantillonnage prélevés en duplicata

Un minimum de 10% des échantillons prélevés en duplicata est nécessaire pour que l'interprétation des résultats de ce contrôle soit scientifiquement valable. Lorsqu'un projet nécessite une interprétation moins rigoureuse, le pourcentage de duplicata peut être inférieur à 10%, mais l'interprétation des résultats de ce contrôle doit être utilisée seulement à titre indicatif.

La prise d'aucun échantillon en duplicata n'invalide pas la campagne d'échantillonnage mais ne permet aucun contrôle de la répliquabilité des travaux d'échantillonnage et ce, même à titre indicatif.

4.2. Blanc de transport et de terrain

Le blanc de transport permet de contrôler la contamination des contenants ou des échantillons qui pourrait survenir pendant le transport. Les blancs de transport ne sont requis que pour les paramètres dont des risques de contamination pendant le transport sont anticipés (ex.: les composés organiques volatils dans les gaz d'échappement des véhicules). Le blanc de terrain permet de contrôler la contamination qui pourrait survenir lors de l'échantillonnage. Voici les étapes à suivre lors de l'échantillonnage:

- a. Les blancs de transport et de terrain sont préparés par le laboratoire en remplissant des contenants avec de l'eau distillée et les agents de conservation appropriés aux paramètres analysés.
- b. Les blancs de transport et de terrain doivent toujours être amenés sur le site d'échantillonnage et rapportés au laboratoire comme un échantillon. Ils doivent toujours accompagner les autres contenants durant le transport et l'entreposage.
- c. Le contenant du blanc de transport ne doit jamais être ouvert alors qu'il faut ouvrir celui du blanc de terrain pendant environ la même durée de temps que les contenants d'échantillons lors du prélèvement.

4.3. Blanc de lavage des équipements d'échantillonnage

Les blancs de lavage sont utilisés pour évaluer l'efficacité des procédures de lavage de l'équipement d'échantillonnage lorsqu'elles sont réalisées pour la première fois (et ce pour chaque préleveur) et périodiquement (ex. au 6 mois) par la suite. L'analyse de ces blancs démontrera que les échantillons prélevés ont été ou n'ont pas été contaminés par les équipements. Lorsque requis, ce blanc est prélevé entre les différentes campagnes de caractérisation ou entre les différents points d'échantillonnage. Idéalement, il faudrait effectuer ce contrôle après le prélèvement d'échantillon très contaminés.

- a. Laver les équipements d'échantillonnage tel que décrit dans la procédure ECH-005;

- b. Prélever l'eau distillée du dernier rinçage dans un contenant identifié à cette fin. Les agents de conservations doivent être inclus.

4.4. Compléter et suivi des chaînes de possession

Le remplissage et le suivi des chaînes de responsabilité devra être conforme à la procédure ECH-002.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Non applicable

7. Références

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

PROCÉDURE STANDARD ECH-009 EMPAQUETAGE ET EXPÉDITION DES ÉCHANTILLONS

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour l'emballage et l'expédition des échantillons vers le laboratoire d'analyse.

2. Matériels

- a. Glacière;
- b. Matériel d'emballage;¹
- c. Papier collant transparent;
- d. Sac type Ziploc®;
- e. Glace;
- f. Documentation sur les procédures d'échantillonnage;
- g. Crayon à encre indélébile.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

- a. Vérifier que le bouchon de chacun des pots est bien fermé et qu'un papier collant transparent recouvre entièrement l'étiquette;
- b. Envelopper tous les pots dans un matériel d'emballage¹;
- c. Enfermer chaque échantillon dans un sac de type Ziploc®;
- d. Placer plusieurs couches de papier bulle ou au moins 2 cm de vermiculite dans le fond de la glacière;
- e. Placer la glace dans un sac pour éviter de mouiller les échantillons;
- f. Remplir la glacière avec du matériel d'emballage.
- g. Placer le formulaire de chaîne de responsabilité complété selon la procédure ECH-002 dans un sac de type Ziploc® et le placer dans la glacière. Si plus d'une glacière est utilisée, un formulaire de chaîne de responsabilité doit être complété pour chaque glacière.

¹ Les matériaux d'emballage sont le papier bulle, les manchons en caoutchouc mousse et la vermiculite. Les matériaux organiques tel que le papier ou le carton sont à éviter.

- h. Celler la glacière avec un sceau autocollant daté et signé de façon à ce que celui-ci se brise lorsque la glacière est ouverte.
- i. Expédier les échantillons pour que le laboratoire puisse les recevoir le jour du prélèvement si possible.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Manipuler les bouteilles de verre avec soin.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

**PROCÉDURE STANDARD ECH-010
RÉCUPÉRATION ET ÉCHANTILLONNAGE DES
RÉSIDUS (SOLS ET LIQUIDES)**

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour la récupération des résidus de sols et de liquides (ex.: eau de lavage, eau souterraine) lors des travaux de caractérisation et de restauration.

2. Matériels

- a. Contenants de 5 gallons;
- b. Contenants de métal (45 gallons);
- c. Étiquettes d'identification;
- d. Crayon à encre indélébile;
- e. Cahier d'entreposage;
- f. Formulaire ECH-010-01: Étiquette d'identification;
- g. Formulaire ECH-010-02: Sceau de scellement;
- h. Formulaire ECH-010-03: Cahier d'entreposage.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Général

- Les résidus de sol et d'eau souterraines provenant du développement et de la purge doivent être entreposés temporairement sur le site dans des contenants de 45 gallons en métal. Les eau souterraines de développement et de purge doivent être entreposés séparément des liquides de décontamination (acétone, hexane, eau distillée);
- Les contenants doivent être localisés dans un endroit où ils ne dérange pas les travaux de caractérisation et de restauration. Les contenants doivent être entreposés sur des palettes de bois. Une géomembrane doit être installée entre le sol et les palettes de bois.
- Les contenants doivent être identifiés au moyen d'une étiquette d'identification. Un exemple d'étiquette d'identification est

présenté au formulaire ECH-010-01. Les informations suivantes doivent être présentes sur l'étiquette:

- i. Numéro du contenant;
 - ii. Médium échantillonné (ex.:eau souterraine, sol);
 - iii. La date de prélèvement;
 - iv. Point de prélèvement;
 - v. Identification de préleveur.
- Le personnel sur place devra inscrire toutes les informations nécessaires dans le cahier de terrain. Ces informations comprennent : la date de récolte, le contenu, le volume récolté, le nombre de contenant ayant le même contenu, la localisation du contenant, le numéro du puits, le personnel ayant procédé à l'échantillonnage, la date de l'échantillonnage et les résultats de l'analyse.
 - Suite à l'échantillonnage, le bouchon du contenant doit être scellé avec un sceau de scellement permettant d'identifier la date de scellement et la personne ayant scellé le contenant. Un exemple de sceau de scellement est présenté au formulaire ECH-010-02.
 - Le personnel doit remplir le cahier d'entreposage à chaque manipulation du contenant. Un exemple du formulaire pour le cahier de terrain est présenté au formulaire ECH-010-03. Le formulaire doit contenir les informations suivantes:
 - i. Le nom du site;
 - ii. Le numéro du contenant;
 - iii. Médium prélevé (sol ou eau);
 - iv. Provenance du médium;
 - v. Date de prélèvement;
 - vi. Personne en charge de l'entreposage;
 - vii. Personne en charge de l'échantillonnage;
 - viii. Date d'échantillonnage;
 - ix. Personne en charge du scellement;
 - x. Date de scellement;
 - xi. Lieu de disposition;
 - xii. Date de disposition;
 - xiii. Personne en charge de la disposition.

4.2. Récupération et échantillonnage des eaux de développement et de purge

- L'eau utilisée au cours du développement des puits, et l'eau de purge récoltée lors des campagnes d'échantillonnage devront être entreposées dans un contenant de 45 gallons approuvé. Une étiquette d'identification tel qu'indiqué au formulaire ECH-010-01 devra être utilisée pour l'identification des contenants.
- Suivant le remplissage des contenants, le liquide de développement et de purge devra être échantillonné au moyen d'une écope à bille. Les échantillons prélevés devront être analysés afin de déterminer les concentrations des contaminants potentiellement présent au point de prélèvement. Le personnel impliqué dans l'échantillonnage doit être munis de gants et, lorsque requis, de masque.
- Le personnel sur place devra inscrire toutes les informations requises dans le cahier de terrain et le formulaire pour le cahier d'entreposage.
- Les contenants peuvent être laissés sur place en attendant l'obtention des premiers résultats.

4.3. Récupération des liquides de décontamination (hexane, acétone, eau distillée)

- Les liquides de récupération devront être récupérés dans des contenants de 5 gallons. Les contenants seront fermés hermétiquement puis entreposés temporairement dans une aire désignée à l'entreposage des liquides de décontamination.

4.4. Récupération et échantillonnage des résidus de forage

- Pendant les opérations de forage, le matériel remonté peut être disposé uniformément avec le sol entourant le forage si les conditions suivantes sont satisfaites : 1) Aucune contamination visuelle n'est observée, 2) Les vapeurs organiques sont inférieures à 5 ppm par rapport au bruit de fond, 3) Contamination par les métaux inférieure à moins de deux fois le bruit de fond. Lorsque le forage est réalisé dans une zone marécageuse, les résidus de forage doivent être placés dans

des contenants et transportées hors du secteur afin d'être déversées.

- Si les résidus de forage présentent une contamination visible par des produits énergétiques, ils doivent être immédiatement scellés, étiquetés convenablement et échantillonnés le même jour. Les échantillons de sol devront être entreposés dans un ou des contenants de 45 gallons approuvés.
- Les résidus de forage doivent être échantillonnés adéquatement afin de déterminer leur disposition. Il est recommandé d'utiliser une tarière manuelle afin de prélevé un échantillon composite représentatif du matériel entreposé dans le contenant. Une étiquette d'identification tel qu'indiqué au formulaire ECH-010-01 devra être utilisée pour l'identification des contenants.
- Les échantillons prélevés devront être analysés afin de déterminer les concentrations des contaminants potentiellement présent au point de prélèvement. Le personnel impliqué dans l'échantillonnage doit être munis de gants et, lorsque requis, de masque.
- Le personnel sur place devra inscrire toutes les informations requises dans le cahier de terrain et le formulaire pour le cahier d'entreposage.
- Les contenants peuvent être laissés sur place en attendant l'obtention des premiers résultats.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Les odeurs doivent être notées dans le cahier de terrain. Pour la santé et la sécurité des travailleurs, il est fortement recommandé d'éviter de humer les échantillons.

7. Références

ESTCP, 1996, Natural attenuation of explosives in groundwater, Technology demonstration plan.

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and specifications for preparing Quality Assurances Project Plans, QAMS-005/80.

Driscoll, F.G., Groundwater and wells, second edition, 1986, pp. 1089.

Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System, (IRIS database), <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/0269.htm>.

Formulaire ECH-010-01
ÉTIQUETTE D'IDENTIFICATION

NUMÉRO DU CONTENANT: _____

MÉDIUM ÉCHANTILLONNÉ: _____

POINT DE PRÉLÈVEMENT: _____

DATE DU PRÉLÈVEMENT: _____

PRÉLEVÉ PAR: _____

Formulaire ECH-010-02
SCEAU DE SCÉLLEMENT

SCÉLÉ PAR: _____

DATE DE SCÉLLEMENT: _____

**PROCÉDURE STANDARD ECH-011
EXIGENCES DE SANTÉ ET DE SÉCURITÉ
SPÉCIFIQUES AU SITE**

1. Objectif et application

Les exigences de santé et de sécurité spécifique au site concernent particulièrement les équipements de protection individuels (EPI), les procédures de décontamination, le monitoring environnemental et les pratiques de travail.

2. Matériels de décontamination requis

- a. 1 à 2 sac de plastiques, assez épais, servant à contenir les vêtements;
- b. 1 à 2 réceptacles, afin de recevoir le matériel jetable;
- c. Des sac de plastiques de grandeurs différentes, afin de contenir temporairement les équipements contaminés;
- d. serviettes ou papier pour essuyer les mains et la figure;

3. Équipement de protection individuel

Le niveau de EPI requis dans les différentes tâches accomplis sur le site devra être continuellement réévalué. Les exigences seront formulées selon les tâches spécifiques et selon le climat.

3.1. Niveau D

Le niveau D consiste en :

- Couvre-tout ou tyvek;
- Bottes à embouts d'acier;
- Lunettes de sécurité avec des protecteurs sur les côtés;
- Casque de protection;
- Des gants jetables résistant aux agents chimiques (gants en latex);
- D'autres équipements sont à ajouter si le climat l'exige.

3.2. Niveau D modifié

Le niveau D modifié consiste au niveau D avec quelques items de plus spécifiés plus bas.

- Combinaison imperméable ou l'équivalent (tyvek). La combinaison doit se porter par-dessus les gants et les bottes. Du ruban adhésif doit être utilisé afin de joindre les extrémités;
- Des gants jetables résistant aux agents chimiques (gants en latex);
- Bottes à embouts d'acier recouvertes d'une protection aux agents chimiques (imperméable, autant que possible);
- Un masque de protection avec cartouches procurant une protection contre les vapeurs organiques et possédant un filtre. Le masque doit être scellé dans un sac de plastique et apporté ainsi sur le site.

3.3. Niveau C

Le niveau C consiste en :

- Combinaison en coton ou vêtements de travail devant être remplacés quotidiennement;
- Combinaison imperméable portée par-dessus la combinaison en coton est optionnelle;
- Des gants intérieurs résistants aux agents chimiques (gants en latex);
- Gants caoutchouc imperméables et résistants.
- Bottes à embouts d'acier recouvertes d'une protection aux agents chimiques;
- Un masque de protection avec cartouches procurant une protection contre les vapeurs organiques et possédant un filtre. Le masque doit être scellé dans un sac de plastique et apporté ainsi sur le site;
- Autres vêtements dépendant du climat. Tous les autres vêtements doivent être portés en dessous des combinaisons, autant que possible;
- Pendant les travaux, les survêtements au niveau des manches et de jambes doivent être portés par-dessus les gants et les bottes. Du ruban adhésif sera utilisé afin de joindre les survêtements, les gants et les bottes;

3.4. Niveau B

Le niveau B consiste en :

- Survêtement de coton ou vêtements de travail devant être remplacés quotidiennement;
- Combinaison imperméable, toutes les extrémités jointes et scellées. Si Les combinaisons sont liées aux extrémités en utilisant des joints scellant, la transmission des vapeurs d'eau est évaluée comme étant inexistante;
- Des gants intérieurs résistants aux agents chimiques (gants en latex);
- Gants en caoutchouc, imperméables et résistants.
- Bottes à embouts d'acier recouvertes d'une protection aux agents chimiques;
- Appareil respiratoire, masque recouvrant le visage au complet;
- D'autres équipements seront peut être nécessaire dépendant des tâches.

3.5. Appareil respiratoire

Chaque individu est responsable du nettoyage, de l'inspection et de l'entretien de son appareil. Avant d'être utilisés sur le terrain, les appareils respiratoires seront inspectés, les cartouches seront installées, la pression à l'intérieur sera vérifiée puis les pièces seront assemblées et le tout emballé dans un sac de plastique. L'appareil devra demeurer dans le sac jusqu'à son utilisation sur le terrain. Si l'appareil n'est pas utilisé, et que le sac n'est pas endommagé, il peut demeurer sur le site à un endroit protégé. L'intérieur d'un véhicule de travail est un exemple d'endroit pouvant servir à mettre les appareils.

Après l'utilisation de l'appareil, les procédures suivantes doivent être suivies. Les cartouches de filtration seront enlevées et puis disposées. Le masque doit être nettoyé en utilisant des chiffons ou papier servant à nettoyer les vitres, puis scellé dans un sac de plastique. Lorsque ce sera possible, l'appareil respiratoire doit être lavé à l'eau chaude savonneuse, rincé à l'eau chaude, essuyé avec une serviette, puis scellé dans un sac de plastique.

4. Niveau de protection individuel requis selon la tâche

Les opérations de terrain doivent être constamment réévaluées afin d'apporter les ajustements appropriés aux équipements de protections individuels (EPI).

4.1. Opérations de forage, mise en place des puits d'observation, essais de perméabilité, échantillonnage des sols en profondeur.

Le niveau de EPI requis est le niveau D.

4.2. Creusage, pelletage à la main.

Le niveau de EPI requis est le niveau D. Les gants de protection sont aussi très important.

4.3. Échantillonnage du sol en surface.

Le niveau de EPI requis est le niveau D.

4.4. Transport des contenants de déchets dangereux.

Le niveau de EPI requis est le niveau D.

4.5. Échantillonnage de l'eau de surface et de l'eau souterraine.

Le niveau de EPI requis est le niveau D modifié.

4.6. Décontamination des instruments d'échantillonnages

Le niveau de EPI requis est le niveau D modifié.

4.7. Décontamination des équipements de forage

Le niveau de EPI requis est le niveau D.

5. Pratiques de travail sécuritaire

- Le personnel travaillant sur le site devra se conformer de façon rigoureuse aux directives de sécurité fournies par la direction de l'usine;
- Si du gaz (air, CO₂, etc) doit être entreposé sur place, il doit être entreposé dans des contenants sécuritaires et conforme aux politiques de Expro;
- La disposition des contenants dangereux ou du matériel contaminé devra se faire selon la procédure ECH-012.

6. Niveaux d'exposition maximum pour les contaminants majeurs

Agent chimique	OSHA PEL (mg/m ³)	NIOSH (mg/m ³)	Méthode de mesure	Niveaux d'exposition max.	Actions
Vapeurs organiques			Détecteur de vapeur organique		EPI niveau C
RDX	1.5	1.5	Lab, ou sur le terrain	NIOSH	EPI niveau D
HMX	1.5	1.5	Lab	NIOSH	EPI niveau D
TNT	1.5	0.5	Lab, ou sur le terrain	NIOSH	EPI niveau D
TNB	1.5	0.5	Lab	NIOSH	EPI niveau D
Tetryl	1.5	0.5	Lab	NIOSH	EPI niveau D
2,6-DNT	1.5	1.5	Lab	NIOSH	EPI niveau D
2,4-DNT	1.5	1.5	Lab	NIOSH	EPI niveau D
Poussières	5	2.5		2 mg/m ³	EPI niveau C
				10mg/m ³	EPI niveau B
Picric Acid	0.1	0.1	Lab	NIOSH	EPI niveau D
Chromic Acid	0.1	0.05		0.1 mg/m ³	EPI niveau C
				2.5 mg/m ³	EPI niveau B

Il est important d'avertir le responsable des opérations de terrains lorsque l'un des niveaux d'exposition maximale est dépassé pour n'importe lequel des agents chimiques mentionnés.

7. Matériels devant être présents sur les lieux d'opérations

Équipement	Localisation
Extincteur à incendie, type ABC	
-2 ¹ / ₂ livres	1 par véhicule
-10 lbs	1 par foreuse
Trousse de premiers soins	1 par véhicule
Téléphone cellulaire ou radios	1 par site
Douche oculaire	1 par équipe

8. Décontamination personnel (EPI et individu).

Le personnel effectuant les opérations de terrain dans les secteurs à risque peut être contaminé de différentes façons. Les travailleurs peuvent être aspergés de liquide, de produits chimiques, d'eau contaminés durant les opérations de forages, de développement et d'échantillonnage des puits, ils peuvent également être mis en contact avec un contaminant lors du transport des résidus contaminés, du sol et des eaux contaminées, par les poussières transportées par le vent, etc. Les équipements de protection aident à prévenir l'exposition d'un individu à un contaminant, sans pour autant le soustraire complètement. La décontamination des équipements de protection peut alors réduire de façon significative la transmission de la contamination entre les EPI et les individus qui les portent.

La décontamination consiste à enlever les vêtements contaminés et de se rincer la peau afin d'éliminer le contaminant. La décontamination dépend du type de contaminant, sa toxicité, et des opérations de terrain effectuées. Plus la toxicité du contaminant augmente, plus la décontamination des individus et des équipements devient importante.

La solution de décontamination devrait être en mesure d'enlever et d'éliminer la contamination présente sans endommager le matériel sur lequel la contamination s'est déposée. Généralement les solutions de décontaminations consistent en un mélange d'eau et de détergents, étant une solution plus sécuritaire qu'une solution de décontamination chimique. Une des solutions de décontamination recommandée pour les bottes et les gants, consiste en 1 à 1¹/₂ cuillère à table d'alconox par gallon d'eau chaude. Les surfaces de la peau devraient être lavées avec un savon et de l'eau. La solution de décontamination doit être remplacée périodiquement.

La décontamination devrait se faire en 6 étapes.

8.1. Lavage des bottes

Passer les bottes dans un contenant qui inclut la solution de lavage, afin d'éliminer la contamination visible. Agiter les bottes dans la solution jusqu'à ce que le plus gros soit enlevé. Rincer par la suite les bottes à l'eau dans un autre contenant.

8.2. lavage des gants extérieurs

Placez les gants dans la solution de décontamination et les laver. Utilisez une brosse si nécessaire.

8.3. Combinaison et autres gants

Enlever le ruban adhésif des jambes et des bras si nécessaire. Ensuite enlevez la combinaison et les gants, dans cet ordre. Faites attention à cette étape afin de ne pas transmettre la contamination de la combinaison aux vêtements en dessous. Placez la combinaison, les gants et le ruban adhésif dans le sac de plastique prévu à cet effet.

8.4. Enlèvement des bottes, gants internes et masque

Enlever les bottes et le masque, le mettre dans le réceptacle prévu à cette fin. Ensuite enlevez les gants de latex et les placez dans le contenant prévu.

8.5. lavage des mains et de la figure

Lavez, rincez et asséchez les mains et la figure. Si des contaminants hautement toxique ou corrosif sont présent sur le site, il est préférable que le personnel prenne une douche avant de quitter le site.

9. Toxicité et effet sur la santé du trinitrotoluène**9.1. Taux d'exposition limites**

taux d'exposition maximums	
paramètres	Taux d'exposition maximal ou effet
OSHA	0.5mg/m ³
NIOSH	0.5mg/m ³
Irritation	500mg/24h
Toxicité	LDLo = 795 mg/Kg
Cancérogène	suspecté

9.2. Effets sur la santé

9.2.1. Inhalation

- Exposition ponctuelle: Peut causer l'irritation du nez et de la gorge, éternuements, toux, vomissements, diarrhée. Les effets sur le système inclus: mal de tête, hypotension, léthargie, confusion, jaunisse, problèmes au système nerveux, anémie, problèmes aux reins, convulsion et mort.
- Exposition chronique: L'exposition prolongée ou répétée peut causer des nausées, l'anorexie, jaunisse, anémie, dommages aux reins, dommages au foie, convulsion et coma.

9.2.2. Contact avec la peau

- Exposition ponctuelle: Le contact peut causer de l'irritation, eczéma, sensibilité du derme. Plusieurs autres effets très nocifs peuvent apparaître lorsque le contaminant entre en contact avec une plaie qui saigne.
- Exposition chronique: Le contact prolongé ou répété peut causer des dommages à la peau, nausée, anorexie, jaunisse, anémie, convulsions et mort.

9.2.3. Contact avec les yeux

- Exposition ponctuelle: Peut causer des irritations, des douleurs, larmoiement, et une vision brouillée.
- Exposition chronique: Peut causer des cataractes, atrophie de l'œil, obstruction de la vision.

9.2.4. Ingestion

- Exposition ponctuelle: Peut causer des nausées, vomissements, mal de tête, hypotension, léthargie, confusion, jaunisse, néphrite, anémie, convulsions et mort.
- Exposition chronique: L'exposition prolongée ou répétée peut causer des nausées, anorexie, jaunisse, anémie,

dommages au foie, hypercholestérolémie, atrophie des testicules, convulsion, et coma

10. Maintenance

Non applicable

11. Sécurité

Les odeurs doivent être notées dans le cahier de terrain. Pour la santé et la sécurité des travailleurs, il est fortement recommandé d'éviter de humer les échantillons.

12. Références

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

ESTCP, 1996, Natural attenuation of explosives in groundwater, Technology demonstration plan.

Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System, (IRIS database), <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/0269.htm>.

PROCÉDURE STANDARD ECH-012 DISPOSITION DES RÉSIDUS (SOLS ET LIQUIDES)

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure d'opération standard est de définir les étapes essentielles afin de disposer du matériel utilisé dans les opérations de terrain. Ces opérations incluent les opérations de forage, la purge de l'eau souterraine, la décontamination des équipements et la disposition des équipements de protection personnel. Afin de faciliter l'application de la procédure, elle sera divisée en deux parties, une procédure afin de disposer des liquides et une autre procédure afin de disposer du matériel solide. La provenance de ces résidus est définie plus bas :

Les liquides à disposer sont :

- L'eau utilisée dans le développement de nouveau puits ou dans le redéveloppement des anciens puits, et dans les opérations de forage.
- L'eau de purge lors de l'échantillonnage des eaux souterraines.
- Les liquides de décontamination des équipements.

Les résidus solides à disposer sont :

- Les boues et les sols récoltées durant les forages et qui ne sont pas soumis à l'analyse.

Les résidus doivent être transportés vers les lieux désignés au moyen de contenant appropriés, soigneusement identifiés.

2. Matériels

- a. Contenants de métal (45 gallons)
- b. Étiquettes d'identification des déchets
- c. Sacs de plastiques résistants
- d. Marqueur permanent
- f. Cahier de terrain

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Général

- Les contenants identifiés comme résidus contaminés ne doivent contenir que des résidus contaminés.
- Le matériel peut être disposé sur le site même, s'il a été au préalable investigué et évalué apte à cette disposition. Le matériel ne doit pas être abandonné d'une façon environnementalement incorrecte et il ne doit pas être mêlé avec les déchets industriels ou domestiques.
- Le matériel doit être considéré contaminé si : 1) la contamination est visible, 2) si les appareils de terrains ont pu mesurer des niveaux de contamination non acceptables dans le matériel, 3) si le matériel a déjà été évalué comme contenant des niveaux de contaminant non acceptables.

4.2. Procédure pour la disposition du matériel liquide autre que liquides de décontamination

- La disposition des résidus liquides contaminés ou non (exclusion faite des liquides de décontamination de l'outillage), est sous la responsabilité d'Expro.
- Les résultats d'analyse de laboratoire doivent être obtenus moins de 30 jours suivant le remplissage des contenants et leur échantillonnage. Après avoir reçu les résultats, une décision sera prise quant à la disposition des contenants. La disposition des contenants doit se faire dans les 50 jours suivant la réception des résultats.
- Si les premières analyses démontrent que la concentration en contaminant est en deçà des normes ou critères de contamination, l'eau peut être graduellement déversée dans le système d'égouts pluvial, en aval et hors de la zone d'étude.

S'il n'y a pas de système de captage des eaux, alors déverser les eaux directement sur le sol, en aval et hors de la zone d'étude.

La nature du terrain où se fera le déversement doit permettre l'infiltration de l'eau. Lors du déversement du contenant, il est important de noter la position du déversement, la date et le type de terrain dans le cahier de terrain. Les contenants vides doivent être convenablement décontaminés, puis entreposés. Si les contenants présentent des signes de détérioration, ils doivent être lavés et livrés dans un site d'entreposage approprié.

- Si les premières analyses démontrent que le liquide ne rencontre pas les normes ou les critères de contamination et ne peut donc pas être déversé sur le sol ou dans le système de conduites municipales. Les liquides devront être brûlés au site de brûlage d'Expro.

4.3. Disposition des liquides de décontamination

- La disposition des liquides provenant de la décontamination de l'équipement sera prise en charge par l'IRB. Les liquides de décontamination devront être clairement identifiés, puis acheminés au laboratoire de l'IRB pour disposition.

4.4. Disposition des résidus de forage

- La disposition des résidus de forages (sol) contaminés est sous la responsabilité d'Expro.
- Les analyses de laboratoires doivent prendre un maximum de trente jours. Une copie doit être donnée au responsable de terrain afin qu'il fixe la méthode de disposition des résidus. La disposition des résidus de forage doit se faire autant que possible à l'intérieur d'une période de 50 jours après la décision de leur disposition.
- Si les analyses démontrent que la concentration en contaminant est en deçà des normes ou critères indicatifs, les sols peuvent être déversés près du point de prélèvement. Le personnel de terrain doit indiquer dans le cahier de terrain où ont été déversés les résidus de forage contaminés, la date de leur déversement et leur degré de contamination (résultats des analyses).
- Les contenants vides doivent être convenablement décontaminés, puis entreposés. Si les contenants présentent des signes de détérioration, ils doivent être lavés et livrés dans un site d'entreposage approprié.

- Les résidus de forages contaminés (supérieur aux critères indicatifs), seront pris en charge par Expro. Les sols contaminés devront être brûlés au site de brûlage d'Expro sous la supervision du responsable de l'environnement d'Expro.

4.5. Disposition des équipements de protection individuel

- Les combinaisons de travail seront prises en charge par Expro. Les gants doivent être jetés dans des sacs de plastiques appropriés pris en charge par Expro. Les bottes de travail doivent être nettoyées sur place à l'endroit convenu (voir procédure ECH-011), les casques et autres vêtements appartenant aux travailleurs doivent être enlever avant de quitter le site de l'usine et nettoyer convenablement par la suite.
- Les masques, lunettes et autres équipements de protection utilisés doivent être décontaminés selon la procédure ECH-011.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Les odeurs doivent être notées dans le cahier de terrain. Pour la santé et la sécurité des travailleurs, il est fortement recommandé d'éviter de humer les échantillons.

7. Références

ESTCP, 1996, Natural attenuation of explosives in groundwater, Technology demonstration plan.

Driscoll, F.G., Groundwater and wells, second edition, 1986, pp. 1089.

Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System, (IRIS database), <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/0269.htm>.

**PROCÉDURE STANDARD ECH-013
DÉCONTAMINATION DE L'ÉQUIPEMENT UTILISÉ POUR
L'ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS**

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour le décontamination des équipements d'échantillonnage des sols (pelles, tarière manuelle, échantillonneur) afin d'éliminer les contaminants organiques et inorganiques.

2. Matériels

- a. Eau distillée;
- c. Chaudière;
- e. Acétone¹ ;
- g. Détergent de laboratoire sans phosphate;
- b. Pellicule de plastique;
- h. Feuilles d'aluminium;
- i. Brosse;
- j. Flacon laveur;
- k. Sacs de poubelle;
- l. Crayon à encre indélébile.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Les équipements d'échantillonnage des sols doivent être nettoyés entre chaque points d'échantillonnage.

Les détergents et les solvants utilisés doivent enlever toutes traces de contaminant sans laisser de trace de nouveaux produits d'intérêt. Les produits utilisés lors du nettoyage ne doivent pas laisser de réactifs potentiellement inhibiteurs en contact avec les échantillons soumis aux analyses microbiologiques.

- a. Endosser les gants de protection avant le début de la procédure de nettoyage;

¹ Les solvants organiques utilisés pour le lavage doivent être approuvés par l'American Chemical Society (ACS).

- b. Rincer et brosser le matériel utilisé à l'eau chaude savonneuse pour enlever les résidus majeurs. Utiliser un détergent sans phosphate;
- c. Rincer à l'eau du robinet pour enlever toute trace de détergent;
- d. Rincer trois fois, successivement, à l'eau distillée et à l'acétone;
- e. Rincer généreusement à l'eau distillée de façon à enlever toute trace d'acétone;
- f. Égouter le surplus et laisser sécher;
- g. Envelopper l'équipement dans du papier d'aluminium ou une pellicule de plastique non contaminée.
- h. Entreposer l'équipement dans un endroit non contaminé et sans risque de contamination;
- i. Les résidus de lavage doivent être récupérés, entreposés, transportés et éliminés selon la procédure ECH-012.

5. Maintenance

Les contenants utilisés pour le transport et l'entreposage de l'eau distillée doivent être de préférence en verre pour éviter toute absorption et désorption des contaminants. L'utilisation d'un contenant en HDPE est autorisé seulement lorsque le contenant neuf est dédié au transport et à l'entreposage de l'eau distillée.

6. Sécurité

- Suite à la décontamination de l'équipement, s'assurer qu'il ne soit plus en contact avec aucune source de contamination potentielle;
- Disposer des résidus de lavage selon les normes en vigueur;
- Éviter tout contact cutané avec les solvants organiques;
- Éviter d'inhaler les solvants organiques.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 3: Échantillonnage des eaux souterraines.

DREV, Bureau - Recherche et Développement Ministère de la Défense Nationale, 1998, Protocol for the Characterization of Explosives-Contaminated Sites, DREV-R-9721.

PROCÉDURE STANDARD ECH-014
ÉCHANTILLONNAGE MICROBIOLOGIQUE DES SOLS À L'AIDE D'UNE
TARIÈRE ÉVIDÉE, D'UNE CUILLÈRE FENDUE ET D'UN MANCHON

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour l'échantillonnage des sols pour analyses microbiologiques, génétiques et écotoxicologiques. Les prélèvements doivent être effectués de façon à minimiser la contamination bactérienne provenant d'autres sources (air, eau, etc.).

2. Matériels

- a. Manchons stérilisés;
- b. Cuillère fendue;
- c. Cahier de terrain;
- d. Rapport de forage de chantier;

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Cette méthode est la plus fréquemment utilisée pour le prélèvement d'échantillons de sol pour les analyses microbiologiques. Elle permet de réaliser des échantillonnages en continu et peut atteindre jusqu'à une profondeur de 45 m dans les dépôts meubles. La profondeur d'échantillonnage est limitée par la présence de blocs ou par la profondeur de l'aquifère.

Cette méthode est la plus recommandée pour le prélèvement d'échantillons de sol pour des analyses de microbiologie car elle n'utilise pas de fluides de forage pouvant altérer l'échantillon. De plus, elle fournit des échantillons de bonne qualité qui sont représentatifs de la profondeur échantillonnée.

Voici les différentes étapes à suivre lors de l'échantillonnage de sol pour analyse microbiologique au moyen d'une foreuse à tarière évidée:

- a. Décontaminer les tarières de la foreuse des contaminants chimiques selon la procédure ECH-017;

- b. Atteindre la profondeur désirée au moyen de la foreuse à tarières évidées;
- c. Décontaminer la cuillère fendue des contaminants chimiques selon la procédure standard ECH-013;
- d. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédiés au prélèvement d'un seul échantillon;
- e. Insérer un manchon stérilisé à l'intérieur de la cuillère fendue;

Note: Les manchons seront fournis par l'IRB. Ils seront stérilisés au laboratoire de l'IRB et expédiés au site avant le début des forages. Les manchons devront être entreposés dans un endroit non contaminé et sans risque de contamination. L'utilisation d'un manchon limite le contact de l'échantillon avec l'air ambiant et fournit un échantillon non remanié. Par contre, l'utilisation d'un manchon ne permet pas la description stratigraphique des sols prélevés.

- f. Prélever l'échantillon de sol à la profondeur requise au moyen de la cuillère fendue. La cuillère fendue est installée à l'extrémité de la tarière et l'échantillon est prélevé par battage;
- g. Suite à l'échantillonnage, le manchon doit être fermé hermétiquement à chaque extrémité au moyen de bouchons fournis par l'IRB;
- h. Suite au prélèvement de l'échantillon, inscrire les informations concernant l'échantillon de sol dans le cahier de terrain et compléter le rapport de forage de chantier;
- i. Identifier les échantillons selon la procédure ECH-004;
- j. Compléter les étiquettes tel que décrit dans la procédure ECH-001;
- k. Conserver les échantillons à 4°C dans une glacière depuis l'échantillonnage jusqu'à leur arrivée au laboratoire;
- l. Compléter le formulaire de chaîne de responsabilité tel que décrit dans la procédure ECH-002;
- m. Nettoyer les cuillères fendues et les instruments utilisés lors du prélèvement pour enlever les contaminants organiques selon la procédure standard ECH-0013;
- n. Lorsqu'un autre échantillon doit être prélevé dans le même forage, les étapes B à M doivent être répétées;
- o. À la fin de la journée, emballer et expédier les échantillons de sol tel que décrit à la procédure ECH-009. Les échantillons de sol pour les analyses microbiologiques doivent être arrivés au laboratoire d'analyse 24 heures suivant la prise de l'échantillon.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Le personnel impliqué dans la caractérisation devra connaître le plan de santé et sécurité du site.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

MEF, Direction des laboratoires, 1995, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 5: Échantillonnage des sols.



PROCÉDURE STANDARD ECH-015 ÉCHANTILLONNAGE DE SOL DE SURFACE

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour l'échantillonnage ponctuel et composé des sols de surface. Les responsables du projet doivent décider de l'approche et du type d'échantillonnage qui seront utilisés lors de la caractérisation des sols de surface. La planification d'une campagne d'échantillonnage représentatif du site est primordial car elle fournit une indication sur l'étendue de la contamination.

2. Matériels

- a. Matériel de décontamination (Voir procédure ECH-013);
- b. Truelle;
- c. Contenants pour l'échantillonnage;
- d. Manchons;
- e. échantillonneur manuel;
- f. Tarière manuelle;
- g. Cahier de terrain;
- h. Sacs en polyéthylène.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Approches

Trois approches d'échantillonnage peuvent être sélectionnées. Ces approches sont l'échantillonnage ciblé, systématique et aléatoire. Le choix de l'une ou l'autre des trois approches décrites ci-dessous doit se faire au moment de la planification de la campagne.

4.1.1. Approche ciblé

L'échantillonnage ciblé consiste à prélever des échantillons à des endroits où une contamination est indiquée par un indice de pollution apparente, par un historique du site, par des investigation, par des plaintes, etc.

4.1.2. Approche systémique

Un échantillonnage systématique divise le site en quadrillage. Un échantillon est par la suite prélevé dans chaque carré du quadrillage. La dimension des carrés varie en fonction du niveau de représentativité fixé lors de l'élaboration de la campagne.

4.1.3. Approche aléatoire

Un échantillonnage aléatoire consiste à prélever des échantillons à des endroit choisis au hasard sur le terrain. Le nombre d'échantillon est fonction de la représentativité et des budgets associés aux travaux de caractérisation.

4.2. Type d'échantillonnage

Suivant la sélection de l'approche d'échantillonnage, il est essentiel de déterminer le type d'échantillons à prélever. Les échantillons prélevés peuvent être soit ponctuel, soit composé. Un échantillon ponctuel est représentatif d'un emplacement spécifique tandis qu'un échantillon composite consiste à prélevé dans un même contenant plusieurs échantillons provenant d'endroits ou de profondeurs différents.

4.2.1. Échantillon ponctuel

Un échantillonnage ponctuel des sols permet une évaluation préliminaire de la présence ou de l'absence des contaminants. Les échantillons ponctuels ne tiennent pas compte de la distribution hétérogène des contaminants. Par conséquent, les résultats obtenus ont une valeur statistique faible.

Le prélèvement des échantillons au moyen de la tarière manuelle et la pelle n'est pas conseillé pour les analyses microbiologiques. Il est préférable d'utiliser un échantillonneur manuel muni d'un manchon afin de

minimiser la contamination entrecroisée et la contamination des échantillons par des agents extérieurs.

- a. Décontaminer l'instrument d'échantillonnage ainsi que les manchons, si requis, selon la procédure standard ECH-013;
- b. Préparer les contenants. Le type de contenant utilisé doit être conforme à la procédure ECH-006. Les contenants doivent être facilement accessible suite à l'échantillonnage;

Note: Les contenants neufs fournis par les laboratoires n'ont pas à être lavés ou rincés. Cependant, les contenants usagés doivent être lavés selon la procédure ECH-005;

- c. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédiés au prélèvement d'un seul échantillon;
- d. Si requis, insérer un manchon propre à l'intérieur de l'échantillonneur manuel;

Note: Les manchons seront fournis par l'IRB. L'échantillonnage de sol pour les analyses microbiologiques nécessite l'utilisation de manchons stérilisés au préalable au laboratoire de l'IRB. L'utilisation d'un manchon limite le contact de l'échantillon avec l'air ambiant et fournit un échantillon non remanié. Par contre, l'utilisation d'un manchon ne permet pas la description stratigraphique des sols prélevés. Les manchons devront être entreposés dans un endroit non contaminé et sans risque de contamination.

- e. Prélever l'échantillon de sol jusqu'à la profondeur requise;
- f. Transférer les échantillons de sol dans des contenants.

analyses microbiologiques: le manchon doit être fermé hermétiquement dès son prélèvement à chaque extrémité au moyen de bouchons fournis par l'IRB.

analyses physico-chimiques: les échantillons peuvent être soit conservés dans les manchons, soit transférés dans des contenants stériles.

- g. Identifier les échantillons selon la procédure ECH-004;
- h. Compléter les étiquettes tel que décrit dans la procédure ECH-001;
- i. Conserver les échantillons à 4°C dans une glacière et respecter les délais entre l'échantillonnage et l'analyse tel que décrit dans la procédure ECH-007;
- j. inscrire les informations concernant l'échantillon de sol (ex.: localisation, profondeur, nom, etc) dans le cahier de terrain;
- k. Compléter le formulaire de chaîne de responsabilité tel que décrit dans la procédure ECH-002;
- l. Décontaminer l'instrument d'échantillonnage et le manchon, si requis, selon la procédure standard ECH-013;
- m. À la fin de la journée, emballer et expédier les échantillons de sol tel que décrit à la procédure ECH-009.

4.2.2. Échantillon composé

Le prélèvement d'échantillons composites permet de tenir compte de la distribution hétérogène des composés énergétiques dans les sols de surface.

Les échantillons de sol récupérés par cette technique ne peuvent pas être analysés pour les paramètres microbiologiques étant donné le risque élevé de contamination des échantillons par des agents extérieurs lors des opérations d'homogénéisation.

L'approche utilisée dans le cadre de ce projet est basée sur les recommandations émises par le CRDV dans le document intitulé "Protocol for the characterization of explosives-contaminated sites" publié en 1998.

- a. Décontaminer la truelle selon la procédure standard ECH-013;

- b. Préparer les contenants ainsi que les sacs en polyéthylène. Ils doivent être facilement accessible suite à l'échantillonnage des sols. Le type de contenant utilisé doit être conforme à la procédure ECH-006;

Note: Les contenants neufs fournis par les laboratoires n'ont pas à être lavés ou rincés. Cependant, les contenants usagés doivent être lavés selon la procédure ECH-005;

- c. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédiés au prélèvement d'un seul échantillon;

- d. Prélever les sols au moyen d'une truelle;

- i) Un gabarit en plastique de forme circulaire ayant un rayon de 61 cm est installé au sol à l'emplacement prévu pour l'échantillonnage;

- ii) Les sols sont prélevés autour du cercle jusqu'à une profondeur désirée;

- iii) Au cours du prélèvement, les sols sont entreposés dans un sac de polyéthylène à l'abri de la lumière;

- iv) Suivant le prélèvement, les sols sont homogénéisés dans le sac en polyéthylène à l'aide de la truelle;

- v) Les échantillons de sol composé, formés à partir du sac de polyéthylène, sont transférés dans un ou des contenant(s) en verre.

- e. Identifier des échantillons selon la procédure ECH-004;

- f. Compléter les étiquettes tel que décrit dans la procédure ECH-001;

- g. Conserver les échantillons à 4°C dans une glacière et respecter les délais entre l'échantillonnage et l'analyse tel que décrit dans la procédure ECH-007;

- h. inscrire les informations concernant l'échantillon de sol (ex.: localisation, profondeur, nom, etc) dans le cahier de terrain;

- i. Compléter le formulaire de chaîne de responsabilité tel que décrit dans la procédure ECH-002;

- j. Décontaminer la truelle selon la procédure standard ECH-013;

- k. À la fin de la journée, emballer et expédier les échantillons de sol tel que décrit à la procédure ECH-009.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Le personnel impliqué dans la caractérisation devra être connaître le plan de santé et sécurité du site.

7. Références

- U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80
- MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.
- MEF, Direction des laboratoires, 1995, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 5: Échantillonnage des sols.
- DREV, Bureau - Recherche et Développement Ministère de la Défense Nationale, 1998, Protocol for the Characterization of Explosives-Contaminated Sites, DREV-R-9721.

**PROCÉDURE STANDARD ECH-016
ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS EN PROFONDEUR
POUR ANALYSES CHIMIQUES**

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure d'opération standard est d'établir un protocole pour l'échantillonnage du sol en profondeur. L'échantillon de sol renseigne sur la stratigraphie, l'étendue et la profondeur de la contamination. Sa représentativité est primordiale dans une étude de caractérisation ou de restauration

2. Matériels

- a. Cuillère en acier inoxydable, truelle, couteau, spatule (si requis);
- b. Échantillonneur à cuillère fendue (2") ou (4");
- c. Appareillage de forage;
- d. Chaudière;
- e. Contenants en verre ambré avec couvercles en polypropylène ou contenant en verre recouverts de papier aluminium;
- f. Cahier de terrain;
- g. Formulaire ECH-016-01: Rapport de forage de chantier;
- h. Formulaire ECH-016-02: Rapport de tranchée de reconnaissance;
- i. Formulaire ECH-016-03: Rapport journalier de sondages.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Échantillonnage de sol à l'aide d'une foreuse à tarière creuse et d'une cuillère fendue

Cette méthode est la plus fréquemment utilisée pour le prélèvement d'échantillons de sol. Elle permet de réaliser des échantillonnages en continu et peut atteindre jusqu'à une profondeur de 45 m dans les dépôts meubles. La profondeur d'échantillonnage est limitée par la présence de blocs ou par la profondeur de l'aquifère.

Cette méthode est la plus recommandée pour le prélèvement d'échantillons de sol, car elle n'utilise pas de fluides de forage pouvant altérer l'échantillon. De plus, elle fournit des échantillons de bonne qualité qui sont représentatifs de la profondeur échantillonnée.

Voici les différentes étapes à suivre lors de l'échantillonnage de sol au moyen d'une foreuse à tarière évidée:

- a. Décontaminer les tarières de la foreuse des contaminants selon la procédure ECH-017;
- b. Atteindre la profondeur désirée au moyen de la foreuse à tarières évidées;
- c. Décontaminer la cuillère fendue des contaminants chimiques selon la procédure standard ECH-013;
- d. Préparer les contenants requis selon le type d'analyse exigé (voir procédure ECH-006). Les contenants doivent être facilement accessible suivant l'échantillonnage;
- e. S'assurer que les contenants sont neufs ou qu'ils ont été lavés selon la procédure ECH-005;
- f. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédiés au prélèvement d'un seul échantillon;
- g. Prélever l'échantillon de sol à la profondeur requise au moyen de la cuillère fendue. La cuillère fendue est installée à l'extrémité de la tarière et l'échantillon est prélevé par battage;
- h. Suite au prélèvement de l'échantillon, décrire l'échantillon de sol dans le cahier de terrain tel que décrit dans la procédure ECH-003 et compléter le rapport de forage de chantier. Un exemple de rapport de forage de chantier est présenté au formulaire ECH-016-1;
- i. déposer l'échantillon dans le ou les contenants nécessaires aux analyses au moyen d'une truelle;
- j. Disposez des restes d'échantillon dans le contenant dédié à la disposition des résidus de forage selon la procédure ECH-012;
- k. Compléter les étiquettes tel que décrit dans la procédure ECH-001;

- l. Conserver les échantillons à 4°C dans une glacière et respecter les délais entre l'échantillonnage et l'analyse tel que décrit dans la procédure ECH-007;
- m. Compléter le formulaire de chaîne de responsabilité tel que décrit dans la procédure ECH-002;
- n. Décontaminer les tarières, les cuillères fendues et les équipements d'échantillonnage selon la procédure ECH-013;
- o. Lorsqu'un autre échantillon doit être prélevé dans le même forage, les étapes A à M doivent être répétées;
- p. À la fin de la journée, emballer et expédier les échantillons de sol tel que décrit à la procédure ECH-009 et compléter le rapport journalier de sondages (formulaire ECH-016-03).

4.2. Échantillonnage de sol dans une tranchée de reconnaissance

La tranchée d'excavation permet de prélever des échantillons de sol jusqu'à une profondeur pouvant atteindre jusqu'à 5 mètre. L'excavation peut être réalisée au moyen d'une rétrocaveuse ou d'une pelle hydraulique, selon la profondeur désirée.

Les étapes suivantes décrivent la procédure standard à suivre pour l'échantillonnage de sol à partir d'une tranchée de reconnaissance:

- a. Décontaminer le gobet de la rétrocaveuse ou de la pelle hydraulique et des équipement d'échantillonnage selon la procédure ECH-013;
- b. Excaver les sols jusqu'à 30 cm sous le niveau à échantillonner. Lors de l'excavation, les sols devront être ségrévés selon leur évidence de contamination et le type de matériel géologique;
- c. Préparer les contenants requis selon le type d'analyse exigé (voir procédure ECH-006). Les contenants doivent être facilement accessible suivant l'échantillonnage;
- d. S'assurer que les contenants sont neufs ou qu'ils ont été lavés selon la procédure ECH-005;
- e. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédiés au prélèvement d'un seul échantillon;

- f. Échantillonnage des sols: En Règle générale, un minimum de un (1) échantillon est prélevé pour chaque couche stratigraphique rencontrée. Un échantillon composé doit être prélevé pour chaque intervalle de 50 cm lorsqu'une unité à une puissance de plus de 50 cm.

Le préleveur peut échantillonner directement sur la paroi lorsque la profondeur et les pentes d'excavation lui permettent de descendre sans danger dans l'excavation. Avant d'échantillonner, le préleveur doit enlever la couche de sol (environ 2cm) qui a été en contact avec l'équipement d'excavation. L'échantillonnage est effectué au moyen d'une truelle propre. Le préleveur doit éviter tout contact cutané avec les sols.

Lorsqu'il n'est pas possible de descendre dans la tranchée, l'échantillon est prélevé par le gobet de la rétrocaveuse. Dans ces conditions, le préleveur devra s'assurer que l'échantillon est représentatif de la zone caractérisé. Le sol prélevé ne devra pas avoir été mis en contact avec le gobet de la rétrocaveuse;

- g. Suite au prélèvement de l'échantillon, décrire l'échantillon de sol dans le cahier de terrain tel que décrit dans la procédure ECH-003 et compléter le rapport de tranchée de reconnaissance. Un exemple de rapport de reconnaissance est présenté au formulaire ECH-016-2;
- h. Déposer l'échantillon dans le ou les contenants nécessaires aux analyses au moyen d'une truelle;
- i. Disposez des restes d'échantillon dans le contenant dédié à la disposition des résidus de forage selon la procédure ECH-012;
- j. Compléter les étiquettes tel que décrit dans la procédure ECH-001;
- k. Conserver les échantillons à 4°C dans une glacière et respecter les délais entre l'échantillonnage et l'analyse tel que décrit dans la procédure ECH-007;
- l. Compléter le formulaire de chaîne de responsabilité tel que décrit dans la procédure ECH-002;
- m. Décontaminer les instruments d'échantillonnage selon la procédure ECH-013;
- n. À la fin de la tranchée, l'excavation doit être comblée avec le matériel excavé. Le remplissage devra débuter avec le

matériel excavé en dernier jusqu'à celui excavé au début des travaux;

- o. À la fin de la journée, emballer et expédier les échantillons de sol tel que décrit à la procédure ECH-009 et compléter le rapport journalier de sondages (formulaire ECH-016-03).

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

- Le personnel impliqué dans la caractérisation devra connaître le plan de santé et sécurité du site.
- Les échantillons de sol ne devront pas inclure de la matière organique, des racines, des roches ou cailloux, à moins que ces derniers fassent parties de la matrice générale du sol.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

MEF, Direction des laboratoires, 1995, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 5: Échantillonnage des sols.

ASTM Method D1586-84, Penetration Test and split barrel sampling soil.

ASTM Method D1587-83, Thin walled sampling soil.

Department of the army, Office of the chief of engineers, Engineers manual 1110-2-1907 Soil sampling, 31 March 1972.

Defence research establishment, Protocol for the characterization of explosives-contaminated sites, DREV-R-9721, April, 1998.

ESTCP, 1996, Natural attenuation of explosives in groundwater, Technology demonstration plan.

**FORMULAIRE ECH-016-01
RAPPORT DE FORAGE DE CHANTIER**

	FORAGE No: _____ ÉLEVATION: _____	<input type="checkbox"/> Puits <input type="checkbox"/> Piézomètre <input type="checkbox"/> Sondage
--	--	---

CLIENT: _____ PROJET/SITE: _____ PROJET No: _____	DATE DÉBUT: _____ DATE FIN: _____ INSPECTEUR: _____
--	--

DIAMÈTRE DU TROU: MORT-TERRAIN: _____ ROCHER: _____ PROFONDEUR DU TROU: _____ NIVEAU D'EAU: _____ DATE: _____ HEURE: _____	<input checked="checked" type="checkbox"/> CF Cuillère fendue <input type="checkbox"/> TM Tube à paroi mince <input type="checkbox"/> CR Carottier diamanté	FOREUR: _____ FOREUSE: _____ _____
---	---	--

STRATIGRAPHIE	PROFONDEUR (m)	ÉCHANTILLONS						ESSAIS	DESCRIPTION DES ÉCHANTILLONS
		ÉTAT	TYPE ET NUMÉRO	RÉCUPÉRATION	COUPS 6" / 16 cm ou RQD	INDICE DE PÉNÉTRATION			

REMARQUES: _____

VÉRIFIER PAR: _____ **DATE:** _____

RAPPORT JOURNALIER DE SONDAGES

CLIENT: _____
 PROJET/SITE: _____
 INSPECTEUR: _____

PROJET No: _____
 DATE: _____
 COMPAGNIE DE SONDAGE: _____

ÉQUIPEMENT DE SONDAGE:

FOREUSE: _____
 RÉTROCAVEUSE: _____
 PELLE HYDRAULIQUE: _____
 MANUEL: _____
 AUTRES: _____

ÉQUIPEMENT DE MESURE: _____

DÉPLACEMENT D'UN PROJET À UN AUTRE:

LIEU DE DÉPART: _____
 LIEU D'ARRIVÉE: _____
 DISTANCE: _____
 MÉTÉO: _____

HEURE D'ARRIVÉE SUR LE CHANTIER: _____
 HEURE DE DÉPART DU CHANTIER: _____
 HEURE TOTAL SUR LE CHANTIER: _____
 TEMPS D'INSTALLATION: _____
 TEMPS DE SONDAGE: _____
 TEMPS D'INSTRUMENTATION: _____
 TEMPS D'ESSAI: _____
 TEMPS POUR ARPENTAGE: _____
 TEMPS D'ATTENTE: _____
 TEMPS POUR BRIS D'OUTILLAGE: _____
 TEMPS POUR REPAS: _____
 AUTRE: _____
 TEMPS TOTAL: _____

SOMMAIRE DES FORAGES:

	FORAGE No: _____	FORAGE No: _____	FORAGE No: _____
PROF. DÉBUT:	_____	_____	_____
PROF. FIN:	_____	_____	_____
CALIBRE:	_____	_____	_____
TUBE MINCE:	_____	_____	_____
CAROTTAGE:	_____	_____	_____
TO, PZ, PO:	_____	_____	_____
PERMÉABILITÉ:	_____	_____	_____
NIVEAU D'EAU:	_____	_____	_____

SOMMAIRE DES TRANCHÉES:

NOMBRE DE TRANCHÉES: _____
 IDENTIFICATION:
 TR-_____ À TR- _____
 NOMBRE TOTAL D'ÉCHANTILLONS:
 SOLS: _____
 EAUX: _____

REMARQUES (SITE, BRIS, ATTENTE, ETC...): _____

VÉRIFIER PAR: _____

DATE: _____

**PROCÉDURE STANDARD ECH-017
NETTOYAGE DES ÉQUIPEMENTS DE FORAGES POUR L'ÉLIMINATION
DES CONTAMINANTS ORGANIQUES ET INORGANIQUES**

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour le nettoyage des équipements de forage (tarières) et du camion de forage afin d'éliminer les contaminants chimiques organiques et inorganiques.

2. Matériels

- a. Contenant;
- b. Eau;
- c. Détersif de laboratoire sans phosphate;
- d. Brosse;

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Les équipements de forage (tarières, tiges, tubages, etc) doivent être nettoyés au début et à la fin de la campagne d'échantillonnage et entre chaque points d'échantillonnage.

- a. Endosser les gants de protection avant le début de la procédure de nettoyage;
- b. Rincer à l'eau sous pression pour enlever les résidus majeurs.
N.B.: l'eau utilisée proviendra du système d'aqueduc présent sur le site;
- c. Brosser les équipements avec de l'eau chaude et un détergent sans phosphate;
- d. Rincer à l'eau sous pression pour enlever toute trace de détergent;
- e. Égoutter le surplus et laissez sécher;
- f. Entreposer l'équipement dans un endroit non contaminé et sans risque de contamination;

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Suite à la décontamination de l'équipement, s'assurer qu'il ne soit plus en contact avec aucune source de contamination potentielle;

7. Références

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 3: Échantillonnage des eaux souterraines.

PROCÉDURE STANDARD ECH-018 FILTRATION DES ÉCHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour la filtration des échantillons prélevés en fonction de l'analyse exigée.

2. Matériels

- a. Filtre de 0.45 um;
- b. Équipement de filtration;
- c. Équipement de nettoyage (voir procédure ECH-013).

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Échantillon prélevé pour analyses chimiques

Il ne faut pas filtrer les échantillons soumis aux analyses des composés organiques volatils et non volatils, des anions et des métaux totaux (dissous et en suspension).

Les échantillons d'eau analysés pour les métaux dissous doivent être filtré sur le lieu de l'échantillonnage. Cette procédure doit se faire immédiatement après le prélèvement afin d'éviter la précipitation et l'adsorption des métaux. L'addition des agents de préservation se fait après la filtration.

La filtration doit se faire avec un filtre de 0.45 um. Ceci permet de retenir toutes les particules silteuses, la plupart des particules argileuses, ainsi que la plupart des bactéries et une portion des hydroxydes de fer et de manganèse. La manipulation des filtres doit s'effectuer à l'aide de pinces en acier inoxydable ou en téflon afin de ne pas les contaminer. Les équipements de filtration doivent être nettoyés adéquatement après chaque échantillon prélevé selon le protocole ECH-013 (décontamination des équipements d'échantillonnage des sols et de l'eau souterraine)

Note: Un filtre ne peut être utilisé que pour la filtration d'un seul échantillon d'eau.

les échantillons ne doivent pas être filtrés lorsqu'il s'agit de déterminer la qualité de l'eau souterraine dans le but de la rejeter à l'égout.

4.2. Échantillon prélevé pour analyses microbiologiques

Il ne faut pas filtrer les échantillons soumis aux analyses microbiologiques. Les filtres utilisés pourraient retenir les bactéries et ainsi fournir des résultats non représentatifs du secteur à l'étude.

4.3. Échantillon prélevé pour analyses écotoxicologiques

Il ne faut pas filtrer les échantillons soumis aux analyses microbiologiques. Les filtres utilisés pourraient retenir et/ou favoriser la volatilisation de certains contaminants. Les résultats ainsi obtenus seraient non représentatifs du secteur à l'étude.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Non applicable

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 3: Échantillonnages des eaux souterraines.

PROCÉDURE STANDARD ECH-019 ÉCHANTILLONNAGE DE L'EAU SOUTERRAINE

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure est d'élaborer un protocole pour l'échantillonnage de l'eau souterraine présente dans un puits d'observation. L'échantillon doit être représentatif de l'aquifère près du puits d'observation.

2. Matériels

- a. Sonde multi-paramètres YSI 600 avec lecteur YSI 610-D ou lecteurs individuels de température, conductivité électrique et oxygène dissous;
- b. Pompe "Waterra" et tubage en HDPE (échantillonnage et purge);
- c. Filtre 0.45 um;
- d. Contenants pour l'échantillonnage;
- e. Étiquettes;
- f. Cahier de terrain;
- g. Formulaire ECH-019-01: Purge d'un puits.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Étapes générales

- Arrivée sur le site;
- Calibration et installation de l'équipement;
- Mettre des gants;
- Relevé des niveaux d'eau dans tout les puits;
- Début de la purge;
- Échantillonnage de l'eau souterraine;
- Filtration (si requis);
- Décontamination et disposition des déchets (voir protocole ECH-012).

4.2. Règles générales pour l'échantillonnage de l'eau souterraine

- L'échantillonnage de l'eau souterraine devra être réalisée à partir du puits le moins contaminé vers le puits le plus contaminé;
- Suite à l'arrivée sur le site, planifier les étapes de purge, d'échantillonnage et de filtration;
- Installer un polyéthylène autour de chaque puits. Cette procédure permet de travailler sur une surface propre lors de la purge et de l'échantillonnage;
- Échantillonnage de l'eau pour les composés organique doit s'effectuer du plus volatile vers le moins volatile;
- Le versement de l'eau dans un contenant pour l'analyse des volatiles doit être effectué à un débit inférieur à 100 ml/min. L'eau doit s'écouler le long de la paroi intérieur du contenant. Les autres échantillons peuvent être prélevés à un débit variant entre 100 ml/min et 1 l/min.
- Tout les échantillons doivent être acheminée au laboratoire d'analyse le plus tôt possible.
- Calculer le volume d'eau contenu dans le puits d'observation et dans le sable filtrant à partir des formules suivantes:

- Lorsque le niveau de l'eau est inférieur au sommet du sable filtrant.

$$1 \text{ Volume d'eau} = (\pi R_w^2 h_w) + (0.30 \times \pi (R_s^2 - R_w^2) h_w) \times (1000)$$

- Lorsque le niveau de l'eau est supérieur au sommet du sable filtrant.

$$1 \text{ Volume d'eau} = (\pi R_w^2 h_w) + (0.30 \times \pi (R_s^2 - R_w^2) h_s) \times (1000)$$

où:

R_s = Rayon du sable filtrant (m);

R_w = Rayon du puits (m);

h_s = hauteur du sable filtrant (m);

h_w = hauteur de l'eau (m);

Porosité: 30 %

4.3. Purge et échantillonnage avec une pompe "waterra"

La pompe "waterra" peut être utilisée lors de la purge et de l'échantillonnage lorsque a) le taux de recharge du puits est moins que 4L/min, b) la profondeur du niveau d'eau est moins de 20 m et c) que le volume à purger est moins de 100 L.

Voici les étapes pour la purge et l'échantillonnage du puits:

- a. Lecture du niveau de l'eau souterraine selon la procédure ECH-022;
- b. Mettre des gants en latex neuf dédié à la purge d'un seul puits;
- c. Purge du puits au moyen de la pompe "Waterra" dédiée au puits. La pompe et le tubage utilisés peuvent être en téflon, en HDPE ou en acier inoxydable. Le HDPE est souvent préféré compte tenu de son faible coût.
- d. Au début de la purge, la pompe est installée à environ un pied sous le niveau d'eau. Progressivement, la pompe est descendue dans le puits, suivant la variation du niveau d'eau. Cette technique permet de pomper l'eau stagnante présente dans la partie supérieure de la crépine.

L'eau de purge est recueillie dans des contenants appropriés. À la fin de la purge, l'eau est entreposée dans un réservoir dédié à cette fin (Voir procédure ECH-010);

- e. Après deux volumes purgés, des échantillons d'eau souterraine sont recueillis et les mesures suivantes sont effectuées: température, pH, potentiel d'oxydo-réduction et l'oxygène dissous. Ces mesures sont répétées successivement à tout les demi-volumes d'eau purgée. La purge est terminée lorsque a) au moins trois paramètres varient avec moins de 10% d'écart au cours de trois mesures successives ou b) cinq (5) volumes d'eau a été purgé du puits ou c) le puits est à sec.
- f. Noter les informations concernant la purge (ex.: volume purgée, niveau d'eau) dans le formulaire ECH-019-1.

- g. Préparer les contenants requis selon le type d'analyse exigé. Les contenants doivent être facilement accessible lors de l'échantillonnage.
- h. S'assurer que les contenants ont été lavés selon la procédure ECH-005 et que le type de contenant utilisé sont conforme à la procédure ECH-006;
- i. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédié à l'échantillonnage de l'eau d'un seul puits;
- j. Identification des échantillons selon la procédure ECH-004;
- k. Compléter les étiquettes tel que décrit dans la procédure ECH-001;
- l. Prélever l'échantillons d'eau souterraine avec la pompe Wattera immédiatement après la purge du puits;
- m. Filtration des échantillons pour les analyses inorganiques selon la procédure ECH-018;
- n. Décontamination de la pompe et du tubage avec de l'eau distillée;
- o. Entreposage de la pompe "Wattera" et du tubage dans un sac préalablement identifié. Le sac doit être conservé dans un endroit exempt de contamination;
- p. Conserver les échantillons à 4 °C dans une glacière tel que décrit dans la procédure ECH-007;
- q. Suite au prélèvement de l'échantillon, inscrire les information concernant l'échantillon de l'eau souterraine dans le cahier de terrain tel décrit dans la procédure ECH-003;
- r. Compléter le formulaire de chaîne de possession tel que décrit dans la procédure ECH-002;
- s. À la fin de la journée, emballer et expédier les échantillons d'eau tel que décrit à la procédure ECH-009.

4.4. Purge et échantillonnage avec une pompe péristaltique

La pompe péristaltique doit être utilisée lors de la purge et de l'échantillonnage lorsque a) le taux de recharge du puits est moins que 1 L/min, b) la profondeur du niveau d'eau est moins de 10 m et c) que le volume à purger est moins de 10 L.

Voici les étapes pour la purge et l'échantillonnage du puits:

- a. Lecture du niveau de l'eau souterraine selon la procédure ECH-022;
- b. Mettre des gants en latex neuf dédié à la purge d'un seul puits;
- c. Avant de procéder à la purge, la tubulure doit être descendue à environ 30 cm au-dessus du sommet de la crépine. Cela permet de pomper l'eau stagnante présente dans la partie supérieure de la crépine. La tubulure est ensuite connectée à une pompe péristaltique. La tubulure utilisés peut être en téflon, en HDPE. Le HDPE est souvent préféré compte tenu de son faible coût.

L'eau de purge est recueilli dans des contenants appropriés. À la fin de la purge, l'eau est entreposée dans un réservoir dédié à cette fin (Voir procédure ECH-010);

- d. La température, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et l'oxygène dissous doivent être suivis en temps réel lors de la purge au moyen d'une sonde multiparamètre YSI. La purge est terminée lorsque a) au moins trois paramètres varient avec moins de 10% d'écart au cours de trois mesures successives ou b) cinq (5) volumes d'eau a été purgé du puits.
- e. Noter les informations concernant la purge (ex.: volume purgée, niveau d'eau) dans le formulaire ECH-019-1.
- f. Préparer les contenants requis selon le type d'analyse exigé. Les contenants doivent être facilement accessible lors de l'échantillonnage.
- g. S'assurer que les contenants ont été lavés selon la procédure ECH-005 et que le type de contenant utilisé sont conforme à la procédure ECH-006;

- h. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédiés à l'échantillonnage de l'eau d'un seul puits;
- i. Identification des échantillons selon la procédure ECH-004;
- j. Compléter les étiquettes tel que décrit dans la procédure ECH-001;
- k. Prélever l'échantillon d'eau souterraine dans un erlenmeyer de 1 litre immédiatement après la purge du puits;
- l. Prélever les volumes d'eau requis dans le erlenmeyer et filtrer les échantillons pour les analyses inorganiques selon la procédure ECH-018;
- m. Entreposage de la pompe péristaltique et la tubulure dans un sac préalablement identifié. Le sac doit être conservé dans un endroit exempt de contamination;
- n. Conserver les échantillons à 4 °C dans une glacière tel que décrit dans la procédure ECH-007;
- o. Suite au prélèvement de l'échantillon, inscrire les informations concernant l'échantillon de l'eau souterraine dans le cahier de terrain tel que décrit dans la procédure ECH-003;
- p. Compléter le formulaire de chaîne de possession tel que décrit dans la procédure ECH-002;
- q. À la fin de la journée, emballer et expédier les échantillons d'eau tel que décrit dans la procédure ECH-009.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

Le personnel impliqué dans la caractérisation devra être connaître le plan de santé et sécurité du site.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

MEF, Direction des laboratoires, 1994, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 1: Généralités.

MEF, Direction des laboratoires, 1995, Guide d'Échantillonnage à des Fins d'Analyses Environnementales, Cahier 5: Échantillonnage des sols.

FORMULAIRE ECH-019-1

PURGE D'UN PUIT

Nom du projet: _____
 Numéro du projet: _____
 Puits no.: _____

Date de purge: _____
 Température: _____
 Type et diamètre de la pompe: _____

Date et heure	Quantité d'eau récupérée (L)	pH	Conductivité (uS/cm)	Température (°C)	Potentiel d'oxydo-réduction (mV)	Turbidité	Oxygène dissous (mg/L)	Caractéristiques de l'eau (couleur, odeur, etc)

Taux de pompage moyen: _____ L/min
 Quantité total d'eau récupérée: _____ L
 Remarques: _____

Signature du technicien: _____
 Signature du superviseur: _____

PROCÉDURE STANDARD ECH-020 INSTALLATION DES PUIITS D'OBSERVATION

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure d'opération standard est d'établir une ligne de conduite afin de s'assurer de la qualité et de l'exactitude de l'installation des puits d'observation. Le terme puits d'observation est utilisé afin de définir tous les puits servant à l'échantillonnage de l'eau souterraine et à la prise du niveau de cette eau.

2. Matériels

Équipement nécessaire au forage (déterminé par le foreur).

Matériels requis pour l'installation des puits d'observation

- a. Crépine;
- b. Tubage en PVC;
- c. Bouchons PVC ou acier inoxydable;
- d. Tubage protecteur, avec loquet;
- e. Sable filtre (selon les recommandations faites plus loin);
- f. Sable filtre secondaire (selon les recommandations faites plus loin);
- g. Pastilles de bentonite;
- h. Ciment (portland type II);
- i. Poudre de bentonite;
- j. Gravier;
- k. Contenant pour recevoir les eaux récupérées;
- l. Indicateur de profondeur électrique;
- m. Sonde multiparamètre;
- n. Formulaire ECH-020-01: Puits d'observation.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. Caractéristiques des crépines

DÉTAIL DES FORAGES								
Forage #	Profondeur totale (m)	Méthode de forage	DÉTAIL DES CRÉPINES					
			Numéro	Profondeur p/r au sol		Longueur (m)	Diamètre (mm)	Unité
				haut (m)	bas (m)			
F-101	21,5	Marteau Type A	1	17	21,5	4,5	25	roc
			2	10,75	11,35	0,6	25	till
			3	8,25	8,85	0,6	25	till
			4	5,9	6,5	0,6	25	till
F-101-A	3,75	Marteau Type B	5	3,25	3,85	0,6	25	till
F-102	9	Marteau Type C	1	8,2	8,8	0,6	25	till
			2	5,9	6,5	0,6	25	till
			3	3,25	3,85	0,6	25	till
F-103	9	Marteau Type C	1	8,2	8,8	0,6	25	till
			2	5,9	6,5	0,6	25	till
			3	3,25	3,85	0,6	25	till
F-104	6,7	Marteau Type D	1	3,25	3,85	0,6	25	till
			2	5,9	6,1	0,6	25	till
F-105	9	Marteau Type C	1	8,2	8,8	0,6	25	till
			2	5,9	6,5	0,6	25	till
			3	3,25	3,85	0,6	25	till
F-106	19,5	HQ	1	15	19,5	4,5	25	roc
			2	4,5	5,1	0,6	25	till
F-107	20,7	HQ	1	16	20,5	4,5	25	roc
			2	5,5	6,1	0,6	25	till
F-108	21,3	HQ	1	16,5	21	4,5	25	roc
			2	7,4	8	0,6	25	till

4.2. Commentaires sur les forages

- L'utilisation du marteau fond de trou et du carottier HQ est requise en raison de la nature des dépôts de surface (till compact). La réalisation de forages télescopiques a pour objectif de diminuer l'étalement de la contamination de la surface vers la profondeur et de fournir des données géochimiques représentatives de l'aquifère. La méthode de forage HQ sera utilisée lorsque des échantillons microbiologiques seront nécessaires.
- Une personne impliquée dans le projet devra être présente lors de la campagne de forages, afin de superviser les opérations et de noter toutes informations essentielles dans le cahier de terrain.
- Seulement la graisse végétale solide devra être utilisée comme lubrifiant de l'équipement de forage. Les lubrifiants contenant du plomb ou du cuivre ne seront pas autorisés. De plus, les BPC ne seront pas autorisés en tant qu'huiles hydrauliques utilisées lors des forages, par les pompes ou les véhicules présents sur le site.
- Le sol près de l'endroit des forages devra être protégé autant que possible de l'essence, des huiles hydrauliques et autres fluides de forage, en plaçant un plastique autour du secteur afin de retenir toute infiltration dans le sol. Des granules absorbants devront être disponibles, à proximité des opérations.
- Le niveau d'eau doit être vérifié régulièrement, tout changement inhabituel doit être noté, particulièrement après avoir traversé une couche de faible perméabilité telle l'argile ou le silt.
- La profondeur du forage ne devra pas être dépassée, afin de diminuer les risques d'extension de la contamination dans l'aquifère rocheux.
- L'équipement de forage doit être, à la fin de chaque forage, décontaminé et nettoyé convenablement selon la procédure ECH-017.

4.3. Remarques sur l'installation des puits d'observation

- Après les opérations de forage terminées, le trou devra être nettoyé correctement afin de pouvoir installer la crépine convenablement. L'intégrité des aquitards sera préservée en positionnant des niveaux de bentonite à la profondeur appropriée;
- Les crépines, tubages, et autres équipements devront être conformes aux matériaux recommandés par l'ASTM. Le matériel utilisé doit être le plus inerte possible. Les noms des compagnies fabriquant le matériel utilisé doivent être notés;
- La crépine doit être assemblée en évitant d'introduire des sédiments dans ses ouvertures;
- Le tubage doit être sectionné à 1 mètre au-dessus de la surface du sol;
- Les brûleurs ne devront pas être utilisés afin de sectionner le tubage. Il faut faire attention que les retailles de coupe ne tombe pas dans le puits. Aucun marqueur permanent ne doit être utilisé afin de marquer le tubage;
- Le dessus du tubage du puits doit être couvert avec des couvercles compatibles avec les matériaux utilisés dans la construction des puits. Ces couvercles devront être en mesure de prévenir l'introduction de matériel dans le puits (eau de surface, particules de sol, etc.).

4.4. Remarques sur le gravier filtre

- Le gravier filtre primaire dépend de la granulométrie des formations. Pour le roc, on utilisera un gravier filtre grossier. Pour le till, le d_{10} sera multiplié par 8 (unité très hétérogène). Pour le silt ou l'argile, le d_{10} sera multiplié par 5 ou 8 selon que le d_{60} soit plus grand ou plus petit que 0.25mm.
- Au-dessus du gravier filtre, une unité de sable fin (gravier filtre secondaire) sera positionné. Le sable devra avoir une granulométrie telle que son d_{10} devra être égale à 1/5 du d_{10} du gravier filtre primaire. De plus, la fraction la plus grossière du sable filtre secondaire devrait être égale au d_{10} du gravier filtre primaire.

4.5. Remarques sur le bentonite

- L'espace annulaire entre les niveaux de gravier filtre sera rempli avec des pastilles de bentonite.

4.6. Remarques sur le ciment

- Le ciment utilisé devra être un ciment Portland de type II, expansif, résistant au gel. Un mélange ciment-bentonite sera mis en place de la surface jusqu'à 1 m de profondeur au droit de chacun des forages.

4.7. Remarques sur le tubage protecteur en surface

- Les tubages protecteurs devront être installés autour des puits d'observation, le même jour que la cimentation autour du puits. Toutes les ouvertures en surface entre le tubage protecteur et la paroi du forage devront être remplies par un mélange de ciment-bentonite.

4.8. installation des puits d'observation

- a) Suite à la réalisation du forage jusqu'à la profondeur requise, descendre la section la plus longue de tubage et de crépine dans le forage. Aucune huile, graisse, lubrifiant ou colle ne doit être utilisée afin de joindre les tubages et la crépine. Si un forage se prolonge au-delà de 15 mètres, il faut s'assurer que le tubage est bien centré. Lorsque le tubage est descendu dans le fond du forage, le recouvrir d'un bouchon afin d'empêcher que du matériel vienne obstruer le puits;
- b) Introduire le gravier filtre primaire de remplissage approprié de la base du forage jusqu'à 30 cm au-dessus de la crépine. Mesurer la hauteur de l'espace annulaire avec un ruban à mesurer. Brassier vigoureusement le tubage afin de faciliter la descente du gravier au niveau requis;
- c) Attendre quelques minutes pour que gravier filtre primaire se place suivant sa mise en place. Ensuite prendre le niveau de la profondeur afin de s'assurer qu'il est bien positionné;
- d) Ajouter 30 cm de gravier filtre secondaire sur le gravier filtre primaire. Cette épaisseur est nécessaire afin de prévenir l'infiltration de bentonite dans le sable filtre primaire. Mesurer la

hauteur de l'espace annulaire avec un ruban à mesurer. Brasser vigoureusement le tubage afin de faciliter la descente du gravier au niveau requis;

- e) Attendre quelques minutes pour que gravier filtre secondaire se place suivant sa mise en place. Ensuite prendre le niveau de la profondeur afin de s'assurer qu'il est bien positionné;
- f) Installez le niveau de bentonite en introduisant dans le forage des pastilles de bentonite graduellement jusqu'au niveau désiré, c.-à-d. 30 cm sous la base de la crépine susjacent ou un 1 m sous la surface du sol lorsque l'installation des puits est complétée. Si le puits est plus profond que 9 mètres, utilisez un trémie afin d'introduire les pastilles de bentonite. Tassez et mesurez le niveau des pastilles. Pour empêcher l'érosion du sable filtrant secondaire lors du remplissage, la trémie doit être placée à angle contre la tubulure;

Si les pastilles de bentonite sont de mauvaise qualité, elles peuvent avoir tendance à s'hydrater et se gonfler lors de la descente dans le tubage. Elles peuvent ainsi rester bloquées à une profondeur inférieure à celle établie. Afin de résoudre ce problème, voici quelques procédures à suivre:

- Utilisez une marque différente de pastilles.
 - Gelez les pastilles. Notez que cela peut prendre un peu plus de temps à hydrater les pastilles par la suite.
 - Introduire la bentonite sous forme de boue avec le même équipement que celui qui aura servi à introduire le ciment, en rajoutant un tubage jusqu'à la profondeur voulue. Dans ce cas, il faut utiliser un minimum de 60 cm de sable fin au-dessus du gravier filtre.
- g) Attendre que les pastilles soient hydratées et qu'elles aient gonflées. Le temps d'hydratation est habituellement fourni par le manufacturier. Normalement, cela prend entre 30 et 60 minutes, noter le temps d'hydratation dans le cahier de terrain. Si le niveau de bentonite se situ au-dessus du niveau de la nappe, ajoutez de l'eau propre;
 - h) Coupez le tubage à 1 mètre au-dessus du sol. Tous les tubages sectionnés doivent être coupés carré, afin de s'assurer que la distance entre le point le plus haut et le plus bas du tubage est inférieur ou égal à 5 mm (0.02 pieds);

- i) Répéter les étapes de A à H lorsqu'un piézomètre doit être installé à un niveau supérieur. Les figures ECH-020-1 à ECH-020-4 décrivent l'installation des puits au droit de chacun des forages;
- j) Introduire de la bentonite jusqu'à 1 m environ sous la surface du sol;
- k) Préparer le mélange ciment-bentonite selon la recette suivante:
 - 20 parties de ciment (portland type II);
 - 0.4 à 1 partie de bentonite;
 - 8 gallons d'eau propre pour chaque sac de 94 livres de ciment.
- l) Asseoir le tubage protecteur sur le niveau de bentonite, ne pas laisser plus de 0.6 cm entre le haut du tubage protecteur et le tubage du puits.
- m) Remplir l'espace annulaire entre le tubage protecteur et le tubage du puits à l'aide de pastilles de bentonite, jusqu'à la surface du sol. Remplir ensuite l'espace entre le tubage de protection et les parois du forage avec le mélange de ciment-bentonite approprié. Laissez le mélange remonter à la surface et déborder autour du puits afin de créer un léger monticule autour du puits. Puis laissez reposer pour 12 heures.
- n) Le responsable de chantier devra remplir le formulaire ECH-020-1 décrivant l'installation piézométrique.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

- Consultez la procédure de santé et sécurité avant de procéder à l'installation des puits.

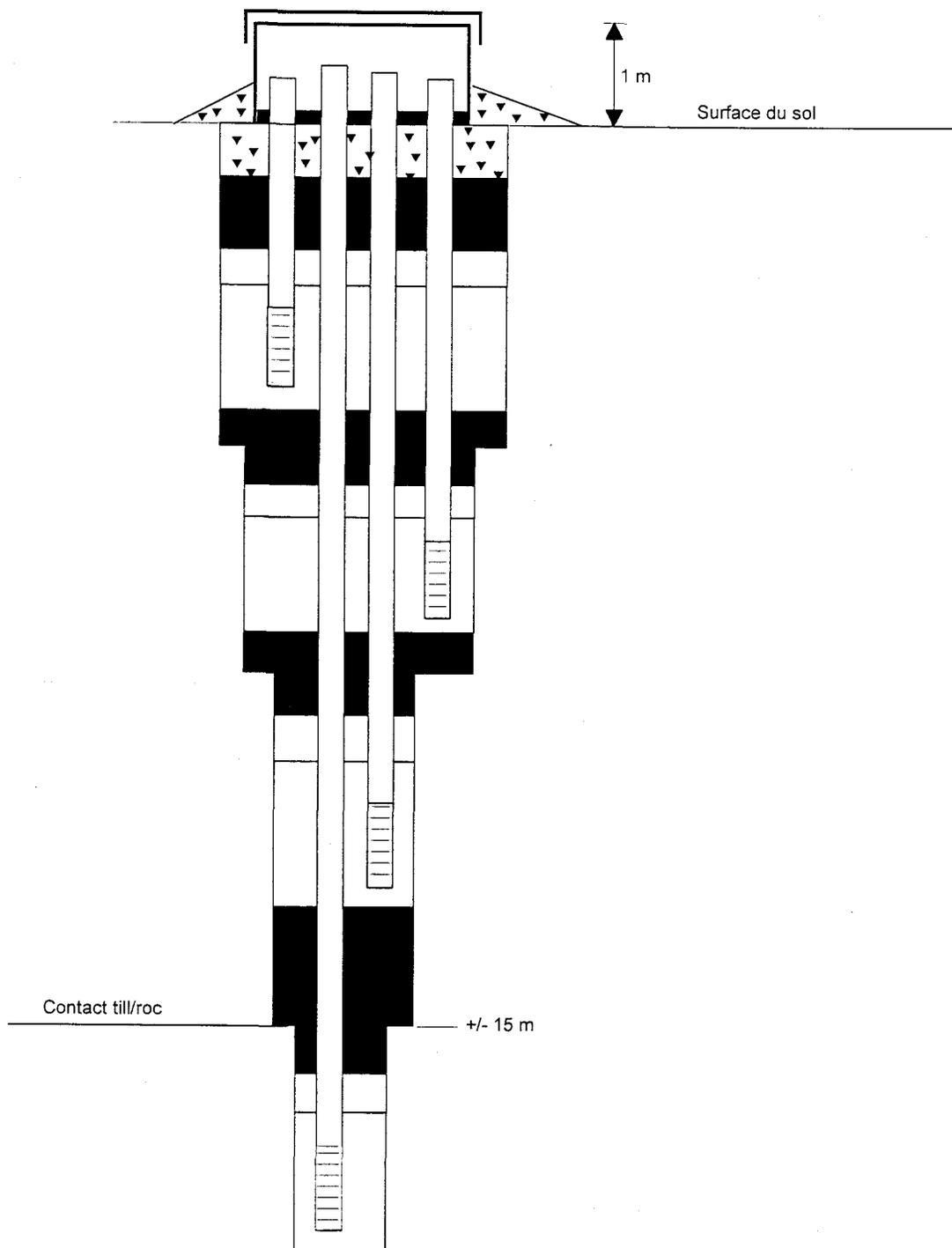
7. Références

ESTCP, 1996, Natural attenuation of explosives in groundwater, Technology demonstration plan.

Driscoll, F.G., Groundwater and wells, second edition, 1986, pp. 1089.

FIGURE ECH-020-1

TYPE A
MARTEAU FOND DE TROU AVEC SYSTÈME EXCENTRIQUE
TYPE "ODEX"



LÉGENDE



Bentonite



Ciment-bentonite



Gravier filtre primaire

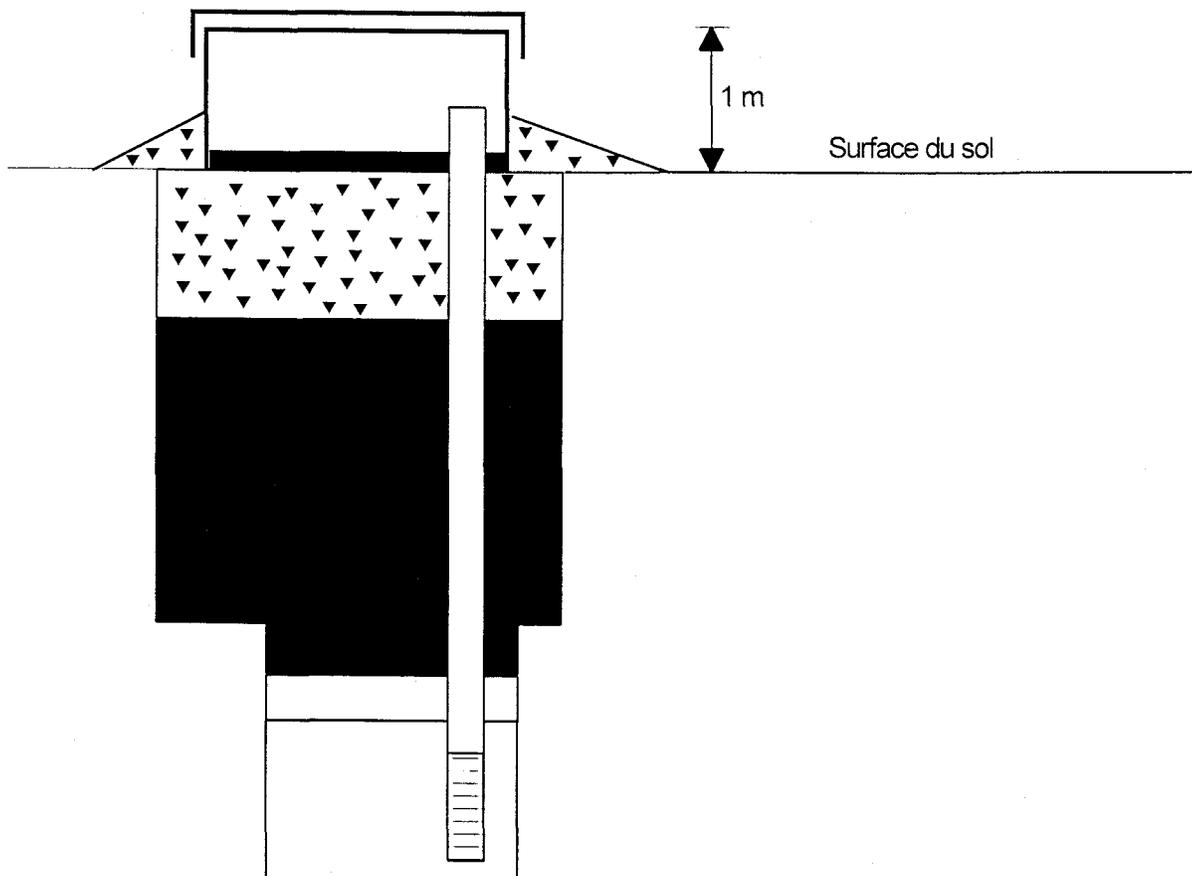


Gravier filtre secondaire

La figure n'est pas à l'échelle

TYPE B

MARTEAU FOND DE TROU AVEC SYSTEME EXCENTRIQUE
TYPE "ODEX"



LÉGENDE



Bentonite



Gravier filtre secondaire



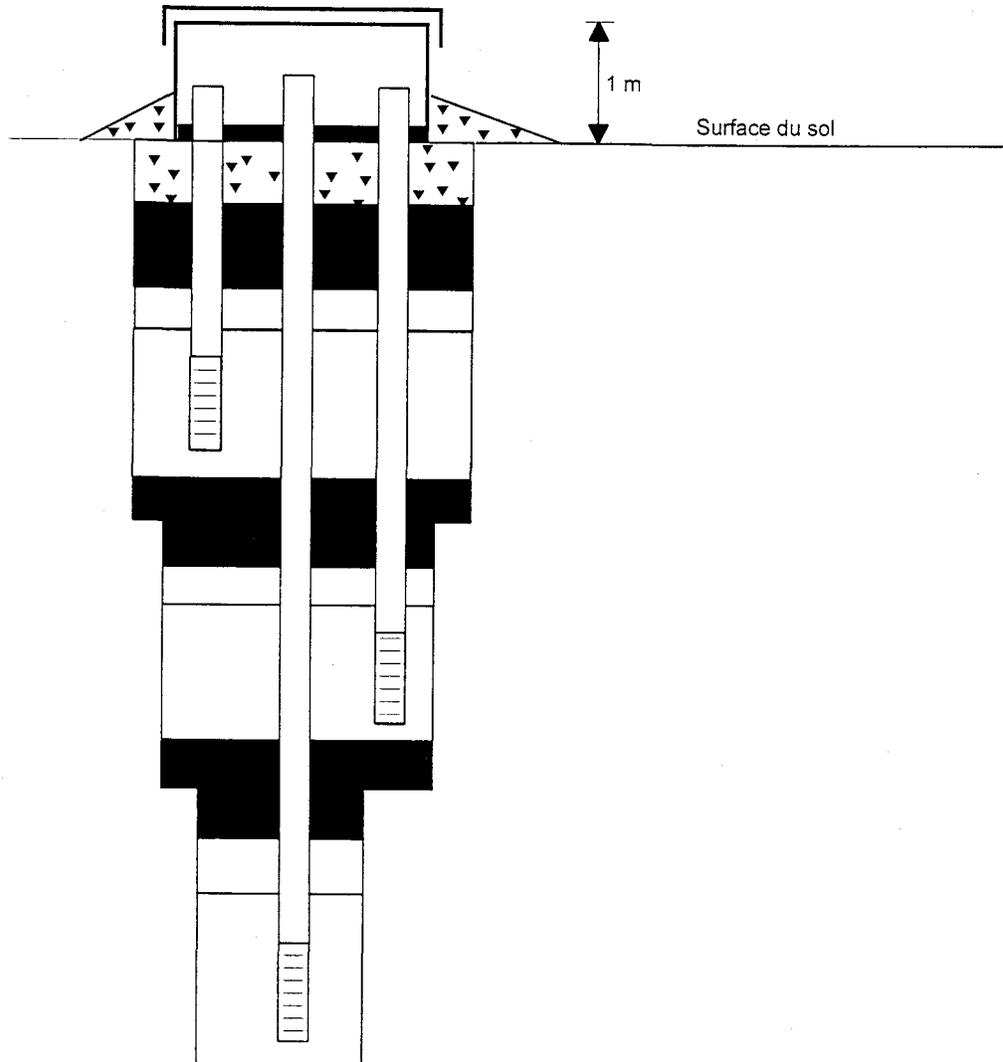
Gravier filtre primaire



Ciment-bentonite

Figure ECH-020-3

TYPE C
FORAGE AVEC MARTEAU FOND DE TROU - SYSTEME EXCENTRIQUE
TYPE "ODEX"



LÉGENDE



Bentonite



Gravier filtre secondaire



Gravier filtre primaire



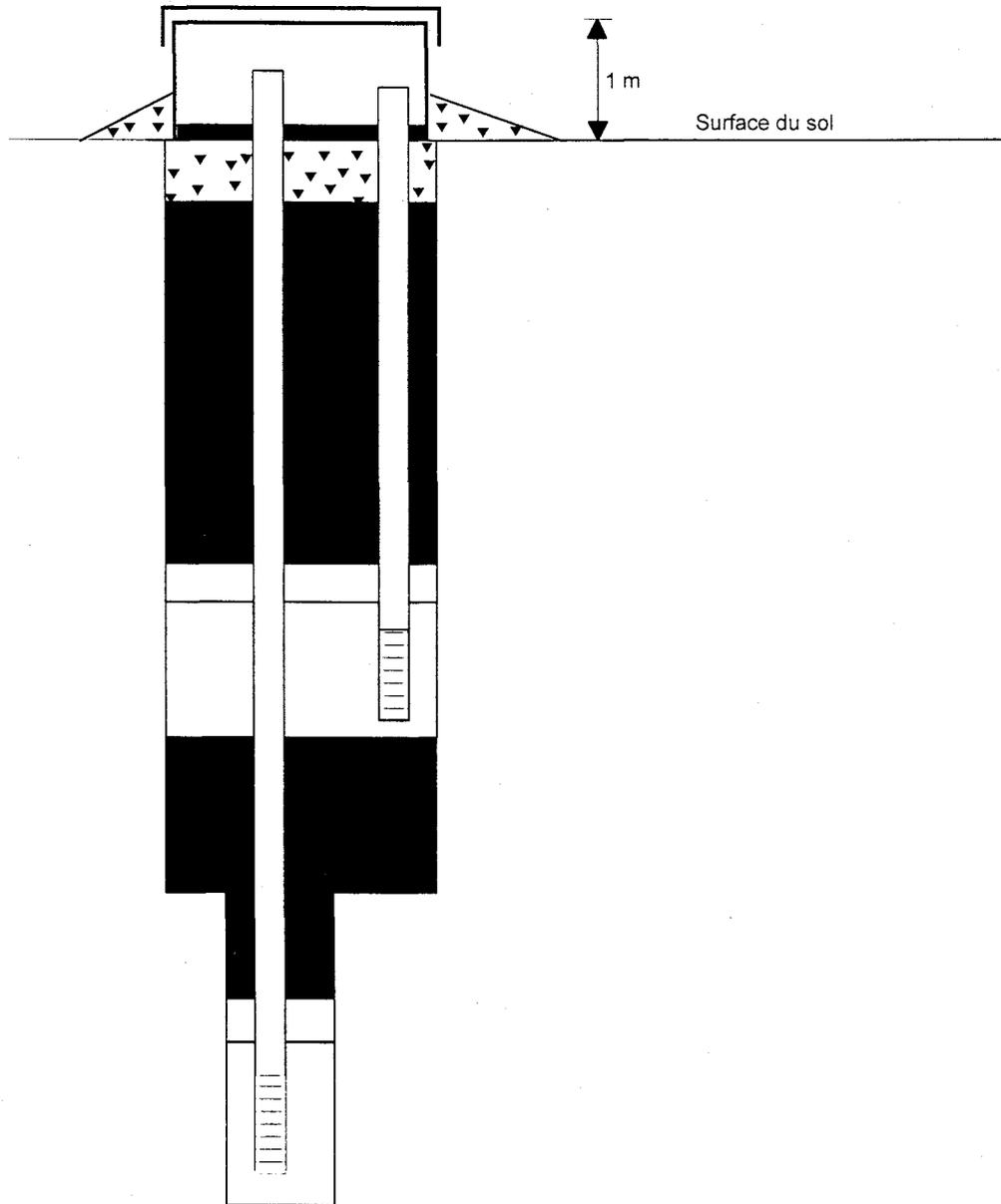
Ciment-bentonite

La figure n'est pas à l'échelle

FIGURE ECH-020-4

TYPE D

MARTEAU FOND DE TROU AVEC SYSTEME EXCENTRIQUE
TYPE "ODEX"



LÉGENDE



Bentonite



Gravier filtre secondaire



Gravier filtre primaire

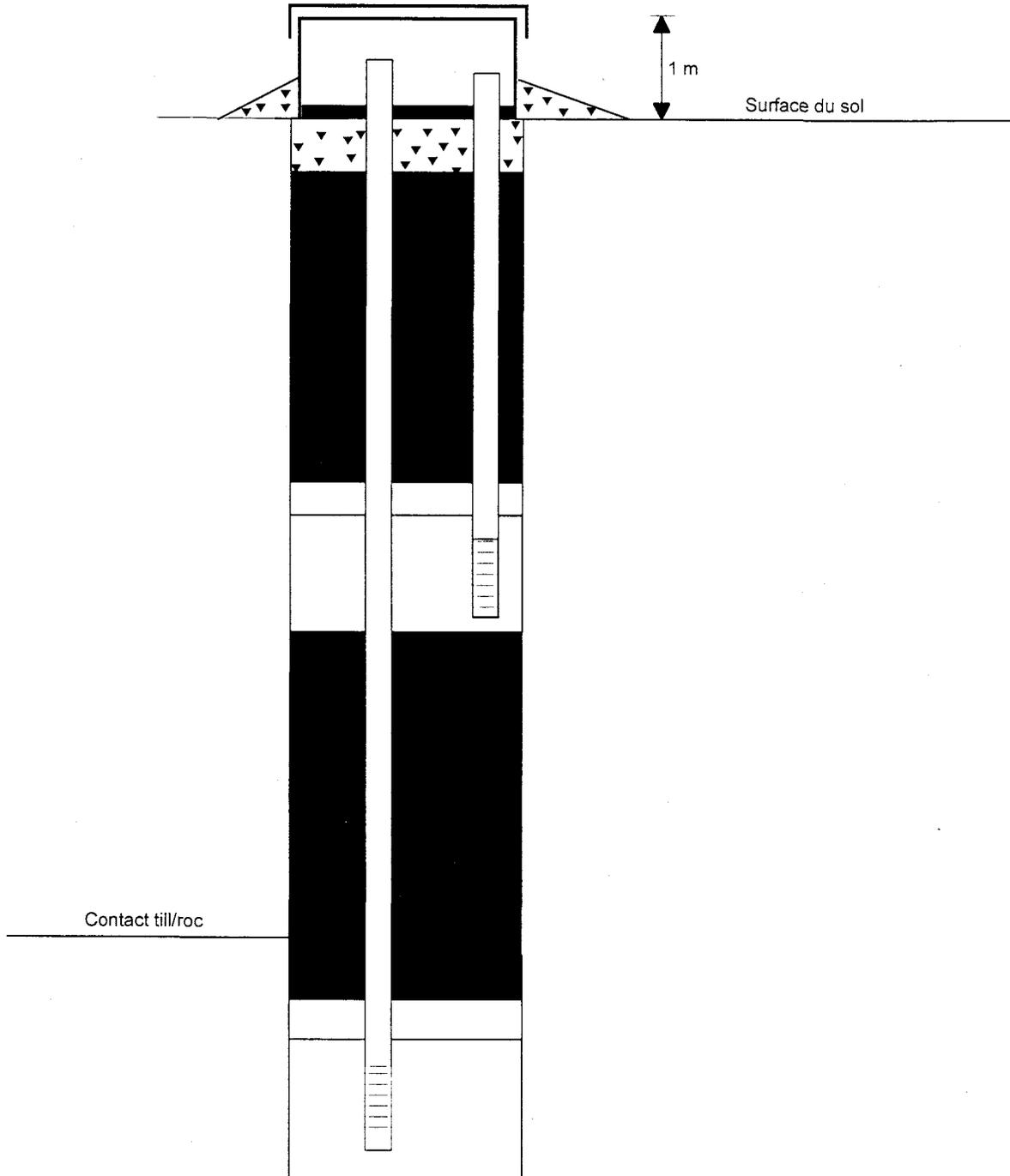


Ciment-bentonite

La figure n'est pas à l'échelle

FIGURE ECH-020-5

FORAGE HQ



LÉGENDE

- | | | | | | |
|---|-------------------------|---|---------------------------|---|---------------------|
|  | Bentonite |  | Gravier filtre secondaire | | |
|  | Gravier filtre primaire |  | Ciment-bentonite |  | Coulis de bentonite |

La figure n'est pas à l'échelle

PROCÉDURE STANDARD ECH-021 ÉCHANTILLONNAGE DES EAUX DE SURFACE

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure d'opération standard est d'établir un protocole pour l'échantillonnage des eaux de surface. Cette procédure pourra être appliquée à l'échantillonnage de l'eau de surface provenant de ruisseaux, de rivières, canaux d'irrigation, lacs, étangs et lagunes. L'échantillonnage des eaux de surface peut fournir des renseignements précieux sur leur degré de contamination. Il est alors d'autant plus important de recueillir des échantillons représentatifs.

2. Matériels

- a. Bouteilles d'échantillonnage (volume désiré, verre ambré)
- b. Échantillonneur, en acier inoxydable.
- c. Glacière avec glace.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Pour chaque échantillon d'eau de surface récolté, indiquer l'emplacement exact sur une carte. La description des points d'échantillonnage doit être adéquate afin de permettre à quelqu'un de retrouver facilement l'emplacement. Il est préférable d'utiliser un échantillonneur muni d'un long manche lorsque l'accès au point d'échantillonnage est difficile ou lorsqu'un contact direct avec l'eau n'est pas recommandable selon les procédures de santé et sécurité.

L'échantillonnage doit être réalisé en minimisant le plus possible la turbulence dans les sédiments sous-jacents. De plus, il faut échantillonner le plus rapidement possible afin d'obtenir un échantillon représentatif. Il faut prévenir la contamination de l'extérieur des contenants d'échantillons. Pour éviter la contamination potentielle de l'échantillon des eaux de surface par le contenant, il ne doit pas être plongé dans l'eau. C'est plutôt les échantillonneurs qui doivent être utilisés afin de récolter les échantillons.

4.1. Échantillonnage à l'aide de l'échantillonneur en acier inoxydable.

- a. Enlevez le couvercle de la bouteille ambrée.
- b. Échantillonnez les eaux de surface en utilisant l'échantillonneur.
- c. Inclinez la bouteille à échantillon et versez lentement l'échantillon récolté. Évitez d'aérer l'échantillon.
- d. Remplir la bouteille jusqu'au bord.
- e. Ajoutez le préservatif (si nécessaire) selon la procédure d'opération standard, remplacez le couvercle et mettez l'échantillon immédiatement dans la glacière.

Note : Même si les eaux de surface sont exposées à la lumière, les bouteilles d'échantillon doivent être ambrées afin d'empêcher la réaction de photodégradation amorcée de se poursuivre.

Les explosifs faisant partie du groupe des composés organiques, aucune filtration ne doit être effectuée. Il est important de procéder avec soin lors de l'échantillonnage afin de ne pas créer trop de turbulence dans l'eau et ainsi introduire des sédiments dans l'échantillon.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

- Consultez la procédure de santé et sécurité avant de procéder à l'échantillonnage, particulièrement concernant la protection de la peau et des voies respiratoires et les ceintures de sécurité lorsque l'échantillonnage se produit à l'aide d'une embarcation ou en botte en eau profonde.
- Toujours décontaminer le matériel d'échantillonnage, changez de gants entre chaque échantillonnage afin de minimiser le risque de contamination entre les échantillons.

7. Références

U.S. EPA, 1980, Interim Guidelines and Specifications for Preparing Quality Assurance Project Plans, QAMS-005/80

Defence research establishment, Protocol for the characterization of explosives-contaminated sites, DREV-R-9721, April, 1998.

ESTCP, 1996, Natural attenuation of explosives in groundwater, Technology demonstration plan.

PROCÉDURE STANDARD ECH-022 MESURE DU NIVEAU DE L'EAU SOUTERRAINE

1. Objectif et application

L'objectif de cette procédure d'opération standard est de définir un protocole afin de déterminer le niveau de l'eau souterraine. Cette procédure est applicable à l'échantillonnage des puits d'observation, cependant, elle doit être réalisée prioritairement à toutes les autres activités telles la purge de l'eau, afin de ne pas modifier le niveau de l'eau.

2. Matériels

- a. Indicateur électrique de niveau d'eau.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

4.1. étapes préliminaires

- 4.1.1 Localisez le puits et vérifiez sa position sur la carte. Vérifiez que toutes les informations d'identification soient exactes, à savoir le numéro du puits, les marques et les codes inscrits sur le tubage, etc. Accédez à l'embouchure du puits.
- 4.1.2 Localisez la marque permanente au haut du tubage. S'il n'y a de marque déjà présente sur le dessus du puits, mesurez le point le plus haut du tubage et l'inscrire dans le cahier de terrain. Évaluez et inscrivez par la suite l'élévation de ce point.
- 4.1.3 Notez toute observation et remarque concernant l'état du puits, tel que des évidences de fissuration, colmatage en surface, sécurité du puits et toute altération.

4.2. Procédures à suivre

- 4.2.1 Tenir tout le matériel et les équipements hors d'atteinte d'une contamination. Laissez l'indicateur de niveau d'eau dans son étui lorsqu'il n'est pas utilisé.
- 4.2.2 Retirer l'indicateur électrique de son emballage. Allumer la sonde en tournant le bouton "sensitivity". Ajuster le signal sonore en appuyant sur le bouton "battery test" et en tournant le bouton "sensitivity" jusqu'au niveau sonore désiré. Si aucun signal sonore ne se fait entendre, remplacer les batteries.
- 4.2.3 Lentement, descendre la sonde et le câble dans le puits. Continuez à descendre jusqu'au signal (lumineux ou sonore). Très lentement, monter et descendre la sonde jusqu'au moment où le signal est continu. Marquez la position en coinçant le câble entre vos doigts et le haut du tubage du puits. Si une marque est présente sur le tubage, utilisez cette marque comme référence. Si aucune marque de référence n'est présente, utilisez le point le plus haut du tubage. Retirez ensuite le câble et notez la profondeur dans le cahier de terrain.
- 4.2.4 Décontaminez le câble et la sonde avec de l'eau distillée et un linge propre.

4.3. Enregistrement des données

Notez les informations suivantes :

- La date et l'heure;
- Température;
- Méthode de mesure;
- Élévation du tubage;
- Profondeur de l'eau à partir du sommet du tubage en PVC, du sommet du tubage de protection et du sol;
- Élévation du niveau de l'eau = élévation du tubage en PVC – profondeur de l'eau relativement au tubage en PVC.

5. Calibration

Aucune calibration n'est requise

6. Sécurité

- 6.1 Selon les informations disponibles, certaines corrections sont peut être nécessaires.
- 6.2 Bien vérifier l'état des appareils avant leur utilisation.
- 6.3 Attention à ne pas endommager l'indicateur électrique par une utilisation brusque et abusive.

7. Références

ESTCP, 1996, Natural Attenuation of Explosives in Groundwater, Technology Demonstration Plan,

McAlary, T. A., and Barker, J. F., 1987. Volatilization losses of organics during ground water sampling from low permeability materials in Ground water monitoring review, Fall, 1987.

Thornhill, Jerry T., 1989. Accuracy of depth to groundwater measurements; In EPA superfund groundwater issue, EPA/540/4-89/002.

PROCÉDURE STANDARD ECH-024 DÉVELOPPEMENT DES PUIITS D'OBSERVATION

1. Objectif et application

Lors des travaux de forage, des particules fines se collent aux parois du trou, causant ainsi le lissage des parois et la compaction de la formation du pourtour. Ceci se traduit par une réduction de la conductivité hydraulique du matériau aux alentours immédiats du puits. Enfin, la perte de quantités importantes de liquide de forage à travers des horizons relativement perméables peut altérer de façon considérable les propriétés physico-chimiques de la formation ainsi que de l'eau souterraine.

Les principaux objectifs du développement d'un puits sont:

- retirer le liquide de forage pouvant s'être échappé dans la formation lors des travaux;
- retirer les particules fines accumulées dans le puits ainsi que celles emprisonnées dans la lanterne de sable et la formation autour du puits;
- favoriser la formation d'un filtre relativement stable au sein de la lanterne de sable;
- redonner à la formation aquifère sa conductivité hydraulique naturelle; permettant ainsi la réalisation d'essais de conductivité à partir du puits;
- augmenter la capacité de production du puits de façon à permettre la collecte d'échantillons dans un laps de temps raisonnable;
- permettre la collecte d'échantillons d'eau relativement claire (i.e. à très faible turbidité).

Le développement d'un puits se fait donc en créant un mouvement de va-et-vient au niveau de la crépine de façon à libérer les particules fines et à retirer ces particules soit par pompage ou au moyen d'une écope à bille (*bailer*). Tout au long du développement, divers paramètres physico-chimiques de l'eau du puits (ex.: turbidité, conductivité électrique et oxygène dissous) sont enregistrées à intervalles réguliers afin d'évaluer la progression et l'efficacité du développement. Il est à noter que le simple pompage d'un puits n'assure pas un développement adéquat puisqu'il ne produit pas un mouvement de va-et-vient de l'eau au niveau de la crépine, élément essentiel pour la libération et la mise en suspension des particules fines.

Le développement d'un puits peut s'effectuer soit:

1. par pistonnage à l'aide d'une pompe Waterra munie d'un piston;
2. par pompage/pistonnage;
3. au moyen d'une écope à bille (*bailer*);
4. par pompage/surpompage;
5. en injectant de l'air au-dessus de la crépine dans le puits (i.e. *air-lift*);
6. au moyen d'un jet d'air dirigé vers la crépine;
7. au moyen d'un jet d'azote dirigé vers la crépine;
8. au moyen d'un jet d'eau dirigé vers la crépine
9. par circulation d'eau propre avant scellement du puits.

2. Matériels

- a. valves Waterra (modèle D-16);
- b. adaptateur pour développement;
- c. quantité suffisante de tubage en HDPE;
- d. 1 Pompe Waterra Hydro Lift modèle WHLP-500;
- e. 1 réservoir pouvant contenir les eaux de développement (si requis);
- f. 1 sonde multi-paramètres YSI 600 avec lecteur YSI 610-D ou lecteurs individuels de température, conductivité électrique et oxygène dissous;
- g. 2 cônes de sédimentation Imhoff 1000 avec support Imhoff 1001;
- h. 1 chronomètre;
- i. 1 feuille de relevé.

3. Procédure résumée

Non applicable

4. Procédure détaillée

Pistonnage à l'aide d'une pompe Waterra munie d'un piston.

4.1. Détails concernant la mesure de paramètres en cours de développement

Il est recommandé de mesurer divers paramètres physico-chimiques de l'eau en cours de développement des puits. Les paramètres de base mesurés sont la température, la conductivité électrique, la teneur en oxygène dissous et la turbidité. Lorsque la sonde multi-paramètres est utilisée, il est aussi recommandé de mesurer le pH et le potentiel d'oxydoréduction (facultatif).

Le test de sédimentation se fait à l'aide d'un cône d'Imhoff 1000 (voir photo à l'annexe A) selon la procédure suivante: 1) le cône est rempli d'eau de développement et placé sur un support stable pendant 15 min.; 2) la hauteur des sédiments déposés au fond du cône est enregistrée ainsi que la couleur du surnageant après 15 min. (cote de 1 à 5); et 3) le cône est vidangé et rincé.

4.2. Développement par pistonnage à l'aide d'une pompe Waterra

4.2.1. Description

Un adaptateur similaire à un piston (Waterra Modèle SD-25 ou SB-48) est fixé au bas de la pompe Waterra. Le puits est développé en créant un mouvement de va-et-vient de la pompe de 60 à 90 cm de hauteur. Le développement doit être progressif et s'effectuer du sommet de la crépine vers le bas. L'enlèvement périodique des particules par pompage ou à l'aide d'une écope à bille est requis. Le développement est terminé lorsque l'eau est devenue claire et que les paramètres mesurés se sont stabilisés. La durée maximale du développement ne devrait pas dépasser les 4 heures. Il est à noter que dépendant de la granulométrie du sable filtrant ainsi que de la nature de la formation, notamment en matériau silteux, il est possible que des particules fines soient toujours présentes dans l'eau après plus de 4 heures de développement alors que les autres paramètres se sont stabilisés. Dans un tel cas, on peut penser utiliser une écope à bille pour compléter le développement. Cette

méthode semble donner de meilleurs résultats dans de tels cas. Il se peut, cependant, que la turbidité de l'eau persiste lorsque la granulométrie du sable de la lanterne est trop grossière par rapport à celle de la formation au niveau de la crépine stabilisés (ex.: si on utilise de la silice n° 16 dans une formation silteuse).

4.3. Méthodologie

Voici les étapes pour le développement d'un puits:

- a. Lecture du niveau de l'eau souterraine;
- b. Nettoyer la sonde à niveau d'eau selon la procédure ECH-023;
- c. Mettre des gants en latex neuf qui seront dédiés à un seul puits;
- d. Avant de procéder au développement du puits, mesurer les paramètres suivants: la température, la conductivité électrique, la teneur en oxygène dissous et la turbidité. Lorsque la sonde multi-paramètres est utilisée, il est aussi recommandé de mesurer le pH et le potentiel d'oxydoréduction (facultatif);
- e. Développer le puits au moyen d'une pompe "Waterra" couplée à une valve jusqu'à un volume équivalent à 2 fois le volume équivalent (2VE) à la quantité d'eau contenu dans le puits d'observation et dans la lanterne de gravier filtre. La pompe "Waterra" ainsi que le tubage sont des systèmes dédiés à un seul puits. Le développement du puits devra débuter plus de 48 heures et moins de 7 jours après sa mise en place.

Au début du développement, la pompe "Waterra" est installée à environ un pied sous le niveau d'eau. Progressivement, la pompe est descendue dans le puits, suivant la variation du niveau d'eau. Cette technique permet de pomper l'eau stagnante présente dans la partie supérieure de la crépine.

L'eau pompée est recueillie dans des contenants appropriés. À la fin du développement, l'eau est entreposée dans un réservoir dédié à cette fin;

- f. Après le pompage de 2 VE (volume équivalent) d'eau, une écope à bille est utilisée afin de retirer les particules présentes à la base du puits;

- g. Après deux volumes récupérés, des échantillons d'eau souterraine sont recueillis et les mesures suivantes sont effectuées: la température, la conductivité électrique, l'oxygène dissous et la turbidité.
- h. Les étapes e à g sont répétées successivement à tout les demi-volumes d'eau purgée. Le développement est terminée lorsque a) au moins trois paramètres varient avec moins de 10% d'écart au cours de trois mesures successives ou b) cinq (5) volumes d'eau a été purgé du puits ou c) le puits est à sec.
- i. Noter les informations concernant le développement (ex.: volume purgée, niveau d'eau) dans le formulaire ECH-024-1;
- j. Décontamination de l'écope à bille selon la procédure ECH-013 et l'entreposer dans un lieu non contaminé.

5. Maintenance

Non applicable

6. Sécurité

- Consultez la procédure de santé et sécurité avant de procéder à l'installation des puits.

7. Références

Aller, L., Bennett, T.W., Hackett, G., Petty, R.J., Lehr, J.H., Sedoris, H., Nielsen, D.M., Denne, J.E. 1989. Handbook of suggested practices for the design and installation of ground-water monitoring wells; National Water Well Association: Dublin, OH; 398 pp.

Driscoll, F.G. 1986. Groundwater and wells - 2nd ed.; Johnson Filtration Systems Inc.: St.Paul, MN; 1089 pp.

U.S. Environmental Protection Agency. 1991. Handbook Ground Water - Volume II: Methodology; EPA/625/6-90/016b; U.S. Environmental Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research, Cincinnati, OH.

U.S. Environmental Protection Agency. 1991. Handbook Ground Water - Volume II: Methodology; EPA/625/6-90/016b; U.S. Environmental Agency, Office of

Research and Development, Center for Environmental Research, Cincinnati, OH, 141 pp.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 1994. Échantillonnage des eaux souterraines - Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales; Les Éditions Le Griffon d'argile: Québec; Cahier 3, 102 pp.

Nielsen, D.M. 1991. Practical handbook of ground-water monitoring - D.M. Nielsen, Ed.; Lewis Publishers, Inc.: Chelsea, MI; 717 pp.

U.S. Environmental Protection Agency. Ground water contamination and methodology; Technomic Publishing Co., Inc.: Lancaster, PA; 289 pp.

FORMULAIRE ECH-024-1

DÉVELOPPEMENT D'UN PUIT

Nom du projet: _____
Numéro du projet: _____
Puits no.: _____

Date de purge: _____
Température: _____
Type et diamètre de la pompe: _____

Date et heure	Quantité d'eau récupérée (L)	pH	Conductivité (uS/cm)	Température (°C)	Potentiel d'oxydo-réduction (mV)	Turbidité	Oxygène dissous (mg/L)	Caractéristiques de l'eau (couleur, odeur, etc)

Taux de pompage moyen: _____ L/min
Quantité total d'eau récupérée: _____ L

Remarques: _____

Signature du technicien: _____
Signature du superviseur: _____

ANNEXE C
CONSTRUCTION DES PUITIS D'OBSERVATION



CRÉPINE	Niveau 1	Diamètre intérieur: <u>25,4 mm</u>
		Profondeur du haut: <u>3,25 m</u>
		Profondeur du bas: <u>3,85 m</u>
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____
		Profondeur du haut: _____
		Profondeur du bas: _____

TUBAGE	Niveau 1	Diamètre intérieur: <u>25,4 mm</u>
		Profondeur du haut: <u>surface</u>
		Profondeur du bas: <u>3,25 m</u>
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____
		Profondeur du haut: _____
		Profondeur du bas: _____

BOUCHON SCCELLANT	Matériau: <u>Bentonite granulaire 3/8</u>	
	Niveau 1	Profondeur du bas: <u>15,90 m</u>
		Profondeur du haut: <u>8,15 m</u>
	Niveau 2	Profondeur du bas: <u>6,80 m</u>
		Profondeur du haut: <u>1,00 m</u>

GRAVIER FILTRE PRIMAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.1</u>	
	Niveau 1	Profondeur du bas: <u>4,00 m</u>
		Profondeur du haut: <u>2,95 m</u>
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____
		Profondeur du haut: _____

GRAVIER FILTRE SECONDAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.0</u>	
	Niveau 1	Profondeur du bas: <u>2,65 m</u>
		Profondeur du haut: <u>2,95 m</u>
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____
		Profondeur du haut: _____

Diamètre du forage:

Mort-terrain:

Niveau 1: 168 mm

Niveau 2: 142 mm

Niveau 3: _____

Rocher: _____

Profondeur totale: 4,00 m

Installé par: Serge Delisle, ing. M.Sc.

Date: 18 décembre 1999

Vérifié par: _____

Date: _____

PUITS D'OBSERVATION

INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR

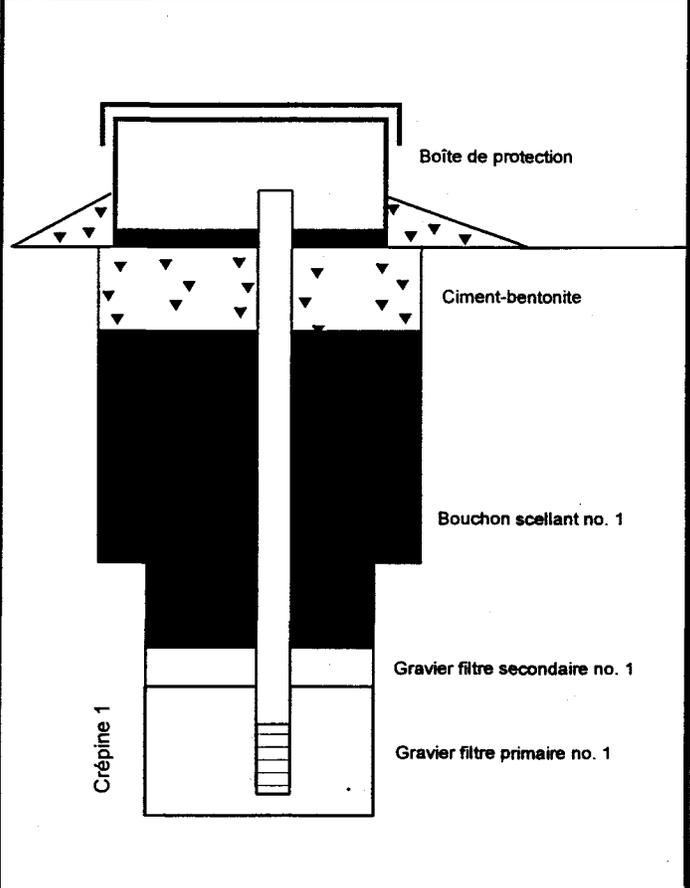
PUITS No: PO-101-5

FORAGE No: F-101-A

PROJET / SITE: Produits Chimiques Expro, secteur TNT

PROJET No: _____

CLIENT: _____



CRÉPINE

Niveau 1
 Diamètre intérieur: 25,4 mm
 Profondeur du haut: 5,90 m
 Profondeur du bas: 6,50 m

Niveau 2
 Diamètre intérieur: 25,4 mm
 Profondeur du haut: 3,25 m
 Profondeur du bas: 3,85 m

TUBAGE

Niveau 1
 Diamètre intérieur: 25,4 mm
 Profondeur du haut: surface
 Profondeur du bas: 5,90 m

Niveau 2
 Diamètre intérieur: 25,4 mm
 Profondeur du haut: surface
 Profondeur du bas: 3,25 m

**BOUCHON
SCCELLANT**

Matériau: Peltonite 1/2

Niveau 1
 Profondeur du bas: 5,3 m
 Profondeur du haut: 4,0 m

Niveau 2
 Profondeur du bas: 2,65 m
 Profondeur du haut: 0,90 m

**GRAVIER FILTRE
PRIMAIRE**

Matériau: Sable de silice grade no.1

Niveau 1
 Profondeur du bas: 6,70 m
 Profondeur du haut: 5,60 m

Niveau 2
 Profondeur du bas: 4,0 m
 Profondeur du haut: 2,95 m

**GRAVIER FILTRE
SECONDAIRE**

Matériau: Sable de silice grade no.0

Niveau 1
 Profondeur du bas: 5,60 m
 Profondeur du haut: 5,30 m

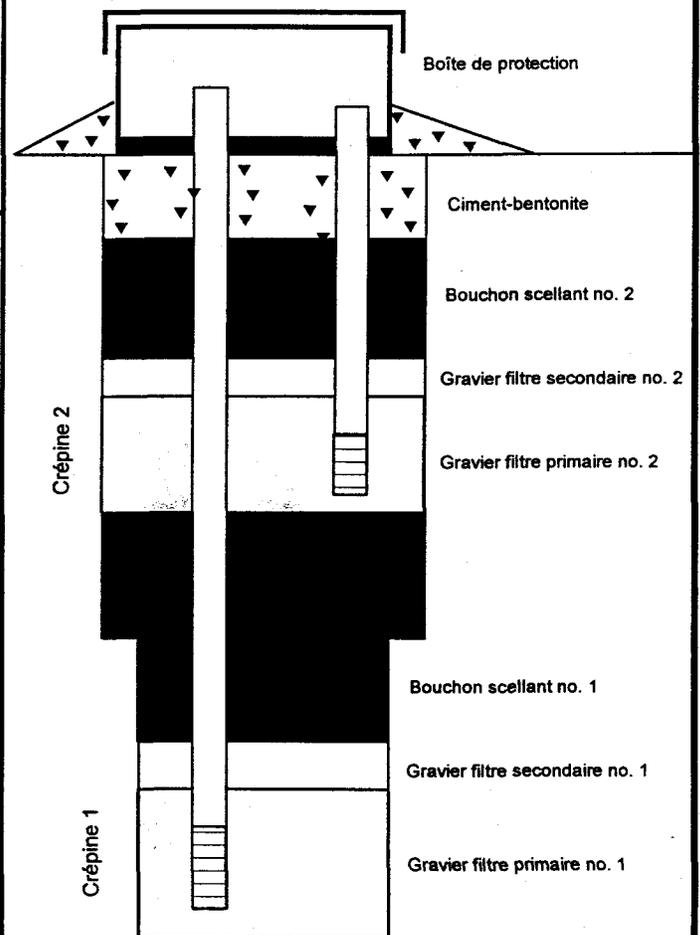
Niveau 2
 Profondeur du bas: 2,95 m
 Profondeur du haut: 2,65 m

PUITS D'OBSERVATION

**INSTALLATION TYPE AVEC
TUBE PROTECTEUR**

PUITS No: PO-104
 FORAGE No: F-104

PROJET / SITE: Produits Chimiques Expro, secteur TNT
 PROJET No: _____
 CLIENT: _____



Diamètre du forage:

Mort-terrain:
 Niveau 1: 168 mm
 Niveau 2: 142 mm
 Niveau 3: _____
 Rocher: _____

Profondeur totale: 6,70 m

Installé par: Serge Delisle, ing. M.Sc.
 Date: 21 décembre 1999
 Vérifié par: _____
 Date: _____

CRÉPINE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	14,90 m
		Profondeur du bas: _____	19,40 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	4,50 m
		Profondeur du bas: _____	5,10 m

TUBAGE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	14,90 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	4,50 m

BOUCHON SCELLANT	Matériau: _____	Aquaquad	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	14,30 m
		Profondeur du haut: _____	5,30 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	3,90 m
		Profondeur du haut: _____	0,90 m

GRAVIER FILTRE PRIMAIRE	Matériau: _____	Sable de silice grade no.1	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	19,55 m
		Profondeur du haut: _____	14,60 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	5,30 m
		Profondeur du haut: _____	4,20 m

GRAVIER FILTRE SECONDAIRE	Matériau: _____	Sable de silice grade no.0	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	14,60 m
		Profondeur du haut: _____	14,30 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	4,20 m
		Profondeur du haut: _____	3,90 m

Diamètre du forage:		
Mort-terrain:	Niveau 1: _____	105 mm (HW)
	Niveau 2: _____	
	Niveau 3: _____	
Rocher:	_____	80 mm (HQ)
Profondeur totale:	_____	19,55 m

Installé par:	_____	Eric Desjardins
Date:	_____	9 décembre 1999
Vérifié par:	_____	Serge Delisle, ing. M.Sc.
Date:	_____	24 janvier 2000

PUITS D'OBSERVATION

INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR

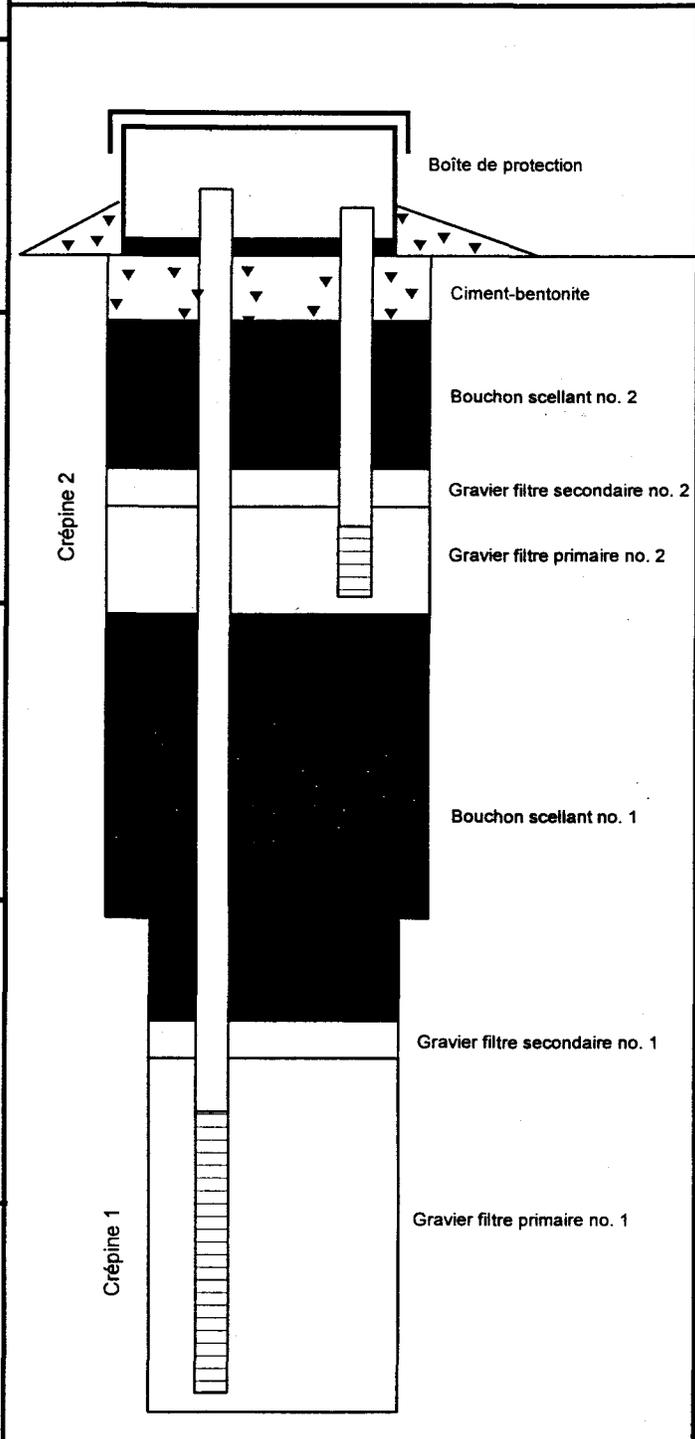
PUITS No: _____ PO-106

FORAGE No: _____ F-106

PROJET / SITE: _____ Produits Chimiques Expro, secteur TNT

PROJET No: _____

CLIENT: _____



CRÉPINE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	16,00 m
		Profondeur du bas: _____	20,50 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	6,10 m
		Profondeur du bas: _____	5,50 m

TUBAGE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	16,00 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	5,50 m

BOUCHON BENTONITE	Matériau: _____	Aquaguard	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	15,40 m
		Profondeur du haut: _____	6,25 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	4,90 m
		Profondeur du haut: _____	1,00 m

GRAVIER FILTRE PRIMAIRE	Matériau: _____	Sable de silice grade no.1	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	20,80 m
		Profondeur du haut: _____	15,70 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	6,25 m
		Profondeur du haut: _____	5,20 m

GRAVIER FILTRE SECONDAIRE	Matériau: _____	Sable de silice grade no.0	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	15,70 m
		Profondeur du haut: _____	15,40 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	5,20 m
		Profondeur du haut: _____	4,90 m

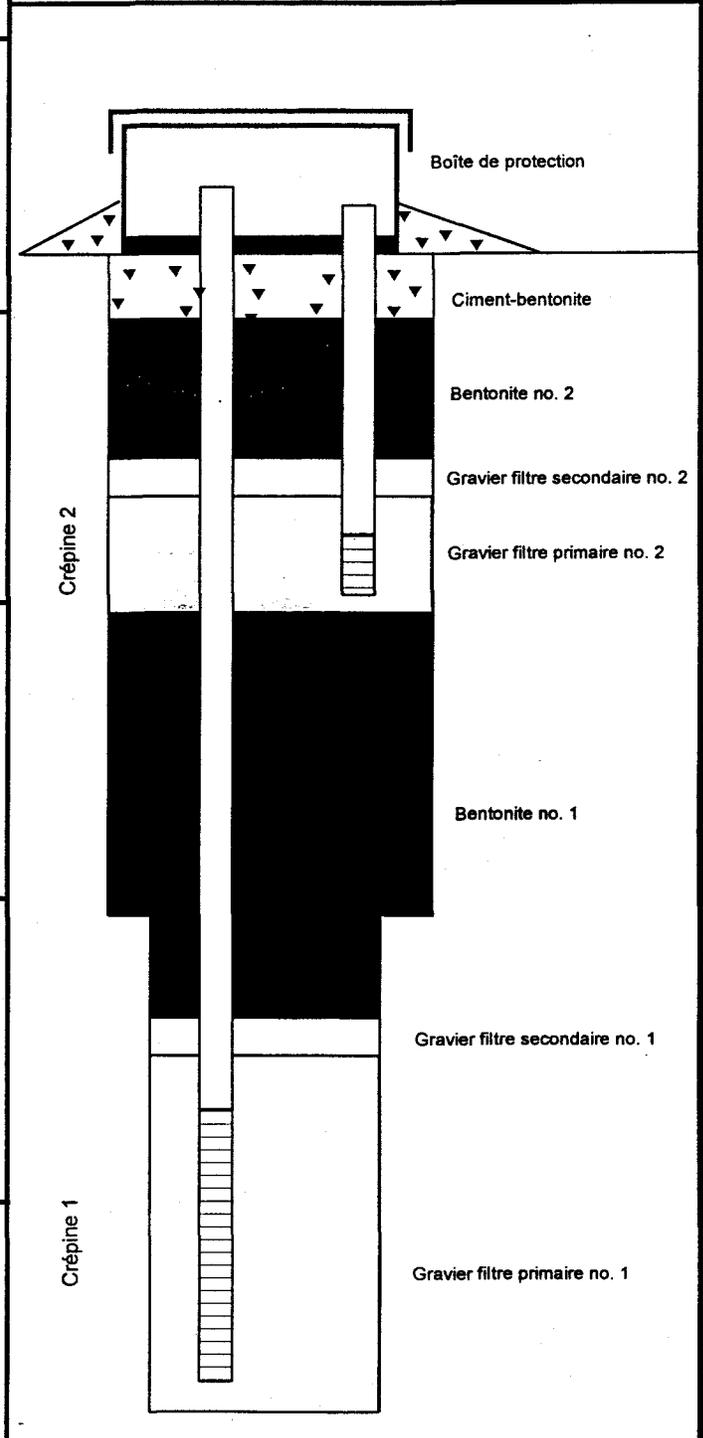
Diamètre du forage:		
Mort-terrain:	Niveau 1: _____	105 mm (HW)
	Niveau 2: _____	
	Niveau 3: _____	
Rocher:	_____	80 mm (HQ)
Profondeur totale:	_____	20,80 m

Installé par: _____	Eric Desjardins
Date: _____	9 décembre 1999
Vérifié par: _____	Serge Delisle, ing. M.Sc.
Date: _____	24 janvier 2000

PUITS D'OBSERVATION INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR

PUITS No: _____ PO-107
FORAGE No: _____ F-107

PROJET / SITE: _____ Produits Chimiques Expro, secteur TNT
PROJET No: _____
CLIENT: _____



CRÉPINE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	16,50 m
		Profondeur du bas: _____	21,00 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	7,40 m
		Profondeur du bas: _____	8,00 m

TUBAGE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	16,50 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	7,40 m

BOUCHON SCCELLANT	Matériau: _____	Aquaguard	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	15,90 m
		Profondeur du haut: _____	8,15 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	6,80 m
		Profondeur du haut: _____	1,00 m

GRAVIER FILTRE PRIMAIRE	Matériau: _____	Sable de silice grade no.1	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	21,00 m
		Profondeur du haut: _____	16,20 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	8,15 m
		Profondeur du haut: _____	7,10 m

GRAVIER FILTRE SECONDAIRE	Matériau: _____	Sable de silice grade no.0	
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	16,20 m
		Profondeur du haut: _____	15,90 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	7,10 m
		Profondeur du haut: _____	6,80 m

Diamètre du forage:		
Mort-terrain:	Niveau 1: _____	105 mm (HW)
	Niveau 2: _____	
	Niveau 3: _____	
Rocher:	_____	80 mm (HQ)
Profondeur totale:	_____	21,00 m

Installé par:	_____	Eric Desjardins
Date:	_____	9 décembre 1999
Vérifié par:	_____	Serge Delisle, ing. M.Sc.
Date:	_____	24 janvier 2000

PUITS D'OBSERVATION

INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR

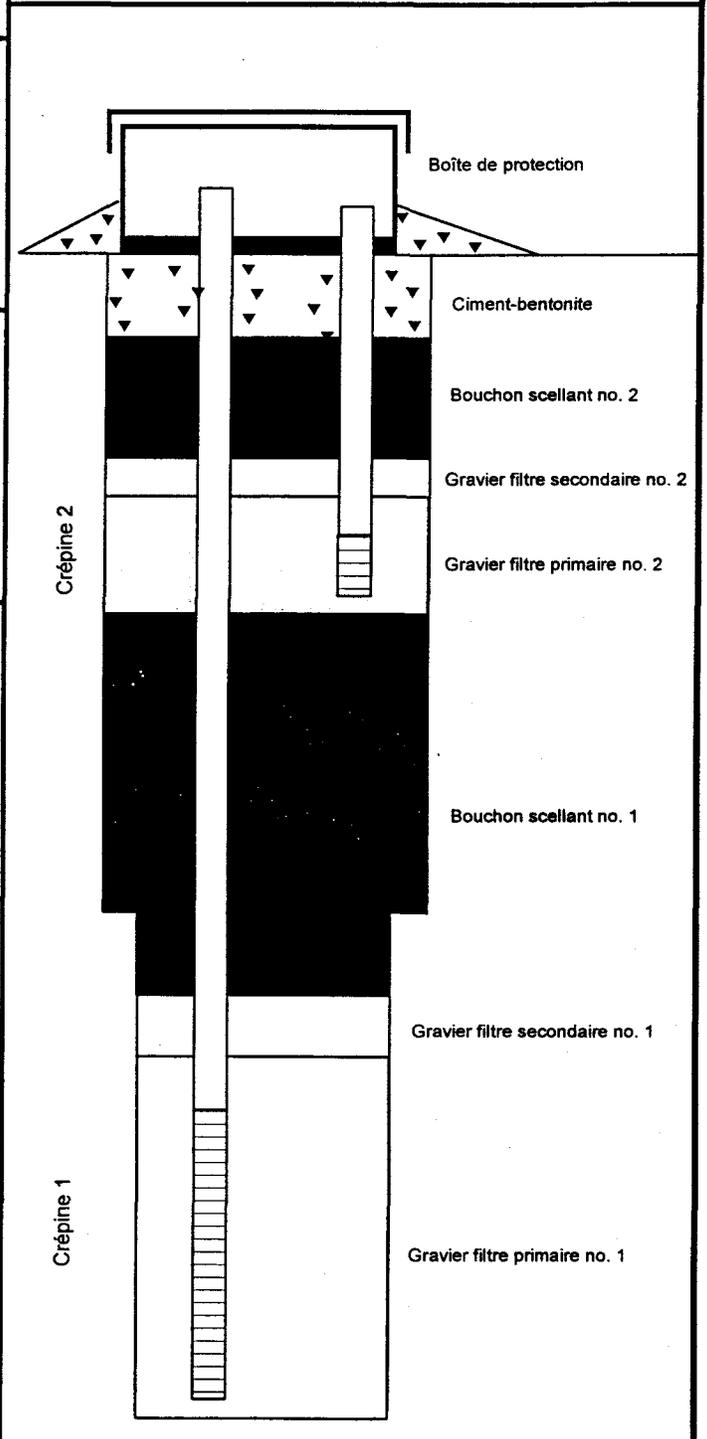
PUITS No: _____ PO-108

FORAGE No: _____ F-108

PROJET / SITE: _____ Produits Chimiques Expro, secteur TNT

PROJET No: _____

CLIENT: _____



CRÉPINE	Niveau 1 Diamètre intérieur: 25.4 mm Profondeur du haut: 8.20 m Profondeur du bas: 8.80 m	PUITS D'OBSERVATION INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR
	Niveau 2 Diamètre intérieur: 25.4 mm Profondeur du haut: 5.90 m Profondeur du bas: 6.50 m	
	Niveau 3 Diamètre intérieur: 25.4 mm Profondeur du haut: 3.25 m Profondeur du bas: 3.85 m	
	Niveau 4 Diamètre intérieur: _____ Profondeur du haut: _____ Profondeur du bas: _____	
TUBAGE	Niveau 1 Diamètre intérieur: 25.4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 8.20 m	Puits No: PO-103 FORAGE No: F-103
	Niveau 2 Diamètre intérieur: 25.4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 5.90 m	
	Niveau 3 Diamètre intérieur: 25.4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 3.25 m	
	Niveau 4 Diamètre intérieur: _____ Profondeur du haut: _____ Profondeur du bas: _____	
BOUCHON BENTONITE	Matériau: <u>Peltonite 1/2 niveaux 1 et 2;</u> <u>bentonite granulaire 3/8 niveau 3</u>	PROJET / SITE: <u>Produits Chimiques Expro, secteur TNT</u> PROJET No: _____ CLIENT: _____
	Niveau 1 Profondeur du bas: 7.60 m Profondeur du haut: 6.70 m	
	Niveau 2 Profondeur du bas: 5.30 m Profondeur du haut: 4.0 m	
	Niveau 3 Profondeur du bas: 2.65 m Profondeur du haut: 0.90 m	
GRAVIER FILTRE PRIMAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.1</u>	
	Niveau 1 Profondeur du bas: 9.00 m Profondeur du haut: 7.90 m	
	Niveau 2 Profondeur du bas: 6.70 m Profondeur du haut: 5.60 m	
	Niveau 3 Profondeur du bas: 4.00 m Profondeur du haut: 2.95 m	
GRAVIER FILTRE SECONDAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.0</u>	Diamètre du forage: Mort-terrain: Niveau 1: 219 mm Niveau 2: 168 mm Niveau 3: 142 mm Rocher: _____ Profondeur totale: 9.00 m
	Niveau 1 Profondeur du bas: 7.90 m Profondeur du haut: 7.60 m	
	Niveau 2 Profondeur du bas: 5.60 m Profondeur du haut: 5.30 m	
	Niveau 3 Profondeur du bas: 2.95 m Profondeur du haut: 2.65 m	
Niveau 4 Profondeur du bas: _____ Profondeur du haut: _____		Installé par: <u>Serge Delisle, ing. M.Sc.</u> Date: <u>21 décembre 1999</u> Vérifié par: _____ Date: _____

CRÉPINE	Niveau 1 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: 8,20 m Profondeur du bas: 8,80 m Niveau 2 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: 5,90 m Profondeur du bas: 6,50 m Niveau 3 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: 3,25 m Profondeur du bas: 3,85 m Niveau 4 Diamètre intérieur: _____ Profondeur du haut: _____ Profondeur du bas: _____	PUITS D'OBSERVATION INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR PUIITS No: PO-102 FORAGE No: F-102 PROJET / SITE: Produits Chimiques Expro, secteur TNT PROJET No: _____ CLIENT: _____
TUBAGE	Niveau 1 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 8,20 m Niveau 2 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 5,90 m Niveau 3 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 3,25 m Niveau 4 Diamètre intérieur: _____ Profondeur du haut: _____ Profondeur du bas: _____	
BOUCHON BENTONITE	Matériau: <u>Peltonite 1/2 niveaux 1 et 2;</u> <u>bentonite granulaire 3/8 niveau 3</u> Niveau 1 Profondeur du bas: 7,60 m Profondeur du haut: 6,70 m Niveau 2 Profondeur du bas: 5,30 m Profondeur du haut: 4,0 m Niveau 3 Profondeur du bas: 2,65 m Profondeur du haut: 0,90 m Niveau 4 Profondeur du bas: _____ Profondeur du haut: _____	
GRAVIER FILTRE PRIMAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.1</u> Niveau 1 Profondeur du bas: 9,00 m Profondeur du haut: 7,90 m Niveau 2 Profondeur du bas: 6,70 m Profondeur du haut: 5,60 m Niveau 3 Profondeur du bas: 4,00 m Profondeur du haut: 2,95 m Niveau 4 Profondeur du bas: _____ Profondeur du haut: _____	
GRAVIER FILTRE SECONDAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.0</u> Niveau 1 Profondeur du bas: 7,90 m Profondeur du haut: 7,60 m Niveau 2 Profondeur du bas: 5,60 m Profondeur du haut: 5,30 m Niveau 3 Profondeur du bas: 2,95 m Profondeur du haut: 2,65 m Niveau 4 Profondeur du bas: _____ Profondeur du haut: _____	
Diamètre du forage: Mort-terrain: Niveau 1: 219 mm Niveau 2: 168 mm Niveau 3: 142 mm Rocher: _____ Profondeur totale: 8,00 m		Boîte de protection Ciment-bentonite Bentonite no. 3 Gravier filtre secondaire no. 3 Crépine 3 Gravier filtre primaire no. 3 Bentonite no. 2 Gravier filtre secondaire no. 2 Crépine 2 Gravier filtre primaire no. 2 Bentonite no. 1 Gravier filtre secondaire no. 1 Crépine 1 Gravier filtre primaire no. 1
		Installé par: <u>Serge Delisle, ing. M.Sc.</u> Date: <u>21 décembre 1999</u> Vérifié par: _____ Date: _____

CRÉPINE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	8,20 m
		Profondeur du bas: _____	8,80 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	5,90 m
		Profondeur du bas: _____	6,50 m
	Niveau 3	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	3,25 m
		Profondeur du bas: _____	3,85 m
	Niveau 4	Diamètre intérieur: _____	
		Profondeur du haut: _____	
		Profondeur du bas: _____	

TUBAGE	Niveau 1	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	8,20 m
	Niveau 2	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	5,90 m
	Niveau 3	Diamètre intérieur: _____	25,4 mm
		Profondeur du haut: _____	surface
		Profondeur du bas: _____	3,25 m
	Niveau 4	Diamètre intérieur: _____	
		Profondeur du haut: _____	
		Profondeur du bas: _____	

BOUCHON BENTONITE	Matériau: <u>Peltonite 1/2 niveaux 1 et 2:</u>		
	<u>bentonite granulaire 3/8 niveau 3</u>		
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	7,60 m
		Profondeur du haut: _____	6,70 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	5,30 m
		Profondeur du haut: _____	4,0 m
	Niveau 3	Profondeur du bas: _____	2,65 m
		Profondeur du haut: _____	0,90 m
	Niveau 4	Profondeur du bas: _____	
		Profondeur du haut: _____	
		Profondeur du bas: _____	

GRAVIER FILTRE PRIMAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.1</u>		
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	9,00 m
		Profondeur du haut: _____	7,90 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	6,70 m
		Profondeur du haut: _____	5,60 m
	Niveau 3	Profondeur du bas: _____	4,00 m
		Profondeur du haut: _____	2,95 m
	Niveau 4	Profondeur du bas: _____	
		Profondeur du haut: _____	
		Profondeur du bas: _____	
		Profondeur du haut: _____	

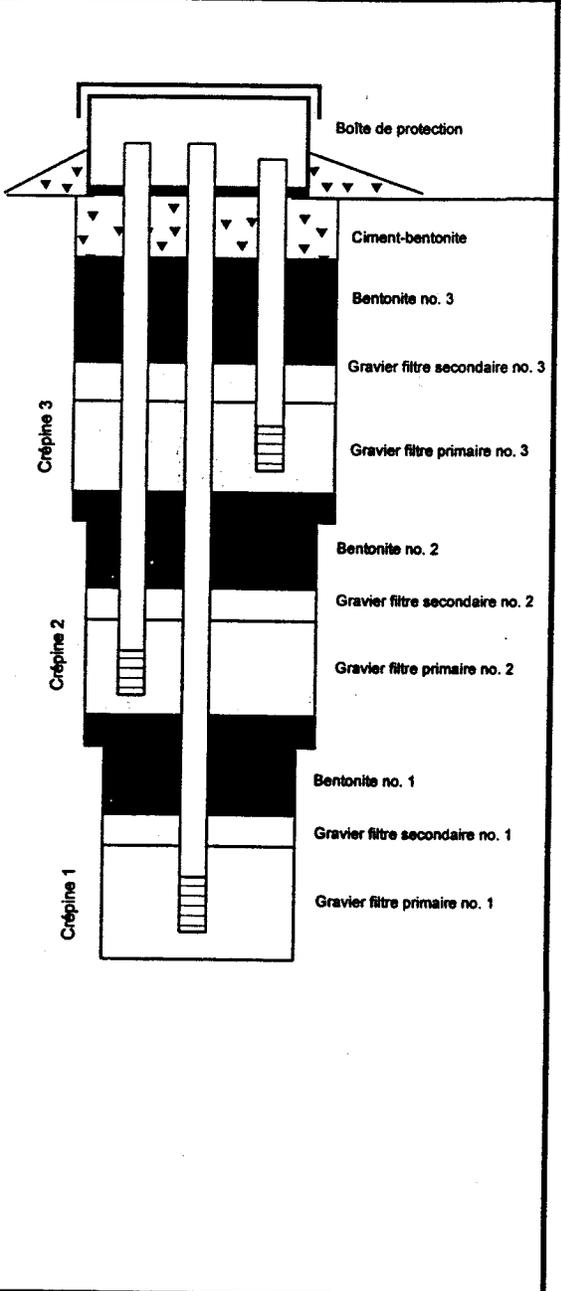
GRAVIER FILTRE SECONDAIRE	Matériau: <u>Sable de silice grade no.0</u>		
	Niveau 1	Profondeur du bas: _____	7,90 m
		Profondeur du haut: _____	7,60 m
	Niveau 2	Profondeur du bas: _____	5,60 m
		Profondeur du haut: _____	5,30 m
	Niveau 3	Profondeur du bas: _____	2,95 m
		Profondeur du haut: _____	2,65 m
	Niveau 4	Profondeur du bas: _____	
		Profondeur du haut: _____	
		Profondeur du bas: _____	
		Profondeur du haut: _____	

Diamètre du forage:	
Mort-terrain:	
Niveau 1: _____	219 mm
Niveau 2: _____	168 mm
Niveau 3: _____	142 mm
Rocher: _____	
Profondeur totale: _____	9,00 m

PUITS D'OBSERVATION INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR

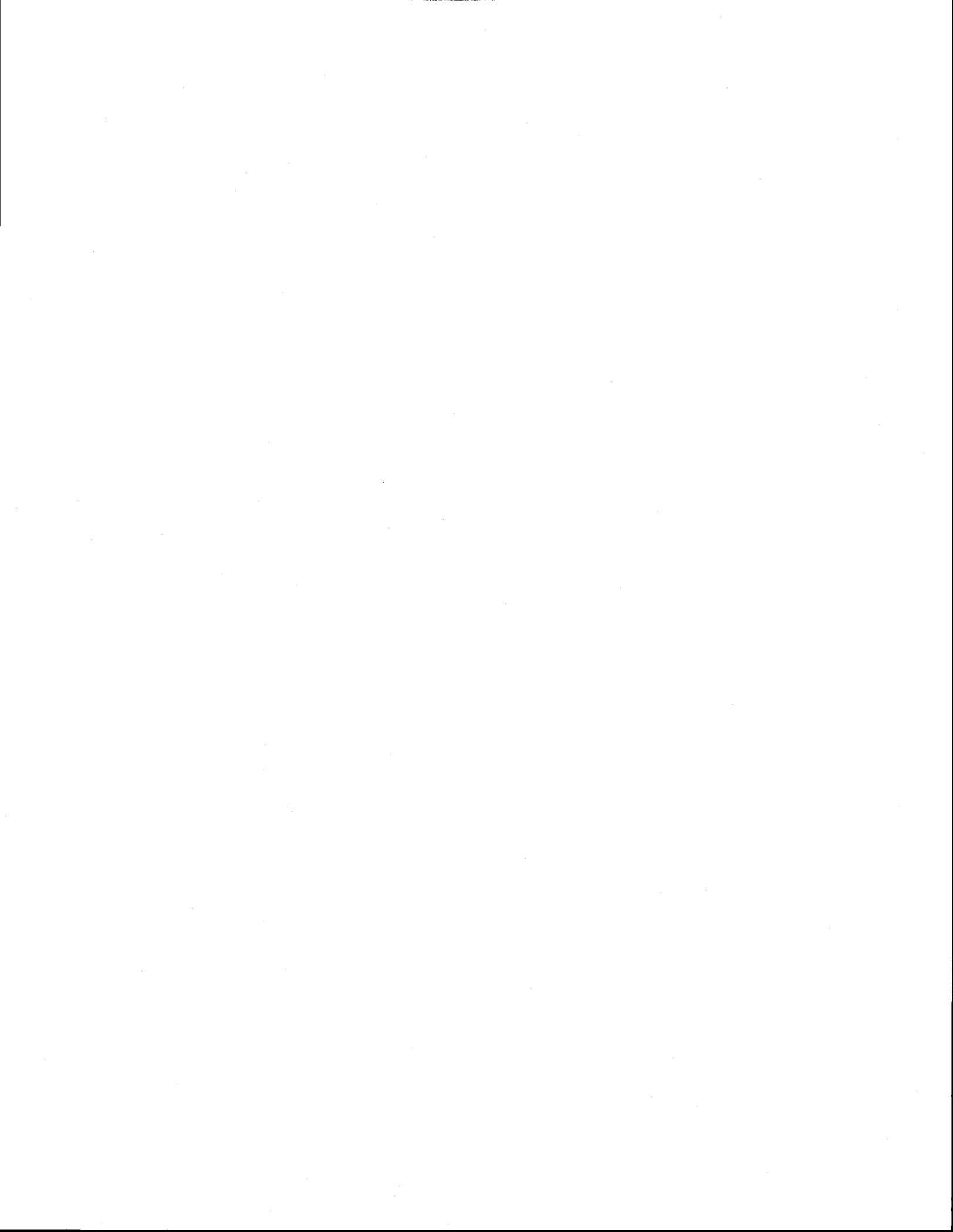
PUITS No: _____ PO-105
FORAGE No: _____ F-105

PROJET / SITE: Produits Chimiques Expro secteur TNT
PROJET No: _____
CLIENT: _____



Installé par: Serge Delisle Ing. M.Sc.
Date: 23 décembre 1999
Vérifié par: _____
Date: _____

CRÉPINE		PUITS D'OBSERVATION INSTALLATION TYPE AVEC TUBE PROTECTEUR	
Niveau 1 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: 17,00 m Profondeur du bas: 21,50 m Niveau 2 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: 10,80 m Profondeur du bas: 11,40 m Niveau 3 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: 8,20 m Profondeur du bas: 8,80 m Niveau 4 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: 5,90 m Profondeur du bas: 6,50 m		PUIXS No: PO-101 FORAGE No: F-101	
Niveau 1 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 17,00 m Niveau 2 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 10,80 m Niveau 3 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 8,20 m Niveau 4 Diamètre intérieur: 25,4 mm Profondeur du haut: surface Profondeur du bas: 5,90 m		PROJET / SITE: Produits Chimiques Expro secteur TNT PROJET No: _____ CLIENT: _____	
Niveau 1 Profondeur du bas: 16,40 m Profondeur du haut: 11,80 m Niveau 2 Profondeur du bas: 10,15 m Profondeur du haut: 9,00 m Niveau 3 Profondeur du bas: 7,60 m Profondeur du haut: 6,65 m Niveau 4 Profondeur du bas: 5,30 m Profondeur du haut: 0,90 m			
Matériau: <u>Bentonite 1/2 niveaux 1,2 et 3;</u> <u>bentonite granulaire 3/8 niveau 4</u> Niveau 1 Profondeur du bas: 21,60 m Profondeur du haut: 16,70 m Niveau 2 Profondeur du bas: 11,80 m Profondeur du haut: 10,45 m Niveau 3 Profondeur du bas: 9,00 m Profondeur du haut: 7,90 m Niveau 4 Profondeur du bas: 6,65 m Profondeur du haut: 5,60 m			
Matériau: <u>Sable de silice grade no.1</u> Niveau 1 Profondeur du bas: 16,70 m Profondeur du haut: 16,40 m Niveau 2 Profondeur du bas: 10,45 m Profondeur du haut: 10,15 m Niveau 3 Profondeur du bas: 7,90 m Profondeur du haut: 7,60 m Niveau 4 Profondeur du bas: 5,60 m Profondeur du haut: 5,30 m			
Matériau: <u>Sable de silice grade no.0</u> Niveau 1 Profondeur du bas: 16,70 m Profondeur du haut: 16,40 m Niveau 2 Profondeur du bas: 10,45 m Profondeur du haut: 10,15 m Niveau 3 Profondeur du bas: 7,90 m Profondeur du haut: 7,60 m Niveau 4 Profondeur du bas: 5,60 m Profondeur du haut: 5,30 m			
Diamètre du forage: Mort-terrain: Niveau 1: 219 mm Niveau 2: 168 mm Niveau 3: 142 mm Rocher: 114 mm Profondeur totale: 21,60 m		Installé par: <u>Serge Dalisle, ing. M.Sc.</u> Date: <u>17 décembre 1999</u> Vérifié par: _____ Date: _____	



ANNEXE D
PROTOCOLES DES ESSAIS DE LABORATOIRE



PROTOCOLE DES ESSAIS D'ADSORPTION

Ce protocole présente la méthodologie suivie afin de réaliser les essais d'adsorption.

OBJECTIFS

Les objectifs des essais d'adsorption sont :

- 1) Préciser la cinétique d'adsorption du TNT;
- 2) Évaluer le coefficient de partition (K_D) du TNT;
- 3) Évaluer le facteur retard (R) du TNT.

PROCÉDURE GÉNÉRALE

Avant de procéder aux essais d'adsorption proprement dits, deux étapes préliminaires sont nécessaires. Dans un premier temps, il est primordial de préciser le ratio sol:eau qui sera employé dans les essais d'adsorption. Ce ratio peut influencer grandement les essais et c'est pourquoi une procédure expérimentale et une procédure empirique ont été employées simultanément. Dans un deuxième temps, il faut identifier le temps d'équilibre qui correspond en fait au temps requis pour que le système atteigne l'équilibre chimique. Suite à ces deux étapes, les essais d'adsorption sont réalisés.

PROCÉDURE DÉTAILLÉE

SOL EXPÉRIMENTAL

Le sol utilisé provient du secteur TNT de la propriété de la compagnie Expro. Ce sol est représentatif des sols d'un secteur contaminé, mais ne contient aucune contamination. Avant son utilisation comme adsorbant, il a été séché à l'étuve (110°F pendant 48 hrs), puis passé au tamis de 2 mm. Ce sol est constitué à 58% de sable, 30% de silt et 12% d'argile. Son contenu en carbone organique est de 0.03% et sa porosité est estimée à 0.32.

CONTAMINANTS

Le trinitrotoluène (TNT) et le 2,4-dinitrotoluène (2,4-DNT) ont été extraits des sols contaminés présents dans le secteur TNT. L'acétone fut le solvant employé afin de récupérer les contaminants. L'extraction des explosifs contenus dans les sols a été réalisée au Centre de Recherche de la Défense de Valcartier (CRDV). L'extraction consiste à mélanger le solvant avec les sols afin de dissoudre les explosifs et les retirer du sol, puis le solvant est évaporé. Ainsi, une poudre, contenant les composés nitroaromatiques présents dans les sols, est obtenue. La méthode EPA 8330 a été utilisée afin d'évaluer la concentration en

contaminants. La solution aqueuse constitue la solution mis en contact avec les sols, lors des essais d'adsorption. Elle est préparée en utilisant les contaminants extraits des sols contaminés de la source de contamination du site d'étude. Afin de bien suivre la dynamique du transport dans la colonne et l'évolution de la concentration dans les essais d'adsorption, la concentration en TNT de la solution aqueuse est l'un des paramètres les plus importants à considérer. Dans cette optique, la solution aqueuse est préparée de façon à d'obtenir la concentration en TNT la plus élevée possible.

La solution aqueuse est produite dans des contenants de 4 litres en verre ambré, en mélangeant les extraits des sols contaminés provenant du site à de l'eau distillée. En fait, 2 g d'extrait sont mélangés à 3,5 litres d'eau distillée. Ce mélange permet une sursaturation de la solution en TNT et ainsi l'obtention d'une solution équivalente à la solubilité du TNT dans le mélange. L'eau et l'extrait sont laissés en contact pendant plusieurs heures jusqu'à l'atteinte de l'équilibre (c'est-à-dire jusqu'à ce que la concentration en TNT de la solution aqueuse ne change plus (72 heures)). Afin de favoriser la dissolution des explosifs, l'extrait des sols contaminés est broyé en une fine poudre. Finalement, la solution est filtrée.

Dans le but d'éliminer le plus possible la transformation du TNT par l'action des micro-organismes et la lumière, le contenant utilisé est en verre ambré et de l'azoture (sodium azide) est ajouté. La quantité requise de sodium azide se situe près de 2% (7 g pour 3,5 litres d'eau).

Des analyses doivent être faites sur la solution aqueuse afin de déterminer si par ce processus, les concentrations en TNT et ses métabolites sont suffisantes pour procéder aux essais en colonne et aux essais d'adsorption. Idéalement, les concentrations minimums devraient être de l'ordre de 25 mg/L à 50 mg/L pour le TNT, afin de permettre de suivre son cheminement plus facilement dans les essais.

Les essais d'adsorption ont pour objectif d'identifier le coefficient de partition (k_D) et le facteur retard (R). Bien que les essais en colonne soient plus précis, les essais d'adsorption fournissent de bonnes indications sur ce paramètre et permettent également de planifier les essais en colonne à venir. Les essais d'adsorption sont réalisés en trois temps, en premier lieu l'identification du ratio sol:eau, en second lieu la détermination du temps d'équilibre entre la solution aqueuse et le sol, et finalement, les essais d'adsorption proprement dits.

IDENTIFICATION DU RATIO SOL:EAU

L'EPA (1992) suggère deux méthodes afin d'identifier ce ratio pour des contaminants organiques hydrophobes. La méthode expérimentale est décrite dans le prochain paragraphe.

Différents ratios sol:eau sont évalués. Le facteur d'évaluation est le pourcentage d'adsorption du TNT par le sol. Ce facteur devrait se situer entre 10 et 30 % afin que l'essai soit considérée comme statistiquement valable (EPA, 1992). Huit ratios sont donc évalués, il s'agit des ratios 1:4, 1:10, 1:20, 1:40, 1:60, 1:100, 1:200 et 1:500. Les essais d'adsorption se déroulent dans des réacteurs constitués de bouteilles de verre ambré de 250 ml, fermées par des bouchons avec des septums en téflon. La température est maintenue à 10°C et le temps d'incubation de 24 heures. La solution et le sol sont agités pendant toute la période de l'essai. Un échantillon de 30 mL de surnageant de chaque réacteur est prélevé et centrifugé pendant 30 minutes. Environ 10 ml de cet échantillon centrifugé est prélevé et combiné à 10 ml d'acétonitrile qui agira comme préservatif et comme solvant pour les analyses. Les échantillons sont conservés à 4°C dans des flacons de verre ambré de 40 ml, comportant des bouchons avec des septums en téflon.

IDENTIFICATION DU TEMPS D'ÉQUILIBRE

Le temps d'équilibre est un facteur important dans le cas des essais d'absorption puisqu'il est primordial que le système ait atteint l'équilibre. Donc l'idée est d'utiliser des solutions de différentes concentrations, de les mélanger avec un sol propre et de les échantillonner à des temps différents. Ainsi, il est possible de tracer une courbe pour chaque solution et d'identifier le temps où la concentration ne varie plus, c'est-à-dire le temps où elle a atteint l'équilibre.

Avant son utilisation pour les essais, le sol représentatif de la zone de till est tamisé (< 2mm) et séché l'étuve. Un ratio sol:eau de 1:4 est employé (50 g de sol et 200 ml de solution aqueuse). Des bouteilles en verre ambré de 250 ml, fermées de bouchons avec des septums en teflon, sont utilisées comme réacteur. Les temps d'incubations des réacteurs seront de 1, 6, 12, 24, 48, 72 et 96 heures. De plus, les réacteurs seront en agitation constante pendant leur incubation. Après leur temps d'incubation respectifs, un volume de 30 ml sera prélevé du surnageant de chaque réacteur et ce volume sera centrifuger pendant 30 minutes. Après centrifugation, un volume de 10 ml sera prélevé pour fin d'analyse. Ce volume de 10 ml sera combiné à 10 ml d'acétonitrile qui agit comme préservatif. Les échantillons seront conservés à 4°C dans des flacons de verre ambré de 40 ml, comportant des bouchons avec des sellants intérieurs en teflon et des sellants extérieurs en polyéthylène.

ESSAIS D'ADSORPTION

Après avoir identifié le ratio sol:eau et le temps d'équilibre, il devient possible de procéder aux essais d'adsorption proprement dits. Selon les résultats des étapes précédentes, un ratio sol:eau de 1:4 est employé. La solution aqueuse originale est diluée avant d'être introduite dans les réacteurs. Neuf dilutions sont faites comme suit : dilutions 1:1, 1:4, 1:10, 1:20, 1:40, 1:60, 1:100, 1:200 et 1:500. Tous les essais sont dupliqués, de plus, un réacteur témoin est introduit et il ne contiendra que du sol propre et de l'eau distillée. Les sols et les solutions dans le réacteur sont incubés pour une période de 24 heures et agités constamment, à 10°C.

ANALYSES

Les échantillons récupérés sont centrifugés avant leur envoi au laboratoire d'analyse. Tous les échantillons sont analysés pour leur contenu en TNT et en DNT en suivant la méthode 8330 de l'EPA pour les hautes concentrations ("high level method"). Un volume de chacun des échantillons (filtrés) est mélangé à un volume égal d'acétonitrile, vortexé, filtré (0.45 µm, Millex HV), et analysé sur HPLC.

PROTOCOLE DES ESSAIS EN COLONNE

Les essais en colonne sont réalisés suite aux essais d'adsorption. Ces essais procurent un degré de précision supplémentaire dans l'évaluation des propriétés d'adsorption du contaminant, en plus de permettre l'identification d'autres propriétés, tel que la dispersivité du milieu.

OBJECTIFS

Les objectifs poursuivis dans les essais en colonne sont :

- 1) Identifier le coefficient de partition (K_D) du TNT;
- 2) Identifier le facteur retard (R) du TNT;
- 3) Identifier la dispersivité du milieu (α);
- 4) Quantifier l'influence de la biotransformation du TNT sur le transport en milieu saturé.

PROCÉDURE DÉTAILLÉE

SOL EXPÉRIMENTAL

Le sol utilisé provient du secteur TNT de la propriété de la compagnie Expro. Ce sol est représentatif des sols d'un secteur contaminé, mais ne contient aucune contamination. Avant son utilisation comme adsorbant, il a été séché à l'étuve (110°F pendant 48 hrs), puis tamisé sur tamis de 2 mm. Ce sol est constitué à 58% de sable, 30% de silt et 12% d'argile. Son contenu en carbone organique est de 0.03% et sa porosité est estimée à 0.32.

DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

COLONNE

La colonne consiste en un cylindre de verre de 15 cm de haut et de 3,6 cm de diamètre. L'extrémité supérieure de la colonne est fermée par un couvercle de Téflon perforé qui est recouvert d'une plaque de verre (1cm d'épaisseur). L'extrémité inférieure est fermée par une plaque perforée en acier inoxydable qui est liée à un réservoir conique. Le lien entre le cylindre de verre et la plaque inférieure est effectué par une valve en viton. Un tamis en acier inoxydable à l'intérieur de chaque extrémité prévient la perte de particules provenant de la colonne. Les plaques de Téflon sont recouvertes d'une plaque d'acier inoxydable. Le montage est complété par quatre rodes qui permettent d'assembler les différentes pièces.

MONTAGE DES COLONNES

Le sol sec est introduit par couche de 1 cm (5g), afin de prévenir l'hétérogénéité longitudinale du sol à l'intérieur de la colonne. La compaction de la colonne est réalisée en martelant le sol présent dans la colonne par un poids de 250g, d'une hauteur contrôlée de 15 cm, répété 12 fois pour chaque couche. Avant l'introduction de chaque volume de sol dans la colonne, la surface de la couche de sol en place est scarifiée afin d'uniformiser les couches et d'éviter la ségrégation horizontale.

L'air interstitielle est éliminée du sol par circulation de dioxyde de carbone (environ 18 volume des pores). Le dioxyde de carbone est éliminé lorsque la colonne est saturée complètement avec l'eau distillée et dégazée.

SOLUTION D'INJECTION

Le trinitrotoluène (TNT) et le 2,4-dinitrotoluène (2,4-DNT) ont été extraits des sols contaminés présents dans le secteur TNT. L'acétone fut le solvant employé afin de récupérer les contaminants. L'extraction des explosifs contenus dans les sols a été réalisée au Centre de Recherche de la Défense de Valcartier (CRDV). L'extraction consiste à mélanger le solvant avec les sols afin de dissoudre les explosifs et les retirer du sol, puis le solvant est évaporé. Ainsi, une poudre, contenant les composés nitroaromatiques présents dans les sols, est obtenue. La méthode EPA 8330 a été utilisée afin d'évaluer la concentration en contaminants. La solution aqueuse constitue la solution mise en contact avec les sols, lors des essais en colonne. Afin d'éviter des phénomènes de partition dans la solution aqueuse, la concentration du TNT dans la solution est optimisée afin d'obtenir une concentration totale en TNT de 25 ppm. De plus, un traceur conservatif (chlorure et bromure) est introduit dans la solution. L'ajout de ce traceur permettra d'évaluer certaines propriétés de transport des contaminants et du milieu.

La solution aqueuse est produite dans des contenants de 4 litres en verre ambré, en mélangeant les extraits des sols contaminés provenant du site à de l'eau distillée. En fait, 2 g d'extrait sont mélangés à 3,5 litres d'eau distillée. Ce mélange permet une sursaturation de la solution en TNT et ainsi l'obtention d'une solution équivalente à la solubilité du TNT dans le mélange. L'eau et l'extrait sont laissés en contact pendant plusieurs heures jusqu'à l'atteinte de l'équilibre (c'est-à-dire jusqu'à ce que la concentration en TNT de la solution aqueuse ne change plus (72 heures)). Afin de favoriser la dissolution des explosifs, l'extrait des sols contaminés est broyé en une fine poudre. Par la suite, la solution est filtrée. Finalement, la solution est diluée quatre fois dans le but d'obtenir la concentration visée (25 ppm).

ESSAIS DE PERMÉABILITÉ À CHARGE CONSTANTE

Les essais de perméabilité sont réalisés préalablement à l'essai en colonne afin d'évaluer la perméabilité du sol. De plus, ces essais sont utiles à la vérification de l'aptitude de la colonne en faisant ressortir les imperfections dans le montage de la colonne (bulle d'air, fuites, etc.).

Ces essais consistent à imposer une charge constante en eau à la base de la colonne et à suivre l'effluent en fonction du temps. Ainsi, l'eau est injectée à la base de la colonne afin d'éviter certains effets indésirables et elle est récupérée via un tube de Viton fixé à la sortie en haut de la colonne. La quantité d'eau expulsée est mesurée en fonction du temps et un débit est calculé. À l'aide de cette valeur et de certaines propriétés tel que la porosité, la perméabilité du sol est quantifiée.

CALIBRATION DE L'ESSAI

De l'eau distillée et déionisée est pompée à travers la colonne afin de conditionner le milieu. Ce pompage représente environ 5 volumes des pores, soit quelques 250 ml. Cette calibration permet de fixer le débit, de vérifier si ce débit est constant dans le temps. De plus, la calibration est réalisée à 10 °C, de façon à reproduire les conditions de l'essai.

DÉROULEMENT DES ESSAIS

Deux types d'essais sont prévus. Un essai comprenant un composé inhibiteur de l'activité biologique dissout dans l'eau et un essai sans aucune limite chimique de l'activité biologique. Le composé inhibiteur employé est le sodium azide. Ainsi, un essai en colonne sera représentatif des conditions retrouvées sur le site (avec dégradation biologique) et l'autre essai permettra d'éliminer la composante biologique et de

vérifier précisément l'importance de la composante d'adsorption lors du transport des contaminants dans les eaux souterraines.

Le déroulement des essais est simple. La solution d'injection (solution contaminée) est pompée, à partir d'un réservoir, et circule au travers de la colonne à débit constant ($27 \text{ cm}^3/\text{min}$). L'effluent est récupéré dans des vials en verre ambré de 40 ml. Un volume de 8 ml compose chacune des fractions récupérées. L'eau est circulée dans les colonnes jusqu'à 5 volumes de pore (environ 250 ml). Par la suite la solution d'injection est remplacée par de l'eau distillée et déionisée et cette eau est à son tour circulée dans la colonne pour 5 autres volumes de pore. Les essais se déroulent à $10 \text{ }^\circ\text{C}$, dans la noirceur. De plus, les réservoirs sont en verre ambré et les colonnes sont recouvertes de papier d'aluminium. Durant les essais, le débit est calculé pour chaque fraction récupérée et ajusté si nécessaire.

ANALYSES

Des fractions de 8 ml sont donc récupérées. De ces fractions, un volume de 3 ml est employé pour l'analyse du traceur conservatif et 5 ml servent à l'analyse du TNT. Afin de préserver les échantillons devant faire l'objet d'analyses pour le TNT, un volume égale en acétonitrile est ajouté à chaque échantillon. Ainsi, le TNT se retrouve à être dilué à 50% lors de l'analyse. Tous les échantillons sont analysés pour leur contenu en TNT et en DNT en suivant la méthode 8330 de l'EPA pour les hautes concentrations ("high level method"). Un volume de chacun des échantillons (filtrés) est mélangé à un volume égal d'acétonitrile, vortexé, filtré ($0.45 \text{ }\mu\text{m}$, Millex HV), et analysé sur HPLC.

PROTOCOLE DES ESSAIS EN MICROCOSMES

(adapté de IRB, 1999, protocole interne)

BIODÉGRADATION DES NITROAROMATIQUES

OBJECTIFS

Les objectifs des essais de minéralisation et de biotransformation en microcosmes sont:

- 1) Évaluer l'importance des populations bactériennes hétérotrophes totales présentes dans les sols de la zone vadose au site d'étude;
- 2) Évaluer la transformation du TNT dans des conditions représentatives du site à l'étude;
- 3) Évaluer la minéralisation du TNT pour des conditions représentative du site d'étude;

PROCCÉDURE GÉNÉRALE

Deux types d'essais sont réalisés dans ces expériences. Tout d'abord, une première série de microcosmes permettra de quantifier les processus de transformation biologique du TNT en utilisant des sols provenant de la source de contamination et contenant donc déjà le contaminant d'intérêt. Ensuite, une deuxième série de microcosmes permettra de quantifier la minéralisation complète de la molécule de TNT en éléments primaires (eau, CO₂). Pour ce faire, des sols provenant de la source de contamination seront amendés d'une solution de TNT marqué au ¹⁴C. De plus, d'autres composés de la famille des nitroaromatiques, de même que des intermédiaires de dégradation du TNT sont étudiés dans cette expérience (MNT, DNT, ADNT). Finalement, des comptes bactériens seront effectués sur des sols prélevés au site d'étude afin d'évaluer la viabilité des populations bactériennes, particulièrement à la source de contamination.

PROCÉDURE DÉTAILLÉE

PROVENANCE DES ÉCHANTILLONS DE SOL

Les échantillons de sols prélevés pour les travaux de microbiologie seront récupérés sur le site d'étude à la source de contamination.

Les échantillons de sol seront prélevés à deux profondeurs différentes, soit à 0,5 m et à 1,5 m de profondeur. Ces sols seront récupérés le long des parois des tranchées d'échantillonnage. Le sol est récupéré directement avec des contenants de 500 ml, après que la couche superficielle de sol eut été enlevée à l'aide d'une truelle propre. Chaque échantillon de sol est ensuite placé dans un contenant de

verre ambré rempli à pleine capacité et scellé avec un couvercle doublé de téflon. Les échantillons sont finalement conservés à $\pm 4^{\circ}\text{C}$ jusqu'à leur utilisation.

ÉNUMÉRATION DE LA POPULATION TOTALE HÉTÉROTROPHE

L'énumération de la population totale hétérotrophe est effectuée par la méthode d'étalement sur géloses. Les dilutions sont réalisées avec du pyrophosphate de sodium ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$, 0.1% (p/v), pH 7.0). Les étalements sont ensuite faits sur des géloses d'agar contenant un milieu de culture pauvre en éléments nutritifs appelé YTS₂₅₀ (extrait de levure, tryptone, et amidon soluble, 250 mg chacun par litre d'eau d'aqueduc municipal (utilisée pour son apport en sels minéraux)). Les étalements de plusieurs dilutions sont effectués en triplicata, l'incubation est faite à 8°C , et le décompte des colonies est réalisé après sept et 14 jours d'incubation.

ÉTUDES EN MICROCOSMES

ÉTUDE DE LA MINÉRALISATION DE CINQ NITROAROMATIQUES

Les essais de minéralisation ont été effectués pour les composés suivants, marqués au carbone 14 :

- 2,4,6-Trinitrotoluène (TNT);
- 2,4-Dinitrotoluène (50%) et 2,6-Dinitrotoluène (50%);
- Mononitrotoluène (MNT);
- 2 Amino-dinitrotoluène (2Am-DNT);
- 4 Amino-dinitrotoluène (4Am-DNT).

Des portions de 20 g de sol sont introduites dans des bouteilles à sérum de 120 mL. Une série distincte de microcosmes en triplicatas est préparée pour chacun des cinq composés marqués, dans le but d'évaluer le potentiel de minéralisation pour chacun de ceux-ci, et ce, pour chacun des deux sols étudiés. De plus, chacun des deux sols est amené à une humidité de 85 % de la capacité au champ. Les contrôles abiotiques sont préparés en autoclavant deux fois 30 min à intervalle de 24 h un mélange des deux sols échantillonnés en portions égales (dans leurs bouteille à sérum). Les cinq composés marqués au ^{14}C utilisés séparément sont tous préparés par le CRDV. Des aliquots de 20 μl de chacun des cinq composés radioactifs sont ajoutés à chaque portion de 20 g de sol, pour chacune des cinq séries, pour des comptes radioactifs initiaux d'environ 100 000 DPM par microcosme. La quantité de composés radioactifs ajoutée est de 4 à 12 ppm par microcosme de 20 g de sol (4.15, 7.20, 8.30, 11.50, et 4.05 ppm, respectivement pour le ^{14}C -TNT, le ^{14}C -DNT, le ^{14}C -2-ADNT, le ^{14}C -4-ADNT, et finalement le ^{14}C -MNT)

Une trappe à CO₂, constituée d'un tube contenant 0,5 mL de KOH 1N est introduite dans chacun des microcosmes. Chaque bouteille à sérum est fermée avec un bouchon de butyle gris et un sceau d'aluminium. Tous les microcosmes, initialement en conditions aérobies, sont incubés de façon statique et à l'abri de la lumière, à une température de 8°C.

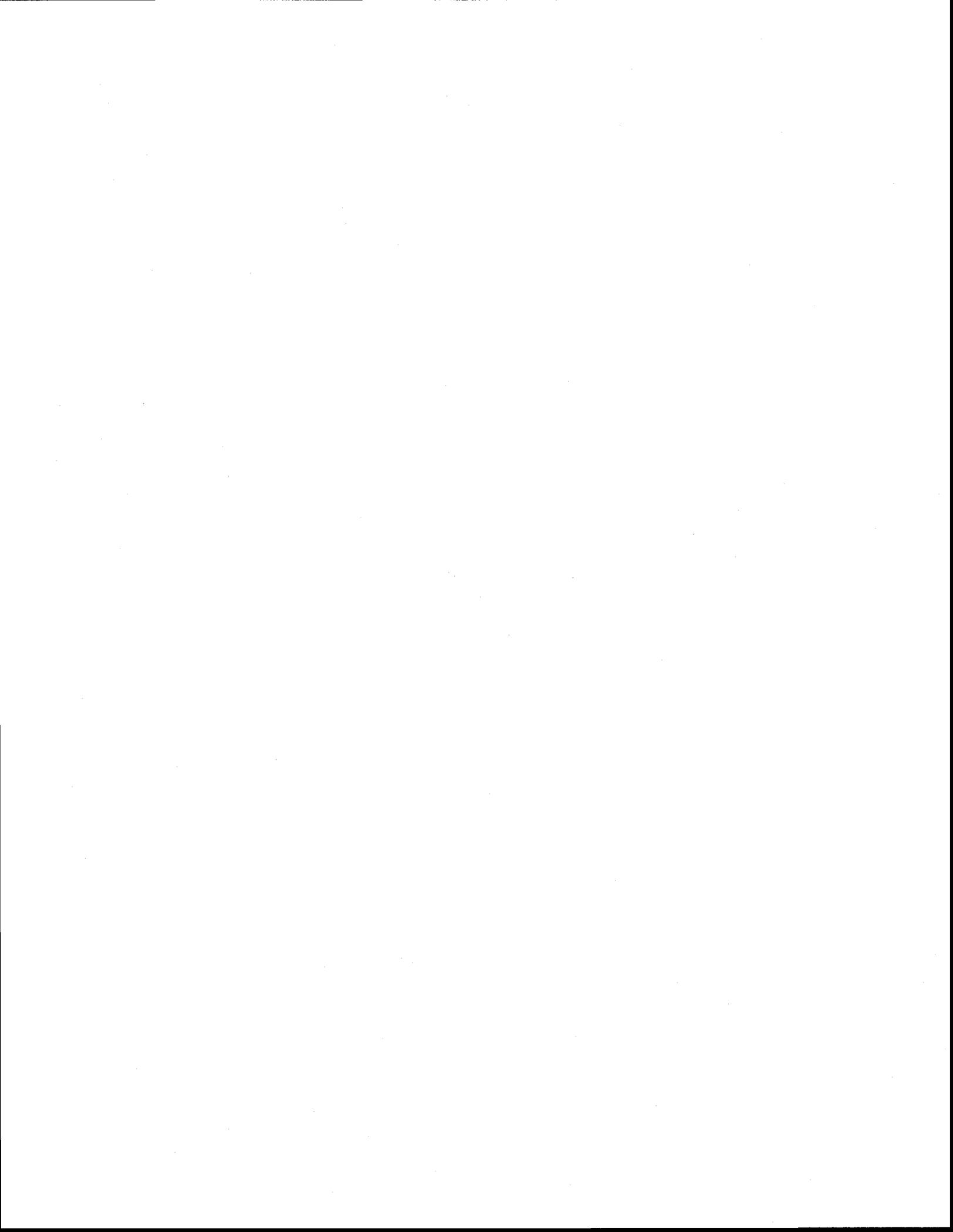
La minéralisation est suivie en transférant le KOH des trappes à l'aide d'une seringue de 1 cc munie d'une longue aiguille dans une fiole à scintillation de 20 mL. La seringue et l'aiguille sont ensuite rincées de façon séquentielle avec 0,5 mL puis 1,0 mL d'eau, également transférées dans la fiole à scintillation. Du scintillant (18 mL) est ajouté dans chaque fiole qui sont fermées d'un bouchon, agitées vigoureusement, et finalement comptées sur un compteur à scintillation Packard Tri-Carb, modèle 2100 TR.

ÉTUDE DE TRANSFORMATION DES NITROAROMATIQUES

Cette étude est conduite sur des microcosmes non-radioactifs, qui sont préparés et incubés de la même façon que la série de microcosmes radioactifs, à l'exception des composés marqués au ¹⁴C, qui ne sont pas ajoutés. Cette série de microcosmes non-radioactifs est réalisée afin de permettre l'extraction et l'analyse des nitroaromatiques et de leurs métabolites présents dans les sols échantillonnés au site à l'étude. Au total, quatre échantillonnages (T0 à T4) sont prévus en sacrifiant chacun des triplicatas de chaque sol. Les composés suivis au cours de cette étude, qui sont déjà présents dans le sol, sont les suivants: TNT, 2,4-DNT, 2,6-DNT, et 4-ADNT. Le KOH des trappes à CO₂ est changé à intervalles réguliers, bien que moins souvent que celles des microcosmes radioactifs. Les nitroaromatiques sont extraits et analysés selon la méthode 8330 modifiée de l'EPA avec la modification suivante : chaque bouteille à sérum sacrifiée étant congelée à -80°C avant la lyophilisation de son contenu.

NIVEAUX D'OXYGÈNE DES MICROCOSMES

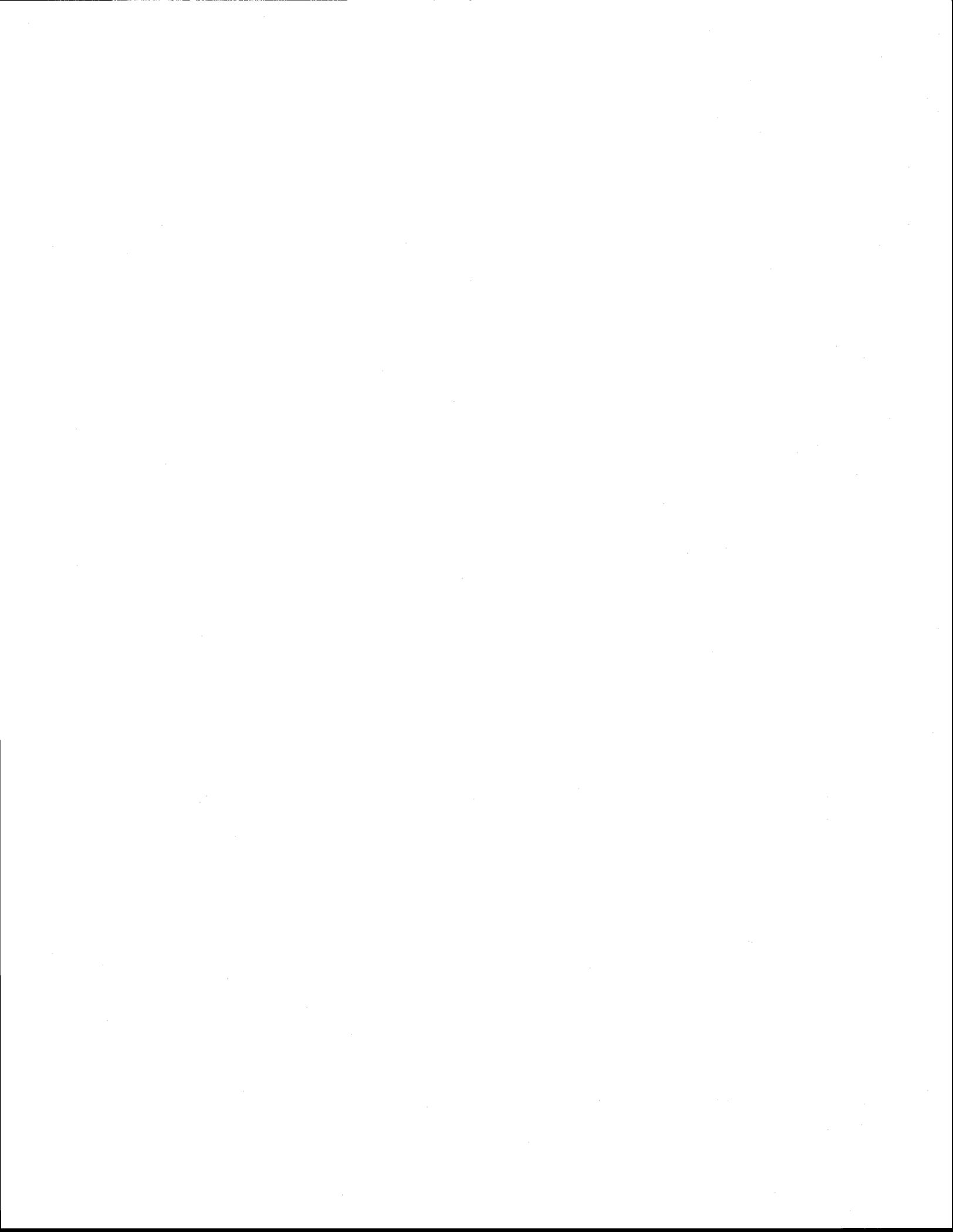
Il est planifié d'étudier le sol 1 en condition aérobie tout au long de l'expérience (et donc d'ajouter de l'oxygène au besoin), mais de laisser le sol 2 devenir anaérobie par lui-même. La phase gazeuse des microcosmes radioactifs et non-radioactifs est donc analysée par chromatographie gazeuse. Les deux séries ne différant pas de façon significative, la série non-radioactive est analysée la plupart du temps. Au besoin, le niveau d'oxygène est ajusté à la hausse en injectant 60 cc d'air filtrée, tout en laissant s'échapper l'air excédant à l'aide d'une aiguille supplémentaire insérée dans le bouchon.



ANNEXE E

TRAVAUX DE CARACTÉRISATION ANTÉRIEURS ET

ANALYSES DES DONNÉES PRÉLIMINAIRES



E.1 TRAVAUX DE CARACTÉRISATION ANTÉRIEURS

E.1.1 Situation et localisation

L'usine est située sur l'île de Salaberry-de-Valleyfield, localisée à environ une vingtaine de kilomètres au sud-ouest de l'île de Montréal. L'île de Salaberry-de-Valleyfield fait partie des Basses-Terres du St.-Laurent et elle possède une topographie plane. La propriété occupe la pointe nord-est de l'île et possède une superficie approximative de quatre (4) km². Le site est bordé au nord et à l'est par le Fleuve St.-Laurent, au sud par la rivière St-Charles et à l'ouest par un quartier (secteur Nitro) de la ville de Valleyfield et par un terrain de golf. Quelques zones boisées sont présentes sur la propriété de la compagnie Expro, cependant, elle est plutôt recouverte de champs vacants dont quelques-uns cultivés (localisés dans la partie ouest de la propriété). Un cours d'eau traverse la propriété d'est en ouest, il s'agit du ruisseau Charlebois. La partie centre et la partie sud de la propriété sont plus fortement industrialisées, la grande majorité des installations de production y sont présentes. Autour de ces secteurs, plusieurs zones incluent des bâtiments abandonnés ou pratiquement inutilisés et de grands champs vacants.

E.1.1.1 Secteur TNT

Le secteur TNT est localisé au cœur de la propriété de la compagnie et occupe une superficie d'environ 400 mètres carrés. La Figure E- 1 présente la localisation du secteur TNT. Actuellement, le secteur TNT compte 17 bâtiments, tous abandonnés à l'exception d'un servant d'entrepôt pour barils vides. De plus, 9 autres bâtiments démantelés et deux anciens réservoirs (acide et toluène) ont pu être localisés. Le secteur est parcouru de fossés de drainage dont le sens de l'écoulement exacte n'a pas été déterminé, cependant ces canaux sont acheminés vers le ruisseau Charlebois et vers le Fleuve St.-Laurent. Le réseau de drainage a été modifié au cours des années et plusieurs fossés ont été remblayés. Le sol est en friche, sauf à proximité des bâtiments 363, 355, 351 et 390 où la surface du sol est partiellement dépourvue de végétation.

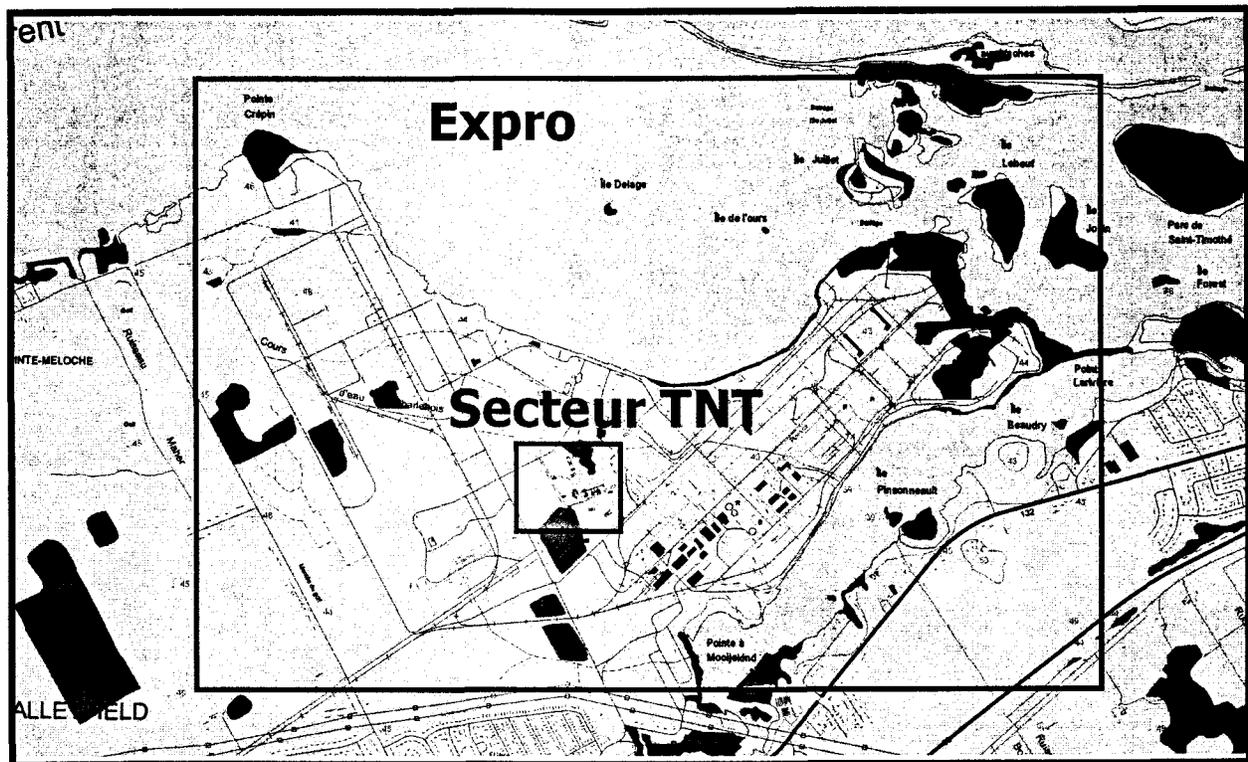


Figure E- 1. Localisation du secteur TNT.

E.1.2 Historique du site

Les opérations de l'usine débutèrent vers la fin des années 1930 et elles se poursuivirent périodiquement jusqu'à aujourd'hui. Plusieurs types d'explosifs furent produits pendant ces nombreuses années. Le trinitrotoluène fut l'un des explosifs les plus importants en terme de production. Elle se déroula principalement en deux périodes, soit de 1940 à 1945 et de 1966 à 1979. Le procédé de fabrication du TNT fut modifié au cours de la seconde période. Au début des années 1940, un procédé en discontinu permettait la fabrication de cet explosif, alors que dans la seconde période de production (dans les années 60 et 70), le procédé fut modifié et un système en continu servait à produire le TNT. Dans le procédé en discontinu, plusieurs petits bâtiments servent d'intermédiaire de production dans la fabrication de cet explosif. Le transport des fluides, d'un bâtiment à un autre, s'effectuait soit par des conduites ou par des réservoirs mobiles. L'historique de la mise en place de la contamination du sol et de l'eau souterraine, fonction principalement du rejet des différents fluides impliqués dans la fabrication du TNT (eaux rouges, eaux roses, etc.), sera présenté plus bas. Les prochains paragraphes discuteront de l'implication et de la fonction des différents bâtiments présents dans le secteur TNT. De plus, un bref résumé des procédés de fabrication employés à l'usine de Salaberry-De-Valleyfield sera présenté. Cet exercice permettra une meilleure compréhension de la dynamique de la mise en place de la contamination.

E.1.2.1 Procédé de fabrication en système discontinu

Le procédé en discontinu utilisé pour la fabrication du TNT a été conceptualisé de façon à présenter deux lignes de production. Dans les opérations de nitration, chacune des lignes de production étaient constituées de trois bâtiments principaux : le mono-house (bâtiments 351 et 350), le bi-house (bâtiment 359) et le tri-house (bâtiments 354 et 355). D'autres bâtiments servaient à l'entreposage du toluène (bâtiment 380) et des acides, essentiels à la fabrication de cet explosif. Les opérations de purification avaient lieu dans le wash-house (bâtiments 362 et 363). Les oxydes nitreux produits durant la fabrication du TNT étaient traités dans le fume-house (bâtiment 326). Ce bâtiment était relié aux mono, bi et tri-house, afin de récupérer la plus grande partie de ces oxydes. Les étapes d'emballage et de finition, avant l'expédition, étaient réalisées dans le nail-house (bâtiment 366) et dans le biscuit house (bâtiment 364). La Figure E- 2 présente la disposition des différents bâtiments au secteur TNT.

La fabrication du TNT durant les années 40, s'inspire directement d'un système mis au point en Angleterre. À partir du toluène, trois étapes de nitration permettent d'obtenir une solution contenant le trinitrotoluène sous forme dissoute. À partir du tri-house, la solution acide à très haute température est acheminée à travers des conduites en acier inoxydables vers le wash-house. Le TNT est cristallisé en ajoutant de l'eau froide à la solution de transport. À ce moment, le TNT sédimente au fond de la solution et celle-ci est décantée. La solution séparée du TNT à cette étape de la production constitue en fait une solution connue sous le nom d'eau jaune (yellow water). La solution contenant le TNT sous forme cristalline constitue un "slurry", composé de TNT, de différents solvants, principalement de la sellite (sulphite de sodium). La séparation du TNT cristallin s'effectue par filtration sur des filtres de plus en plus fins. La solution de sellite débarrassée de presque tout le TNT cristallin, forme ce qui est communément appelée les eaux rouges ou roses (red or pink water).

Les effluents des deux systèmes de purification (eaux jaunes et eaux rouges) sont mélangés entre eux et disposés dans des lagunes ou déversés dans des canaux d'irrigation. Ces eaux sont constituées principalement de différents solvants et de traces des intermédiaires de fabrication (toluène, MNT, DNT, TNT, etc.). Plusieurs solvants ont été utilisés dans les étapes de fabrication et de purification du TNT, puisque au cours des années, la fabrication du TNT était en évolution constante. Parmi ces solvants, notons différents alcools, du tétrachlorure de carbone, du benzène, du xylène, le naphta et différents acides tel l'acide sulfurique. Le solvant ayant le plus été utilisé fut le sulfite de sodium, communément appelé sellite. D'ailleurs, la réaction entre la solution acide contenant le TNT sous forme dissoute et la sellite donne une coloration rouge ou rosée à la solution résultante, d'où le nom d'eaux rouges (red water).

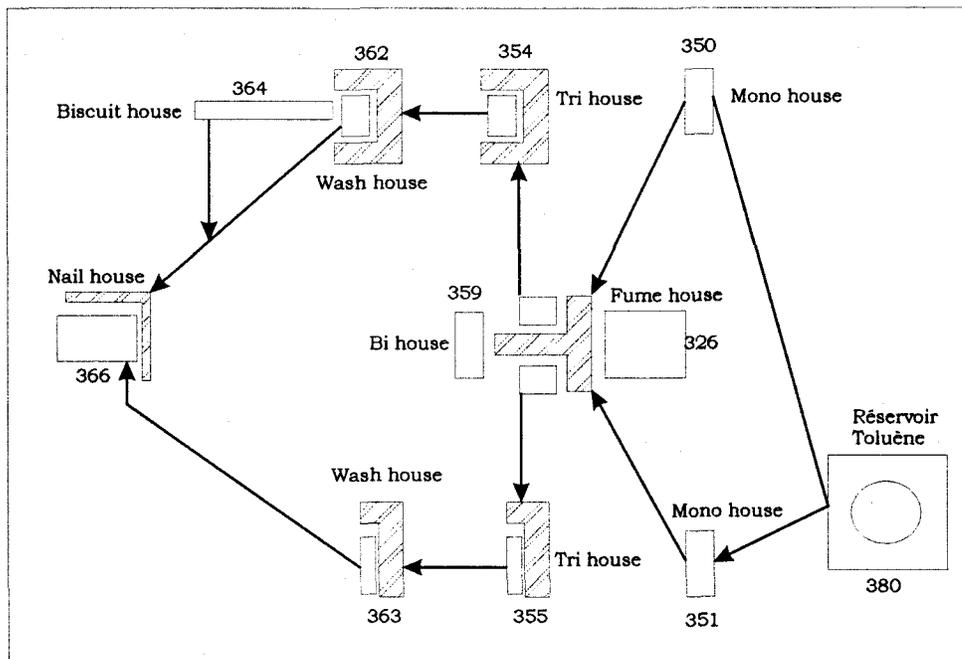


Figure E- 2. Procédé de fabrication du TNT en système discontinu.

E.1.2.2 Procédé de fabrication en système continu

Le procédé de fabrication du TNT en système continu diffère quelque peu du système en discontinu. Le toluène et l'acide sont introduits à partir de réservoirs (1) dans le nitracteur (2), dans lequel le procédé de nitration s'effectue. à partir de là, la solution est transférée dans un autre nitracteur (3) jusqu'à ce que les réactions de nitration soient entièrement complétées. Les nitracteurs sont distribués en séries et ils peuvent être utilisés conjointement. Après le passage de la solution à travers les nitracteurs, des conduites l'acheminent vers le séparateur (4) où la séparation des composés nitro et de la solution résiduelle (eau acide) est complétée. Le nitrotoluène est transporté alors vers des réservoirs où sa purification a lieu (6). La solution résiduelle acide est transportée dans un réservoir ou elle est mélangée avec du toluène afin de la débarrassée de tous composés nitroaromatiques non séparés (5). Ce mélange est ensuite dissocié dans un séparateur (9) et le toluène contenant des traces de composés nitro est retourné dans les nitracteurs, en

système continu. Finalement, la solution résiduelle acide, qui constitue en fait le principal rejet liquide du procédé, est traitée (entre autres par un procédé de dénitrification) avant d'être rejetée dans la nature.

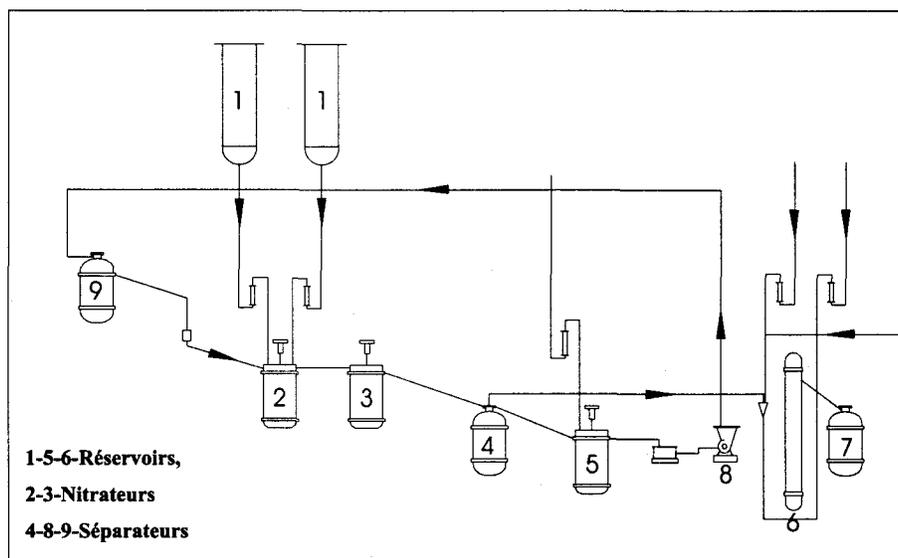


Figure E- 3. Procédé de fabrication du TNT en système continu.

E.1.2.3 Mise en place de la contamination

La mise en place de la contamination observée aujourd'hui, s'est donc échelonnée sur plusieurs décennies. Certaines explications permettent de cerner la distribution des secteurs contaminés. En premier lieu, la contamination d'un site de production comme celui-ci est attribuée en grande partie aux étapes de fabrication, d'assemblage, de chargement, de déchargement et d'emballage du TNT. La majeure partie de la contamination provient des eaux utilisées dans les processus de fabrication des explosifs. Les eaux utilisées se divisent en deux catégories. : les eaux rouges (red water) et les eaux roses (pink water). Les eaux rouges proviennent uniquement de la fabrication des explosifs, alors que les eaux roses incluent toutes les eaux de lavage associées à l'assemblage, au chargement et à l'emballage des explosifs.

Pendant le procédé en discontinu, les eaux de lavage utilisées dans la fabrication du TNT étaient déversées directement sur le sol et elles étaient drainées par des canaux oscillant entre les différents bâtiments et se dirigeant principalement vers le fleuve Saint-Laurent. Ces eaux de lavage contenaient des quantités appréciables de TNT, mais aussi d'autres produits impliqués dans sa fabrication tels les DNT, MNT, toluène, acides et solvants. C'est ainsi qu'est apparue la contamination dans le secteur près des bâtiments 351, 355 et 363. De plus, au cours des années, certains déversements se sont produits, créant des sources ponctuelles de contamination. En fait, autour de tous les bâtiments ayant servi à la fabrication

du TNT, un certain degré de contamination est présent. Durant la deuxième période de fabrication (66-79), les eaux de lavage ont continué à être déversées près des bâtiments 335 et 339, 343 et 364. Ces déversements ont alors accentué la zone problématique.

E.1.3 Études de caractérisation antérieures

Plusieurs études menées par différents consultants et par l'Institut de Recherche en Biotechnologie (IRB) ont été réalisées entre 1990 et 1998. Cette section a pour objectif de présenter sommairement ces travaux, afin de préciser les sources d'informations qui ont servi à définir le projet de maîtrise. La **Error! Reference source not found.** démontre la position des sondages réalisés dans chacune de ces campagnes de caractérisation

En septembre 1991, 8 puits d'observation ont été installés par la compagnie Foratek Inc. dans le secteur TNT. Deux catégories de piézomètres ont été implantés; Les puits d'observation " profonds " installés dans le roc à des profondeurs variables, sont identifiés par les lettres PZ suivies d'un chiffre tel que PZ-1. Les puits d'observation " de surface " installés dans les dépôts meubles, entre 1 et 4 mètres de profondeur, sont identifiés par les lettres PZ suivies d'un chiffre annoté de la lettre " A " tel que PZ-1A.

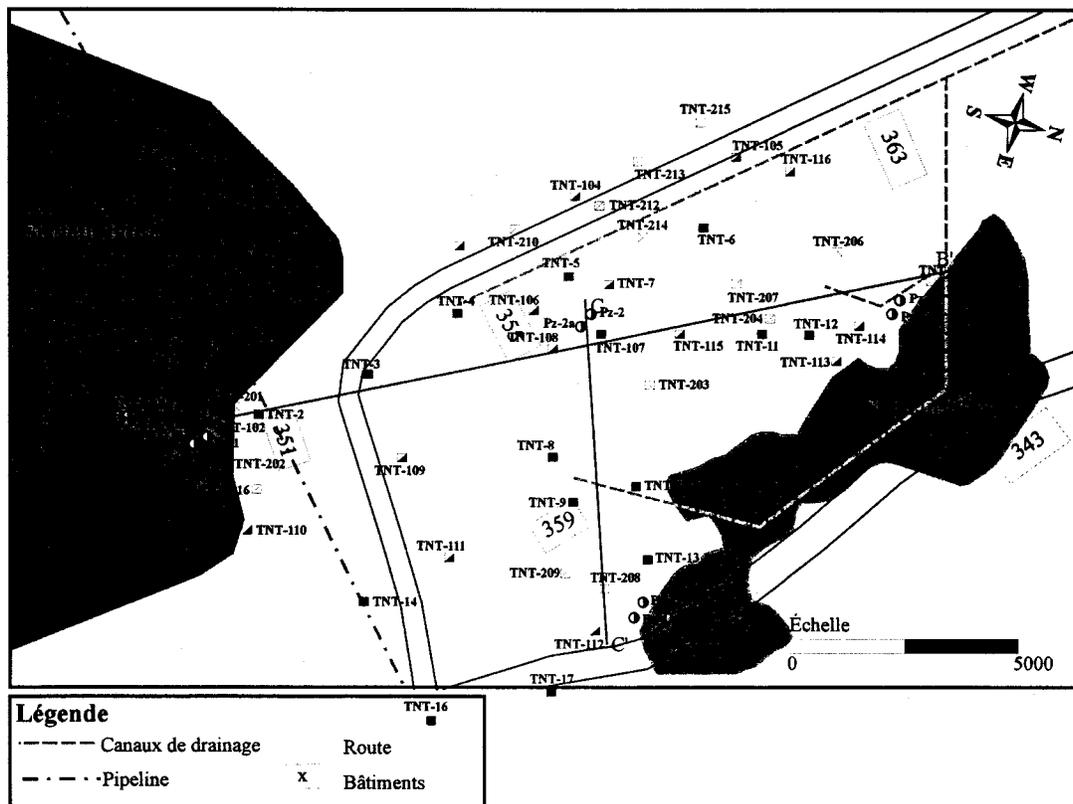


Figure E- 4. Positionnement des sondages réalisés entre 1990 et 1998, secteur TNT.

En février 1991, la firme de consultants D'Aragon Desbiens Halde associés Ltée., en collaboration avec le Ministère de l'Environnement du Québec, a effectué une première étude de caractérisation. Afin de caractériser les sols, 18 tranchées d'observation ont été mises en place et implantées selon une grille dont la maille était de 30 mètres, jusqu'à une profondeur moyenne de 1,5 mètres. Une rétrocaveuse a été employée afin de réaliser ces tranchées. De ces tranchées, 39 échantillons de sol et 9 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés.

Tableau E- 1. Résultats analytiques des échantillons de sol, secteur TNT, D'Aragon Desbiens Halde associés Ltée, 1991.

Numéro d'échantillon	Profondeur (cm)	Paramètres analytiques				
		Toluène	MNT	2,4-DNT	2,6-DNT	TNT
TNT-1	0-30	<0.1	-	-	-	-
TNT-1	30-100	<0.1	-	-	-	-
TNT-2	0-16	<0.1	-	-	-	-
TNT-2	16-150	<0.1	-	-	-	-
TNT-3	0-20	<0.1	-	-	-	-
TNT-3	20-100	<0.1	-	-	-	-
TNT-4	15-30	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-4	30-150	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-5	0-90	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	13,7
TNT-5	130-150	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-6	0-30	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-6	30-70	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-7	0-50	-	-	4,0	2,0	<0.1
TNT-8	0-60	<0.1	-	-	-	-
TNT-8	60-140	<0.1	-	-	-	-
TNT-9	20-80	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	-
TNT-9	80-100	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-10	20-70	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-10	70-150	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-11	30-70	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-11	70-100	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-12	0-60	-	<0.1	<0.1	<0.1	8,2
TNT-12	60-150	-	<0.1	<0.1	<0.1	4,1
TNT-13	0-40	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-13	50-150	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-14	0-30	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-14	30-100	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-16	0-20	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-16	20-100	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-17	0-50	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-17	50-100	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-17	0-50 (contrôle)	<0.1	<0.1	0,9	0,1	<0.1
TNT-18	20-50	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
TNT-18	50-120	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

Les résultats d'analyses étaient tous inférieurs à la limite de détection de 0,1 ppm à l'exception des échantillons TNT-5 (0-90m), TNT-12 (0-60m) et TNT-12 (60-150m).

Le Tableau E- 2 expose les résultats des analyses réalisées sur l'eau souterraine prélevée pendant cette campagne de caractérisation.

Tableau E- 2. Résultats d'analyses des échantillons d'eau souterraine, secteur TNT, D'Aragon Desbien Halde associés Ltée, 1991.

Numéro d'échantillon	Paramètres analytiques				
	Toluène	MNT	2,4-DNT	2,6-DNT	TNT
TNT-2	0,004	-	-	-	-
TNT-2 (contrôle)	0,001	-	-	-	-
TNT-7	<0,001	0,01	0,1	1,0	1,8
TNT-10	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1,7
TNT-12	-	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
TNT-13	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
TNT-14	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
TNT-16	-	<0,001	0,03	0,05	<0,001
TNT-18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,5

L'eau prélevée des sondages TNT-7, TNT-10 et TNT-18 a été identifiés comme contaminée. Les concentrations mesurées dans ceux-ci se sont révélées être de beaucoup supérieur au critère C du MEF.

En 1992, Tecsalt a effectué 16 tranchées d'une profondeur variant de 1,90 à 3,30 mètres à l'aide d'une pelle hydraulique. De façon générale, 3 échantillons de sol ont été prélevés dans chacune de ces tranchées, de plus, 8 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés dans les puits implantés par Foratek inc en 1991.

Tableau E- 3. Résultats d'analyses des échantillons de sol, secteur TNT, Tecsalt, 1992.

Numéro d'échantillon	profondeur	Paramètres d'analyses				
		Toluène	MNT	2,4-DNT	2,6-DNT	2,4,6-TNT
TNT-101-01	0,45	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-101-02	1,35	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-102-01	0,50	0,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-102-02	1,20	4,8	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-103-01	0,55	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-103-02	1,40	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-104-01	0,30	<1,2	<1,2	45,4	391,0	583,0
TNT-104-02	1,00	<5,5	<5,5	88,3	517,0	81,5
TNT-104-03	1,95	<5,9	29,2	279,0	452,0	253,0

Tableau E-3. Suite

Numéro d'échantillon	profondeur	Paramètres d'analyses				
		Toluène	MNT	2,4-DNT	2,6-DNT	2,4,6-TNT
TNT-105-01	1,00	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	11,3
TNT-105-02	1,30	0,3	<0,1	0,6	<0,1	<0,1
TNT-106-01	0,50	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-106-02	1,50	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-106-03	2,00	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-107-01	0,30	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-107-01	contrôle	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-107-02	1,00	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-107-03	2,00	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-108-01	0,60	0,5	<0,1	0,8	<0,1	0,7
TNT-108-02	1,30	0,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-109-01	0,50	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-109-02	1,30	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-110-01	0,50	0,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-110-02	0,85	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-111-01	0,50	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-111-02	1,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-111-03	2,10	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-112-01	0,40	<6,6	<6,6	287,0	33,9	4881,0
TNT-112-01	contrôle	<6,3	<6,3	<9,7	42,2	4578,0
TNT-112-02	1,00	<0,1	<0,1	0,9	35,0	<0,1
TNT-113-01	0,50	<9,7	<9,7	<9,7	<9,7	2875,0
TNT-113-01	1,30	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	37,1
TNT-114-01	0,50	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	7,8
TNT-114-02	1,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-114-03	2,30	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-115-01	0,50	<0,1	<0,1	0,4	1,1	47,1
TNT-115-02	1,30	<0,1	<0,1	0,8	1,0	8,1
TNT-115-03	2,45	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2
TNT-116-01	0,40	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TNT-116-02	1,10	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Lors de cette caractérisation, 6 tranchées présentaient alors une contamination en TNT. Parmi celles-ci, trois (TNT-104, TNT-112 et TNT-113) étaient fortement contaminés en TNT et dépassaient plus de 600 fois la valeur du critère C du MEF (critère C (TNT) = 1,7 ppm). D'autres sondages (TNT-105, TNT-114 et TNT-115) présentaient une contamination dépassant jusqu'à 6 fois le critère C du MEF. Les profondeurs de contamination étaient très variables. Au sondage TNT-104, la contamination du sol atteint une profondeur de plus de 2 mètres. Aux sondages TNT-105, 112, 113 et 115, la contamination atteint 1 m à 1,3 m de profondeur, tandis qu'au sondage TNT-114, la contamination est uniquement confinée dans l'horizon superficiel.

Le Tableau E- 4 et le Tableau E- 5 présentent les résultats des analyses sur l'eau souterraine effectuées durant les travaux de caractérisation de 1992.

Tableau E- 4. Résultats d'analyses des échantillons d'eau souterraine, secteur TNT, Tecslult, 1992.

Numéro d'échantillon	paramètres d'analyses				
	Toluène	MNT	2,4-DNT	2,6-DNT	TNT
TNT-PZ-01	0,644	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
TNT-PZ-1A	235,7	1,8	<1,8	<1,8	<1,8
TNT-PZ-2A	0,0006	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
TNT-PZ-03	0,010	0,070	0,035	0,004	0,305
TNT-PZ-03	0,013	0,079	0,045	0,005	0,383
TNT-PZ-3A	0,009	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
TNT-PZ-04	0,011	0,012	0,002	0,002	<0,001
TNT-PZ-4A	<0,066	2,262	0,949	1,124	<0,066

Tableau E- 5. Résultats des balayages organiques sur l'eau souterraine, prélevée au puits TNT-Pz-4, Tecslult Inc, 1992.

<i>Composé</i>	<i>Concentration (mg/l)</i>
Benzidines	0.005
Composés organiques chlorés	0.002
Esters phtaliques	0.123
Haloéthers	<0.001
Nitroaromatiques	0.031
Nitrasamines	<0.001
Composés phénoliques	<0.006
HAP (sommation)	0.001
Pesticides organochlorés (sommation)	<0.005
Biphényles polychlorés	<0.005
Hydrocarbures halogénés totaux	0.008
HAM totaux	0.073
Toluène	0.023
MNT	0.04
DNT	0.031
TNT	<0.001

Une attention particulière doit être apportée aux composés nitroaromatiques, (MNT, DNT et TNT) dont toutes les valeurs dépassaient le critère générique du MEF pour les eaux souterraines. Les HAM posaient

également un problème, mais ce résultat quelque peu élevé est influencé par la concentration en toluène qui est tout juste sous le critère générique du MEF (0.024 mg/l).

En 1992, plusieurs puits échantillonnés dépassaient largement le critère C du MEF. Comme le secteur est relativement vaste, les nouveaux puits creusés en 1992 ont été positionnés à des endroits très différents des puits aménagés en 1991, rendant les comparaisons difficiles. Le puits TNT-PZ-3 était fortement contaminé en TNT. De plus, les puits TNT-104 et TNT-105 situés plus à l'ouest étaient également contaminés. Ces secteurs n'avaient pas été investigués dans la campagne d'échantillonnage de 1991.

En avril 1993, la firme Dessau a effectué 16 nouvelles tranchées d'une profondeur maximale de 4 mètres à la pelle hydraulique. Au total, 62 échantillons de sol et 5 échantillons d'eau souterraine ont été prélevés à partir des nouvelles tranchées. Cette firme a de plus échantillonné l'eau des puits installés en 1991 et 1992.

Tableau E- 6. Résultats d'analyses des échantillons de sol, secteur TNT, Dessau, 1993.

Numéro d'échantillon	profondeur	Paramètres d'analyses				
		Toluène	MNT	2,4-DNT	2,6-DNT	2,4,6-TNT
TNT-201-01	0,0-0,5	0,46	-	-	0,24	-
TNT-201-02	0,5-1,5	0,54	-	-	0,16	-
TNT-201-03	1,5-3,0	0,59	-	-	0,16	-
TNT-202-01	0,0-0,5	0,30	-	-	0,19	-
TNT-202-02	0,5-1,0	0,30	-	-	0,24	-
TNT-202-03	1,0-2,0	0,21	-	-	-	-
TNT-202-04	2,0-3,0	1,70	-	-	-	-
TNT-202-05	3,0-4,0	0,63	-	-	0,19	-
TNT-203-01	0,0-1,0	0,34	-	0,96	0,44	11,0
TNT-203-02	1,0-4,0	0,14	-	0,85	0,23	1,20
TNT-204-01	0,0-1,6	0,10	-	0,09	0,14	-
TNT-204-02	1,6-4,0	0,31	-	0,14	0,13	-
TNT-205-01	0,3-1,3	0,33	-	-	0,14	-
TNT-205-02	1,3-2,5	0,46	-	-	0,14	-
TNT-206-01	0,0-0,3	0,58	-	0,34	0,18	1,70
TNT-206-02	0,5-1,5	1,24	4,60	8,80	1,601,60	13,213,200
TNT-207-01	0,0-1,3	0,36	-	0,23	0,20	-
TNT-207-02	2,0-4,0	0,15	-	0,27	0,18	-
TNT-208-01	0,0-0,5	0,53	0,69	2,70	1,30	0,77
TNT-208-02	0,5-1,0	0,19	-	0,55	0,24	-
TNT-208-03	1,0-2,0	0,21	-	0,75	0,32	-

Tableau E-6. Suite

Numéro d'échantillon	profondeur	Paramètres d'analyses				
		Toluène	MNT	2,4-DNT	2,6-DNT	2,4,6-TNT
TNT-209-01	0,0-0,5	0,17	-	1,40	0,36	1,40
TNT-209-02	0,5-1,5	0,18	-	18,0	0,16	-
TNT-209-03	1,5-2,5	0,49	0,15	0,80	0,22	-
TNT-210-01	0,0-0,4	0,47	0,11	1,50	0,29	0,53
TNT-210-02	0,4-1,0	0,37	-	0,16	0,24	-
TNT-210-03	1,0-2,0	0,48	-	0,10	0,17	-
TNT-211-01	0,0-0,2	0,15	-	-	0,14	-
TNT-211-02	0,2-1,0	0,22	-	-	0,15	-
TNT-211-03	1,0-3,0	0,32	-	-	0,14	-
TNT-212-02	0,3-2,0	0,33	-	-	0,45	11,0
TNT-212-03	2,0-3,0	0,36	-	0,58	1,80	47,0
TNT-213-01	0,2-1,5	0,12	-	4,30	0,12	-
TNT-213-02	1,5-3,0	0,35	-	-	0,19	0,91
TNT-214-01	0,0-0,5	0,30	-	0,13	0,16	-
TNT-214-02	0,5-1,5	0,42	-	-	0,14	-
TNT-214-03	1,5-3,0	0,22	-	-	0,11	-
TNT-215-01	0,0-0,5	0,21	-	1,50	0,65	1,60
TNT-215-02	0,5-1,5	0,23	-	0,39	0,26	7,9
TNT-215-03	1,5-2,5	0,18	-	1,20	0,67	100,00
TNT-216-01	0,0-0,5	0,47	-	-	0,12	-
TNT-216-02	0,5-1,5	0,43	-	-	0,15	-
TNT-216-03	2,5-4,0	0,51	-	-	0,12	-

L'étude de caractérisation effectuée en 1993 a permis de mettre en évidence 4 zones de contamination dans le secteur TNT. La Figure E- 5 présente les 4 zones de contamination identifiées lors de l'étude de caractérisation effectuée par Dessau. La zone 1, située du côté sud du site, à proximité du réservoir de toluène désaffecté, s'étend sur environ 42 mètres de long et 30 mètres de large. Ce secteur, caractérisé par les sondages TNT-101, 201, 202 et 216, Pz-1 et Pz-1A, possède une contamination du sol principalement constituée de DNT, avec de faibles concentrations de toluène ne dépassant pas le critère C du MEF. Les concentrations de DNT sont d'environ 0.2 ppm et elles sont présentes sur plus de trois mètres de profondeur.

La zone 2, située du côté nord-ouest, s'étend sur environ 140 mètres de long et 65 mètres de large. Sa superficie est d'environ 9000 m². Ce secteur, situé directement dans la ligne de nitration employée dans le procédé de fabrication en discontinu, est caractérisé par les sondages TNT-5, 104, 105, 210, 211, 212, 213, 214 et 215. Comme il fallait s'y attendre, compte tenu de l'historique de ce secteur, la contamination du sol est principalement constituée de TNT et de DNT. Les concentrations de TNT les plus élevées se retrouvent habituellement à proximité des bâtiments ayant servi aux processus de nitration. Ainsi, près du

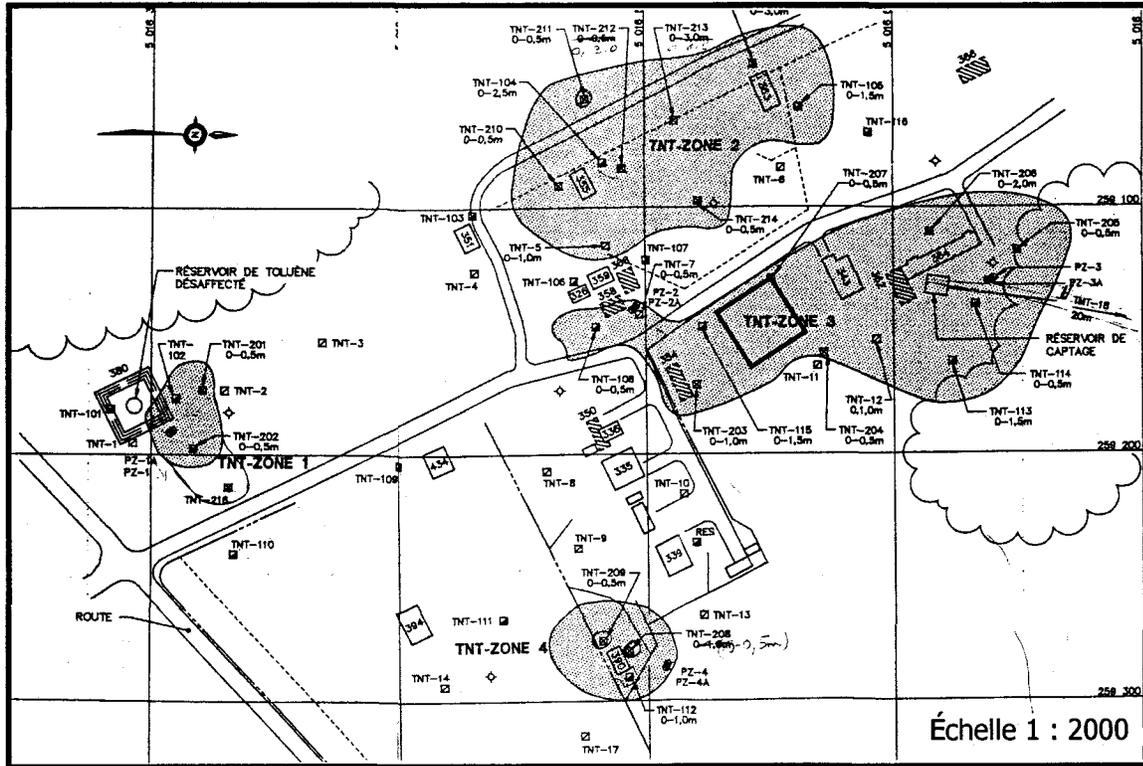


Figure E- 5. Délimitation des zones de contamination, secteur TNT.

bâtiment 355, les teneurs en TNT peuvent atteindre plus de 500 ppm en surface et plus de 250 ppm à deux mètres de profondeur. Ces teneurs dépassent largement le critère C du MEF, qui est de 1,7 ppm. Près du bâtiment 363, les teneurs en TNT sont moins importantes en surface, se situant à près de 11 ppm, mais beaucoup plus importantes en profondeur, se situant à 100 ppm à plus de deux mètres de profondeur. Dans le cas du DNT, la même distribution que celle du TNT est retrouvée. C'est-à-dire que la concentration maximale est retrouvée principalement autour des bâtiments ayant servi à la nitration. Ainsi, près du bâtiment 355, les teneurs atteignent 0,5 ppm en surface (0-2m), et 4,3 ppm plus en profondeur (2-3m). Près du bâtiment 363, les concentrations sont légèrement plus élevées, atteignant 1,5 ppm en surface et 0,1 ppm en profondeur (1-2m). Le critère C du MEF pour le DNT se situe à 0,1 ppm pour les sols.

La zone 3 est localisée dans la partie nord-est du site. Sa longueur est de quelques 200 mètres et sa largeur moyenne se situe autour de 60 mètres. Sa superficie est d'environ 12 000 m². Cette zone est caractérisée par les sondages TNT-7, 12, 108, 113, 114, 203, 204, 205, 206, 207 et tous les échantillons du type PEE-X (prélevés par l'IRB en 1998). La contamination de ce secteur est constituée principalement de TNT, de DNT et de TNB. C'est à l'arrière du bâtiment 364 qu'était déversé sur le sol certains des rejets liquides impliqués dans la fabrication du TNT. Il est donc normal que les

concentrations en TNT dans cette zone soient beaucoup plus élevées que dans le reste du secteur TNT. En fait, les concentrations en TNT du sol en surface peuvent atteindre des valeurs aussi élevées que 100 000 ppm. Il est difficile de calculer une concentration moyenne, puisque l'hétérogénéité de la distribution de la contamination est trop importante. Disons simplement que dans cette zone, comme dans la zone 2, la contamination se situe principalement près des bâtiments et près des canaux d'irrigation servant au transport des rejets liquides industriels. La contamination en DNT, bien que moins importante que celle en TNT, est au dessus du critère C du MEF. La contamination atteint par endroits plus de 136 ppm, mais elle est en générale de l'ordre de quelque ppm pour les sols en surface. En certains endroits, la contamination en DNT atteint plus de quatre mètres de profondeur. L'échantillonnage du TNB a été réalisé pour les sols en surface uniquement, c'est-à-dire de 0 à 1 mètre. L'échantillonnage fut concentré principalement à l'arrière du bâtiment 364, près des canaux d'irrigation. Les concentrations mesurées varient de non détectées à plus de 64 ppm. Comme le TNB est un produit de dégradation du TNT, il suit également sa distribution à la surface du sol.

Enfin, la zone 4 est plutôt de forme circulaire. Son diamètre est d'environ 45 mètres et sa superficie atteint 1 650 m². Cette zone est caractérisée par les sondages TNT-112, 208 et 209. La contamination est constituée de MNT, de DNT et de TNT. Bien que le TNT soit présent, sa concentration est inférieure au critère C du MEF. Le contaminant présent en plus grande concentration est le DNT. En surface, les valeurs atteignent 4 ppm près du bâtiment 390, et plus en profondeur, elles sont plutôt de l'ordre du ppm. Le seul point d'échantillonnage où le MNT fut détecté dans cette zone est le TNT-208, la concentration évaluée étant de 0.69 ppm.

Il serait utile de relier la contamination de l'eau souterraine avec les quatre zones identifiées dans le section précédente et qui permettent de visualiser la distribution de la contamination dans le secteur TNT. Dans la zone 1, les puits crépinés Pz-1 et Pz-1A, montrent une contamination en toluène très importante. Cette contamination atteint plus de 200 ppm à quelques mètres de la surface du sol et plus de 0.6 ppm dans l'aquifère rocheux. Ces concentrations dépassent de beaucoup le critère C du MEF (0.1 ppm). Le DNT est également présent dans les eaux souterraines de ce secteur, en concentrations surpassant le critère C du MEF (0.002 ppm) de plus de 3 fois en surface (0.006 ppm) et de plus de 900 fois (1.8 ppm) dans l'aquifère profond.

Dans la zone 2, la contamination de l'eau souterraine diffère de celle du sol, en ce sens qu'en plus du TNT et du DNT, le MNT fait également partie des contaminants retrouvés. Les teneurs les plus élevées, comme dans le cas des sols, se situent près des bâtiments 355 et 363. Ainsi, près du bâtiment 355, un seul puits a été échantillonné pour l'eau de la nappe superficielle et il montre des teneurs en TNT de 68 ppm (critère C du MEF est de 0.008 ppm), des teneurs en DNT de 190 ppm (critère C du MEF de 0.002 ppm) et des teneurs en MNT de 4.6 ppm (critère C du MEF est de 0.002 ppm). Près du bâtiment 363, les

concentrations de ces contaminants sont beaucoup moins élevées. Un seul puits a été échantillonné pour l'eau dans ce secteur également. Ainsi, les concentrations en TNT sont de 15 ppm, celles en DNT sont de 0.24 ppm et celles en MNT sont de 0.012 ppm.

Dans la zone 3, les puits Pz-3 (nappe profonde) et Pz-3A (nappe superficielle) montrent une contamination en MNT et en TNT. Bien que le DNT ait été identifié, sa concentration dans l'eau souterraine est inférieure au critère C du MEF. Dans le cas du MNT, la concentration mesurée est de 0.06 ppm (Pz-3). Pour ce qui est de la concentration du TNT, elle se situe à 0.04 ppm (Pz-3A).

Finalement, les eaux souterraines dans la zone 4 montrent une contamination constituée de MNT, DNT et TNT. Dans l'aquifère profond (Pz-4), seul le MNT (0.03 ppm) et le DNT (0.14 ppm) constituent des valeurs plus élevées que le critère C du MEF. Dans l'eau de la nappe phréatique superficielle (Pz-4A), le MNT (8.8 ppm), le DNT (16 ppm) et le TNT (0.04 ppm) sont présents.

De façon générale, la contamination de l'eau souterraine suit celle du sol, aux endroits où le sol est fortement contaminé, les eaux souterraines sont aussi fortement contaminées. La contamination des eaux souterraines est ponctuelle, elle est située principalement sous les bâtiments ayant servi à la fabrication ou à l'entreposage du TNT (en plus des anciens bâtiments démantelés aujourd'hui). Ce résultat s'explique par le fait que l'aquifère de surface composé de lentilles de sable silteux est discontinu. Les lentilles étant entourées de matériel plutôt silteux et argileux, la dispersion latérale de la contamination n'est pas importante. Ce qui tend à diminuer l'extension latérale de la contamination, ce sont les gradients verticaux importants dans les dépôts meubles. L'aquifère profond est beaucoup plus perméable que l'aquifère de surface et les vitesses d'écoulement sont plus élevées, ce qui implique que le panache de contamination est probablement très étendu et les concentrations en contaminants relativement faibles. Dans le roc, des valeurs aussi élevées que 0.3 ppm ont été décelées en 1991. Ce qui laisse présager que la contamination provenant de la surface se propage en profondeur encore aujourd'hui.

Le Tableau E- 7 présente le pH des différents puits d'échantillonnage de l'eau souterraine.

Tableau E- 7. pH de l'eau du secteur TNT, Dessau, 1993.

<i>No.</i>	<i>PH</i>	<i>Date</i>
TNT-102	6.58	17-12-92
TNT-104	7.32	16-12-92
TNT-105	7.13	16-12-92
TNT-108	6.68	15-12-92
TNT-109	7.09	16-12-92
TNT-110	7.00	16-12-92
TNT-113	6.91	04-12-92
TNT-115	6.92	15-12-92
TNT-201	7.05	17-12-92
TNT-202	6.94	17-12-92
TNT-203	7.17	15-12-92
TNT-204	7.52	04-12-92
TNT-206	7.65	04-12-92
TNT-207	7.39	04-12-92
TNT-208	7.04	15-12-92
TNT-209	6.73	15-12-92
TNT-210	7.49	16-12-92
TNT-211	7.55	16-12-92
TNT-213	Sec	16-12-92
TNT-215	7.52	16-12-92
TNT-216	6.73	16-12-92
Pz-1	8.27	17-12-92
Pz-1A	6.88	17-12-92
Pz-2	12.33	15-12-92
Pz-2A	8.06	15-12-92
Pz-3	9.22	04-12-92
Pz-3A	9.65	04-12-92
Pz-4	11.89	04-12-92
Pz-4A	7.37	15-12-92

À la lumière de ces résultats, le pH du site est considéré alcalin, particulièrement dans l'aquifère rocheux. Cette observation n'est pas surprenante puisque l'aquifère rocheux est composé de roches sédimentaires, principalement de dolomie et de calcaire. Les eaux contenues dans les roches calcaires ont en général un pH supérieur à 7 et contiennent de grande quantité de Ca et de Mg en solution, ce qui augmente en quelque sorte leur dureté. Les puits Pz-2 et Pz-4 possèdent un pH tout près de 12, ce qui est une valeur très élevée et une eau aussi alcaline peut avoir de l'influence sur les processus de transport des nitroaromatiques.

En 1998, les travaux ont permis de mettre en évidence des teneurs très élevées en TNT, principalement localisées près du canal, à l'arrière du bâtiment 364. Ce canal aurait été utilisé afin de transporter les eaux industrielles issues de la fabrication des explosifs, vers le ruisseau Charlebois et le Fleuve St-Laurent. Les échantillons de sol récoltés dans ce secteur, ont été prélevés en surface, soit de 0 à 1 mètre de profondeur.

E.2 TRAITEMENT PRÉLIMINAIRE DES DONNÉES

E.2.1 Topographie

Le secteur TNT présente une topographie typiquement plane avec quelques légères ondulations de terrain. L'altitude du secteur TNT varie entre 48 mètres (par rapport au niveau moyen de la mer) au sud du secteur et 40 mètres au nord. Un monticule apparaît à partir des bâtiments 343 et 363 au nord et se poursuit en direction sud-ouest jusqu'aux limites du secteur TNT. La dénivellation du terrain est faible, environ 8 mètres, sur l'ensemble du secteur.

E.2.2 Dépôts de surface

La carte des sols du Ministère de l'Agriculture du Québec (MAQ) et la carte des dépôts quaternaires de la Commission Géologique du Canada (CGQ) de la région et du secteur TNT ont été mis en commun, afin de déterminer avec plus de précision la nature des dépôts en surface et leur relation. Cette description des dépôts en surface sera améliorée par les travaux de terrain réalisés au cours du projet.

E.2.3 DÉPÔTS quaternaires

La carte des dépôts quaternaires de la Commission Géologique du Canada (CGQ) démontre qu'il s'agit de dépôts d'origine glaciaire, recouverts par des sédiments plus fins déposés par la mer de Champlain. En fait, la presque totalité de l'île est recouverte de till mince délavé par endroit et recouvert de silt, d'argile ou de sable silteux. Sur la propriété, dans le secteur TNT, il semble que trois types de dépôts affleurent : (1) un diamicton compact, silteux et sablonneux, remanié par endroit, et recouvert selon les secteurs de placages discontinus de produits de délavages (gravier, sable, blocs). (2) sédiments marins d'eau profonde, argile silteuse ou silt, généralement calcaires et fossilifères. (3) till délavé ou non, constitué entre autres de blocs importants (souvent de plus de 1 mètre de diamètre).

E.2.4 Carte des sols

La carte des sols du MAQ révèle des aspects intéressants. Toute la pointe nord est de l'île est classifiée comme étant composée de deux types de dépôts : (1) sédiments argileux de la mer de Champlain sur till calcaire et (2) till calcaire (Beekmantown et Potsdam). Ces deux types de dépôts sont considérés comme possédant un drainage modérément bon et comme étant faiblement acide. Concernant les caractéristiques pédologiques des types génétiques des sols du secteur TNT, ils sont classés comme étant de type sols gris brun podzoliques et à gley. Ce qui les caractérise c'est un horizon organique relativement épais, une composition de limon fin argileux sur till calcaire ou gravier calcaire, un drainage lent à mauvais et des traces d'oxydation en-dessous des premières couches de sol (plus ou moins abondant).

E.2.5 Stratigraphie

Les forages et sondages réalisés dans le secteur TNT, de même que les puits tirés de l'annuaire des puisatiers du Québec ont été mis en relation afin d'évaluer la stratigraphie à l'échelle régionale et locale. La stratigraphie présentée ici ne tient pas compte des nouvelles données fournies par les travaux de terrain de décembre 1999. Les coupes et les informations présentées plus bas seront ajustées aux nouvelles données dans le prochain rapport.

E.2.5.1 À l'échelle régionale

Une coupe (A-A') a été tracée à l'échelle de l'île afin d'identifier l'importance des dépôts de surface ainsi que la configuration de l'unité rocheuse (Figure E- 6). Il en ressort quelques points importants. L'épaisseur des dépôts de surface est variable et suit évidemment la configuration du roc. Le côté ouest de l'île semble plutôt argileux et les dépôts deviennent de plus en plus perméables au fur et à mesure de la progression vers l'est. L'annuaire des puits et forage est souvent considéré comme une source d'informations discutables, où les renseignements peuvent être biaisés. Dans cette optique, l'interprétation des dépôts de surface n'a pas été faite, puisque à plusieurs reprises leur identification était très vague. Les dépôts de surface identifiés comme terre, dépôts ou bloc sont interprétables de plusieurs façons, c'est pourquoi afin de diminuer l'incertitude, la stratigraphie a été divisée en deux zones. La zone 1 inclut la totalité des dépôts de surface et la zone 2 est constituée de l'unité rocheuse. La profondeur au roc peut être considérée comme une information relativement fiable. Le profil de cette unité est de type antiformal, l'élévation du roc étant beaucoup plus importante au centre de l'île. D'ailleurs le principal objectif de cet exercice était de connaître le profil général de l'unité encaissante sur l'ensemble de l'île.

E.2.6 Secteur TNT

La coupe stratigraphique B-B' réalisée dans le secteur TNT (Figure E- 7) débute au réservoir de toluène, traverse tout le secteur en direction nord et se termine au sondage TNT-205. Cette coupe laisse entrevoir une certaine hétérogénéité des dépôts, cependant quatre unités semblent ressortir. En surface, un couvert de matière organique est présent un peu partout et il couvre environ les trente premiers centimètres. Lorsque le couvert de matière organique n'est pas présent, il est souvent remplacé par un remblai d'épaisseur similaire. Une seconde unité, présente sous la couche de matière organique, est composée de silt principalement, avec des composantes argileuses et sableuses. Cette deuxième unité possède une épaisseur très variable, de quelques centimètres à plus de 1 mètre. Sous cette seconde unité, semble ressortir un horizon plus argileux, d'épaisseur très variable lui aussi. Puis, la quatrième unité, composé de till sableux et caillouteux repose sur le roc. Compte tenu du manque d'information en deçà de trois mètres de profondeur, il est difficile de déterminer si la topographie de l'unité de till est plane ou si une dépression apparaît en dessous du puits Pz-2.

La coupe C-C' effectuée au secteur TNT, par Tecslut en 1992, entre les piézomètres PZ-2 et PZ-4, montre que le roc est situé entre 12 et 14 mètres de profondeur présentant une faible pente vers l'est (Figure E- 8). Il est recouvert principalement par des dépôts perméables de sable et de silt en surface, et de silt sablonneux à argileux sous-jacent, de nature moins perméable. L'interprétation stratigraphique est rendue délicate compte tenu de la variabilité des dépôts. Ce système géologique semble cependant largement dominer la partie ouest du site, alors que dans la partie est du site, une couche d'argile vient s'intercaler entre 1 mètre et 3 mètres de profondeur en moyenne.

Les pages suivantes présentent les coupes stratigraphiques (Figure E- 6, Figure E- 7 et Figure E- 8).

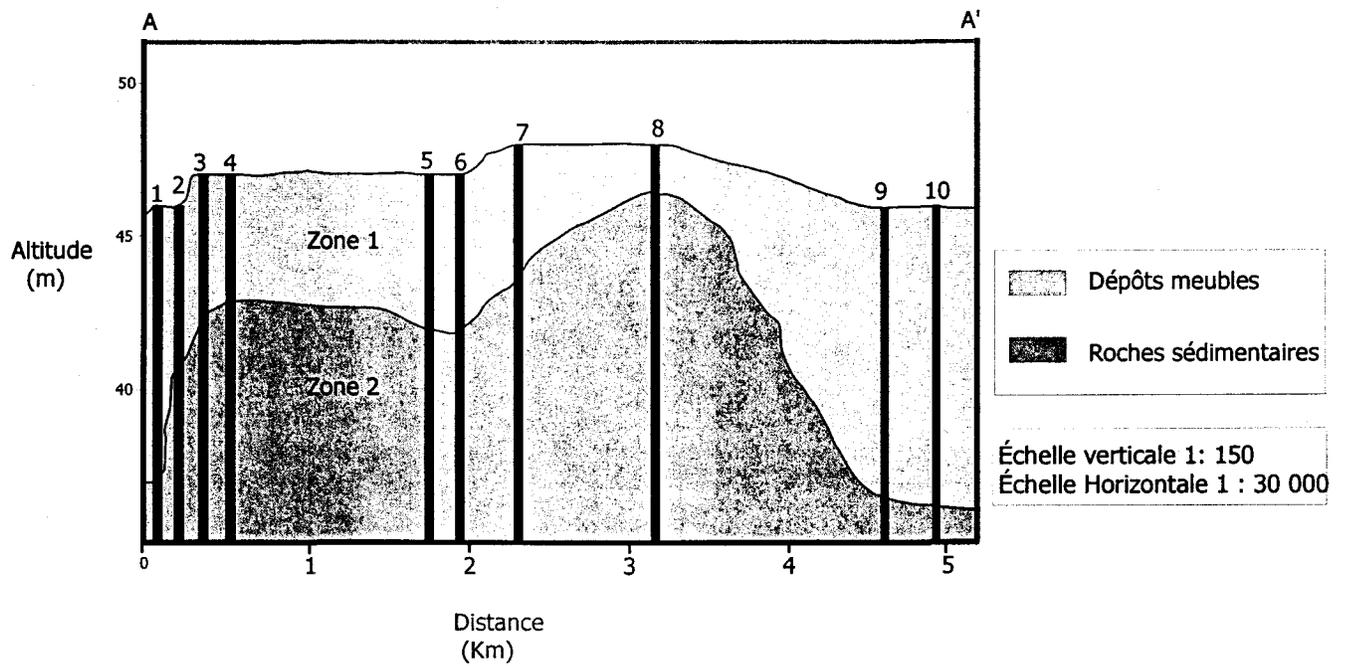


Figure E- 6. Coupe A-A'.

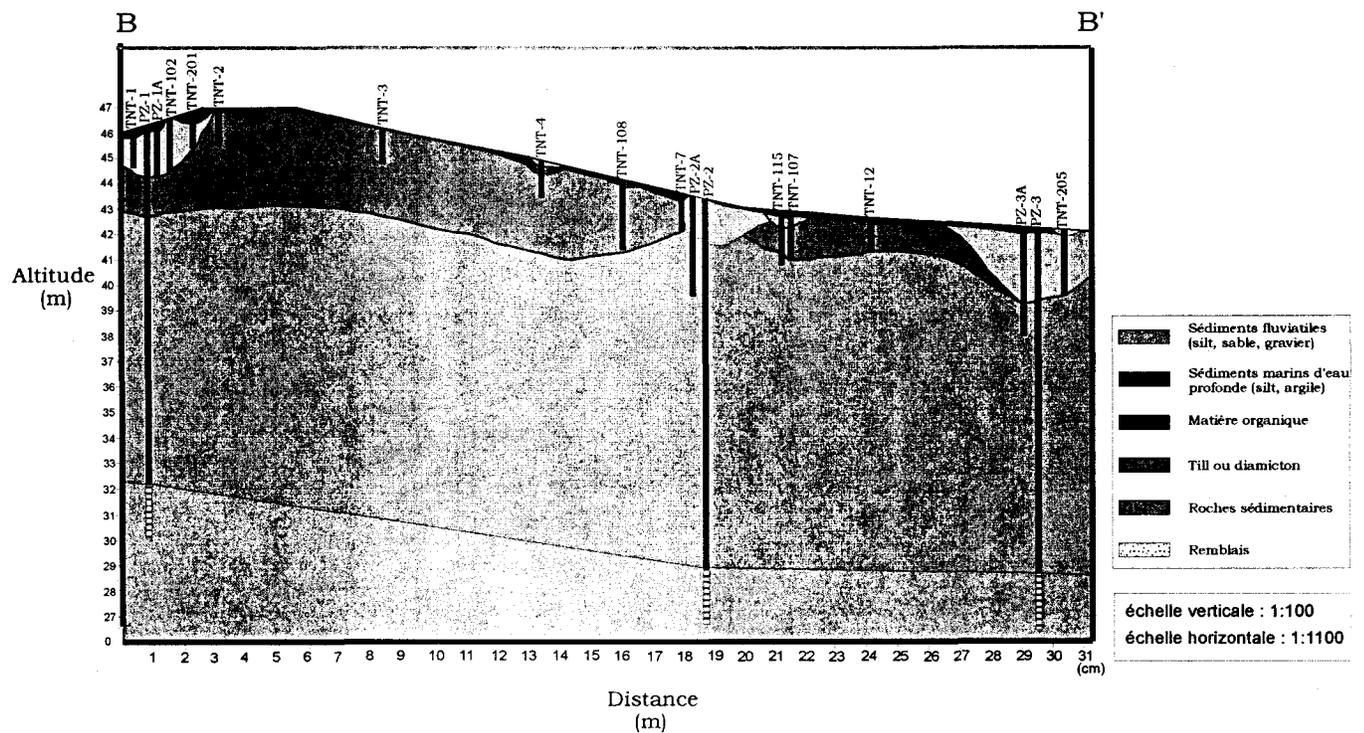


Figure E- 7. Coupe B-B', localisée sur la Figure E- 4..

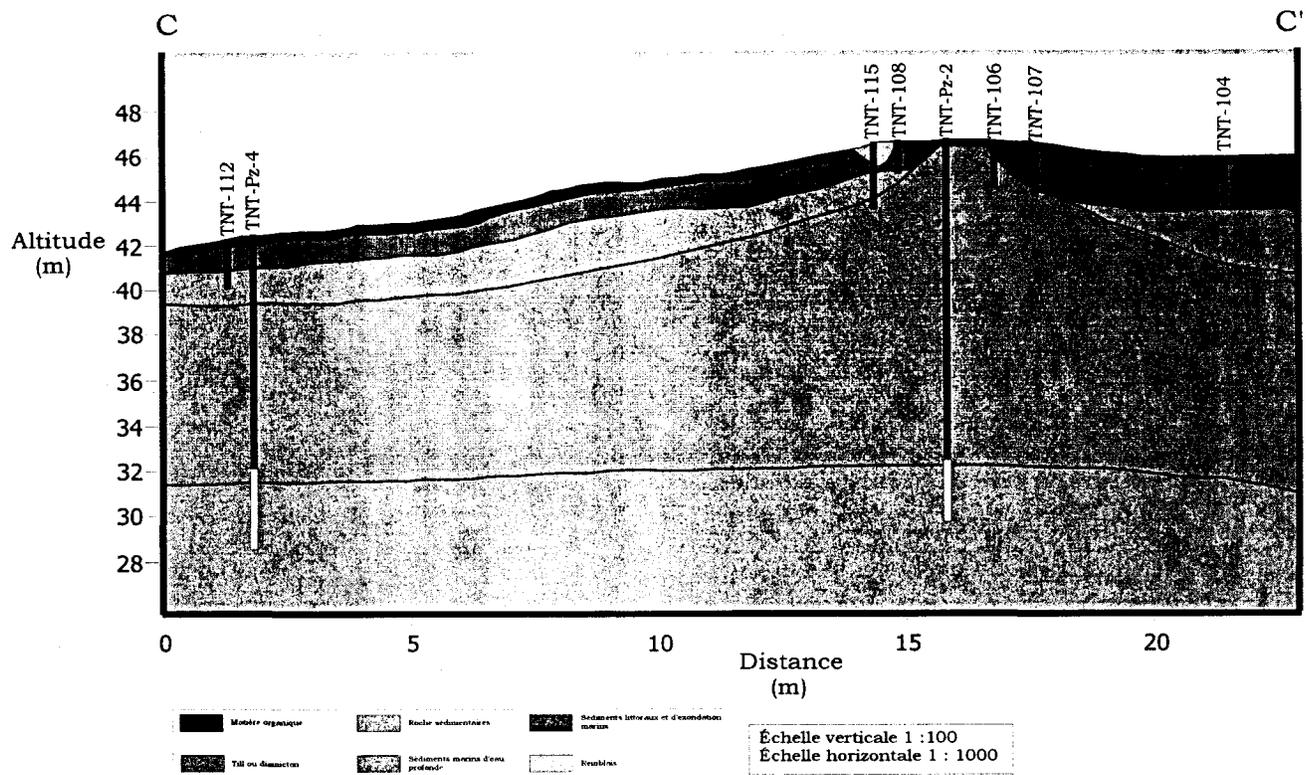


Figure E- 8. Coupe C-C', localisée sur la Figure E- 7.

E.2.6.1 Interprétation des dépôts de surface

Les informations présentées plus haut ont permis de préciser d'avantage l'arrangement des différentes unités. Il en ressort de façon générale une complexité certaine de la mise en place et de la nature des dépôts de surface, complexant dépôts d'origine glaciaire, fluviale et marin. De façon générale, l'île est prédominée en surface par des dépôts d'origine marine et fluviale constitués de silt variant de sableux à argileux avec des secteurs moins perméables où l'argile prédomine et des secteurs plus perméable où le sable prédomine. Le silt (sableux à argileux), prend son origine de la mer de Champlain et est considéré comme sédiments littoraux, pré-littoraux et d'exondation marins. De plus, des zones plus sableuses et graveleuses apparaissent par endroits et ces dépôts sont d'origine fluviale. Ces dépôts (marins et fluviales) reposent sur des dépôts d'origine glaciaire, composés principalement de till. La topographie de cette unité semble très variable, constituant un simple placage par endroit et un dépôt d'épaisseur très importante en d'autres endroits.

Dans le secteur TNT, la même configuration est retrouvée. C'est-à-dire que les dépôts de surface d'origine marine (sédiments littoraux, pré-littoraux et d'exondation marins) et fluviale s'entrecroisent et reposent sur des dépôts d'origine glaciaire. À l'échelle du secteur TNT, la prédominance des dépôts peu perméables se traduit par une abondance des silts variant par endroit de sableux à argileux. De plus,

s'intercalant entre les dépôts de surface (silt) et les dépôts glaciaires (till), une unité d'argile d'épaisseur très variable vient faire le lien entre ces deux types d'unité. Cette unité d'argile constitue un dépôt marin d'eau profonde, et a été mis en place par la mer de Champlain. Cependant, cette unité est d'épaisseur très variable et n'est pas présente sur l'ensemble du secteur TNT. Une caractérisation plus en profondeur permettra de mieux comprendre sa distribution.

E.2.7 Géologie régionale

La majorité des roches de la région sont d'origine sédimentaire et d'âge paléozoïque ; Elles appartiennent aux systèmes Cambrien et Ordovicien (Figure E- 9). Elles font également partie de la province des Basses-Terres du St.-Laurent, les unités sédimentaires se rattachent au Groupe de Beekmantown. L'île de Salaberry-de-Valleyfield se partage deux formations, soit la Formation de Beauharnois et la Formation de Theresa. Ces unités sont sub-horizontales avec un très faible pendage de 1 à 3 degrés en direction sud-ouest. La ligne de partage de ces deux unités traverse le secteur TNT, ce qui confirme que les deux formations sont à considérer. Dans le cas du site d'étude, il semble que la Formation de Theresa soit la formation qui prédomine. Pour le moment, il est difficile de préciser d'avantage, puisque la ligne de partage des formations traversant le secteur TNT est située très près du bâtiment 355. Les cartes géologiques laissent supposer également que le site d'étude pourrait être positionné à l'intersection de ces deux unités.

E.2.7.1 Formation de Beauharnois

La base de la formation consiste principalement en dolomies pures, cristallines et granulaires, et en quelques lits de calcaire. La partie supérieure, est composée de couches argileuses foncées, de calcaire, de dolomie et de dolomie silteuse jusqu'à des siltstones dolomitiques.

E.2.7.2 Formation de Theresa

Cette formation est composée d'une interstratification de grès et de dolomie, cette interstratification étant à l'échelle du mètre et du centimètre. La dolomie est généralement dense et homogène, le grès étant plutôt à grain fin.

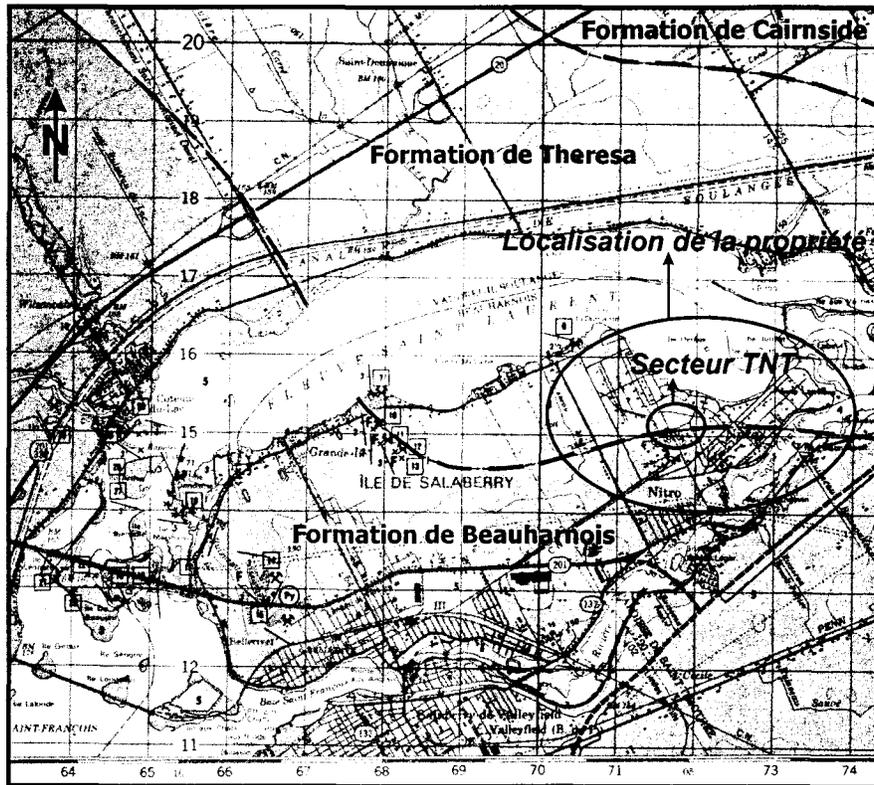


Figure E- 9. Géologie de la région de Valleyfield.

E.2.8 Réseau hydrographique

L'île de Salaberrey-De-Valleyfield est délimitée par deux cours d'eau importants. Au sud, la rivière St-Charles s'écoule en direction est, de plus, elle prend sa source et se déverse dans le Fleuve St.-Laurent. Le Fleuve St.-Laurent borde la région au nord et à l'ouest. Son influence se concrétise même au niveau des eaux souterraines profondes comme il en sera question plus loin.

Une grande proportion de l'île est occupée par les activités agricoles et de ce fait, une multitude de petits cours d'eau et de canaux d'irrigation tapissent la région. Quelques cours d'eau plus importants drainent l'île, particulièrement dans la partie nord. Ces cours d'eau comprennent entre autres le ruisseau Arthur-Boyer, le cours d'eau Désiré-Martin, le ruisseau Maher, le ruisseau Cardinal et le ruisseau Charlebois.

Le même type de configuration est retrouvée dans le secteur TNT. Plusieurs canaux de drainage bordent les routes et les bâtiments. Ces canaux étaient ou sont associés aux activités industrielles et permettent entre autres de drainer les eaux de ruissellement autour des bâtiments. Ces canaux constituent ou

constituaient également le média de transport des rejets industriels. Les directions d'écoulement de ces différents canaux n'ont pas été déterminées avec précision, cependant pour le secteur TNT, la majorité de ces cours d'eau s'écoulent vers le Fleuve St.-Laurent. Un cours d'eau plus important traverse le secteur de l'usine du nord vers le sud, il s'agit du cours d'eau Charlebois et plusieurs canaux de drainage rejettent leurs eaux dans ce ruisseau.

E.2.9 Hydrogéologie et hydrostratigraphie

Les informations présentées dans cette section sont préliminaires et les nouvelles données obtenues sont présentées au Chapitre 4.

E.2.9.1 Contexte hydrostratigraphique

Quatre unités stratigraphiques importantes couvrent l'ensemble du secteur TNT. En surface, des dépôts silteux, plus ou moins sableux, constituent l'unité supérieure de la séquence stratigraphique. Une unité argileuse, d'épaisseur très variable, fait le lien entre les dépôts silteux en surface et le till en profondeur. Ces trois unités reposent directement sur le roc, de composition principalement dolomitique et calcaire. L'origine de ces dépôts est très différente : le till est un dépôt d'origine glaciaire (morainique), tandis que les dépôts silteux et argileux ont été déposés en milieu marin, par la mer de Champlain (en eau plus ou moins profonde). De plus, quelques zones plus perméables, composées de sable graveleux et de sable silteux d'origine fluviale, sont également observées. Généralement, les dépôts marins d'eau profonde ne sont pas considérés comme des aquifères, par contre, il est fréquent de rencontrer des secteurs plus perméables dans ce type de sédiments.

Deux types d'unité hydrostratigraphique sont rencontrés sur le site d'étude. L'unité de till est considérée comme un aquiclude, possédant un gradient vertical très important. Les particules composant la matrice des tills dans les régions des Basses-Terres sont plus fines et moins perméables généralement. Dans les tills constitués principalement de particules fines de silt et d'argile (complexes des tills du Sud-Ouest et de l'Ontario), les fractures qui se développent dans les dépôts peuvent augmenter la perméabilité de 100 à 10 000 fois. La direction de l'écoulement des eaux souterraines dans l'aquiclude (en plan) semble suivre la topographie du site. Ainsi, l'écoulement de l'eau serait en direction nord.

Le roc constitue le véritable aquifère du site. Les roches d'origines sédimentaires de composition dolomitique et calcaire, sont caractérisées habituellement par une conductivité hydraulique régionale élevée. En effet, la porosité importante de ce type de roche, de même que leur fracturation abondante en

font de très bon médium de transport pour l'eau souterraine. La cimentation des pores par des argiles ou la précipitation de calcite de dolomie ou de silice sont les causes principales qui peuvent limiter la porosité de ce type de roche. La direction de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère rocheux semble être en direction est, soit vers le Fleuve St. Laurent.

Tecsult (1992) ont déterminé, par des essais de perméabilité et par des observations des niveaux d'eau dans les puits, la perméabilité moyenne, la vitesse d'écoulement des eaux souterraine ainsi que les gradients d'écoulement dans les dépôts de surface et dans le roc.

Tableau E- 8. Propriétés hydrogéologiques des aquifères présents dans le secteur TNT,

Tecsult, 1992.

site	Nature du milieu	Perméabilité moyenne	Gradient d'écoulement	Vitesses moyennes	
				vitesse	Vitesse effective
Secteur TNT	aquiclude	6.89E-03	1.30E-02	8.96E-05 cm/s	8.96E-04 cm/s
				2.82E+02 m/an	2.82E+02 m/an
	aquifère	2.07E-04	2.2E-02	4.55E-05 cm/s	4.55E-05 cm/s
				1.43E-03 m/an	1.43E-03 m/an

E.2.9.2 Perméabilité et conductivité hydraulique

Les calculs de conductivité hydraulique seront réalisés en utilisant la formule de Hazen (une des plus utilisée) et la formule de Sauerbrei (excellent domaine d'applicabilité pour les tills). Les paramètres utilisés dans ces formules découlent directement des résultats des analyses granulométriques réalisés à l'aide d'échantillons provenant de l'aquiclude. Les deux échantillons analysés ont été prélevés lors de la visite de terrain de mai 1998, et ils sont représentatifs de l'unité de till.

Tableau E- 9. Résumé des conductivités hydrauliques pour les deux méthodes.

Échantillon	Conductivité hydraulique		
	Méthode de Hazen	Méthode de Sauerbrei	Moyenne des deux méthodes
Sjp001	$4.84 * 10^{-6}$ m/s	$7.13 * 10^{-7}$ m/s	$2.77 * 10^{-6}$ m/s
Sjp003	$3.24 * 10^{-6}$ m/s	$4.77 * 10^{-7}$ m/s	$1.85 * 10^{-6}$ m/s
Tecsult	$6.65 * 10^{-6}$ m/s (essais de perméabilité)		

La conductivité hydraulique estimée par la méthode de Sauerbrei est d'un ordre de grandeur plus petit que celle estimée par la méthode de Hazen. La méthode de Hazen est excellente dans le cas des matériaux de la granulométrie des sables, mais dans ce cas, il s'agit plutôt de matériaux beaucoup plus fins. Par contre, l'essai de pompage réalisé par Tecsalt (1992), semble corréler l'estimation exprimée par la méthode de Hazen. La conductivité hydraulique des tills varient habituellement de 10^{-12} m/s à 10^{-5} m/s. Les résultats obtenus par les deux méthodes semblent réalistes.

E.2.9.3 Limites

Comme l'orientation des unités n'est pas déterminée avec précision, leur orientation est supposée sub-horizontale. Les données obtenues lors des travaux de modélisation suivant ce projet devraient permettre de déterminer plus précisément l'étendue des unités. Comme elles sont considérées sub-horizontales selon les informations disponibles, la limite de leur étendue considérée pour l'instant est le Fleuve St.-Laurent.

Les informations relatives à l'hydrogéologie et à l'hydrostratigraphie du site seront précisées avec la compilation et l'analyse des nouvelles données obtenues lors des travaux de terrain subséquents.

E.2.10 Données climatiques

Les données climatiques relatives à la région de Valleyfield ont été fournies par le ministère de l'environnement du Québec. Ces données ont été compilées sur une moyenne de trente années. Le climat se compare à celui de l'île de Montréal, avec des températures moyennes annuelles de l'ordre de 6.5°C , ainsi que des précipitations totales moyennes de l'ordre de 900 mm par année. Les précipitations moyennes sous forme de pluie constituent un peu plus de 700 mm annuellement, alors que celles sous forme de neige constituent un peu moins de 200 mm par année. À la Figure E- 10 les précipitations sous forme de neige ont été exprimées en terme de lame d'eau équivalente.

Tableau E- 10. Données climatiques pour la région de Valleyfield.

		Jan	Fev	Ma	Avr	Mai	Jui	Jul	Au	Sep	Oct	Nov	Dec	Tot
<i>station météo : Valleyfield, latitude nord (45 DEG, 17 MIN), Longitude Ouest (74 DEG, 06 MIN), Altitude (46m)</i>														
Température	max	-5.5	-4.2	2.0	10.7	18.5	23.7	26.3	24.9	20.0	13.0	5.3	-2.4	11.4
	min	14.0	12.8	-6.4	1.1	7.8	13.2	16.0	15.1	10.5	4.6	-1.1	-10.0	1.8
	moy	29.0	8.5	2.2	5.9	13.2	18.4	21.2	20.0	15.2	8.8	2.1	-6.1	6.5
Précipitation	pluie	16.5	14.7	32.7	66.7	69.0	77.9	90.7	95.4	85.1	70.0	64.1	31.4	707.0
	neige	42.8	37.6	25.3	5.1	0.5	0.00	0.0	0.0	0.0	0.9	16.3	44.3	183.4
	totale	59.9	52.1	58.0	71.8	69.5	77.9	90.7	95.4	85.1	70.8	80.4	74.6	894.6
Neige au sol		18.4	16.0	0.45	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	*
ETp		0	0	0	28.7	79.28	116.6	137.4	118.9	76.25	37.66	6.54	0	601.28

Les valeurs présentées correspondent aux moyennes pour chaque paramètre.

Températures (°C), Précipitation pluie (mm), Précipitation neige (cm), Précipitation totale (mm), Neige au sol (cm), ETp (mm)

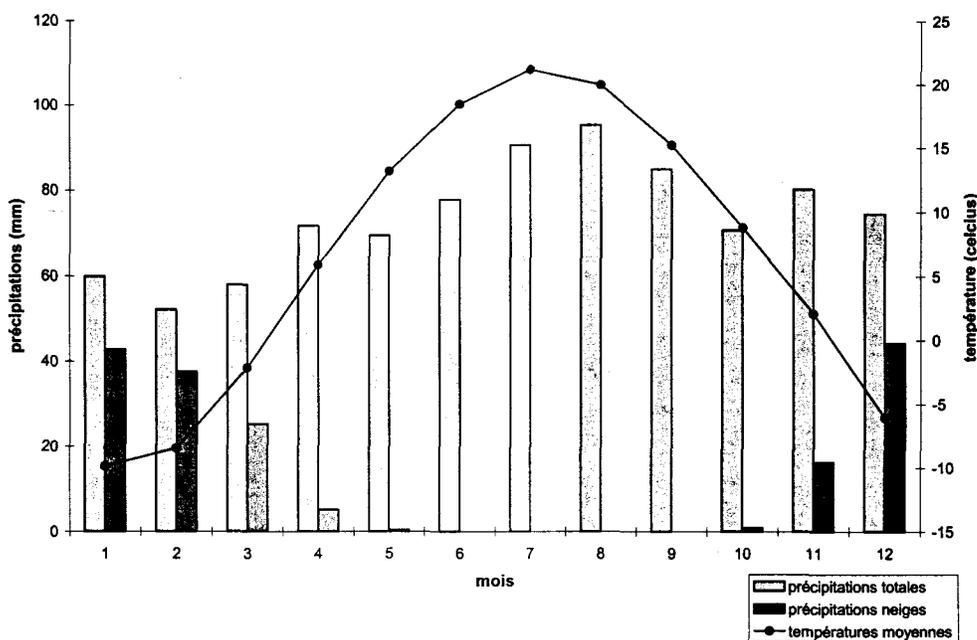


Figure E- 10. Moyenne climatique, région de Valleyfield.

E.2.10.1 bilan Hydrologique

Le bilan hydrologique d'une région est un outil permettant de préciser les échanges entre l'atmosphère et le sol, avec pour objectif principal d'évaluer les réserves en eaux disponibles pour la recharge d'un aquifère. En hydrogéologie, l'objectif ultime de ce genre d'opération est l'évaluation de la recharge.

Plusieurs termes entrent dans le concept de bilan hydrologique. Avant d'aller plus loin, il serait utile de définir certains termes qui seront employés dans l'évaluation de la recharge. Ainsi, l'évaporation (dans un bilan hydrologique) est définie comme le transfert de l'eau de la forme liquide à la forme vapeur. L'évaporation à partir d'une surface d'eau libre n'est qu'un mécanisme de transfert de masse d'eau à l'atmosphère. La transpiration est un terme relié aux végétaux et il correspond à l'eau utilisée par les plantes. Les plantes en croissances pompent continuellement de l'eau à l'atmosphère. L'eau est amenée dans les racines de la plante par la pression osmotique agissant sur l'humidité du sol et elle est ensuite redistribuée dans tous les organes de la plante jusqu'aux feuilles. L'eau passe dans l'atmosphère sous forme vapeur dans les stomates des feuilles. Dans les conditions de terrain, il est très difficile de séparer complètement les processus d'évaporation et de transpiration. Puisqu'il s'agit de déterminer les pertes totales en eau par les deux mécanismes, le concept d'évapotranspiration est employé.

Le terme évapotranspiration potentielle (ETp) a été introduit par Thornthwaite comme étant la perte d'eau qui se produisait si, en aucun moment, il n'y avait de déficit en eau dans le sol suite à l'utilisation par la végétation. L'hypothèse principale suggère que l'évapotranspiration potentielle ne dépend que des facteurs climatiques et que les effets reliés à la végétation sont négligeables. Les seuls facteurs nécessaires pour évaluer l'ETp sont les températures mensuelles, la latitude et le mois.

La formule de Thornthwaite s'exprime ainsi:

$$ETp = 16 \cdot \left[\frac{10 \cdot \theta}{I} \right]^a \cdot F(\lambda)$$

où

ETp est donné en mm/mois

θ est la température moyenne pour la période en question (°C), mesurée sous abri, seulement si $\theta > 0^\circ\text{C}$

$$a = 6,75E-07 * I^3 - 7,71E-05 * I^2 + 1,79E-02 * I + 0,49239$$

$$i = \left(\frac{\theta}{5} \right)^{1,514}$$

$$I = \sum_{n=1}^{12} i_n$$

I est l'indice thermique annuel, somme des indices mensuels i :

F(λ) est le coefficient de correction, fonction de la latitude et du mois.

Les données météorologiques fournies par le ministère de l'environnement comprennent la valeur de l'ETp pour chaque mois.

Infiltration

Avant de calculer la recharge, il est primordial d'identifier ses composantes. Pour ce faire, à l'aide des données fournies par le MEF, il devient possible de calculer l'infiltration à partir des précipitations et du ruissellement. La méthode de Thornthwaite sera employée dans la détermination de l'infiltration. L'eau qui s'infiltré peut être utilisée de trois façons : 1) elle peut être utilisée par les plantes et être ainsi perdue à l'évapotranspiration (ET), 2) elle peut servir à combler un déficit dans l'eau emmagasinée dans le sol (RAS) ou 3) elle peut se rendre jusqu'à la nappe phréatique et augmenter la quantité d'eau emmagasinée dans l'aquifère (r) une fois les besoins 1 et 2 comblés.

Ainsi, l'eau disponible pour l'infiltration (I) est égale à la différence entre les précipitations et le ruissellement.

$$I = P - r$$

$$r = C_R * P$$

Où I : Eau disponible pour l'infiltration
r : ruissellement
P : précipitation
C_R : coefficient de ruissellement
Etp : évapotranspiration potentielle

Maintenant, afin de déterminer le coefficient de ruissellement, la méthode de Llamas (1993) sera utilisée. Cette méthode tient compte de trois paramètres importants : les caractéristiques physiques du sol (type de sol en surface), l'utilisation du sol et la topographie du site. Une valeur est attribuée à chacun des paramètres et la formule suivante permet de calculer le C_R.

$$C_R = 1 - (C_s + C_c + C_t)$$

Où C_s : Composante du type de sol
C_c : composante de l'utilisation du sol
C_t : composante topographique

Composante du type de sol : Le sol en surface au secteur TNT est constitué principalement de silt sableux à argileux et de till ou d'argile dans certaines portions du secteur. De ce fait, la valeur 0.30 sera attribuée pour cette composante.

Composante de l'utilisation des sols : Les sols du secteur TNT n'ont pas vraiment de vocation, ce sont des champs en friche et des boisés, sur lesquels on retrouve les bâtiments ayant servi aux activités industrielles. La valeur attribuée à cette composante est 0.10.

Composante topographique : La topographie du secteur est typiquement plane. En fait la pente du terrain ne dépasse que rarement 2%. Alors, la valeur attribuée à ce paramètre est 0.30.

Donc :

$$C_R = 1 - (0.30 + 0.30 + 0.15)$$

$$C_R = 1 - 0.75 = 0.25$$

Il est alors possible de calculer la quantité d'eau disponible à l'infiltration (I). L'infiltration calculée sur une base annuelle est, de façon générale, surestimée. En effet, des mois de décembre à mars, l'infiltration est nulle et la neige accumulée pendant ces mois est convertie en précipitations et reportée au mois d'avril.

$$I = P - R$$

$$I = 886.2 - 221.55$$

$$I = 664.65 \text{ mm}$$

En utilisant un coefficient de ruissellement moyen de 0.25, la quantité d'eau disponible pour l'infiltration serait de 664.65 mm pour une année, soit environ 55 mm par mois. Maintenant, comme il en a été question dans une section précédente, le type de sol du site à l'étude et du secteur TNT est très hétérogène. Ce qui signifie que certaines zones seront plus sableuses et donc plus perméables, tandis que d'autres zones seront plus argileuses et ainsi moins perméables. Afin de pallier à cette situation, le calcul de la quantité d'eau disponible pour l'infiltration et le calcul de la recharge ont été réalisés en utilisant des coefficients de ruissellement différents, représentatifs des zones plus et moins perméables retrouvées sur le site. Ainsi, dans le cas d'un sol plus sableux, un coefficient de ruissellement de 0.15 a été utilisé. Le seul paramètre qui a été modifié dans la détermination du C_R fut le type de sol, puisque la topographie et l'utilisation des sols ne sont pas des composantes variables sur l'ensemble du site et du secteur TNT. De même, pour simuler les zones plus argileuses, un C_R de 0.5 fut employé.

De cette façon, l'eau disponible pour l'infiltration varie de 443.10 mm/an pour les zones moins perméables, à 753.27 mm/an pour les zones plus perméables.

Recharge

La recharge est un paramètre très important, autant pour la solution de l'équation du transport que dans les travaux de modélisation. En effet, ce paramètre constitue le volume d'eau qui alimente l'aquifère. Plusieurs méthodes de calcul permettent d'identifier une valeur de recharge. Certaines de ces méthodes

sont très précises, mais elles utilisent souvent des paramètres très difficilement déterminables par des essais de terrain. Comme l'objectif de ce calcul est de fournir une valeur de base pour les travaux de modélisation, une méthode de calcul simple a été employée. Il est important de mentionner que la valeur de la recharge peut être modifiée dans l'étape de calibration de la modélisation.

La méthode utilisée est une variante de la méthode de Thorntwaite. Cette méthode exprime en fait que la quantité d'eau qui est en mesure d'alimenter la nappe phréatique, est fonction de la réserve en eau accessible dans le sol (RAS), de l'eau disponible pour l'infiltration (I) et de l'évapotranspiration potentielle (Etp).

Ainsi, les valeurs de l'évapotranspiration réelle (Etr), de la quantité d'eau accessible (RAS) et de la recharge (r), dépendent d'un facteur appelé le facteur D. Le facteur D correspond au déficit en humidité des sols. Il signifie simplement que lorsque la quantité d'eau qui s'infiltre dans le sol est supérieure à la quantité d'eau nécessaire aux plantes et aux besoins du sol, alors il y a alimentation de la nappe phréatique. Ce facteur est déterminé comme suis :

$$D = RAS_{i-1} + I - ET_p$$

Pour $i = 1$, alors $RAS_0 = RAS_{max}$ (la valeur initiale de RAS)

Pour évaluer les quantités suivantes : ET_r , RAS et r, il faut calculer d'abord D et ensuite utiliser le Tableau E- 11 Avant de présenter les résultats, quelques précisions doivent être apportées. Le paramètre RAS qui correspond à la quantité d'eau accessible dans un sol pour un mois en particulier est fonction principalement du type de sol et de l'influence de la zone racinaire. Comme il est difficile à déterminer, une valeur moyenne de 60 mm a été attribuée et correspond au RAS_{max} . De plus, l'infiltration pendant les mois de décembre, janvier février et mars a été reportée au mois d'avril, compte tenu du fait que l'infiltration durant les mois d'hiver est négligeable en pratique.

Tableau E- 11. Détermination des différents paramètres en fonction de la valeur de D.

D	ET_r	RAS	R
$D < 0$	$RAS_{i-1} + I$	0	0
$D = 0$	ET_p	0	0
$0 < D < RAS_{max}$	ET_p	0	0
$D > RAS_{max}$	ET_p	RAS_{max}	$D - RAS_{max}$

Ainsi, pour un mois en particulier, si la valeur de RAS du mois précédent est de 60mm, que l'eau disponible pour l'infiltration (I) est de 50 mm et que l'évapotranspiration potentielle est de 20 mm, le

facteur D sera égale à 90 mm. De ce fait, comme la valeur de RAS_{max} (déterminée au début de l'exercice) est inférieure au facteur D ($60 \text{ mm} < 90 \text{ mm}$), selon le tableau l'évapotranspiration réelle sera égale à l'évapotranspiration potentielle (soit 20 mm), le RAS du mois en question sera égal au RAS_{max} (soit 60 mm) et la recharge (r) sera égale à la différence entre le facteur D et le RAS_{max} (soit 30 mm). Le Tableau E- 12 présente les résultats du calcul de la recharge.

Tableau E- 12. Résultats du calcul de la recharge, région de Valleyfield.

	P	R	I	Etp	D	Etr	Ras	r
janvier	59.9	14.975	0	0	60	0	60	
février	52.1	13.025	0	0	60	0	60	0
mars	58	14.5	0	0	60	0	60	0
avril	71.8	17.95	237.28	28.7	268.58	28.7	60	208.58
mai	69.5	17.375	52.125	79.28	32.845	79.28	32.845	0
juin	77.9	19.475	58.425	116.6	-25.33	91.27	0	0
juillet	90.7	22.675	68.025	137.4	-69.38	68.025	0	0
août	95.4	23.85	71.55	118.9	-47.35	71.55	0	0
septembre	85.1	21.275	63.825	76.25	-12.43	63.825	0	0
octobre	70.8	17.7	53.1	37.66	15.44	37.66	15.44	0
novembre	80.4	20.1	60.3	6.54	69.2	6.54	60	9.2
décembre	74.6	18.65	0	0	60	0	60	0
Total (mm/an)	886.2	221.55	664.65	601.33		446.85		217.78

Note : Les valeurs sont exprimées en mm.

P : Précipitation

r : ruissellement

I : Quantité d'eau disponible pour l'infiltration

ET_p : Évapotranspiration potentielle

D : Déficit en humidité des sols

ET_r : Évapotranspiration réelle

RAS : Réserve en eau accessible dans le sol

R : recharge

La recharge calculée est donc égale à 217,78 mm/an. Cette valeur a été déterminée en utilisant un coefficient de ruissellement moyen (0,25). Dans le cas où l'exercice est répété en employant les deux autres coefficients de ruissellement déterminés plutôt (soit de 0,15 pour un sol plus sableux et 0,5 pour un sol plus argileux), la recharge oscille entre 129,5 mm/an (sol plus argileux) et 264,57 mm/an (sol plus sableux).

ANNEXE F
NIVEAUX D'EAU ET ANALYSES CHIMIQUES DE TERRAIN



**Analyses des anions des eaux d'Expro
Échantillonnage du 24 au 30 mai 2000**

CM 10 07 2000

Échantillon	Délais d'analyse	Cl ⁻ (ppm)	NO ₂ ⁻ (ppm)	NO ₃ ⁻ (ppm)	PO ₄ ⁻ (ppm)	SO ₄ ⁻ (ppm)
PO 101-1	< 48h	5.44	nd	3.64	nd	106.74
PO 101-2	"	10.91	5.35	36.07	nd	146.91
PO 101-3	"	11.35	31.46	71.59	nd	117.55
PO 101-4 (repl. 1)	"	6.71	40.76	85.51	nd	107.59
PO 101-4 (repl. 2)	"	6.72	40.65	85.05	nd	106.92
PO 101-5	"	14.40	158.60	100.38	nd	97.51
PO 102-1	< 48h	5.00	nd	92.55	nd	361.26
PO 102-2	"	4.87	25.74	105.36	nd	463.18
PO 102-3	"	6.50	5.68	60.44	nd	94.92
PO 103-1	< 48h	3.91	0.35	35.07	nd	180.22
PO 103-2	"	5.78	1.09	19.32	nd	183.51
PO 103-3	"	1.18	nd	12.48	nd	51.95
PO 104-1	< 48h	3.14	nd	136.37	nd	134.44
PO 104-2 (repl. 1)	"	5.97	22.35	111.50	nd	74.29
PO 104-2 (repl. 2)	"	6.02	22.30	114.66	nd	73.55
PO 105-1	< 48h	13.31	nd	36.65	nd	643.44
PO 105-2	"	9.13	nd	57.82	nd	403.17
PO 106-1	< 48h	6.95	nd	nd	nd	138.17
PO 106-2 (repl. 1)	"	16.40	nd	nd	nd	24.24
PO 106-2 (repl. 2)	"	16.33	nd	nd	nd	24.80
PO 107-1	< 48h	7.85	nd	24.35	nd	150.26
PO 107-2	"	65.94	nd	nd	nd	182.11
PO 108-1	< 48h	3.31	nd	nd	nd	67.98
PO 108-2	"	89.41	nd	nd	nd	83.67

Expro

CM 12 09 2000

Analyses des anions des eaux souterraines
Échantillonnage du 5 au 8 sept 2000

Échantillon	Cl ⁻ (ppm)	NO ₂ ⁻ (ppm)	NO ₃ ⁻ (ppm)	PO ₄ ⁻ (ppm)	SO ₄ ⁻ (ppm)
PO 101-1	4.66	nd	nd	nd	128.68
PO 101-2	7.09	26.36	68.69	nd	126.35
PO 101-3 (repl. 1)	5.94	48.78	86.96	nd	111.52
PO 101-3 (repl. 2)	6.05	48.86	87.50	nd	110.19
PO 101-4	4.68	61.40	92.96	nd	100.30
PO 101-5	6.17	135.88	99.69	nd	90.31
PO 102-1	4.91	1.00	100.12	nd	372.98
PO 102-2	4.27	21.35	118.38	nd	485.48
PO 102-3 (repl. 1)	4.14	5.69	81.11	nd	127.87
PO 102-3 (repl. 2)	4.10	5.79	85.51	nd	125.68
PO 103-1	3.22	nd	34.52	nd	180.66
PO 103-2	4.54	nd	17.79	nd	180.06
PO 103-3 (repl. 1)	0.81	nd	16.93	nd	66.23
PO 103-3 (repl. 2)	0.77	nd	18.21	nd	65.38
PO 104-1	2.26	nd	172.08	nd	140.67
PO 104-2	1.91	22.41	144.18	nd	65.75
PO 105-1 (repl. 1)	9.33	nd	39.83	nd	525.75
PO 105-2 (repl. 2)	9.49	nd	39.36	nd	525.44
PO 105-2	6.90	nd	53.39	nd	322.62
PO 106-1	5.97	nd	nd	nd	95.97
PO 106-2	11.24	nd	nd	nd	14.85
PO 107-1	4.62	nd	nd	nd	136.55
PO 107-2	41.42	nd	nd	nd	104.14
PO 108-1	3.33	nd	nd	nd	64.99
PO 108-2	50.50	nd	nd	nd	58.53

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	2-A-6-NT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	5.28	5.64	4.22 4.18	3.56
PO101-3 duplicata	3.96 3.98	3.44	3.32	2.76 2.46
PO101-4 duplicata	1.38	1.98 2.00	1.54	0.54
PO101-5 duplicata	gelé	ND	INT	INT
PO102-1 duplicata	16.61 16.58	15.78	13.06	13.96
PO102-2 duplicata	0.44	0.40	0.38 0.38	0.38
PO102-3 duplicata	gelé	INT	0.22	INT INT
PO103-1 duplicata	1.26	0.94	0.92	1.08
PO103-2 duplicata	0.96	0.80	0.82	1.02
PO103-3 duplicata	0.10	ND (INT)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	3.58	2.94	2.34 2.36	1.96
PO104-2 duplicata	ND ND	ND ND	INT	INT
PO105-1 duplicata	< 0.10	2.72	2.50 ((2.5006))	2.84 (INT) 3.00 (INT)
PO105-2 duplicata	1.70	1.16	1.06 ((0.8772)) 1.06 ((0.8880))	0.41 (INT)
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	INT	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	TNT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	N.D.	0.32	N.D.	N.D.
PO101-2 duplicata	5.80	16.04	25.00 27.00	35.60
PO101-3 duplicata	35.80 35.60	46.00	48.40	55.00 54.20
PO101-4 duplicata	51.40	55.20 53.80	57.40	63.40 67.40
PO101-5 duplicata	gelé	56.00	61.20	
PO102-1 duplicata	1.96 2.02	3.06	3.08	3.70
PO102-2 duplicata	7.56	9.38	8.84 8.92	9.48
PO102-3 duplicata	gelé	6.66	8.76	10.08 9.96
PO103-1 duplicata	0.46	0.26	0.42	0.36
PO103-2 duplicata	0.54	0.46	0.60	0.52
PO103-3 duplicata	0.44	0.32 (0.3346)	0.44	0.68 0.68
PO104-1 duplicata	1.56	2.46	1.80 1.80	2.84
PO104-2 duplicata	13.70 13.66	12.06 12.08	14.38	16.84
PO105-1 duplicata	ND	ND	ND (0.0132)	ND (INT) ND (INT)
PO105-2 duplicata	< 0.10	ND	ND (INT) ND (INT)	ND (INT)
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

Critères d'usage

Eau de consommation: aucun

Eau de surface et d'égouts: 5.5 ppm (0.0055 ppb)

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	2-ADNT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	1.44	4.14	3.90 3.66	0.54
PO101-3 duplicata	1.36 1.32	2.80	2.88	0.40 0.58
PO101-4 duplicata	1.28	3.52 3.14	2.32	0.46
PO101-5 duplicata	gelé	ND	ND	INT
PO102-1 duplicata	2.46 2.48	5.06	5.24	1.44
PO102-2 duplicata	0.18	ND	0.44 0.48	INT
PO102-3 duplicata	gelé	ND	INT	INT INT
PO103-1 duplicata	0.42	0.46	0.54	INT
PO103-2 duplicata	0.16	ND	0.32	ND
PO103-3 duplicata	ND	ND (INT)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	0.76	ND	1.74 2.16	1.60
PO104-2 duplicata	ND ND	ND ND	INT	INT
PO105-1 duplicata	ND	ND	ND (0.0096)	ND (INT) ND (INT)
PO105-2 duplicata	ND	ND	ND (0.0636) ND (0.0658)	ND (0.1300)
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	INT	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	2-NT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	5.74	10.88	17.14 14.84	18.26
PO101-3 duplicata	17.16 17.22	19.46	20.00	21.80 21.00
PO101-4 duplicata	21.40	21.32 20.98	21.00	21.20
PO101-5 duplicata	gelé	14.66	13.62	14.76
PO102-1 duplicata	31.20 31.00	30.44	26.80	29.20
PO102-2 duplicata	9.86	11.54	11.88 11.90	9.94
PO102-3 duplicata	gelé	ND	ND	< 0.10 INT
PO103-1 duplicata	0.78	0.46	0.50	0.48
PO103-2 duplicata	0.50	0.44	0.42	0.42
PO103-3 duplicata	ND	ND (INT)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	12.22	12.20	12.36 12.06	11.98
PO104-2 duplicata	1.38 1.36	1.10 1.28	1.50	1.98
PO105-1 duplicata	0.22	0.12	1.22 ((1.4182))	1.48 ((1.8206)) 1.50 ((1.8268))
PO105-2 duplicata	1.40	1.18	1.02 ((1.1780)) 0.98 ((1.1032))	0.92 ((1.1012))
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	0.0024 (co-elution 2 & 4-NT)	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	INT	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	4-NT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	3.72	8.10	14.34 11.82	14.02
PO101-3 duplicata	13.82 13.84	15.94	18.60	20.18 19.90
PO101-4 duplicata	17.86	18.56 18.40	18.34	18.00
PO101-5 duplicata	gelé	8.46	6.68	8.92
PO102-1 duplicata	19.84 19.88	20.72	21.50	19.18
PO102-2 duplicata	4.10	4.38	5.58 5.90	4.42
PO102-3 duplicata	gelé	ND	ND	INT INT
PO103-1 duplicata	0.32	0.18	0.48	0.26
PO103-2 duplicata	0.18	0.16	0.28	INT
PO103-3 duplicata	ND	ND (INT)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	3.76	3.86	3.64 2.82	3.36
PO104-2 duplicata	ND ND	ND ND	INT	0.96
PO105-1 duplicata	ND	ND	0.16 ((0.2346))	0.10 (0.1692) 0.14 (0.1724)
PO105-2 duplicata	0.36	0.44	0.32 ((0.4432)) 0.44 ((0.3886))	0.36 ((0.4214))
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	0.0024 (co-elution 2 & 4-NT)	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	INT	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	TNB (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	0.20	0.88	1.42 1.42	2.30
PO101-3 duplicata	2.14 2.14	2.62	3.04	3.58 3.56
PO101-4 duplicata	3.56	3.46 3.42	3.92	4.56
PO101-5 duplicata	gelé	7.06	7.68	7.70
PO102-1 duplicata	0.48 0.46	0.90	0.78	1.00
PO102-2 duplicata	6.40	7.72	7.52 7.52	8.02
PO102-3 duplicata	gelé	2.92	3.56	3.92 3.90
PO103-1 duplicata	0.26	0.24	0.32	0.44
PO103-2 duplicata	0.70	0.82	0.82	0.92
PO103-3 duplicata	0.11	0.96 ((1.0400))	1.48	1.60 1.62
PO104-1 duplicata	1.80	2.08	2.50 2.50	3.14
PO104-2 duplicata	4.56 4.62	4.14 4.16	4.96	5.76
PO105-1 duplicata	ND	ND	ND (ND)	ND (ND) ND (ND)
PO105-2 duplicata	< 0.10	< 0.10	0.22 ((0.2278)) 0.20 ((0.2286))	0.44 ((0.4586))
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	1,3-DNB (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	1.54	3.46	4.96 4.92	6.50
PO101-3 duplicata	5.78 5.80	6.74	7.52	8.10 8.12
PO101-4 duplicata	7.82	7.94 7.78	8.34	8.76
PO101-5 duplicata	gelé	4.50	4.08	3.56
PO102-1 duplicata	2.08 2.10	2.30	2.24	5.26
PO102-2 duplicata	0.98	1.00	0.98 0.98	0.76
PO102-3 duplicata	gelé	ND	ND	ND ND
PO103-1 duplicata	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
PO103-2 duplicata	< 0.10	ND	< 0.10	ND
PO103-3 duplicata	ND	ND (0.0026)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	1.22	1.28	1.26 1.26	1.26
PO104-2 duplicata	< 0.10 < 0.10	ND < 0.10	< 0.10	< 0.10
PO105-1 duplicata	ND	< 0.10	< 0.10 (0.0528)	< 0.10 (0.0554) < 0.10 (0.0592)
PO105-2 duplicata	< 0.10	< 0.10	< 0.10 (0.0560) < 0.10 (0.0562)	< 0.10 (0.0522)
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	2-A-4-NT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	1.26	1.60	1.30 1.28	1.14
PO101-3 duplicata	1.14 1.16	ND	1.06	0.88 1.94
PO101-4 duplicata	0.70	ND ND	0.88	INT
PO101-5 duplicata	gelé	ND	INT	INT
PO102-1 duplicata	6.88 6.96	6.22	5.20	5.70
PO102-2 duplicata	0.20	ND	0.16 0.18	ND
PO102-3 duplicata	gelé	ND	ND	ND ND
PO103-1 duplicata	0.86	0.74	0.74	0.76
PO103-2 duplicata	0.66	0.64	0.68	0.68
PO103-3 duplicata	ND	ND (ND)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	1.56	1.28	1.04 1.08	0.94
PO104-2 duplicata	ND ND	ND ND	ND	ND
PO105-1 duplicata	0.10	0.42	0.44 ((0.4508))	0.48 ((0.4954)) 0.46 ((0.5024))
PO105-2 duplicata	0.46	0.46	0.40 ((0.3480)) 0.42 ((0.3496))	0.34 ((0.3152))
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Itaique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Itaique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	2,4-DNT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	< 0.0010 ((0.0006))	ND	ND
PO101-2 duplicata	18.24	36.40	52.40 52.20	70.80
PO101-3 duplicata	73.20 70.20	75.80	82.80	89.40 90.80
PO101-4 duplicata	94.80	87.40 85.80	91.00	100.00
PO101-5 duplicata	gelé	84.60	96.40	108.40
PO102-1 duplicata	40.60 40.20	49.00	52.60	51.80
PO102-2 duplicata	52.00	58.00	55.60 56.00	48.60
PO102-3 duplicata	gelé	ND	0.36	0.24 0.28
PO103-1 duplicata	9.62	5.86	5.70	6.00
PO103-2 duplicata	3.96	3.02	3.58	3.26
PO103-3 duplicata	ND	ND (INT)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	76.20	78.20	81.00 81.80	83.00
PO104-2 duplicata	8.40 8.44	5.68 5.78	7.08	11.16
PO105-1 duplicata	0.10	0.52	0.64 ((0.7094))	0.38 ((0.4376)) 0.36 ((0.4350))
PO105-2 duplicata	1.80	1.64	2.02 ((2.2378)) 2.08 ((2.2026))	2.26 ((2.4962))
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	0.0014	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	0.0020
Eau du fleuve	< 0.0010 ((0.0008))	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

Critères d'usage

Eau de consommation: aucun

Eau de surface et d'égouts: 0.9100 ppm (910 ppb)

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	2,6-DNT (ppm) (co-elution: 3,4-DNT & 2-ADNT)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	24.72	43.00	58.00 57.20	74.40
PO101-3 duplicata	74.60 74.00	75.80	83.60	90.40 91.60
PO101-4 duplicata	91.40	83.20 81.60	88.80	97.00
PO101-5 duplicata	gelé	86.60	99.60	112.20
PO102-1 duplicata	47.80 47.20	54.80	57.60	57.60
PO102-2 duplicata	82.00	88.80	86.20 86.80	86.40
PO102-3 duplicata	gelé	12.42	17.02	17.34 17.16
PO103-1 duplicata	6.28	3.06	3.00	3.10
PO103-2 duplicata	2.54	1.72	2.08	1.92
PO103-3 duplicata	0.18	ND (INT)	INT	ND ND
PO104-1 duplicata	78.60	79.60	83.60 83.60	86.00
PO104-2 duplicata	44.40 44.40	38.20 38.20	45.00	53.60
PO105-1 duplicata	0.44	2.68	2.96 ((3.2220))	3.50 ((3.8508)) 3.28 ((3.8732))
PO105-2 duplicata	2.96	2.64	2.60 ((2.8324)) 2.60 ((2.8286))	2.42 ((2.6198))
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	0.0012	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	0.0028
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

Critères d'usage

Eau de consommation: aucun

Eau de surface et d'égouts: 0.9300 ppm (930 ppb)

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	4-ADNT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	0.48	0.68	0.62 0.56	0.60
PO101-3 duplicata	INT INT	0.70	0.48	0.46 0.38
PO101-4 duplicata	INT	0.66 0.64	0.46	0.38
PO101-5 duplicata	gelé	0.28	INT	0.28
PO102-1 duplicata	INT INT	0.64	0.68	0.68
PO102-2 duplicata	INT	ND	< 0.10 < 0.10	ND
PO102-3 duplicata	gelé	0.58	0.52	0.60 0.60
PO103-1 duplicata	INT	ND	0.12	0.12
PO103-2 duplicata	ND	< 0.10	< 0.10	ND
PO103-3 duplicata	INT	0.20 (INT)	ND	0.38 0.36
PO104-1 duplicata	INT	0.34	0.26 0.30	0.36
PO104-2 duplicata	INT INT	0.18 0.30	0.14	0.26
PO105-1 duplicata	ND	ND	ND (0.0108)	ND (0.0116) ND (0.0114)
PO105-2 duplicata	ND	ND	INT (0.0604) ND (0.0608)	ND (0.0896)
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italiqne entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italiqne entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Expro, échantillons d'eau
Analyses des nitroaromatiques (HPLC)**

Échantillon	3-NT (ppm)			
	Mars 00	Mai 00	Juil 00	Sept 00
PO101-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO101-2 duplicata	0.40	0.88	1.40 1.40	1.70
PO101-3 duplicata	1.54 1.54	1.74	2.00	2.10 2.08
PO101-4 duplicata	2.10	2.12 2.12	2.20	2.22
PO101-5 duplicata	gelé	1.50	1.40	1.30
PO102-1 duplicata	2.44 2.42	2.60	2.40	2.58
PO102-2 duplicata	1.10	1.30	1.20 1.20	0.96
PO102-3 duplicata	gelé	ND	ND	ND ND
PO103-1 duplicata	ND	ND	< 0.20	ND
PO103-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO103-3 duplicata	ND	ND (ND)	ND	ND ND
PO104-1 duplicata	1.66	1.58	1.60 1.60	1.60
PO104-2 duplicata	0.30 0.28	0.30 0.26	0.20	0.44
PO105-1 duplicata	ND	ND	ND (0.0370)	ND (0.0344) ND (0.0304)
PO105-2 duplicata	ND	ND	ND (0.0764) ND (0.0734)	ND (0.0738)
PO106-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO106-2 duplicata	ND	ND ND	ND	ND
PO107-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO107-2 duplicata	gelé	ND	ND	ND
PO108-1 duplicata	ND	ND	ND	ND
PO108-2 duplicata	ND	ND	ND	ND
Eau du fleuve	ND	ND	ND	-

Italique entre parenthèses: résultat suite à la concentration sur Sep-Pak

Italique entre double parenthèses: idem, mais résultat hors de la courbe standard sur HPLC

**Analyses des anions des eaux d'Expro
Échantillonnage du 20 au 31 mars 2000**

CM 26 04 2000

Date	Échantillon	Délais d'analyse	Cl ⁻ (ppm)	NO ₂ ⁻ (ppm)	NO ₃ ⁻ (ppm)	PO ₄ ⁻ (ppm)
29/03/00	PO 101-1	< 48h	21.024	nd	9.77	nd
	PO 101-2	"	20.18	nd	8.18	nd
	PO 101-3 (repl. 1)	"	13.98	18.76	60.55	nd
	PO 101-3 (repl. 2)	"	13.74	18.07	59.31	nd
	PO 101-4	"	14.97	44.14	85.08	nd
	PO 101-5	gelé
	PO 102-1	< 48h	nd ¹	nd	82.27	nd
	PO 102-2	"	7.22	14.54	114.72	nd
	PO 102-3	gelé
	PO 103-1	< 48h	3.11	nd	55.27	nd
	PO 103-2	"	17.11	nd	27.44	nd
	PO 103-3	"	6.83	19.5 ² (?)	18.06	nd
	PO 104-1	< 48h	9.35	nd	136.50	nd
	PO 104-2	"	14.80	36.91	127.14	nd
	PO 105-1	> 48h* (8 jours)	11.64	nd	nd	nd
	PO 105-2	> 48h (8 jours)	17.24	nd	46.09	nd
	PO 106-1	< 48h	23.30	nd	nd	nd
	PO 106-2	"	36.06	nd	nd	nd
	PO 107-1	> 48h (8 jours)	7.20	nd	nd	nd
	PO 107-2	gelé
	PO 108-1	> 48h (8 jours)	4.43	nd	nd	nd
	PO 108-2	> 48h (8 jours)	130.12	nd	nd	nd
	Eau du fleuve	> 48h (6 jours)	1.40	nd	nd	nd
	Blanc de transport	< 48h	0.98	nd	nd	nd
	Blanc de terrain (tente)	< 48h	nd	nd	nd	nd

Chaque échantillon (10 ml) fut filtré sur le terrain. Aucun préservatif ne fut ajouté.

* Délais d'analyse > 48h: travaux sur l'appareil HPLC, la colonne a dû être changée.

¹ Trace de peak observée avant une baisse marquée de la ligne de base: Cl⁻ non-détecté mais = sous-estim

² Peak de NO₂ plus large que normal = sur-estimation (?)

**Analyses des anions des eaux d'Expro
Échantillonnage du 20 au 31 mars 2000**

CM 26 04 2000

S04- (ppm)
156.56
204.08
149.75
150.34
113.39
.
398.37
535.56
.
207.89
195.80
65.06
150.93
65.49
837.46
479.49
148.91
33.57
149.89
.
69.56
149.51
2.34
4.07
nd

ation (?)

Niveaux d'eau dans les puits - Projet Expro

No. de puits	DÉTAIL DES CRÉPINES				ÉLÉVATION		PROFONDEUR NIVEAU D'EAU		ÉLÉVATION DE L'EAU		PROFONDEUR NIVEAU D'EAU		ÉLÉVATION DE L'EAU	
	Diamètre (cm)	Longueur (m)	Profondeur		Sol (m)	Tubage de PVC (m)	20/03/2000		30/05/2000		6/07/2000		1/08/2000	
			Sommet (m)	Base (m)			p/r tubage (m)	(m)	p/r tubage (m)	(m)	p/r tubage (m)	(m)		
PO-101-1	2.54	4.5	17	21.5	Roc		6.76	6.437			6.462	6.630		6.645
PO-101-2	2.54	0.6	10.75	11.35	Till		1.53	1.526			1.935	2.607		2.806
PO-101-3	2.54	0.6	8.25	8.85	Till		1.46	1.440			1.822	2.521		2.702
PO-101-4	2.54	0.6	5.9	6.5	Till		1.43	1.367			1.748	2.439		2.629
PO-101-5	2.54	0.6	3.25	3.85	Till		gelé	1.170			1.384	2.243		2.300
PO-102-1	2.54	8.2	8.2	8.8	Till		1.62	1.597			2.025	2.661		2.821
PO-102-2	2.54	5.9	5.9	6.5	Till		1.39	1.502			1.897	2.606		2.756
PO-102-3	2.54	3.25	3.25	3.85	Till		gelé	1.202			n.d.	n.d.		2.513
PO-103-1	2.54	8.2	8.2	8.8	Till		2.10	2.277			2.769	3.329		3.422
PO-103-2	2.54	5.9	5.9	6.5	Till		2.01	2.201			2.698	3.259		3.347
PO-103-3	2.54	3.25	3.25	3.85	Till		1.58	1.697			2.349	2.951		3.010
PO-104-1	2.54	0.6	5.9	6.1	Till		1.36	1.285			1.654	sec		2.564
PO-104-2	2.54	0.6	3.25	2.85	Till		gelé	1.413			1.723	2.549		2.766
PO-105-1	2.54	0.6	8.2	8.8	Till		1.85	1.655			2.108	2.701		2.884
PO-105-2	2.54	0.6	5.9	6.5	Till		1.74	1.650			2.078	2.694		2.824
PO-106-1	2.54	4.5	15	19.5	Roc		5.14	5.051			5.071	5.240		5.274
PO-106-2	2.54	0.6	4.5	5.1	Till		1.77	1.685			2.133	2.611		2.564
PO-107-1	2.54	4.5	16	20.5	Roc		6.01	5.916			5.931	6.107		6.117
PO-107-2	2.54	0.6	5.5	6.1	Till		gelé	1.549			2.293	2.710		2.950
PO-108-1	2.54	4.5	16.5	21	Roc		7.98	7.929			n.a.	8.086		4.256
PO-108-2	2.54	0.6	7.4	8	Till		1.53	1.695			n.a.	3.474		8.091
PZ-2					Roc		n.a.	14.957			n.a.	n.a.		n.a.
PZ-2A					Till		n.a.	1.480			n.a.	n.a.		n.a.
PZ-3					Roc		n.a.	4.306			n.a.	n.a.		n.a.
TNT-105	1.555				Till		n.a.	2.050			n.a.	n.a.		n.a.
TNT-108	2.374				Till		n.a.	n.a.			3.09	2.149		n.a.
TNT-109	2.896				Till		n.a.	n.a.			2.91	2.826		n.a.
TNT-110	2.896				Till		n.a.	n.a.			2.96	2.95		n.a.
TNT-113	2.575				Till		n.a.	n.a.			2.945	sec		n.a.
TNT-115	2.706				Till		n.a.	n.a.			3.021	2.929		n.a.
TNT-201	1.934				Till		n.a.	n.a.			3.081	3.048		n.a.
TNT-202	1.945				Till		n.a.	n.a.			3.682	2.914		n.a.
TNT-203*	3.015				Till		n.a.	n.a.			5.212	2.532		n.a.
TNT-204*	3.052				Till		n.a.	n.a.			5.213	3.798		n.a.
TNT-206	2.2				Till		n.a.	n.a.			4.98	3.682		n.a.
TNT-207	3.191				Till		n.a.	n.a.			3.675	2.915		n.a.
TNT-208	1.313				Till		n.a.	n.a.			5.208	3.697		n.a.
TNT-209	2.414				Till		n.a.	n.a.			3.23	1.634		n.a.
TNT-210	2.462				Till		n.a.	n.a.			5.209	2.775		n.a.
TNT-211	2.163				Till		n.a.	n.a.			5.236	3.042		n.a.
TNT-213	2.892				Till		n.a.	n.a.			3.062	2.948		n.a.
TNT-215	1.965				Till		n.a.	n.a.			4.53	3.522		n.a.
TNT-216	2.409				Till		n.a.	n.a.			4.57	2.579		n.a.
TNT-302	2.353				Till		n.a.	n.a.			4.315	3.384		n.a.
TNT-306	1.89				Till		n.a.	n.a.			3.616	3.064		n.a.
					Till		n.a.	n.a.			3.085	2.492		n.a.

Puits	élévation sol	élévation tubage	casing	niveau eau/tubage (Mai)	niveau d'eau/tubage (sept)	charge hydraulique (septembre)	Charge Hydraulique (Mai)	profondeur milieu crépine
101-1	46.041	46.946	46.887	6.437	6.845	40.003	40.211	19.25
101-2	46.041	46.646	46.887	1.526	2.806	43.840	45.120	11.1
101-3	46.041	46.619	46.887	1.440	2.702	43.917	45.179	8.5
101-4	46.041	46.574	46.887	1.367	2.629	43.945	45.207	6.2
101-5	46.075	46.714	46.889	1.170	2.300	44.414	45.544	3.55
102-1	46.043	46.394	46.668	1.597	2.821	43.573	44.797	8.5
102-2	46.043	46.378	46.668	1.502	2.756	43.722	44.976	6.2
102-3	46.043	46.535	46.668	1.202	2.513	44.022	45.333	3.55
103-1	46.124	46.747	46.784	2.277	3.422	43.325	44.470	8.5
103-2	46.124	46.692	46.784	2.201	3.347	43.345	44.491	6.2
103-3	46.124	46.664	46.784	1.697	3.010	43.654	44.967	3.55
104-1	46.015	46.33	46.762	1.285	2.564	43.766	45.045	6.2
104-2	46.015	46.590	46.762	1.413	2.766	43.832	45.185	3.55
105-1	46.019	46.392		1.655	2.854	43.538	44.737	6.2
105-2	46.019	46.484		1.630	2.824	43.660	44.834	3.55
106-1	44.703	45.238	45.26	5.051	5.274	39.964	40.187	17.15
106-2	44.703	45.13	45.26	1.685	2.564	43.566	43.445	4.8
107-1	45.5935	46.0781	46.1092	5.916	6.117	39.961	40.162	18.25
107-2	45.5935	46.0081	46.1092	1.549	2.950	43.058	44.459	5.8
108-1	47.4579	47.8198	47.8448	7.929	8.091	39.729	39.891	17.05
108-2	47.4579	47.7607	47.8448	1.695	4.256	43.505	46.066	7.7
Pz-2	46.3528	47.0225	47.1726			47.023		

vitesse
0,00000005

profond realle crep	profond realle crep	elev/isc/	gradient verticaux	gradient horizontaux
29.041	24.541	26.791		
35.241	34.841	34.941	entre po-101-4 et po-101-2	
37.841	37.241	37.541	0,017755102	entre PO-101 et PO-103
40.141	39.541	39.841	entre po-101-5 et po-101-4	0.03
43.464	42.225	42.525	0.125538867	
37.843	37.243	37.543		
40.143	39.543	39.843		
42.783	42.183	42.483		
37.824	37.324	37.624		
40.224	39.624	39.924		
42.874	42.274	42.574		
40.115	39.515	39.815		
42.765	42.165	42.465		
40.119	39.519	39.819		
42.769	42.169	42.469		
29.603	25.303	27.553		
40.203	39.603	39.903		
29.5935	25.0935	27.3435		
39.4935	40.0935	39.7935		
30.9579	26.4579	30.4079		entre PO-106 et PO-106
40.0579	39.4579	39.7579		0.001690141

Conatmination des eaux souterraines

31-Mar-00					
Puits	TNT	2,4-DNT	2,6-DNT	4-ADNT	2-ADNT
101-1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
101-2	5.8	18.24	24.72	0.48	1.44
101-3 rep 1	35.8	73.2	74.6	0.48	1.36
101-3 rep 2	35.6	70.2	74	0.46	1.32
101-4	51.4	94.8	91.4	0.48	1.28
101-5		gelé	gelé		
102-1 rep 1	1.96	40.6	47.8	0.56	2.46
102-1 rep 2	2.02	40.2	47.2	0.54	2.46
102-2	7.56	52	82	1.1	0.18
102-3		gelé	gelé		
103-1	0.46	9.62	6.28	0.05	0.42
103-2	0.54	3.96	2.54	N.D.	0.16
103-3	0.44	N.D.	0.18	0.11	N.D.
104-1	1.56	76.2	78.6	0.22	0.76
104-2 rep 1	13.7	8.4	44.4	0.12	N.D.
104-2 rep 1	13.66	8.44	44.4	0.12	N.D.
105-1	N.D.	0.1	0.44	N.D.	N.D.
105-2	N.D.	1.8	2.96	N.D.	N.D.
106-1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
106-2	N.D.	0.14	0.12	N.D.	N.D.
107-1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
107-2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
108-1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
108-2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Géochimie des eaux souterraines

31-Mar-00

Puits	oxygène dissout	potentiel d	température	pH	conductivité	turbidité
	mg/L		mV			
101-1	0.39	-6.8	8.53	7.39	0.534	18.2
101-2	0.9	-11	7.79	7.57	0.701	na
101-3	1.17	44.9	8.58	7.32	0.766	140
101-4	1.38	88.9	6	7.24	0.686	0.6
101-5						
102-1	3.4	62.8	6.29	7.02	0.836	144
102-2	1.88	66.1	6.08	6.97	0.989	105
102-3						
103-1	0.48	65.7	7.8	7.12	0.571	1.35
103-2	0.59	69	6.85	7.16	0.526	161
103-3	7.31	78	4.84	7.12	0.371	6.19
104-1	3.59	59	14.02	7.11	0.808	6.71
104-2	6.06	117.1	9.54	6.63	0.567	4.72
105-1	1.8	3.5	6.33	6.98	1.07	6.27
105-2	3.57	40.7	6.27	7.03	0.81	8.96
106-1	0.49	-124.4	8.46	7.44	0.521	22.7
106-2	1.12	-217.1	9.46	8.72	0.353	1.21
107-1	0.3	-94.3	7.46	7.14	0.506	323
107-2						
108-1	0.33	-373	7.8	7.28	0.382	134
108-2	1.44	-132.8	6.69	9.78	0.68	4.22

**Analyses des anions des eaux d'Expro
Échantillonnage du 20 au 31 mars 2000**

CM 26 04 2000

Date	Échantillon	Délais d'analyse	Cl ⁻ (ppm)	NO ₂ ⁻ (ppm)	NO ₃ ⁻ (ppm)	PO ₄ ⁻ (ppm)	SO ₄ ⁻ (ppm)
29/03/00	PO 101-1	< 48h	21.024	nd	9.77	nd	156.56
	PO 101-2	"	20.18	nd	8.18	nd	204.08
	PO 101-3 (repl. 1)	"	13.98	18.76	60.55	nd	149.75
	PO 101-3 (repl. 2)	"	13.74	18.07	59.31	nd	150.34
	PO 101-4	"	14.97	44.14	85.08	nd	113.39
	PO 101-5	gelé
	PO 102-1	< 48h	nd ¹	nd	82.27	nd	398.37
	PO 102-2	"	7.22	14.54	114.72	nd	535.56
	PO 102-3	gelé
	PO 103-1	< 48h	3.11	nd	55.27	nd	207.89
	PO 103-2	"	17.11	nd	27.44	nd	195.80
	PO 103-3	"	6.83	19.5 ² (?)	18.06	nd	65.06
	PO 104-1	< 48h	9.35	nd	136.50	nd	150.93
	PO 104-2	"	14.80	36.91	127.14	nd	65.49
	PO 105-1	> 48h* (8 jours)	11.64	nd	nd	nd	837.46
	PO 105-2	> 48h (8 jours)	17.24	nd	46.09	nd	479.49
	PO 106-1	< 48h	23.30	nd	nd	nd	148.91
	PO 106-2	"	36.06	nd	nd	nd	33.57
	PO 107-1	> 48h (8 jours)	7.20	nd	nd	nd	149.89
	PO 107-2	gelé
	PO 108-1	> 48h (8 jours)	4.43	nd	nd	nd	69.56
	PO 108-2	> 48h (8 jours)	130.12	nd	nd	nd	149.51
	Eau du fleuve	> 48h (6 jours)	1.40	nd	nd	nd	2.34
	Blanc de transport	< 48h	0.98	nd	nd	nd	4.07
	Blanc de terrain (tente)	< 48h	nd	nd	nd	nd	nd

Chaque échantillon (10 ml) fut filtré sur le terrain. Aucun préservatif ne fut ajouté.

* Délais d'analyse > 48h: travaux sur l'appareil HPLC, la colonne a dû être changée.

¹ Trace de peak observée avant une baisse marquée de la ligne de base: Cl⁻ non-déTECTÉ mais = sous-estimation (?)

² Peak de NO₂ plus large que normal = sur-estimation (?)

ANNEXE G
RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES DES ESSAIS EN
LABORATOIRE



Interprétation des essais d'adsorption en lot avec sodium azide

Résultats des essais d'adsorption, TNT,
essais réalisés à 10 celcius

dilution	HPLC	Ceq	Ci	x/m
	TNT	TNT	TNT	TNT
	ppm	mg/l	mg/l	ug/g
1:1	20.83	83.32	95.448	48.512
1:1	21.534	86.136	95.448	37.248
1:4	11.526	23.052	23.862	3.24
1:4	11.386	22.772	23.862	4.36
1:10	4.4573	8.9146	9.5448	2.5208
1:10	4.4268	8.8536	9.5448	2.7648
1:20	2.2395	4.479	4.7724	1.1736
1:20	2.1331	4.2662	4.7724	2.0248
1:40	1.1	2.2	2.3862	0.7448
1:40	1.0582	2.1164	2.3862	1.0792
1:100	0.42385	0.8477	0.95448	0.42712
1:100	0.40749	0.81498	0.95448	0.558
1:200	0.21795	0.4359	0.47724	0.16536
1:200	0.18727	0.37454	0.47724	0.4108
1:500	0.090954	0.181908	0.190896	0.035952
1:500	0.094781	0.189562	0.190896	0.005336
contrôle	15.908	95.448		
départ	23.701	94.804		

Interprétation des essais d'adsorption selon
la méthode de Freundlich

dilution	Ceq	x/m	log Ceq	log x/m
	TNT	TNT	TNT	TNT
	mg/l	ug/g	mg/l	ug/g
1:1	83.32	48.512	1.920749261	1.68584918
1:1	86.136	37.248	1.9351847	1.571102959
1:4	23.052	3.24	1.362708611	0.51054501
1:4	22.772	4.36	1.357401175	0.639486489
1:10	8.9146	2.5208	0.950101861	0.40153839
1:10	8.8536	2.7648	0.947119897	0.441663721
1:20	4.479	1.1736	0.651181062	0.069520101
1:20	4.2662	2.0248	0.630041211	0.306382132
1:40	2.2	0.7448	0.342422681	-0.127960332
1:40	2.1164	1.0792	0.325597753	0.033101937
1:100	0.8477	0.42712	-0.071757817	-0.369450092
1:100	0.81498	0.558	-0.088853049	-0.253365801
1:200	0.4359	0.16536	-0.360613131	-0.781569536
1:200	0.37454	0.4108	-0.426501794	-0.386369565

1:500	0.181908	0.035952	-0.740148201	-1.444276945
1:500	0.189562	0.005336	-0.722248718	-2.272784179

coefficient de détermination

0.91236

*Interprétation des essais d'adsorption selon
la méthode de Langmuir traditionnelle*

dilution	Ceq	x/m	Ceq	Ceq/x/m
	TNT	TNT	TNT	TNT
	mg/l	ug/g	mg/l	
1:1	83.32	48.512	83.32	1.717513193
1:1	86.136	37.248	86.136	2.3125
1:4	23.052	3.24	23.052	7.114814815
1:4	22.772	4.36	22.772	5.22293578
1:10	8.9146	2.5208	8.9146	3.53641701
1:10	8.8536	2.7648	8.8536	3.202256944
1:20	4.479	1.1736	4.479	3.816462168
1:20	4.2662	2.0248	4.2662	2.106973528
1:40	2.2	0.7448	2.2	2.953813104
1:40	2.1164	1.0792	2.1164	1.961082283
1:100	0.8477	0.42712	0.8477	1.984688144
1:100	0.81498	0.558	0.81498	1.460537634
1:200	0.4359	0.16536	0.4359	2.636066763
1:200	0.37454	0.4108	0.37454	0.911733204
1:500	0.181908	0.035952	0.181908	5.059746328
1:500	0.189562	0.005336	0.189562	35.52511244

coefficient de détermination
0.8276

*Interprétation des essais d'adsorption selon
la méthode de Langmuir double-réciproque*

dilution	Ceq	x/m	1/Ceq	1/x/m
	TNT	TNT	TNT	TNT
	mg/l	ug/g	mg/l	
1:1	83.32	48.512	0.01200192	0.020613456
1:1	86.136	37.248	0.011609548	0.026847079
1:4	23.052	3.24	0.043380184	0.308641975
1:4	22.772	4.36	0.043913578	0.229357798
1:10	8.9146	2.5208	0.112175532	0.39669946
1:10	8.8536	2.7648	0.112948405	0.361689815
1:20	4.479	1.1736	0.223264121	0.852079073
1:20	4.2662	2.0248	0.234400638	0.493875938
1:40	2.2	0.7448	0.454545455	1.34264232
1:40	2.1164	1.0792	0.472500473	0.926612305
1:100	0.8477	0.42712	1.179662616	2.341262409
1:100	0.81498	0.558	1.227023976	1.792114695
1:200	0.4359	0.16536	2.294104152	6.047411708
1:200	0.37454	0.4108	2.669941795	2.434274586
1:500	0.181908	0.035952	5.497284342	27.81486426
1:500	0.189562	0.005336	5.275318893	187.4062969

coefficient de détermination
0.68806

Courbes types réalisées avec les trois méthodes d'interprétation

Isotherme de Freundlich		Isotherme de Langmuir traditionnel		Isotherme de Langmuir double-réciproque	
Ceq	x/m	Ceq	x/m	Ceq	x/m
TNT	TNT	TNT	TNT	TNT	TNT
mg/l	ug/g	mg/l	ug/g	mg/l	ug/g
83.32	10.30967712	83.32	4.69748806	83.32	2.934549866
86.136	10.54177933	86.136	4.713253801	86.136	2.93964676
23.052	4.359828807	23.052	3.706104979	23.052	2.577203493
22.772	4.32428706	22.772	3.692856757	22.772	2.57187974
8.9146	2.307307276	8.9146	2.533730412	8.9146	2.034131824
8.8536	2.296720337	8.8536	2.524757831	8.8536	2.029327751
4.479	1.455084735	4.479	1.677067988	4.479	1.51770732
4.2662	1.408409067	4.2662	1.622088124	4.2662	1.480038615
2.2	0.903819945	2.2	0.984243715	2.2	0.992896439
2.1164	0.880668746	2.1164	0.953658566	2.1164	0.966939157
0.8477	0.477159773	0.8477	0.428825215	0.8477	0.476407518
0.81498	0.46474362	0.81498	0.413581366	0.81498	0.460752947
0.4359	0.305624759	0.4359	0.229650503	0.4359	0.264747716
0.37454	0.27609358	0.37454	0.19855004	0.37454	0.230249167
0.181908	0.170206423	0.181908	0.098351821	0.181908	0.116271463
0.189562	0.174970575	0.189562	0.102409106	0.189562	0.120972746

Coefficients de détermination entre les courbes types et les données expérimentales

courbes types	R ²
Freundlich	0.92000088
Langmuir traditionnel	0.94764689
Langmuir double-réciproque	0.92376407

Interprétation des essais d'adsorption en lot avec sodium azide

Résultats des essais d'adsorption, 2,4-DNT
essais réalisés à 10 celcius

dilution	HPLC 2,4-DNT ppm	Ceq 2,4-DNT mg/l	Ci 2,4-DNT mg/l	x/m 2,4-DNT ug/g
1:1	26.528	106.112	118.734	50.488
1:1	27.561	110.244	118.734	33.96
1:4	14.153	28.306	29.6835	5.51
1:4	13.766	27.532	29.6835	8.606
1:10	5.3455	10.691	11.8734	4.7296
1:10	5.2899	10.5798	11.8734	5.1744
1:20	2.6216	5.2432	5.9367	2.774
1:20	2.4861	4.9722	5.9367	3.858
1:40	1.275	2.55	2.96835	1.6734
1:40	1.2329	2.4658	2.96835	2.0102
1:100	0.47798	0.95596	1.18734	0.92552
1:100	0.45585	0.9117	1.18734	1.10256
1:200	0.23683	0.47366	0.59367	0.48004
1:200	0.19803	0.39606	0.59367	0.79044
1:500	0.084905	0.16981	0.237468	0.270632
1:500	0.086261	0.172522	0.237468	0.259784
contrôle	19.789	118.734		
départ	29.04	116.16		

Interprétation des essais d'adsorption selon
la méthode de Freundlich

dilution	Ceq 2,4-DNT mg/l	x/m 2,4-DNT ug/g	log Ceq 2,4-DNT mg/l	log x/m 2,4-DNT ug/g
1:1	106.112	50.488	2.0257645	1.703188167
1:1	110.244	33.96	2.042354962	1.530967682
1:4	28.306	5.51	1.451878502	0.741151599
1:4	27.532	8.606	1.439837761	0.934801342
1:10	10.691	4.7296	1.02901833	0.674824412
1:10	10.5798	5.1744	1.024477458	0.713859998
1:20	5.2432	2.774	0.719596424	0.443106457
1:20	4.9722	3.858	0.696548589	0.586362223
1:40	2.55	1.6734	0.40654018	0.223599765
1:40	2.4658	2.0102	0.391957848	0.303239269
1:100	0.95596	0.92552	-0.019560279	-0.033614192
1:100	0.9117	1.10256	-0.040148045	0.042402233
1:200	0.47366	0.48004	-0.324533289	-0.318722573
1:200	0.39606	0.79044	-0.402239017	-0.102131091
1:500	0.16981	0.270632	-0.770036738	-0.567620853

*Interprétation des essais d'adsorption selon
la méthode de Langmuir traditionnelle*

dilution	Ceq 2,4-DNT mg/l	x/m 2,4-DNT ug/g	Ceq 2,4-DNT mg/l	Ceq/x/m 2,4-DNT ug/g
1:1	106.112	50.488	106.112	2.101727143
1:1	110.244	33.96	110.244	3.246289753
1:4	28.306	5.51	28.306	5.137205082
1:4	27.532	8.606	27.532	3.199163374
1:10	10.691	4.7296	10.691	2.260444858
1:10	10.5798	5.1744	10.5798	2.044642857
1:20	5.2432	2.774	5.2432	1.890122567
1:20	4.9722	3.858	4.9722	1.288802488
1:40	2.55	1.6734	2.55	1.523843672
1:40	2.4658	2.0102	2.4658	1.226644115
1:100	0.95596	0.92552	0.95596	1.032889619
1:100	0.9117	1.10256	0.9117	0.826893774
1:200	0.47366	0.48004	0.47366	0.986709441
1:200	0.39606	0.79044	0.39606	0.501062699
1:500	0.16981	0.270632	0.16981	0.627457211
1:500	0.172522	0.259784	0.172522	0.664097866

*Interprétation des essais d'adsorption selon
la méthode de Langmuir double-réciproque*

dilution	Ceq 2,4-DNT mg/l	x/m 2,4-DNT ug/g	1/Ceq 2,4-DNT mg/l	1/x/m 2,4-DNT ug/g
1:1	106.112	50.488	0.009424005	0.019806687
1:1	110.244	33.96	0.009070788	0.029446408
1:4	28.306	5.51	0.035328199	0.181488203
1:4	27.532	8.606	0.036321371	0.116198001
1:10	10.691	4.7296	0.09353662	0.211434371
1:10	10.5798	5.1744	0.094519745	0.193259122
1:20	5.2432	2.774	0.190723222	0.360490267
1:20	4.9722	3.858	0.201118217	0.259201659
1:40	2.55	1.6734	0.392156863	0.597585754
1:40	2.4658	2.0102	0.405547895	0.497462939
1:100	0.95596	0.92552	1.046068873	1.08047368
1:100	0.9117	1.10256	1.096852035	0.906980119
1:200	0.47366	0.48004	2.111219018	2.083159737
1:200	0.39606	0.79044	2.524869969	1.265118162
1:500	0.16981	0.270632	5.888934692	3.695054539

Courbes types réalisées avec les trois méthodes d'interprétation

Isotherme de Freundlich		Isotherme de Langmuir traditionnel		Isotherme de Langmuir double-réciproque	
Ceq 2,4-DNT mg/l	x/m 2,4-DNT ug/g	Ceq 2,4-DNT mg/l	x/m 2,4-DNT ug/g	Ceq 2,4-DNT mg/l	x/m 2,4-DNT ug/g
106.112	17.96740819	106.112	7.829370967	106.112	7.119271855
110.244	18.38726026	110.244	7.848473316	110.244	7.134242574
28.306	8.081268322	28.306	6.643522395	28.306	6.169775328
27.532	7.946922398	27.532	6.605165743	27.532	6.138387108
10.691	4.485314444	10.691	4.956580114	10.691	4.747109797
10.5798	4.457046975	10.5798	4.935413638	10.5798	4.72869369
5.2432	2.915397959	5.2432	3.48084815	5.2432	3.427530762
4.9722	2.823330642	4.9722	3.373421067	4.9722	3.328565868
2.55	1.885407616	2.55	2.15253367	2.55	2.17462921
2.4658	1.847514707	2.4658	2.099277762	2.4658	2.123038034
0.95596	1.041740031	0.95596	0.96146522	0.95596	0.994502328
0.9117	1.012303538	0.9117	0.921851279	0.9117	0.954284219
0.47366	0.681325075	0.47366	0.50568341	0.47366	0.527877323
0.39606	0.611461092	0.39606	0.427062503	0.39606	0.446515299
0.16981	0.366417542	0.16981	0.188597272	0.16981	0.198144363
0.172522	0.369944911	0.172522	0.191540417	0.172522	0.201224448

Coefficients de détermination entre les courbes types et les données expérimentales

courbes types	R ²
Freundlich	0.90034293
Langmuir traditionnel	0.92136176
Langmuir double-réciproque	0.91572315

**Interprétation des essais d'adsorption en lot
sans sodium azide**

dilution	HPLC	Ceq	Ci	x/m	log Ceq	log x/m	freunlich	Ceq/x/m	langmuir
	TNT	TNT	TNT	TNT					
1:1	37.844	75.688	81.61	23.688	1.879027029	1.374528394	16.15138041	3.195204323	16.40179571
	38.505	77.01	81.61	18.4	1.886547123	1.264817823	16.32330831	4.185326087	16.47820578
1:2	19.352	38.704	40.805	8.404	1.587755851	0.924486044	10.71759448	4.605425988	13.0367946
	19.009	38.018	40.805	11.148	1.579989266	1.04719696	10.60102977	3.410297811	12.93877006
1:4	9.6812	19.3624	20.4025	4.1604	1.286959188	0.619135088	7.017140318	4.653975579	9.184648737
	9.4364	18.8728	20.4025	6.1188	1.275836338	0.786666258	6.908098765	3.084395633	9.045892709
1:10	3.6003	7.2006	8.161	3.8416	0.857368686	0.584512143	3.832353564	1.87437526	4.595366966
	3.5984	7.1968	8.161	3.8568	0.857139434	0.586227118	3.831116701	1.866002904	4.593437552
1:20	1.7165	3.433	4.0805	2.59	0.535673803	0.413299764	2.436403128	1.325482625	2.453426123
	1.7341	3.4682	4.0805	2.4492	0.540104134	0.389024251	2.451649015	1.416054222	2.475810609
1:40	0.80711	1.61422	2.04025	1.70412	0.207962724	0.231500173	1.535867757	0.947245499	1.224441204
	0.80429	1.60858	2.04025	1.72668	0.206442665	0.237211859	1.53258407	0.931602845	1.220395406
1:60	0.5098	1.0196	1.360166667	1.362266667	0.008429827	0.13426213	1.159683443	0.748458452	0.789242656
	0.52188	1.04376	1.36016667	1.26562668	0.018600649	0.102305621	1.176410561	0.824698165	0.807272381
1:100	0.31341	0.62682	0.8161	0.75712	-0.20285715	-0.12083528	0.861266326	0.827900465	0.491857822
	0.29197	0.58394	0.8161	0.92864	-0.23363177	-0.03215261	0.824743284	0.628812026	0.458897534
1:200	0.14126	0.28252	0.40805	0.50212	-0.5489508	-0.29919248	0.529055461	0.562654346	0.224387609
	0.1451	0.2902	0.40805	0.4714	-0.53730259	-0.32661042	0.537804068	0.615613067	0.230424797
Temoin	40.577	81.154							
	41.033	82.066							

dilution	HPLC	Ceq	Ci	x/m	log Ceq	log x/m	freudlich	Ceq/x/m	langmuir
	DNT	DNT	DNT	DNT					
1:1	52.612	105.224	145.611	161.548	2.022114807	2.208301586	19.43125436	0.651348206	13.92421605
	59.783	119.566	145.611	104.18	2.0776077	2.017784353	20.83690695	1.147686696	14.11081719
1:2	34.892	69.784	72.8055	12.086	1.843755859	1.08228259	15.52422169	5.773953334	13.18595564
	34.201	68.402	72.8055	17.614	1.8350688	1.245857992	15.35541257	3.883388214	13.14415031
1:4	17.242	34.484	36.40275	7.675	1.537617636	0.885078384	10.56026176	4.493029316	11.35599343
	16.772	33.544	36.40275	11.435	1.525614849	1.058236169	10.40193079	2.933449934	11.26935239
1:10	6.4369	12.8738	14.5611	6.7492	1.109706758	0.829252298	6.162807425	1.907455698	7.775222606
	6.4719	12.9438	14.5611	6.4692	1.112061794	0.810850578	6.181101281	2.000834725	7.79643759
1:20	3.074	6.148	7.28055	4.5302	0.788733859	0.656117376	4.114668109	1.357114476	5.01480666
	3.085	6.17	7.28055	4.4422	0.790285164	0.647598108	4.122709689	1.38895142	5.026987292
1:40	1.4498	2.8996	3.640275	2.9627	0.462338091	0.471687677	2.728518381	0.97870186	2.847218664
	1.4355	2.871	3.640275	3.0771	0.458033192	0.48814161	2.713774931	0.933021351	2.824203413
1:60	0.89938	1.79876	2.42685	2.51236	0.254973221	0.40008187	2.10175092	0.715964273	1.897318267
	0.92486	1.84972	2.42685	2.30852	0.267105992	0.363333641	2.134091415	0.801257949	1.944391973
1:100	0.55173	1.10346	1.45611	1.4106	0.042756595	0.14940388	1.609102235	0.782262867	1.221148999
	0.51785	1.0357	1.45611	1.68164	0.015233976	0.225733029	1.554317636	0.615886872	1.151680537
1:200	0.26027	0.52054	0.728055	0.83006	-0.28354589	-0.08089051	1.067153022	0.627111293	0.600824654
	0.24976	0.49952	0.728055	0.91414	-0.30144712	-0.03898729	1.043378512	0.546437088	0.577457921
Temoin	72.529	145.058							
	73.082	146.164							

Essais colonne C-7 traceur CI-

Longueur	Lo	14.98	cm	dispersion	
Débit moyen	Q	0.29	cm ³ /min	D=	0.033583 cm ² /min
Porosité	n	0.341			
Aire	A	10.636	cm ²		
Vitesse	V	0.07995862	cm/min		
Dispersivité	a =	0.42	cm		
Volume pores	VP	54.33153	ml		
volume colonne		159.33	cm ³		

b 0.11097

Fraction	Masse (g)	masse ajustée	Volume inj.	PV ajusté	temps	temps cum
1	4.77	7.77	7.77	0.143011	35.5	35.5
2	6.14	9.14	16.91	0.311237	27.5	63
3	5.55	8.55	25.46	0.468605	25.5	88.5
4	4.86	7.86	33.32	0.613272	27.5	116
5	5.41	8.41	41.73	0.768062	29	145
6	5.14	8.14	49.87	0.917883	28	173
7	5.2	8.2	58.07	1.068808	27.5	200.5
8	5.23	8.23	66.3	1.220286	28.5	229
9	5.12	8.12	74.42	1.369739	27	256
10	5.85	8.85	83.27	1.532628	27	283
11	4.77	7.77	91.04	1.675638	27	310
12	4.71	7.71	98.75	1.817545	27	337
13	4.81	7.81	106.56	1.961292	28	365
14	4.38	7.38	113.94	2.097125	27	392
15	4.72	7.72	121.66	2.239215	27	419
16	4.75	7.75	129.41	2.381858	28	447
17	4.85	7.85	137.26	2.526342	26.5	473.5
18	5.66	8.66	145.92	2.685733	29	502.5
19	5.17	8.17	154.09	2.836106	27	529.5
20	5.12	8.12	162.21	2.985559	27	556.5
21	5.2	8.2	170.41	3.136484	27	583.5
22	5.26	8.26	178.67	3.288514	27	610.5
23	5.24	8.24	186.91	3.440176	27	637.5
24	5.46	8.46	195.37	3.595886	27	664.5
25	4.59	7.59	202.96	3.735584	27	691.5
26	5.3	8.3	211.26	3.88835	27	718.5
27	5.23	8.23	219.49	4.039827	27	745.5
28	5.55	8.55	228.04	4.197195	27.5	773
29	5.32	8.32	236.36	4.350328	27	800
30	5.24	8.24	244.6	4.50199	27	827
31	5.35	8.35	252.95	4.655676	27	854
32	5.42	8.42	261.37	4.81065	27	881
33	5.73	8.73	270.1	4.971331	27	908
34	5.63	8.63	278.73	5.13017	27	935
35	5.77	8.77	287.5	5.291587	27	962
36	5.58	8.58	296.08	5.449506	27	989
37	4.27	7.27	303.35	5.583314	27	1016
38	5.41	8.41	311.76	5.738105	27	1043
39	5.05	8.05	319.81	5.886269	29	1072
40	4.97	7.97	327.78	6.032961	30.5	1102.5
41	4.86	7.86	335.64	6.177628	28.5	1131
42	5.39	8.39	344.03	6.332051	29	1160
43	6.4	9.4	353.43	6.505063	23.5	1183.5
44	5.57	8.57	362	6.662798	28.5	1212
45	4.22	7.22	369.22	6.795686	24.5	1236.5
46	5.74	8.74	377.96	6.95655	25	1261.5
47	6.23	9.23	387.19	7.126433	23	1284.5
48	5.57	8.57	395.76	7.284168	23	1307.5
49	5.54	8.54	404.3	7.441351	25.5	1333
50	5.83	8.83	413.13	7.603872	25.5	1358.5
51	5.28	8.28	421.41	7.75627	27	1385.5
52	5.26	8.26	429.67	7.908299	26.5	1412
53	5.17	8.17	437.84	8.058672	25.5	1437.5
54	5.75	8.75	446.59	8.219721	26.5	1464
55	5.5	8.5	455.09	8.376168	26	1490
56	5.28	8.28	463.37	8.528565	25.5	1515.5
57	5.38	8.38	471.75	8.682804	26	1541.5
58	5.46	8.46	480.21	8.838514	26	1567.5
59	5.52	8.52	488.73	8.995329	26	1593.5
60	5.48	8.48	497.21	9.151408	25.5	1619
61	5.21	8.21	505.42	9.302517	28	1647
62	5.06	8.06	513.48	9.450866	33.5	1680.5
63	4.77	7.77	521.25	9.593877	30	1710.5
64	6.1	9.1	530.35	9.761367	31	1741.5
65	5.23	8.23	538.58	9.912844	26.5	1768
66	5.22	8.22	546.8	10.06414	27	1795
67	4.64	7.64	554.44	10.20476	26	1821

concentration						Ogatha-Banks					
Cl-		TNT		2,4-DNT		C/Co calculé			b	b2	
HPLC	C/Co	HPLC	C/Co	HPLC	C/Co	Cl-	TNT	2,4,DNT	Cl		
0.84676	8.4676					5.35E-22			6.766935	8.278748	
						9.26E-08			3.686592	7.968811	
						0.000522			2.318013	7.687488	
2.4073	24.073					0.018515			1.474621	7.435796	
14.426	144.26	0		0		0.131867			0.790268	7.173452	
42.67	426.7					0.358693			0.255941	6.926032	
68.882	688.82					0.61067			-0.19874	6.682927	
109.97	1099.7	0		0		0.800139			-0.59547	6.444824	
107.55	1075.5					0.908916			-0.94336	6.21541	
123.66	1236.6					0.965381			-1.28471	5.9713	
115.96	1159.6	0.60203	1.373832	0.3401	0.776108	0.986243	0.055174	0.0165	-1.55857	5.761842	
116.34	1163.4					0.994779			-1.8108	5.558292	
118.55	1185.5	1.6716	3.814591	1.1796	2.691847	0.998126	0.153196	0.05723	-2.04968	5.356279	
115.9	1159					0.999311			-2.26227	5.169094	
117.13	1171.3	2.5528	5.82549	2.0557	4.691107	0.999765	0.233955	0.099734	-2.47286	4.976985	
115.26	1152.6					0.999922			-2.67366	4.787787	
116.55	1165.5	3.3015	7.534023	2.8797	6.571475	0.999975	0.302571	0.139712	-2.86752	4.599737	
116.19	1161.9					0.999993			-3.07156	4.396306	
		4.1535	9.478287	3.7712	8.605878	0.999998	0.380654	0.182964	-3.25565	4.208102	
						0.999999			-3.4314	4.024482	
116.96	1169.6	4.8567	11.08299	4.5257	10.32765	1	0.4451	0.219569	-3.6023	3.842393	
						1			-3.76838	3.662238	
		5.0805	11.5937	4.9442	11.28266	1	0.46561	0.239873	-3.92855	3.485665	
115.81	1158.1					1			-4.08775	3.307525	
		5.3253	12.15233	5.3645	12.24179	1	0.488046	0.260264	-4.22641	3.150322	
						1			-4.3739	2.981149	
115.57	1155.7	5.3873	12.29382	5.5802	12.73402	1	0.493728	0.270729	-4.51615	2.816129	
						1			-4.66005	2.647467	
		5.2493	11.9789	5.5863	12.74794	1	0.48108	0.271025	-4.79654	2.485965	
114.78	1147.8					1			-4.92849	2.328478	
						1			-5.05915	2.171308	
116.16	1161.6	5.5091	12.57177	5.949	13.57562	1	0.50489	0.288622	-5.18798	2.015204	
						0.999765			-5.31864	1.855799	
113.49	1134.9					0.999311			-5.44507	1.700589	
		5.4591	12.45767	6.0121	13.71961	0.998126	0.500308	0.291683	-5.57091	1.545194	
119.69	1196.9					0.994779			-5.6916	1.39537	
116.78	1167.8					0.986243			-5.79208	1.270077	
116.31	1163.1	5.5155	12.58637	6.1447	14.02221	0.965381	0.505477	0.298116	-5.90638	1.126977	
114.19	1141.9					0.908916			-6.01393	0.9918	
101.02	1010.2					0.800139			-6.11871	0.859649	
84.397	843.97	5.6706	12.94031	6.3244	14.43228	0.61067	0.519691	0.306835	-6.22044	0.730917	
61.359	613.59					0.358693			-6.32737	0.595205	
16.602	166.02	5.9789	13.64385	6.7408	15.38251	0.131867	0.547946	0.327037	-6.44522	0.445181	
2.2122	22.122					0.018515			-6.55095	0.310217	
1.8765	18.765	5.4407	12.41568	6.235	14.22827	0.000522	0.498622	0.302497	-6.6388	0.197817	
1.9322	19.322					9.26E-08			-6.74371	0.063308	
1.6989	16.989	4.4149	10.0748	5.097	11.63135	5.35E-22	0.404611	0.247286	-6.85288	-0.07694	
1.154	11.54					-0.22872			-6.95279	-0.20555	
1.2002	12.002	3.5401	8.078508	4.051	9.244382	-0.36152	0.324438	0.196538	-7.05103	-0.33222	
						-0.48616			-7.15126	-0.46165	
		2.9343	6.696073	3.361	7.669802	-0.58924	0.268919	0.163062	-7.24406	-0.58164	
1.5096	15.096					-0.67783			-7.33552	-0.70005	
						-0.75145			-7.42493	-0.81592	
		1.4982	3.418892	1.7567	4.008789	-0.81565	0.137305	0.085228	-7.51957	-0.93868	
						-0.8649			-7.61043	-1.05664	
0.72294	7.2294					-0.9021			-7.69796	-1.17035	
		1.1017	2.514079	1.296	2.957472	-0.93066	0.100967	0.062877	-7.78558	-1.28426	
						-1.45198				-1.39809	
						-1.46746				-1.51157	
						-1.47831				-1.62338	
						-1.48561				-1.73059	
						-1.49054				-1.83485	
						-1.49378				-1.93447	
						-1.49626				-2.05003	
						-1.49768				-2.15354	
						-1.49858				-2.256	

Essai en microcosmes

Transformation des composés nitroaromatiques

Temps	TNT	2,4-DNT	2,6-DNT	4-ADNT	TNT	2,4-DNT	2,6-DNT	4-ADNT
jours	MOYENNE DES TRIPLICATAS				MOYENNE DES TRIPLICATS			
0.00	93.17	17.19	54.70	0.98	54.07	1.65	211.17	0.96
8.00	82.43	14.20	50.30	1.09	58.77	0.93	210.13	2.55
27.00	77.90	0.00	49.11	0.71	33.67		219.80	
84.00	74.72	0.00	41.02	0.82	21.45		202.04	2.28
138.00	83.80	0.00	32.70	0.73	4.87		178.37	2.03

Comptes bactériens totaux (YTS₂₅₀) (14 jours @ 13°C)

Sol	Plaque (dil'C/plaque °C/plaque °C/plaque °C)	UFC/g #1	UFC/g #2	UFC/g #3	UFC/g moyenne	Dev std			
1	1.00E+02	30	53	49	1.20E+05	2.12E+05	1.96E+05	1.76E+05	4.92E+04
2	1.00E+02	39	45	46	1.56E+05	1.80E+05	1.84E+05	1.73E+05	1.51E+04

Minéralisation des composés nitroaromatiques

Composé	Sol	Temps (jours) (jours)	Taux de minéralisation (%) (%)
TNT	1	114	0.293
TNT	2	114	0.911
TNT	Contrôle	114	0.494
DNT	1	162	56.288
DNT	2	162	49.153
DNT	Contrôle	162	1.735
2-ADNT	1	114	0.733
2-ADNT	2	114	0.034
2-ADNT	Contrôle	114	0.011
4-ADNT	1	114	0.02
4-ADNT	2	114	0.018
4-ADNT	Contrôle	114	0.006
MNT	1	162	67.749
MNT	2	162	34.031
MNT	Contrôle	162	10.748

ANNEXE H
RÉSULTATS DES TRANCHÉES D'EXPLORATION



CNRC - IRB		TRANCHÉE No: <u> P8 </u>		DESCRIPTION DE TRANCHÉE DE RECONNAISSANCE		<input type="checkbox"/> Puits <input type="checkbox"/> Piézomètre <input checked="" type="checkbox"/> Sondage	
CLIENT: Les produits chimiques EXPRO inc				NIVEAU D'EAU: Profondeur: N.D. Élévation: N.D.			
PROJET: Projet de recherche				Date:			
LOCALISATION: Valleyfield				DÉVELOPPEMENT: Méthode: N.A.			
ÉQUIPEMENT: Rétrocaveuse				Durée: N.A.			
DATE DÉBUT: 18/08/99		DATE FIN: 18/08/99		INFORM. SUPPLÉMENTAIRES:			
ÉLÉV. DU SOL: N.A.		ÉLÉV. DE LA MARGELE: N.A.					
PROFONDEUR: 1,5 m				TUBAGE: Longueur: N.A.		Diamètre: N.A.	
LONGUEUR: 1,0 m		LARGEUR: 1,0 m		Caractéristiques: N.A.			
DÉCRIT PAR: Serge Delisle			DATE: 18/08/99	CRÉPINE: Longueur: N.A.		Diamètre: N.A.	
VÉRIFIÉ PAR:			DATE:	Caractéristiques: N.A.			

ÉLÉVATION (m)	DESCRIPTION DU SOL	STRATIGRAPHIE	PROFONDEUR (m)	ÉCHANTILLONS		ESSAIS	PUITS D'OBSERVATION	INFO. SUPPLÉMENTAIRES
				NUMÉRO	TYPE			
	REMBLAI: Sable graveleux, très lache, noir, sec, évidence de contamination par les nitroaromatiques							
	REMBLAI: Sable fin, brun, lache, sec, aucune évidence de contamination par les nitroaromatiques.		0.5	P8 EC1	X			
	Silt (till), dense, sec, présence de blocs (2 à 5 %) diam. max. 30 cm.		1.0	P8 EC2	X			
			1.5	P8 EC3	X			
	Fin de la tranchée à 1.5 m Raison: profondeur atteinte							

CNRC - IRB

TRANCHÉE No: P10

DESCRIPTION DE TRANCHÉE
DE RECONNAISSANCE

- Puits
- Piézomètre
- Sondage

CLIENT: Les produits chimiques EXPRO inc
 PROJET: Projet de recherche
 LOCALISATION: Valleyfield
 ÉQUIPEMENT: Rétrocaveuse
 DATE DÉBUT: 18/08/99 DATE FIN: 18/08/99
 ÉLÉV. DU SOL: N.A. ÉLÉV. DE LA MARGELLE: N.A.
 PROFONDEUR: 1,5 m
 LONGUEUR: 1,0 m LARGEUR: 1,0 m
 DÉCRIT PAR: Serge Delisle DATE: 18/08/99
 VÉRIFIÉ PAR: DATE:

NIVEAU D'EAU: Profondeur: N.D. Élévation: N.D.
 Date:
 DÉVELOPPEMENT: Méthode: N.A.
 Durée: N.A.
 INFORM. SUPPLÉMENTAIRES:
 TUBAGE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.
 CRÉPINE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.

ÉLÉVATION (m)	DESCRIPTION DU SOL	STRATIGRAPHIE	PROFONDEUR (m)	ÉCHANTILLONS		ESSAIS	PUITS D'OBSERVATION	INFO. SUPPLÉMENTAIRES
				NUMÉRO	TYPE			
	REMBLAI: Sable graveleux, un peu de silt, très lache, noir, sec, évidence de contamination par les nitroaromatiques, blocs de TNT.							
	Silt (till) trace à un peu de sable, dense, sec, présence de blocs (2 à 5 % diam. max. 30 cm).		0.5	P10 EC1				
			1.0	P10 EC2				
			1.5	P10 EC3				
	Fin de la tranchée à 1.5 m Raison: profondeur atteinte							

CNRC - IRB

TRANCHÉE No: P15

DESCRIPTION DE TRANCHÉE
DE RECONNAISSANCE

- Puits
- Piézomètre
- Sondage

CLIENT: Les produits chimiques EXPRO inc
 PROJET: Projet de recherche
 LOCALISATION: Valleyfield
 ÉQUIPEMENT: Rétrocaveuse
 DATE DÉBUT: 18/08/99 DATE FIN: 18/08/99
 ÉLÉV. DU SOL: N.A. ÉLÉV. DE LA MARGELLE: N.A.
 PROFONDEUR: 1,5 m
 LONGUEUR: 1,0 m LARGEUR: 1,0 m
 DÉCRIT PAR: Serge Delisle DATE: 18/08/99
 VÉRIFIÉ PAR: DATE:

NIVEAU D'EAU: Profondeur: N.D. Élévation: N.D.
 Date:
 DÉVELOPPEMENT: Méthode: N.A.
 Durée: N.A.
 INFORM. SUPPLÉMENTAIRES:
 TUBAGE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.
 CRÉPINE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.

ÉLÉVATION (m)	DESCRIPTION DU SOL	STRATIGRAPHIE	PROFONDEUR (m)	ÉCHANTILLONS		ESSAIS	PUITS D'OBSERVATION	INFO. SUPPLÉMENTAIRES
				NUMÉRO	TYPE			
	REMBLAI: Sable graveleux, compact, noir, sec, évidence de contamination par les nitroaromatiques.		0.5	P15 EC1	<input checked="" type="checkbox"/>			
	REMBLAI: Sable brun, compact, sec, aucune évidence de contamination		1.0	P15 EC2	<input checked="" type="checkbox"/>			
	Silt (till), gris, très dense, sec, présence de blocs (2 à 5 %) diam. max. 30 cm.		1.5	P15 EC3	<input checked="" type="checkbox"/>			
	Fin de la tranchée à 1.5 m Raison: profondeur atteinte							

CNRC - IRB

TRANCHÉE No: P20

DESCRIPTION DE TRANCHÉE
DE RECONNAISSANCE

- Puits
- Piézomètre
- Sondage

CLIENT: Les produits chimiques EXPRO inc
 PROJET: Projet de recherche
 LOCALISATION: Valleyfield
 ÉQUIPEMENT: Rétrocaveuse
 DATE DÉBUT: 18/08/99 DATE FIN: 18/08/99
 ÉLÉV. DU SOL: N.A. ÉLÉV. DE LA MARGELLE: N.A.
 PROFONDEUR: 1,5 m
 LONGUEUR: 1,0 m LARGEUR: 1,0 m
 DÉCRIT PAR: Serge Delisle DATE: 18/08/99
 VÉRIFIÉ PAR: DATE:

NIVEAU D'EAU: Profondeur: N.D. Élévation: N.D.
 Date:
 DÉVELOPPEMENT: Méthode: N.A.
 Durée: N.A.
 INFORM. SUPPLÉMENTAIRES:
 TUBAGE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.
 CRÉPINE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.

ÉLÉVATION (m)	DESCRIPTION DU SOL	STRATIGRAPHIE	PROFONDEUR (m)	ÉCHANTILLONS		ESSAIS	PUITS D'OBSERVATION	INFO. SUPPLÉMENTAIRES
				NUMÉRO	TYPE			
	REMBLAI: Sable graveleux, compact, noir, sec, évidence de contamination par les nitroaromatiques.		0.0 - 0.5	P20 EC1	X			
	REMBLAI: Sable brun, un peu de silt à silteux, compact, sec, aucune évidence de contamination		0.5 - 1.0	P20 EC2	X			
	Silt (till), gris, très dense, sec, présence de blocs (2 à 5 %) diam. max. 30 cm.		1.0 - 1.5	P20 EC3	X			
	Fin de la tranchée à 1.5 m Raison: profondeur atteinte		1.5					

CNRC - IRB

TRANCHÉE No: P23

DESCRIPTION DE TRANCHÉE
DE RECONNAISSANCE

- Puits
- Piézomètre
- Sondage

CLIENT: Les produits chimiques EXPRO inc
 PROJET: Projet de recherche
 LOCALISATION: Valleyfield
 ÉQUIPEMENT: Rétrocaveuse
 DATE DÉBUT: 18/08/99 DATE FIN: 18/08/99
 ÉLÉV. DU SOL: N.A. ÉLÉV. DE LA MARGELLE: N.A.
 PROFONDEUR: 1,5 m
 LONGUEUR: 1,0 m LARGEUR: 1,0 m
 DÉCRIT PAR: Serge Delisle DATE: 18/08/99
 VÉRIFIÉ PAR: DATE:

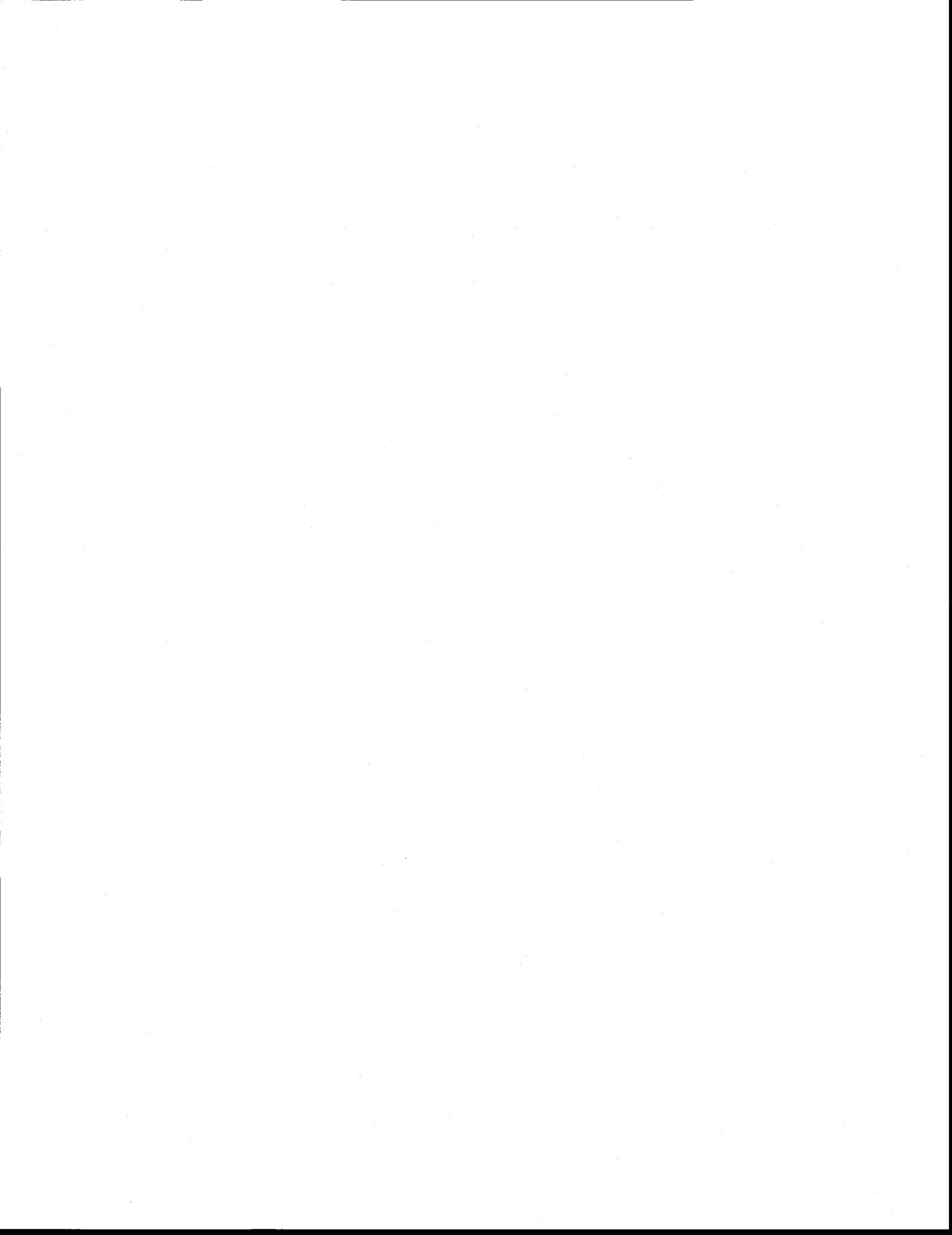
NIVEAU D'EAU: Profondeur: N.D. Élévation: N.D.
 Date:
 DÉVELOPPEMENT: Méthode: N.A.
 Durée: N.A.
 INFORM. SUPPLÉMENTAIRES:
 TUBAGE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.
 CRÉPINE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.
 Caractéristiques: N.A.

ÉLÉVATION (m)	DESCRIPTION DU SOL	STRATIGRAPHIE	PROFONDEUR (m)	ÉCHANTILLONS		ESSAIS	PUITS D'OBSERVATION	INFO. SUPPLÉMENTAIRES
				NUMÉRO	TYPE			
	REMBLAI: Sable graveleux, lâche à compact, noir, sec, évidence de contamination par les nitroaromatiques.							
	REMBLAI: Sable brun, lâche, sec, aucune évidence de contamination		0.5	P23 EC1	<input checked="" type="checkbox"/>			
	Silt (till), gris, très dense, sec, présence de blocs (2 à 5 % diam. max. 30 cm.)		1.0	P23 EC2	<input checked="" type="checkbox"/>			
			1.5	P23 EC3	<input checked="" type="checkbox"/>			
	Fin de la tranchée à 1.5 m Raison: profondeur atteinte							

CNRC - IRB	TRANCHÉE No: <u> P28 </u>	DESCRIPTION DE TRANCHÉE DE RECONNAISSANCE	<input type="checkbox"/> Puits <input type="checkbox"/> Piézomètre <input checked="" type="checkbox"/> Sondage
CLIENT: Les produits chimiques EXPRO inc		NIVEAU D'EAU: Profondeur: N.D. Élévation: N.D.	
PROJET: Projet de recherche		Date:	
LOCALISATION: Valleyfield		DÉVELOPPEMENT: Méthode: N.A.	
ÉQUIPEMENT: Rétrocaveuse		Durée: N.A.	
DATE DÉBUT: 18/08/99	DATE FIN: 18/08/99	INFORM. SUPPLÉMENTAIRES:	
ÉLÉV. DU SOL: N.A.	ÉLÉV. DE LA MARGELLE: N.A.		
PROFONDEUR: 1,5 m		TUBAGE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.	
LONGUEUR: 1,0 m	LARGEUR: 1,0 m	Caractéristiques: N.A.	
DÉCRIT PAR: Serge Delisle	DATE: 18/08/99	CRÉPINE: Longueur: N.A. Diamètre: N.A.	
VÉRIFIÉ PAR:	DATE:	Caractéristiques: N.A.	

ÉLÉVATION (m)	DESCRIPTION DU SOL	STRATIGRAPHIE	PROFONDEUR (m)	ÉCHANTILLONS		ESSAIS	PUITS D'OBSERVATION	INFO. SUPPLÉMENTAIRES
				NUMÉRO	TYPE			
	REMBLAI: Sable graveleux, lâche à compact, noir, sec, évidence de contamination par les nitroaromatiques.							
	REMBLAI: Silt trace de sable, brun, dense, sec,		0.5	P28 EC1	X			
	Silt (till), gris, très dense, sec, présence de blocs (2 à 5 %) diam. max. 60 cm.		1.0	P28 EC2	X			
			1.5	P28 EC3	X			
	Fin de la tranchée à 1.5 m Raison: profondeur atteinte							

ANNEXE I
FICHES DESCRIPTIVES DES FORAGES





SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F106

1510	200	EN	5	F106	1	1/5
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/12/08 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
DATE FIN: 99/12/08 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE			AMÉNAGEMENT DU Puits						COORDONNÉES GÉODÉSQUES		
DIAMÈTRE:	-- mm		TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X: _____
SOL:	--		TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	Y: _____
ROC:	--										Z: _____
FLUIDE:	--										RÉF.: _____
FOREUSE:	CME 75		--	76 mm	m	--m	--	-- mm	-- m	-- m	

ÉLEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE					PROFONDEUR m	NAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU Puits		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE	ÉTAT	% REC	INDICE N	PARAMÈTRE ANALYSE	COV (ppm)	OLFACTIVE VISUELLE							SCHÉMA	DESCRIPTION	
0																			
	0.60		Soil, présence de blocs et de cailloux																VOIR ANNEXE D
	2.70		Sable silteux, traces de gravier, brun		F106 EC2	X	40	57											
	3.30		Soil non échantillonné																
	4.20		Silt, gris, humide, présence de gravier		F106 EC3	X	10	45											
	4.80		Soil non échantillonné																
	5.90		Sable silteux, gris, humide		F106 EC4	X	50	36											
	6.50		Soil non échantillonné																
	7.00		Présence de blocs, échantillonnage au carottier																

ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:
 INTACT REMANÉ PERDU CAROTTE NON ÉCHANTILLONNÉ

OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:
OLFACTIVE: I - INODORE, F - FAIBLE, P - PERSISTANTE
VISUELLE: I - INEXISTANTE, D - DISSÉMINÉE, M - IMBIBÉE

NAPPE PHRÉATIQUE:
 = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ
 = SURNAGEANT
 = DUPLICATA DE TERRAIN
 = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD

PHASE FLOTTANTE:
 NON OBSERVÉE

PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE
	0.00	
	0.00	
	0.00	
	0.00	

PROJET: FORAGE GH-1 RAPPORT: _POF_QC DATE: 00/04/04



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F106

1510	200	EN	5	F106	1	2 / 5
procédure	acheté	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	—				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT
 DATE DÉBUT: 99/12/08 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/08 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU PUIS						COORDONNÉES GÉODÉSIQUES					
DIAMÈTRE:	— mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	—		
SOL:	—			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL	Y:	—
ROU:	—			—	76 mm	m	—m	—	— mm	— m/s	m	—	—	Z:	—
FLUIDE:	—			RÉF.: —											
FOREUSE:	CME 75														

ÉLEVATION m	PROFONDEUR m	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE					CONSTRUCTION DU PUIS				
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	PARAMÈTRE ANALYSE	COV (ppm)	OLFACTIVE		VISUELLE			PROFONDEUR m	NAPPE PHRÉATIQUE	SCHÉMA	DESCRIPTION	
8																			
9																			
10																			
11																			
12																			
13		12.20	Roc altéré																
14		13.95	Roc altéré avec fractures horizontales																
15		14.60	Roc altéré avec fractures verticales																
16		15.20	Roc avec fractures verticales																

PROJET: FORAGE GPU | RAPPORT: J_POF_OC | DATE: 09/04/04

<p>ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> <input type="checkbox"/> INTACT <input type="checkbox"/> REMANIÉ <input type="checkbox"/> PERDU <input type="checkbox"/> CAROTTE <input type="checkbox"/> NON ÉCHANTILLONNÉ </p> <p>TYPE DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> CF - CUILÈRE FENDUE TM - TUBE À PAROIS MINCES CR - TUBE CAROTTER TA - TARIÈRE </p>	<p>OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:</p> <p> OLFACTIVE I - INODORE F - FAIBLE P - PERSISTANTE </p> <p> VISUELLE I - INEXISTANTE D - DISSÉMINÉE M - MIBBÉE </p>	<p>NAPPE PHRÉATIQUE:</p> <table border="1"> <tr> <th>PROF. (m)</th> <th>ÉLÉV. (m)</th> <th>DATE</th> </tr> <tr> <td></td> <td>0.00</td> <td></td> </tr> </table>	PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE		0.00			0.00			0.00			0.00		<p>PHASE FLOTTANTE:</p> <p>NON OBSERVÉE</p>
PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE																
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F106

1610	200	EN	6	F106	1	3 / 6
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/12/08 RÉALISÉ PAR: S. Deisie
 DATE FIN: 99/12/08 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU Puits						COORDONNÉES GÉODÉSIQUES					
DIAMÈTRE:	-- mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	---		
SOL:	---			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL	Y:	---
ROC:	---			---	76 mm	m	-m	---	-- mm	-- mls	m	---	---	Z:	---
FLUIDE:	---			---											
FOREUSE:	CME 75			---											
											REF.:	---			

ELEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE				PROFONDEUR E	NAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU Puits		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	PARAMÈTRE PARTICULAIRE	COV (ppm)	OLFACTIVE	VISUELLE	I	F			P	D	M
17																		
18																		
19																		
20	19.50																	
21																		
22																		
23																		
24																		

Fin du forage à 19.50

NOTES:

-A-

12.20 à 13.40m: roche calcaire à grains fins, grise, joints horizontaux et présence de cavités

RQD : 86.67%

Fréquence des fractures : 1.71/0.30m

Zone broyée : 12,5%

Carotte la plus longue : 38 cm

-B-

13.40 à 15.24m : roche calcaire à grains fins, grise, joints horizontaux et présence de cavités, fractures recouvertes de silt et de sable

RQD : 49.27%

Fréquence des fractures : 4.4/0.30m

<p>ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> INTACT REMANIÉ PERDU CAROTTE NON ÉCHANTILLONNÉ </p> <p>TYPE DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> CF - CULLÈRE FENDUE TM - TUBE À PAROIS MINCES CR - TUBE CAROTTIER TA - TARIÈRE </p>	<p>OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:</p> <p> OLFACTIVE I - INODORE F - FAIBLE P - PERSISTANTE VISUELLE I - INEXISTANTE D - DISSÉMINÉE M - MIBÉE </p>	<p>NAPPE PHRÉATIQUE:</p> <p> = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ = SURNAGEANT -- = DUPLICATA DE TERRAIN N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD </p> <table border="1"> <tr> <th>PROF. (m)</th> <th>ÉLÉV. (m)</th> <th>DATE</th> </tr> <tr> <td></td> <td>0.00</td> <td></td> </tr> </table>	PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE		0.00			0.00			0.00			0.00		<p>PHASE FLOTTANTE:</p> <p>NON OBSERVÉE</p>
PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE																
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	

PROJET: FORAGE.GPJ RAPPORT: J_POF_QC DATE: 00/04/04



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F106

1510	200	EN	5	F106	1	4/5
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/12/08 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/08 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU PUIITS						COORDONNÉES GÉODÉSIQUES					
DIAMÈTRE:	-- mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	---		
SOL:	--			TYPE	Ø INT.	LONG HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL.	Y:	---
ROC:	--			---	76 mm	m	-m	---	-- mm	-- m	m	---	---	Z:	---
FLUIDE:	--														
FOREUSE:	CME 75														
											REF.:	---			

ELEVATION m	PROFONDEUR m	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE					PROFONDEUR m	NAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU PUIITS	
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	INDICE ANALYSE	COV (ppm)	OLFACTIVE		VISUELLE					SCHÉMA	DESCRIPTION
25			Zone broyée : 16,7%															
			Carotte la plus longue : 18 cm															
			-C-															
			15.24 à 16.80m : roche calcaire à grains fins, grise, joints verticaux et horizontaux, intrusions de calcite, présence de quelques cavités et de silt dans les fractures															
26			RQD : 78,9%															
			Fréquence des fractures : 1.8/0.30m															
27			Zone broyée : 0%															
			Carotte la plus longue : 19 cm															
			-D-															
28			16.80 à 18.30m : roche calcaire à grains fins, grise, joints verticaux et horizontaux, intrusions de calcite, présence de quelques cavités et de silt dans les fractures															
			RQD : 80,3%															
29			Fréquence des fractures : 1.8/pied															
			Zone broyée : 0%															
30			Carotte la plus longue : 35 cm															
			-E-															
31			18.30 à 19.50m : roche calcaire à grains fins, grise, joints verticaux et horizontaux, intrusions de calcite, présence de quelques cavités (très rares)															
			RQD : 86,9%															
32			Fréquence des fractures : 1.5/pied															
			Zone broyée : 0%															

PROJET: FORAGE, RAPPORT: J_PUF_OC (DATE: 00/04/04)

<p>ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> <input type="checkbox"/> INTACT <input type="checkbox"/> REMANIÉ <input type="checkbox"/> PERDU <input type="checkbox"/> CAROTTE <input type="checkbox"/> NON ÉCHANTILLONNÉ </p> <p>TYPE DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> CF - CULLÈRE FENDUE TM - TUBE À PAROIS MINCES CR - TUBE CAROTTIER TA - TARIÈRE </p>	<p>OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:</p> <p> OLFACTIVE I - INODORE F - FAIBLE P - PERSISTANTE VISUELLE I - INEXISTANTE D - DISSEMINÉE IM - IMBIBÉE </p>	<p>NAPPE PHRÉATIQUE:</p> <p> <input type="checkbox"/> = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ <input type="checkbox"/> = SURNAGEANT - - = DUPLICATA DE TERRAIN N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD </p> <table border="1"> <tr> <th>PROF. (m)</th> <th>ÉLÉV. (m)</th> <th>DATE</th> </tr> <tr> <td></td> <td>0.00</td> <td></td> </tr> </table>	PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE		0.00			0.00			0.00			0.00		<p>PHASE FLOTTANTE:</p> <p>NON OBSERVÉE</p>
PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE																
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F106

1510	200	EN	5	F106	1	5 / 5
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT
 DATE DÉBUT: 99/12/08 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/08 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE			AMÉNAGEMENT DU Puits								COORDONNÉES GÉODÉSIQUES			
DIAMÈTRE:	-- mm		TUBAGE				CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	---	
SOL:	--		TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL	Y:	---
ROU:	--												Z:	---
FLUIDE:	--												RÉF.:	---
FOREUSE:	CME 75		--	76 mm	m	-m	--	-- mm	-- mls	m	--	--		

ELEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON							OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE		PROFONDEUR m	NAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU Puits		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	ANALYSE	COV (ppm)	OLFACTIVE	VISUELLE	SCHÉMA			DESCRIPTION		
				Carotte la plus longue : 33 cm													
33																	33
34																	34
35																	35
36																	36
37																	37
38																	38
39																	39
40																	40

PROJET: FORAGE.GPJ | RAPPORT: J_POF_OC | DATE: 00/04/04

<p>ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> <input type="checkbox"/> INTACT <input type="checkbox"/> REMANIÉ <input type="checkbox"/> PERDU <input type="checkbox"/> CAROTTE <input type="checkbox"/> NON ÉCHANTILLONNÉ </p> <p>TYPE DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> CF - CULLÈRE FENDUE TM - TUBE À PAROIS MINCES CR - TUBE CAROTTIER TA - TARIÈRE </p>	<p>OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:</p> <p> OLFACTIVE I - INODORE F - FAIBLE P - PERSISTANTE VISUELLE I - INEXISTANTE D - DISSÉMINÉE IM - IMBIBÉE </p>	<p>NAPPE PHRÉATIQUE:</p> <p> <input type="checkbox"/> = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ <input type="checkbox"/> = SURNAGEANT - = DUPLICATA DE TERRAIN N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD </p>	<p>PHASE FLOTTANTE:</p> <p>NON OBSERVÉE</p> <table border="1"> <tr> <th>PROF. (m)</th> <th>ÉLÉV. (m)</th> <th>DATE</th> </tr> <tr> <td></td> <td>0.00</td> <td></td> </tr> </table>	PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE		0.00			0.00			0.00			0.00	
PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE																
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F107

1510	200	EN	5	F107	1	1/5
procédure	actué	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT
 DATE DÉBUT: 99/12/06 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/07 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE			AMÉNAGEMENT DU Puits							COORDONNÉES GÉODÉSIQUES				
DIAMÈTRE:	-- mm		TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	---		
SOL:	--		TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL.	Y:	---
ROC:	--		--	76 mm	m	--m	--	-- mm	-- m	m	--	--	Z:	---
FLUIDE:	--		---											
FOREUSE:	CME 75		---											
											RÉF.:	---		

ELEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE					CONSTRUCTION DU Puits		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC. INDICE N	PROFONDEUR ANALYSE	COV (ppm)	OLFACTIVE	VISUELLE	PROFONDEUR	NAPPE PHRÉATIQUE	SCHÉMA	DESCRIPTION			
0		Sol non échantillonné														0	VOIR ANNEXE D
2.30		Présence de blocs, sol non échantillonné			0												
2.90		Sol non échantillonné															
3.80		Gravier, présence de cailloux		F107 EC2	X	5 17/50											
4.40		Sol non échantillonné															
5.30		Présence de cailloux			X	0 50/0.1m											
5.90		Sol non échantillonné															
6.80		Présence de cailloux, fracturé			X	0 62											
7.40		Présence de cailloux															

ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:
 INTACT REMANIÉ PERDU CAROTTE NON ÉCHANTILLONNÉ

TYPE DE L'ÉCHANTILLON:
 CF - CUILLÈRE FENDUE
 TM - TUBE À PAROIS MINCES
 CR - TUBE CAROTTER
 TA - TARIÈRE

OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:
 OLFACTIVE
 I - INODORE
 F - FAIBLE
 P - PERSISTANTE
 VISUELLE
 I - INEXISTANTE
 D - DISSÉMINÉE
 M - IMBIBÉE

NAPPE PHRÉATIQUE:
 = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ
 = SURNAGEANT
 ** = DUPLICATA DE TERRAIN
 N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD

PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE
	0.00	
	0.00	
	0.00	
	0.00	

PHASE FLOTTANTE:
 NON OBSERVÉE

PROJET: FORAGE... REPORT: ... DATE: ...



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F107

1510	200	EN	6	F107	1	2 / 6
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	—				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/12/06 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/07 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU Puits						COORDONNÉES GÉODÉSQUES				
DIAMÈTRE:	— mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X: _____		
SOL:	—			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL.	Y: _____
ROC:	—			—	76 mm	m	—m	—	— mm	— mls	m	—	—	Z: _____
FLUIDE:	—													
FOREUSE:	CME 75													
										RÉF.: _____				

ELEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE					PROFONDEUR E	MAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU Puits		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	PARAMÈTRE PAVANTE	COV (ppm)	OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE							SCHÉMA	DESCRIPTION	
8.30		Présence de cailloux, fracturés																	
							0.50/0.1m												
11.40		Sable et gravier, présence de cailloux		F107 EC3			180/0.05m												
12.00		Sol non échantillonné																	
12.90		Présence de cailloux, et possiblement de blocs					50/0.05m												
13.50		Sol non échantillonné																	
14.52		Roc, altéré																	
14.90		Roc, altéré et sain en alternance, fractures horizontales																	
							RQD 24/06m												

<p>ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:</p> <p> INTACT REMANÉ PERDU CAROTTE NON ÉCHANTILLONNÉ</p>	<p>OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:</p> <p>OLFACTIVE I - INODORE F - FAIBLE P - PERSISTANTE</p> <p>VISUELLE I - INEXISTANTE D - DISSÉMINÉE M - IMBIBÉE</p>	<p>MAPPE PHRÉATIQUE:</p> <p> = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ = SURNAGEANT " = DUPLICATA DE TERRAIN N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD</p>	<p>PHASE FLOTTANTE:</p> <p>NON OBSERVÉE</p> <table border="1"> <tr> <th>PROF. (m)</th> <th>ÉLÉV. (m)</th> <th>DATE</th> </tr> <tr> <td></td> <td>0.00</td> <td></td> </tr> </table>	PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE		0.00			0.00			0.00			0.00	
PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE																
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	
	0.00																	

PROJET: DRAGE... REPORT... QC 1D... 04/04



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F107

1510	200	EN	5	F107	1	3 / 5
procédure	acheté	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT
 DATE DÉBUT: 99/12/06 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/07 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU PUIITS						COORDONNÉES GÉODÉSIQUES					
DIAMÈTRE:	-- mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	---		
SOL:	--			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL	Y:	---
ROC:	--			---	76 mm	m	---	---	---	---	m	---	---	Z:	---
FLUIDE:	--			---											
FOREUSE:	CME 75			---											
											REF:	---			

ELEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON							OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE		PROFONDEUR m	MAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU PUIITS		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC	INDICE N	INDICE N	COV (ppm)	COV (ppm)	COV (ppm)	COV (ppm)			SCHÉMA	DESCRIPTION	
17	16.80	Roc, sain avec fractures horizontales et verticales															
18																	
19																	
20																	
21	20.72	Fin du forage à 20.72 m															
22		NOTES: -A- 14.32 à 15.24m: roche calcaire à grains fins, grise, joints horizontaux et présence de cavités RQD : 22,8% Fréquence des fractures : 4,1/pieds Zone broyée : 27,7% Carotte la plus longue : 11 cm															
23																	
24																	

ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:
 INTACT
 REMANIÉ
 PERDU
 CAROTTE
 NON ÉCHANTILLONNÉ

OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:
 OLFACTIVE
 I - INODORE
 F - FAIBLE
 P - PERSISTANTE
 VISUELLE
 I - INEXISTANTE
 D - DISSEMINÉE
 IM - IMBIBÉE

MAPPE PHRÉATIQUE:
 = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ
 = SURNAGEANT
 * = DUPLICATA DE TERRAIN
 N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD

PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE
	0.00	
	0.00	
	0.00	
	0.00	

PHASE FLOTTANTE:
NON OBSERVÉE



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F107

1510	200	EN	5	F107	1	4 / 6
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/12/06 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/07 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU Puits						COORDONNÉES GÉODÉSIQUES					
DIAMÈTRE:	-- mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	---		
SOL:	---			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL.	Y:	---
ROC:	---			---	76 mm	m	-m	---	-- mm	-- m	m	---	---	Z:	---
FLUIDE:	---			---											
FOREUSE:	CME 75			---											
											RÉF.:	---			

ELEVATION (E)	PROFONDEUR (E)	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON							OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE		PROFONDEUR (E)	NAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU Puits		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	PARAMÈTRE ANALYSE	COV (ppm)	OLFACTIVE	VISUELLE	SCHÉMA			DESCRIPTION		
25		-B-															
		15.24 à 16.76m : roche calcaire à grains fins, grise, joints horizontaux et présence de cavités															
		RQD : 60.5%															
		Fréquence des fractures : 3,2/pieds															
		Zone broyée : 0%															
		Carotte la plus longue : 23 cm															
26		-C-															
		16.76 à 18.29m : roche calcaire à grains fins, grise, joints horizontaux et présence de cavités															
		RQD : 84.2%															
		Fréquence des fractures : 2/pieds															
		Zone broyée : 0%															
		Carotte la plus longue : 33 cm															
27		-D-															
		18.29 à 19.80m : roche calcaire à grains fins, grise, joints horizontaux et présence de cavités															
		RQD : 82.9%															
		Fréquence des fractures : 2.2/pieds															
		Zone broyée : 0%															
		Carotte la plus longue : 28 cm															
28		-E-															
		19.80 à 20.72m : roche calcaire à grains fins, grise, joints horizontaux et présence de cavités															
		RQD : 78%															
29																	
30																	
31																	
32																	

ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:
 INTACT (diagonal lines) REMANIÉ (cross-hatch) PERDU (solid black) CAROTTE (white) NON ÉCHANTILLONNÉ (empty box)

TYPE DE L'ÉCHANTILLON:
 CF - CUILLÈRE FENDUE
 TM - TUBE À PAROIS MINCES
 CR - TUBE CAROTTIER
 TA - TARIÈRE

OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:
 OLFACTIVE: I - INODORE, F - FAIBLE, P - PERSISTANTE
 VISUELLE: I - INEXISTANTE, D - DISSÉMINÉE, M - IMBÉÉE

NAPPE PHRÉATIQUE:
 ▽ = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ
 ▾ = SURNAGEANT
 ** = DUPLICATA DE TERRAIN
 N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD

PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE
	0.00	
	0.00	
	0.00	
	0.00	

PHASE FLOTTANTE:
NON OBSERVÉE

PROJET: FORAGE GPJ | RAPPORT: J_POF_OC | DATE: 00/00/04



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F107

1610	200	EN	5	F107	1	5 / 6
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/12/06 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/07 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU PUIS						COORDONNÉES GÉODÉSQUES				
DIAMÈTRE:	---	mm		TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X: _____		
SOL:	---			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL	Y: _____
ROC:	---													Z: _____
FLUIDE:	---													RÉF.: _____
FOREUSE:	CME 75				76 mm	m	-m		mm	---	m			

ÉLÉVATION (m)	PROFONDEUR (m)	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON							OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE		PROFONDEUR (m)	NAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU PUIS		
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE	ÉTAT	% REC.	INDICE	PARAMÈTRE	COV	OLFACTIVE	VISUELLE	SCHÉMA			DESCRIPTION		
33																	
34																	
35																	
36																	
37																	
38																	
39																	
40																	

Fréquence des fractures : 1.67/pied
 Zone broyée : 0%
 Carotte la plus longue : 35 cm

PROJET: FORAGE GPJ | RAPPORT: J_POF_OC | DATE: 00/04/04

ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:
 INTACT (diagonal lines) REMANIÉ (cross-hatch) PERDU (solid black) CAROTTE (white) NON ÉCHANTILLONNÉ (white box)

TYPÉ DE L'ÉCHANTILLON:
 CF - CULLÈRE FENDUE
 TM - TUBE À PAROIS MINCES
 CR - TUBE CAROTTIER
 TA - TARIÈRE

OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:
 OLFACTIVE: I - INODORE, F - FAIBLE, P - PERSISTANTE
 VISUELLE: I - INEXISTANTE, D - DISSÉMINÉE, IM - IMBIBÉE

NAPPE PHRÉATIQUE:

PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE
	0.00	
	0.00	
	0.00	
	0.00	

PHASE FLOTTANTE:
 NON OBSERVÉE

▽ = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ
 ▾ = SURNAGEANT
 ** = DUPLICATA DE TERRAIN
 N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD

1510	200	EN	6	F108	1	1/3
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	---				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/11/29 RÉALISÉ PAR: S. Deisle
 DATE FIN: 99/12/02 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU Puits						COORDONNÉES GÉODÉSQUES					
DIAMÈTRE:	-- mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	---		
SOL:	---			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL.	Y:	---
ROC:	---			---	76 mm	m	--m	---	-- mm	-- mls	m	---	---	Z:	---
FLUIDE:	---														
FOREUSE:	CME 75														
											RÉF.:		---		

ELEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE					PROFONDEUR E	MAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU Puits	
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	PARAMÈTRE MANTE	COV (ppm)	OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE							SCHÉMA	DESCRIPTION
0																		
	0.60		Sol échantillonné à la rétrocaveuse	F108 EC1A EC1B	X													
			Sol non échantillonné															
	1.80		Sable grossier, présence de gravier	F108 EC2	X	150/125m												
	4.00		Silt sableux, brun, dense, humide	F108 EC3A EC3B	X	66 34												
	4.40		Silt, gris, humide, présence de cailloux au contact															
	4.60		Sol non échantillonné															
	7.00		Silt gris, refus sur blocs	F108 E04	X	5 50/1m												
	7.10		Sol non échantillonné															

ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:

INTACT
 REMANIÉ
 PERDU
 CAROTTE
 NON ÉCHANTILLONNÉ

TYPE DE L'ÉCHANTILLON:

CF - CUILÈRE FENDUE
 TM - TUBE À PAROIS MINCES
 CR - TUBE CAROTTIER
 TA - TARIÈRE

OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:

OLFACTIVE
 I - INODORE
 F - FAIBLE
 P - PERSISTANTE
VISUELLE
 I - INEXISTANTE
 D - DISSÉMINÉE
 M - MIBÉE

NAPPE PHRÉATIQUE:

PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE
	0.00	
	0.00	
	0.00	
	0.00	

△ = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ
 ▼ = SURNAGEANT
 - = DUPLICATA DE TERRAIN
 N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD

PHASE FLOTTANTE:
NON OBSERVÉE



SPÉCIALISTES EN ENVIRONNEMENT

JOURNAL DE FORAGE F108

1510	200	EN	5	F108	1	2 / 3
procédure	activité	nature	n°	séquence	version	page
CODE D'IDENTIFICATION DE L'ENREGISTREMENT						
CLIENT	N°:	—				
	Nom:	EXPRO				
PROJET	N°:	5822	Sous-projet:	10	Phase:	0
	Nom:	CARACTÉRISATION				

LOCALISATION: VALLEYFIELD, SECTEUR TNT DATE DÉBUT: 99/11/29 RÉALISÉ PAR: S. Delisle
 DATE FIN: 99/12/02 VÉRIFIÉ PAR: Jacques Blanchet

TECHNIQUE DE FORAGE				AMÉNAGEMENT DU Puits						COORDONNÉES GÉODÉSQUES					
DIAMÈTRE:	— mm			TUBAGE			CRÉPINE			PROTECTEUR		X:	—		
SOL:	—			TYPE	Ø INT.	LONG. HORS SOL	ÉLÉV.	TYPE	Ø INT.	OUV.	LONG.	TYPE	SCEL	Y:	—
ROC:	—			—	76 mm	m	—m	—	— mm	— m	m	—	—	Z:	—
FLUIDE:	—			—											
FOREUSE:	CME 75			—											
											RÉF.:	—			

ÉLEVATION E	PROFONDEUR E	STRATIGRAPHIE		ÉCHANTILLON						OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE					PROFONDEUR E	MAPPE PHRÉATIQUE	CONSTRUCTION DU Puits	
		DESCRIPTION	SYMBOLE	TYPE et N°	ÉTAT	% REC.	INDICE N	PARAMÈTRE MANIÈRE	COV (ppm)	OLFACTIVE	VISUELLE	I	F	P			D	M
8.80		Silt, traces de sable fin, présence de gravier, gris, humide	[Symbol]	F108 EC5	X	70	95	—	—									
9.40		Sol non échantillonné	[Symbol]															
10.30		Roc ou blocs	[Symbol]															
10.80		Roc ou blocs, présence de gravier	[Symbol]															
15.20		Roc, sain avec fractures horizontales	[Symbol]															
15.80		Roc, altéré	[Symbol]															

ÉTAT DE L'ÉCHANTILLON:
 INTACT [Symbol] REMANIÉ [Symbol] PERDU [Symbol] CAROTTE [Symbol] NON ÉCHANTILLONNÉ [Symbol]

OBSERVATION ORGANOLEPTIQUE:
 OLFACTIVE: I - INODORE, F - FAIBLE, P - PERSISTANTE
 VISUELLE: I - INEXISTANTE, D - DISSÉMINÉE, M - MBBÉE

NAPPE PHRÉATIQUE:
 ▽ = NIVEAU D'EAU PRÉSUMÉ
 ▾ = SURNAGEANT
 ** = DUPLICATA DE TERRAIN
 N = INDICE DE PÉNÉTRATION STANDARD

PHASE FLOTTANTE:
 NON OBSERVÉE

PROF. (m)	ÉLÉV. (m)	DATE
	0.00	
	0.00	
	0.00	
	0.00	

PROJET: FORAGE GPJ 1 RAPPORT: J.POF_QC 1 DATE: 00/04/04