

**Titre:** Propriétés électriques des sols contaminés par des hydrocarbures  
Title: pétroliers: étude en laboratoire

**Auteur:** Yasaman Khajehnouri  
Author:

**Date:** 2011

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Khajehnouri, Y. (2011). Propriétés électriques des sols contaminés par des hydrocarbures pétroliers: étude en laboratoire [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/605/>  
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**  
Open Access document in PolyPublie

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/605/>  
PolyPublie URL:

**Directeurs de recherche:** Michel C. Chouteau, & Jean-Sébastien Dubé  
Advisors:

**Programme:** Génie minéral  
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

PROPRIÉTÉS ÉLECTRIQUES DES SOLS CONTAMINÉS PAR DES  
HYDROCARBURES PÉTROLIERS : ÉTUDE EN LABORATOIRE

YASAMAN KHAJEHNOURI

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

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

AVRIL 2011

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

PROPRIÉTÉS ÉLECTRIQUES DES SOLS CONTAMINÉS PAR DES HYDROCARBURES  
PÉTROLIERS : ÉTUDE EN LABORATOIRE

Présenté par : KHAJEHNOURI Yasaman

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

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

M. PASQUIER Philippe, Ph.D., président

M. CHOUTEAU Michel, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. DUBÉ Jean-Sébastien, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. GLOAGUEN Erwan, Ph.D., membre

## DÉDICACE

*À Mon Époux*

*Mon fils, Mes Parents et*

*Mes Amies*



## REMERCIEMENTS

Je voudrais offrir mes remerciements les meilleurs à mon directeur de recherche, Michel Chouteau, qui m'a soutenu avec son expérience, ses idées, et ses conseils précieux et pédagogiques. Je ne sais comment le remercier pour sa patience, ses encouragements et son soutien moral. Il m'a aidé à combler mes problèmes linguistiques et à m'intégrer au sein de son groupe. Finalement, je dois dire qu'il est le plus prestigieux professeur que j'ai eu le plaisir de rencontrer. Je souhaite également remercier mon co-directeur de recherche, le professeur Jean-Sébastien Dubé, pour sa grande collaboration et son assistance efficace tout au long de ce projet.

Je remercie également le Dr. Thomas Günther pour avoir rendu disponible son code BERT d'inversion 3D, pour sa grande collaboration et ses précieux conseils pour l'utilisation du logiciel.

Je tiens à remercier particulièrement Manon Leduc (laboratoire de Géochimie Analytique, CGM), Francine Bélanger et Thierry Maris (Laboratoire de diffraction X de l'Université de Montréal), Thomas Papst et Noura El-Harak (Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT et Environnement et Gestion des Rejets Miniers) pour leur aide technique et leur disponibilité.

Finalement, je souhaite remercier mon époux, mes parents, et toutes mes amies pour leur soutien amical et inconditionnel au long de mes études. Mon succès dans la réalisation de ce projet n'aurait certainement pas été possible sans leur soutien généreux.

## RÉSUMÉ

Dans de nombreuses villes à travers le monde, le développement urbain a atteint les franges des anciennes zones industrielles où la réduction des effectifs industriels a produit un nombre important de friches industrielles. Ce sont souvent des sites orphelins contaminés par divers polluants qui restent encore sous-développés, même après plusieurs décennies d'abandon. Ces dernières années, les friches industrielles urbaines ont commencé à être considérées comme étant bénéfique pour les occasions de réaménagement des terrains urbains, cependant, il a été reconnu que leur restauration et la réutilisation ralentissent l'étalement urbain ainsi que leurs impacts environnementaux. Par conséquent, il y a un besoin croissant d'évaluer la qualité environnementale de ces sites. Toutefois, l'évaluation environnementale des friches industrielles urbaines est difficile en raison de leurs grandes hétérogénéités physique et chimique. L'une des méthodes les plus prometteuses pour caractériser ces sites urbains (remblais hétérogènes) qui sont souvent contaminés par des polluants après plus d'un siècle d'industrialisation est la polarisation provoquée (PP en abrégé ou Induced Polarization en anglais).

Dans ce projet, le potentiel de cette méthode à détecter les sols contaminés aux hydrocarbures frais est étudié en procédant à des mesures en laboratoire. Durant la première phase de ce projet, une étude approfondit et menait sur les différentes méthodes d'auscultation géophysique pour caractériser les remblais hétérogènes. Cette étude comprend la méthode de résistivité électrique et polarisation provoquée pour caractériser le sol contaminé. Une fois l'étude achevée, ces différentes méthodes analysent les propriétés électriques comme la résistivité et la chargeabilité, ainsi que les propriétés chimiques et physiques seront expérimentées en laboratoire sur des échantillons (sable et till contaminé) procurés d'un remblai urbain de Montréal.

La résistivité électrique et la chargeabilité sont, en principe, sensibles à la composition minérale du sol, granulométrie, teneur en eau, chimie du fluide interstitiel, la teneur en métal et le degré de présence d'hydrocarbures. Enfin, il sera possible d'évaluer la capacité de la méthode polarisation provoquée à déterminer la concentration d'hydrocarbures et en général l'efficacité de cette méthode dans l'évaluation du comportement électrique, physique et chimique des remblais urbains (hétérogène).

Des mesures électriques ont été réalisées en laboratoire sur des sols relativement simples composés soit de sable soit de till. Trois bacs de sable et deux bacs de till instrumentés ont été soumis à divers degrés de saturation en eau et de conductivité de l'eau interstitielle. On les a également soumis à diverses concentrations en hydrocarbure frais. En parallèle à ces mesures, la conductivité de l'eau interstitielle, la saturation ( $S_w$ ) et la concentration en hydrocarbure (huile à moteur) et d'autres propriétés physiques de sol comme la perméabilité et la porosité ont été évaluées.

Des analyses de diffraction X sur les matériaux, ont permis de déterminer la composition minéralogique. Des échantillons d'eau prélevés dans les piézomètres ont été analysés à plusieurs reprises pour suivre l'évolution de la salinité de l'eau avec la dissolution des éléments. Également, une analyse granulométrique et une conductivité hydraulique ont été réalisés pour déterminer la distribution de la taille des grains et la perméabilité du sol avant de remplir les bacs. Les mesures électriques ont été effectuées en utilisant des équipements de terrain (ABEM SAS4000 et Syscal Junior). La qualité des données a été évaluée en surveillant la déviation standard des mesures lors de l'acquisition et en réalisant des tests de réciprocité. D'autres paramètres ont été mesurés tel que les constantes diélectriques du sol et de l'eau (à l'aide de sonde TDR), la température du sol, et le pH.

Finalement, les données recueillies de la résistivité ont été interprétées par inversion 3D à l'aide du logiciel BERT. La distribution spatiale 3D des propriétés électriques de chaque expérience permet de surveiller les changements de ces propriétés pour différentes conditions du sol. Les résistivités et chargeabilités électriques diminuent avec l'augmentation de la salinité de l'eau pour le till non contaminé. Cette diminution de la chargeabilité peut être causée par la croissance de la salinité de l'eau qui contribue à la diminution de l'épaisseur de la double couche (EDL).

Pour le sable non contaminé, les résistivités électriques ont augmentés avec la décroissance de la saturation en eau. Parallèlement, les chargeabilités électriques augmentent avec la diminution de la saturation en eau. En continuant le drainage, la chargeabilité diminue. Ceci peut être causé par la diminution des cellules de polarisation dans un système capillaire du sol. Pour les sols contaminés (sable et de till) par de l'huile, les résistivités augmentent mais les chargeabilités diminuent avec la saturation en hydrocarbure ( $S_{H-sable}=11\%, 15\%, S_{H-till}=15\%, 40\%$ ).

## ABSTRACT

In many worldwide cities, urban development has reached the fringes of old industrial areas, whereas industrial downsizing has produced a significant number of Brownfield. These are often orphan sites contaminated with various pollutants which still remain undeveloped even after several decades of abandonment. In recent years, urban Brownfield started to be considered as been beneficial occasions for urban land redevelopment, however, it was recognized that their remediation and reuse slows down urban sprawl as well as their environmental impacts. Hence, there is a growing need to assess the environmental quality of these sites. The environmental assessment of urban Brownfield is difficult due to their large physical and chemical heterogeneity. One of the most promising methods to characterize these urban sites (heterogeneous fill) that are often contaminated by pollutants after more than a century of industrialization is the induced polarization (IP).

In this project, the potential of this method to detect contaminated soil with fresh oil is investigated by doing laboratory measurements. During the first phase of this project, an exhaustive study is conducted on the different geophysical auscultation methods to characterize heterogeneous fill. This study includes the method of electrical resistivity and induced polarization to characterize the contaminated soil. After the study is completed, these methods analyze the electrical properties such as resistivity and chargeability. The chemical and physical properties will be tested on laboratory samples (sand and till) obtained from a Montreal urban Brownfield.

The electrical resistivity and chargeability are in principle susceptible to the soil mineral composition, grain size, water content, pore fluid chemistry, metal content and the degree of hydrocarbons presence. Finally it will be possible to assess the IP sensitivity to hydrocarbon concentration (detection level) and in general the effectiveness of the induced polarization method to evaluate the electrical, physical and chemical behaviour of the urban fills (heterogeneous).

Electrical measurements were performed in the laboratory on soils relatively simple compounds either sand or till. Three containers of sand and two containers of till were putted to

various degrees of water saturation and conductivity of the pore water. They were also putted to various concentrations of fresh oil. In parallel to these measures, the conductivity of pore water, saturation ( $S_w$ ) and the concentration of hydrocarbons (motor oil) and other physical properties of soil such as permeability and porosity were evaluated.

The X-ray diffraction analyses on materials were allowed to determine the mineralogical composition. Water samples taken from piezometers were analyzed repeatedly to monitor the salinity of the water with the dissolution of the elements. Also, particle size and hydraulic conductivity analysis were performed to determine the distribution of grain size and permeability of the soil before filling the containers.

Electrical measurements were carried out using IP field equipments (ABEM SAS4000 and Syscal Junior). Data quality was evaluated by monitoring the standard deviation of measurements during the acquisition and by realizing tests of reciprocity. Other measured parameters are the soil bulk dielectric constant and water content (using TDR), temperature and pH.

Finally, the data of resistivity were performed by using 3D inversion software BERT. The 3D space distribution of electrical properties for each experiment allowed the monitoring the changes in the properties of soils in different conditions of soil.

Both electrical resistivities and chargeabilities decrease with increase in water salinity for uncontaminated till. This decrease in chargeability can be caused by the growth of salinity which influences the decrease in the thickness of double layer (EDL).

For the uncontaminated sand, electrical resistivities increase with decreasing water saturation. In parallel, electrical chargeabilities increase with decreasing water saturation. But by continuing drainage, chargeability decreases. This decrease in chargeability can be caused by the decrease in cell polarization in a capillary system of soil.

For oil contaminated soils (sand and till), resistivities increase but chargeabilities decrease with increasing hydrocarbon saturation ( $S_{H-sand}=11\%$ ,  $15\%$ ,  $S_{H-till}=15\%$ ,  $40\%$ ).

## TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS .....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT .....	VII
TABLE DES MATIÈRES .....	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVII
LISTE DES SIGLES .....	XXIV
LISTE DES ANNEXES.....	XXVI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Remblais urbains contaminés.....	1
1.2 Hydrocarbures légers: .....	1
1.3 Problématique.....	2
1.4 Objectifs de la recherche .....	3
1.5 Méthodologie appliquée (Matériels et méthodes) dans le projet .....	4
1.6 Plan et contenu du mémoire.....	6
CHAPITRE 2 PROPRIÉTÉS DU SOL ET MÉTHODES GÉOPHYSIQUES D'AUSCULTATION.....	8
2.1 Introduction .....	8
2.2 Résistivité électrique du sol et effet des différents phénomènes sur la résistivité électrique .....	8
2.2.1 Chimie de l'eau interstitielle .....	9

2.2.2	Température .....	9
2.2.3	Saturation en eau interstitielle .....	10
2.2.4	Porosité.....	10
2.2.5	Conductivité hydraulique .....	11
2.3	Polarisation provoquée.....	12
2.3.1	Origine de la polarisation provoquée .....	12
2.3.2	Modèles électrochimiques (mécanismes microscopiques) .....	14
2.3.3	Paramètres influençant la polarisation provoquée .....	17
2.4	Modèles de résistivité et conductivité électrique .....	17
2.4.1	Modèle d'Archie .....	17
2.4.1.1	Première loi d'Archie .....	17
2.4.1.2	Deuxième loi d'Archie.....	19
2.4.1.3	Validité de la loi d'Archie.....	20
2.4.2	Modèle de Waxman et Smits .....	21
2.4.2.1	Pour un environnement saturé.....	21
2.4.3	Modèle de Glover.....	21
2.4.3.1	Pour environnement non saturées .....	22
2.4.4	Modèle de Sen.....	22
2.4.5	Modèle de Rhoades .....	23
2.4.6	Modèles de conductivité de surface par rapport à la double couche électrique (EDL) . .....	23
2.5	Méthodes géophysiques appliquées à la mesure des propriétés électriques du sol.....	25
2.5.1	Méthode de résistivité électrique en courant continu (DC).....	25
2.5.1.1	Principe de base.....	25
2.5.1.2	Mesure de la résistivité électrique.....	26

2.5.1.3	Distribution des équipotentiels et des lignes de courant .....	26
2.5.1.4	Principe de réciprocité.....	27
2.5.2	Méthode de polarisation provoquée .....	27
2.5.2.1	Polarisation Provoquée dans le domaine du temps .....	27
2.5.2.2	Polarisation Provoquée dans le domaine fréquentiel .....	29
2.5.2.3	Polarisation provoquée spectrale (SIP) .....	32
2.6	Propriétés physique et chimique et la minéralogie du sol (sable et argile till).....	33
2.7	Méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (TDR) pour mesurer la teneur en eau et la constante diélectrique.....	35
2.7.1	Relation entre la constante diélectrique et la teneur en eau .....	35
2.7.2	Sondes appliquées par la méthode TDR .....	36
2.8	Méthodes d'analyse du sol .....	39
2.8.1	Méthode de quartage .....	39
2.8.2	Méthode de granulométrie par tamisage .....	40
2.8.3	Méthode de granulométrie par sédimentométrie.....	41
2.8.4	Méthode de densité relative.....	45
2.8.5	Méthode de conductivité hydraulique .....	47
2.8.6	Méthode prédictive de la conductivité hydraulique .....	49
2.9	Conclusion.....	51
CHAPITRE 3	MODÉLISATION ET INVERSION EN 3D .....	52
3.1	Méthode de modélisation .....	52
3.1.1	Paramètres de la modélisation à calculer le facteur géométrique (K).....	53
3.1.2	Détermination du facteur de géométrie .....	54
3.2	Méthode d'inversion .....	56
3.2.1	Détermination des paramètres d'inversion.....	56



3.2.2	Méthodologie d'inversion .....	59
3.2.3	Méthodologie de l'inversion en suivi temporel (« Time-lapse ») .....	59
3.3	Essais effectués sur les données observées .....	60
3.3.1	Étude du paramètre de régularisation ( $\lambda$ ) .....	61
3.3.2	Étude de la résistivité électrique initiale .....	64
3.3.3	Étude de l'inversion en suivi temporel.....	66
3.4	Conclusion.....	70
CHAPITRE 4	ÉTUDE DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL.....	71
4.1	Introduction .....	71
4.2	Équipements de mesure au laboratoire.....	71
4.2.1	Procédure de mesure en laboratoire .....	74
4.3	Calibrage des données de la méthode de réflectométrie dans le domaine temporel (TDR) .....	78
4.3.1	Méthodologie de calibrage .....	78
4.4	Étude des propriétés électriques du sol .....	84
4.4.1	Rapport avec la salinité de l'eau interstitielle .....	84
4.4.2	Rapport avec la saturation en eau.....	89
4.4.3	Rapport avec la saturation en hydrocarbure .....	95
4.5	Étude des propriétés chimiques et physiques du sol .....	111
4.5.1	Masse volumique et porosité du sol .....	111
4.5.2	Analyse granulométrique .....	112
4.5.3	Mesure de la densité relative et calcul de la surface spécifique.....	114
4.5.4	Analyse de la conductivité hydraulique ( $k_{sat}$ ).....	117
4.5.5	Analyse par diffraction des rayons X.....	118
4.5.6	Analyse chimique de l'eau .....	122

4.5.7	Analyse chimique du sol contaminé.....	128
4.6	Étude du facteur de formation ( $F$ ) et de cimentation .....	131
4.7	Étude de la conductivité surface ( $\sigma_{surface}$ ) .....	136
4.7.1	En fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) .....	136
4.8	Conclusion.....	138
CHAPITRE 5 INTERPRETATION ET ANALYSE DES MESURES ÉLECTRIQUES DES MODÈLES 3D .....		141
5.1	Introduction .....	141
5.2	Modèles d'inversion 3D du sol non contaminé.....	141
5.2.1	Effet de la conductivité de l'eau ( $\sigma_w$ ) .....	141
5.2.2	Effet de la saturation en eau ( $S_w$ ).....	145
5.3	Modèles obtenus par inversion 3D du sol contaminé .....	148
5.3.1	Effet de la saturation d'hydrocarbure ( $S_H$ ) .....	148
5.4	Modèles obtenus par inversion en suivi temporel.....	160
5.4.1	Effet de la saturation en eau ( $S_w$ ) .....	160
5.4.2	Effet de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).....	162
5.5	Estimation de la saturation en hydrocarbure .....	168
5.6	Conclusion.....	171
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		173
BIBLIOGRAPHIE .....		178
ANNEXES .....		182

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Diamètre moyenne des grains, densité et porosité des sédiments [19]. .....	11
Tableau 3.1 : Facteurs géométriques ( $K$ ) obtenus par les codes COMSOL et BERT.....	55
Tableau 3.2 : Résultats d'inversion en fonction du changement de $\lambda$ initial.....	61
Tableau 3.3 : Résultats d'inversion en fonction du changement de la résistivité électrique initiale. .....	64
Tableau 3.4 : Résistivités électriques calculées par inversion en fonction du modèle de résistivité électrique homogène initiale. ....	65
Tableau 3.5 : Résultats obtenus pour le paramètre de normalisation pour dix cellules (tétraèdres) du modèle calculé par l'inversion en suivi temporel.....	67
Tableau 4.1 : Données mesurées durant le calibrage. ....	79
Tableau 4.2 : Résultat de calibrage : .....	79
Tableau 4.3 : Mesures par la sonde normale. ....	80
Tableau 4.4 : Mesures à l'aide de la sonde gainée. ....	80
Tableau 4.5 : Données de teneur en eau mesurée par TDR et les données interpolées du bac rempli ( $\theta_w$ - volumique). ....	82
Tableau 4.6 : Constantes diélectriques estimées. ....	84
Tableau 4.7: Mesures pour les bacs du sol (sable et till) par l'ÉTS .....	111
Tableau 4.8 : Paramètres descriptif des courbes granulométriques du sol.....	113
Tableau 4.9 : Densité relative et surface spécifique du sable et du till. ....	114
Tableau 4.10 : Surface spécifique du sable obtenue à partir des données de granulométrie. ....	115
Tableau 4.11 : Surface spécifique du till obtenue à partir des données de granulométrie. ....	116
Tableau 4.12 : Paramètres calculés pour l'estimation de la conductivité hydraulique. ....	117

Tableau 4.13 : Conductivités hydrauliques mesurées et calculées par les modèles de prédiction (basés sur la granulométrie du sol).....	118
Tableau 4.14 : Résultats de l'analyse minéralogique du sable par technique DRX. ....	121
Tableau 4.15 : Résultats de l'analyse minéralogique du till par technique DRX. ....	121
Tableau 4.16 : Résultats d'analyse chimique de l'eau déminéralisée.....	122
Tableau 4.17 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau de sols non contaminé et chargé avec de l'eau déminéralisée.....	122
Tableau 4.18 : Quantité de sulfate hydrosoluble du sable et du till. ....	124
Tableau 4.19 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau du sable SA1 salée et rechargée en eau déminéralisée.....	124
Tableau 4.20 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau du till NS3 saturé salée et non-contaminé. ....	125
Tableau 4.21 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau de sols non contaminés ( $S_H=0$ ) et chargés de l'eau du robinet.....	126
Tableau 4.22 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau du sable contaminé SA1.....	127
Tableau 4.23 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau dans le sable (SA2, SA3) saturé en eau salée (2727.273 ppm) .....	127
Tableau 4.24 : pH du sol contaminé et non contaminé. ....	128
Tableau 4.25 : Densité de l'huile à moteur .....	129
Tableau 4.26 : Quantité d'huile à moteur dans l'eau du sable contaminé SA2 .....	129
Tableau 4.27 : Quantité d'hydrocarbure pour chaque échantillon du sol contaminé.....	129
Tableau 4.28 : Compositions toxiques et volatiles du sol contaminé. ....	130
Tableau 4.29 : Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) et le coefficient de variation ( $C_V$ ) de sables salée (2727.273 ppm). ....	132
Tableau 4.30 : Facteur de formation ( $F_{estimé}$ ) et de cimentation estimé ( $m_{estimé}$ ) des sables. ....	134
Tableau 4.31 : Facteur de formation ( $F_{estimé}$ ) et de cimentation estimé ( $m_{estimé}$ ) du till NS3.....	136

Tableau 5.1 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H \text{ estimé}}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H \text{ ajouté}}$ ) pour le premier bac de sable SA1.....	169
Tableau 5.2 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H \text{ estimé}}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H \text{ ajouté}}$ ) pour le premier bac de sable SA2.....	169
Tableau 5.3 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H \text{ estimé}}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H \text{ ajouté}}$ ) pour le premier bac de sable SA3.....	170
Tableau 5.4 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H \text{ estimé}}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H \text{ ajouté}}$ ) pour le till NS3. ....	170

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Infiltration et migration des hydrocarbures pétroliers (LNAPL) [3] .....	2
Figure 1.2 Bloc-diagramme présentant la méthode appliquée dans l'étude .....	6
Figure 2.1 Polarisation, courant de déplacement. ....	12
Figure 2.2 Structure de la double couche électrique et le potentiel en fonction de la distance.....	14
Figure 2.3 Polarisation de grain (électrode) et le blocage d'un pore. ....	15
Figure 2.4 Polarisation membranaire et rétrécissement entre les grains de minéraux. ....	16
Figure 2.5 Polarisation membranaire causée par les particules de charge négatives d'argile. ....	16
Figure 2.6 Exposant de cimentation ( $m$ ) estimé par le facteur de formation ( $F$ ) versus la porosité( $\emptyset$ ). ....	18
Figure 2.7 Exposant de saturation obtenu par l'indice de résistivité en fonction de la saturation en eau. ....	19
Figure 2.8 Lignes équipotentiellles et champ électrique dans un milieu homogène [20]. ....	27
Figure 2.9 Phénomène de décharge P.P. ....	29
Figure 2.10 Effet de la haute fréquence sur la résistivité apparente. ....	30
Figure 2.11 Effet de la basse fréquence sur la résistivité apparente. ....	31
Figure 2.12 Structure tétraédrique de silicium ( $\text{SiO}_4$ ) <sup>4-</sup> .....	34
Figure 2.13 Structure octaédrique d'aluminium ( $\text{AlO}_6$ ) <sup>4-</sup> . ....	34
Figure 2.14 Constante diélectrique du sol en fonction de la teneur en eau [29]. ....	36
Figure 2.15 Lignes de champ électrique généré pour chaque configuration de sondes.....	37
Figure 2.16 Régions avoisinantes dans un milieu homogène pour la sonde à deux tiges et trois tiges. ....	37
Figure 2.17 Diagramme de l'analyse du sol en laboratoire.....	39
Figure 2.18 Diviseur mécanique (« riffler »). ....	40

Figure 2.19 Tamiseur utilisé dans ce projet, Série de différents tamis utilisés pour un essai granulométrique. ....	41
Figure 2.20 Agitateur électrique.....	44
Figure 2.21 Cylindres témoins d'essai sédimentométrique, hydromètre de type ASTM 152H. ...	44
Figure 2.22 Pycnomètre de 500ml et la tare.....	46
Figure 2.23 Instruments utilisés pour la désaération, et le mélangeur. ....	46
Figure 2.24 Méthode de perméabilité à charge constant.....	48
Figure 2.25 Méthode de perméabilité à charge variable. ....	49
Figure 3.1 Modélisation et inversion des données. ....	52
Figure 3.2 Dimensions du bac et position des piézomètres et des électrodes.....	53
Figure 3.3 Organigramme de l'inversion BERT.....	59
Figure 3.4 Modèles d'inversion en 3D pour $\lambda_{initial}$ égal à 2 (Modèle-1) et 200 (Modèle-2).....	62
Figure 3.5 Modèles d'inversion en 3D pour $\lambda_{initial}$ égal à 1000 (Modèle-3) et 3000 (Modèle-4)...63	
Figure 3.6 Modèles obtenus par l'inversion (3D) pour divers modèles de résistivité homogène initiale.....	66
Figure 3.7 Modèle initial (base) et le modèle 2 (en haut) à droite, et distribution du paramètre de normalisation (diff) d'inversion en suivi temporel, avec un $RMS=2.78\%$ et $\chi^2=0.92$ . ....	68
Figure 3.8 Modèle initial (base) et le modèle 4 (en haut), et le paramètre de normalisation (diff) d'inversion en suivi temporel avec un $RMS=2.78\%$ et $\chi^2=0.92$ . ....	69
Figure 4.1 Dimensions du bac (en millimètre) et disposition des électrodes installées.....	73
Figure 4.2 Vues sur les bacs de sol et les montages expérimentaux.....	74
Figure 4.3 Courbe de tension secondaire en polarisation provoquée en fonction du temps d'injection et temps de relaxation. M_DLY, T_M1, T_M2, T_M3 et T_M4 respectivement représentent le délai entre le temps de coupure du courant et le temps du début des mesures, et les intervalles de temps pour mesurer la chargeabilité.....	77
Figure 4.4 Équipements utilisés pour le calibrage des données par TDR.....	78

Figure 4.5 Équipements de calibrage avec la sonde gainée. ....	80
Figure 4.6 Teneur en eau volumique ( $\theta_{w- volumique}$ ) en fonction de la teneur en eau mesurée par TDR ( $\theta_{TDR}$ ). ....	81
Figure 4.7 Constante diélectrique estimée en fonction de longueur de la sonde (l). ....	83
Figure 4.8 Constante diélectrique estimée en fonction de la longueur au carré de la sonde ( $l^2$ )....	83
Figure 4.9 Conductivité apparente ( $\sigma_a$ ) du till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ) (S/m). ....	85
Figure 4.10 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) pour le till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ). ....	86
Figure 4.11 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ).....	87
Figure 4.12 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) de till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ). ....	87
Figure 4.13 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_w$ ).....	90
Figure 4.14 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_w$ ).....	91
Figure 4.15 Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_w$ ).....	92
Figure 4.16 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable non-contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_w$ ).....	92
Figure 4.17 Vue schématique des cellules de polarisation dans un système capillaire [47].....	93
Figure 4.18 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). ....	95
Figure 4.19 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). ....	96



Figure 4.20 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	97
Figure 4.21 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	98
Figure 4.22 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	99
Figure 4.23 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	100
Figure 4.24 Résistivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	101
Figure 4.25 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	101
Figure 4.26 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	102
Figure 4.27 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	103
Figure 4.28 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	104
Figure 4.29 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	104
Figure 4.30 Conductivité apparente ( $\sigma_a$ ) du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).	106
Figure 4.31 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) en fonction de saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) pour la première séquence de mesure du till contaminé NS3.	107
Figure 4.32 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) pour la première séquence de mesures du till contaminé NS3.	108

Figure 4.33 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) .....	109
Figure 4.34 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). .....	109
Figure 4.35 Résultats de l'analyse granulométrique du sable par tamisage et essai de sédimentométrie. ....	112
Figure 4.36 Résultats de l'analyse granulométrique du till par tamisage et essai de sédimentométrie. ....	113
Figure 4.37 Diagramme d'analyse minéralogique du sable SA3 par DRX. ....	119
Figure 4.38 Diagramme d'analyse DRX du microcline dans le sable SA3. ....	120
Figure 4.39 Diagramme d'analyse minéralogique des échantillons du sable par DRX.....	120
Figure 4.40 Essai pour détecter la présence de calcium sous forme de $\text{CaCO}_3$ sur les échantillons de sable et de till. ....	123
Figure 4.41 Facteur de formation estimé du sable non contaminé SA1 en fonction de $S_W$ .....	131
Figure 4.42 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA1 en fonction du produit de $\sigma_W.S_W^2$ . ....	133
Figure 4.43 Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sable contaminé SA2 en fonction du produit de ..... $R_W.S_W^{-2}$ .....	133
Figure 4.44 Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sable contaminé SA3 en fonction du produit de $R_W.S_W^{-2}$ . .....	134
Figure 4.45 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du till contaminé NS3 en fonction du produit de $\sigma_W.S_W^2$ . .....	135
Figure 4.46 Conductivité de surface ( $\sigma_{surface}$ ) pour le till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). ....	137
Figure 4.47 Vue schématique de la surface spécifique de grains du sol saturé en eau contaminé par de l'huile (A) et du sol saturé en hydrocarbure (B). ....	137

Figure 5.1 Modèles obtenus par inversion de la résistivité apparente du till NS3 non contaminé en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ), croissante du haut vers le bas.....	142
Figure 5.2 Modèles obtenus par inversion de la chargeabilité apparente (mV/V) du till NS3 non contaminé en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ), croissante du haut vers le bas.....	143
Figure 5.3 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente du sable SA1 non contaminé en fonction de la saturation en eau interstitielle ( $S_w$ ), décroissante du haut vers le bas.....	145
Figure 5.4 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA1 non contaminé en fonction de la saturation en eau interstitielle ( $S_w$ ), décroissante du haut vers le bas. ....	146
Figure 5.5 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du sable SA3 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	149
Figure 5.6 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA3 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	150
Figure 5.7 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du sable SA2 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	152
Figure 5.8 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA2 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	153
Figure 5.9 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du sable SA1 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	154
Figure 5.10 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA1 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.....	155

Figure 5.11 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du till contaminé NS3 par l'hydrocarbure pour la première séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.....	156
Figure 5.12 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du till contaminé NS3 pour la première séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	157
Figure 5.13 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du till contaminé NS3 pour la deuxième séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	158
Figure 5.14 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du till contaminé NS3 pour la deuxième séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas. ....	159
Figure 5.15 Différence de la résistivité relative (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau interstitielle ( $S_w$ ), décroissante de 0.33 à 0.178.....	161
Figure 5.16 Variations de la résistivité normalisée (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel, du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). ....	163
Figure 5.17 Variations de la résistivité normalisée (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel, du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). ....	164
Figure 5.18 Variations de la résistivité normalisée (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel, du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). ....	165
Figure 5.19 Variations de la résistivité relative (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) dans la première séquence de mesures. ....	166
Figure 5.20 Variations de la résistivité relative (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) dans la deuxième séquence de mesures. ....	167

## LISTE DES SIGLES

$a$	Constante de tortuosité
$A$	Surface de la section de l'échantillon ( $\text{cm}^2$ )
$c$	Paramètre de forme
CEC	Capacité d'échange cationique
$D$	Diamètre des particules (mm)
Dr	Densité relative d'un matériau
EDL	Double couche électrique
$f$	Tortuosité de la surface
$F$	Facteur de formation
$H$	Hauteur
$i$	Indice imaginaire
$I$	Intensité du courant (A)
$J$	La densité de courant par unité de surface traversée ( $\text{A}/\text{m}^2$ )
$k$	Conductivité hydraulique ou le coefficient de perméabilité en (m/sec) ou (cm/sec)
$K$	Facteur géométrie
$L$	Longueur de l'échantillon (cm)
$m$	Chargeabilité (mV/V)
$M$	Masse des solides en suspension
$n$	Indice de saturation
$\emptyset$	Porosité du sol
$\psi$	Potentielle
PP	Polarisation provoquée

$q_i$	Charge électrique en coulomb (C)
$Q$	Débit (m <sup>3</sup> /sec)
$\rho$	Résistivité électrique du matériau (ohm.m)
$R$	Résistivité
RMS	Pourcentage d'erreur moyenne quadratique
$\sigma$	Conductivité électrique(S/m)
$\theta$	Teneur en eau
$t$	Temps (en ms, s, min)
TDS	Indice de la salinité
$T$	Température en centigrade (C <sup>0</sup> )
$v$	Vitesse de propagation
$V$	Volume
$\chi^2$	Chi-carrée
$X$	Fraction volumique
$Var$	Variance de la moyenne pondérée

## LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Analyse de diffraction X pour le sable .....	182
ANNEXE 2 : Analyse de diffraction X pour le till .....	189

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

### 1.1 Remblais urbains contaminés

Dans les dernières années, la réutilisation des anciennes zones industrielles a été considérée en raison du développement des zones urbaines. Ces sites industriels sont souvent contaminés par des polluants tels que les métaux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et les hydrocarbures pétroliers [1].

Grandes hétérogénéités physiques et chimiques des friches industrielles urbaines sont les problèmes de détection des polluants dans ces sites. Ceci rend un diagnostic incertain de la caractérisation des données environnementales. Cette incertitude conduit à la réutilisation longue et coûteuse de ces sites contaminés. Donc son contrôle lors de l'évaluation environnementale est un facteur clé dans la réhabilitation des zones urbaines.

Le principal enjeu environnemental abordé dans ce projet est la détection dans le sol contaminé par des hydrocarbures pétroliers. Dans le cadre défini pour ce travail les méthodes électriques sont étudiées afin d'évaluer leur performance en milieu pratique pour déterminer la présence et le degré de contamination. Des mesures en laboratoire, des simulations et des analyses sur des échantillons (sable et till) ont été réalisées.

### 1.2 Hydrocarbures légers:

L'hydrocarbure pétrolier qui a été utilisé durant les mesures en laboratoire est l'huile à moteur fraîche qui est un des hydrocarbures liquides légers en phase non aqueuse (LNAPL).

La densité de l'huile à moteur ( $0.83 \text{ g/cm}^3$ ) est plus faible que la densité de l'eau ( $1 \text{ g/cm}^3$ ). Donc ces hydrocarbures légers flottent sur la nappe phréatique et se rencontrent à des profondeurs relativement faibles [2].

Lorsque que le LNAPL se déplace à travers la zone non saturée, il se propage aussi latéralement, parce que les forces capillaires ainsi que sa gravité contrôle sa migration.

La pollution d'un aquifère par ces hydrocarbures peut augmenter en raison de leur dissolution lente (partie flottante immiscible) dans les eaux souterraines. La partie soluble de ce type



hydrocarbure se déplace en aval de la zone source sous l'influence du gradient hydraulique des eaux souterraines [2]. Il y a aussi une phase vapeur de LNAPL qui se compose de la fraction volatile d'hydrocarbures (Voir figure 1.1).

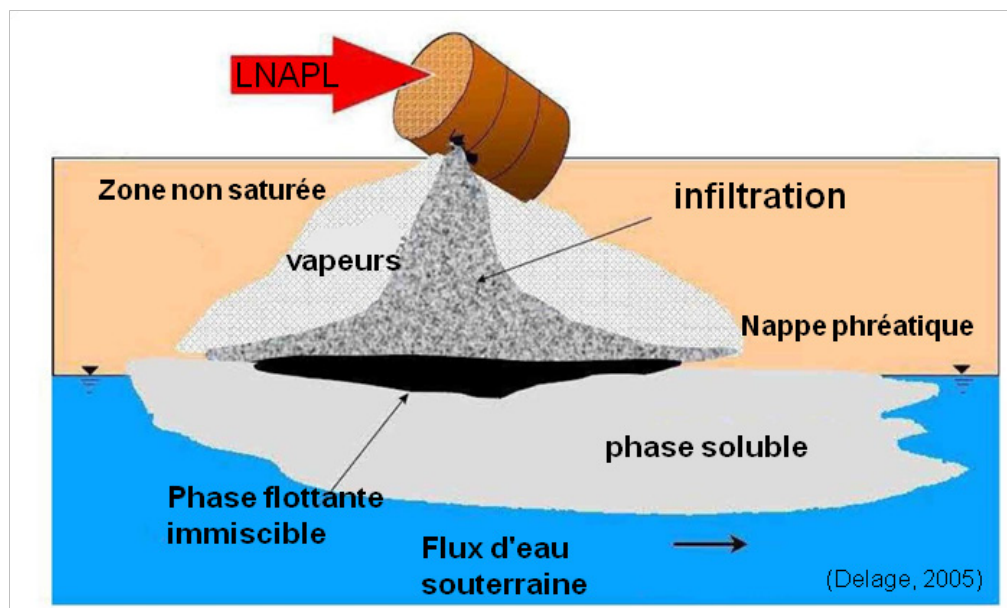


Figure 1.1 Infiltration et migration des hydrocarbures pétroliers (LNAPL) [3]

### 1.3 Problématique

Les hydrocarbures pétroliers peuvent être associés à des zones de résistivité plus grande que celle de l'eau interstitielle [4, 5, 6] ou des zones de faible résistivité [7-10] selon leur degré de biodégradation. En effet, cette dernière a tendance à augmenter la quantité de matières dissoutes totales (TDS) dans l'eau interstitielle. Il a été proposé d'utiliser les méthodes géophysiques à cette fin pour compléter les méthodes conventionnelles et faciliter la détection de ces polluants. Par conséquent dans ce travail, on cherche à démontrer que la géophysique est une approche rapide et avantageuse pour déterminer sur des sites contaminés la présence d'hydrocarbures pétroliers.

Il faut remarquer que la caractérisation des remblais urbains est plus difficile à cause de la très grande diversité des propriétés chimiques et physiques du sol [1]. En conséquence, dû à la très grande hétérogénéité de ces milieux et à la quantité de paramètres qui peuvent affecter les mesures électriques, ce projet a étudié le problème en réduisant le nombre de paramètres variables sur le terrain à quelques uns en laboratoire.

Il existe diverses méthodes géophysiques pour des applications spécifiques en caractérisation environnementale. La méthode que nous avons proposée pour caractériser les remblais urbains dans ce projet est la méthode de la polarisation provoquée (P.P.). Cette méthode a démontré son potentiel dans la détection de contamination en hydrocarbure non biodégradable [1].

La P.P. est une technique géophysique qui est principalement utilisée pour l'exploration minérale depuis les années 1950. Également, cette technique a été utilisée pour l'exploration des ressources comme le pétrole [11] ainsi que la caractérisation et la cartographie hydrologique des zones contaminées [12]. En fait cette méthode est praticable et fonctionnelle aussi bien en laboratoire que sur le terrain pour la détection des liquides organiques dans les sols contaminés [13, 14, 15].

La technique P.P. dans le domaine temporel est utilisée ici pour mesurer la résistivité et la chargeabilité électrique des sols contaminés par des hydrocarbures pétroliers et non contaminés. Ce projet cherche à définir une stratégie avantageuse pour analyser en laboratoire la relation entre les propriétés électriques du sol et des paramètres géotechniques et hydrogéologiques comme la taille des grains, la porosité ( $\Phi$ ), la composition minérale du sol, le teneur en eau, la chimie et la conductivité du fluide interstitiel.

## 1.4 Objectifs de la recherche

Le principal objectif de ce mémoire est d'évaluer le potentiel de la P.P. à déterminer la présence d'une contamination en hydrocarbures pétroliers dans les remblais urbains et les sols pollués. Pour reproduire les conditions de terrain, les sols seront examinés sous divers degrés de saturation en eau et pour diverses salinités. Deux objectifs principaux sont poursuivis dans ce projet :

- Relier les paramètres de résistivité et de chargeabilité obtenus à partir de la P.P. aux propriétés des sols mesurées par d'autres techniques, notamment la distribution de la taille des grains, la porosité ( $\Phi$ ), la composition minérale du sol, la teneur en eau, la chimie et la conductivité du fluide interstitiel.
- Estimer la sensibilité de la P.P. à la concentration en hydrocarbures pétroliers.

## 1.5 Méthodologie appliquée (Matériels et méthodes) dans le projet

La méthodologie de recherche conçue pour atteindre les objectifs est résumée dans l'organigramme de la figure 1.2. L'approche repose sur les étapes suivantes.

### *I. Préparation des échantillons*

Des échantillons de sable et de till (un dépôt d'origine glaciaire), utilisés durant le projet proviennent de l'École de Technologie Supérieure (ETS) dans le cadre d'une collaboration. La porosité, la distribution granulométrique et la masse volumique de la matrice des matériaux ont été mesurées avant leur mise en place. Les échantillons de sol ont été déposés dans des bacs en plastique de dimensions (L x l x h) 55.4 cm x 33.6 cm x 20 cm. Des électrodes en acier inox ont été installées sur les côtés et sur la face inférieure des bacs et deux électrodes non polarisables (de marque SDEC, France) ont été installées à la surface des sols pour compléter l'échantillonnage spatial des mesures électriques (voir la section 4.2). Des petits tubes verticaux perforés ont été installés aux coins du bac et servent de piézomètre pour recueillir les échantillons d'eau et surveiller le niveau d'eau pendant les expériences.

### *II. Acquisition des données*

Les propriétés électriques (la résistivité et la chargeabilité) ont été mesurées en utilisant les équipements de terrain ABEM SAS4000 et Syscal Junior. La qualité des mesures a été contrôlée en conservant des erreurs (écarts-types) faibles et en vérifiant la réciprocité des estimations des huit lectures pour la limite de 5% (ABEM) et de 3% (Syscal) d'écarts-type. Pour chaque mesure, une paire d'électrodes (dipôle) est utilisée comme un dipôle émetteur et les autres dipôles mesurent les différences de potentiel. En réalisant les diverses combinaisons possibles une sorte de tomographie d'impédance électrique est réalisée.

La conductivité électrique et la température de l'eau ont été mesurées dans l'eau extraite du piézomètre et dans le réservoir d'eau alimentant le bac en utilisant un conductivimètre CyberScan 400.

Des analyses chimiques ont été faites sur des échantillons d'eau prélevée du piézomètre et du réservoir pendant les expériences pour déterminer des principaux éléments dissous et le pH.

Des analyses en diffraction X ont été réalisées pour obtenir la composition minéralogique des sols.

L'étude de la granulométrie et de la densité relative des grains, de même que le test de perméabilité ont été réalisés pour déterminer la distribution de la taille des grains, la surface spécifique et la conductivité hydraulique.

D'autres paramètres tels que la permittivité électrique du sol ( $\epsilon_b$ ) et la teneur en eau ( $\theta$ ) ont été mesurées par la méthode TDR (Time-domain reflectometry ou réflectométrie dans le domaine du temps en français).

### *III. Modélisation et traitement des données*

Les mesures de résistivité électrique et de chargeabilité pour chaque essai ont été traitées grâce à des programmes développés dans MATLAB et Microsoft Office Excel et modélisées à l'aide de l'inversion tridimensionnelle en utilisant le logiciel BERT et Paraview. La distribution spatiale 3D des propriétés électriques de chaque expérience a permis d'observer les changements de propriétés pour chaque changement de condition imposé. À l'aide de ces logiciels, il est possible de traiter et comparer les résultats en fonction de la distribution de la taille des grains, la composition minérale du sol, la teneur en eau, et la chimie et la conductivité du fluide interstitiel.

### *IV. Analyse et interprétation des données*

Utilisant les résultats obtenus par expérimentation et les modélisations réalisées dans la partie précédente, il est possible de tirer des observations sur le comportement électrique des sols contaminés et de faire des recommandations. L'analyse des données permettra de définir les différents aspects du travail de laboratoire. Il sera possible de trouver les relations entre les différents paramètres et faire la relation entre les modèles théoriques et les résultats pratiques. L'objectif final est d'évaluer le potentiel et l'utilité de la méthode P.P. à caractériser la contamination en hydrocarbure dans les remblais urbains et nos résultats doivent apporter une contribution significative.

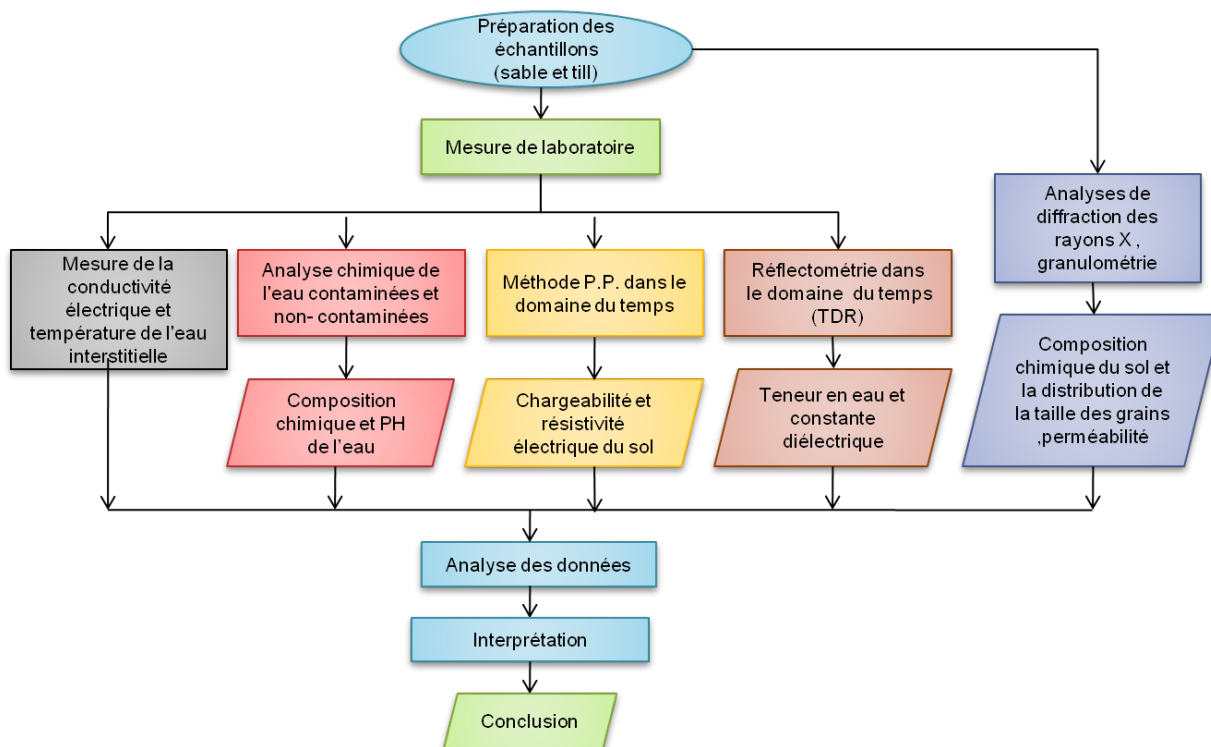


Figure 1.2 Bloc-diagramme présentant la méthode appliquée dans l'étude

## 1.6 Plan et contenu du mémoire

Le contenu de ce mémoire de maîtrise est divisé en six chapitres suivants :

- Le premier chapitre présente les études et les travaux antécédents pour vérifier le potentiel des méthodes électriques à mesurer le degré de contamination des sols. La méthodologie appliquée et les objectifs dans ce travail sont présentés dans ce chapitre.
- Le chapitre 2 présente les bases théoriques, les méthodes géophysiques d'auscultation et tous les éléments nécessaires qui seront abordés comme l'effet des différents phénomènes sur les propriétés électriques du sol (résistivité et chargeabilité) pour bien appréhender les chapitres suivants. La méthode de polarisation provoquée dans le domaine du temps est l'une des plus importantes méthodes abordées dans ce chapitre. Les théories relatives aux autres techniques ainsi que les appareils utilisés pour les mesures de laboratoire seront présentés en détail.

- Le chapitre 3 présente brièvement les bases des méthodes de modélisation et d'inversion des réponses électriques et présente les résultats des différents essais (modèles obtenus) de l'inversion tridimensionnelle (3D). Ces essais permettent de réaliser un modèle robuste pour illustrer précisément la distribution de la résistivité et la chargeabilité électrique du sol.
- Le chapitre 4 : étudie et traite les mesures des propriétés électriques, chimiques et physiques du sol.
- Le chapitre 5 : analyse et interprète les résultats obtenus sous forme de modèles 3D.
- Le chapitre 6 : résume les principaux résultats, dresse les principales conclusions de cette étude et propose un certain nombre de recommandations pour de futurs travaux.

## **CHAPITRE 2 PROPRIÉTÉS DU SOL ET MÉTHODES GÉOPHYSIQUES D'AUSCULTATION**

### **2.1 Introduction**

Une revue exhaustive tirée de la littérature et l'état de l'art sur la méthode d'auscultation géophysique sont présentés dans ce chapitre. Le chapitre est divisé en trois sections principales qui présentent l'essentiel des bases théoriques.

La première section est concentrée sur les propriétés électriques du sol et les paramètres affectés par ces propriétés. La résistivité et la chargeabilité ainsi que l'effet des différents phénomènes sur la résistivité électrique du sol sont abordés. Les modèles de résistivité électrique et les mécanismes de polarisation provoquée sont présentés subséquemment. Finalement, les différentes méthodes géophysiques appliquées pour mesurer ces propriétés électriques dans le sol sont abordées.

La deuxième partie est consacrée à l'étude des propriétés physico-chimiques et la minéralogie des sols utilisés dans cette étude (sable et till). La méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (TDR) pour mesurer la teneur en eau ( $\theta$ ) et la constante diélectrique ( $\epsilon_b$ ) est explicitement développée. À la fin, les méthodes d'analyse du sol sont présentées pour étudier la distribution granulométrique, la porosité, la surface spécifique, la densité de la matrice des matériaux et la conductivité hydraulique du sol.

### **2.2 Résistivité électrique du sol et effet des différents phénomènes sur la résistivité électrique**

Les sols sont essentiellement composés de quatre éléments; des minéraux plus ou moins altérés, de la matière organique, de l'eau, et du gaz. La plupart des minéraux constituant le sol sont des isolants électriques (résistivité très élevée). Il existe des exceptions à cette règle (i.e. certains minéraux métalliques et les argiles) qui peuvent provoquer un accroissement de la conductivité électrique dans le sol.

Si la résistivité électrique dépend de la minéralogie elle est aussi contrôlée par la porosité, la tortuosité, le degré de saturation en eau du sol, la conductivité de l'eau et la présence d'autres phases dans les pores [16]. Elle peut également être influencée par la température dans le sol (qui influe sur la conductivité électrique et la viscosité de l'eau interstitielle), la capacité d'échange cationique (CEC), et finalement, le niveau de matière organique.

Dans la méthode de polarisation provoquée dans le domaine temporel un courant électrique est coupé après l'injection et la tension secondaire observée après coupure est mesurée. Cette tension est normalisée à la tension mesurée lors de l'injection pour déterminer la chargeabilité. Ces phénomènes électriques sont expliqués en détail dans les parties suivantes.

### 2.2.1 Chimie de l'eau interstitielle

L'eau conductrice (saline) est capable de conduire le courant électrique sous l'effet du champ électrique. Ce phénomène est en fait contrôlé par la qualité d'eau. Or la qualité de l'eau dépend de la chimie, la solubilité des minéraux du sol (la salinité), et la mobilité des différents ions en solution.

La conductivité de l'eau interstitielle peut être calculée à partir des deux formules suivantes [16] :

$$\sigma_w = 1.6 \times 10^{-4} TDS \left( 1 + \frac{(T-25)}{50} \right) \quad (2.1)$$

$$\sigma_w = f(c_1 v_1 + c_2 v_2 + c_3 v_3 + \dots + c_n v_n) \quad (2.2)$$

Pour l'équation (2.1), TDS représente la concentration des solides totaux dissous ( $ppm=mg/L$ ),  $T$  est la température de l'eau dans le sol en degré centigrade ( $C^0$ ). Pour l'équation (2.2),  $c$  est la concentration en ions et  $v$  est la mobilité des ions.

### 2.2.2 Température

La résistivité électrique du sol dépend aussi de la température qui contrôle la dissociation et la mobilité des ions. Il faut noter que la température est variable sur les mesures de terrain, et doit être considérée, mais normalement dans les mesures en laboratoire la température est considérée constante sur la durée des mesures.



### 2.2.3 Saturation en eau interstitielle

Dans la zone partiellement saturée, les pores sont remplis par de l'eau ou de l'air. Donc la quantité d'eau est estimée par la saturation ( $S$ ) qui est un rapport entre le volume de l'eau et le volume des pores ou le rapport de la teneur en eau ( $\theta$ ) par la porosité du sol ( $\emptyset$ ). Le teneur en eau est défini comme le rapport du volume de l'eau sur le volume total de l'échantillon [17].

$$S = \frac{\theta}{\emptyset} \xrightarrow{Si \ \theta = \frac{V_w}{V_t}} S = \frac{V_w}{V_v} \quad (2.3)$$

### 2.2.4 Porosité

La porosité est le rapport du volume de l'espace vide ( $V_v$ ) sur le volume total ( $V_t$ ) du sol.

$$\emptyset = \frac{V_v}{V_t} \quad (2.4)$$

La porosité a une tendance à augmenter avec la taille des grains, des grains sphériques à des particules angulaires; la porosité d'argile est plus élevée (~60%) que la porosité du sable (~40%). Cette propriété physique du sol qui dépend de la taille des grains, est aussi contrôlée par la distribution granulométrique. Ainsi dans les sédiments mal classés, l'espace entre les grains de grands diamètres est rempli de grains plus petits qui causent la diminution de la porosité. Par exemple, la porosité des sables qui contiennent une petite teneur en argile, diminue en raison de remplissage de l'espace des pores par des particules d'argile. Si la teneur en argile est encore augmentée, des grains de sable deviennent isolés dans la matrice argileuse et la porosité augmente. Il faut remarquer que ces résultats sont obtenus en utilisant du sable et de l'argile avec des tailles de grains uniformes [18].

Tableau 2.1 : Diamètre moyenne des grains, densité et porosité des sédiments [19].

Sediment type	Mean grain diameter	Density	Porosity
	in mm	in g/cm <sup>3</sup>	in %
Sand, coarse	0.5285	2.034	38.6
fine	0.1638	1.962	44.5
very fine	0.0988	1.878	48.5
Silty sand	0.0529	1.783	54.2
Sandy silt	0.0340	1.769	54.7
Silt	0.0237	1.740	56.2
Sand-silt-clay	0.0177	1.575	66.3
Clayey silt	0.0071	1.489	71.6
Silty clay	0.0022	1.480	73.0

### 2.2.5 Conductivité hydraulique

Cette propriété est la capacité d'une colonne de sol à faire circuler un fluide (la loi de Darcy), et elle est définie par la formule suivante [20] :

$$Q = k s \times \left( \frac{H}{h} \right) \quad (2.5)$$

Où  $Q$  = le débit (m<sup>3</sup>/sec) ;  $s$  = section de la colonne de matériaux (m<sup>2</sup>) ;  $H$  = hauteur de l'eau dans la colonne ;  $h$  = hauteur de la colonne de matériaux (m),  $k$  = la conductivité hydraulique ou le coefficient de perméabilité en (m/sec) ou (cm/sec) (plus de détails seront donnés dans la section sur la conductivité hydraulique).

Dans le sol à pores fins (argile), l'eau ne circulant pas la concentration en ions augment et le sol à pores fins devient plus conducteur qu'un sol à gros grains (plus perméable).

En général, ce paramètre est contrôlé par la porosité, la taille et la distribution de grain. Elle dépend également de la forme des pores, l'arrangement des pores et la topologie de connexion des grains. En pratique, la perméabilité augmente avec la porosité et la taille des grains, et elle diminue avec la compression et la consolidation [19].

Par la suite, dans la prochaine partie de ce chapitre (le test de perméabilité) ces paramètres sont examinés plus en détail.

## 2.3 Polarisation provoquée

Par la définition électrique de Van der Waals valide pour la plupart des matières, il n'existe pas de charges libres. Les charges (les ions) sont liées les unes aux autres par des forces électrostatiques.

Toutefois, ils sont situés à une distance finie ( $\Delta r$ ) et ils se déplacent dans le volume ( $V$ ) en présence d'un champ électrique appliqué. Si on considère les deux charges  $+q$  et  $-q$  un dipôle, la polarisation ( $P$ ) est définie comme:

$$\vec{P} = \frac{q\vec{r}_+ - q\vec{r}_-}{V} = \frac{q\Delta\vec{r}}{V} \quad (2.6)$$

La polarisation ( $P$ ) pour des charges liées est définie comme:

$$\vec{P} = \sum_i \frac{q_i \times \Delta\vec{r}_i}{V} \quad (2.7)$$

$P$  est le moment dipolaire par unité de volume. La figure 2.1 montre cette équation dans l'espace vectoriel [21].

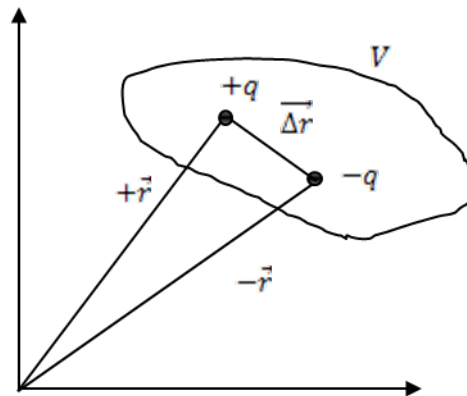


Figure 2.1 Polarisation, courant de déplacement.

### 2.3.1 Origine de la polarisation provoquée

Le phénomène de polarisation provoquée (P.P) et ses mécanismes électrochimiques sont complexes et mal connus. Pourtant, dans les récentes années certains chercheurs ont essayé de trouver les causes qui peuvent provoquer ce phénomène et, probablement, les propriétés physiques et chimiques du sol sont des facteurs importants.

En fait par l'influence de défauts de surface sur la structure des grains il y a souvent des excès de charges négatives et sous l'effet des forces physiques dans l'échange d'électrons (de Van der Waals) ou chimiques (covalentes) avec l'échange d'électrons, les ions de compensation sont adsorbés à la surface. La charge effective des ions de l'espace porale compense la charge de surface actuelle et la double couche électrique (EDL) est formée à l'interface entre les phases solide et liquide par les forces électrostatiques et de diffusion.

Les molécules de l'électrolyte à la surface de la roche constituent la couche de Helmholtz ou Stern, qui est parfois divisée en deux plans de Helmholtz (PHI et OHP) qui peuvent avoir les effets de conductivité de surface. Dans le plan intérieur de Helmholtz (PHI), des molécules de solution sont directement liées à la structure minérale. Dans le plan extérieur de Helmholtz (OHP), des éléments solubles sont liés aux molécules de la première couche [22, 23].

Par cette structure électrique, les ions de l'électrolyte sont repartis dans un volume appelé la couche diffuse, qui est limité par le plan de Stern.

Sur la figure 2.2, le potentiel total ( $\psi_0$ ) baisse entre le grain et un volume de l'électrolyte, cette décroissance de potentiel est située dans la partie mobile de l'EDL (couche diffuse) qui est habituellement appelé le potentiel  $\xi$ . La partie dense (immobile) de l'EDL, contient le potentiel de Stern ( $\psi_s$ ) et la chute de potentiel ( $\psi_0 - \psi_s$ ). La chute de potentiel est due aux ions liés non solubles et ne peuvent être échangées avec l'électrolyte. Contrairement si  $\psi_0 < \psi_s$  les ions peuvent être échangés avec l'électrolyte.

En fait l'épaisseur de la double couche diffuse qui s'appelle la longueur de Debye ( $k^{-1}$ ) dépend des paramètres comme la concentration de l'électrolyte, de la valence d'échange de cations, de la taille d'ions hydratation, de la permittivité de la solution et du pH.

L'augmentation de la capacité d'échange cationique (CEC) est liée au pourcentage d'argile et de matière organique (MO). Ceci réduit également l'épaisseur de Debye alors que l'augmentation de la permittivité, la taille des ions d'hydratation, et le pH augmentent cette épaisseur [22].

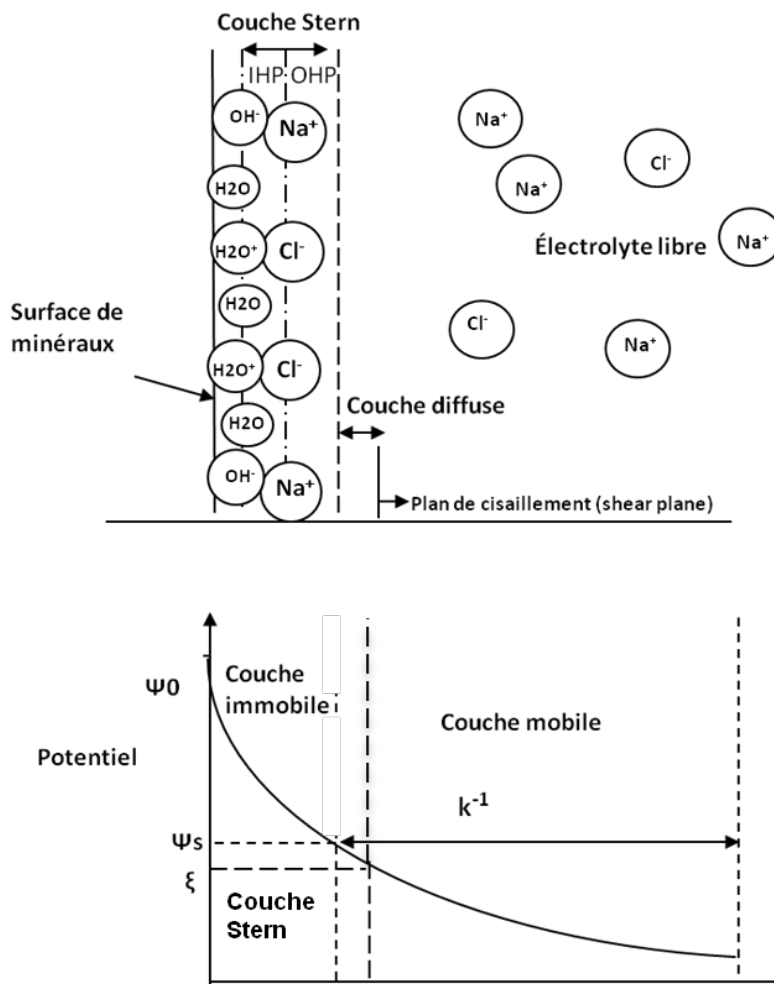


Figure 2.2 Structure de la double couche électrique et le potentiel en fonction de la distance.

### 2.3.2 Modèles électrochimiques (mécanismes microscopiques)

En général il existe deux mécanismes microscopiques qui se produisent durant les processus électrochimiques. La polarisation de l'électrode et celle membraneuse ou électrolytique. Le mécanisme microscopique dans les deux cas va être étudié.

#### I. Polarisation d'électrode

La polarisation des électrodes (du grain) se produit lorsque l'espace des pores est bloqué par des particules métalliques, le courant qui transporte les charges ioniques les accumule (EDL) à l'interface particule-électrolyte en créant une tension qui tend à s'opposer aux courants électriques. Ce processus rend les grains polarisés (voir la figure 2.3).

Lorsque le courant est brusquement coupé, cette double couche (EDL) se décharge et l'équilibre ionique est rétabli par diffusion des ions. Ceci produit la tension qui diminue de façon continue tandis que les ions retournent à leur état d'équilibre dans l'électrolyte. Ce processus donne l'effet de polarisation induite [24].

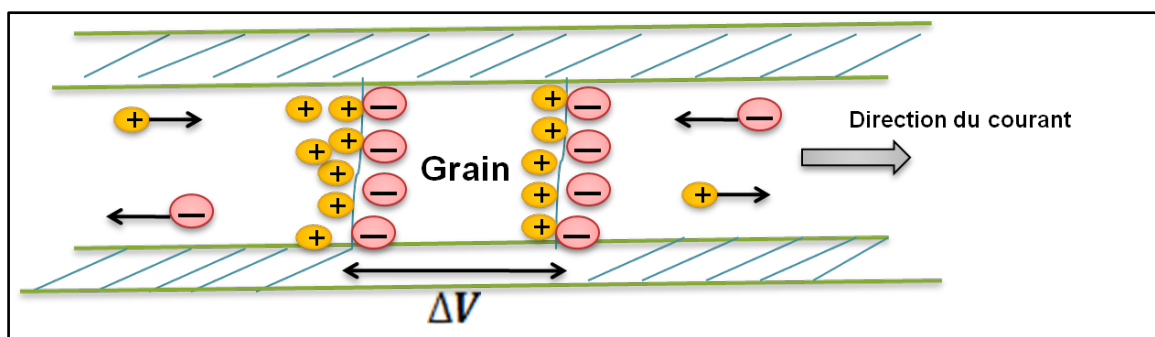


Figure 2.3 Polarisation de grain (électrode) et le blocage d'un pore.

## II. Polarisation de membrane (polarisation électrolytique)

La polarisation membrane est observée en l'absence de minéraux métalliques dans le sol; il y a deux causes pour ce type de polarisation :

- Constriction dans un canal de pores

Dans la plupart des minéraux il existe une charge négative nette à l'interface qui attire des charges positives de l'eau interstitielle. Les charges négatives sont repoussées et une couche de charge positive se produit à environ 100 $\mu$ m d'épaisseur. Si le diamètre du canal de pores est réduit à moins de cette distance, la constriction bloque le flux des ions lorsqu'un champ électrique est appliqué. En réaction de cet effet, les ions négatifs sont repoussés de cette zone rétrécie et les ions positifs augmentent leur concentration ce qui va produire une différence de potentiel à travers le blocage.

En conséquence, lorsque la tension appliquée est coupée, la concentration ionique revient à l'état d'équilibre. Ce phénomène qui est mesuré, est la réponse de la P.P [25].

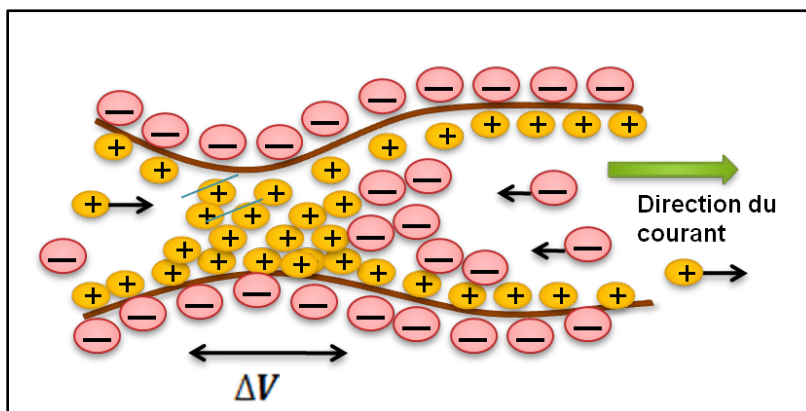


Figure 2.4 Polarisation membranaire et rétrécissement entre les grains de minéraux.

- La présence de particules argileux ou de filaments minéraux fibreux

Sachant que la polarisation est engendrée en l'absence des minéraux métallique, les argiles agissent comme des filtres très fins. Le diamètre des pores est du même ordre de grandeur que celui des ions contrairement aux ions négatifs qui ont tendance à être plus gros que les ions positifs. La particule d'argile forme un anion fortement chargé immobile qui attire les ions positifs des électrolytes et donc une double couche électrique (EDL) est formée à la surface de la particule (voir figure 2.5).

Ces nuages cationiques formés agissent comme des membranes semi-perméables électronégatives entre les grains adjacents. Si le courant est injecté, les charges positives peuvent se déplacer entre ces nuages formés. Mais les ions chargés négativement sont bloqués et ils produisent une différence de concentration ionique. Lorsque le courant appliqué est arrêté les charges positives redeviennent dans leurs états normaux d'équilibre et ils produisent l'effet de polarisation provoquée (P.P).

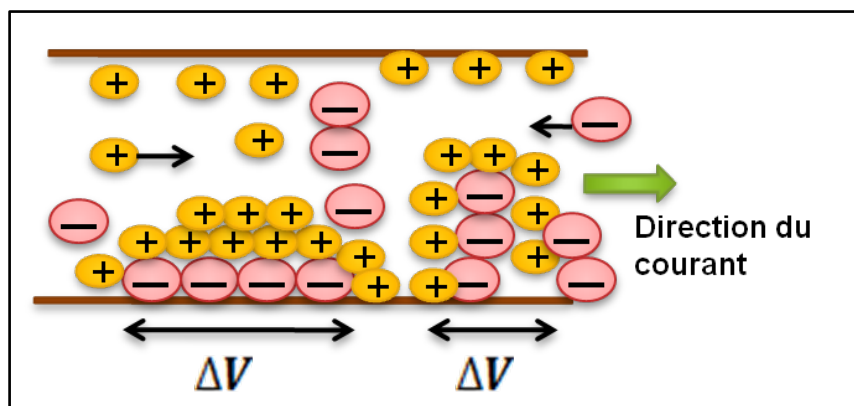


Figure 2.5 Polarisation membranaire causée par les particules de charge négatives d'argile.

### 2.3.3 Paramètres influençant la polarisation provoquée

Ces polarisations sont contrôlées par certaines propriétés physiques et chimiques du sol. Dans la polarisation de grain, chaque pore bloqué se polarise. Les paramètres comme le nombre de pores, l'état de la diffusion, le volume, la structure, la surface totale des matériaux polarisable, et la conductivité des particules métalliques ont un grand effet sur la réponse de polarisation provoquée de grain.

La porosité, la perméabilité élevée, et la haute conductivité des fluides d'imbibition peuvent également réduire l'effet de P.P dans chaque type de polarisations [25].

En fait il n'est pas possible de distinguer les deux types de phénomène durant des mesures réelles en raison de leurs ressemblances autant que la polarisation membrane est un phénomène plus faible que la polarisation d'électrodes [26].

## 2.4 Modèles de résistivité et conductivité électrique

En général, la résistivité des roches et des sols ( $f < 1$  MHz) sont une fonction de la teneur en eau, la conductivité de l'eau interstitielle, la lithologie de sol.

La conductivité des solutions aqueuses augmente avec la concentration en ions, ainsi que la température et la forme effective des grains (pores) [17]. Ces paramètres influencent la réponse de la résistivité du sol.

### 2.4.1 Modèle d'Archie

#### 2.4.1.1 Première loi d'Archie

En 1942, Gus Archie a fait une séquence d'expériences sur des carottes de grès qui ont été saturées d'eau salée, dont la concentration a été augmentée de 20 à 100000 ppm [27].

La porosité et la résistivité effective ( $R_{eff}$ ) des échantillons en laboratoire ont été mesurées et analysées. Archie a observé qu'il y avait une relation linéaire entre la résistivité de roche et la résistivité de l'eau saline. En se basant sur cette propriété, il a présenté une constante de proportionnalité ou facteur de formation ( $F$ ) qui décrit l'effet de la présence de la matrice rocheuse :



$$R_{eff} = FR_w \quad (2.8)$$

Il faut noter que le facteur de formation est sans unité car il est le rapport entre les deux résistivités  $R_{eff}$  et  $R_w$ . Le facteur  $F$  est lié à la porosité de la roche et la connectivité des pores (tortuosité).

En représentant le facteur de formation  $F$  versus la porosité  $\phi$  dans un diagramme avec une échelle logarithmique, il est possible de noter une tendance linéaire qui peut être mathématiquement représentée comme :

$$F = a/\phi^m \quad , \quad F = a \phi^{-m} \quad (2.9)$$

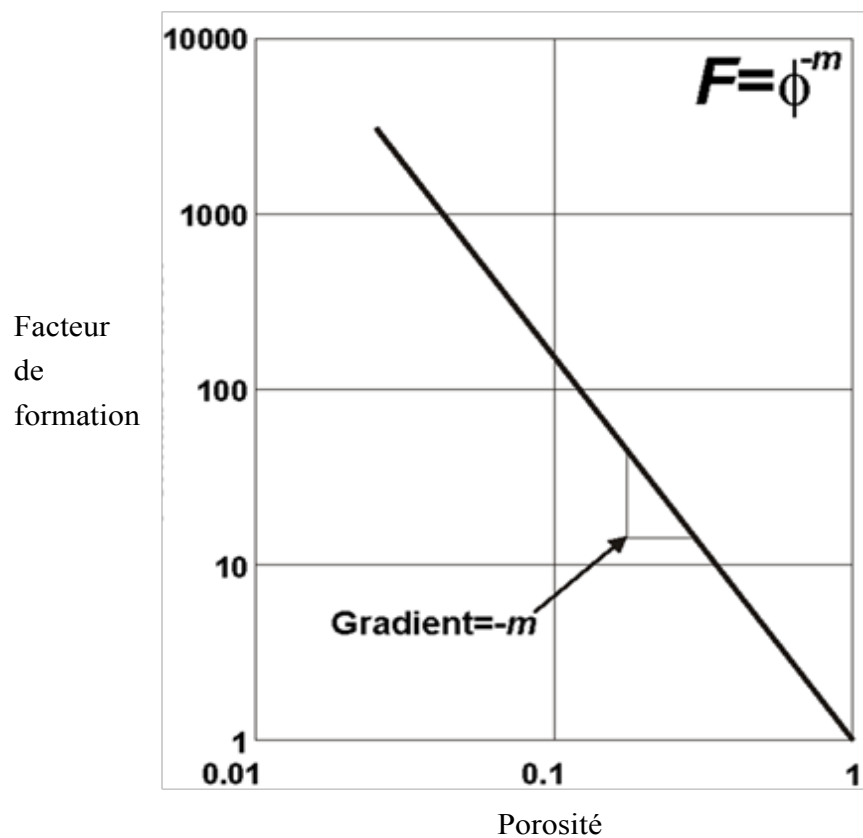


Figure 2.6 Exposant de cimentation ( $m$ ) estimé par le facteur de formation ( $F$ ) versus la porosité( $\phi$ ).

Les équations 2.8 et 2.9 sont souvent combinées et sont appelées la première loi d'Archie :

$$R_{eff} = a\phi^{-m}R_w \quad (2.10)$$

L'exposant  $m$  est l'exposant de cimentation qui varie de 1,3 à 2,0. Pour avoir un meilleur ajustement de l'équation  $F$  par rapport aux données de porosité, il est possible de placer avant le terme de porosité une constante de tortuosité ( $a$ ) qui est généralement proche de 1 ( $0.6 < a < 1.5$ ). Les paramètres  $m$  et  $a$  sont contrôlés par la texture et la géométrie du canal des pores.

#### 2.4.1.2 Deuxième loi d'Archie

Archie a également examiné des grès propres partiellement saturés. Il a proposé un deuxième facteur, qui a été appelé plus tard indice de résistivité ( $I$ ) qui influence l'accroissement de la résistivité effective de roche:

$$R_{eff} = IR_{sat} \quad (2.11)$$

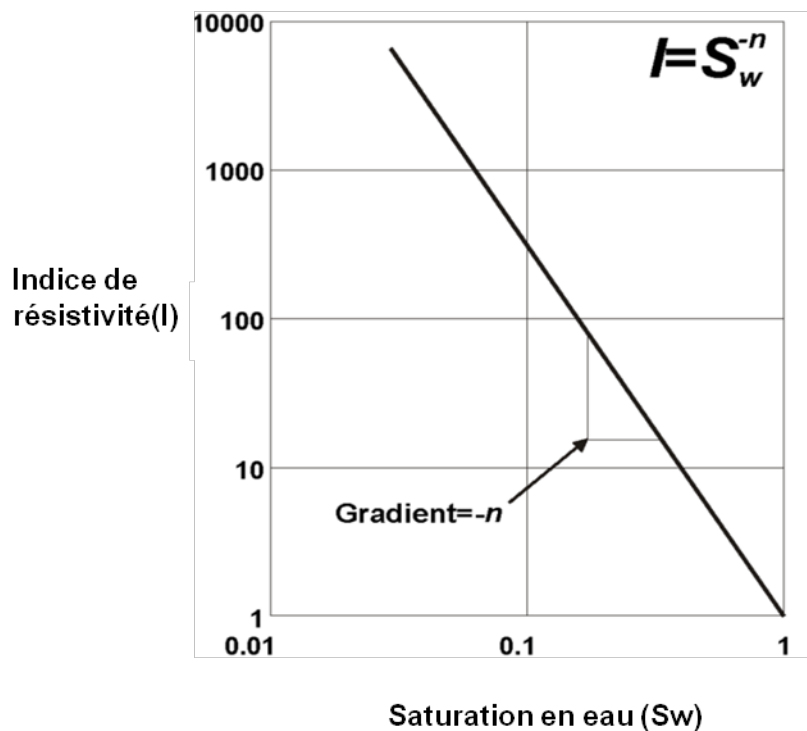


Figure 2.7 Exposant de saturation obtenu par l'indice de résistivité en fonction de la saturation en eau.

En traçant l'indice de résistivité par rapport à la saturation en eau avec une échelle logarithmique (figure 2.7), il est possible de déduire la formule suivante :

$$I = 1/S_w^n \quad (2.12)$$

Les deux dernières équations peuvent être combinées en une forme généralement dénommée la deuxième loi d'Archie (1942). La formule équivalente étudie les effets de saturation sur les

réponses en résistivité des matériaux consolidés et non consolidés géologiques. Il est possible d'observer que la résistivité de formation diminue avec l'augmentation de la saturation ( $S_w$ ) [27]:

$$R_{eff} = R_{sat} S_w^{-n} \quad (2.13)$$

$R_{eff}$  est la résistivité effective d'un sol partiellement saturé,  $R_{sat}$  est la résistivité effective de l'échantillon complètement saturé.  $n$  est l'indice de saturation qui a été observée être d'environ 2 pour les roches consolidées et dans un intervalle de 1,3 à 2 pour les sables non consolidés.  $S_w$  est la saturation en eau du sol.

En l'absence de conductivité de surface, la loi d'Archie peut être appliquée pour prédire la résistivité effective des roches et des sols partiellement saturés. Ainsi, les deux équations 2.10 et 2.13 peuvent être combinées dans une équation :

$$R_{eff} = a \phi^m S_w^{-n} R_w \quad (2.14)$$

L'indice de saturation est généralement supérieur à l'indice de cimentation ( $n > m$ ). Lorsque la saturation diminue, les films d'eau entourant les grains deviennent plus minces et les chemins conducteurs de l'eau sont plus tortueux.

La formule précédente est limitée aux grains minéraux plus résistifs en présence d'eau interstitielle conductrice. Elles ne peuvent également être appliquées pour les matériaux à grains plus fins (argile ou sable fin limoneux) et les matériaux saturés avec une solution résistive en raison de leurs conductivités de surface.

#### 2.4.1.3 Validité de la loi d'Archie

La forme aplatie des minéraux argileux supporte des charges négatives qui sont en équilibre avec des cations de l'eau interstitielle (capacité d'échange cationique, figure 2.2). La distribution de l'eau à l'intérieur des minéraux augmente la zone de surface spécifique, ce qui cause l'accroissement de la conductivité de surface et réduit la résistivité électrique [18].

Le calcul de la résistivité des minéraux argileux devient plus complexe. Cependant, il est possible d'estimer cette valeur par l'équation suivante:

$$\sigma_o = 1/a \cdot \sigma_w \cdot \Theta^k + \sigma_{surface} \quad (2.15)$$

$$\Theta^k = S_w^n \cdot \phi^m \quad (2.16)$$

À partir de ces deux formules, il est possible de déduire que la conductivité apparente du minéral argileux ( $\sigma_o$ ) peut avoir une relation avec la conductivité de surface ( $\sigma_{surface}$ ), ainsi que la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ) et la teneur en eau volumique ( $\theta^k$ ).

## 2.4.2 Modèle de Waxman et Smits

### 2.4.2.1 Pour un environnement saturé

Pour un milieu saturé il est possible de calculer les effets de la lithologie et la chimie des solutions sur la conductivité de surface par :

$$\sigma_{surface} = BQ_v/F \quad (2.17)$$

$Q_v$  est une mesure de la teneur efficace en argile. L'indice  $B$  est la conductance ionique équivalente des cations d'échange d'argile [17].

Waxman et Smits ont obtenu empiriquement le rapport suivant pour démontrer la relation entre l'indice  $B$  et la conductivité de la solution:

$$B = \alpha[1 - \beta \exp(-\gamma \sigma_w)] \quad (2.18)$$

Les paramètres  $\alpha$ ,  $\beta$ , et  $\gamma$  dépendent du type de solution.

### 2.4.3 Modèle de Glover

Ce modèle est un développement de la loi d'Archie conventionnelle. Elle peut être utilisée pour les deux milieux conducteurs avec différentes conductivités ( $\sigma_1$  et  $\sigma_2$ ) et porosités. La dépendance de la conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) sur les distributions relatives des deux milieux peut s'expliquer simplement par les deux facteurs de cimentation (les exposants  $m$  et  $p$ ) [27]:

$$\sigma_{eff} = \sigma_1 x_1^p + \sigma_2 x_2^m \quad (2.19)$$

Cette équation peut être utilisé dans les conditions frontière ( $\sigma_{eff} = \sigma_1 = \sigma_2$ ) :

$$1 = x_1^p + x_2^m \quad (2.20)$$

Cette condition peut être valide pour des matériaux granulaires poreux tels que les roches qui contiennent des fluides conducteurs. En considérant l'équation 2.20, les exposants  $m$  et  $p$  peuvent être liés par l'équation suivante qui dépend également de la fraction volumique ( $x$ ) :

$$p = \frac{\log \frac{(1-x_2^m)}{(1-x_2)}}{\log \frac{(1-x_2^m)}{(1-x_2)}} \quad (2.21)$$

En utilisant l'équation 2.21, la conductivité effective peut être définie par un des exposants et fraction volumiques :

$$\sigma_{eff} = \sigma_1(1 - x_2)^{\frac{\log \frac{(1-x_2^m)}{(1-x_2)}}{\log \frac{(1-x_2^m)}{(1-x_2)}}} + \sigma_2 x_2^m \quad (2.22)$$

Cette équation a été testée sur un milieu poreux granulaire avec une matrice conductrice et un espace poreux saturé de fluide avec différentes salinités et conductivités. Le nouveau modèle de Glover a été prouvé expérimentalement qu'il est capable de déterminer le comportement électrique du système en portant des améliorations à la loi d'Archie [27].

#### 2.4.3.1 Pour environnement non saturées

Waxman et Smits (1968) ont également étudié les effets de la saturation sur la conductivité électrique des grès schisteux contenant du pétrole. Ils ont proposé l'équation suivante :

$$\sigma_{eff} = \frac{S_w^n}{F} \left( \sigma_w + B \times Q_v / S_w \right) \quad (2.23)$$

Le terme de conductivité de surface ( $B \cdot Q_v / S_w$ ) augmente avec la diminution de la saturation. Ce phénomène se produit par une augmentation de la concentration de l'échange des cations d'argile à faible saturation [17].

#### 2.4.4 Modèle de Sen

Sen et al. [18] ont développé une version modifiée du modèle de Waxman et Smits. Ils ont proposé un nouveau rapport pour le paramètre empirique  $B$  en fonction de la conductivité de la solution ainsi que l'indice de cimentation  $m$ :

$$B = \frac{1.93m}{1+0.7/\sigma_w} \quad (2.24)$$

Cette équation est en accord avec les mesures de conductivité effectuées sur une série de 140 échantillons de grès schisteux.

Les équations semi-empiriques développées par Waxman et Smits ainsi que Sen et al sont couramment utilisées pour interpréter les mesures de conductivité électrique des formations de sol argileux [17].

#### 2.4.5 Modèle de Rhoades

Le modèle empirique de Rhoades [17] est utilisé pour prédire la conductivité électrique effective des sols en fonction de la teneur en eau.

Dans l'équation 2.25, Rhoades suppose que le terme de conductivité de surface est indépendant de la teneur en eau ( $\theta$ ) et de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ):

$$\sigma_{eff} = \sigma_w \theta T_c(\theta) + \sigma_{surface} \quad , \quad T_c(\theta) = a(\theta) + b \quad (2.25)$$

Le coefficient de transmission  $T_c(\theta)$  est supposé être une fonction linéaire de  $\theta$ . Les coefficients empiriques  $a$  et  $b$  sont en fonction du type de sol.

Pour les sols argileux,  $a = 2,1$  et  $b = -0,25$  ; pour les sols limoneux,  $1,3 \leq a \leq 1,4$  et

$-0,11 \leq b \leq -0,06$ .

Les modèles proposés peuvent être utilisés dans le but de mieux saisir les différents facteurs structurels qui influencent la conductivité des roches et des sols, donc, avoir une meilleure interprétation des mesures de terrain [17].

#### 2.4.6 Modèles de conductivité de surface par rapport à la double couche électrique (EDL)

La majorité des modèles de conductivité de surface a été développé en tenant compte de la double couche électrique (EDL) qui se forme entre les grains de minéraux et de la solution interstitielle.

$$\sigma_{surface} \cong \frac{\sum_s S_s}{f} \quad (2.26)$$

Où  $\sum_s$  est la conductance de surface spécifique.  $S_s$  est la surface spécifique,  $f$  la tortuosité de la surface, qui est similaire, mais pas nécessairement égale au facteur de formation [17].

Il faut noter que la conduction de surface spécifique agit en parallèle avec la conductivité de surface, et sont supposés agir indépendamment.

En réalité  $\sum_s$  représente la conduction dans les parties fixe et diffuse d'une double couche électrique (EDL). Elle peut être définie en fonction de la densité de charge ( $\Omega_\theta$ ) de la surface minérale et la mobilité ionique de surface ( $\mu_s$ ):

$$\sigma_{surface} \cong \frac{e\mu_s\Omega_\theta S_s}{f} \quad (2.27)$$

Avec

$e$  = charge électronique.

$\Omega_\theta$  = densité de charge qui est partagée entre la couche fixe et la couche diffuse.

Les paramètres géochimiques tels que  $\Omega_\theta$  et  $e$  varient avec le type de solution, la concentration et la minéralogie.

Il faut noter que la mobilité spécifique de chacun des ions dans l'EDL est une fonction du rayon ionique, la valence, et la distance de l'ion de la surface du minéral. Par conséquent,  $\mu_s$  est une surface effective de mobilité ionique ou moyenne dans les parties fixes et diffuse de l'EDL.

En général, d'après l'équation (2.27) l'augmentation de la conductivité de surface peut être causée par la diminution de la taille des grains avec l'augmentation de surface spécifique et aussi par la conductivité dépendant de la densité de charge et mobilité ionique de surface qui varient avec la conductivité de la solution.

## 2.5 Méthodes géophysiques appliquées à la mesure des propriétés électriques du sol

Il existe différentes méthodes géophysiques pour mesurer la résistivité et la chargeabilité électrique des sols. Les deux méthodes utilisées en laboratoire pour mesurer ces propriétés sont la méthode de résistivité électrique en courant continu, et la méthode de polarisation provoquée (P.P).

### 2.5.1 Méthode de résistivité électrique en courant continu (DC)

#### 2.5.1.1 Principe de base

En présence de champ électrique, les charges ( $q_i$ ) sont déplacées avec une vitesse ( $v_i$ ). La densité du courant est définie par :

$$\vec{J} = \frac{\sum q_i v_i}{Vol} \quad (2.28)$$

Où le  $J$  la densité de courant qui est égale à la charge par unité de surface traversée ( $A/m^2$ ),  $q_i$  est la charge qui est une propriété électrique des particules atomiques d'une matière et elle est mesurée en coulomb (C), Vol est le volume en mètre cube ( $m^3$ ).

Si ce déplacement est fait uniformément, le courant  $J$  est obtenue par :

$$\vec{J} = \rho \vec{v} \quad (2.29)$$

Basée sur la loi d'Ohm, la vitesse que des charges ( $v_i$ ) acquièrent dans un milieu est proportionnelle au champ électrique ( $\vec{E}$ ) dans lesquelles elles se déplacent. Donc, le rapport entre le courant  $J$  et le champ  $E$  devient [26] :

$$\vec{J} = \sigma \vec{E} \quad (2.30)$$

$$-\vec{E} = \nabla V \quad (2.31)$$

Où  $\vec{E}$  est le champ électrique qui est défini par le gradient du potentiel,  $\sigma$  est la conductivité en Siemens par mètre (S/m). L'inverse de la conductivité est la résistivité en (Ohm.m) :

$$\rho = \vec{E} / \vec{J} \quad (2.32)$$



En général, les matériaux ont une inertie à résister à la circulation de charge électrique. Cette propriété est connue sous le nom de la résistance ( $R$ ) qui est déterminée :

$$R = \frac{\Delta V}{I} = \frac{EL}{JA} = \rho \left( \frac{l}{A} \right) \quad (ohm) \quad et \quad \rho = K \frac{\Delta V}{I} \quad (ohm.m) \quad (2.33)$$

Où  $\rho$  est la résistivité du matériau en Ohm.m ;  $\Delta V$  est la chute de tension dans l'échantillon qui est générée par l'injection du courant continu (DC) dans le sol;  $l/A$  est le facteur géométrique; le gain  $K$  dépend de la géométrie et de la position des électrodes :

$$K = \frac{1}{2\pi} \left[ \left( \frac{1}{C1P1} - \frac{1}{C2P1} \right) - \left( \frac{1}{C1P2} - \frac{1}{C1P2} \right) \right] \quad (2.34)$$

Si le sol sur lequel sont faites les mesures est considéré comme un demi-espace homogène infini, le coefficient de proportionnalité est égal à  $1/2\pi$ .

Il faut remarquer que toutes les formules sont présentées pour un milieu homogène. Si par contre, le sous-sol est hétérogène, la résistivité mesurée est apparente, qui devient une fonction de la nature du sous-sol et de la dimension du dispositif utilisé par rapport aux sources de courant.

### 2.5.1.2 Mesure de la résistivité électrique

Pour mesurer la résistivité électrique en laboratoire, un courant continu est introduit par deux électrodes de courant C1 et C2 fixées à un échantillon de sol saturé en eau. Finalement, la tension est mesurée par deux électrodes de potentiel P1 et P2, montrées explicitement dans la figure 2.8.

Il faut noter que pour un voltmètre idéal, qui ne produit pas de courant supplémentaire, les électrodes de tension de ce voltmètre n'ont aucun effet sur le flux de courant et la distribution de la tension.

### 2.5.1.3 Distribution des équipotentiels et des lignes de courant

Dans un milieu homogène et isotrope, le potentiel  $\Delta V$  est mesuré par une paire d'électrodes de courant proportionnelle à la distance  $r$  et selon l'équation suivante :

$$\Delta V = \frac{\rho I}{2\pi r} \quad (2.35)$$

L'équation précédente démontre que  $\Delta V$  est proportionnel à l'intensité du courant injecté ( $I$ ) et à la résistivité ( $\rho$ ) du milieu en considérant le terrain homogène infini.

La figure montre que les champs  $V$  et  $E$  sont visiblement uniformes pour un tiers de central entre les électrodes C1 (+ $q$ ) et C2 (- $q$ ) alors que le maximum de chute de potentiel est proche de ces électrodes [20].

#### 2.5.1.4 Principe de réciprocité

En considérant tous les principes précédents, si le courant est envoyé entre deux pôles C1 et C2 et que la différence de potentiel mesurée est égale à  $\Delta V$  entre les deux points P1 et P2, la chute de tension  $\Delta V$  entre C1 et C2 serait la même que si le courant était envoyé par P1 et P2.

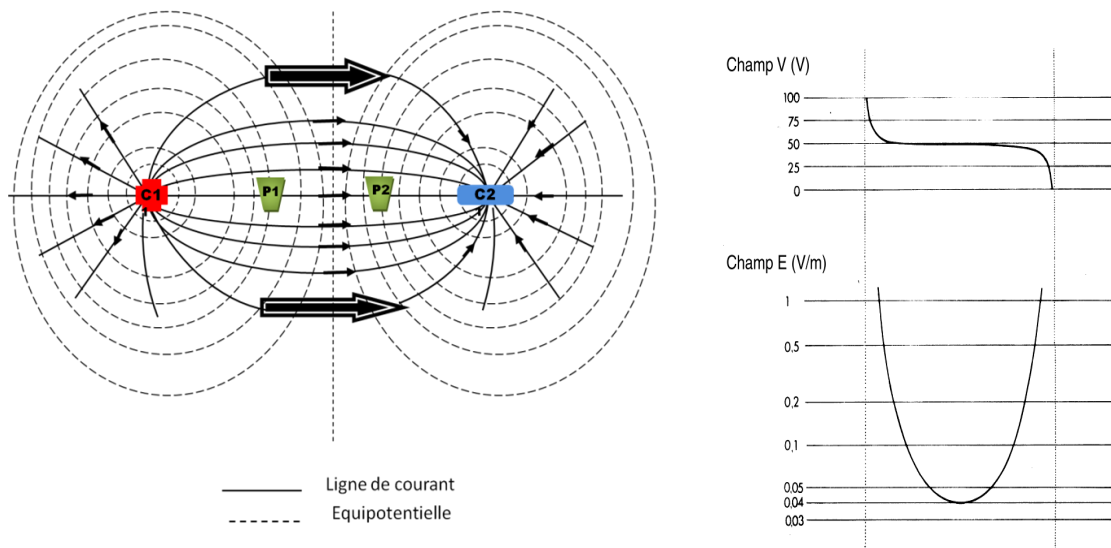


Figure 2.8 Lignes équipotentielles et champ électrique dans un milieu homogène [20].

### 2.5.2 Méthode de polarisation provoquée

La polarisation provoquée est effectuée et interprétée suivant trois techniques : dans le domaine du temps, dans le domaine fréquentiel, et spectral. Elles sont fondamentalement similaires, mais elles diffèrent dans la manière de considérer et de mesurer les signaux électriques.

#### 2.5.2.1 Polarisation Provoquée dans le domaine du temps

Lorsque le courant est soudainement alimenté ou coupé, dans la plupart des cas, la différence de potentiel ne change pas instantanément et elle varie avec le temps. Ce phénomène transitoire qui peut durer de quelques secondes à quelques minutes est appelé la polarisation provoquée (P.P).

La P.P peut être mesurée lorsque le courant est établi ainsi qu'après que le courant est coupé. En pratique il est préférable d'étudier la courbe transitoire  $\Delta V=f(t)$  après la coupure du courant primaire. Cette courbe est appelée la décroissance PP qui dans certains cas ne correspond pas à une fonction décroissante continue avec le temps. Donc, il est préférable de le nommer comme la courbe de décharge P.P [28].

La chargeabilité ( $m$ ) est en relation avec la polarisation provoquée et elle peut être exprimée comme :

$$m = \frac{\Delta V_s}{\Delta V_p} (mV/V) \quad (2.36)$$

où  $\Delta V_p$  est la différence de la tension observée due à l'application du courant entre M et N qui sont les dipôles de mesure de la tension. Le  $\Delta V_s$  est la tension observée immédiatement après la coupure de courant.

En pratique, il est difficile de mesurer  $\Delta V_s$  au moment de la coupure du courant car les effets électromagnétiques produisent une perturbation transitoire de la commutation, donc il n'est pas possible de mesurer précisément le  $\Delta V_s$  [26]. Cependant il est possible de mesurer  $\Delta V_s$  à des moments précis (par exemple 0.6 s) après la coupure.

La chargeabilité apparente est obtenue par :

$$m_{t_1, t_2}^T = \frac{1}{\Delta V_p} \int_{t_1}^{t_2} \Delta v_{IP} \times dt \quad (msec) \quad (2.37)$$

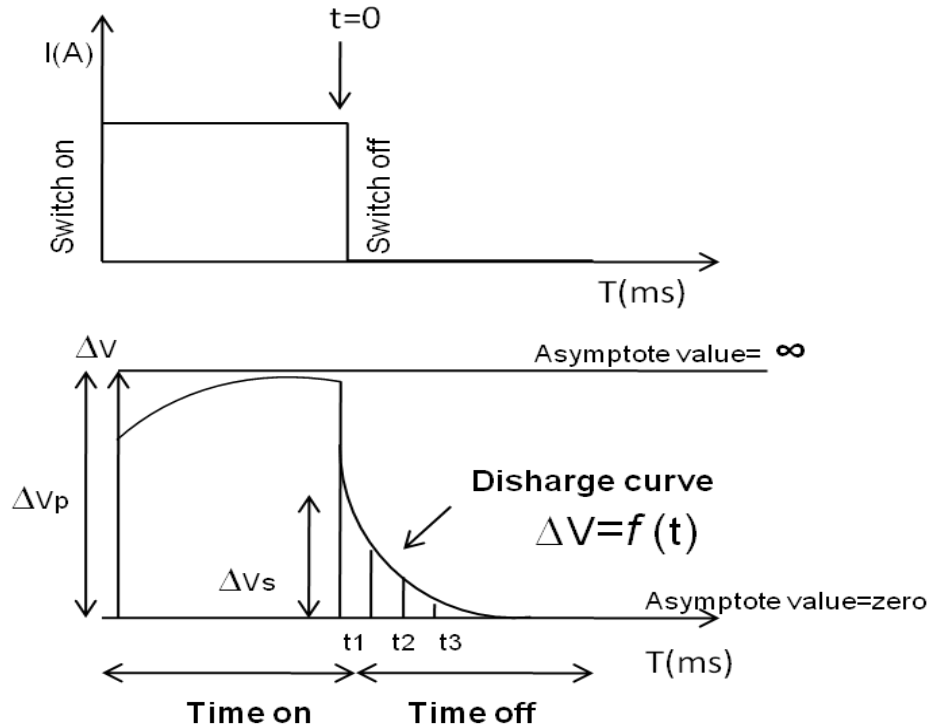


Figure 2.9 Phénomène de décharge P.P.

La courbe de la figure 2.9 illustre ce phénomène.

### 2.5.2.2 Polarisation Provoquée dans le domaine fréquentiel

En utilisant des signaux harmoniques, il est possible d'étudier la polarisation provoquée dans le domaine fréquentiel. Trois techniques sont dérivées de la polarisation provoquée :

- Mesure P.P à fréquence variable (en utilisant deux ou plusieurs fréquences  $<10$  Hz).
- Mesure du P.P dans le domaine de phase (le retard de phase mesuré entre le courant et la tension)
- Mesure spectrale P.P (les phases et amplitudes mesurées à des fréquences  $10^{-3}$  à  $4.10^3$  Hz).

Dans le domaine fréquentiel, le changement de résistivité apparente ( $\rho_a$ ) est mesuré par rapport à la fréquence du courant appliqué. Lorsque la fréquence est élevée, le temps d'injection est plus court et la polarisation ne peut pas se produire. Donc, la tension  $\Delta V_p$  mesurée est proche de  $\Delta V_s$ ,  $\rho_{af}$  devient très faible. (Voir la figure 2.10)

$$\Delta V_p = KI \times \rho_{af} \quad (2.38)$$

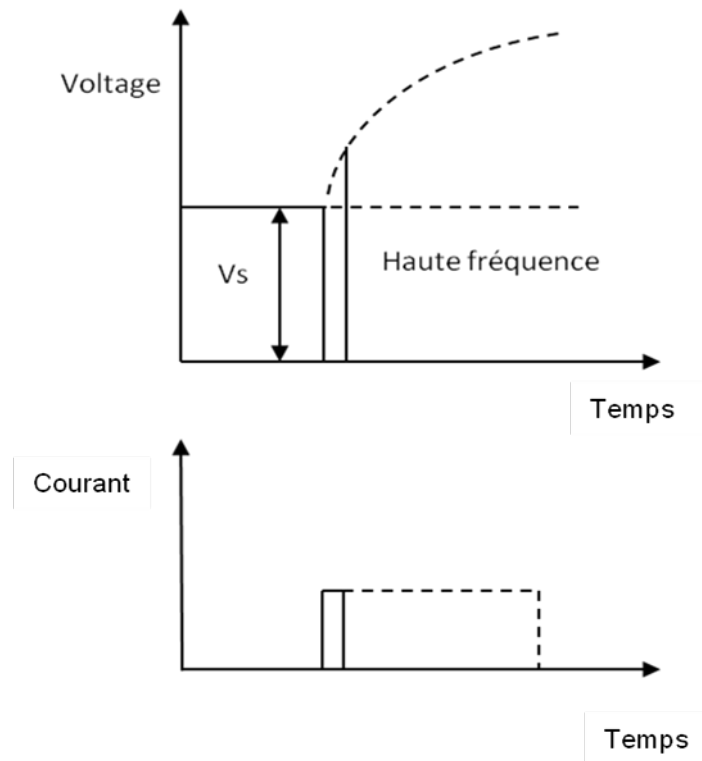


Figure 2.10 Effet de la haute fréquence sur la résistivité apparente.

À basse fréquence, la polarisation a suffisamment de temps pour se produire. Le potentiel a le temps d'augmenter alors  $\Delta V_p$  devient plus grand et  $\rho_{af}$  plus élevée [26].

$$\Delta V_p = KI \times \rho_{af} (1 - m) \quad (2.39)$$

$K$  est un coefficient qui dépend des dimensions de configuration et  $I$  est l'intensité du courant transmis en mA.

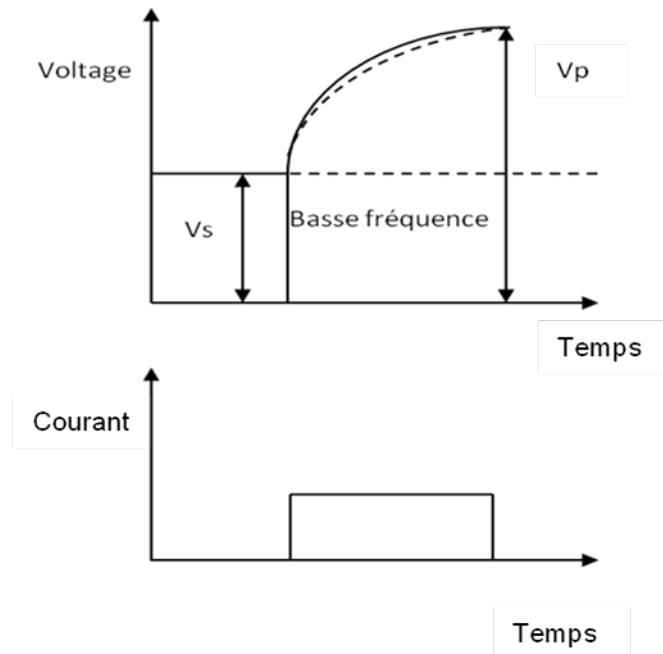


Figure 2.11 Effet de la basse fréquence sur la résistivité apparente.

Pour pouvoir définir la chargeabilité, il est nécessaire de présenter un paramètre; l'effet de fréquence (EF). Ce paramètre peut facilement être calculé pour deux fréquences successivement choisies, ceci permet de trouver  $\rho_{af}$  résistivité apparente à basse fréquence, et  $\rho_{aF}$  la résistivité apparente à haute fréquence :

$$EF_F^f = \frac{\rho_{af} - \rho_{aF}}{\rho_{aF}} \quad \text{ou} \quad EF_f^F = \frac{\rho_{af} - \rho_{aF}}{\rho_{af}} \quad (2.40)$$

En pratique,  $\rho_{af}$  est présent dans un intervalle de fréquence entre 0.05 et 0.5 Hz, et  $\rho_{aF}$  est présent pour les fréquences supérieures à 10 Hz [28].

Il faut noter que dans le domaine fréquentiel (basse fréquence) la résistivité apparente ( $\rho_a$ ) serait la même que celle mesurée en utilisant un courant continu (DC) :

$$\rho_{af} = \rho_{aDC} = K \frac{\Delta V_p}{I} \quad (2.41)$$

Donc :

$$\rho_{af} = \rho_{aDC} (1 - m) \quad (2.42)$$

Alors en considérant les équations précédentes, EF est défini par:

$$EF = \frac{\rho_{DC} - \rho_{DC}(1-m)}{\rho_{DC}} = \frac{1-m}{m} \quad (2.43)$$

Il est dorénavant possible de calculer la chargeabilité:

$$m = \frac{EF}{1+EF} \quad (2.44)$$

En pratique, une analyse complète de la P. P. n'est pas possible (simplifications dans les deux cas) et les mesures ne peuvent être faites en DC et en très hautes fréquences. Donc ces relations ne sont pas strictement vérifiées [26].

### 2.5.2.3 Polarisation provoquée spectrale (SIP)

La SIP (pour Spectral Induced Polarization) mesure les propriétés électriques d'un matériau dans une gamme de la fréquence entre 0,01 et 10,000 Hz. Il est possible d'évaluer certaines des propriétés de surface par cette méthode comme la discrimination lithologique (ex. : la teneur en argile), l'estimation de la conductivité hydraulique et les réactions électrochimiques à la surface qui sont provoquées par la contamination aux hydrocarbures [22]. Dans cette méthode le modèle de relaxation Cole-Cole est souvent appliqué pour décrire adéquatement la réponse SIP de sols naturels. Le modèle de Cole-Cole est décrit par :

$$\rho^* = \rho_{DC} \left[ 1 - m \left( 1 - \frac{1}{1+(i\omega\tau)^c} \right) \right] \quad (2.45)$$

Où  $\rho^*$  est la résistivité complexe (impédance),  $m$  est la chargeabilité,  $\tau$  est la constante de temps qui dépendent de la qualité et de la chimie de minéralisation,  $c$  est le paramètre de forme généralement entre 0.2 et 0.7 dans les sols non consolidés, et  $i$  est le nombre imaginaire.

Les propriétés isolantes et capacitives d'un matériau peuvent être représentées par la résistivité complexe :

$$\rho^* = |\rho^*| e^{i\theta} = \rho' + \rho''i \quad (2.46)$$

$$\theta = \tan^{-1} \frac{\rho''}{\rho'} \quad (2.47)$$

où  $|\rho^*|$  est le module,  $\theta$  est la phase,  $\rho'$  est la partie réelle qui doit être égale avec la résistivité mesurée par la méthode en courant continu dans le domaine de temps (DC) pour un échantillon. Cette composante de basse fréquence ( $\rho'$ ) est contrôlée par la conduction de l'eau interstitielle. Le

$\rho''$  est la partie imaginaire de basse fréquence qui est provoquée par les réactions électrochimiques de polarisation.

## **2.6 Propriétés physique et chimique et la minéralogie du sol (sable et argile till)**

Le sable est un matériau naturel granulaire minéral qui est constitué de particules fines de roche. La chimie de sable est très variable et dépend de la localisation, des sources et des types de roche. L'élément le plus commun dans le sable est la silice ( $\text{SiO}_2$ ) qui est généralement sous la forme de quartz. Cependant, le sable est structurellement simple, relativement peu altéré par l'influence de quartz. Les diamètres des particules de sable sont variables, de 0.062 millimètre à 2 mm. Les particules avec un diamètre entre 2 mm à 64 mm sont appelées gravier, les particules avec une taille de 0,0625 mm à 0,004 mm sont appelées silt.

En chimie, le sable forme un squelette relativement inactif qui a une capacité d'échange cationique très faible (CEC, la capacité d'un sol pour l'échange d'ions ou de cations entre le sol et la solution). Ceci influence la diminution de pH de sable. Le sable contient majoritairement des grands (macro) pores avec des espaces qui causent l'augmentation de drainage.

Le till est la partie de sédiments glaciaires qui a été déposée directement par le glacier. Il est constitué d'un mélange d'argile, de sable, de gravier et de rochers.

L'étude des propriétés physiques d'argile démontre une structure complexe; constituée de minéraux argileux qui contiennent une couche tétraédrique et une couche octaédrique [25]. Ils contiennent également des particules submicroscopiques en suspension dans une solution. Lorsqu'ils sont mouillés, il forme une masse visqueuse, gélatineuse et collante et lorsque l'argile est sèche, ils deviennent durs, cassants et cohérents. Ils sont composés de micelles, plaques en forme de feuille laminée en piles.

Habituellement les particules d'argile ont une taille d'environ 2  $\mu\text{m}$  (les argiles sont plus fines que des limons). Contrairement au sable, le till contient majoritairement des petits pores (capillaires) avec des espaces totaux des pores plus grands que le sable. Ceci provoque la diminution d'aération et drainage et l'augmentation la capacité de rétention.



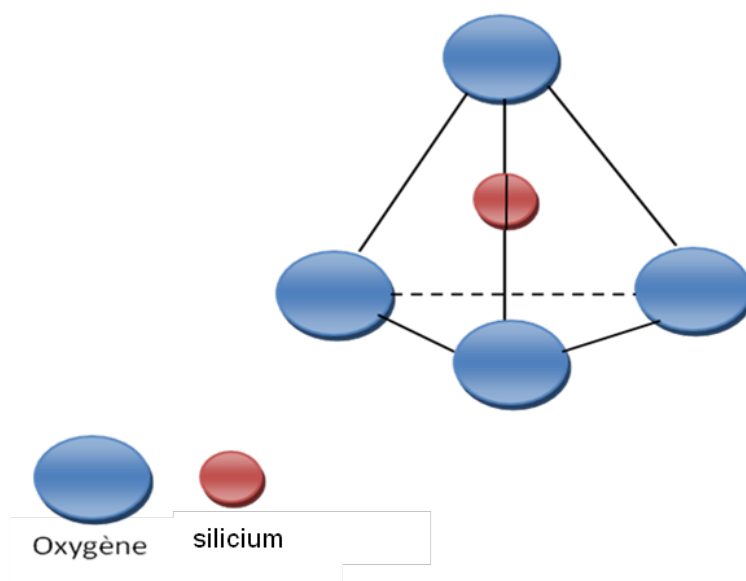


Figure 2.12 Structure tétraédrique de silicium ( $\text{SiO}_4^{4-}$ ).

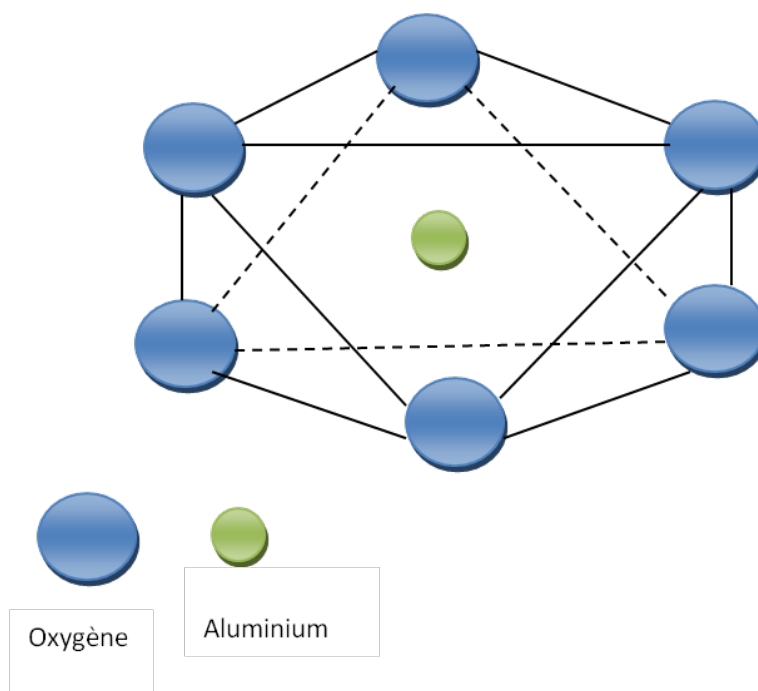


Figure 2.13 Structure octaédrique d'aluminium ( $\text{AlO}_6^{4-}$ ).

Les constructions de minéraux argileux contiennent la couche tétraédrique et la couche octaédrique. Dans l'argile, la couche tétraédrique est composée de Si ou Al en coordination tétraédrique (4 oxygènes) avec l'oxygène (figure 2.12). La couche octaédrique est composée de

cations en coordination octaédrique (6 oxygènes) avec l'oxygène et peut être obtenue en reliant les octaèdres d'aluminium (Al) avec les oxygènes (figure 2.13).

## 2.7 Méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (TDR) pour mesurer la teneur en eau et la constante diélectrique

La méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (TDR) est utilisée pour mesurer la teneur en eau ( $\theta$ ) et la constante diélectrique ( $\epsilon_b$ ) à l'aide d'une sonde avec une longueur connue ( $L$ ) dans le sol.

La constante diélectrique ( $\epsilon_b$ ) entourant la sonde est fonction de la vitesse de propagation ( $v$ ). Le coefficient  $t$  est le temps aller-retour qui traverse la longueur de la sonde.

$$\epsilon_b = \left(\frac{c}{v}\right)^2 = \left(\frac{ct}{2L}\right)^2 \quad (2.48)$$

Le paramètre  $c$  est la vitesse de la lumière (vitesse des ondes électromagnétiques) dans le vide ( $3 \cdot 10^8$  m/s).

Si le temps aller-retour est évalué sur une base de longueur apparente électromagnétique de la sonde TDR, la constante diélectrique peut être défini par l'équation suivante :

$$\epsilon_b = \left(\frac{x_2 - x_1}{V_p L}\right)^2 \quad (2.49)$$

Où  $x_1$  est le point d'entrée du signal de la sonde, et  $x_2$  est un point de la réflexion à la fin de la sonde. Quand la longueur apparente de la sonde ( $x_2 - x_1$ ) augmente, la teneur en eau et la constante diélectrique augmente en conséquence, la vitesse de propagation est réduite.

Il existe plusieurs facteurs qui influencent les mesures TDR et les mesures de la constante diélectrique. La porosité du sol et la densité apparente, la fréquence de mesure, la température, l'état des eaux (lié ou libre) sont les facteurs qui influencent cette méthode de mesure [29].

### 2.7.1 Relation entre la constante diélectrique et la teneur en eau

Un de modèles expérimentaux TDR a été proposé par Topp et al. [30]. Ce modèle est défini pour les sols minéraux.

$$\theta_v = -5.3 \times 10^{-2} + 2.92 \times 10^{-2} \varepsilon_b - 5.5 \times 10^{-4} \varepsilon_b^2 - 4.3 \times 10^{-6} \varepsilon_b^3 \quad (2.50)$$

Il faut remarquer que cette équation ne parvient pas à décrire la relation entre  $\varepsilon_b$  et  $\theta$  adéquatement pour les teneurs en eau supérieures à  $\theta > 0.45$  (voir la figure 2.14). Ainsi cette formule ne peut être utilisée pour les sols riches en matière organiques et les sols contenant une teneur en argile avec une grande surface spécifique qui diminue la constante diélectrique.

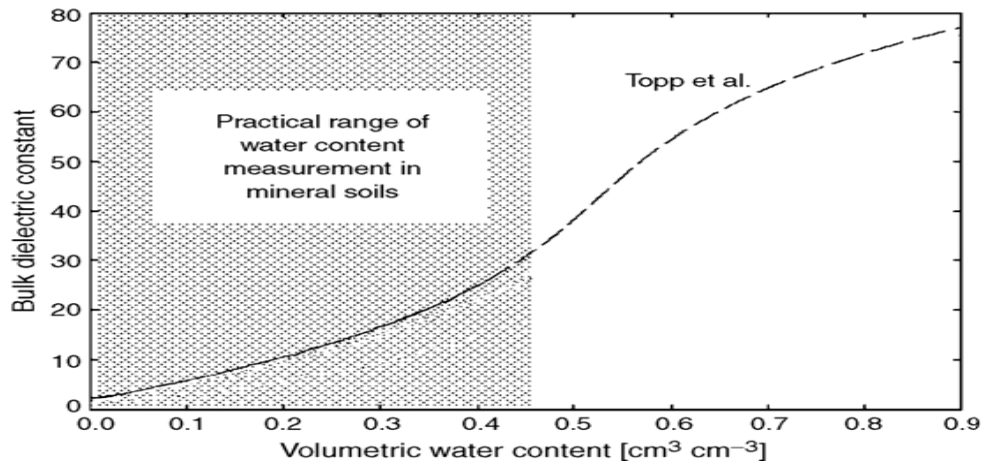


Figure 2.14 Constante diélectrique du sol en fonction de la teneur en eau [29].

## 2.7.2 Sondes appliquées par la méthode TDR

Généralement une sonde TDR comprend deux ou trois tiges métalliques parallèles qui ont une longueur de 10 cm à plusieurs mètres avec un diamètre de moins 1 cm séparés de 10 cm placées dans une manche non métallique [31].

Pour chaque sensibilité spatiale des configurations des sondes, il existe différentes applications.

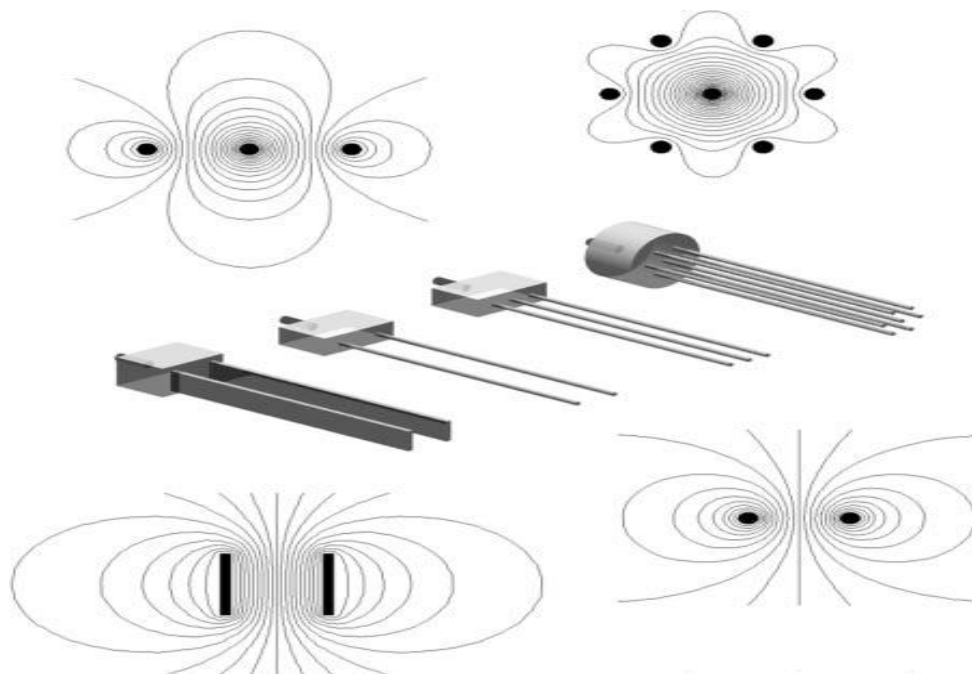


Figure 2.15 Lignes de champ électrique générées pour chaque configuration de sondes.

La sonde avec deux tiges à l'avantage de moins perturber la texture du sol, mais produit des bruits indésirables et cause la perte du signal. Pour éliminer l'effet des bruits, un ballon (transformateur d'équilibrage) est installé sur la tête de la sonde. Au contraire, les sondes de trois tiges ou plus fournissent un signal équilibré avec une mesure très centrée.

Il est possible de conclure que plus le nombre de tiges est élevé, plus la résolution augmente mais le volume de la zone investiguée décroît.

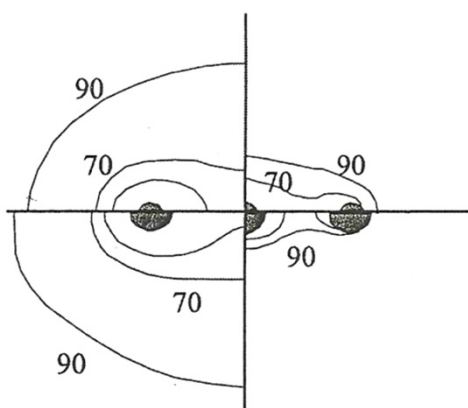


Figure 2.16 Régions avoisinantes dans un milieu homogène pour la sonde à deux tiges et trois tiges.

La figure 2.16 présente les régions de sensibilité mesurable par les sondes à deux tiges et trois tiges. Les numéros indiqués sur chaque contour montrent le pourcentage de la sensibilité. Ferré [31] a constaté que les sondes de deux tiges peuvent avoir une plus grande surface d'échantillonnage du sol comparé aux sondes à trois tiges. Les tiges gainées d'un revêtement mince, utilisées pour réduire les pertes de signal dans un milieu conducteur, réduisent la zone d'échantillonnage de la sonde.

## 2.8 Méthodes d'analyse du sol

Le diagramme présenté dans la figure 2.17 montre les différentes étapes pour analyser les propriétés du sol en laboratoire.

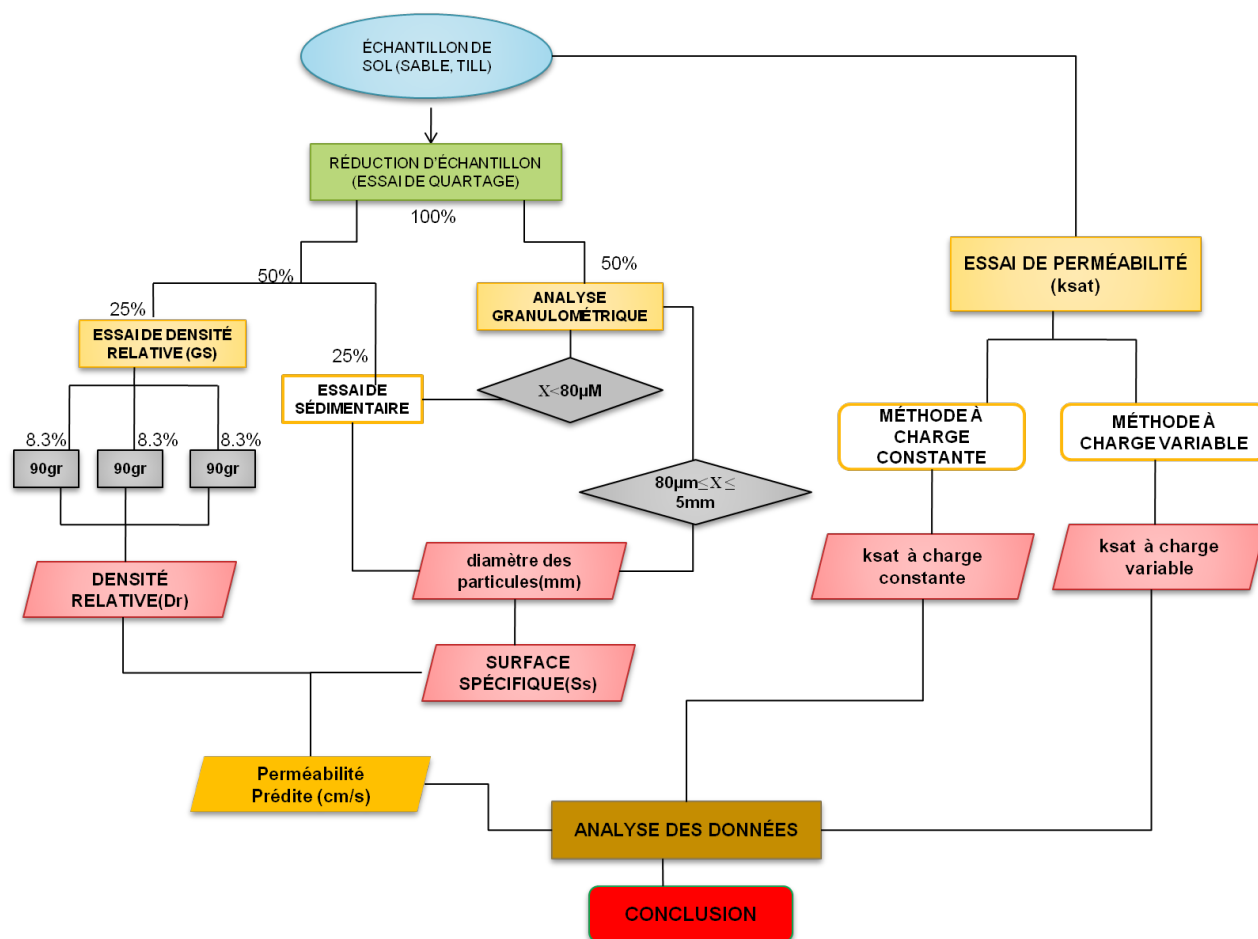


Figure 2.17 Diagramme de l'analyse du sol en laboratoire.

Dans cette figure les numéros indiquent le pourcentage de la masse du sol considéré pour chaque essai. Les propriétés physiques du sol comme la conductivité hydraulique, la surface spécifique, la taille des grains et la porosité, sont étudiées. Les différentes méthodes sont expliquées ci-dessous.

### 2.8.1 Méthode de quartage

Pour obtenir les échantillons représentatifs, cette méthode est appliquée pour réduire et obtenir la masse du sol désiré. Dans cette technique, le nombre d'itérations des étapes nécessaires pour

produire l'échantillon voulu dépend du poids de l'échantillon requis pour un essai spécifique. À chaque étape d'échantillonnage, l'appareil divise le sol en deux moitiés [32].

Appareillage :

- Le diviseur mécanique (« riffler ») muni d'un nombre pair de chutes ajustables avec largeurs égales qui décharge le matériel alternativement. Il faut sélectionner une largeur d'ouverture d'environ 50% plus large que la plus grande particule. Pour les particules entre 20 et 50 mm, un minimum de huit chutes est nécessaire. Pour les particules de moins de 20 mm, un minimum de douze chutes est idéal.
- Un récipient (tare) et une balance avec une précision de 0.1% sont utilisés pour peser l'échantillon obtenu du diviseur.

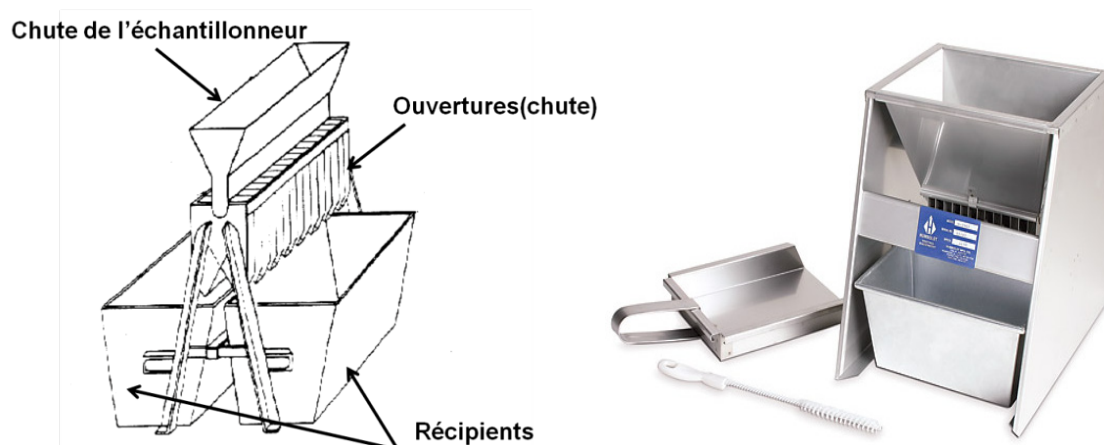


Figure 2.18 Diviseur mécanique (« riffler »).

La figure 2.18 montre un schéma d'un diviseur utilisé en laboratoire.

## 2.8.2 Méthode de granulométrie par tamisage

Cette analyse est employée pour déterminer la distribution quantitative de la taille des particules du sol de plus que 80  $\mu\text{m}$ .

La procédure du tamisage :

- En considérant la taille désirée pour le tamisage, une série de tamis sont utilisés (2,00 mm, 1.25 mm, 0.63 mm, 0.315 mm, 0.16 mm, 0.08 mm).

- Le tamisage est effectué par un appareil avec des mouvements horizontaux et verticaux.
- Une fois après le tamisage, en mesurant les sols retenus sur chaque tamis, il est possible de déterminer la composition granulométrique du sol. Il ne faut pas oublier que la somme des masses retenues sur tous les tamis doit être égale à la masse initiale du sol [33].
- La balance décrite précédemment est employée.



Figure 2.19 Tamiseur utilisé dans ce projet, Série de différents tamis utilisés pour un essai granulométrique.

### 2.8.3 Méthode de granulométrie par sédimentométrie

Cette technique est effectuée pour déterminer la distribution de la taille des particules plus petites que 80  $\mu\text{m}$  d'un échantillon. La quantité de l'échantillon utiliser dans cette méthode dépend de la catégorie du sol. Pour l'argile et le limon, l'échantillon séché doit être d'environ 50 g, et lorsque l'échantillon est totalement du sable, elle doit être de 100 g.

La procédure de l'essai :

- L'échantillon doit être mis dans un bécher de 250 ml. Puis 125 ml de solution d'hexamétophosphate de sodium (40g/L) doit être ajouté. Remuer jusqu'à ce que le sol soit bien mélangé. Laissez-le tous reposer au moins 16 heures (la période de trempage).



- Ensuite, disperser le mélange avec l'appareil agitateur. (voir la figure 2.20)
- On transfère le mélange dans des cylindres en verre et on ajoute de l'eau distillée ou déminéralisée jusqu'à l'obtention d'un volume de 1000 ml. (voir la figure 2.21)
- On agite le cylindre pendant une minute. Le cylindre doit être déposé dans un endroit immobile. À l'aide d'un hydromètre, des mesures à des intervalles sont prises. Pour avoir des lectures plus précises, avant chaque mesure, il faut mettre l'hydromètre environ 20 à 25 secondes dans une bouteille de l'eau distillée ou déminéralisée propre.
- Il faut prendre aussi la température de la suspension à l'aide d'un thermomètre.

Une fois les mesures finies, la suspension est transférée à un tamis de 80  $\mu\text{m}$  puis est lavée avec l'eau du robinet. Pour sécher, le résidu est déposé au four à 230°F. Une analyse granulométrie par tamisage est encore effectuée [34].

Masse des solides en suspension ( $M_s$ ) :

$$M_s = M_a \times C_h \quad (2.51)$$

Le  $M_a$  est la masse du sol séché à l'air, et  $C_h$  est le facteur de correction.

Le pourcentage passant par un tamis :

$$P\% = \frac{R_c \times a}{M_s} \times 100 \quad (2.52)$$

Avec

$$R_c = R_a - C_c \quad (2.53)$$

$R_c$  : lecture hydromètre corrigée (g/L)

$R_a$  : lecture hydromètre sans correction (g/L)

$C_c$  : correction combinée pour l'agent dispersant et la température (g/L)

$a$  : facteur de correction dû à la densité relative des solides.

$M_s$  : masse sèche de l'échantillon (g)

Diamètre des particules de sol :

$$D = k \sqrt{\frac{L}{t}} \quad (2.54)$$

$D$  : diamètre des particules (mm).

$L$  : profondeur effective de l'hydromètre (cm).

$K$  : constante fonction de la température de la suspension et de la densité des particules du sol.

$t$  : temps (min).

Il existe des paramètres qui caractérisent la distribution granulométrique du sol :

La taille efficace ( $D_{10}$ ) : indique que 10% de l'échantillon sera plus fin que ce diamètre. Ce paramètre peut être utilisé pour estimer la perméabilité en impliquant l'équation de Hazen et Taylor.

Le coefficient d'uniformité ( $C_U$ ) :

$$C_U = \frac{D_{10}}{D_{60}} \quad (2.55)$$

Où  $D_{60}$  est le diamètre pour lequel 60% de l'échantillon est plus fine que cette valeur.

Une plus grand  $C_U$  signifie que la distribution de la taille est très diversifiée comme le till glaciaire avec un  $C_U = 30$ . Une  $C_U = 1$ , signifie que tous les grains sont de même taille et uniformes, comme le sable de dune (un relief composé de sable qui peuvent se former par la marée).

Le coefficient de courbure ( $C_c$ ) :

Ce coefficient démontre la pertinence de l'allure de la courbe granulométrique définie comme suite :

$$C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} \times D_{60}} \quad (2.56)$$

Un sol est bien classifié si le coefficient de courbure  $C_c$  reste entre 1 et 3



Figure 2.20 Agitateur électrique.

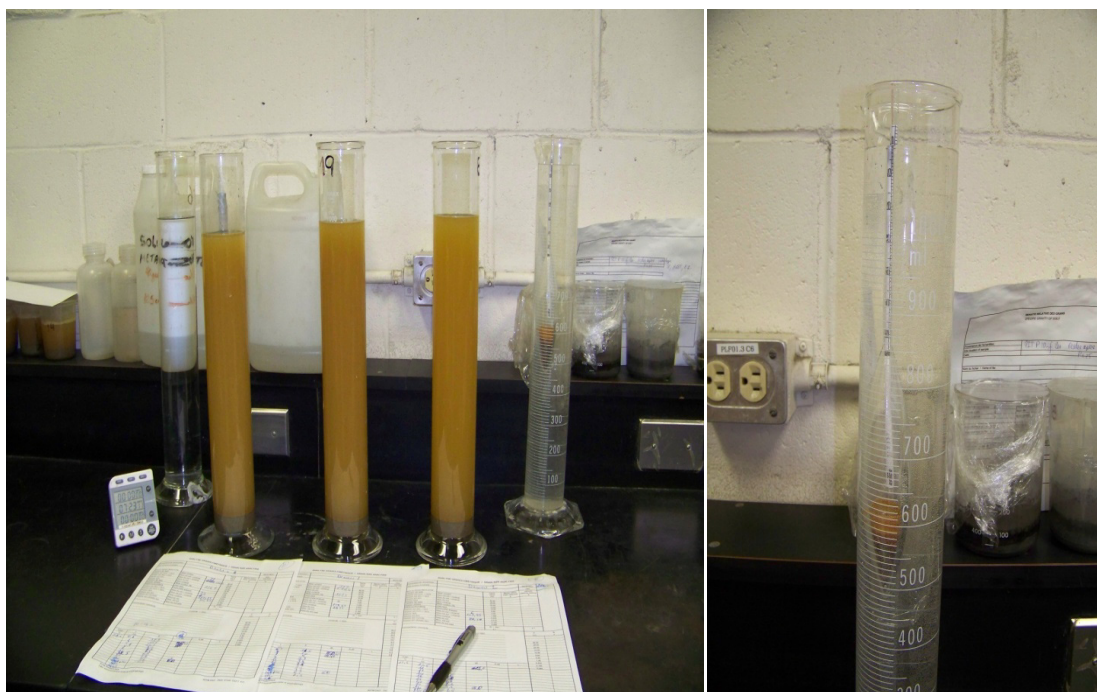


Figure 2.21 Cylindres témoins d'essai sédimentométrique, hydromètre de type ASTM 152H.

### 2.8.4 Méthode de densité relative

Cette méthode est appliquée pour estimer la densité relative de la partie solide du sol passant par un tamis de 4,75 mm (N°4). La densité relative d'un sol est un rapport entre la masse d'un volume unitaire de sol à une température ambiante à la masse du même volume de l'eau distillée sans gaz dans à température ambiante.

La méthode n'est pas utilisée pour : le sol contaminé, les matériaux très solides du sol organiques tels que les matériaux fibreux flottant sur l'eau, ainsi que les matériaux qui se décomposent durant cette méthode [35].

La procédure pour l'essai en laboratoire :

- Il faut tout d'abord déposer l'échantillon dans un bécher de 250 ml et ajouter 100 ml d'une eau désaérée pour éviter que l'air occupe un espace dans les échantillons.
- Ensuite l'échantillon est remué par l'agitateur de la figure 2.20.
- Après la dispersion, le mélange de sol et d'eau est transféré au pycnomètre de 500 ml de la figure 2.22. Dépendamment de la variété du sol il faut ajouter une quantité adéquate d'eau désaérée pour éviter de perdre des échantillons durant le brassage par le shaker (figure 2.23).
- Le pycnomètre doit être constamment agité pendant au moins deux heures par le mélangeur qui provoque le processus de désaération.
- Une pompe à air doit vider les particules de gaz coincées dans l'échantillon pendant 10 minutes (figure 2.23).
- Déterminer le poids du pycnomètre et du mélange par une balance et transférer le mélange dans une tare pour mettre au four.
- Les températures du pycnomètre et de l'échantillon doivent être mesurées par le thermomètre.
- Un calibrage doit être réalisé pour assurer la quantité exacte de la densité relative de l'eau distillée.

La densité relative ( $D_r$ ) de sol est calculé par :

$$D_r = \frac{\rho_s}{\rho_{w,t}} = \frac{M_s}{(M_{pw,t} - (M_{pws,t} - M_s))} \quad (2.57)$$

Où:

$\rho_s$  est la densité du sol en Mg/m<sup>3</sup> ou g/cm<sup>3</sup>.

$\rho_{w,t}$  est la densité de l'eau dans une température définie en g/ml ou g/cm<sup>3</sup>.

$M_s$  est la masse de sol sèche au four (gr).

$M_{pws,t}$  est la masse du pycnomètre du mélange.

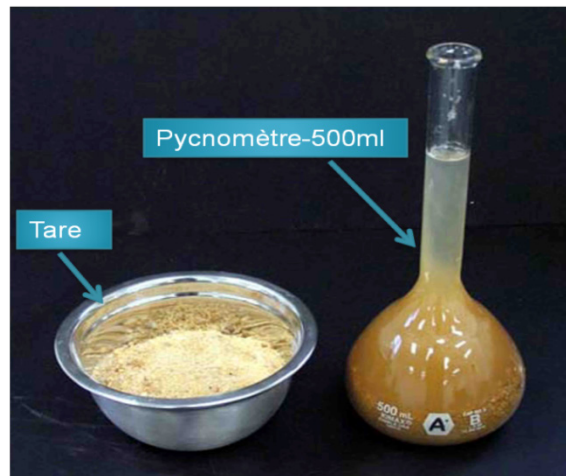


Figure 2.22 Pycnomètre de 500ml et la tare.

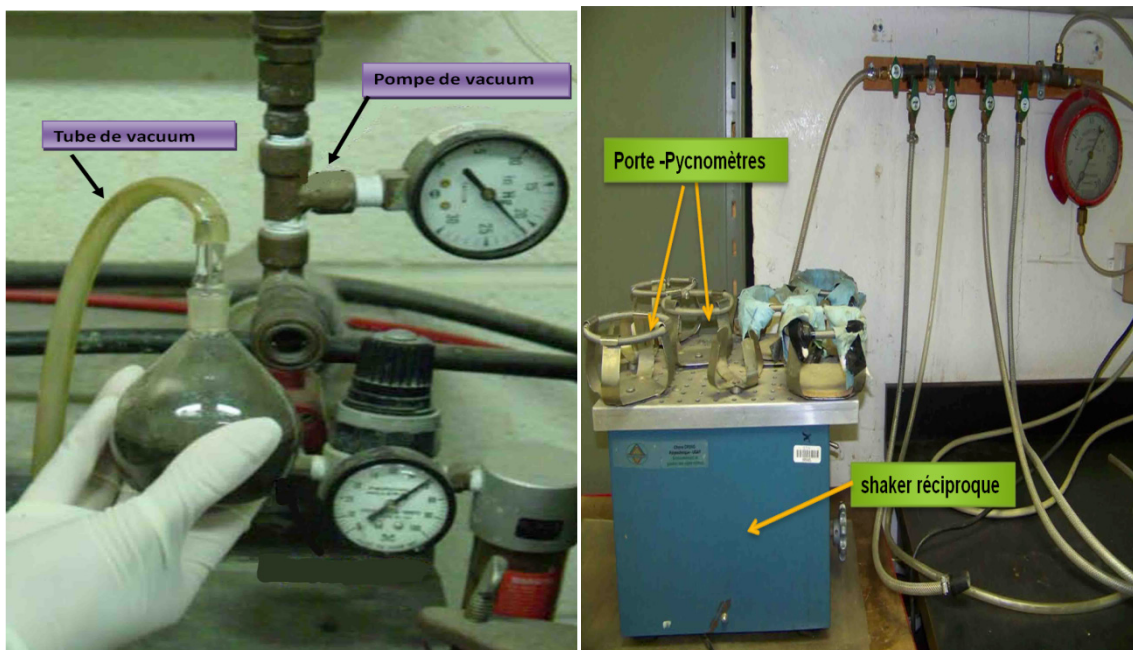


Figure 2.23 Instruments utilisés pour la désaération, et le mélangeur.

### 2.8.5 Méthode de conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique ou le coefficient de perméabilité est la vitesse de déplacement de l'eau à travers un milieu poreux de sol ou d'aquifère. La conductivité hydraulique dépend le type du sol, la porosité, la texture, la taille des pores du sol, et ainsi que sa distribution [19]. Il faut remarquer que dans un sol saturé, la conductivité hydraulique est représentée par  $k_{sat}$  et dans le sol non saturé, la conductivité hydraulique est représentée par  $k$ .

L'estimation de cette propriété physique peut être réalisée par deux méthodes en laboratoire.

- La méthode de perméabilité à charge constante; est utilisé pour les sols perméables ( $k > 10^{-4}$  cm/s). L'eau traverse l'échantillon de sol placé dans un cylindre perméamétrique (figure 2.24). Le cylindre d'échantillon est relié à deux burettes manométriques. L'eau supplémentaire sortie de l'échantillon est recueillie dans un bécher. Le volume de l'eau du bécher est mesuré durant un intervalle de temps spécifique.

$$k_{sat} = \frac{VL}{Ath} \quad (2.58)$$

Où:

$k_{sat}$  est la conductivité hydraulique saturée (cm/s).

$V$  est le volume de l'eau écoulé (cm<sup>3</sup>).

$h$  est la différence de charge hydraulique entre les deux burettes de mesure (cm).

$L$  est la longueur de l'échantillon (cm).

$A$  est la surface de la section de l'échantillon (cm<sup>2</sup>).

$t$  le temps (s).



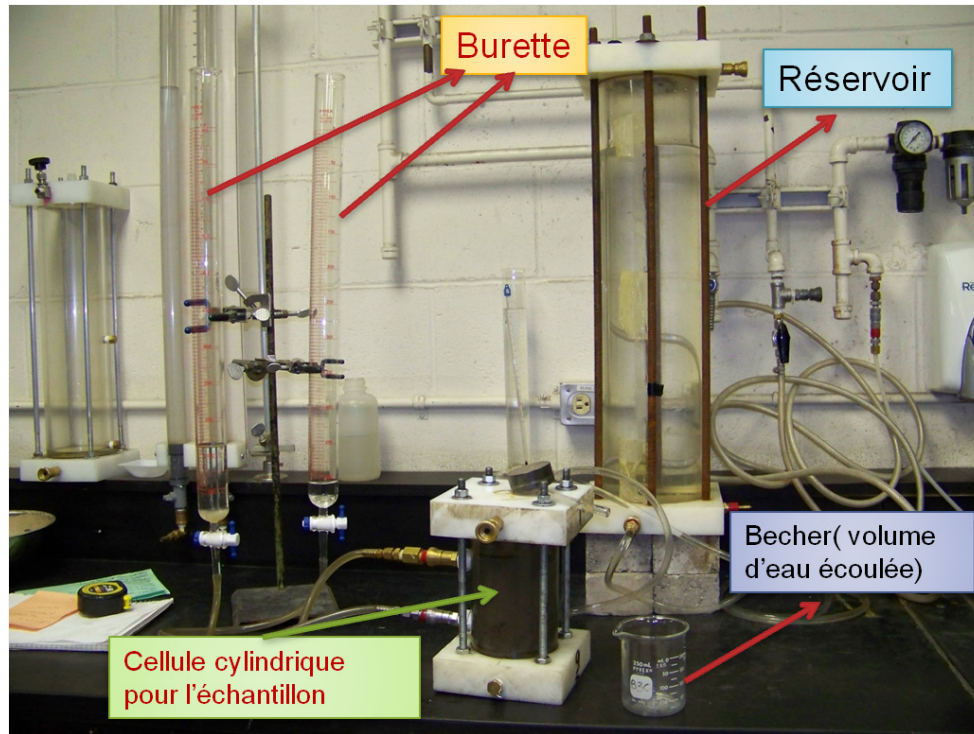


Figure 2.24 Méthode de perméabilité à charge constant.

- La méthode de perméabilité à charge variable est utilisée pour le sol avec une faible perméabilité ( $k < 10^{-4}$  cm/s). Dans cette méthode, l'écoulement d'eau à travers l'échantillon est observé par la chute du volume de l'eau (gradient hydraulique) dans les burettes (figure 2.25), par rapport à l'intervalle de temps.

La perméabilité à charge variable est calculée en utilisant la formule 2.58. Dans cette formule la charge initiale dans la première burette ( $h_1$ ) est divisée par la perte de la charge finale sortie de l'échantillon ( $h_2$ ) dans l'intervalle de temps. Il ne faut pas oublier qu'avant l'essai, le sol doit être complètement saturé avec de l'eau.

$$k_{sat} = \frac{aL}{At} \ln \left( \frac{h_1}{h_2} \right) \quad (2.59)$$

$A$  est la surface de la section de l'échantillon ( $\text{cm}^2$ ).

$L$  est la longueur de l'échantillon (cm).

$a$  est la surface de la section de l'entrée et la sortie d'eau (le diamètre des burettes en  $\text{cm}^2$ ).

$t$  le temps requis pour obtenir les mesures des deux charges hydrauliques (s).

$h_1, h_2$  sont les hauteurs d'eau des burettes (cm).

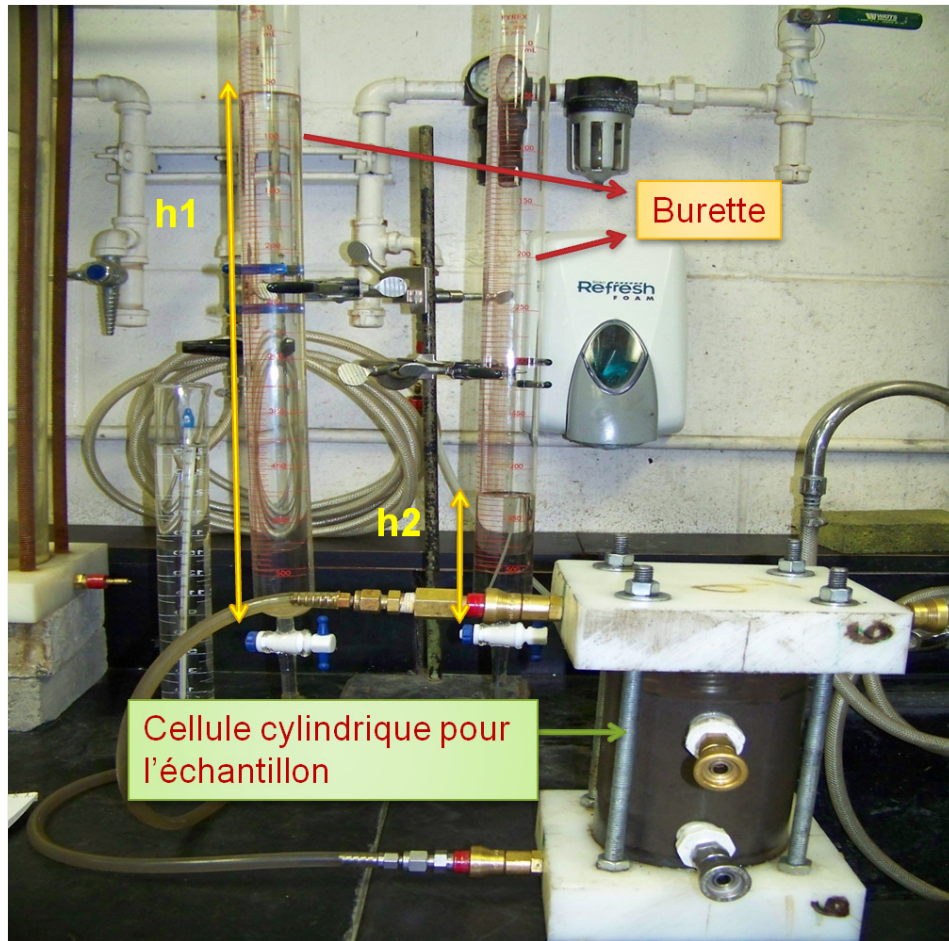


Figure 2.25 Méthode de perméabilité à charge variable.

## 2.8.6 Méthode prédictive de la conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique peut-être prédite en utilisant différents modèles théoriques en fonction des paramètres tels que la taille des grains ( $D$ ), l'indice de vide ( $e = V_v/V_s$ ), et le coefficient d'uniformité ( $C_U$ ).

- L'équation de Hazen et Taylor [36]:

Cette équation est utilisée pour estimer la conductivité hydraulique du sable meuble uniforme avec un coefficient d'uniformité  $C_U \leq 5$  et  $0.1 \leq D_{10} \leq 3$  mm. Si ces conditions ne sont pas applicables pour l'échantillon en question, cette estimation devient moins précise.

$$k = 1.157 D_{10}^2 [0.70 + 0.03T] \quad (2.60)$$



Si la température est considérée constante et égale à 20°C, la formule précédente est simplifiée:

$$k\left(20^{\circ}\text{C}, e_{\max}, \frac{\text{cm}}{\text{s}}\right) = 1.5D_{10}^2 \quad (2.61)$$

- L'équation de Navfac [36] :

Dans ce modèle,  $k$  est fonction de  $D_{10}$ . Cette formule s'applique au sable ou au sol composé de sable et gravier avec  $2 \leq C_U \leq 12$ ,  $0.1 \leq (D_{10}/D_5) \leq 5$ ,  $0.3 \leq e \leq 0.7$ ,  $0.1 \leq D_{10} \leq 2$ .

$$k = 10^{1.291e - 0.6435} D_{10}^{10^{0.5504 - 0.2937e}} \quad (2.62)$$

$k$  est en cm/s et  $D_{10}$  est en mm.

- L'équation de Chapuis :

$$k = 2.4622 \left[ \frac{D_{10}^2 e^3}{1+e} \right]^{0.7825} \quad (2.63)$$

Cette équation peut être utilisée pour tous les sols naturels, sans plasticité, y compris les sols limoneux avec  $0.003 \leq (D_{10}/D_5) \leq 3\text{mm}$ ,  $0.3 \leq e \leq 1$  [38].

- L'équation de Kozeny-Carman, KC (Chapuis et Aubertin) [36] :

Ce modèle théorique s'applique pour tous les sols naturels homogènes plastiques et non plastiques :

$$\log k = 0.5 + \log \left[ \frac{e^3}{D_r^2 S_s^2 (1+e)} \right] \quad (2.64)$$

Où  $k$  est en m/s,  $S_s$  la surface spécifique en  $\text{m}^2/\text{kg}$ , et  $D_r$  est la densité relative.

Le  $k$  obtenu par cette formule est deux ou trois fois plus grand que le  $k$  obtenu par l'essai de perméabilité en laboratoire.

Il faut remarquer que cette équation isotrope n'est pas capable d'estimer correctement la conductivité hydraulique dans les milieux anisotrope [36].

- L'équation d'Aubertin et Bussière, KCM (Kozeny-Carman modifié) [37] :

$$k_{sat} = C_G \frac{\gamma_w e^{3+x}}{\mu_w (1+e)} (C_U)^{\frac{1}{3}} (D_{10}^2) \quad (2.65)$$

Avec

$C_G$  est le facteur de forme (cte = 0.02).

$\gamma_w$  est le poids volumique de l'eau (9,8 kN/m<sup>3</sup>).

$\mu_w$  la viscosité dynamique (0,001 Pa.s).

$D_{10}$  le diamètre correspondant à 10% de la masse de l'échantillon (cm).

$C_U$  le coefficient d'uniformité ( $D_{60}/D_{10}$ ).

$x$  le paramètre qui tient compte de la tortuosité ( $x=2$ ).

## 2.9 Conclusion

Dans ce chapitre, les définitions théoriques des propriétés électriques telles que la chargeabilité et la résistivité ont été présentées. Les différents paramètres qui influencent les propriétés électriques du sol comme la salinité et la saturation de l'eau interstitielle, la perméabilité et la porosité du sol, ont été décrits.

Les méthodes de mesure de chaque propriété électrique ont été présentées en deux parties : la méthode de polarisation provoquée (P.P) et la méthode de résistivité électrique. Une description des propriétés physiques du sol (sable et till) par les différentes analyses a été donnée.

Une étude théorique a été brièvement présentée sur l'utilisation des méthodes d'analyse du sol pour étudier la distribution granulométrique, la porosité, la surface spécifique, la densité de la matrice des matériaux et la conductivité hydraulique du sol. Dans le chapitre 4, les résultats obtenus par ces méthodes seront présentés.

## CHAPITRE 3 MODÉLISATION ET INVERSION EN 3D

En géophysique, il est primordial d'illustrer les propriétés du sol en trois dimensions (3D) et de pouvoir faire une analyse concrète à partir de cette distribution. Ainsi, ce chapitre présente la modélisation de la réponse électrique et l'inversion 3D des données électriques mesurées afin d'étudier et de déterminer la distribution des propriétés électriques intrinsèques du milieu étudié. Cette étape est nécessaire suite aux mesures électriques effectuées au laboratoire dans les bacs.

Il existe deux méthodes pour interpréter les données en géophysique. La première est la méthode directe (ou modélisation) et le deuxième est la méthode inverse (ou inversion). Dans ce chapitre, on présente les deux méthodes d'interprétation et on applique ces approches à nos données dans les différents essais. Ces essais permettent de réaliser un modèle robuste pour illustrer précisément la distribution de la résistivité et de la chargeabilité du sol. La figure 3.1 présente la procédure de l'interprétation des données.

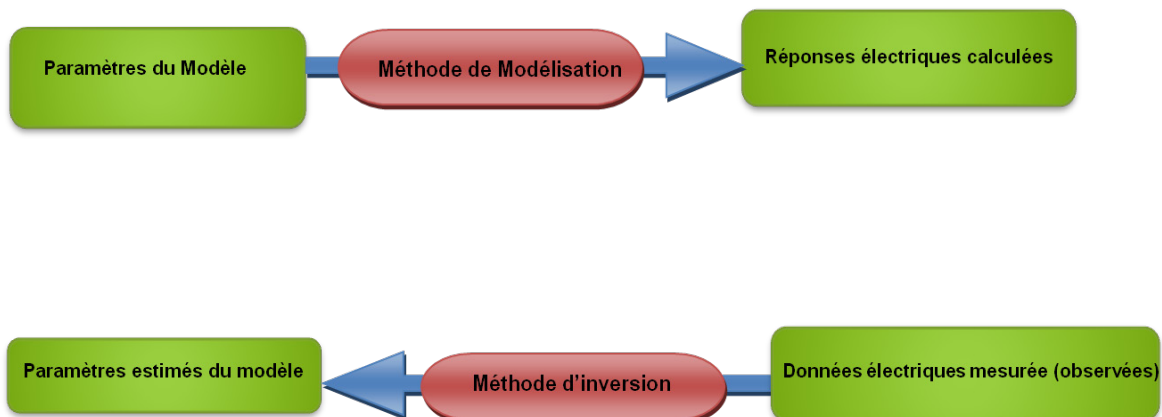


Figure 3.1 Modélisation et inversion des données.

### 3.1 Méthode de modélisation

La modélisation consiste à calculer la réponse électrique du sol à partir des équations mathématiques tenant compte des paramètres géométriques et physiques du modèle. La réponse électrique calculée du modèle est la tension électrique du sol pour chaque paire d'électrode. Les

paramètres géométriques et physiques d'un modèle comportent la dimension du conteneur, le position des électrodes, et la conductivité électrique de l'eau interstitielle ( $\sigma_W$ ).

Pour réaliser le modèle en trois dimensions, le logiciel COMSOL Multiphysics est utilisé en mode modélisation électromagnétique-électrostatique. Dans ce logiciel, la simulation des champs électromagnétiques est faite par la méthode des éléments finis (EF) à partir des équations Maxwell [38].

### 3.1.1 Paramètres de la modélisation à calculer le facteur géométrique (K)

Pour pouvoir faire la modélisation, il faut définir les paramètres du modèle. Ces paramètres sont les dimensions du bac rempli du matériau étudié, la position des piézomètres, l'emplacement des électrodes installées, et l'entrée de l'eau. La figure 3.2 montre en schéma 3D chacune de ces paramètres.

Le sol est considéré comme un milieu isotrope avec la conductivité de l'eau interstitielle constante ( $\sigma_W=0.15$  S/m). Les côtés en plastique du bac sont des isolants électriques.

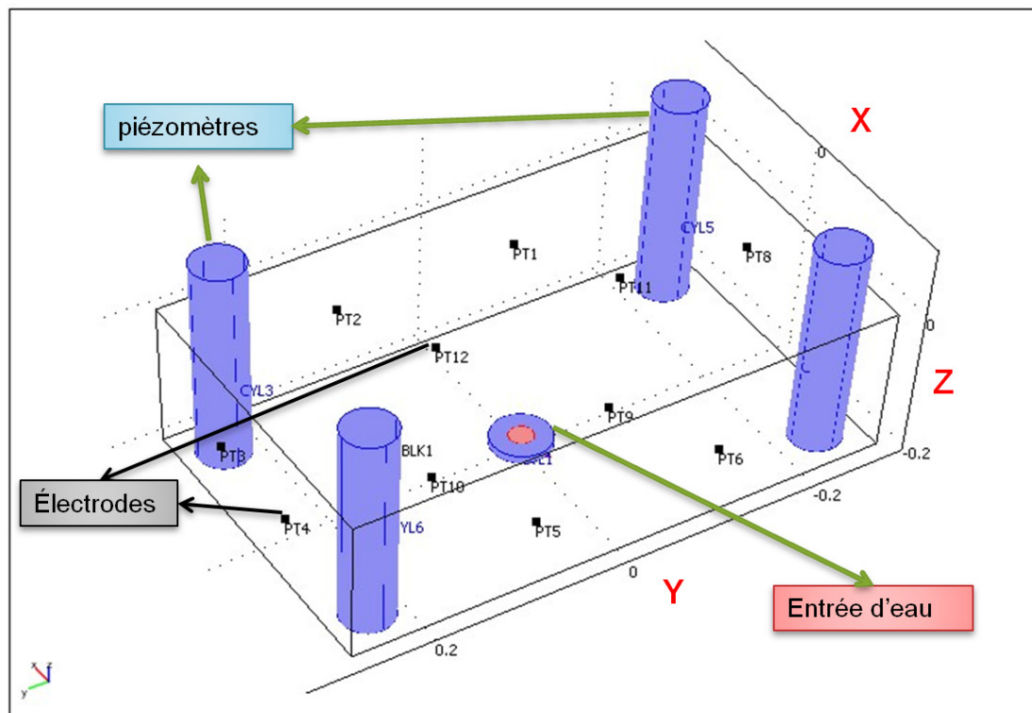


Figure 3.2 Dimensions du bac et position des piézomètres et des électrodes.

Le potentiel obtenu pour chaque électrode est calculé à partir l'équation de Poisson:

$$-\nabla \cdot (\sigma \nabla V - J^e) = Q_j \quad (3.1)$$

où  $\sigma$  est la conductivité d'un milieu isotrope,  $Q_j$  est la source de courant en  $A/m^3$ , et  $J^e$  le courant d'extérieur ( $J^e = 0 A/m^2$ ). Il faut noter que dans ces essais, la source de courant injecté ( $Q_{j0}$ ) par les électrodes installées est égale à 0.02 A.

Dans cette modélisation, le volume de sol est divisé selon un maillage formé des tétraèdres et les équations sont résolues suivant l'approche des éléments finis. La procédure de calcul du logiciel COMSOL est documentée dans [38].

### 3.1.2 Détermination du facteur de géométrie

À partir de la différence de potentiel calculée ( $\Delta V$ ) entre les électrodes installées du bac, le courant appliqué ( $I$ ), et la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w = 0.15 S/m$ ), il est possible de définir un facteur géométrique ( $K$ ) pour chaque quadripôle (dipôle d'injection - dipôle de tension) qui peut être combiné sur le bac:

$$K = \frac{I}{\Delta V \sigma_w} \quad (3.2)$$

Objectifs du calcul du facteur géométrique :

- Transformer la résistance de sol mesuré en résistivité apparente de sol entre les électrodes installées dans le bac.
- Étudier l'effet de l'entrée d'eau en plastique sur le potentiel du sol.
- Comparer avec le facteur géométrique produit à partir de BERT.

Tableau 3.1 : Facteurs géométriques ( $K$ ) obtenus par les codes COMSOL et BERT.

Dipôles d'injection	Dipôles de tension	$\Delta V$ de bac avec l'entrée plastique	$\Delta V$ de bac sans l'entrée plastique	$K$ par modélisation (COMSOL)	$K$ par l'inversion (BERT)
01 02	03 04	-0.05902	-0.059	-2.12647	-2.12606
01 02	05 06	-0.13193	-0.13146	-0.95441	-0.95447
01 02	07 08	-0.05901	-0.05901	2.1264	-2.1268
01 02	09 10	0.221654	0.219714	0.571063	0.571174
01 02	11 12	0.220151	0.219727	0.571029	0.57112
03 04	05 06	-0.05902	-0.059	-2.12651	-2.12596
03 04	07 08	-0.00452	-0.0045	-27.9041	-27.9034
03 04	09 10	-3E-06	-1E-06	-125471	-68677.6
03 04	01 02	-0.05902	-0.059	-2.12647	-2.12606
03 04	11 12	1E-06	1E-06	125470.5	16094.85
05 06	07 08	-0.05901	-0.059	-2.12655	-2.12652
05 06	09 10	-0.22166	-0.21972	-0.57105	-0.57109
05 06	01 02	-0.13193	-0.13147	-0.9544	-0.95447
05 06	03 04	-0.05902	-0.059	-2.12651	-2.12596
05 06	11 12	-0.22022	-0.21972	-0.57106	-0.57103
07 08	09 10	-3.6E-07	-4.6E-06	-27449.2	1142229
07 08	01 02	-0.05901	-0.05901	-2.1264	-2.1268
07 08	03 04	-0.00452	-0.0045	-27.9009	-27.9034
07 08	05 06	-0.05901	-0.059	-2.12655	-2.12652
07 08	11 12	-1.8E-05	5.4E-06	23221.52	32322.36
09 10	01 02	0.221654	0.219714	0.571063	0.571174
09 10	03 04	-2E-06	-1E-06	-125471	-68677.6
09 10	05 06	-0.22166	-0.21972	-0.57105	-0.57109
09 10	07 08	0	-5E-06	-25094.1	1142229
09 10	11 12	0.214501	0.212656	0.590016	0.590206

Le tableau 3.1 illustre que les facteurs géométriques calculés par les logiciels COMSOL et BERT sont similaires. Ces résultats sont reproduits par les deux codes montrent que pour les dipôles d'injection 03-04 et 07-08 et les dipôles de tension 09-10 et 11-12, ainsi que pour les

dipôles d'injection 09-10 et les dipôles de tension 03-04 et 07-08, le facteur géométrique produit est une quantité plus grande et infinie. Ceci est dû au fait que les deux électrodes placées sur une ligne équipotentielle avec la différence de potentiel ( $\Delta V$ ) égale à zéro. Donc dans notre travail, la disposition de ces électrodes n'est pas utilisée.

Les résultats de ce tableau indiquent qu'il n'y a pas de différence considérable entre le  $\Delta V$  du bac sans l'entrée plastique et le  $\Delta V$  du bac avec l'entrée plastique.

## 3.2 Méthode d'inversion

L'objectif du problème inverse est de reconstruire la distribution spatiale des paramètres de paramètres physiques par optimisation (processus itératif) à partir des données mesurées. Cette méthode permet d'obtenir des modèles estimés à partir des données observées. Ces modèles obtenus ne reproduisent pas forcément le modèle réel qui a généré les réponses observées en raison de :

- La non-unicité du problème inverse, il est possible d'avoir différents modèles qui produisent la même réponse.
- La distribution spatiale des données : échantillonnage insuffisant ou biaisé.
- Les erreurs sur les données ( $d=Am+e$ ) [39].

Le logiciel d'inversion 3D BERT a été utilisé car il a la possibilité de travailler sur des géométries arbitraires. BERT utilise l'inversion non linéaire à l'aide des éléments finis (EF) sur des mailles non structurées tétraédriques [40].

### 3.2.1 Détermination des paramètres d'inversion

#### *I. Régularisation et ajustement des données*

Le paramètre de régularisation ( $\lambda$ ) contrôle les forces des contraintes de lissage d'un modèle pendant l'inversion. Une petite valeur de  $\lambda$  conduit aux modèles rigoureux avec un bon ajustement des données. Une grande valeur de  $\lambda$  correspond à des modèles lisses avec un faible ajustement des données [41].

En considérant l'équation 3.3, quand  $\lambda$  augmente, la différence entre les données fonctionnelles ( $Q_d$ ) et le modèle fonctionnel ( $Q_m$ ) augmente produisant une croissance d'erreur ( $rrms$ ) et Chi-carrée ( $\chi^2$ ). Le  $Q_m$  est pondéré par le paramètre de régularisation  $\lambda$ .

$$Q = Q_d - \lambda Q_m \quad (3.3)$$

Les données fonctionnelles ( $Q_d$ ) sont obtenues par l'équation suivante :

$$Q_d(m) = \sum_{i=1}^N \left| \frac{d_i - f_i(m)}{\epsilon_i} \right|^2 = \|D(d - f(m))\|_2^2 \quad \text{avec} \quad D = \text{diag}(1/\epsilon_i) \quad (3.4)$$

Le  $d_i$  est le logarithme de résistivité apparente mesuré, utilisé pour construire le vecteur de donnée ( $d_i$ ) pour  $N$  données unique  $d = (d_1, d_2, \dots, d_N)^T$ .

$$d_i = \log(\rho_i^a) \quad (3.5)$$

$f(m)$  de l'équation 3.4 est la réponse du modèle et le  $m$  est le vecteur des paramètres de M modèle unique  $m = (m_1, m_2, \dots, m_M)^T$ .

$\epsilon_i$  est l'erreur qui est associée à chaque donnée.

Le modèle fonctionnel ( $Q_m$ ) est le carré de la matrice de contrainte  $C$  et la différence entre le modèle  $m$  et le modèle référence  $m^0$ .

$$Q_m(m) = \|C(m - m^0)\|_2^2 \quad (3.6)$$

$C$  est une matrice d'identité ou une matrice diagonale de pondération qui contrôle les caractéristiques du modèle pour le garder à proximité de  $m^0$ .

Dans cette inversion, le numéro des itérations diminue avec la diminution de  $\lambda$  et les itérations doivent continuer jusqu'à l'obtention de  $Q_d = Q_d^*$  où le  $Q_d^* = N$ .

Le chi-carré est défini comme:

$$\chi^2 = \frac{Q_d}{N} \quad (3.7)$$

## II. Qualité des mailles (Mesh)

La qualité des mailles dans BERT est définie par un paramètre appelé PARA3DQUALITY. S'il est mieux adapté aux contraintes physiques et géométriques, la qualité des mailles devient plus précise.



Dans ce logiciel, pour la modélisation, les valeurs appropriées de PRIM3DQUALITY et PARA3DQUALITY sont de 1.12 et 1.2, pour l'inversion sont de 1.2 et 1.5 [42].

### *III. Autres paramètres utilisés*

Les valeurs des paramètres utilisés dans BERT pour l'inversion des données électriques sont les suivantes :

- PRIMDX\_R=0.01 est le raffinement de la maille primaire dans la direction radiale vers les électrodes.
- CYLINDRE = 1 qui définit une géométrie fermée.
- TOPOGRAPHIE = 1 qui active la maille primaire.
- DIMENSION = 3 qui définit un modèle en trois dimensions.
- PRIMP2MESH =1 qui calcul le potentiel primaire.
- RHOSTART est la résistivité du modèle initial.
- MAXITER = 20 est le nombre maximal des itérations.

Dans cette méthode, pour définir la géométrie du bac du sol en 3D, les paramètres suivants sont utilisés :

- polyCreateCube -v -a 1e-4 -m 2 \$ MESH qui crée un cube autour de l'origine avec une hauteur de deux mètres sur l'axe Z, a est la géométrie du tétraèdre.
- polyScale -x 0.336 -y 0.554 -z 0.2 qui définit la géométrie du bac (X, Y, Z).
- polyAddVIP -m -f -99 elec.xyz \$ MESH qui ajoute les électrodes aux mailles.
- polyAddVIP -m -999 x-0-0-y z 0 \$ MESH qui définit le nœud du courant I de référence.
- polyAddVIP -m -1 000-x 0-0-y z -0,2 \$ MESH qui définit le nœud de potentiel V de référence.

### 3.2.2 Méthodologie d'inversion

La figure 3.3 montre l'organigramme de l'inversion utilisée.

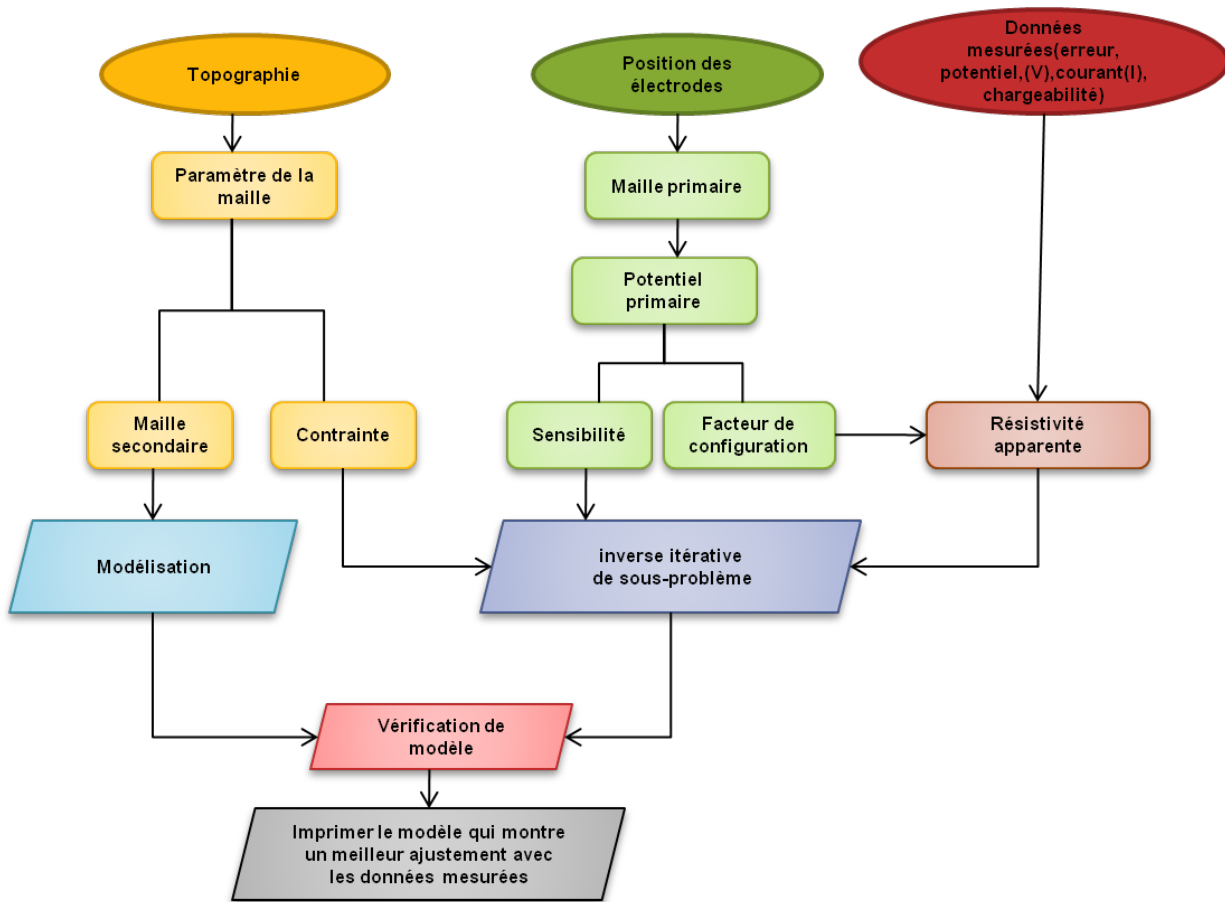


Figure 3.3 Organigramme de l'inversion BERT.

BERT utilise cet organigramme pour réaliser l'inversion. La première étape est de générer des mailles. Par la suite, les potentiels primaires sont calculés et interpolés sur les mailles secondaires. Dans un milieu homogène, la résistivité apparente est obtenue à l'aide des facteurs géométriques. Une inversion est effectuée pour renouveler le modèle de la résistivité électrique à chaque itération. Les itérations continuent jusqu'à l'obtention d'un ajustement entre les données mesurées (observées) et les données calculées par BERT [42].

### 3.2.3 Méthodologie de l'inversion en suivi temporel (« Time-lapse »)

L'inversion en suivi temporel est utilisée pour faire le suivi du changement des propriétés électriques du sol dans le temps. En comparaison avec l'inversion directe, cette méthode a

l'avantage de fournir un moyen d'imagerie des propriétés du sol. Cette méthode permet d'évaluer les changements dynamiques des propriétés.

En outre, la méthode de suivi temporel peut être utilisée pour définir le volume de la région affecté par un processus particulier. Et ainsi de comprendre les interactions complexes dans le sol [43]. L'inversion indirecte est en particulier utile pour les études proches de la surface de l'échantillon sous étude. La raison repose dans le dynamisme de la surface de l'échantillon en raison du contact entre l'air avec le sol.

Parmi les multiples méthodes d'inversion en suivi temporel, BERT utilise la méthode suivante; en premier il inverse les données pour obtenir un modèle de base (le modèle de référence), ensuite ce modèle est utilisé comme référence pour inverser les données obtenues dans le temps.

Dans ce programme, le fichier de « diff.vectr » contient des données normalisées obtenues par inversion (suivi temporel). Ces valeurs de résistivité sont normalisées par rapport aux données initiales de résistivité. Cette normalisation est un moyen unique de suivre le changement des propriétés.

$$d_n = \frac{d_t}{d_0} \quad (3.8)$$

Où  $d_n$  est égale aux données normalisées,  $d_t$  les données de suivi temporel, et  $d_0$  données initiales.

### 3.3 Essais effectués sur les données observées

Cette partie présente les résultats des différents essais sur les paramètres d'inversion. Le premier cas consiste à étudier l'effet du paramètre de régularisation ( $\lambda$ ) sur le modèle final. Le deuxième cas correspond au changement de résistivité du modèle initial. Le dernier analyse le concept de l'inversion en suivi temporel.

Les deux premières études sont réalisées sur les données d'échantillon du sable contaminé avec la concentration d'hydrocarbure constante ( $S_H = 0.12$ ). Le troisième est effectué sur le sable contaminé avec une concentration d'hydrocarbure variable.

### 3.3.1 Étude du paramètre de régularisation ( $\lambda$ )

Cette partie étudie l'effet de la variation du paramètre de régularisation ( $\lambda$ ) sur les données de résistivité du sol. Les paramètres du modèle excepté  $\lambda$  sont gardés constants. Ces paramètres sont les suivants :

- LAMBDADCREASE=0.8
- PARA3DQUALITY=1.5
- RHOSTART= 40.48327

Il faut noter qu'en utilisant le coefficient de lambda (lambd decrease =0.8), le paramètre décroîtra régulièrement à chaque itération (équation 3.12). Cette procédure continue jusqu'à un meilleur ajustement entre les données mesurées et les données calculées par Bert.

$$\lambda^{i+1} = \lambda^i \times \tau \quad (3.9)$$

$i$  est le numéro d'itération,  $\tau$  le coefficient de lambda (lambd decrease), et  $\lambda$  le paramètre de régularisation.

Tableau 3.2 : Résultats d'inversion en fonction du changement de lambda initial.

	$\lambda$ initial	$\lambda$ final	No. itérations	RMS%	Chi-carrée ( $\chi^2$ )
Modèle-1	2	1.6	2	1.85	0.41
Modèle-2	200	8.79609	15	2.72	0.87
Modèle-3	1000	14.4115	20	5.12	1.21
Modèle-4	3000	43.2346	20	5.13	3.16

Le tableau 3.2 présente les résultats d'inversion pour différents paramètres de régularisation. Il est possible de constater qu'en augmentant  $\lambda$ , le nombre d'itérations ainsi que le pourcentage d'erreur moyenne quadratique (RMS%) et Chi-carrée ( $\chi^2$ ) augmentent. En considérant le Chi-carrée ( $\chi^2$ ), on peut déduire que le modèle 2 a le meilleur ajustement, car il est le plus proche de la valeur unitaire.

Les modèles 3D obtenus pour chaque modélisation du tableau précédent sont illustrés dans les figures 3.4 et 3.5. Le fait de pouvoir présenter le volume 3D incluant les électrodes, comparé à une illustration en 2D, rend les résultats visuellement plus facilement interprétables. En revanche, elles demandent plus de calcul pour les obtenir.

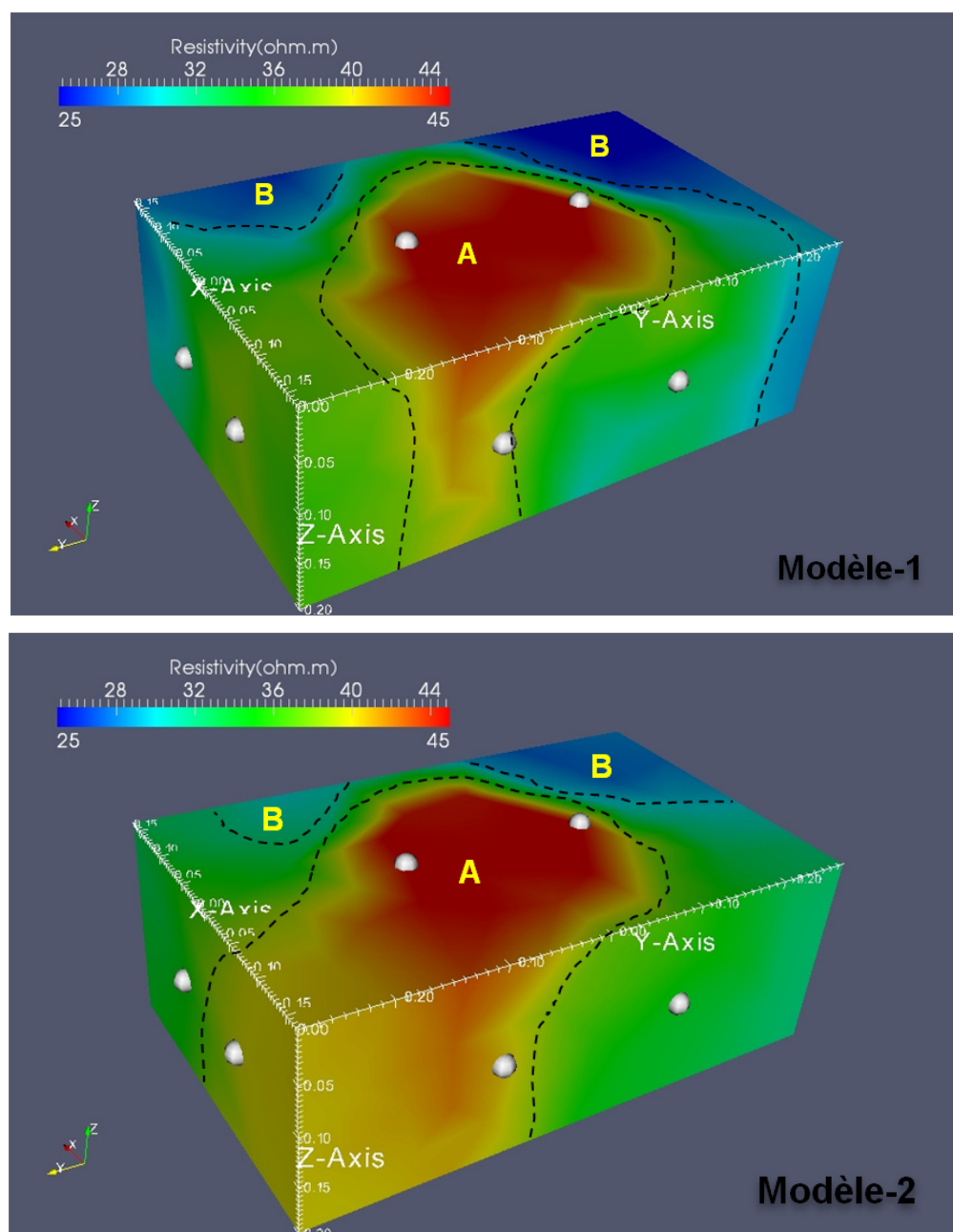


Figure 3.4 Modèles d'inversion en 3D pour  $\lambda_{initial}$  égal à 2 (Modèle-1) et 200 (Modèle-2).

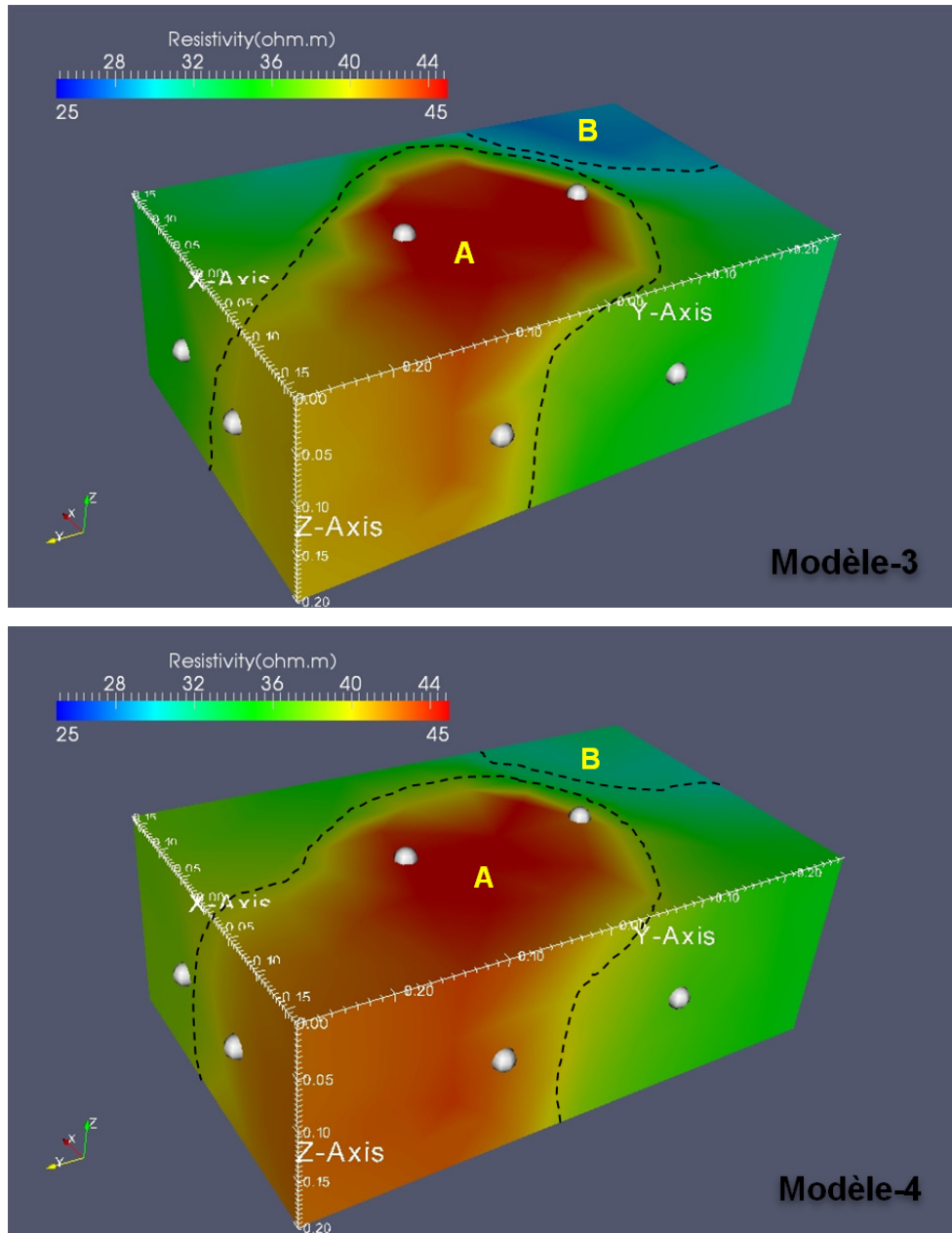


Figure 3.5 Modèles d'inversion en 3D pour  $\lambda_{initial}$  égal à 1000 (Modèle-3) et 3000 (Modèle-4).

Ces figures présentent le bac et les électrodes installées en 3D. Les différentes couleurs indiquent les variations de la résistivité électrique du sol à l'intérieur du bac. En observant les zones A et B, on constate que lorsque le paramètre de régularisation augmente, le modèle devient plus lisse avec des erreurs plus élevées.

### 3.3.2 Étude de la résistivité électrique initiale

Durant cette étude, le comportement du modèle en fonction de la résistivité électrique du modèle initial a été analysé. Grâce à cette étude, il est possible de vérifier les zones sensibles sur les modèles. Les tableaux suivants présentent les résultats obtenus par inversion pour diverses valeurs de la résistivité initiale (Rho-initial).

Le tableau 3.3 montre que les résultats obtenus pour le paramètre de régularisation ( $\lambda$  final), le pourcentage d'erreur moyenne quadratique (RMS%) et le Chi-carrée restent identiques après quinze itérations quelque soit la résistivité initiale utilisée. Donc il est possible de conclure que les modèles estimés ont été convenablement déterminés et les réponses ajustées avec les données observées [44].

Tableau 3.3 : Résultats d'inversion en fonction du changement de la résistivité électrique initiale.

	Rho-initial(ohm.m)	$\lambda$ initial	$\lambda$ final	No. itérations	RMS%	Chi-carrée ( $\chi^2$ )
Modèle-1	40.48	200	8.79609	15	2.72	0.8731
Modèle-2	81	200	8.79609	15	2.7199	0.873099
Modèle-3	162	200	8.79609	15	2.71989	0.873044
Modèle-4	324	200	8.79609	15	2.71978	0.872977

Le tableau 3.4 montre la résistivité électrique calculée par l'inversion pour chaque paire d'électrodes. Elle montre que quelque soit la résistivité initiale choisie, les valeurs calculées pour les résistivités restent constantes après la quinzième itération.

Tableau 3.4 : Résistivités électriques calculées par inversion en fonction du modèle de résistivité électrique homogène initiale.

<b>Modèle-1</b>	<b>Modèle-2</b>	<b>Modèle-3</b>	<b>Modèle-4</b>
Rho(ohm.m)- 15 itération	Rho(ohm.m)- 15 itération	Rho(ohm.m)- 15 itération	Rho(ohm.m)- 15 itération
35.95655	35.95651	35.95647	35.95643
41.9759	41.97593	41.97595	41.97599
30.11293	30.11291	30.11289	30.11286
42.12098	42.12095	42.12093	42.1209
47.07333	47.0734	47.07347	47.07356
42.49968	42.49966	42.49965	42.49963
43.5705	43.57059	43.57067	43.57077
35.95655	35.95651	35.95647	35.95643
34.06075	34.06071	34.06067	34.06062
42.41797	42.41794	42.41791	42.41787
41.9759	41.97593	41.97595	41.97599
42.49968	42.49966	42.49965	42.49963
44.81808	44.81805	44.81801	44.81798
30.11293	30.11291	30.11289	30.11286
43.5705	43.57059	43.57067	43.57077
34.06075	34.06071	34.06067	34.06062
42.12098	42.12095	42.12093	42.1209
42.41797	42.41794	42.41791	42.41787
48.97726	48.97735	48.97743	48.97755

Les modèles 3D obtenus pour chaque modélisation du tableau précédent sont illustrés dans la figure 3.6. Il est visuellement possible de constater que le modèle calculé itérativement demeure insensible au changement de la valeur de la résistivité initiale.



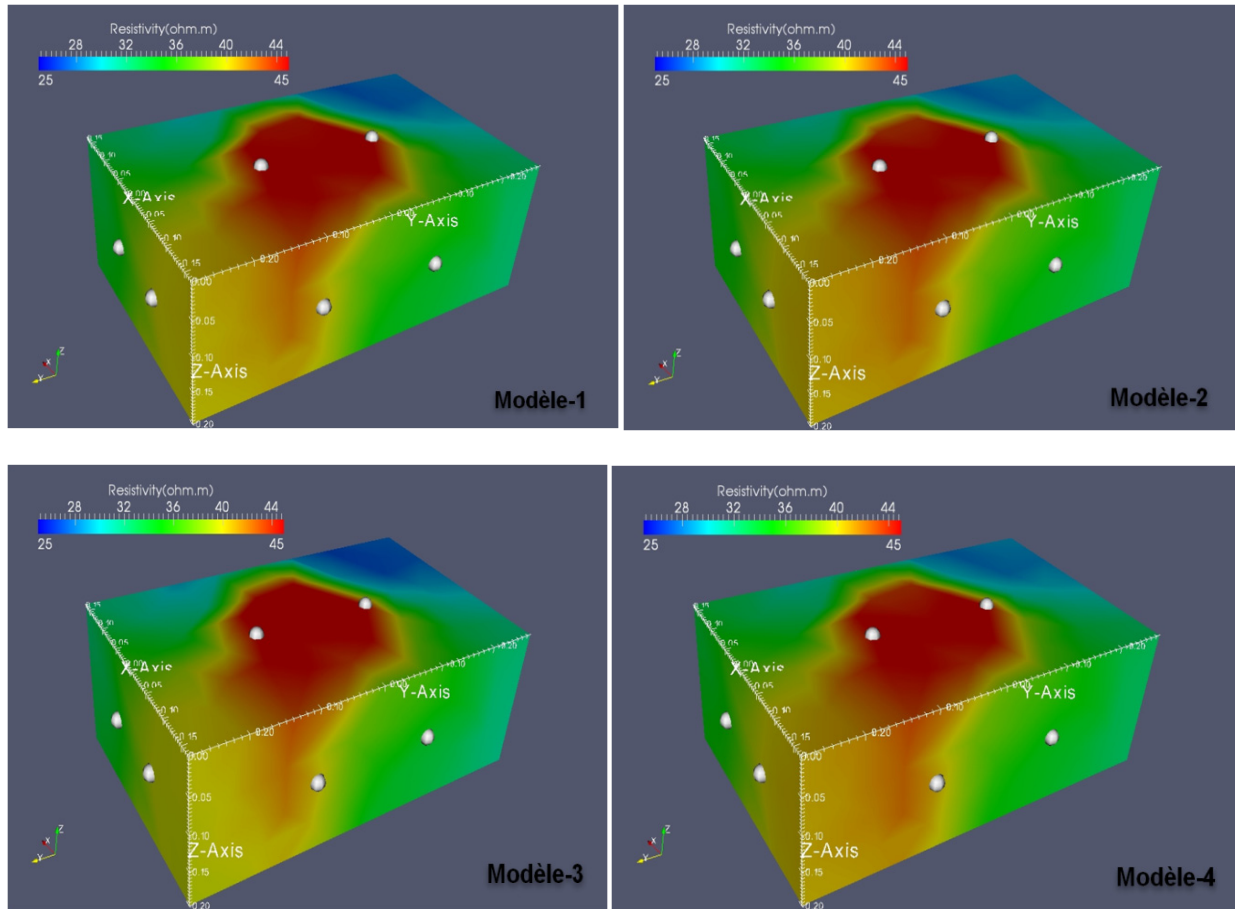


Figure 3.6 Modèles obtenus par l'inversion (3D) pour divers modèles de résistivité homogène initiale.

### 3.3.3 Étude de l'inversion en suivi temporel

Pour avoir une compréhension adéquate du concept de l'inversion en suivi temporel, une étude a été réalisée. Dans cette analyse, chaque fois les données de référence pour les calculs ont été mises égale à une des données du modèle surveillé. Le modèle initial contient les données de premier jour de la mesure. Les modèles surveillés sont des mesures prises dans les jours subséquents.

Le but de cette étude est de constater la variation du paramètre de normalisation ( $d_n$ ) avec le changement du modèle surveillé par rapport au modèle initial. Le tableau 3.5 présente les résultats obtenus pour le paramètre de normalisation de dix des sept cent cinquante-huit cellules (758 tétraèdres) dans les modèles calculés par l'inversion en suivi temporel.

Si le modèle référence ( $d_0$ ) est égal au modèle surveillé ( $d_t$ ), le paramètre de normalisation devient unitaire ( $d_n=1$ ). Mais lorsque  $d_0 < d_t$ , le paramètre de normalisation augmente ( $d_n > 1$ ).

Tableau 3.5 : Résultats obtenus pour le paramètre de normalisation pour dix cellules (tétraèdres) du modèle calculé par l'inversion en suivi temporel.

Données de base ( $d_0$ )	Données de suivi ( $d_2$ )	$d_n = d_2 / d_0$
32.69019	32.69019	1
39.83831	39.83831	1
35.20219	35.20219	1
34.86026	34.86026	1
32.41161	32.41161	1
28.94327	28.94327	1
27.66999	27.66999	1
29.07547	29.07547	1
27.25601	27.25601	1
Données de base ( $d_0$ )	Données de suivi ( $d_4$ )	$d_n = d_4 / d_0$
32.69019	37.18343	1.13749
39.83831	45.81277	1.14998
35.20219	41.73696	1.18565
34.86026	40.90463	1.17339
32.41161	35.15877	1.08479
28.94327	35.34915	1.22126
27.66999	31.98015	1.15577
29.07547	33.0119	1.13537
27.25601	29.99028	1.10038

Dans le tableau précédent  $d_2$  et  $d_4$  correspondent aux deuxième et quatrième modèles étudiés.

Les modèles 3D obtenus pour chaque modélisation du tableau précédent sont illustrés dans les figures 3.7 et 3.8. Il est visuellement possible de constater le paramètre de normalisation (diff) est le résultat de la différence entre le modèle de base et les modèles 2 ou 4.

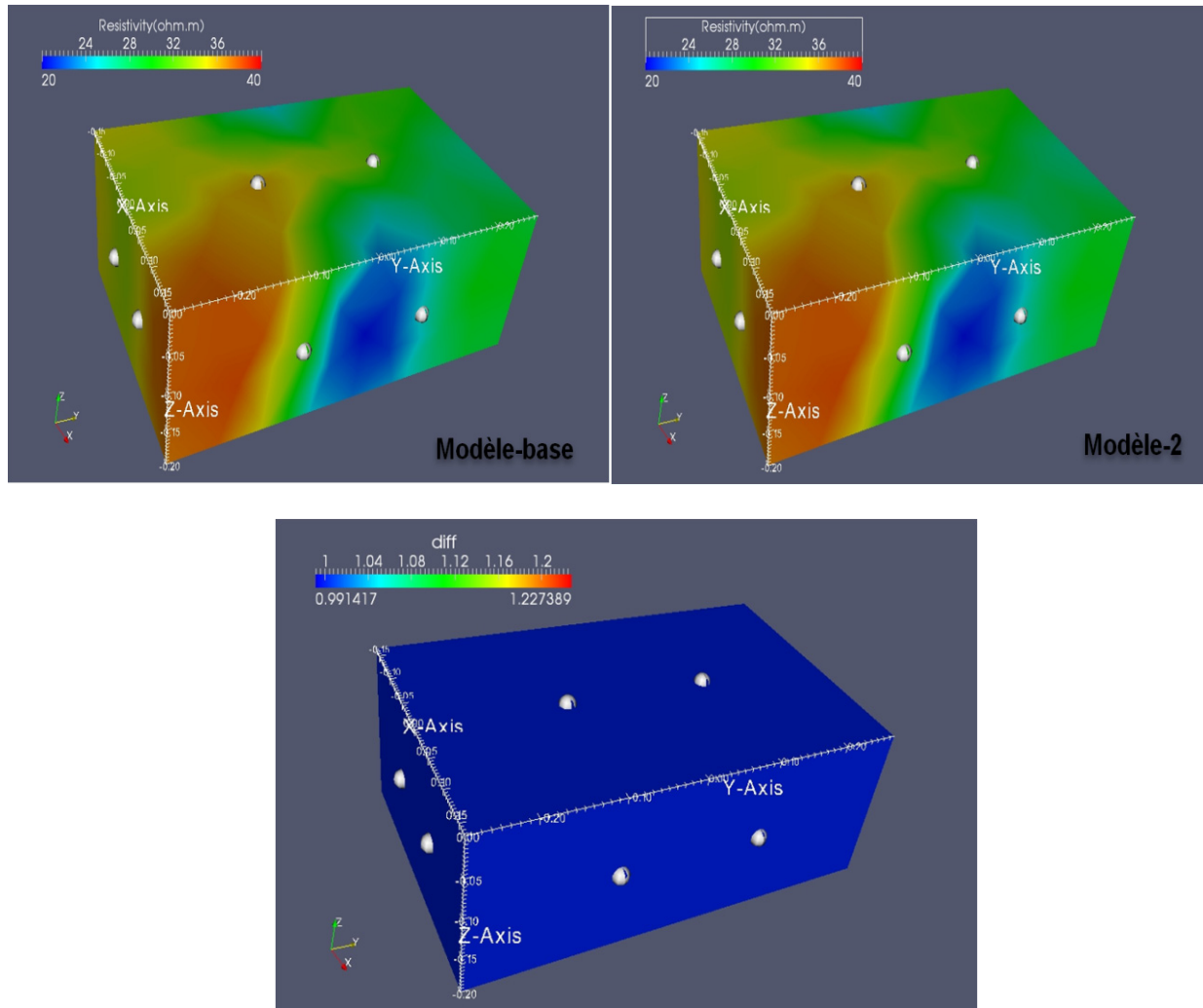


Figure 3.7 Modèle initial (base) et le modèle 2 (en haut) à droite, et distribution du paramètre de normalisation (diff) d'inversion en suivi temporel, avec un  $RMS=2.78\%$  et  $x^2=0.92$ .

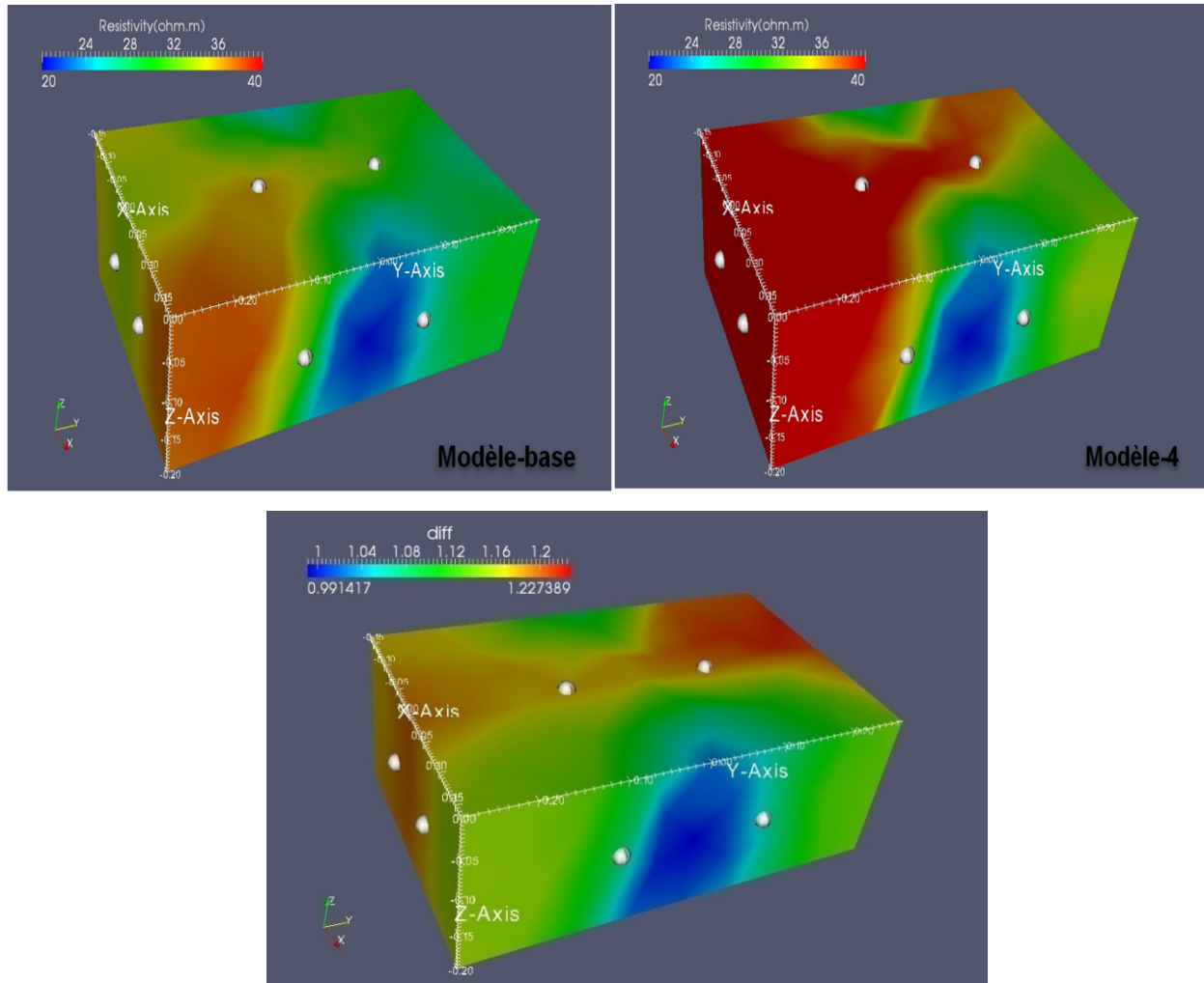


Figure 3.8 Modèle initial (base) et le modèle 4 (en haut), et le paramètre de normalisation (diff) d'inversion en suivi temporel avec un  $RMS=2.78\%$  et  $\chi^2=0.92$ .

Le paramètre de normalisation de la figure 3.7 est uniformément égal à 1 parce que ce sont les mêmes données qui ont été utilisées pour le modèle initial et le modèle numéro 2. Ainsi, la figure 3.8 montre une gamme du paramètre de normalisation variable en raison de la différence entre les données du modèle initial et celles du modèle numéro 4.

Cette brève étude montre que la méthode utilisée pour l'inversion en suivi temporel est basée sur le concept de normalisation.

### 3.4 Conclusion

Ce chapitre a présenté la méthodologie de la modélisation et l'inversion directe et en suivi temporel en 3D. Une analyse concrète a été effectuée pour concevoir l'effet des paramètres sur le résultat de calcul.

Une détermination du facteur de géométrie a été réalisée par modélisation. Ces valeurs illustrent que les facteurs géométriques calculés par les logiciels COMSOL et BERT, sont similaires. Pour certaines configurations des électrodes du bac, le facteur géométrique produit est une quantité plus grande voir infinie. Ceci peut être causé par deux électrodes placées sur une ligne équipotentielle produisant une différence de potentiel ( $\Delta V$ ) égale à zéro. Donc dans notre travail, la disposition de ces électrodes n'est pas utilisée. On a aussi vérifié qu'il n'y a pas de différence notable entre le  $\Delta V$  du bac sans l'entrée plastique et le  $\Delta V$  du bac avec l'entrée plastique.

Une série d'essais des paramètres d'inversion sur les données observées a été effectuée, pour avoir une compréhension appropriée de l'effet du paramètre de régularisation du changement de la résistivité du modèle initial sur le modèle final. Ainsi que d'étudier le concept de l'inversion en suivi temporel.

Dans l'étude du paramètre de régularisation ( $\lambda$ ), il a été constaté qu'en augmentant le lambda, le nombre d'itérations ainsi que l'erreur ( $RMS\%$ ) et le Chi-carrée ( $\chi^2$ ) ont augmenté et le modèle final est devenu plus lisse. Pour l'essai sur la variation de la résistivité du modèle initial, on a constaté que le paramètre de régularisation ( $\lambda$  final), le pourcentage d'erreur ( $RMS\%$ ) et le Chi-carrée convergent aux mêmes valeurs. Donc les modèles estimés ont été convenablement reliés avec les données observées. L'enquête du concept de l'inversion en suivi temporel a montré que le paramètre de normalisation ( $d_n$ ) est obtenu avec le changement du modèle surveillé par rapport au modèle initial.

## **CHAPITRE 4 ÉTUDE DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL**

### **4.1 Introduction**

Ce chapitre présente une étude des propriétés électriques (résistivité et chargeabilité), chimiques, et physiques du sol non contaminé et contaminé par des hydrocarbures pétroliers. Tout d'abord les équipements employés pour les mesures électriques du sol (ABEM et Syscal-Junior) puis la technique de mesure du sol en laboratoire sont décrits. Dans la deuxième partie, un calibrage est effectué sur les données mesurées (le teneur en eau et la constante diélectrique) par la méthode réflectométrie dans le domaine du temps(TDR). Cette calibration est nécessaire vu les dimensions de la sonde par rapport à celles du bac.

La troisième partie analyse les résultats des propriétés électriques du sol contaminé et non contaminé en fonction de la salinité, de la saturation en eau interstitielle, et de la saturation en hydrocarbure, dans ce cas l'huile de moteur fraîche.

Le quatrième partie décrit les résultats des analyses physiques (granulométrie, surface spécifique, densité relative et conductivité hydraulique), chimiques, et minéralogiques (diffraction X) du sol contaminé et non contaminé.

Dans la cinquième et sixième partie, les facteurs de cimentation et de formation, ainsi que la conductivité de surface du sol seront étudiés.

Les objectifs visés dans ce chapitre sont de corréler les caractéristiques électriques obtenues (résistivité apparente et effective et chargeabilité) aux autres propriétés chimiques et physiques du sol contaminé et non contaminé, et, ainsi, d'avoir une estimation de la sensibilité de la méthode électrique (DC) et de polarisation provoquée (PP) dans le domaine temporel pour détecter la concentration en hydrocarbure.

### **4.2 Équipements de mesure au laboratoire**

En laboratoire, les essais ont été réalisés sur des échantillons de sol (sable et till des Basses-Terres du St-Laurent). Les échantillons ont été placés dans des bacs en plastique de dimensions

(L x l x h) 55.4 cm x 33.6 cm x 20 cm. Des électrodes en acier inoxydable ont été installées sur les faces des bacs. Deux électrodes non polarisables (SDEC, France) ont aussi été placées à la surface du sol (figure 4.2)

En raison de la position et l'arrangement particulier des électrodes installées, les arrangements classiques comme le dipôle-dipôle, Wenner, Schlumberger, et pôle-pôle ne sont pas applicables. Donc pour cette expérience, on a plutôt tenté une approche de tomographie électrique en utilisant deux types d'arrangement des électrodes (Figure 4.1).

Dans l'arrangement A, chaque paire d'électrode est utilisée comme un dipôle émetteur tout en mesurant les tensions à tous les autres dipôles. Cette séquence permet la vérification de la réciprocité et de la qualité des données.

L'arrangement B est similaire à la configuration bipole-bipole. Dans cette configuration, la première paire d'électrodes est choisie comme un émetteur de courant (I positif) et un récepteur de potentiel (C1 et P1), la deuxième contient les électrodes de retour de courant (I négatif) et de potentiel (C2 et P2). Cette dernière doit être choisie vis à vis de la première paire d'électrodes (figure 4.1).

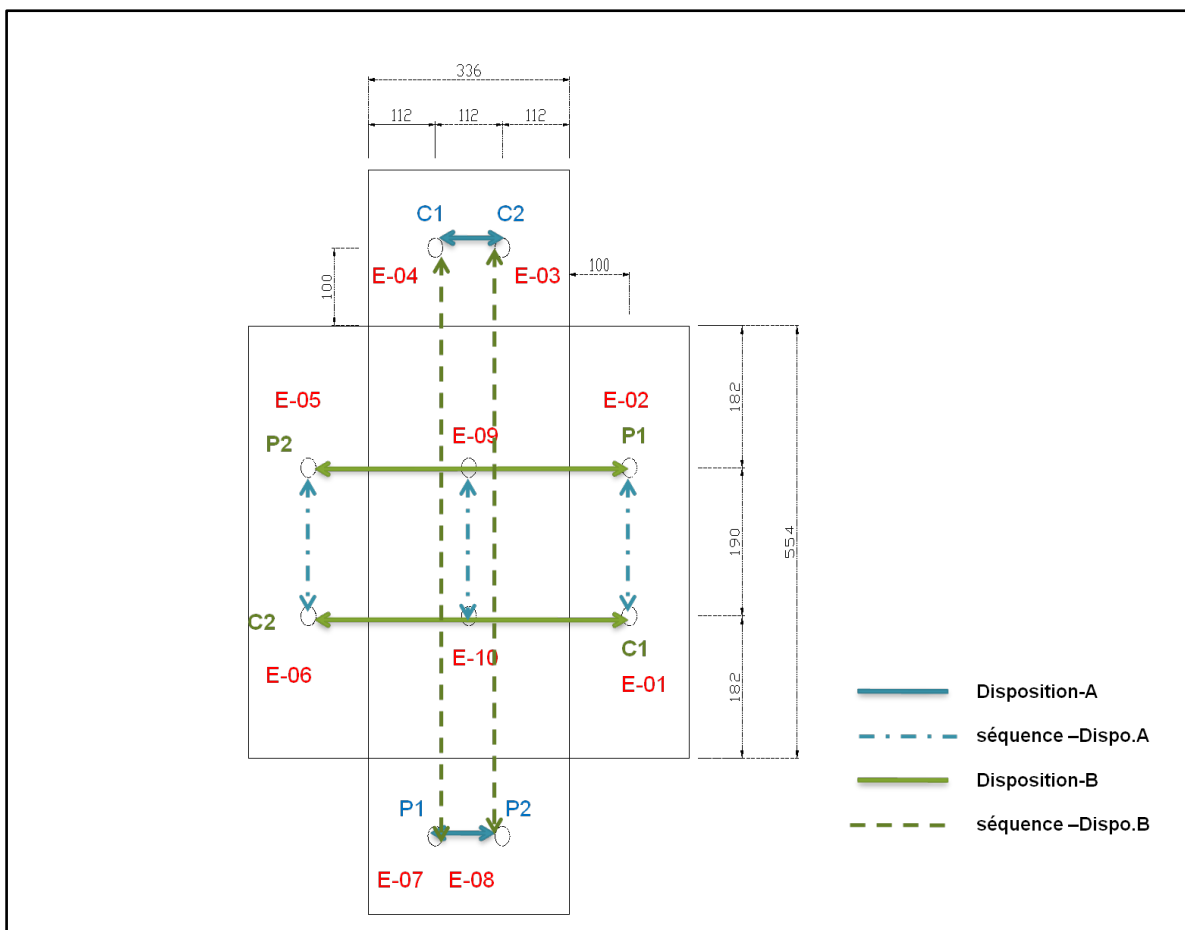


Figure 4.1 Dimensions du bac (en millimètre) et disposition des électrodes installées.



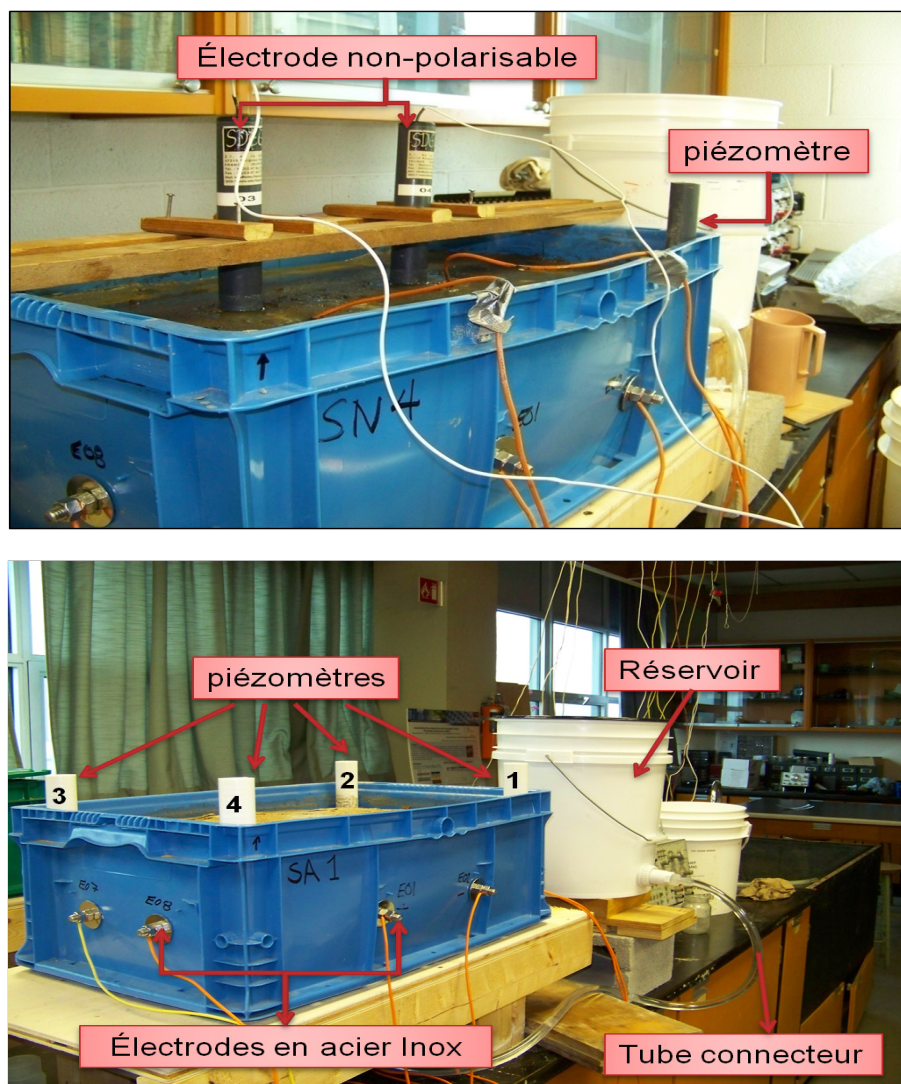


Figure 4.2 Vues sur les bacs de sol et les montages expérimentaux.

La figure 4.2 montre les bacs bleus en plastique remplis de deux types de sol (sable et till). Il est possible de distinguer des petits tubes verticaux perforés utilisés comme piézomètres. Ces piézomètres ont permis de recueillir les échantillons d'eau, et de surveiller des niveaux de celle-ci. Un réservoir d'eau est connecté au bac pour saturer le sol d'eau. Le drainage est assuré par un tube placé au centre au fond du bac.

#### 4.2.1 Procédure de mesure en laboratoire

Cette procédure est divisée en deux parties :

La mesure de sol non-contaminé est réalisée par une séquence de saturation et drainage de l'eau. Durant la saturation du sol, la chimie de l'eau interstitielle est variée en ajoutant du sel

(NaCl) dans le réservoir (voir figure 4.2). La conductivité électrique et la température de l'eau ont été prélevées dans les piézomètres et mesurées en utilisant un conductivimètre CyberScan 400.

L'objectif de cette partie est d'essayer de trouver une relation entre les propriétés électriques (résistivité et chargeabilité) du sol non contaminé d'une part, et la saturation ( $S_W$ ) et la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ) d'autre part.

La deuxième étape consiste à mesurer les propriétés électriques du sol contaminé en augmentant la quantité (concentration) d'hydrocarbures (l'huile à moteur fraîche). A chaque étape de mesure, on a dispersé de façon homogène à l'œil à la surface du sol. Il faut les laisser pénétrer dans l'espace poral du sol. Cette expérience est réalisée afin d'étudier la relation entre les propriétés électriques du sol et la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

Au début de notre travail, les mesures électriques sont effectuées à l'aide d'appareil ABEM SAS4000, et puis en raison de l'absence de cet appareil, les mesures en laboratoire sont réalisées avec d'appareil Syscal Junior d'IRIS Instrument.

L'ABEM a été ajusté en mode de polarisation provoquée (P.P) qui permet de mesurer parallèlement la résistivité et la chargeabilité électrique apparente du sol. Dans le mode (P.P), la décroissance transitoire de la tension est mesurée lorsque le courant transmis est coupé. La tension est mesurée sur quatre intervalles de temps, le temps total est limité à 4 secondes. Le premier intervalle commence après le délai initial  $\Delta t_d$  ajusté à 100ms pour éviter les problèmes d'induction électromagnétique causés par les branchements. La longueur des intervalles de temps peut être exprimée par l'équation suivante [45]:

$$\Delta t_i = n \times f^{i-1} \Delta t_0 \quad (4.1)$$

$\Delta t_0$  est l'intervalle de temps fondamental qui est respectivement 16,67 msec dans les zones à fréquence de 60 Hz.  $n$  est un coefficient (par défaut = 1), le  $f$  est l'exposant supplémentaire ( $f=2$ ), et  $i$  l'indice de fenêtre de temps (1, 2, 3, 4).

Les paramètres d'acquisition dans le mode PP sont les suivantes:

- Courant injecté=20mA.
- Time (on) off=4s.

- $T(3.10s)$  est le cycle total du temps d'injection pour mesurer la première différence de potentiel et calculer la résistivité apparente.
- Délai initial=100ms, est un délai entre le temps de coupure du courant et le début de la mesure de la chargeabilité.
- Nombre de fenêtres de mesure : 4 ( $\Delta t_i = 100, 200, 400, 800$  en ms)
- Limite d'erreur (écart type)=5%
- Min Stack=4 Max Stack=8; par exemple, si à l'intérieur de 8 cycles de mesure, l'écart type est inférieur à 5%, la mesure s'arrête et la valeur est affichée. Sinon, la mesure porte sur 8 cycles au maximum, et la valeur moyenne et l'écart-type sont affichés.

À l'aide du SAS4000 d'ABEM, la chargeabilité électrique peut être définie par l'équation suivante [45] :

$$M_{t_i t_{i+1}} = \frac{1}{v_0(t_{i+1} - t_i)} \int_{t_i}^{t_{i+1}} V(t) dt \quad [msec] \quad (4.2)$$

où  $V(t)$  est la courbe de décharge,  $t_i$  et  $t_{i+1}$  le début et la fin de l'intervalle, et  $V_0$  la tension mesurée avant que le courant ne soit coupé.

Pour chacune des fenêtres de temps ( $\Delta t_i$ ), l'unité de chargeabilité mesurée par SAS4000 en milliseconde peut être convertie en millivolt par volt :

$$M_i \left( \frac{mV}{V} \right) = M_i (ms) \times \frac{1000}{\Delta t_i} \quad (4.3)$$

Le résistivimètre Syscal Junior est utilisé avec la configuration de résistivité apparente (Rho) et PP. Cette configuration permet de mesurer la résistivité et la chargeabilité apparente dans le même intervalle de temps [46].

À l'aide de Syscal junior, la chargeabilité partielle de chaque intervalle ( $M_i$ ) peut être mesurée comme suite :

$$M_i = \int_{TM_i} V dt / TM_i \cdot V_{MN} \quad (4.4)$$

La chargeabilité totale ( $M_{total}$ ) est calculée par l'équation suivante :

$$M_T = \frac{\sum_{i=1}^n (M_i \cdot T_{-}M_i)}{\sum_{i=1}^n T_{-}M_i} \quad (4.5)$$

$n$  est le nombre d'intervalle de PP,  $T_{-}M_i$  l'intervalle de chargeabilité " $i$ ", il faut noter que les  $M_T$  et  $M_i$  sont en mV /V.

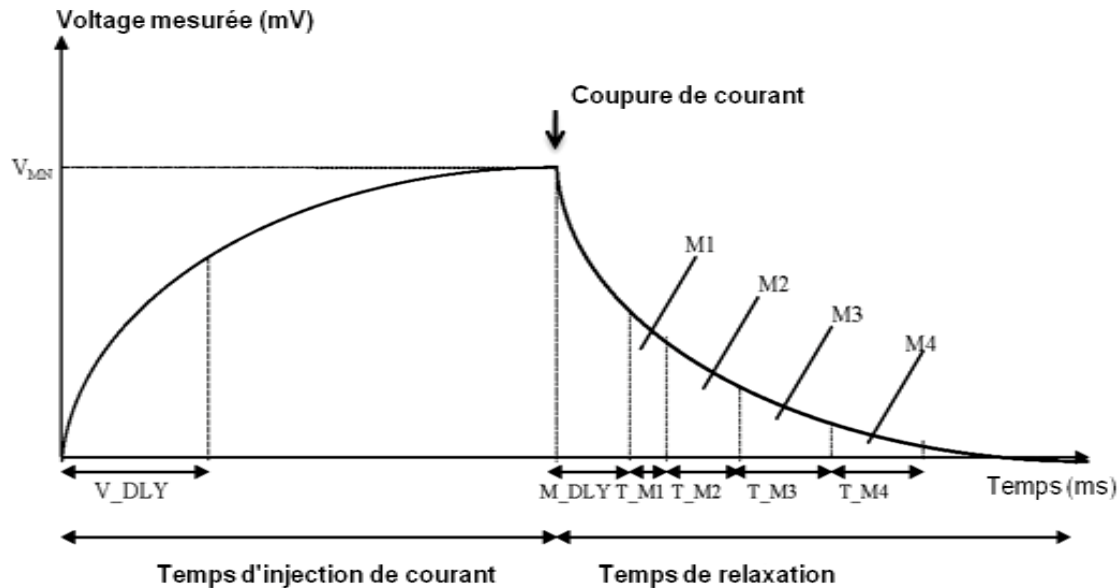


Figure 4.3 Courbe de tension secondaire en polarisation provoquée en fonction du temps d'injection et temps de relaxation.  $M\_DLY$ ,  $T\_M1$ ,  $T\_M2$ ,  $T\_M3$  et  $T\_M4$  respectivement représentent le délai entre le temps de coupure du courant et le temps du début des mesures, et les intervalles de temps pour mesurer la chargeabilité.

La figure 4.3 montre la décroissance de tension après la coupure de courant pour mesurer la chargeabilité dans chaque intervalle de temps ( $T_{-}M_i$ ).

Les paramètres ajuste sont les suivants :

- $Time$  (ms) =2000 est la durée de l'injection.
- $V\_DLY$  (ms) =1500 est délai à l'injection du courant à partir duquel seront mesurés la tension et la résistivité apparente du sol.
- $M\_DLY$  (ms) =100 est le délai entre le temps de coupure du courant et le temps du début des mesures de chargeabilité.
- $T\_M1=100ms$ ,  $T\_M2=200ms$ ,  $T\_M3=400ms$ ,  $T\_M4=800ms$  sont les intervalles de temps pour estimer la chargeabilité.

- Stack min=4, et Stack max=8 sont les nombres minimal et maximal de cycles participant à la sommation cohérente.
- Qmax=3% est la valeur maximale de l'écart-type de la résistivité (chargeabilité) en pourcentage.

### 4.3 Calibrage des données de la méthode de réflectométrie dans le domaine temporel (TDR)

Durant la mesure de la teneur en eau ( $\theta$ ) et de la constante diélectrique ( $\epsilon_b$ ) par TDR, on n'a pu enfoncer que seulement dix-sept centimètres de la taille réelle de la sonde (20cm) en raison de la faible épaisseur de sol. Donc une séquence de calibrage doit être réalisée sur les données mesurées du sol par la méthode TDR pour corriger la constante diélectrique pour la partie (3 cm) non-inclue dans le sol.

#### 4.3.1 Méthodologie de calibrage

Dans ces essais, un cylindre en plastique est rempli à trois reprises d'une couche (cellule) de sable ( $M_s=600\text{gr}$ ). Chaque cellule est mélangée avec une quantité d'eau ( $M_w$ ), et elle est compactée (figure 4.4).

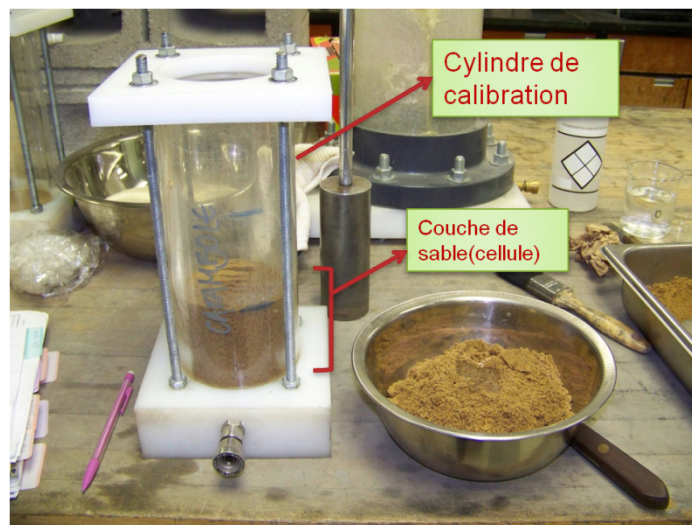


Figure 4.4 Équipements utilisés pour le calibrage des données par TDR.

Ce cylindre doit reposer durant une journée (24h) pour que l'eau se distribue uniformément dans le sol. Finalement, la teneur en eau ( $\theta$ ) et la constante diélectrique ( $\epsilon_b$ ) du sol sont mesurées. Pour calculer la teneur en eau massique ( $\omega$ ) du sol, une petite quantité du sol est échantillonnée (équation 4.6).

Tableau 4.1 : Données mesurées durant le calibrage.

NC	$M_s(g)$	$M_w(g)$	Hauteur de sol	$MT=Ms+Mw+M_{cylindre} (g)$	$M_{cylindre} vide (g)$	$M_{sol}=MT-M_{cylindre} vide (g)$
1	600	5.1	7	3181.95	2576.2	605.75
2	600	5.1	14.16	3786.2	2576.2	1210
3	600	5.1	21.16	4388.9	2576.2	1812.7

Tableau 4.2 : Résultat de calibrage :

Volume sol ( $cm^3$ )	$M_{sol} humide$	$M_{sol} sec$	$\omega$	$M_{w-ech}$	$\theta_w$ -calculé	$\theta_{TDR}$	$\epsilon_b$ -TDR	$\theta$ -Eq. Topp
1140.12	69.8	69.1	0.01	18.18	0.0159	0.03	3	0.0298

Les tableaux 4.1 et 4.2 présentent les paramètres mesurés et calculés pendant le calibrage des données par TDR.

La teneur en eau massique ( $\omega$ ) peut être calculée :

$$\omega = \frac{M_{sol\ humid} - M_{sol\ sec}}{M_{sol\ sec}} \quad (4.6)$$

La masse d'eau pour un échantillon de sol ( $M_{w-ech}$ ) est obtenue par :

$$M_{w-ech} = M_{sol} \times \left( \frac{\omega}{1+\omega} \right) \quad (4.7)$$

La teneur en eau volumique du sol peut être calculé par :

$$\theta_{w-volumique} = \frac{V_w}{V_T} = \frac{M_{w-ech} / \rho_w}{V_T} \quad (4.8)$$

$\rho_w$  est la masse volumique de l'eau égale à  $1\text{ gr/cm}^3$ , et le  $V_T$  est le volume de sol.

Pendant la mesure en laboratoire, deux types de sonde ont été utilisés : sonde normale et sonde gainée pour mesurer la teneur en eau et la constante diélectrique du sol. Donc, la calibration a également été effectuée avec ces deux sondes. Au tableau 4.3, on présente les mesures suivant les



quatre étapes réalisées avec la sonde normale. Dans le dernier essai, cette sonde n'a pas été capable de mesurer la teneur en eau ( $\theta_w = 0$ ) et la constante diélectrique ( $\epsilon_b = 0$ ). Cela peut être en raison de l'augmentation de la dissolution des ions dans l'eau interstitielle du cylindre qui influence la croissance de l'atténuation des signaux.

Tableau 4.3 : Mesures par la sonde normale.

Numéro	$\theta_{w\text{-volumique}}$	$\theta_{TDR}$	$\epsilon_{b\text{-TDR}}$	$\theta_{Eq.Topp}$
Étape-1	0.015945	0.03	3	0.029766
Étape-2	0.020626	0.085	5.3	0.086951
Étape-3	0.025447	0.06	4.3	0.062732
Étape-4	0.031000	-	-	-

Pour avoir un modèle fiable de  $\theta_{w\text{-volumique}}$  en fonction de  $\theta_{TDR}$ , d'autres essais ont été réalisés à l'aide d'une sonde gainée (figure 4.5) qui permet de diminuer l'atténuation des signaux.

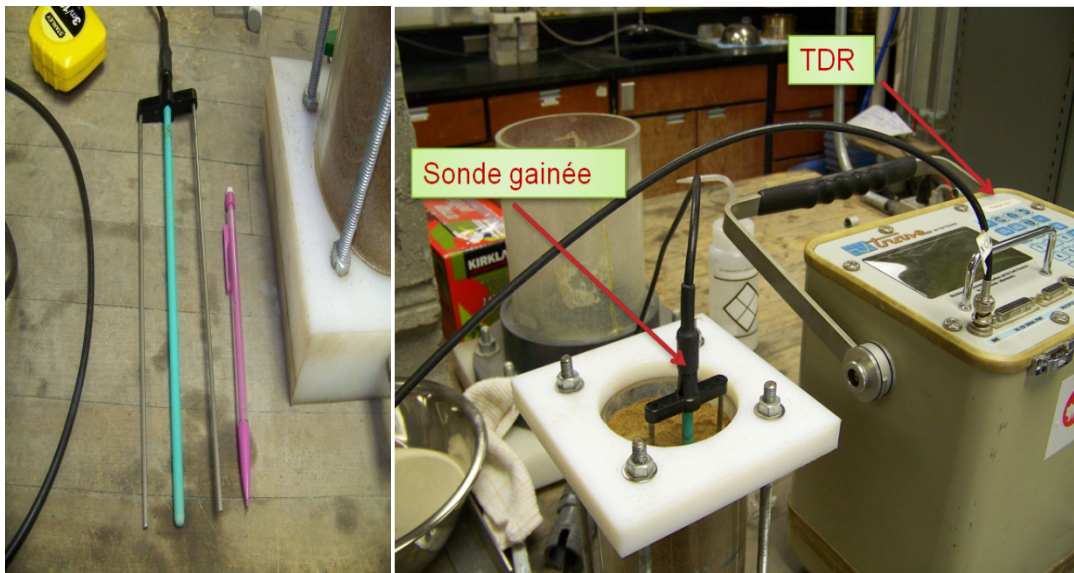


Figure 4.5 Équipements de calibrage avec la sonde gainée.

Tableau 4.4 : Mesures à l'aide de la sonde gainée.

Numéro	$\theta_{w\text{-volumique}}$	$\theta_{TDR}$	$\epsilon_{b\text{-TDR}}$	$\theta_{Eq.Topp}$
Étape-1	0.015945	0.025	2.9	0.027159
Étape-2	0.020626	0.035	3.2	0.034949
Étape-3	0.025447	0.047	3.7	0.047728
Étape-4	0.031415	0.06	4.2	0.060257
Étape-5	0.046784	0.087	5.4	0.089319
Étape-6	0.069176	0.091	5.6	0.094027
Étape-7	0.072507	0.115	6.5	0.114743

Étape-8	0.085084	0.1185	6.65	0.118122
Étape-9	0.103362	0.149	7.7	0.141194
Étape-10	0.119639	0.156	8.1	0.149720

Durant ces expériences, la quantité d'eau ajoutée pour chaque cellule du sol varie; 5ml pour les quatre premières étapes, 10ml de la cinquième à la neuvième étape, et 14ml pour la dernière étape. Mais la quantité de sol doit rester constante ( $M_S = 600\text{gr}$ ).

En considérant les tableaux 4.3 et 4.4, la teneur en eau volumique par l'équation 2.50 [30] est exactement égale à la teneur en eau mesurée par TDR ( $\theta_{TDR}$ ). Il faut remarquer que cette équation peut être utilisée dans les conditions de calibration ( $\theta < 0.5$ ).

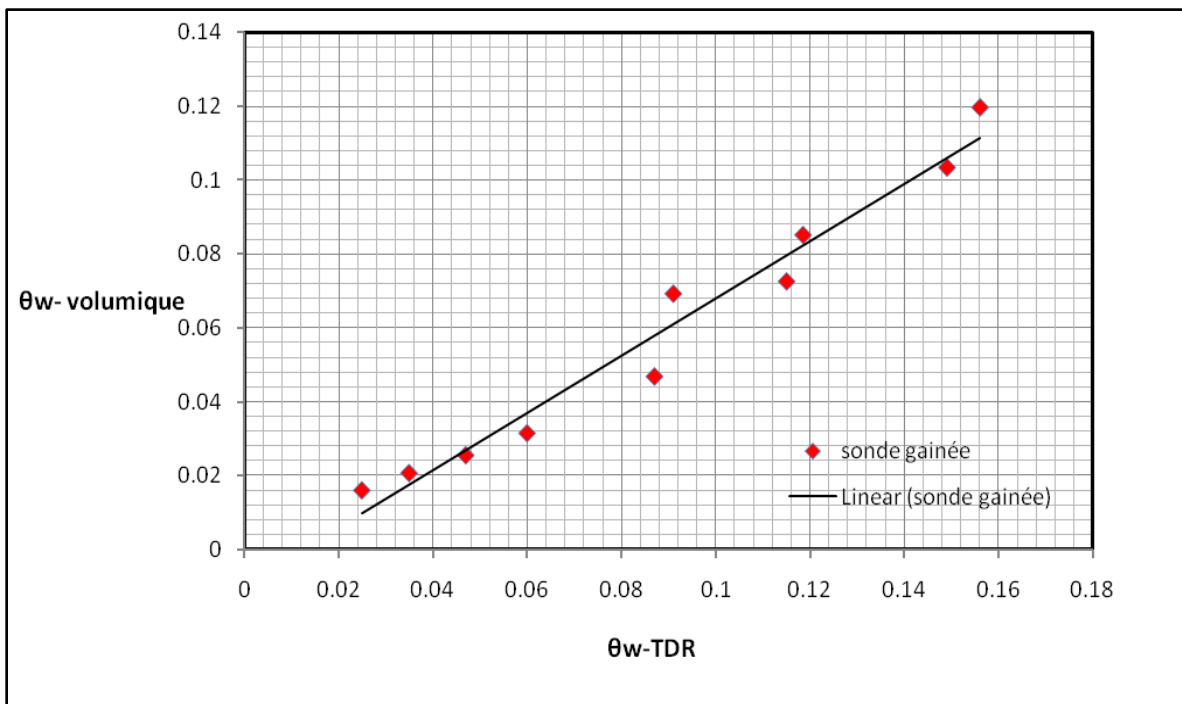


Figure 4.6 Teneur en eau volumique ( $\theta_{w- volumique}$ ) en fonction de la teneur en eau mesurée par TDR ( $\theta_{TDR}$ ).

La figure 4.6 montre que la teneur en eau volumique augmente avec la teneur en eau mesurée du cylindre par TDR. En utilisant ces résultats et par la méthode des moindres carrés, une ligne droite est ajustée pour les données du cylindre de sol ( $\theta_{w- volumique}$ ) en fonction de  $\theta_{TDR}$ .

Ainsi que par l'interprétation, il est possible d'estimer le  $\theta_{w- volumique}$  du bac rempli pour chaque valeur de  $\theta_{TDR}$  du bac de sol. Le tableau 4.5 présente les résultats obtenus de  $\theta_{w- volumique}$  dans le sol du bac.



Tableau 4.5 : Données de teneur en eau mesurée par TDR et les données interpolées du bac rempli ( $\theta_{w- volumique}$ ).

Premier conteneur de sable (SA1)	$\theta_{TDR}$ bac	$\theta_{w- volumique}$ bac
22 /oct/ 2010	0.070667	0.045291
16/oct/2010	0.084333	0.055885
10/oct/2010	0.093	0.062603
28/sept/2010	0.141333	0.10007

Dans la deuxième calibration, les données de  $\theta$  et  $\varepsilon_b$  sont mesurées par rapport au changement de la longueur de la sonde dans un cylindre du sable. À l'aide des équations 2.48, le premier intervalle de temps ( $t_1$ ) est calculé par [29] :

$$t_1 = \sqrt{\varepsilon_{estimé} \times \left(\frac{2l}{c}\right)^2} = \sqrt{\varepsilon_{estimé}} \times \left(\frac{2l}{c}\right) \xrightarrow[c=\frac{\sqrt{\varepsilon_b}}{v}]{} t_1 = \frac{2l}{v} \quad (4.9)$$

Le premier intervalle de temps ( $t_1$ ) est déterminé par l'aller-retour d'une impulsion sur la longueur variable de la sonde ( $l$ ) enfoncée dans un cylindre de sable. En considérant l'équation 2.49, le deuxième intervalle de temps ( $t_2$ ) est en fonction de la vitesse de la propagation, et la différence entre la longueur variable et la longueur constante ( $L-l$ ) de la sonde utilisée pendant ce calibrage :

$$t_2 = \frac{2(x_2 - x_1)}{V_p \times c} = \frac{2(L-l)}{V_p \times c} \xrightarrow{V_p=0.99} t_2 = \frac{2(L-l)}{c} \quad (4.10)$$

Selon les équations 4.9 et 4.10, le temps de propagation total ( $t$ ) est obtenu par :

$$t = t_1 + t_2 \Rightarrow t = \frac{2l}{v} + \frac{2(L-l)}{c} \quad (4.11)$$

En utilisant les équations précédentes et l'équation 2.48, la constante diélectrique estimée peut être calculé par :

$$\begin{aligned} \frac{2L}{c} \sqrt{\varepsilon_b} &= \frac{2l}{c} \sqrt{\varepsilon_{estimé}} + \frac{2(L-l)}{c} \Rightarrow \frac{2l}{c} \sqrt{\varepsilon_{estimé}} = \frac{2L}{c} \sqrt{\varepsilon_b} - \frac{2(L-l)}{c} \Rightarrow \\ \sqrt{\varepsilon_{estimé}} &= \frac{c}{2l} \left( \frac{2L}{c} \sqrt{\varepsilon_b} - \frac{2(L-l)}{c} \right) \Rightarrow \varepsilon_{estimé} = \left( \frac{c}{2l} \left( \frac{2L}{c} \sqrt{\varepsilon_b} - \frac{2(L-l)}{c} \right) \right)^2 \end{aligned} \quad (4.14)$$

Les deux modèles des figures 4.7 et 4.8 présentent les estimations de la constante diélectrique ( $\varepsilon_{estimé}$ ) en fonction de la longueur variable à la puissance 1 ( $l$ ) et à la puissance 2 ( $l^2$ ).

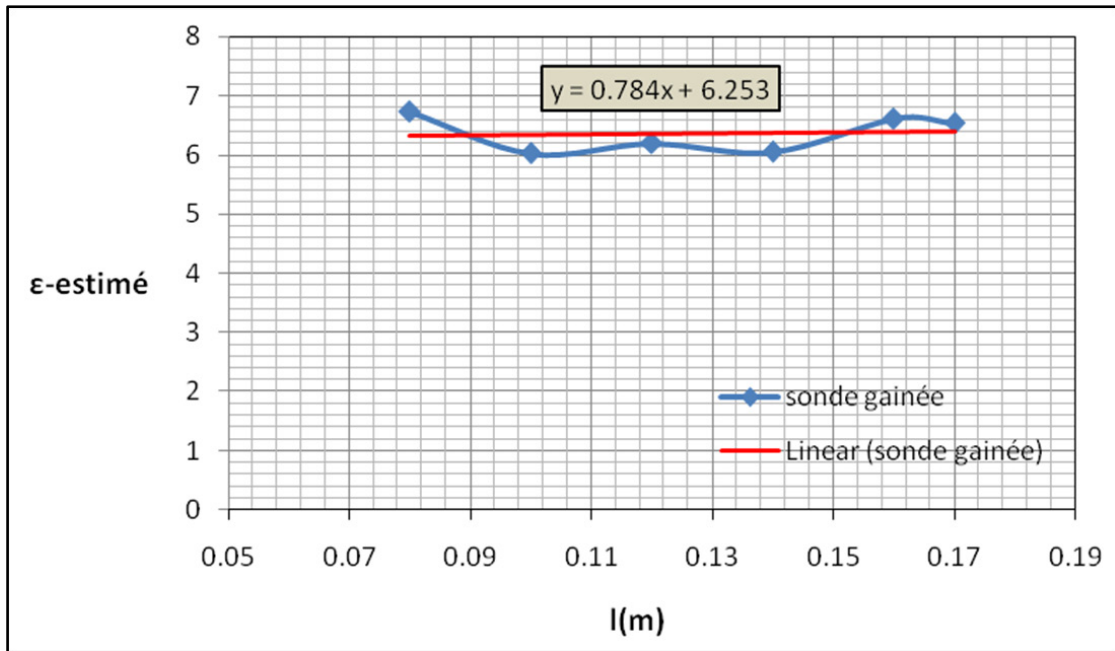


Figure 4.7 Constante diélectrique estimée en fonction de longueur de la sonde ( $l$ ).

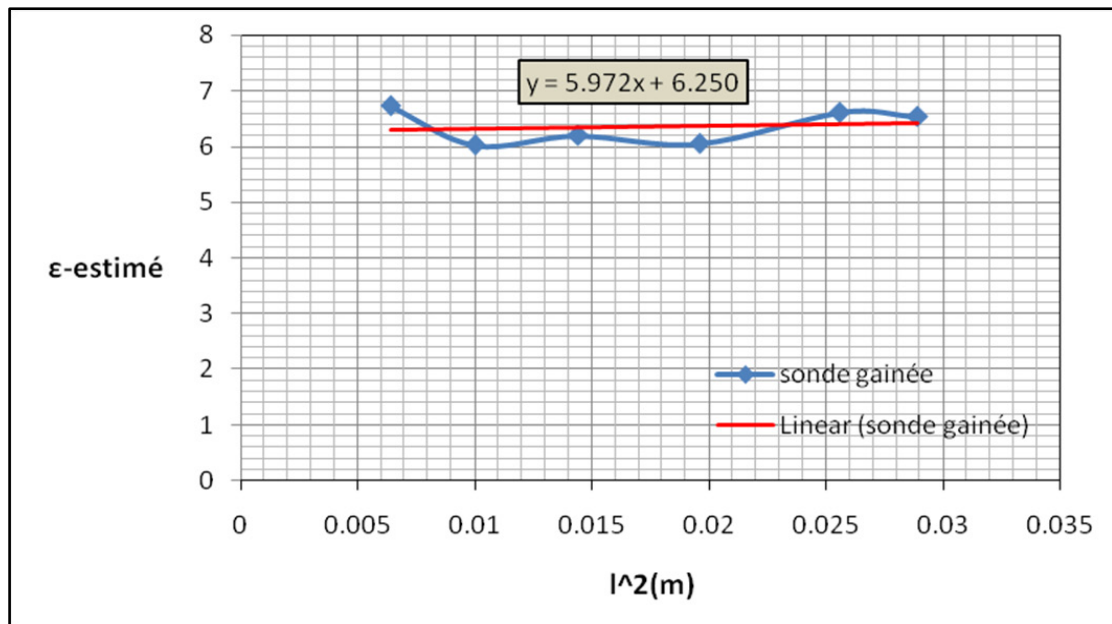


Figure 4.8 Constante diélectrique estimée en fonction de la longueur au carré de la sonde ( $l^2$ ).

Dans chacun de ces modèles, une courbe de tendance est calculée par une équation linéaire. Il faut remarquer qu'on cherche la valeur moyenne plutôt que la tendance car théoriquement les valeurs devraient être les mêmes et donc constantes.

En considérant ces équations linéaires, le tableau 4.6 présente le  $\epsilon$  estimé en fonction de la longueur constante de la sonde ( $L=0.2$ ) et du carré de cette longueur ( $L^2=0.04$ ). Ce tableau montre que les valeurs de  $\epsilon_{\text{estimés}}$  sont semblables.

Tableau 4.6 : Constantes diélectriques estimées.

Modèle	$x = \text{longueur } L \text{ (m)}$	$y = \epsilon_{\text{estimé}}$
$y = 5.972x + 6.250$	0.04	6.49
$y = 0.784x + 6.253$	0.2	6.41

En utilisant les valeurs de  $\epsilon_{\text{estimé}}$  pour 17cm et 20 cm pour la taille de la sonde, il est possible de corriger les données de la constante diélectrique mesurée par TDR :

$$\epsilon_{\text{réel}} = \frac{\epsilon_{\text{estimé}} - 20 \text{ cm}}{\epsilon_{\text{estimé}} - 17 \text{ cm}} \times \epsilon_{\text{mesuré}} \quad (4.15)$$

En utilisant la constante diélectrique réelle ( $\epsilon_{\text{réel}}$ ) dans l'équation 2.50 la teneur en eau réelle peut être calculée.

## 4.4 Étude des propriétés électriques du sol

La résistivité (ou la conductivité électrique) et la chargeabilité électrique du sol (sable et till) sont étudiées. Le rapport entre ces propriétés et la salinité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ), la saturation en eau ( $S_w$ ), et la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) sont analysées.

### 4.4.1 Rapport avec la salinité de l'eau interstitielle

Les figures 4.9 et 4.10 présentent la conductivité et la chargeabilité apparentes du till saturé ( $S_w=1$ ) non contaminé en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ). Ces résultats montrent que la conductivité apparente augmente et la chargeabilité apparente diminue avec la salinité de l'eau ( $\sigma_w$ ). Ces mesures ont été réalisées pour les électrodes de courants (EC) 01-02 et les électrodes de potentielles (EP) 05-06, ainsi que pour les électrodes EC : 03-07, et EP:04-08. Dans ces figures les intervalles de la conductivité et de la chargeabilité apparente sont présentés pour chacune des mesures.

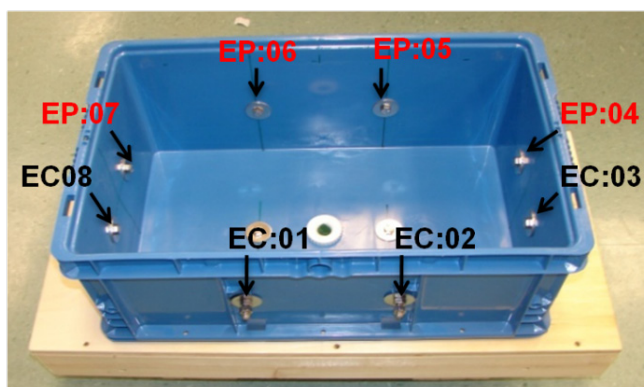
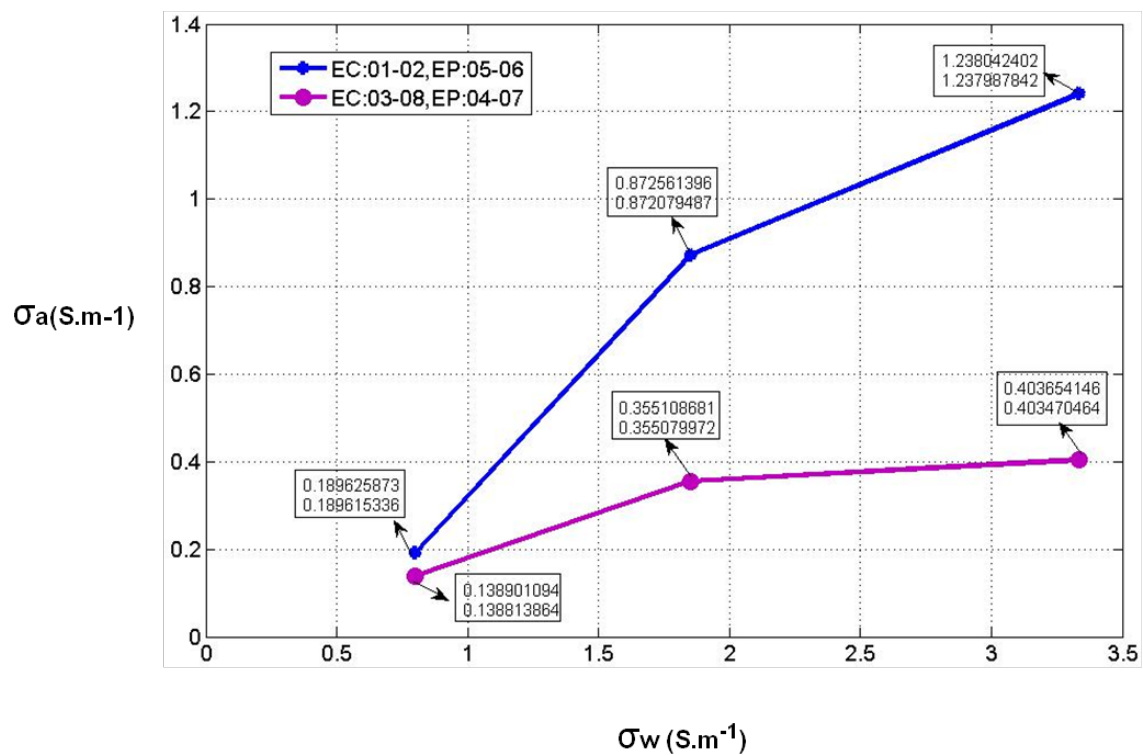


Figure 4.9 Conductivité apparente ( $\sigma_a$ ) du till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ) (S/m).

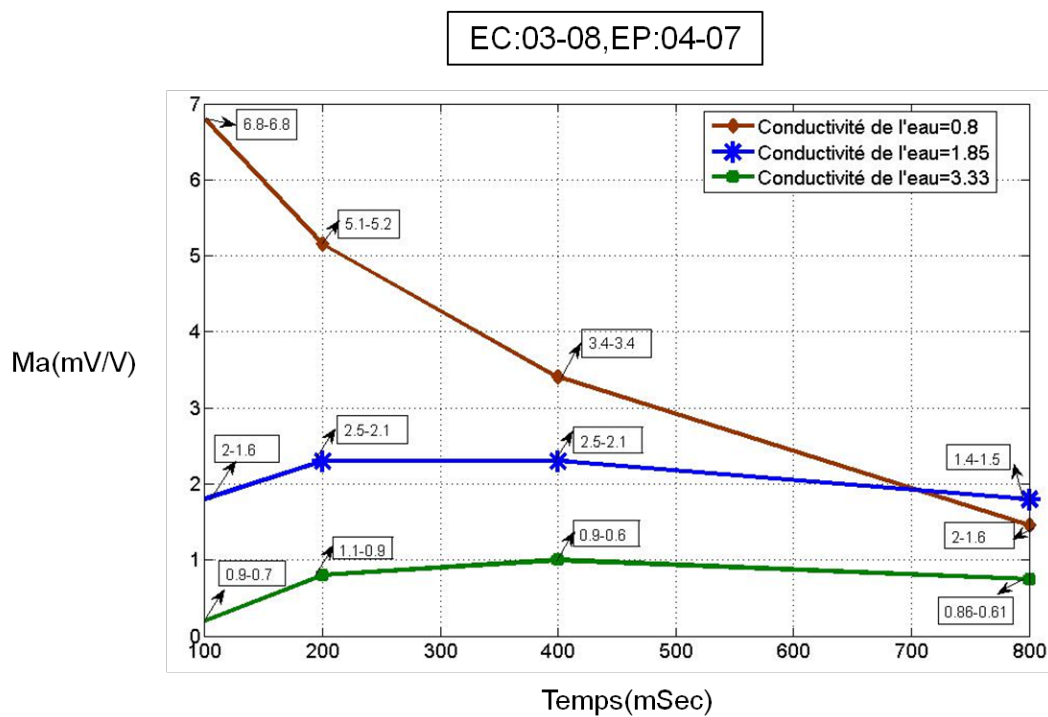
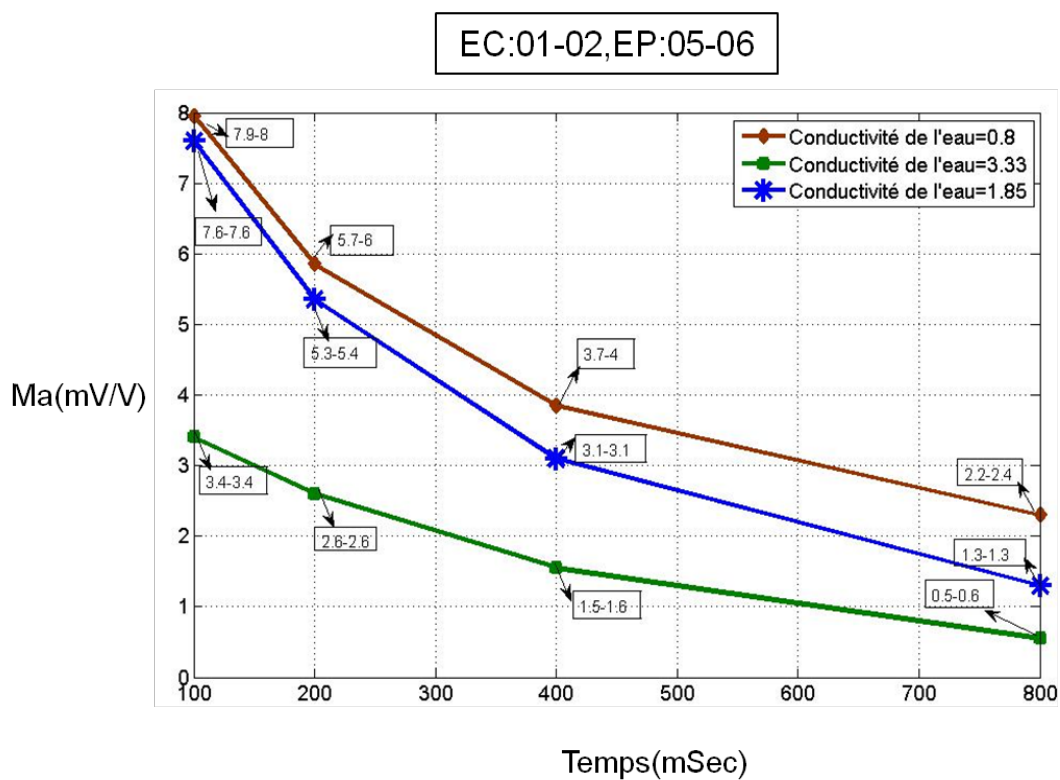


Figure 4.10 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) pour le till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ).

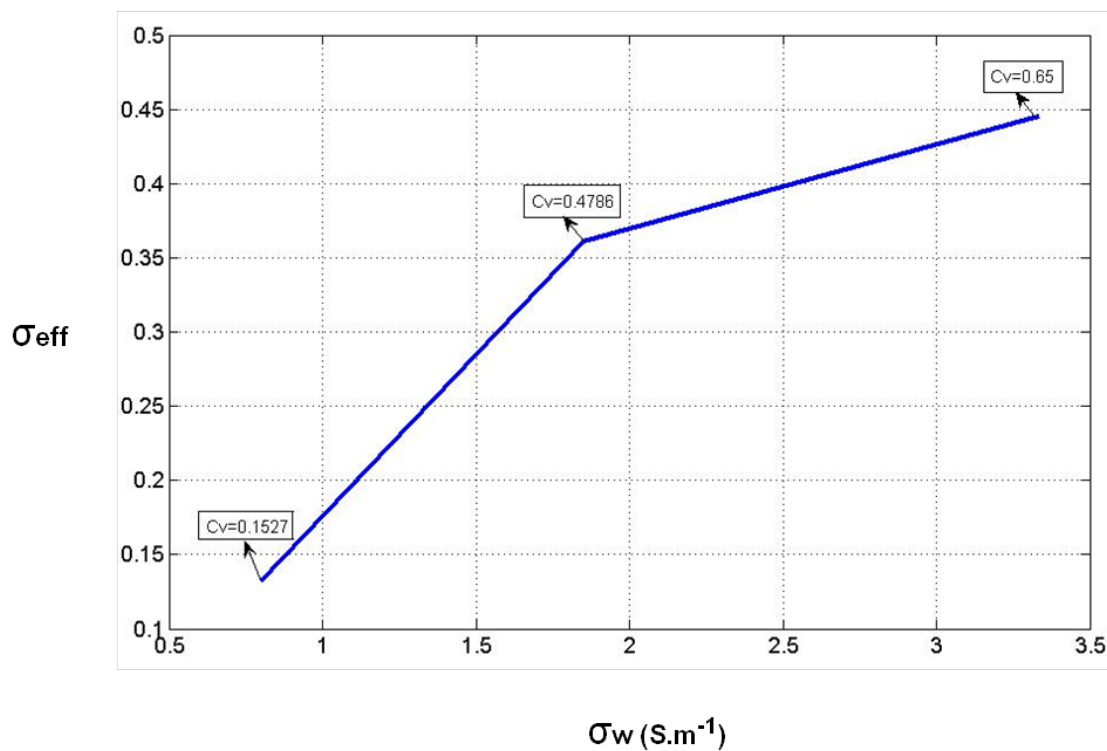


Figure 4.11 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ).

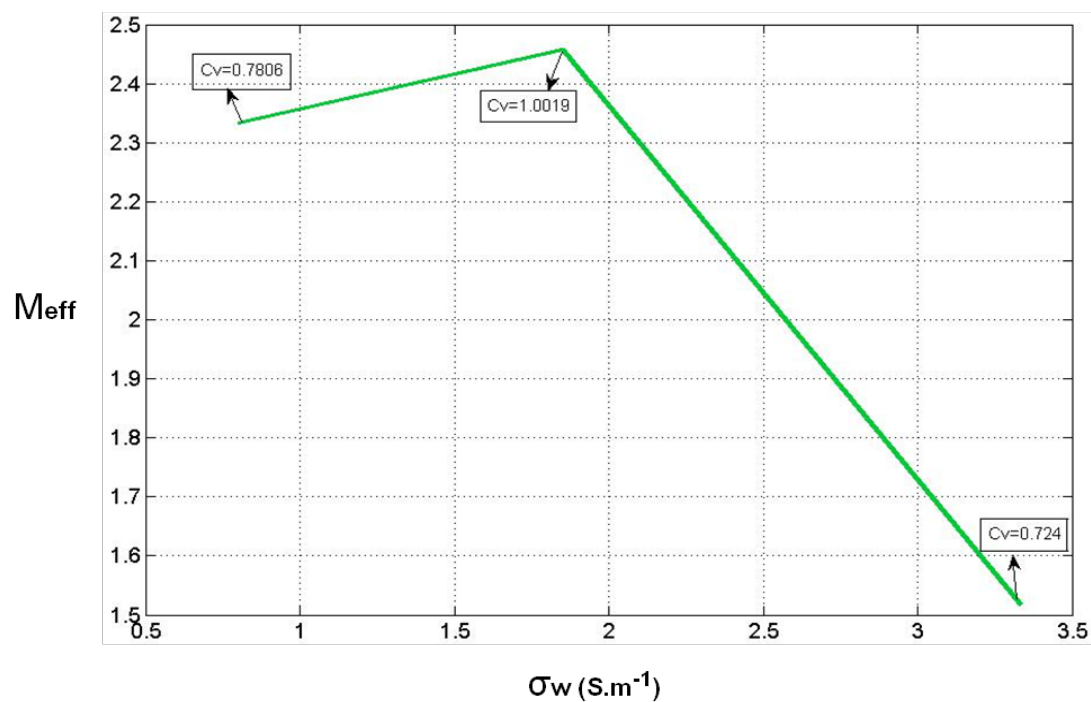


Figure 4.12 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) de till non contaminé NS3 en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ).

Les figures 4.11 et 4.12 présentent la conductivité et chargeabilité effective du till saturé non contaminé en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle. Ces résultats sont une moyenne pondérée des réponses électriques (résistivités, conductivité et chargeabilité) des sept cent cinquante-huit tétraèdres dans les modèles d'inversion en trois dimensions (3D) :

$$M_{pondérée} = \frac{\sum_{i=1}^n (d_i \times V_i)}{\sum_{i=1}^n V_i} \quad (4.16)$$

$$V_i = 1/6 \cdot \det|a - b, b - c, c - d| \quad (4.17)$$

$M_{pondérée}$  est la moyenne pondérée ou la valeur effective des réponses électriques du sol,  $V_i$  le volume du tétraèdre,  $d_i$  est donnée électrique (la conductivité, la résistivité et la chargeabilité électrique) du tétraèdre.

$a = (a_1, a_2, a_3)$ ,  $b = (b_1, b_2, b_3)$ ,  $c = (c_1, c_2, c_3)$ , et  $d = (d_1, d_2, d_3)$  sont les coordonnées des sommets de chaque tétraèdre, et  $n$  est le numéro de tétraèdres.

Ces figures montrent que la conductivité effective du till augmente avec la salinité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ). Mais la chargeabilité effective décroît en augmentant la conductivité de l'eau. Il faut noter que la salinité de l'eau est limitée, car il n'est pas possible de nettoyer complètement le till salé et le contaminer par l'hydrocarbure. C'est pour cette raison que les propriétés électriques ne peuvent être précisément étudiées en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle.

Le coefficient de variation ( $C_V$ ) est présenté pour chaque mesure de la conductivité et chargeabilité effective. Ce paramètre est une mesure de la dispersion relative. Elle peut être définie comme un rapport entre la racine carrée de la variance (l'écart-type) et la moyenne pondérée :

$$C_V = \frac{\sqrt{Var_{M.pondérée}}}{M_{pondérée}} \quad (4.18)$$

$$Var = \frac{\sum_{i=1}^n V_i \times (\sigma_i - M_{pondérée})^2}{\sum_{i=1}^n V_i} \quad (4.19)$$

$C_V$  est le coefficient de variation,  $Var$  est la variance de la moyenne pondérée.

#### 4.4.2 Rapport avec la saturation en eau

À la figure 4.13, la résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable SA1 non contaminé augmente avec la diminution de la saturation en eau ( $S_w$ ). La figure 4.14 montre que pour les électrodes de courant (EC) 05-06 et les électrodes de potentiel (EP) 01-02, avec la diminution de la saturation en eau, la chargeabilité apparente du sable SA1 commence à augmenter, et par la suite durant la desaturation, la chargeabilité apparente diminue. Pour les électrodes (EC) 07-08, et (EP) 03-04, les résultats montrent que la chargeabilité apparente du sable saturé ( $S_w = 0.98$ ) est plus élevée que la chargeabilité du sable avec  $S_w = 0.33$ . Ensuite dans le point de  $S_w = 0.27$ , la chargeabilité apparente remonte, et par la suite durant la desaturation, la chargeabilité apparente commence à diminuer.

Dans ces figures, un intervalle de conductivité et de chargeabilité apparente est présenté pour chacune des mesures.



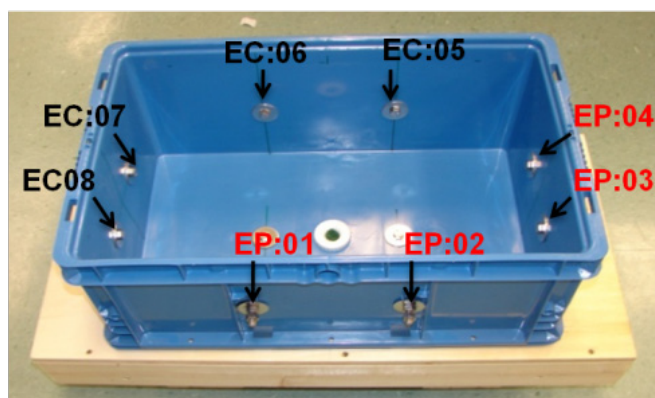
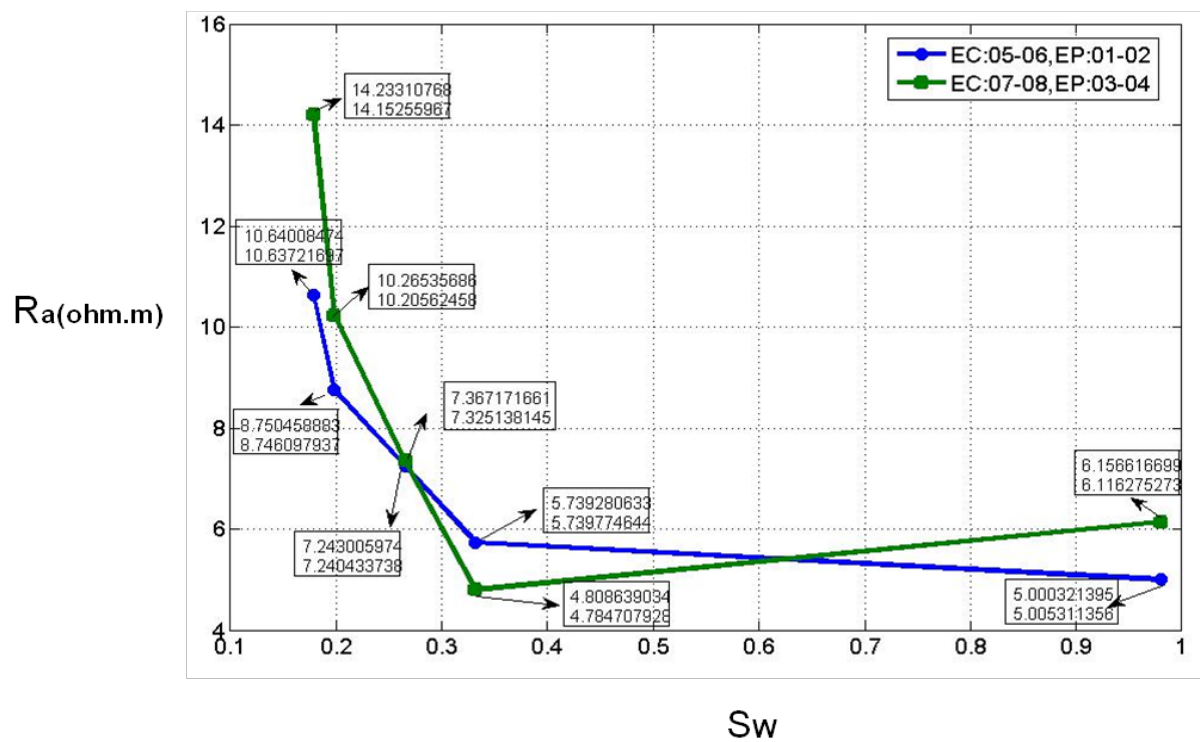


Figure 4.13 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_w$ ).

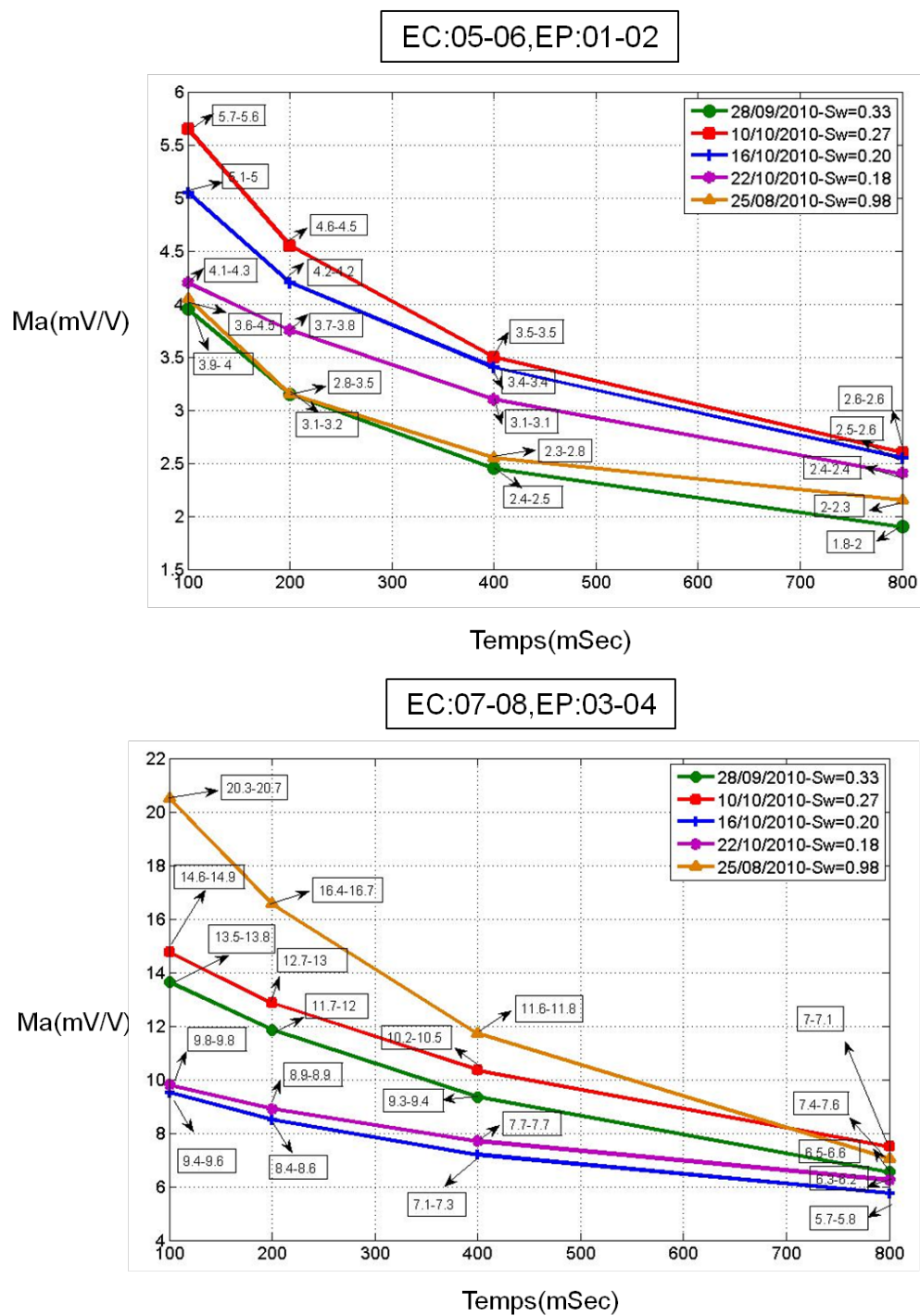


Figure 4.14 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_W$ ).

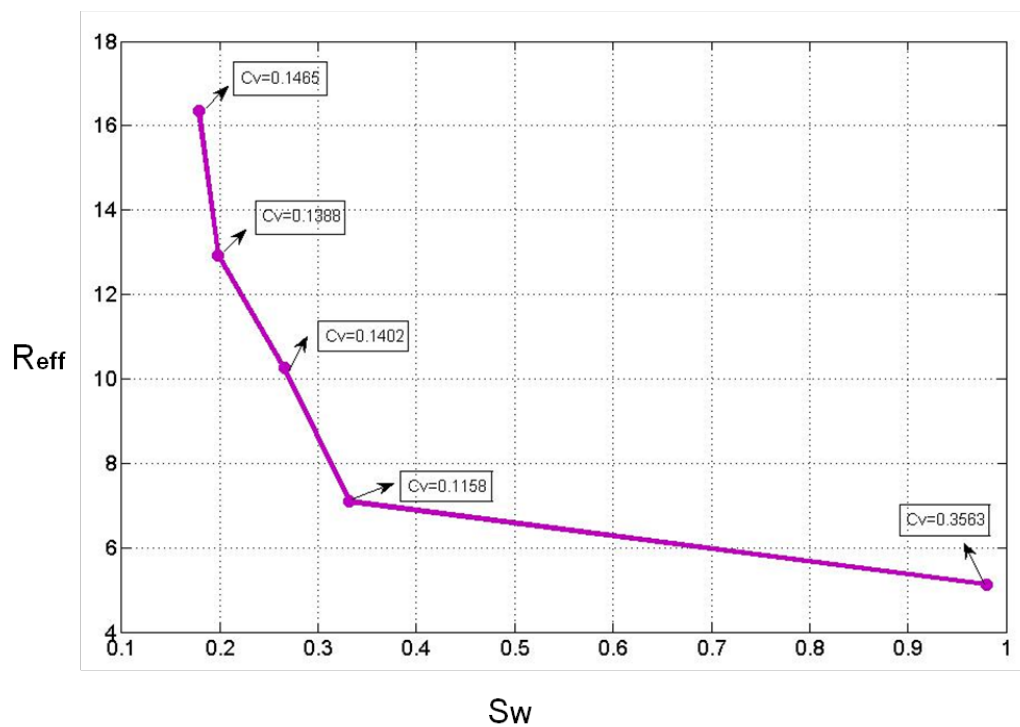


Figure 4.15 Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_w$ ).

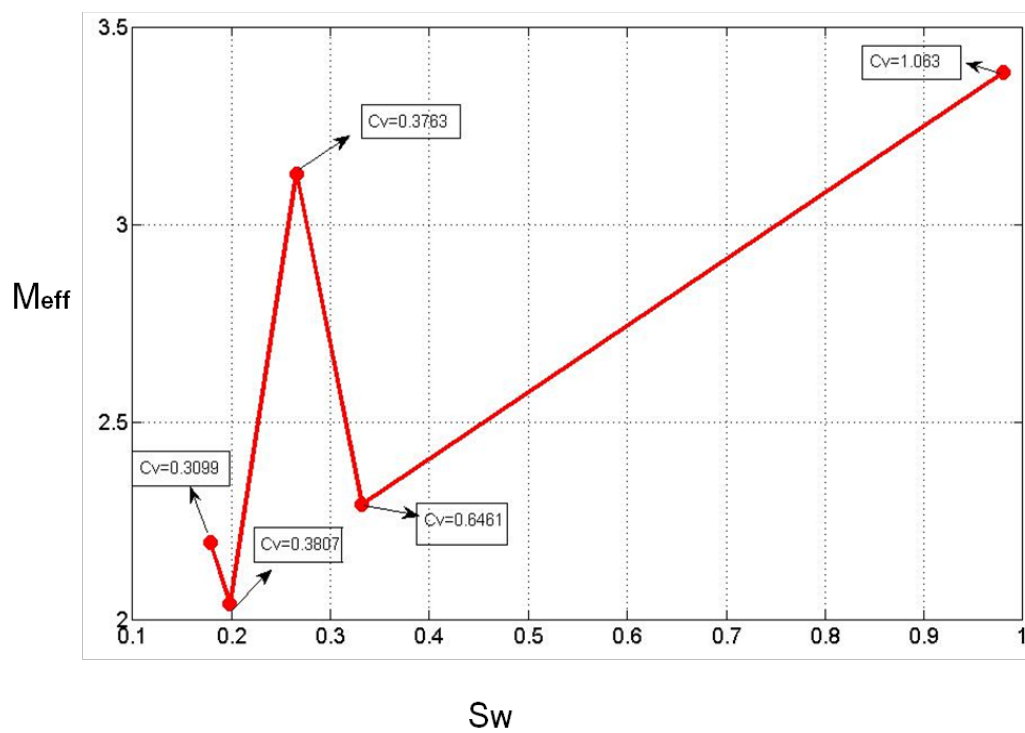


Figure 4.16 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable non-contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau ( $S_w$ ).

Sur les figures 4.15 et 4.16, la résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sable SA1 non contaminé augmente avec la diminution de la saturation en eau ( $S_W$ ). La chargeabilité effective du sable partiellement saturé ( $S_W = 0.33$ ) est beaucoup moins élevée que le sable saturé ( $S_W = 0.98$ ). Ensuite la chargeabilité effective du sable SA1 commence à augmenter pour  $S_W = 0.27$ . Par la suite en continuant l'étape de desaturation, la chargeabilité effective diminue à une valeur faible. Il faut noter que la conductivité et la chargeabilité effective sont des valeurs moyennes pondérées (l'équation 4.16). Le coefficient de variation ( $C_V$ ) est présenté pour chaque mesure des propriétés électriques.

Dans cette expérience et durant la desaturation du sable, le niveau de l'eau diminue dans les piézomètres installés. En conséquence la conductivité de l'eau interstitielle  $\sigma_W$  ne peut pas être mesurée à chaque étape.

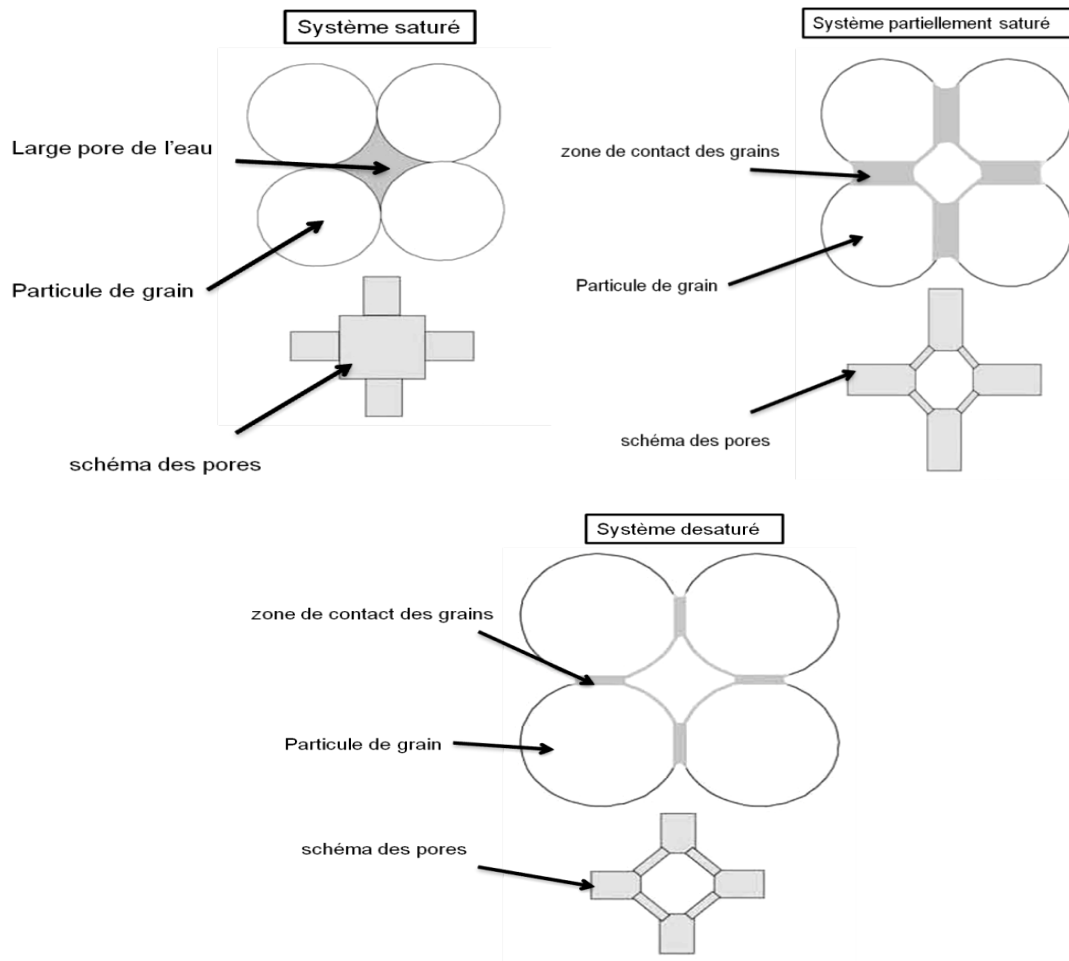


Figure 4.17 Vue schématique des cellules de polarisation dans un système capillaire [47].

La diminution de la chargeabilité dans le sable SA1 partiellement saturé ( $S_w = 0.33$ ) peut être causée par la croissance de la dissolution des ions de l'eau interstitielle qui influence la diminution de l'épaisseur de la couche diffuse ( $k^l$ ).

La diminution de la chargeabilité en continuant l'étape de desaturation peut être associée au système capillaire du sol (figure 4.17). Dans le système saturé, en raison du court-circuit électrique, la polarisation des cellules saturées devient très faible. La plupart du courant traverse dans le milieu entre le pore d'eau (minimum résistivité). Donc le courant qui traverse les cellules de polarisation (près du contact des grains) est affaibli.

Dans le système partiellement saturé, l'eau est drainée de la partie inter-granulaire (large pore d'eau). En raison de l'effet capillaire de surface, l'eau se déplace du centre des cellules vers les zones de contacts des grains. Le maximum de courant peut être traversé par les cellules de polarisation (près du contact des grains) avec une large couche d'eau. Ceci conduit à augmenter la chargeabilité.

Dans les cellules du système non saturé, la procédure de desaturation décroît l'épaisseur de la couche d'eau dans les larges pores (les espaces intergranulaires contenant de l'eau) et les zones de contact entre les grains (où l'eau est dans un lien plus étroit sur la surface du grain). Ces zones de contact sont les cellules de la polarisation qui contribue à distribuer les ions individuels par le courant électrique le long d'un pore [47].

### 4.4.3 Rapport avec la saturation en hydrocarbure

Dans cette partie on analyse les propriétés électriques du sol (sable et till) contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

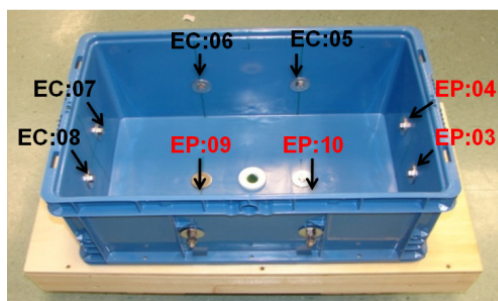
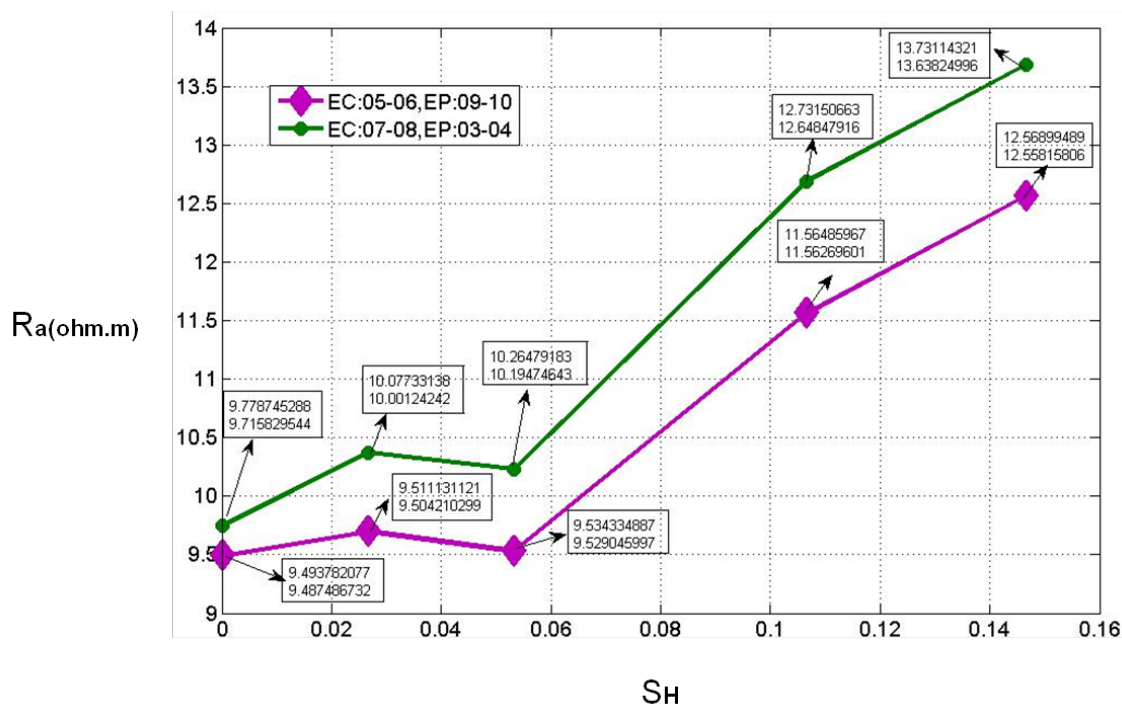


Figure 4.18 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

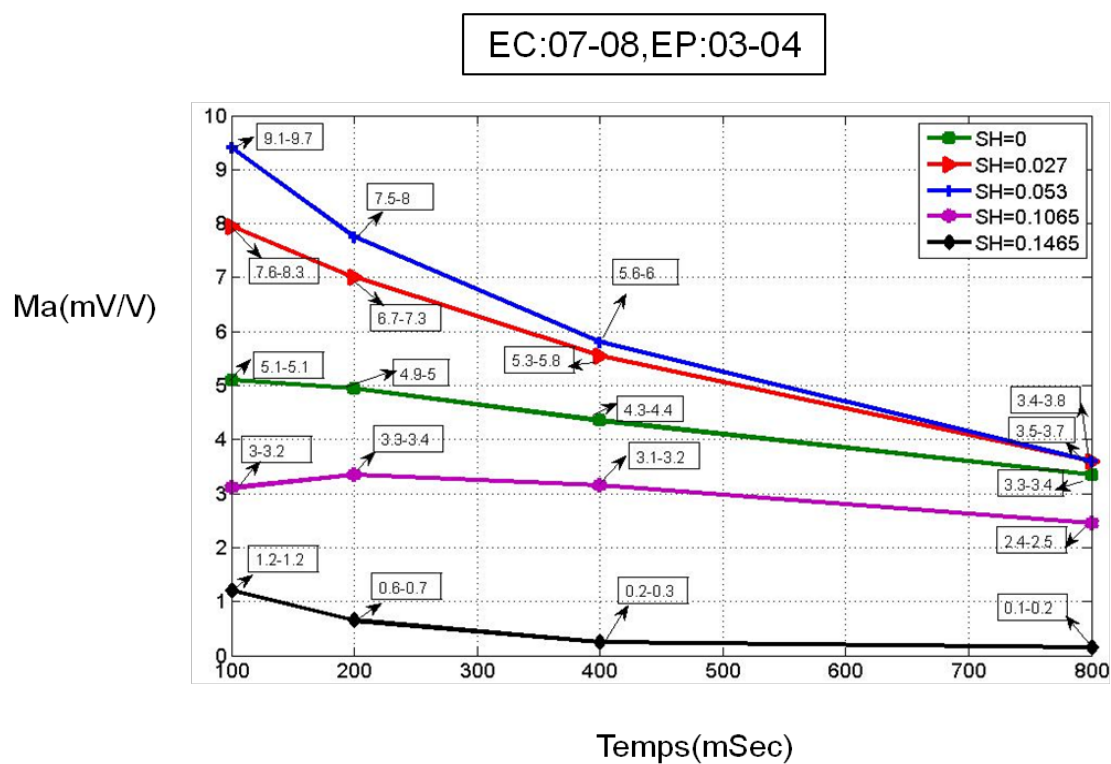
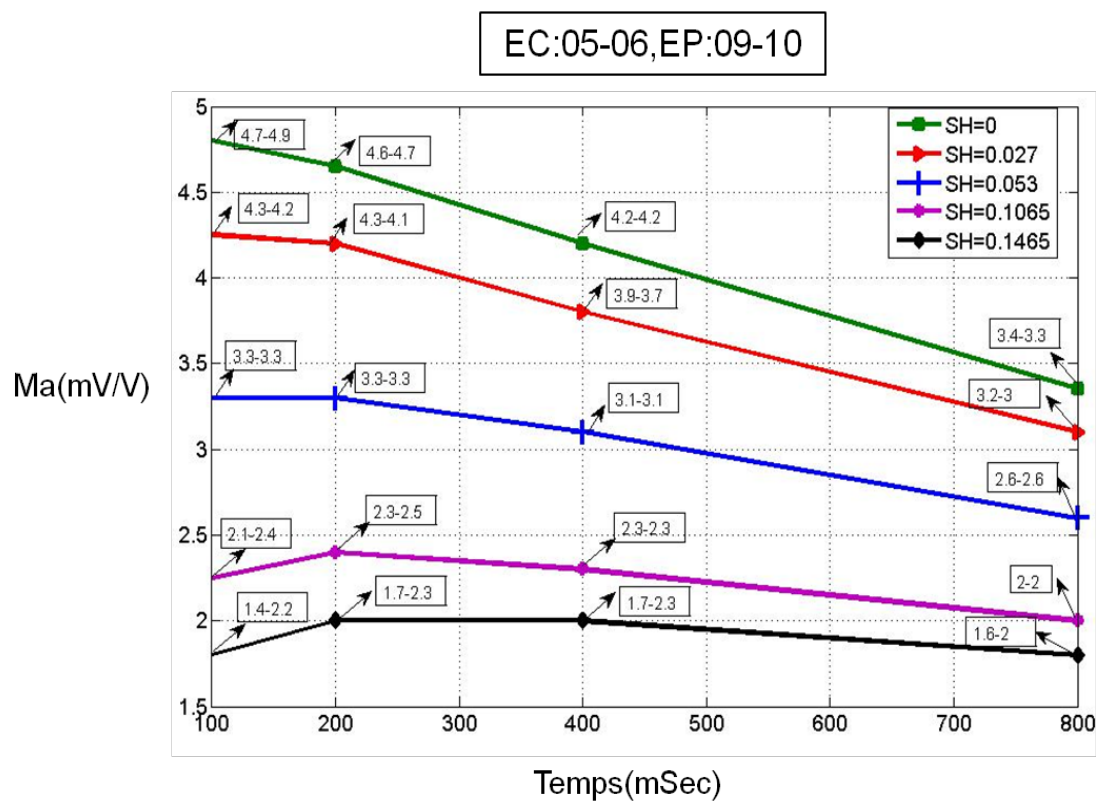


Figure 4.19 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).



En regardant la figure 4.18 et 4.19, la résistivité apparente ( $R_a$ ) augmente et la chargeabilité apparente ( $M_a$ ) diminue avec la saturation en hydrocarbure dans le sable contaminé SA1. Il faut remarquer que pour les électrodes de courant EC:05-06 et les électrodes de potentiel EP: 09-10, la résistivité pour  $S_H = 0.053$  est moins élevée que la résistivité pour  $S_H = 0.027$ .

L'absence d'un niveau d'eau suffisant dans les piézomètres durant la mesure du sol contaminé a rendu impossible la mesure de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ).

Ces analyses ont été réalisées pour les électrodes de courant EC:05-06 et les électrodes de potentiel EP: 09-10, ainsi que pour EC : 07-08 et EP: 03-04. Dans ces figures, une plage de valeurs est présentée pour chaque mesure de la conductivité et de la chargeabilité apparente.

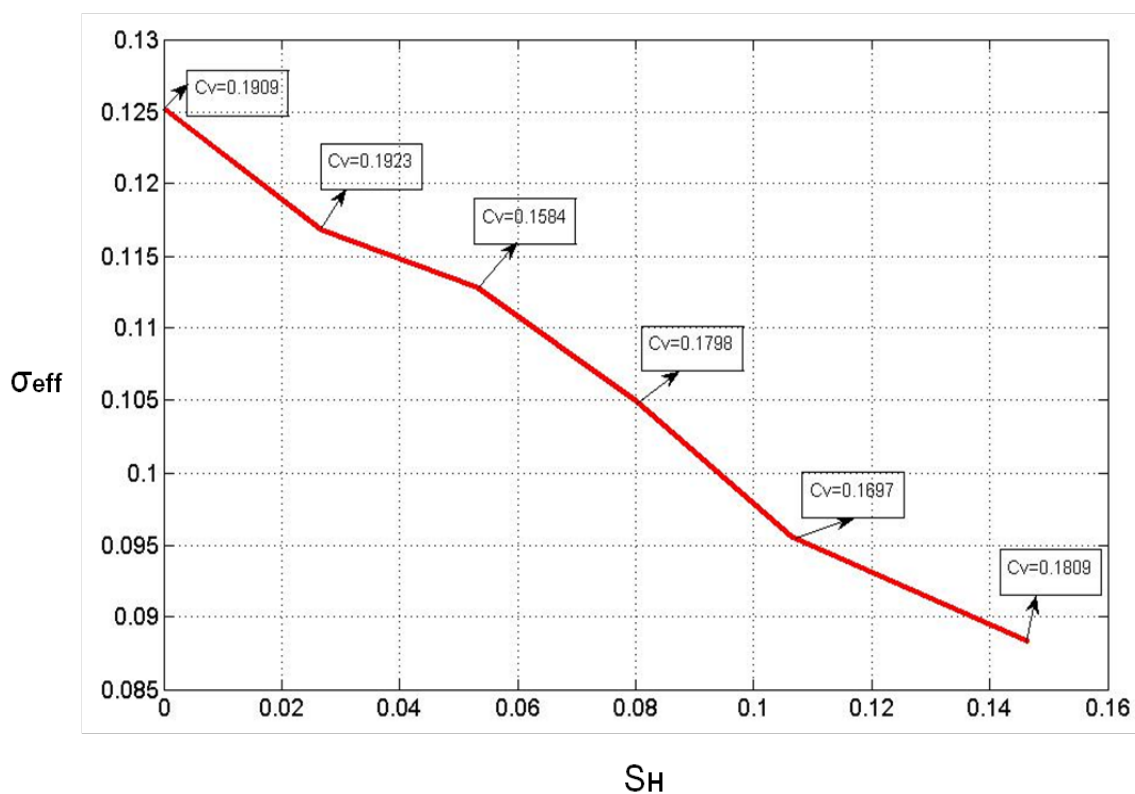


Figure 4.20 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).



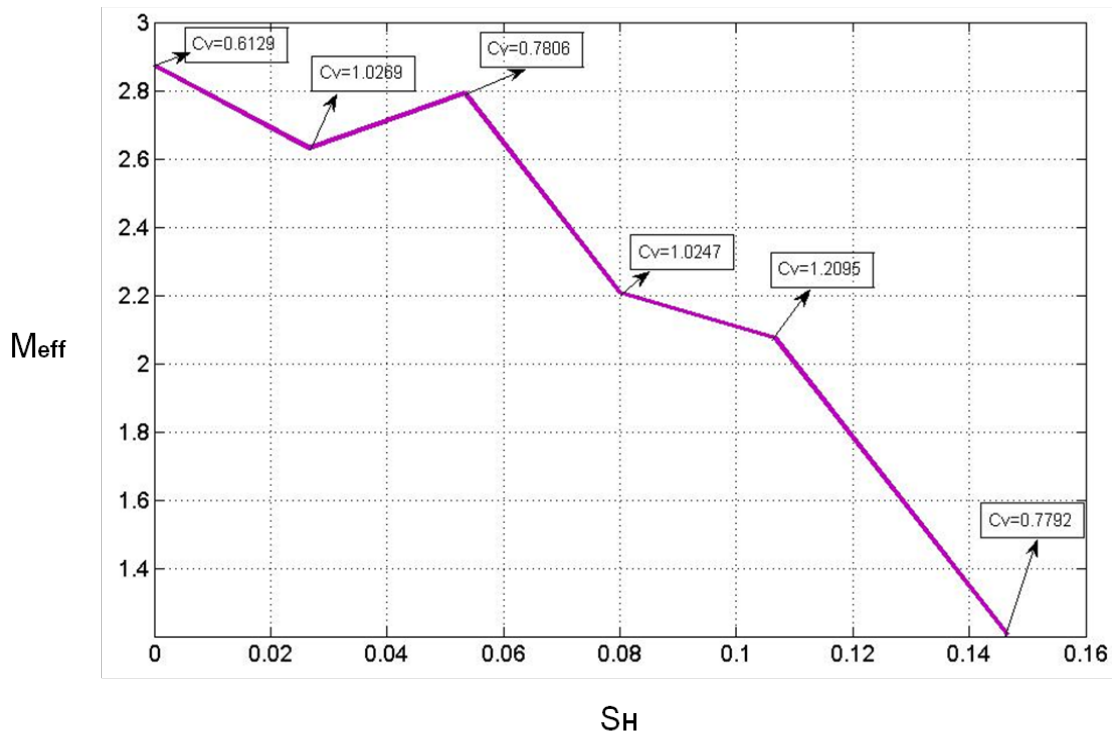


Figure 4.21 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

D'après les figures 4.20 et 4.21, la conductivité ( $\sigma_{eff}$ ) et la chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable contaminé SA1 décroissent avec l'augmentation de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). Ces résultats électriques sont présentés par un coefficient de variation ( $C_v$ ) pour chaque point de mesure.

À la figure 4.22, la résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable SA2 contaminé avec  $S_H = 0.02$  est significativement moins élevée que la résistivité apparente du sable non contaminé ( $S_H = 0$ ). Également, la résistivité apparente pour  $S_H = 0.033$  est plus élevée que le sable avec  $S_H = 0.0566$ . Par la suite, la résistivité apparente du sable SA2 recommence à augmenter avec la saturation en hydrocarbure. Le figure 4.23 montre que pour les électrodes de courant EP: 07-08 et les électrodes de potentiel EC: 03-04, la chargeabilité apparente ( $Ma$ ) du sable contaminé SA2 jusqu'à  $S_H = 0.033$  augmente avec la saturation en hydrocarbure, et elle décroît pour  $S_H = 0.0566$ . Par la suite, la chargeabilité apparente remonte pour  $S_H = 0.093$ , et enfin la chargeabilité apparente ( $Ma$ ) du sable diminue pour  $S_H = 0.1166$ .

Pour les électrodes de courant EC:03-04 et les électrodes de potentiel EP: 07-08, la chargeabilité apparente du sable non contaminé ( $S_H = 0$ ) est plus élevée que le sable SA2

contaminé avec  $S_H = 0.02$ . Ensuite, la chargeabilité apparente du sable commence à augmenter jusqu'à  $S_H = 0.093$  avec l'ajout d'hydrocarbure. Finalement, la chargeabilité apparente ( $Ma$ ) du sable SA2 diminue pour  $S_H = 0.1166$ .

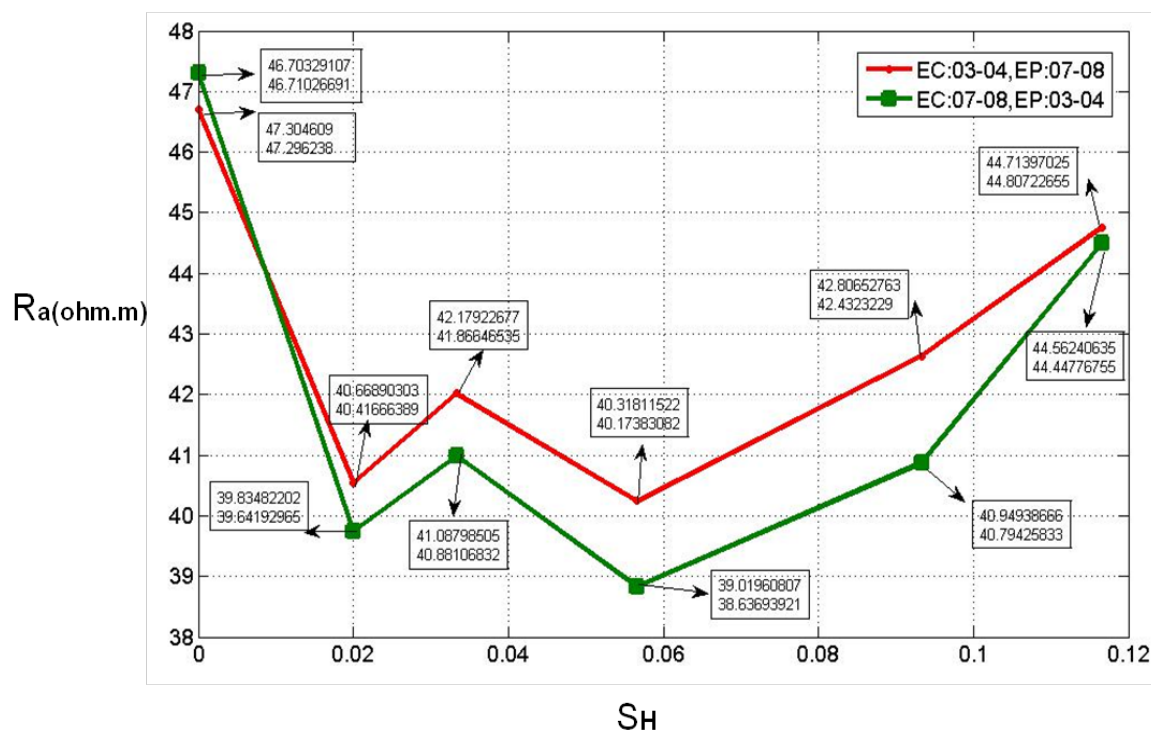


Figure 4.22 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

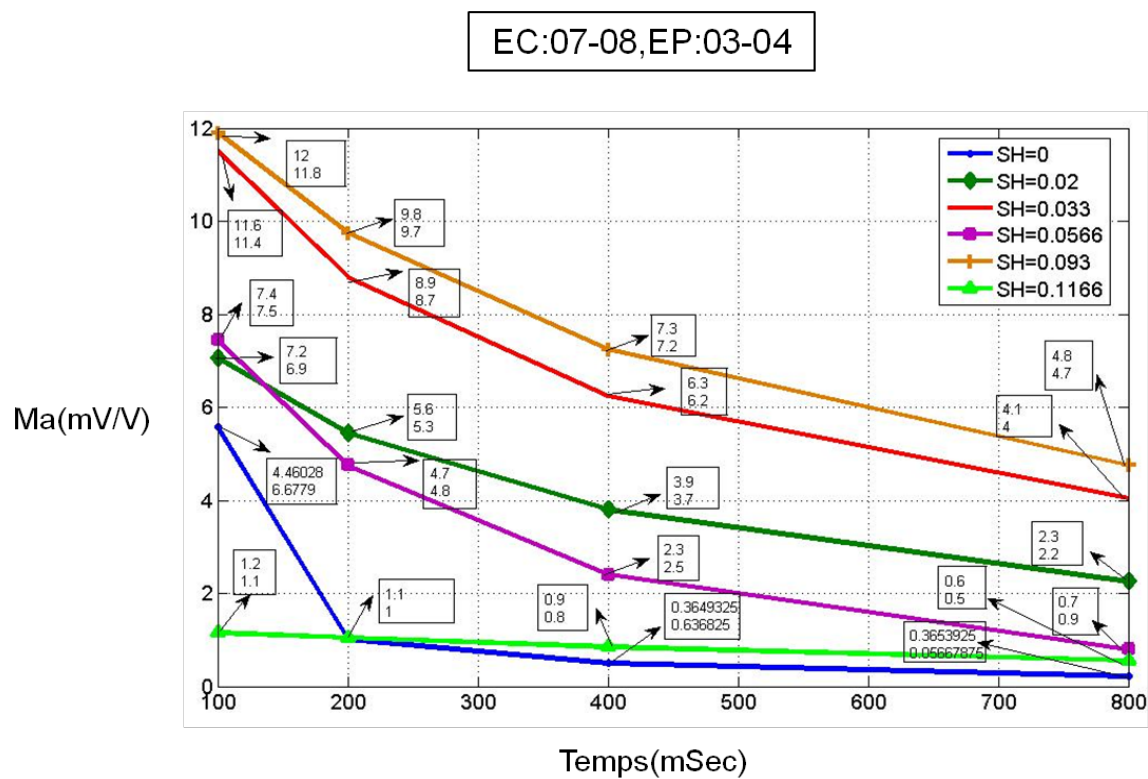
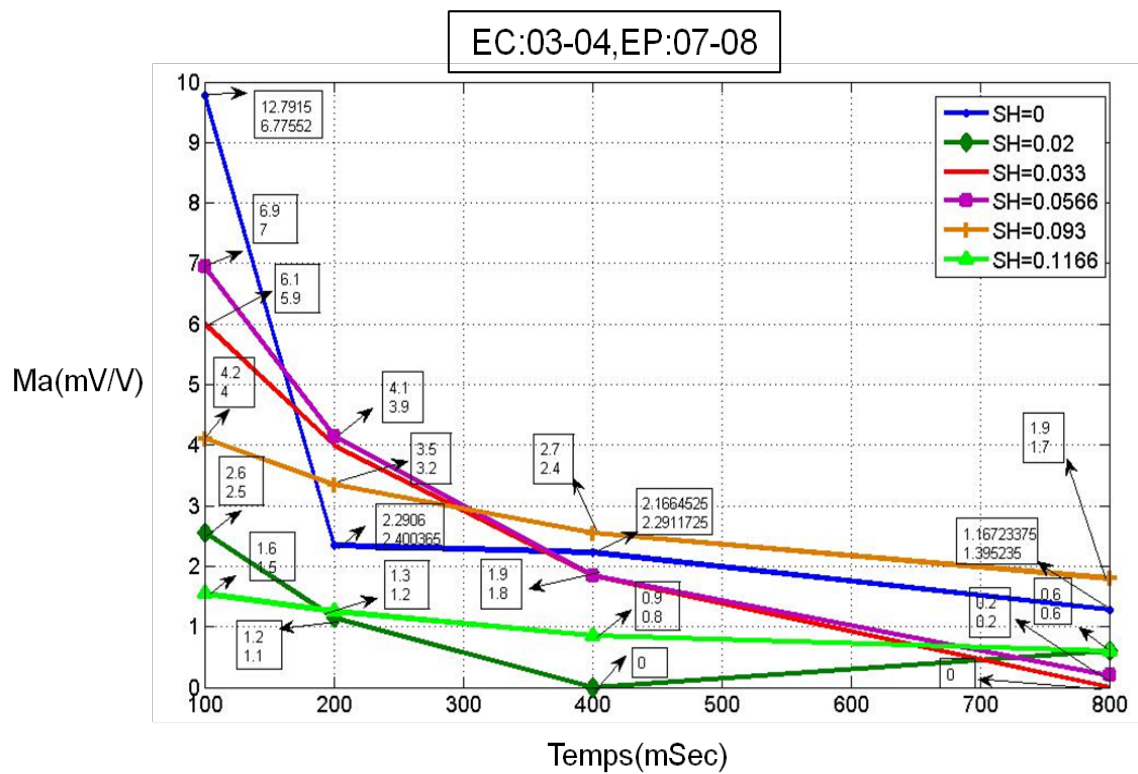


Figure 4.23 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

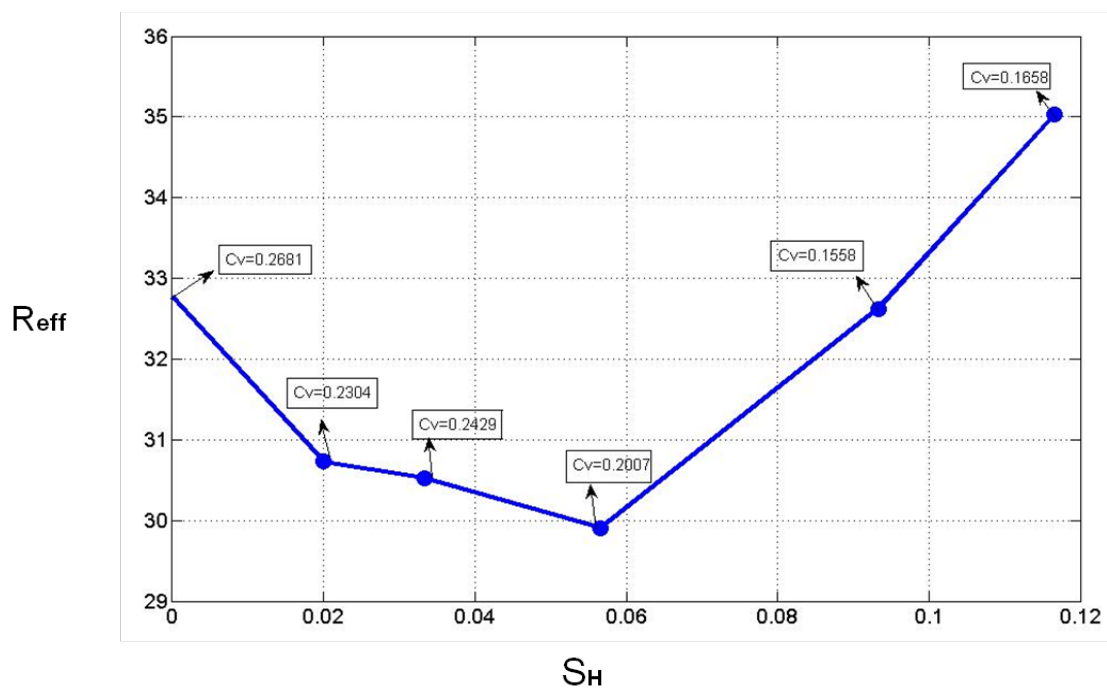


Figure 4.24 Résistivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

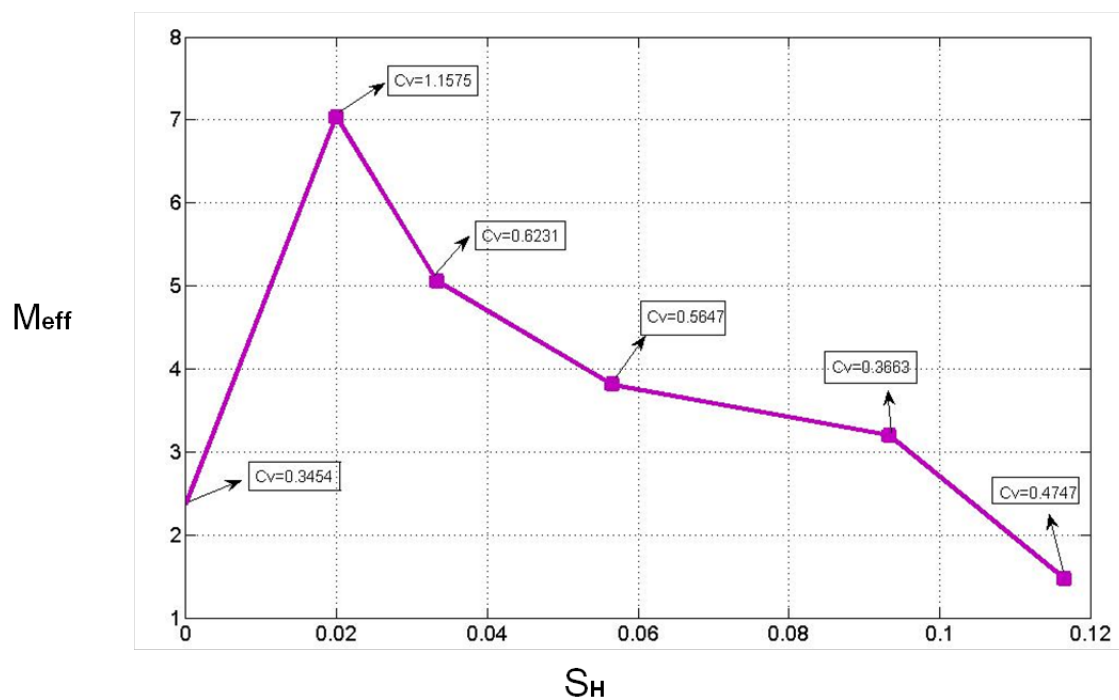


Figure 4.25 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

D'après les figures 4.24 et 4.25, la résistivité effective diminue jusqu'à  $S_H = 0.0566$ . Puis, elle augmente avec la saturation en hydrocarbure. La chargeabilité effective ( $\sigma_a$ ) du sable contaminé SA2 augmente pour  $S_H=0.02$ . Par la suite, elle décroît avec la saturation en hydrocarbure. Ces résultats électriques sont présentés par un coefficient de variation ( $C_V$ ) pour chaque point de mesure.

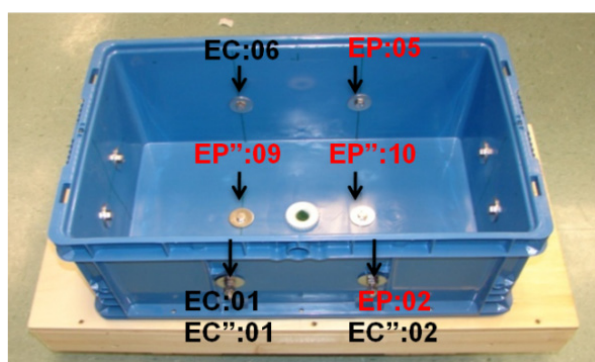
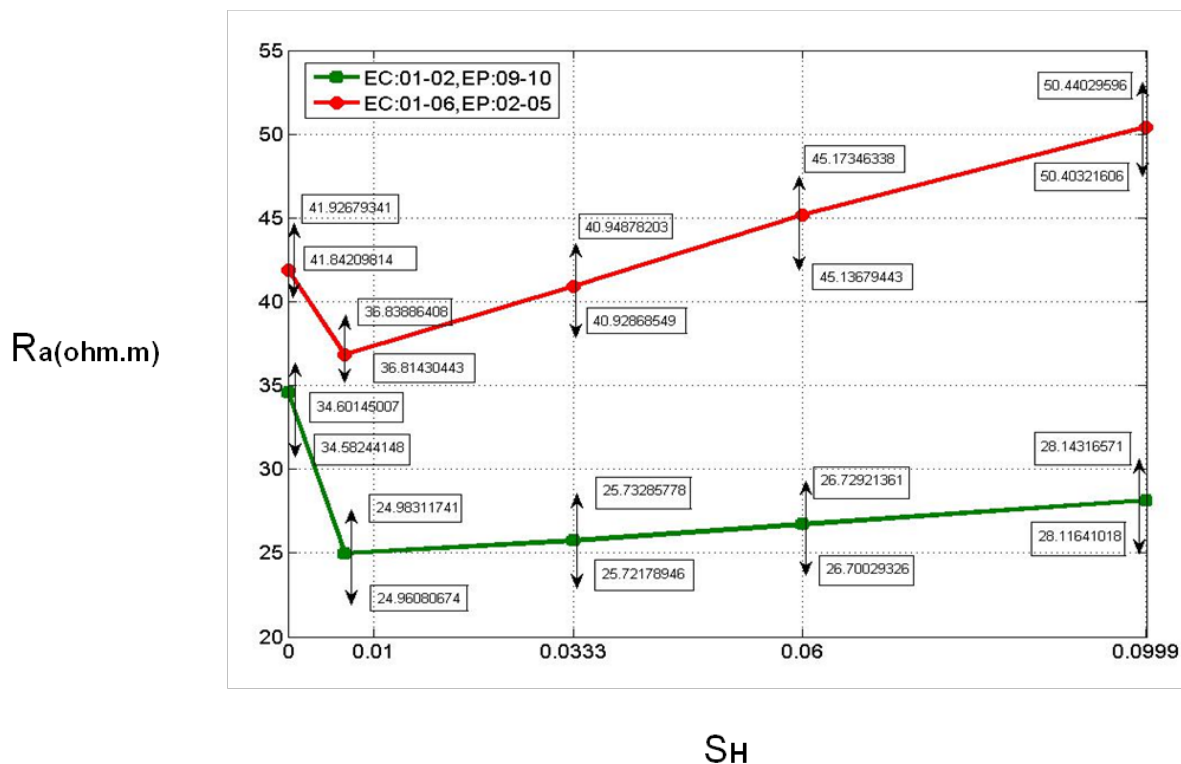


Figure 4.26 Résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).



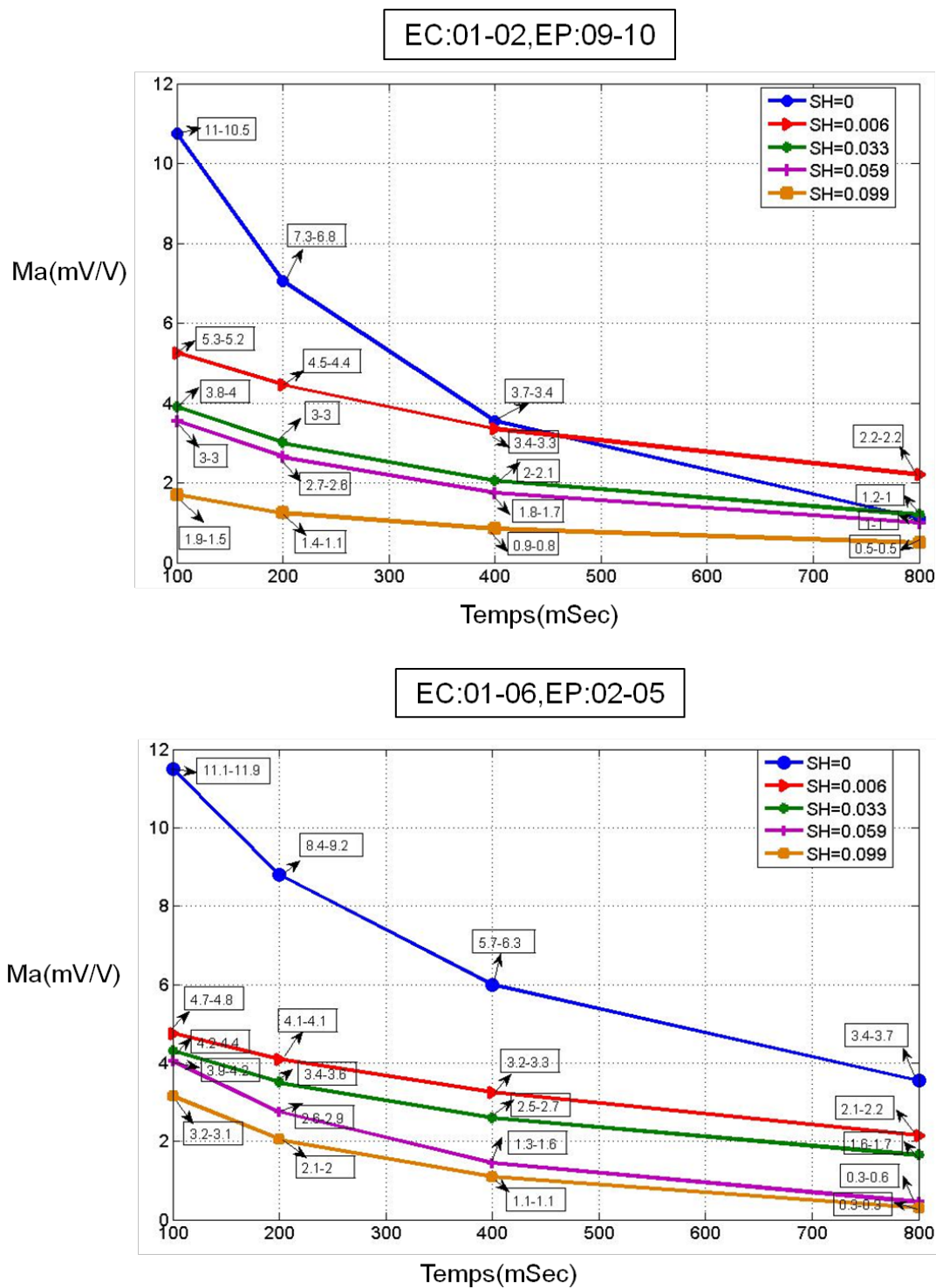


Figure 4.27 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

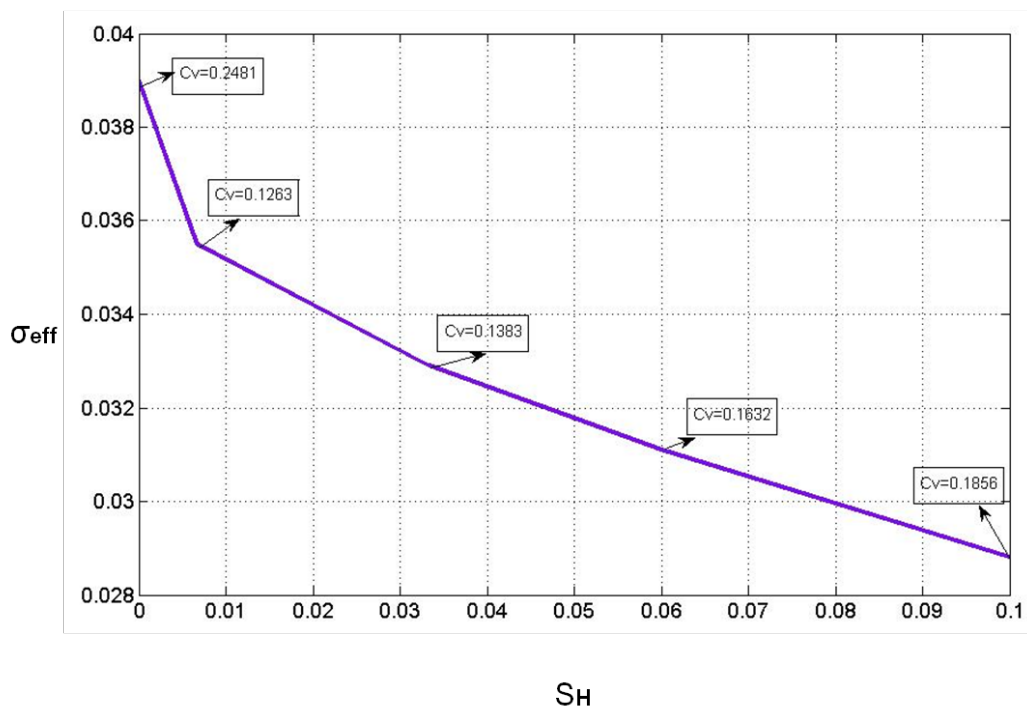


Figure 4.28 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

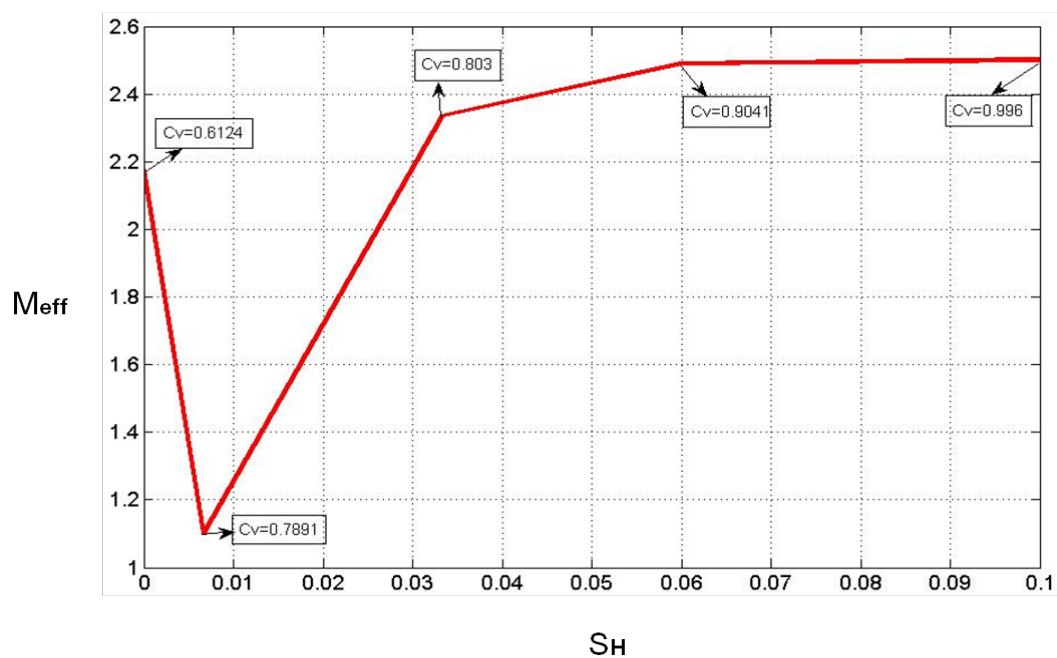


Figure 4.29 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

Les figures 4.26 et 4.27 montrent que la résistivité apparente ( $R_a$ ) du sable contaminé SA3 augmente et la chargeabilité apparente ( $Ma$ ) diminue avec la saturation d'hydrocarbure. Dans la

première figure la résistivité apparente du sable contaminé avec  $S_H=0.006$  est moins élevée que la résistivité apparente du sable non contaminé ( $S_H=0$ ). Ceci peut être en raison de l'augmentation de la concentration en ions de l'eau interstitielle. Cette possibilité est vérifiée par la dissolution du Na en particulier lors des mesures du sable SA3 rechargé avec de l'eau déminéralisé (voir tableau 4.21).

Ces analyses ont été réalisées pour les électrodes de courant EC: 01-02 et les électrodes de potentiel EP: 09-10, et ainsi que pour EC : 01-06 et EP: 02-05. Dans ces figures, une plage de valeurs est présentée pour chaque mesure de la conductivité et de la chargeabilité apparente.

La figure 4.28 montre que la conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA3 décroît avec l'augmentation de la saturation d'hydrocarbure ( $S_H$ ). Sur la figure 4.29, la chargeabilité effective du sable diminue ( $S_H=0.006$ ) d'abord, puis augmente par la suite pour revenir au niveau original (sans hydrocarbure). Ce résultat doit être étudié en comparant les modèles 3D obtenus dans le chapitre suivant pour permettre une évaluation du comportement de la chargeabilité électrique par rapport à la résistivité électrique du sable SA3. Un coefficient de variation ( $C_V$ ) est associé à chaque point de mesure.



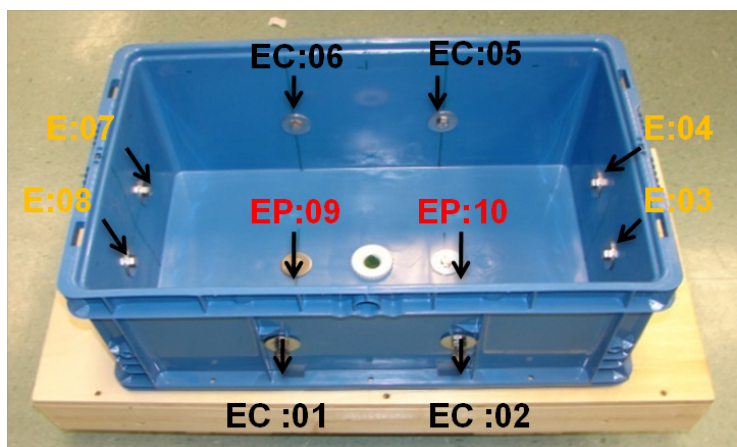
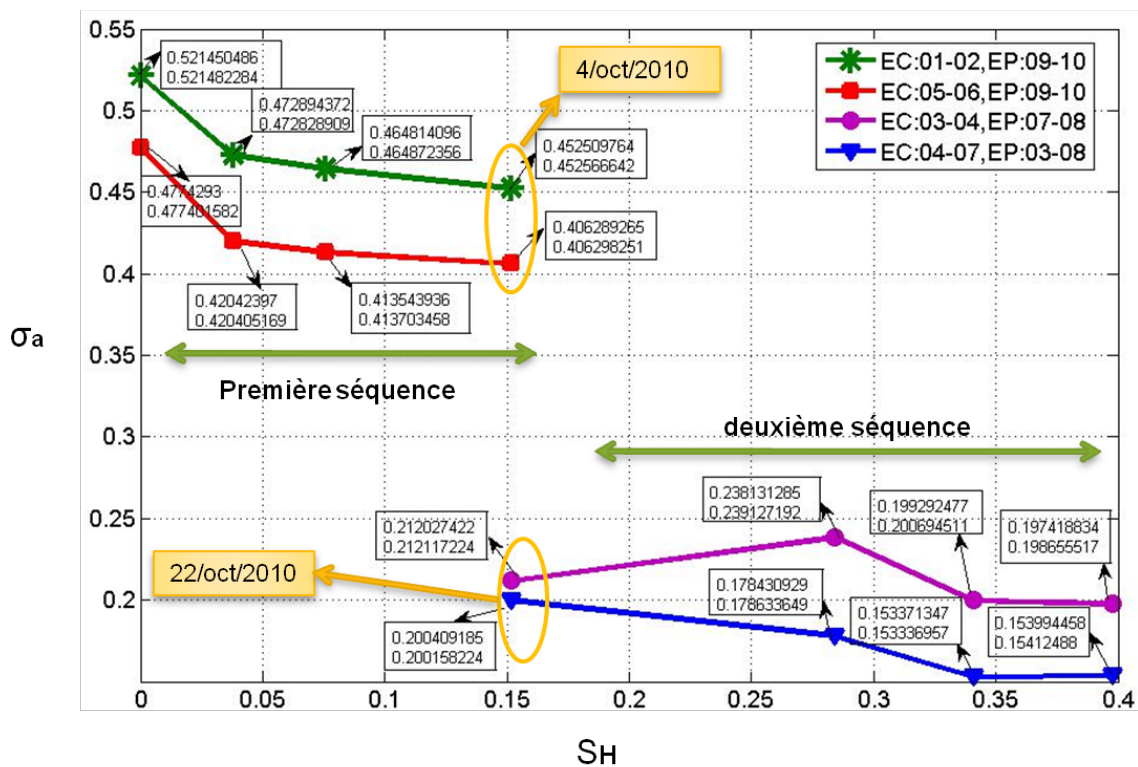


Figure 4.30 Conductivité apparente ( $\sigma_a$ ) du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

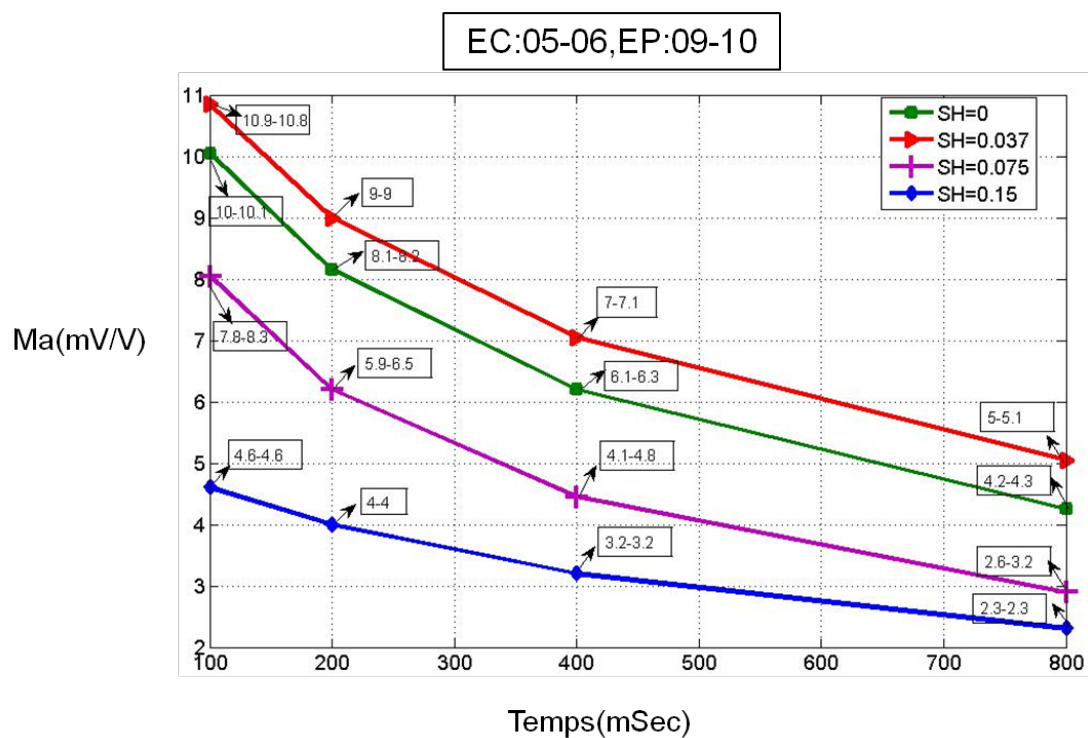
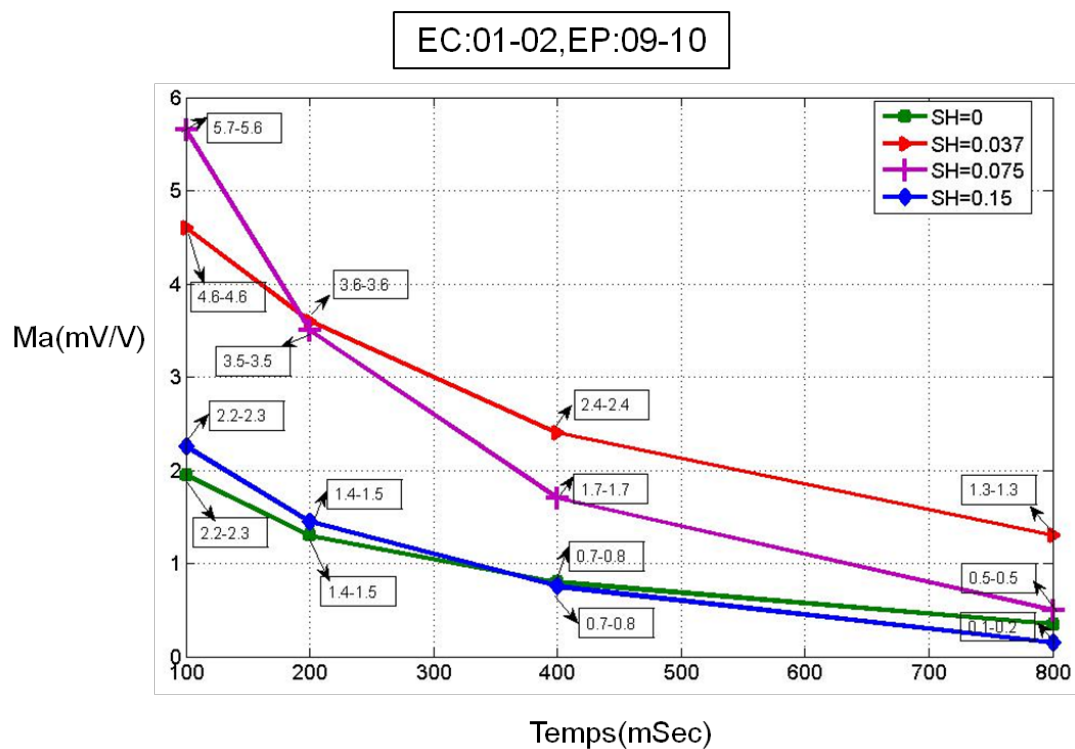


Figure 4.31 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) en fonction de saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) pour la première séquence de mesure du till contaminé NS3.

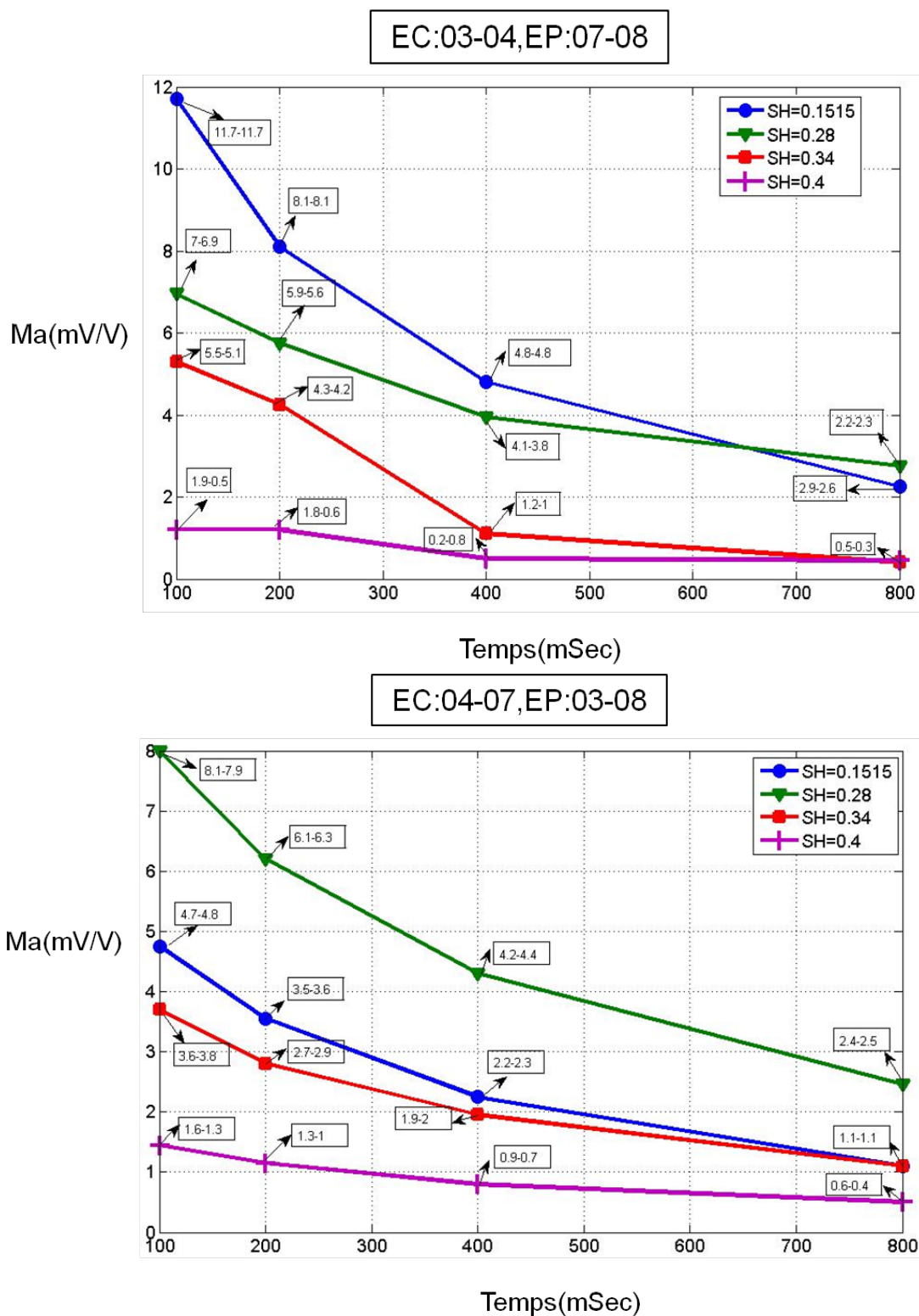


Figure 4.32 Chargeabilité apparente ( $M_a$ ) en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) pour la première séquence de mesures du till contaminé NS3.

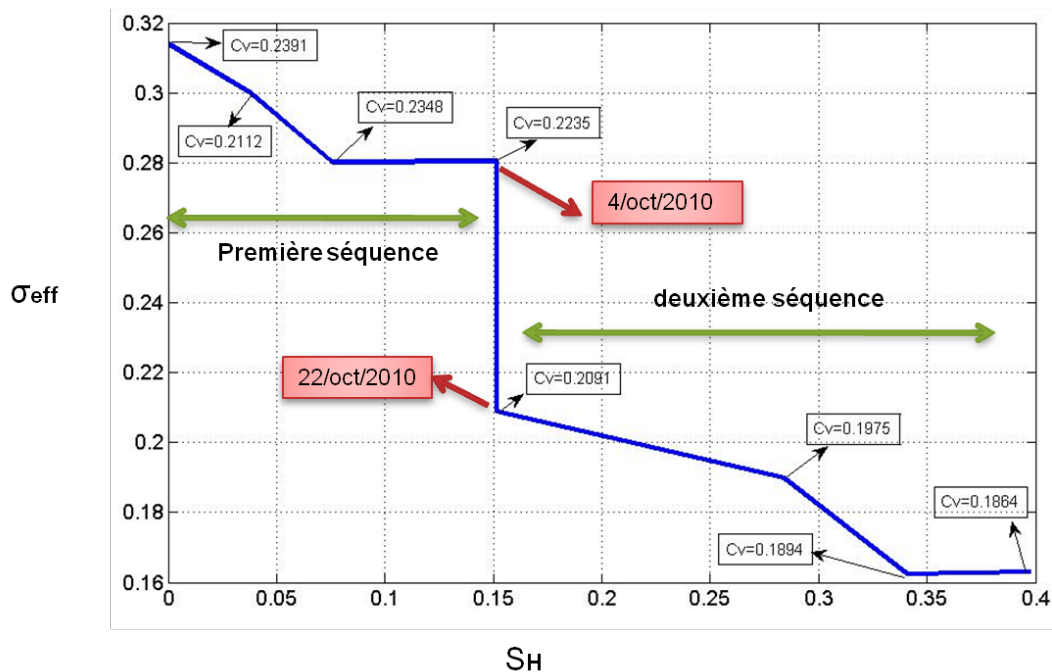


Figure 4.33 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ )

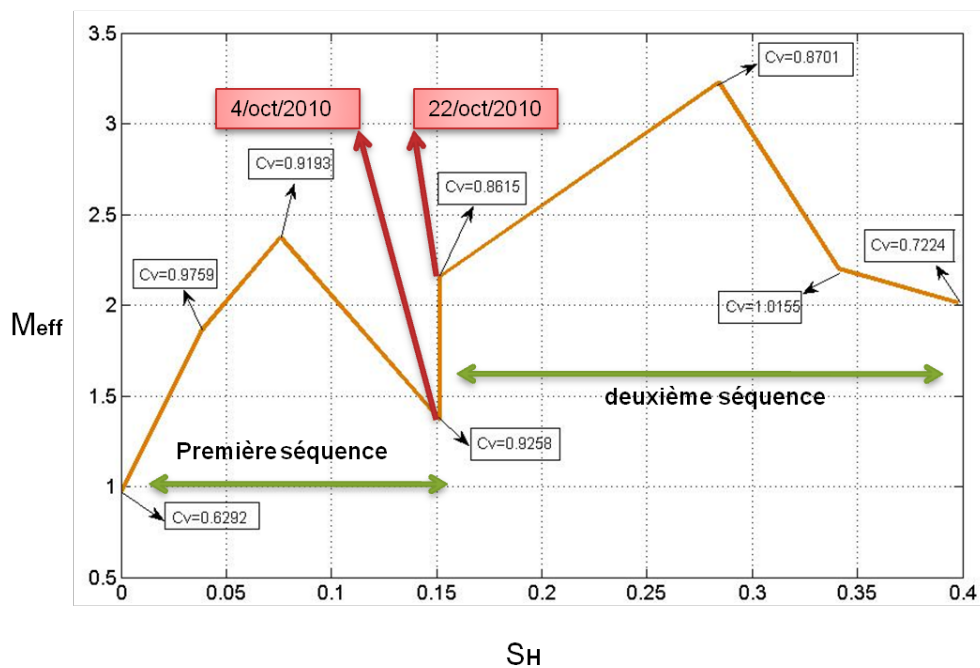


Figure 4.34 Chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

La mesure du till contaminé a été réalisée en deux séquences. La première contient les mesures du till avec  $S_H = 0$  (13 sept 10),  $S_H = 0.037$  (23 sept 10),  $S_H = 0.076$  (28 sept 10), et  $S_H = 0.15$  (4 oct 2010). La deuxième séquence de mesure a été effectuée pour  $S_H = 0.15$  (22 oct 10),  $S_H = 0.25$  (27 oct 10),  $S_H = 0.34$  (1 nov 10),  $S_H = 0.4$  (3 nov 10). La figure 4.30 montre que la conductivité apparente ( $\sigma_a$ ) du till diminue en ajoutant de l'hydrocarbure. En regardant les figures 4.31 et 4.32, les réponses en chargeabilité du till contaminé démontrent que la chargeabilité apparente ( $M_a$ ) diminue avec l'augmentation de la saturation en hydrocarbure.

Ces analyses ont été réalisées pour les électrodes de courants EC : 01-02 et les électrodes de potentiel EP : 09-10, et ainsi que pour EC : 05-06, EP : 09-10. Par suite pour les électrodes EC : 03-04, EP : 07-08 et EC : 04-07, EP : 03-08. Dans ces figures, une plage de valeurs est présentée pour chaque mesure de conductivité et de chargeabilité apparente.

Les figures 4.33 et 4.34 présentent la conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) et la chargeabilité effective ( $M_{eff}$ ) du till en fonction de la saturation en hydrocarbure. Ils montrent que dans chaque séquence de mesure du till contaminé, les propriétés électriques décroissent en augmentant la quantité d'hydrocarbure ( $S_H$ ). À chaque point est associé un coefficient de variation ( $C_V$ ) qui donne une mesure de la dispersion relative.

Les variations de la conductivité et la chargeabilité effective du till contaminé pour  $S_H = 0.15$  entre les dates du 4 et du 22 octobre 2010, sont produites par l'évaporation de l'eau. Il est possible de conclure que l'assèchement du sol influence la chargeabilité et la conductivité électrique du till contaminé ( $S_H = 0.15$ ) en augmentant la première et en diminuant la deuxième.

Il semble exister une relation inverse entre les deux propriétés électriques du sol contaminé : la résistivité augmente (ou la conductivité diminue) alors que la chargeabilité diminue en fonction de la saturation en hydrocarbure.

## 4.5 Étude des propriétés chimiques et physiques du sol

Cette partie présente et interprète les résultats des propriétés chimiques et physiques du sol non contaminé et contaminé (sable et till). Les analyses en diffraction X et granulométriques ont été réalisées pour étudier la porosité, la perméabilité, la distribution de la taille des grains, et la composition minérale du sol. Des analyses des éléments chimiques du sol et de l'eau non contaminés et contaminés en hydrocarbure ont aussi été effectuées.

### 4.5.1 Masse volumique et porosité du sol

Avant le remplissage des bacs, une analyse a été réalisée par le laboratoire de l'ETS (École de Technologie Supérieure) pour obtenir la masse volumique et la porosité du sable et du till. Le tableau suivant (4.7) montre les résultats obtenus du sol des bacs en laboratoire.

Tableau 4.7: Mesures pour les bacs du sol (sable et till) par l'ETS

	Sable	Till
Hauteur totale de sol ( <i>mm</i> )	200	190
Masse de sol sec ( <i>kg</i> )	60	67
Teneur en eau à la compaction (%)	10	10
Masse totale de sol humide ( <i>kg</i> )	66	73.7
Volume total ( <i>m</i> <sup>3</sup> )	0.03723	0.03537
Masse volumique totale ( <i>kg/m</i> <sup>3</sup> )	1773	2084
Masse volumique du sol sec ( <i>kg/m</i> <sup>3</sup> )	1612	1895
Volume des vides ( <i>m</i> <sup>3</sup> )	0.01501	0.01056
Porosité totale (%)	40.3	29.9

En considérant les valeurs de porosité et volume des vides ou total du sol, la saturation et la teneur en eau de l'eau interstitielle et la saturation en hydrocarbure ont été calculées à l'aide de l'équation 2.3 expliquée dans le chapitre 2 et les résultats présentés aux paragraphes précédents.

#### 4.5.2 Analyse granulométrique

Des essais réalisés dans le laboratoire d'environnement minier et d'hydrogéologie de l'École Polytechnique ont permis d'étudier la granulométrie des échantillons de till et de sable.

Les figures 4.35 et 4.36 présentent les courbes d'analyse granulométrique du till et du sable avant (par tamisage) et après l'essai de sédimentométrie. Pour chaque type du sol, les données de la courbe granulométrique par tamisage sont très semblables aux résultats de la courbe granulométrique par sédimentométrie.

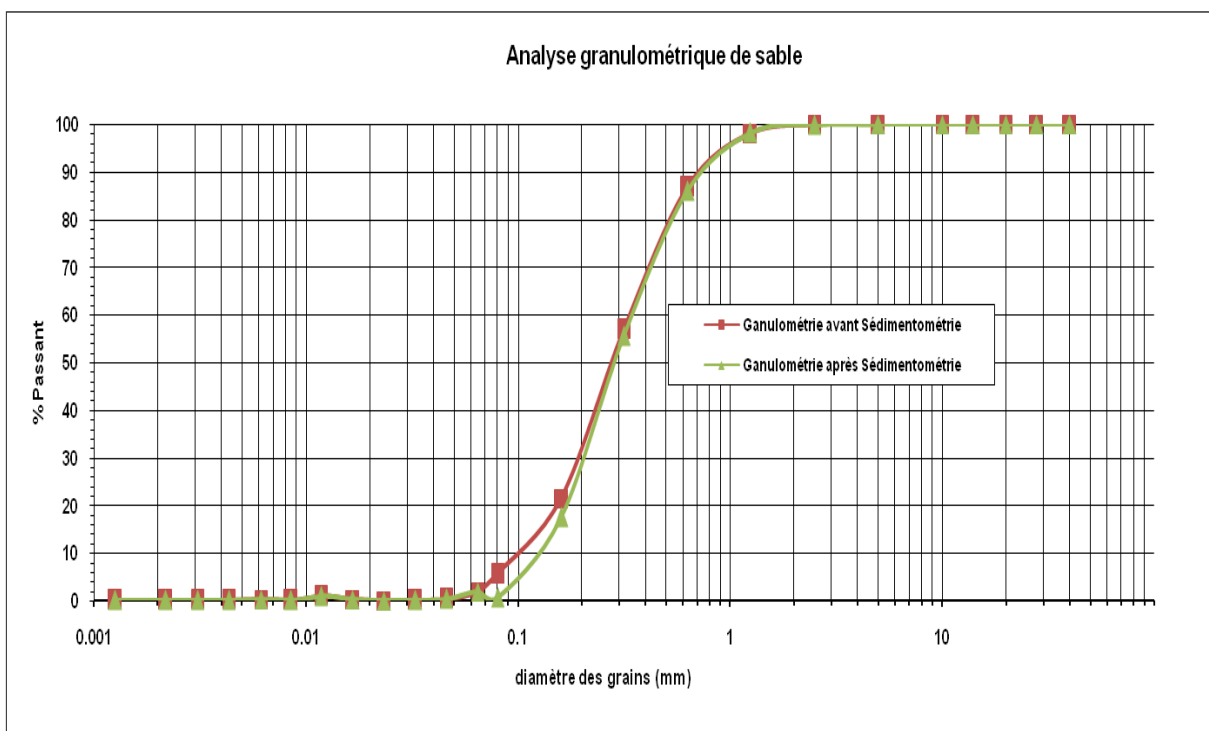


Figure 4.35 Résultats de l'analyse granulométrique du sable par tamisage et essai de sédimentométrie.

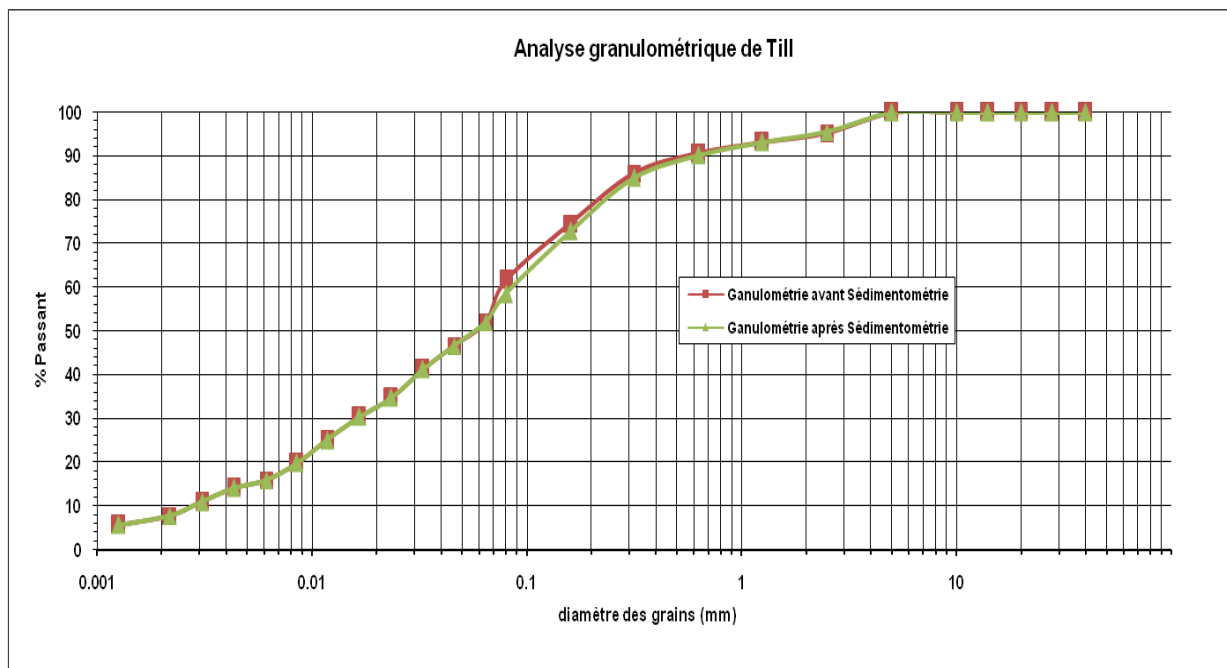


Figure 4.36 Résultats de l'analyse granulométrique du till par tamisage et essai de sédimentométrie.

Tableau 4.8 : Paramètres descriptif des courbes granulométriques du sol.

Passant 2.5 mm	Sable	Till
$D_{60}$	0.315mm	0.08mm
$D_{10}$	0.102mm	0.003mm
$C_c$	1.016	1.12
$D_{30}$	0.16 mm	0.01658 mm
$D_5$	0.08mm	0.0013mm
$C_U$	3.089	26.07

Le tableau 4.8 présente les paramètres caractéristiques obtenus par les courbes d'analyse granulométrique du sol (sable et till). L'analyse du tableau montre que 60% des particules du sol sont plus fines que 0.315mm pour le sable et 0.08mm pour le till. Pour le sable, la valeur faible



du coefficient d'uniformité ( $Cu$ ) signifie que l'échantillon est plus uniforme tandis que la valeur élevée de till montre que la granulométrie de l'échantillon est étalée.

Le coefficient de courbure ( $Cc$ ) renseigne sur allure de la courbe entre  $D_{10}$  et  $D_{60}$ . Cette valeur pour les deux échantillons (sable et till) est approximativement unitaire.

### 4.5.3 Mesure de la densité relative et calcul de la surface spécifique

Les résultats de la densité relative et la surface spécifique du sable et du till sont présentés dans le tableau 4.9. La valeur de la densité relative ( $D_{r-moyenne}$ ) est égale à la moyenne des données mesurées pour trois essais au pycnomètre sur les trois échantillons distincts du sol.

Tableau 4.9 : Densité relative et surface spécifique du sable et du till.

	Sable	Till
$D_r$	2.686 2.696 2.752	2.731 2.793 3.626
$D_{r-moyenne}$	2.71	3.050
$S_s$ (m <sup>2</sup> /kg)	20.5	199.2

En utilisant les données de granulométrie et densité relative (tableaux 4.8 et 4.9), la surface spécifique du sol ( $S_s$ ) peut être calculée par [48]:

$$X_s = \frac{6}{d \times D_r} \quad (4.21)$$

$$Diff_{pass} \% = P_D - P_d \quad (4.22)$$

$$S_s = \sum_{i=1}^N \frac{X_s \times diff_{pass}}{100} \quad \left[ \frac{m^2}{kg} \right] \quad (4.23)$$

$Diff_{pass}$  (%) est le pourcentage en masse des grains qui ont un diamètre entre  $d$  et  $D$ .

Tableau 4.10 : Surface spécifique du sable obtenue à partir des données de granulométrie.

Diamètre ( $d$ ) (mm)	Passant cumulative (%)	$Diff_{pass}$ $= (P_D - P_d)/100$	$X_S = (6/d \cdot D_r)$ ( $m^2/kg$ )	$(Diff_{pass} \cdot X_S)/100$ ( $m^2/kg$ )
10.0000	100.0	0.0	0.22	0.000
5.0000	100.0	0.0	0.44	0.000
2.5000	100.0	0.0	0.89	0.000
1.2500	98.1	1.8	1.77	0.033
0.6300	86.9	11.3	3.51	0.396
0.3150	56.9	29.9	7.03	2.103
0.1600	21.5	35.4	13.83	4.902
0.0800	5.7	15.8	27.66	4.381
0.0644	1.9	3.8	34.34	1.303
0.0459	0.4	1.4	48.20	0.692
0.0328	0.2	0.3	67.38	0.171
0.0234	0.0	0.2	94.65	0.160
0.0166	0.3	0.3	133.48	0.338
0.0118	1.0	0.8	188.15	1.429
0.0085	0.2	0.8	260.31	2.197
0.0061	0.3	0.1	361.75	0.305
0.0061	0.3	0.0	361.75	0.000
0.0043	0.2	0.1	512.33	0.432
0.0031	0.2	0.0	721.15	0.000
0.0022	0.2	0.0	1018.20	0.000
0.0013	0.2	0.0	1762.63	0.000
0.002187	0.0	0.2	1011.90	1.708
Surface spécifique =			20.5 $m^2/kg$	

Tableau 4.11 : Surface spécifique du till obtenue à partir des données de granulométrie.

Diamètre ( <i>d</i> ) (mm)	Passant cumulative (%)	$Diff_{pass}$ $= (P_D - P_d)/100$	$X_S = (6/d \cdot D_r)$ (m <sup>2</sup> /kg)	$(Diff_{pass} \cdot X_S)/100$ (m <sup>2</sup> /kg)
10.0000	100.0	0.0	0.20	0.000
5.0000	100.0	0.0	0.39	0.000
2.5000	95.2	4.8	0.79	0.038
1.2500	93.1	2.0	1.57	0.032
0.6300	90.5	2.6	3.12	0.081
0.3150	86.0	4.6	6.25	0.284
0.1600	74.6	11.4	12.30	1.402
0.0800	61.7	12.9	24.59	3.163
0.0644	52.0	9.7	30.53	2.953
0.0459	46.6	5.4	42.85	2.313
0.0328	41.2	5.4	59.90	3.233
0.0234	34.8	6.5	84.14	5.450
0.0166	30.4	4.3	118.66	5.124
0.0118	25.0	5.4	167.26	9.028
0.0085	19.9	5.2	231.41	11.990
0.0061	15.9	4.0	321.59	12.845
0.0061	15.9	0.0	321.59	0.000
0.0043	14.1	1.7	455.44	7.866
0.0031	10.9	3.2	641.08	20.761
0.0022	7.8	3.1	905.16	28.336
0.0013	5.6	2.2	1566.93	33.830
0.002187	0.0	5.6	899.56	50.495
<b>Surface spécifique =</b>			<b>199.2 m<sup>2</sup>/kg</b>	

Les résultats présentés dans les tableaux 4.10 et 4.11 montrent que la surface spécifique du till est plus élevée que celle du sable.

Cette propriété physique ( $S_s$ ) est un paramètre important à pour obtenir les modèles de la conductivité de surface (les équations 2.26 et 2.27 du chapitre 2), et ainsi que la conductivité hydraulique du sol [17]:

$$k = \frac{1}{a \times F \times S_s^2} \quad (4.24)$$

$a$  : est le facteur de forme du tube qui est compris entre 1.7 et 3.

Cette équation est une forme de l'équation Kozeny-Carman (KC). Le  $k$  peut être obtenu facilement par le facteur de formation ( $F$ ) et la surface spécifique du sol qui sont directement mesurables.

#### 4.5.4 Analyse de la conductivité hydraulique ( $k_{sat}$ )

Cette analyse présente les résultats de la conductivité hydraulique du sable et du till non contaminé. L'analyse de la conductivité hydraulique à charge constante a été réalisée pour le sable perméable, ainsi que l'analyse  $k_{sat}$  à charge variable a été effectuée pour le till moins perméable.

Tableau 4.12 : Paramètres calculés pour l'estimation de la conductivité hydraulique.

	Sable	Till
Indice de vide ( $e$ )	0.58	0.79
Porosité ( $\phi$ )	0.367	0.441
$k_{sat}$ - charge constante	$2.75 \times 10^{-2}$	-
$k_{sat}$ - charge variable	-	$3.80 \times 10^{-6}$

En regardant le tableau 4.12, il est possible de conclure que la conductivité hydraulique du till est beaucoup moins élevée que le sable. En considérant l'équation 4.24, la valeur faible de  $k_{sat}$  du till peut être due par la valeur élevée de sa surface spécifique (tableau 4.11).

Dans cette démonstration, l'indice de vide ( $e$ ) peut être calculé par l'équation suivante :

$$e = \left( \frac{D_r}{\left( \frac{mass_{sol\ sec\ he}}{volume_{cylindre}} \right)} \right)^{-1} \quad (4.25)$$

En utilisant cette indice de vide, la porosité du sol est obtenue par :

$$\phi = \frac{e}{1+e} \quad (4.26)$$

Tableau 4.13 : Conductivités hydrauliques mesurées et calculées par les modèles de prédiction (basés sur la granulométrie du sol).

$k_{sat}$	Chapuis	Hazen	Navfac	KC	KCM	$k_{mesuré}$
Sable	$1.29 \times 10^{-2}$	$7.41 \times 10^{-3}$	$6.18 \times 10^{-3}$	$1.94 \times 10^{-2}$	$2.99 \times 10^{-2}$	$2.75 \times 10^{-2}$
Till	$2.96 \times 10^{-5}$	$1.09 \times 10^{-5}$	$1.68 \times 10^{-7}$	$4.69 \times 10^{-5}$	$2.12 \times 10^{-5}$	$3.80 \times 10^{-6}$

Le tableau 4.13 présente la conductivité hydraulique calculée par les modèles de prédiction. Les résultats de ce tableau montrent que pour l'échantillon de sable, les valeurs de  $k_{sat}$  calculées par les modèles de KCM, KC et Chapuis sont approximativement égales au  $k_{mesuré}$  de la charge constante. Les valeurs de  $k_{sat}$  obtenues par les modèles de Hazen et Navfac sont moins élevées que celles de  $k_{mesuré}$ .

Pour le till,  $k_{sat}$  calculé par les modèles de KCM, KC, k-Chapuis, et de Hazen sont plus grand que le  $k_{mesuré}$  à charge variable. En considérant la valeur du coefficient d'uniformité du till ( $C_u = 26.07$ ) et la limite de l'utilisation des modèles de Hazen ( $C_u \leq 5$ ) et Navfac ( $2 \leq C_u \leq 12$ ), il est possible de conclure que le  $k_{sat}$  calculé du till par ces modèles est moins bien déterminé et que la variation peut être grande.

#### 4.5.5 Analyse par diffraction des rayons X

La cristallographie par la diffraction des rayons X (DRX) est une technique importante en sciences naturelles et particulièrement en minéralogie. Cette méthode permet d'analyser les éléments dont le minéral est constitué et de comprendre les structures des minéraux et les autres matières cristallines à l'échelle atomique.

Typiquement, la méthode de diffraction en poudre permet à identifier précisément les minéraux. Elle permet aussi à analyser quantitativement les différentes phases d'un mélange.

Dans ce projet, cette technique de mesure a été réalisée par le laboratoire de diffraction X de Université de Montréal pour les échantillons du till et du sable non contaminé. Il faut noter que les résultats obtenus ne sont pas vraiment « quantitatifs ». Ceci est dû aux effets d'orientation préférentielle. En fait durant la préparation de l'échantillon (mise à plat de la surface de l'échantillon), ces effets peuvent fausser les intensités relatives des pics. Donc, elle est davantage

orientée vers l'identification des minéraux. Par exemples, il se peut que les grains du sable soient plus gros et orientés de telles sortes que leurs apparences très intenses (voir figures suivantes).

Il faut noter dans cette analyse, les positions attendues pour les minéraux sont classées selon leur probabilité de présence.

Pour le premier échantillon du sable SA3, toutes les réflexions observées jusqu'à 50 degrés en  $2\theta$  sont indexées sur la base d'un mélange quartz + albite +  $\text{KAlSi}_2\text{O}_8$  (figure 4.37). Le microcline peut aussi être présent, car ce dernier a un diagramme très proche de celui de l'albite (voir la figure 4.38). Ces deux composés ont la même structure cristalline, le microcline contient du potassium et l'albite contient du sodium.

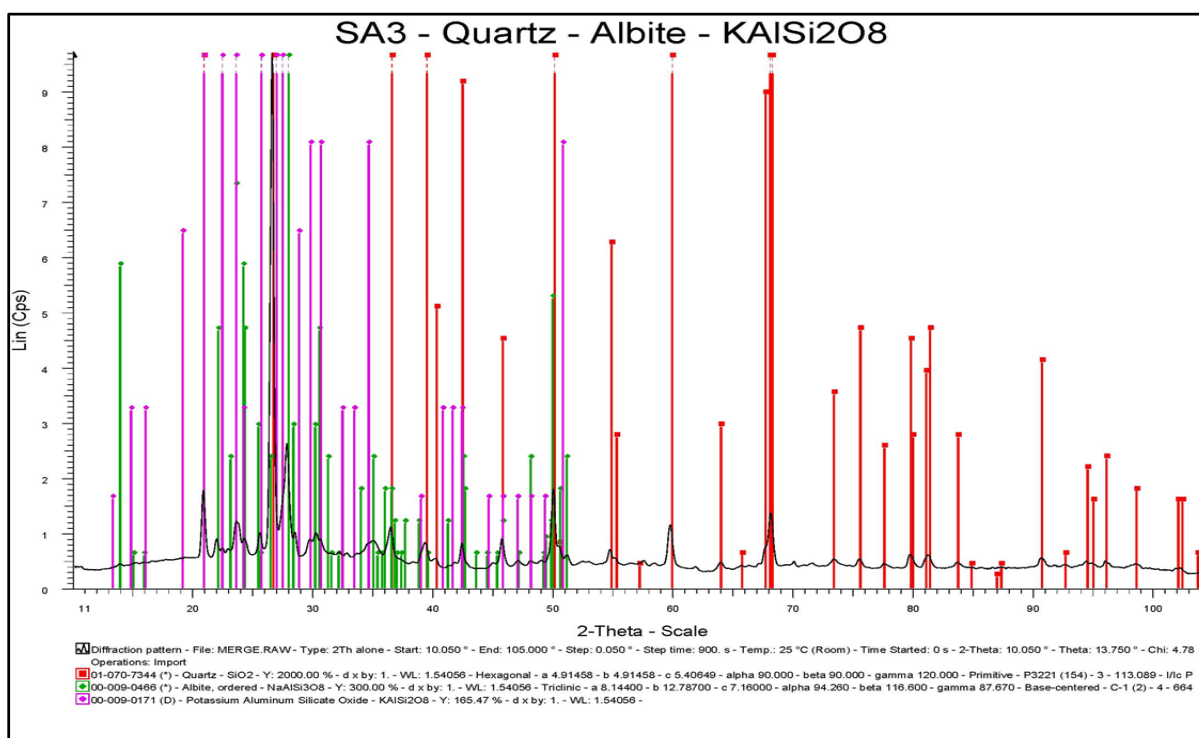


Figure 4.37 Diagramme d'analyse minéralogique du sable SA3 par DRX.

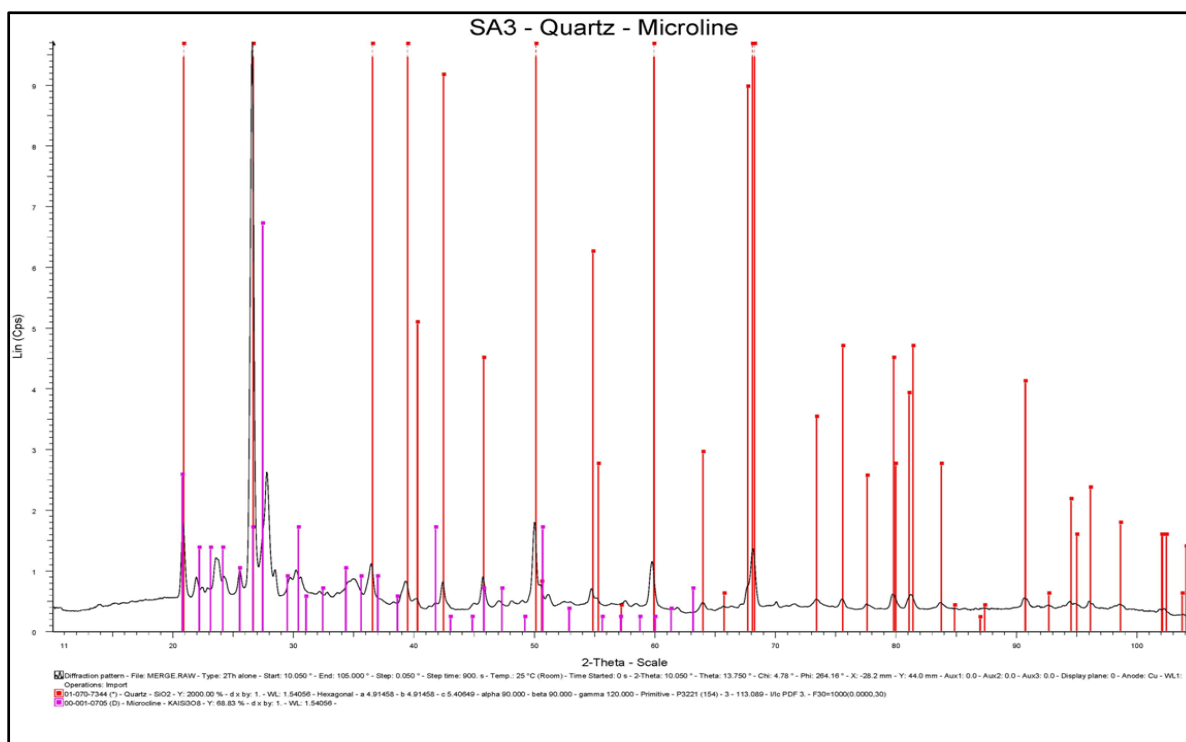


Figure 4.38 Diagramme d'analyse DRX du microcline dans le sable SA3.

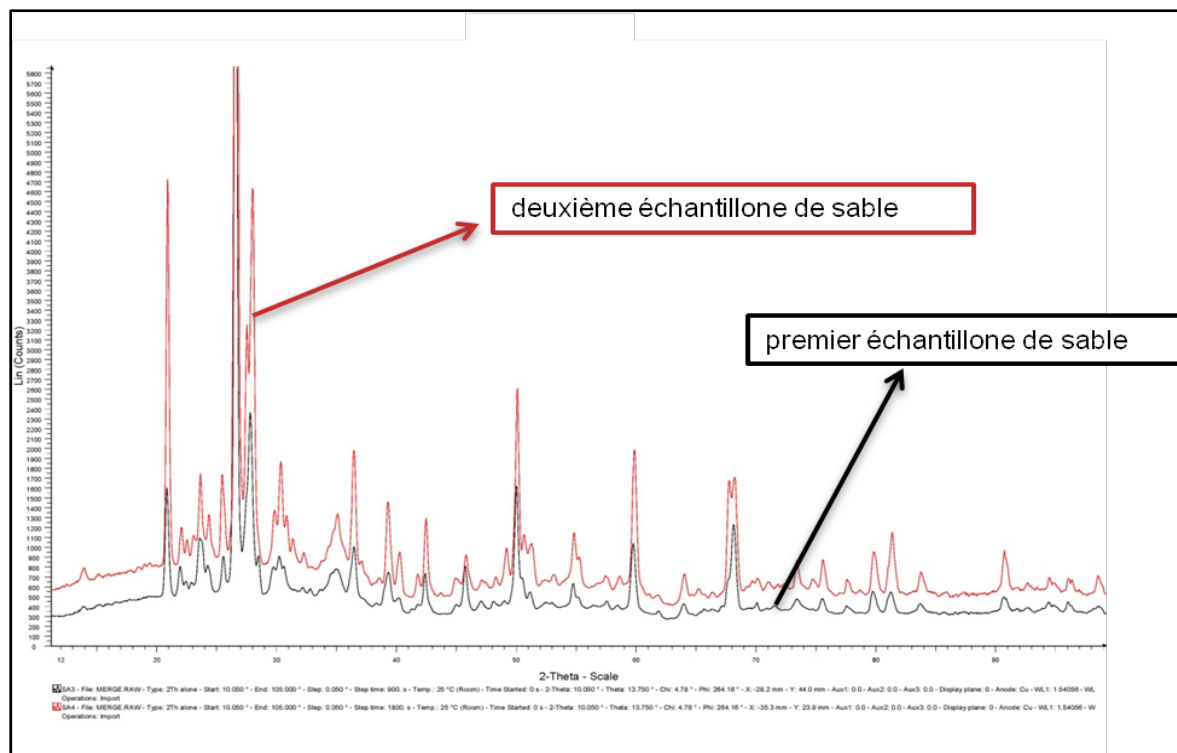


Figure 4.39 Diagramme d'analyse minéralogique des échantillons du sable par DRX.

En considérant la figure 4.39, le deuxième échantillon de sable (SA4) ressemble beaucoup à celui mesuré pour le premier échantillon de sable SA3. Donc possiblement ces deux échantillons ont une composition très proche.

Il faut remarquer dans ces diagrammes précédents, « Lin (Cps) » sur l'axe vertical signifie que l'échelle verticale est linéaire. L'unité est en coup par seconde qui est étudiée entre 10 et 105 degrés en  $2\theta$  sur l'axe horizontal.

Tableau 4.14 : Résultats de l'analyse minéralogique du sable par technique DRX.

Moins probable	Probable
Dolomite- $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	Quartz- $\text{SiO}_2$
Leucite- $\text{KAlSi}_2\text{O}_6$	Albite- $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$
Anorthite- $\text{Ca}(\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8)$	K- feldspath- $\text{KAlSi}_2\text{O}_8$
Calcite- $\text{CaCO}_3$	Microcline- $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$
Gypsum- $\text{CaSO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$	
Magnetite- $\text{Fe}_3\text{O}_4$	
Orthoclase- $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$	
Sanidine- $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$	

Tableau 4.15 : Résultats de l'analyse minéralogique du till par technique DRX.

Moins probable	Probable
Anorthite- $\text{Ca}(\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8)$	Quartz- $\text{SiO}_2$
K- feldspath- $\text{KAlSi}_2\text{O}_8$	Albite- $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$
Leucite- $\text{KAlSi}_2\text{O}_6$	Microcline- $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$
Magnetite - $\text{Fe}_3\text{O}_4$	Dolomite- $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$
Orthoclase- $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$	Calcite- $\text{CaCO}_3$
Sanidine- $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$	Gypse- $\text{CaSO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$

Le tableau 4.14 montre la probabilité de présence des minéraux dans l'échantillon de sable (SA3 et SA4) par l'analyse DRX. En considérant ces résultats, les minéraux les plus probables du sable sont le quartz, l'albite, le K- feldspath, et le microcline (Annexe 1)

Le tableau 4.15 présente les résultats de l'analyse minéralogique du till par la technique DRX. Ces résultats démontrent que les produits les plus visibles du till sont le quartz, l'albite, la dolomite, la calcite, et le gypse (Annexe 2)

En comparant ces deux tableaux, il est possible de conclure que dans les échantillons de till et de sable, le quartz, l'albite, et le microcline sont les minéraux généralement présents. Contrairement au till, les dolomites, calcite, et gypse sont les minéraux de moindre importance (ou inexistants) dans le sable.



### 4.5.6 Analyse chimique de l'eau

Des échantillons d'eau ont été prélevés dans les piézomètres installés aux coins des bacs et dans le réservoir de remplissage. Les analyses chimiques de ces échantillons d'eau ont été réalisées en utilisant la méthode de spectroscopie par l'absorption atomique dans laboratoire de Géochimie analytique (Département CGM, l'École Polytechnique).

Tableau 4.16 : Résultats d'analyse chimique de l'eau déminéralisée.

mg/l	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	Cl	pH	T-C <sup>0</sup>	$\sigma_{calculé}(S/m)$	$\sigma_{mesuré}(S/m)$
l'eau déminéralisée	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	4	5.99	21.4	0.00068	0.00076

Tableau 4.17 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau de sols non contaminé et chargé avec de l'eau déminéralisée.

Piézomètre (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	Cl	PH	T-C <sup>0</sup>	$\sigma_{calculé}(S/m)$	$\sigma_{mesuré}(S/m)$
SA1 (1/avril/09)	0.3	132	28.2	5.07	-	4.2	277	-	19.9	0.064	0.24
SA2 (17/aout/10)	0.9	213	34.5	10.9	142	5.9	1707	7.21	25.9	0.34	0.16
SA3 (14/avril/10)	0.44	191	29.9	8.88	109	5.62	338	6.93	25.9	0.099	0.16
Till-NS3 (14avril/10)	0.17	497	1027	5.1	1280	3.1	2437	7.62	21.6	0.78	0.93
Réservoir (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	Cl	PH	T-C <sup>0</sup>	$\sigma_{calculé}(S/m)$	$\sigma_{mesuré}(S/m)$
SA1 (1/avril/09)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SA2 (17/aout/10)	0.8	0.31	0.11	2.29	0.04	0.20	-	5.61	25.5	0.0006	0.0008
SA3 (14/avril/10)	0.24	0.01	3.67	0.1	0.29	1	0.11	6.75	21.3	0.0008	0.0002
Till-NS3 (14avril/10)	0.1	63.5	0	0.83	1.38	0.1	15	8.41	21.5	0.012	0.00037

Les tableaux 4.16 et 4.17 présentent les éléments chimiques de l'eau déminéralisée dans les réservoirs (avant de l'ajouter aux bacs) et de l'eau interstitielle du sol. Il faut noter que l'eau déminéralisée est un type d'eau purifiée sans des ions minéraux (sels). Ces ions minéraux comprennent le sodium, le calcium, le fer, le cuivre, le chlorure et le bromure. Ces résultats démontrent que les concentrations en solides dissous sont plus élevées dans l'eau interstitielle

que dans l'eau déminéralisée des réservoirs. Ceci peut être causé par la dissolution des minéraux du sol par l'eau ajoutée aux bacs.

En considérant le tableau 4.17, la valeur des éléments chimiques comme le sodium (Na), le chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), le magnésium (Mg), le potassium (K), et le calcium (Ca) dans le till est plus élevée que le sable. Ceci contribue à l'augmentation de la conductivité électrique ( $\sigma$ ) et du pH du till. En utilisant la quantité ( $\text{mg/l}$ ) des éléments chimiques de l'eau, il est possible de calculer la conductivité de l'eau (voir l'équation 2.1). Il faut remarquer que pour le premier bac de sable SA1, l'analyse chimique en sodium (Na) de l'eau interstitielle et le pH n'ont pas été effectués. Ceci est aussi vrai pour l'eau du réservoir du premier bac de sable SA1.

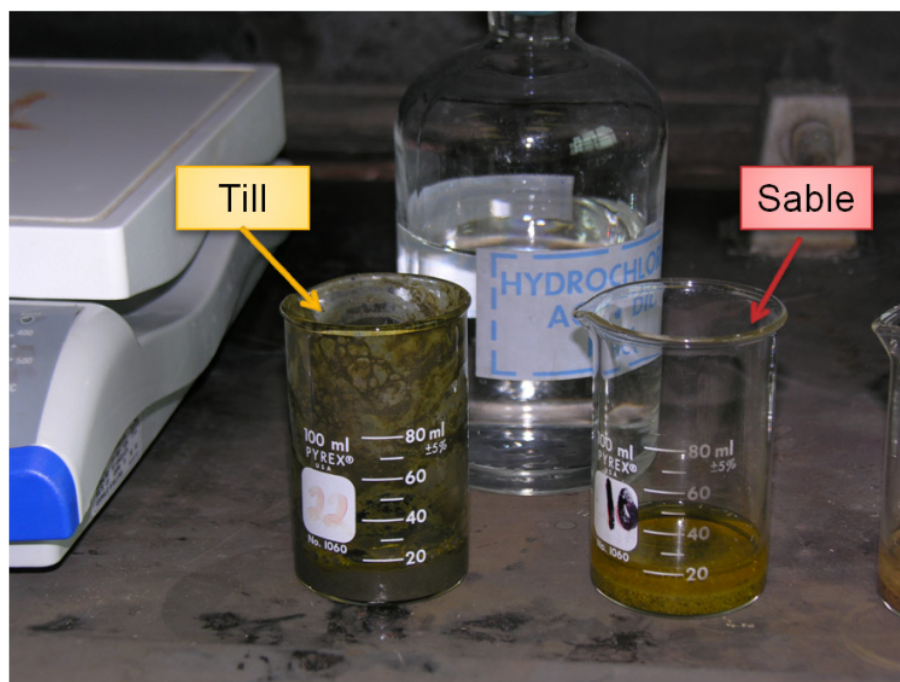
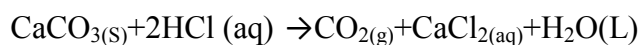


Figure 4.40 Essai pour détecter la présence de calcium sous forme de  $\text{CaCO}_3$  sur les échantillons de sable et de till.

Un essai a été réalisé pour étudier la présence de calcium sous forme de  $\text{CaCO}_3$  dans le sol (sable et till). Dans cette expérience, quelques gouttes d'acide chlorhydrique dilué (6 mole/L) sont ajoutées sur les deux échantillons distincts du sable et du till (figure 4.40). En considérant la réaction chimique suivante, des bulles de gaz ont été libérées ( $\text{CO}_2$ ) plus fort dans le till que le sable. Ceci montre que l'échantillon du till contient une grande quantité de  $\text{CaCO}_3$ :



Le tableau 4.18 présente la quantité obtenue de sulfate hydrosoluble  $\text{SO}_4$  en % pour étudier la présence de gypse,  $\text{CaSO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$  dans chacun des échantillons de sable et de till. Cela montre que la quantité de sulfate hydrosoluble du till est plus élevée que le sable.

Tableau 4.18 : Quantité de sulfate hydrosoluble du sable et du till.

Échantillon	sable	till
Sulfate hydrosoluble - $\text{SO}_4$ ( %)	0.040	0.436

Tableau 4.19 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau du sable SA1 salée et rechargée en eau déminéralisée.

Piézomètre (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	pH	T- $\text{C}^0$	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
Piezo1(25/aout/2010)	<0.1	170	36.2	12.0	3124	5.2	7.68	22.4	0.51	1.7
Piezo2(25/aout/2010)	<0.1	320	6.83	15.0	4902	4.5	7.53	22.4	0.80	2.5
Piezo3(25/aout/2010)	<0.1	178	34.4	11.6	3788	4.6	7.62	22.3	0.61	2.1
Piezo4(25/aout/2010)	<0.1	112	22.2	10.8	3508	5.0	7.80	22.3	0.55	1.8
Eau drainée (25/aout/2010)	<0.1	273	56.2	16.2	4922	2.0	6.50	22.4	0.81	-
Réservoir (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	pH	T- $\text{C}^0$	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
(25/aout/2010)	<0.1	0.03	0.01	0.01	0.01	0.1	6.08	23.2	$4 \times 10^{-5}$	0.0015

Le tableau 4.19 présente les résultats de l'analyse chimique de l'eau du premier conteneur de sable salée (500gr/22litres = 22727ppm) qui a été ensuite rechargée par de l'eau déminéralisé. Pour ce conteneur de sable SA1, une séquence de saturation et de desaturation a été réalisée. Il faut noter qu'il n'est pas possible de recueillir de l'eau durant la desaturation du sable, donc cette analyse chimique a été seulement effectuée pour l'eau du sable saturé et sur l'eau drainée (après le mesure du sable saturé). D'après le tableau on remarque qu'en raison des minéraux dans le sol, le pH et la salinité de l'eau interstitielle et de l'eau drainée sont plus grand que l'eau du réservoir.

Il faut remarquer qu'en comparant les tableaux 4.17 et 4.19, la valeur d'élément chimique comme le calcium (Ca) augmente lors des mesures du sable SA1 avec l'eau déminéralisée. Ceci influence l'augmentation de la conductivité (la salinité) de l'eau interstitielle du sable.

Tableau 4.20 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau du till NS3 saturé salée et non-contaminé.

Piézomètre (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	pH	T-C <sup>0</sup>	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
solution-1 (8/July /2010)	<0.1	359.4	84.9	31.76	130.8	27	8.02	25.6	0.10	0.8
solution-2 (2/Août /2010)	<0.1	954	154 4	264.2	8960	22	7.58	24	1.84	3.33
solution-3- piezo1 (12/Août /201 0)	<0.1	533	757	130	1552	3.3	7.59	24	0.47	2.3
solution-3- piezo2 (12/Août /201 0)	<0.1	733	568	125	3218	3.0	7.65	23.4	0.72	1.4
Réservoir (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	pH	T-C <sup>0</sup>	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
solution-1 (8/Jul /2010)	<0.1	39.2	8.16	3.03	123.6	23	8.28	25.5	0.032	0.65
solution-2 (2/Août /2010)	<0.1	147.6	4.73	7.51	3715 0	54	7.93	23.8	2.89	6.26
solution-3 (12/Août /201 0)	<0.1	32.7	8.57	1.60	13.8	0.5	8.12	23.8	0.0089	0.03

Le tableau 4.20 présente les résultats de l'analyse chimique de l'eau salée du till saturé et non contaminé. La salinité de l'eau varie à l'ajout du sel pendant la mesure. La salinité de la première solution est de 2727.273 ppm (semblable à l'eau de mauvaise qualité avec une salinité de 2000 ppm) et la deuxième solution est 38636.36 ppm (semblable à l'eau de la mer avec une salinité de 35000 ppm). Le troisième cas est de l'eau interstitielle du sable saturé à qui on ajoute de l'eau déminéralisée. En considérant les résultats du tableau 4.20, la quantité des éléments chimiques et la conductivité électrique ( $\sigma_{\text{calculé}}$ ,  $\sigma_{\text{mesuré}}$ ) de l'eau interstitielle augmente à l'ajout du sel. La salinité et la conductivité électrique de l'eau du sol rechargé avec de l'eau déminéralisée sont plus faibles que celles de la deuxième solution.

Tableau 4.21 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau de sols non contaminés ( $S_H=0$ ) et chargés de l'eau du robinet.

Piézomètre (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	pH	T- C <sup>0</sup>	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
Sable-SA1 piezo1(4/Nov/2010 )	<0.1	99.1	21.2	1.93	257 1	4.3	7.4	21.3	0.4	0.829
Sable-SA1 Piezo2(4/Nov/2010 )	<0.1	122. 9	27.6	15.1	347 0	3.7	7.8	20.9	0.53	1.086
Sable-SA1 Piezo3(4/Nov/2010 )	<0.1	79.7	17.6	12.8	326 8	3.7	8.5	20.8	0.5	1.822
Sable-SA1 Piezo4(4/Nov/2010 )	<0.1	48.7	10.3	9.03	236 7	4.1	7.9	20.8	0.36	0.97
Sable-SA2 Piezo(9/oct/2009)	<0.1	335	65.4	26.7	240	5.5	7.3	20.6	0.636	0.28
Sable-SA3 Piezo(31/mars/201 0)	<0.1	128	22.6	6.07	362	3.8	7.8	21.2	0.183	0.23
Till-NS3 Piezo1(7/sept/2010 )	<0.1	578	459	103	166 9	3.1	7.3	22.4	0.42	1.85
Till-NS3 Piezo2(7/sept/2010 )	<0.1	697	430	111	286 1	3.3	6.2	22.3	0.62	2.05
Réservoir (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	pH	T- C <sup>0</sup>	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
Sable-SA1 (4/Nov/2010)	<0.1	32.5	8.80	1.72	15.4	1	8	-	-	-
Sable-SA2 (9/oct/2009)	<0.1	33.3	8.92	1.85	13.8	0.1	7.6	20.9	0.022	0.0338
Sable-SA3 (31/mars/2010)	<0.1	32.7	8.14	1.55	24.8	0.2	7.9	20.8	0.016	0.036
Till-NS3 (7/sept/2010)	<0.1	0.41	0.23	0.01	0.84	1	7.2	21.5	0.0004	0.0018 6

Tableau 4.22 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau du sable contaminé SA1.

Piézomètre (mg/l)	Al	Ca	Mg	K	Na	Si	pH	T-C <sup>0</sup>	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
SH=0.027 (12/Nov/2010)	-	-	-	-	-	-	6-7	23.4	-	0.4
SH=0.053 (16/Nov/2010)	0.3	63.6	14.0	10.1	270 4	4.1	7.8	-	-	-
SH=0.1067 (26/Nov/2010)	-	-	-	-	-	-	6-7	-	-	-
SH=0.1465 (29/Nov/2010)	-	-	-	-	-	-	7-8	-	-	-

Le tableau 4.21 présente les résultats de l'analyse chimique de l'eau du sable et till avec  $S_H = 0$  avant les contaminer en hydrocarbure. Il faut remarque que pour l'eau du réservoir du premier bac de sable SA1, la température et la conductivité de l'eau interstitielle n'on pas été effectué.

Le tableau 4.22 montre les résultats de l'analyse chimique de l'eau du sable SA1 contaminé en hydrocarbure. Il faut remarquer qu'en raison de la limitation de la méthode d'analyse chimique, cette technique n'est pas capable de déterminer les éléments de l'eau contaminée. Donc, le pH de l'eau contaminé a été mesuré par le papier de tournesol, ce qui rend le résultat moins précis.

Tableau 4.23 : Résultats de l'analyse chimique de l'eau dans le sable (SA2, SA3) saturé en eau salée (2727.273 ppm)

(mg/l)	Ca	Mg	K	Al	Si	Cl <sup>-</sup>	Na	pH	T-C <sup>0</sup>	$\sigma_{\text{calculé}}$ (S/m)	$\sigma_{\text{mesuré}}$ (S/m)
SA2-Piezo (24/aout/2009)	226	38.4	10.9	2.4	7.9	2246	157	7.44	24.7	0.43	0.35
SA2-Réservoir (24/aout/2009)	33.7	11.1	4.32	2.2	0.20	22643	1417	7.55	24.7	3.84	0.8
SA3-Piezo (28/mars/2010)	184	30.4	6.26	0.35	6.26	1094	575	7.53	18.8	0.27	0.412
SA3-Réservoir (28/mars/2010)	37.0	8.11	2.18	0.1	3.95	3027	1964	7.86	18.7	0.71	0.951

Le tableau 4.23 montre les résultats d'analyse chimique de l'eau de sables (SA2 et SA3) saturé en eau salée de 2727.3 ppm. En comparant les tableaux 4.17 et 4.23, la valeur des éléments

chimiques comme le sodium (Na), le chlorure ( $\text{Cl}^-$ ) dans le sable saturé salée est plus élevé que le sable saturé en eau déminéralisé. Ceci contribue à l'augmentation de la conductivité électrique ( $\sigma$ ) et du pH du sable salée.

Le tableau 4.24 montre les valeurs de pH du sol (till et sable) contaminé et non contaminé. Ces résultats montrent que le pH du sable contaminé est plus élevé que le sable non contaminé. Ainsi que le pH du till contaminé est plus petit que le pH du till non contaminé.

Il faut noter que ces valeurs de pH ne sont pas significatives. En fait pour étudier en précision, à chaque étape, une partie des bacs de sol qui contient de l'hydrocarbure doit être échantillonnée. Ceci n'est pas réellement possible, car ce procédé peut perturber la structure du sol pour les mesures suivantes.

Tableau 4.24 : pH du sol contaminé et non contaminé.

pH	Non contaminé	contaminé
Sable-SA1	6.74	8.0 (SH=0.21)
Till –NS3	7.86	7.0 (SH=0.27)

#### 4.5.7 Analyse chimique du sol contaminé

L'analyse chimique du sol contaminé a été réalisée par le laboratoire d'analyse Maxxam. Dans cette analyse, la quantité d'hydrocarbure, et la composition toxique et volatile de chaque échantillon du sol contaminé (sable et till) ont été déterminés.

Le tableau 4.25 présente la densité de l'hydrocarbure utilisé (l'huile à moteur fraîche) durant les mesures en laboratoire. Cette valeur démontre que la densité de l'huile à moteur ( $D_{\text{huile}}=0.83\text{gr/cm}^3$ ) est plus faible que la densité de l'eau ( $D_{\text{eau}}=1\text{ gr/cm}^3$ ). Donc l'hydrocarbure utilisé est du genre de liquides légers en phase non aqueuse (LNAPL). Ceci permet à cet hydrocarbure de flotter sur la couche de l'eau dans le sol.

Tableau 4.25 : Densité de l'huile à moteur

**HYDROCARBURES PAR GCFID (HUILE)**

ID Maxxam		K61551		
Date d'échantillonnage		2010/05/06		
	Unités	L'HUILE DE MOTEUR (10W-30)	LDR	Lot CQ
<b>HYDRO. PÉTROLIERS TOTAUX</b>				
Hydrocarbures Pétroliers (C10-C50)	ug/ml	830000	10000	760035

Tableau 4.26 : Quantité d'huile à moteur dans l'eau du sable contaminé SA2

**HYDROCARBURES PAR GCFID (EAU)**

ID Maxxam		K61550		
Date d'échantillonnage		2010/05/06		
	Unités	EAU CONTAMINÉ DE SABLE (SA2) (L'HUILE DE MOTEUR-10W-30)	LDR	Lot CQ
<b>HYDRO. PÉTROLIERS TOTAUX</b>				
Hydrocarbures Pétroliers (C10-C50)	ug/L	<400	400	760925

Le tableau 4.26 montre la quantité de l'hydrocarbure de l'eau du sable contaminé. Cette quantité ne peut être significative en raison de la présence très faible d'hydrocarbure.

Tableau 4.27 : Quantité d'hydrocarbure pour chaque échantillon du sol contaminé.

**HYDROCARBURES PAR GCFID (SOL)**

ID Maxxam					K61547	K61548		K61549		
Date d'échantillonnage					2010/05/06	2010/05/06		2010/05/06		
	Unités	A	B	C	SA2 (SAND CONTAMINÉ)	SA3 (SAND CONTAMINÉ)	LDR	SN4 (TILL CONTAMINÉ)	LDR	Lot CQ
% Humidité	%	-	-	-	6.8	5.5	N/A	1.2	N/A	N/A
<b>HYDRO. PÉTROLIERS TOTAUX</b>										
Hydrocarbures Pétroliers (C10-C50)	mg/kg	300	700	3500	29000	60000	1000	4200	100	760230

Le tableau 4.27 présente l'humidité en pourcentage (%), et la quantité d'hydrocarbure des échantillons du sol contaminé. Ces résultats démontrent que dans ces échantillons du sol, la quantité d'hydrocarbure est suffisamment élevée suivant avec les critères génériques du sol (A, B, C). Les valeurs d'hydrocarbure pour chaque échantillon excèdent au critère C. Ce critère est la



limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel.

Il faut remarquer que les critères A, B, et C sont génériques pour les terrains contaminés. Ils servent à évaluer le degré de contamination d'un terrain. Le niveau A correspond aux teneurs de fond pour les paramètres inorganiques et aux limites de détection pour les paramètres organiques. La limite de détection est définie comme la concentration minimale qui peut être mesurée à l'aide d'une méthode analytique avec une fiabilité définie. Niveau B est la limite maximale acceptable pour des terrains à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle. Sont également inclus les terrains à vocation commerciale situés dans un secteur résidentiel [49].

Le tableau 4.28 présente l'humidité en pourcentage (%), et les composés toxiques et volatils (BTEX) des échantillons du sol. Les résultats montrent que ces composés sont absents dans ces échantillons contaminés.

Tableau 4.28 : Compositions toxiques et volatiles du sol contaminé.

**BTEX PAR GC/MS (SOL)**

ID Maxxam					K61547	K61548	K61549		
Date d'échantillonnage					2010/05/06	2010/05/06	2010/05/06		
	Unités	A	B	C	SA2 (SAND CONTAMINÉ)	SA3 (SAND CONTAMINÉ)	SN4 (TILL CONTAMINÉ)	LDR	Lot CQ
% Humidité	%	-	-	-	6.8	5.5	1.2	N/A	N/A
<b>VOLATILS</b>									
Benzène	mg/kg	0.1	0.5	5	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	759956
Toluène	mg/kg	0.2	3	30	<0.2	<0.2	<0.2	0.2	759956
Ethylbenzène	mg/kg	0.2	5	50	<0.2	<0.2	<0.2	0.2	759956
Xylènes totaux	mg/kg	0.2	5	50	<0.2	<0.2	<0.2	0.2	759956

## 4.6 Étude du facteur de formation ( $F$ ) et de cimentation

En considérant la loi d'Archie (l'équation 4.27), le facteur de formation ( $F$ ) du sable SA1 non contaminé peut être estimé par (figure 4.37):

$$F_{\text{estimé}} = \frac{\sigma_w \times S_w^n}{\sigma_{\text{eff}}} \quad (4.27)$$

$a$  est la tortuosité qui est en général proche de 1 ( $0.6 < a < 1.5$ ),  $\emptyset=0.403$  est la porosité du sable,  $m$  le facteur de cimentation,  $F$  le facteur de formation,  $n$  est l'indice de saturation qui dépend du fluide ( $n_{\text{eau}}=2$ ,  $n_{\text{huile}}=2.08$ , et  $n_{\text{gaz}}=1.62$ ) [50].

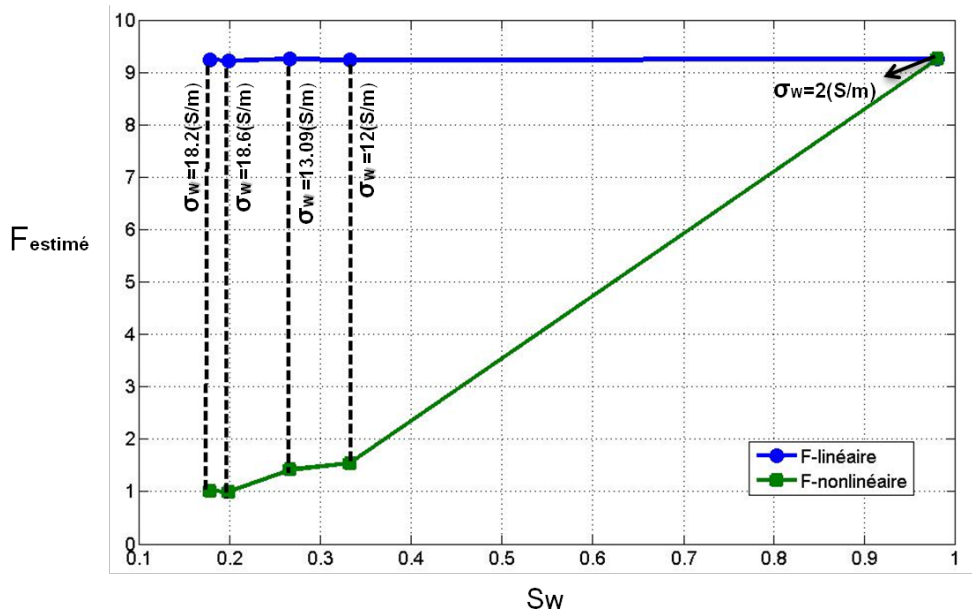


Figure 4.41 Facteur de formation estimé du sable non contaminé SA1 en fonction de  $S_w$ .

Il faut remarquer qu'en raison de la diminution du niveau de l'eau interstitielle durant la desaturation du sable SA1,  $\sigma_w$  ne pouvait pas être mesuré à chaque étape dans le piézomètre. Si la conductivité de l'eau du sable saturé ( $S_w = 0.98$ ) est considérée comme une valeur constante ( $\sigma_w = 2$  S/m) pendant le mesure. En considérant la loi d'Archie (l'équation 4.27), il n'existe pas une relation linéaire entre la conductivité effective du sable ( $\sigma_{\text{eff}}$ ) et la saturation de l'eau ( $S_w$ ) (voir figure 4.41). Donc, il est possible de conclure que la résistivité effective du sable peut être contrôlée par la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ) dont la valeur peut avoir changé durant les périodes entre les mesures électriques sur le sol. Cette possibilité est vérifiée par la dissolution du

Ca en particulier lors des mesures du sable SA1 avec l'eau déminéralisé et les analyses des ions en laboratoire (voir tableaux 4.17, 4.19).

Dans la deuxième étude, pour les mesures du sable SA1 partiellement saturé en eau avec le changement de la quantité de  $\sigma_w$  et à l'aide de l'équation 4.27, le facteur de formation est estimé comme une valeur constante et proche avec le facteur de formation du sable complètement saturé ( $S_w = 0.98$ ) (voir figure 4.41).

Tableau 4.29 : Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) et le coefficient de variation ( $C_V$ ) de sables salée (2727.273 ppm).

Sable-saturé salée	$R_{eff}$	$C_V$
SA2 (24/aout/2009)	27.59	0.21
SA3 (28/mars/2010)	18.19	0.24

Le tableau 4.29 présente la résistivité effective et le coefficient de variation ( $C_V$ ) de sables saturés salées (SA2, SA3). Ces résultats sont obtenue par les équations 4.16 et 4.18. Il faut noter qu'en raison du problème des équipements et de l'erreur de mesure des bacs saturé en l'eau déminéralisée, seulement les résultats du sable saturé salée sont présentés.

En appliquant la loi d'Archie, dans le sol saturé avec une solution résistive (hydrocarbure), la conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) peut être définie par :

$$\sigma_{eff} = \frac{(\sigma_w \times S_w^n)}{F} + \sigma_{surface} \quad (4.28)$$

En considérant la figure 4.42, le facteur de formation estimé ( $F_{estimé}$ ) du sable SA1 peut être estimé à partir de la pente de la ligne de régression de  $\sigma_{eff}$  (vertical) par rapport à  $\sigma_w \cdot S_w^n$  (horizontal) :

$$F_{estimé} = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x - \bar{x})^2} \right)^{-1} \quad (4.29)$$

Il faut noter pour le deuxième bac de sable SA2 et le troisième bac de sable SA3, le facteur de formation estimé ( $F_{estimé}$ ) est estimé à partir de la pente de la ligne de régression de  $R_{eff}$  par rapport à  $R_w \cdot S_w^{-n}$  (voir figures 4.43 et 4.44). Il faut noter que pour le sol contaminé (sable et till), le degré de saturation en eau a été estimé par la saturation en hydrocarbure ( $S_w = 1 - S_H$ ).

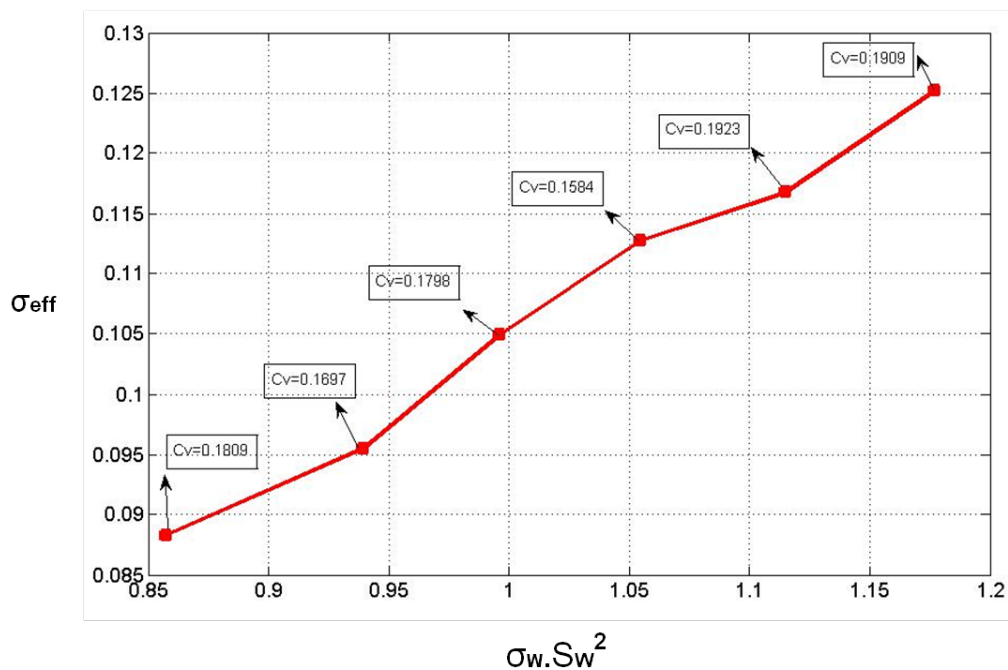


Figure 4.42 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du sable contaminé SA1 en fonction du produit de  $\sigma_w.S_w^2$ .

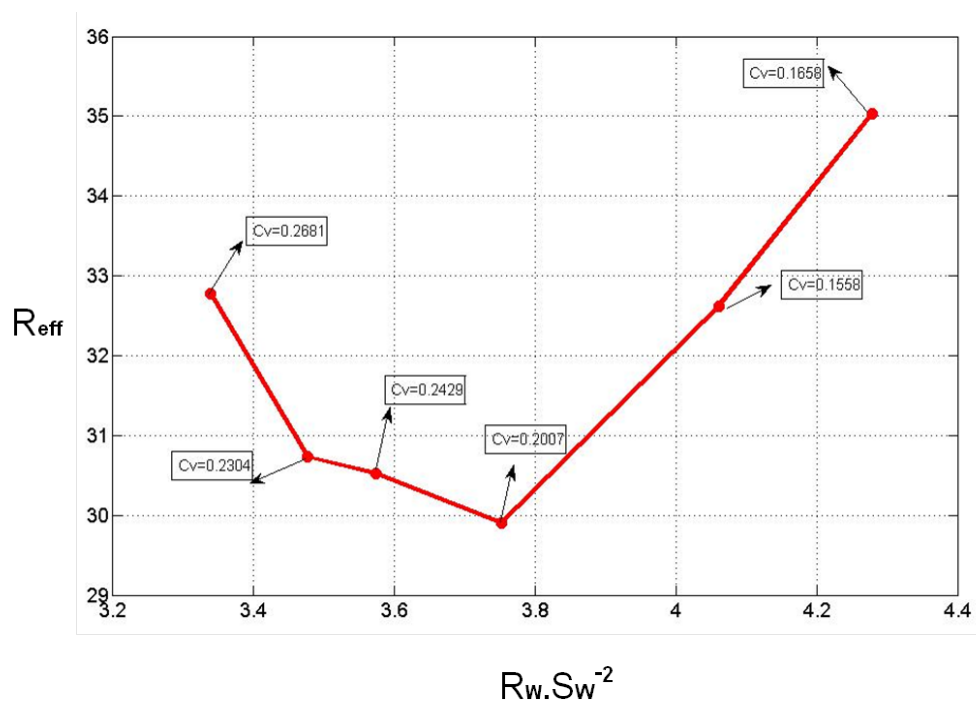


Figure 4.43 Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sable contaminé SA2 en fonction du produit de

$$R_w.S_w^{-2}.$$

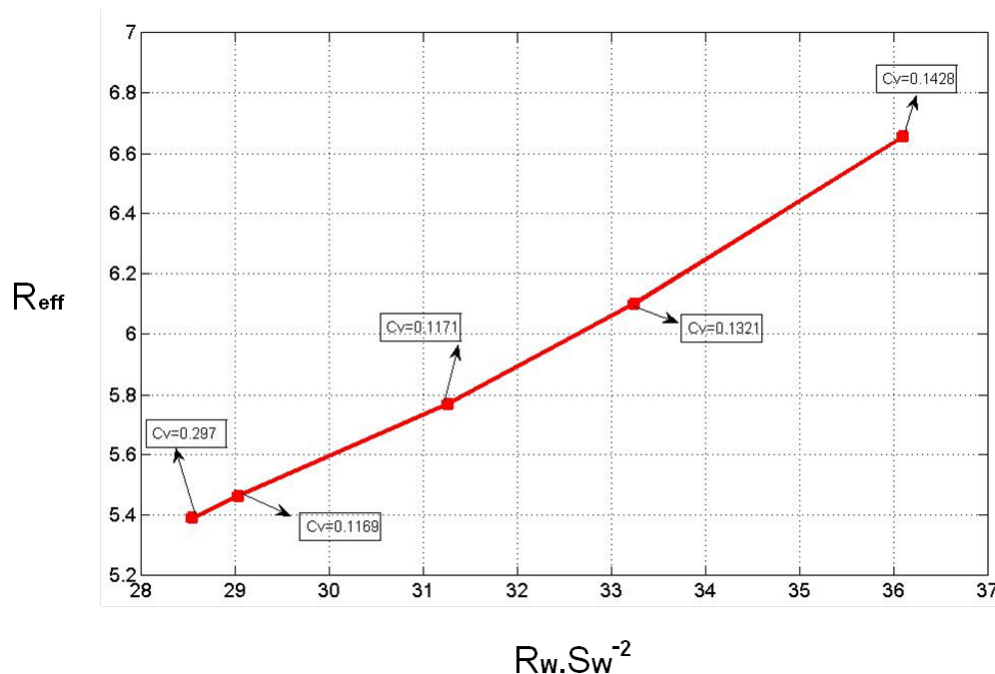


Figure 4.44 Résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sable contaminé SA3 en fonction du produit de  $R_w.S_w^{-2}$ .

En utilisant la porosité ( $\phi_{Sable} = 0.403$ ,  $\phi_{till} = 0.299$ ) et le facteur de formation estimé ( $F_{estimé}$ ) de sols (sable et till), le facteur de cimentation estimé ( $m_{estimé}$ ) peut être définie par l'équation suivant :

$$m_{estimé} = \frac{\log \phi}{\log F} \quad (4.30)$$

Tableau 4.30 : Facteur de formation ( $F_{estimé}$ ) et de cimentation estimé ( $m_{estimé}$ ) des sables.

Sable contaminé	$F_{estimé}$	$m_{estimé}$
SA1	8.55	2.36
SA2	3.87	1.49
SA3	6.01	1.97
Sable non contaminé	$F_{estimé}$	$m_{estimé}$
SA1 (salée et rechargée en eau déminéralisée)	9.37	2.4619
SA1( $S_H=0$ )	9.40	2.4654
SA2-salée	9.65	2.49
SA2( $S_H=0$ )	9.81	2.51
SA3-salée	7.49	2.21
SA3( $S_H=0$ )	5.30	1.83

Le tableau 4.30 présente les valeurs estimées du facteur de formation ( $F$ ) et de cimentation ( $m$ ) du sable non contaminé et contaminé. Pour le premier bac de sable SA1 non contaminé, le facteur de formation est obtenu à l'aide de l'équation 4.27, pour le deuxième et le troisième bac de sable (SA2, SA3), il est calculé par :

$$F = \frac{R_{eff}}{(R_w \times S_w^n)} \quad (4.31)$$

Il faut noter que le sable non contaminé est complètement saturé ( $S_w = 1$ ). Le terme  $n$  est approximativement 2.

Les résultats montrent que les valeurs des facteurs estimés des sables non contaminés sont voisines, mais les valeurs  $F_{estimé}$  et  $m_{estimé}$  du troisième bac de sable SA3 deviennent faibles. Le tableau 4.30 indique que les valeurs estimées du facteur de formation et de cimentation de sables contaminés sont moins élevés que celles de sables non contaminés.

Il faut remarquer qu'on fait la supposition que la conductivité de l'eau du sol contaminé par l'hydrocarbure ( $\sigma_w$ ) reste constante pendant les expériences. Cette valeur est égale à la conductivité de l'eau interstitielle du sol saturé avant l'ajout de l'hydrocarbure ( $S_H = 0$ ).

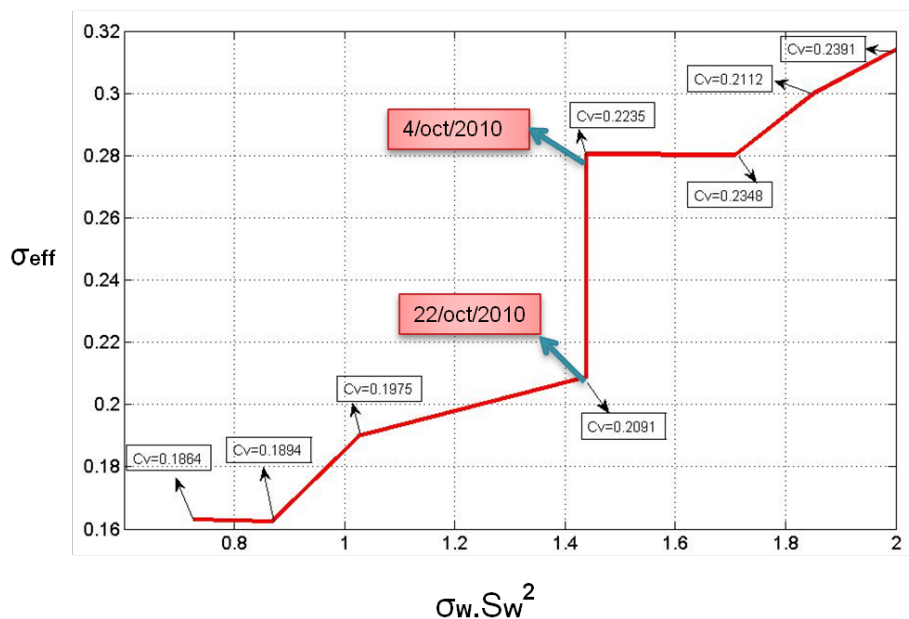


Figure 4.45 Conductivité effective ( $\sigma_{eff}$ ) du till contaminé NS3 en fonction du produit de  $\sigma_w.S_w^2$ .

En considérant le modèle de Frohlich et Parke (équation 2.15), le facteur de formation du till saturé salé non contaminé peut être estimé comme la pente de la courbe de  $\sigma_{eff}$  en fonction de  $\sigma_w$

(figure 4.9). Ainsi qu'en utilisant cette valeur ( $F_{estimé}$ ), le facteur de cimentation estimé ( $m_{estimé}$ ) peut être calculé à l'aide de l'équation 4.30.

En considérant la figure 4.45, pour le till contaminé, le facteur de formation du till peut être estimé comme la pente de la ligne de régression de  $\sigma_{eff}$  en fonction de  $\sigma_w.S_w^n$  à l'aide de l'équation 4.29.

Tableau 4.31 : Facteur de formation ( $F_{estimé}$ ) et de cimentation estimé ( $m_{estimé}$ ) du till NS3.

Till (NS3)	Non contaminé	contaminé
$F_{estimé}$	8.42	7.85
$m_{estimé}$	1.76	1.70

Le tableau 4.31 démontre que les facteurs estimés de formation ( $F_{estimé}$ ) et de cimentation ( $m_{estimé}$ ) du till contaminé et non contaminé sont approximativement proches.

## 4.7 Étude de la conductivité surface ( $\sigma_{surface}$ )

Dans cette partie on va déterminer la conductivité de surface du till NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

### 4.7.1 En fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ )

Pour le till contaminé, la conductivité de surface ( $\sigma_{surface}$ ) peut être estimée par l'équation suivante :

$$\sigma_{surface - estim é} = \sigma_{eff} - \frac{\sigma_w \times S_w^n}{F_{estim é}} \quad (4.32)$$

$\sigma_{eff}$  est la conductivité effective du sol,  $S_w$  la saturation de l'eau qui est calculée en utilisant la saturation d'hydrocarbure ( $S_w = 1 - S_H$ ),  $F$  est le facteur de formation estimé ( $F_{estimé} = 7.85$ ), et  $n$  est approximativement 2.

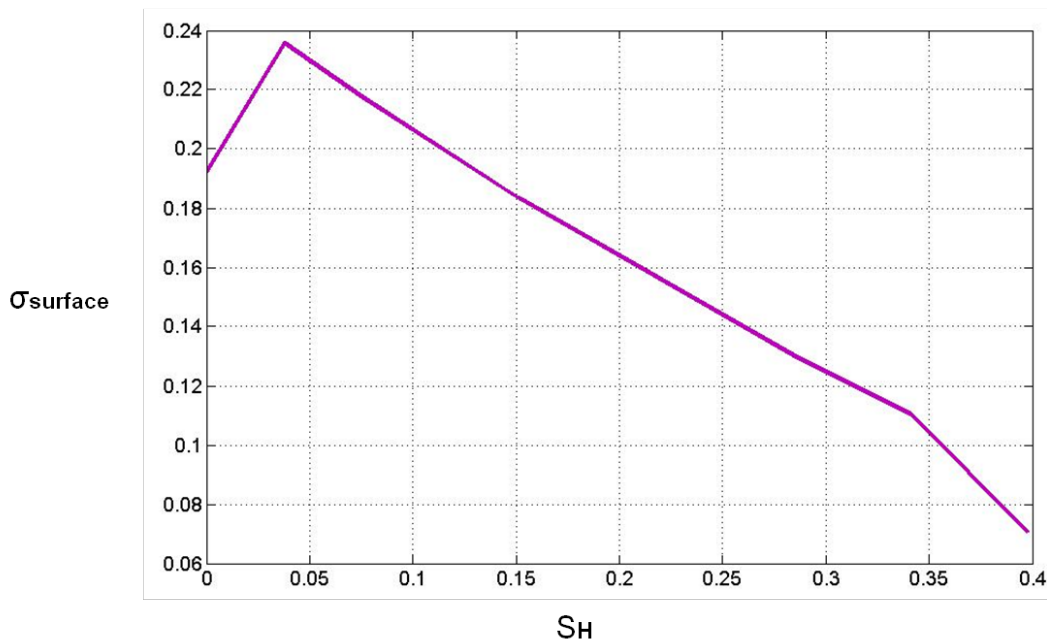


Figure 4.46 Conductivité de surface ( $\sigma_{surface}$ ) pour le till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

La figure 4.46 montre que la conductivité de surface du till diminue avec l'augmentation de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). Dans l'expérience, avec le temps, les pores et la surface spécifique du sol contaminé sont vidés de l'eau, par la suite ils sont remplacés avec de l'huile à moteur (voir figure 4.47).

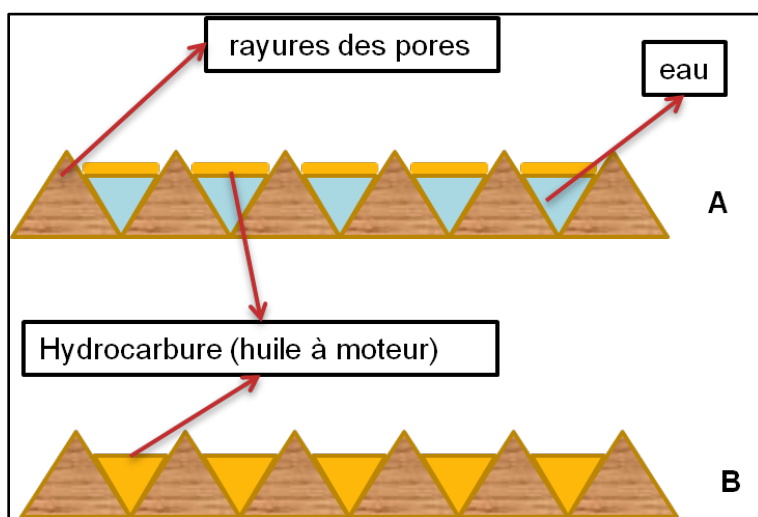


Figure 4.47 Vue schématique de la surface spécifique de grains du sol saturé en eau contaminé par de l'huile (A) et du sol saturé en hydrocarbure (B).



En considérant les modèles de conductivité de surface par rapport à la double couche électrique (équations 2.26 et 2.27), Il existe une probabilité qu'en ajoutant de l'hydrocarbure, l'huile couvrit la surface spécifique du till. Ceci influence la décroissance de la charge électronique ( $e$ ) et la densité de charge ( $\Omega_0$ ) dans la double couche électronique (EDL) [17]. Par conséquent, ceci conduit à l'affaiblissement de la conductivité surface ( $\sigma_{surface}$ ) du sol.

Dans cette étude, la surface spécifique est une valeur constante qui dépend de la forme des particules du sol. Ainsi que les paramètres géochimiques tels que  $\Omega_0$  et  $e$  varient avec le type de solution, la concentration et la minéralogie.

Il faut noter qu'en raison de la réduction du contenu en eau et de l'augmentation de la concentration en hydrocarbure dans le sol, la conductivité de l'eau ( $\sigma_w$ ) ne peut pas jouer un effet considérable pour contrôler la conductivité de surface du sol.

## 4.8 Conclusion

Ce chapitre a présenté les analyses des propriétés électriques (résistivité et chargeabilité), chimiques, et physiques du sol non contaminé et contaminé par l'hydrocarbure.

Tout d'abord la procédure de mesure en laboratoire et les équipements utilisés en laboratoire ont été décrits. Puis, le calibrage a été réalisé sur les données mesurées (teneur en eau et constante diélectrique) par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (TDR). Par la suite, des analyses des résultats des propriétés électriques du sol contaminé et non contaminé en fonction de la salinité, de la saturation en eau interstitielle, et de la saturation en hydrocarbure ont été étudiées.

Ces analyses ont démontré que la conductivité électrique ( $\sigma_{eff}$  et  $\sigma_a$ ) du till non contaminé augmente avec la croissance de la salinité. Par ailleurs, la chargeabilité électrique ( $M_{eff}$  et  $M_a$ ) du till non contaminé décroît avec la conductivité électrique de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ). Cette diminution de la chargeabilité peut être causée par la croissance de la salinité de l'eau qui influence la diminution de l'épaisseur de la double couche (EDL).

Pour le sable non contaminé, les résistivités électriques ( $R_a$  et  $R_{eff}$ ) augmentent avec la décroissance de la saturation en eau ( $S_w$ ). Parallèlement, les chargeabilités électriques ( $M_a$  et  $M_{eff}$ )

augmentent avec la diminution de la saturation en eau. En continuant le drainage, la chargeabilité diminue. Ceci peut être en raison de la diminution des cellules de polarisation dans un système capillaire de sol.

Les résistivités électriques ( $R_a$  et  $R_{eff}$ ) du sol contaminé par l'hydrocarbure augmentent avec l'augmentation de la quantité de l'huile à moteur fraîche contrairement à la chargeabilité apparente ( $M_a$  et  $M_{eff}$ ). Cependant, il existe une exception pour la chargeabilité effective du sable SA3 contaminé, qui augmente (très légèrement) avec la saturation en hydrocarbure. Ceci est étudié plus en détail avec des modèles 3D dans le chapitre suivant.

Les résultats des analyses physiques ont démontré que la distribution de la taille des grains du till ( $Cu=26.07$ ) est plus étalée que le sable ( $Cu=3.089$ ). La surface spécifique du till est plus élevée que le sable et donc sa conductivité hydraulique est plus faible que celle du sable (l'équation 4.24). Il faut remarquer en raison de cette conductivité hydraulique faible, till a besoin de plus de temps pour atteindre le niveau de saturation complète.

L'analyse en diffraction X a montré que, dans les échantillons du till et du sable, le quartz, l'albite et le microcline sont les minéraux généralement présents. La dolomite, la calcite et le gypse sont des éléments plus visibles dans le till que le sable.

Les résultats de l'analyse chimique ont montré que la concentration des éléments chimiques comme le sodium (Na), le chlore ( $Cl^-$ ), le magnésium (Mg), le potassium (K), et le calcium (Ca) sont plus élevés dans le till que le sable. La présence accrue de ces éléments cause une augmentation de la conductivité électrique ( $\sigma$ ) et du pH du till.

Il faut noter que pour les sables, malgré la concentration élevée de calcium de l'eau interstitielle, dans l'analyse en diffraction X, la calcite n'a pas été observée comme un minéral plus visible.

Les analyses pour les composés organiques ont montré que dans les échantillons du sol contaminé (sable et till), la concentration en hydrocarbure est élevée. Le sol correspond au critère C qui est la limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel.

Les facteurs estimés ( $F_{estimé}$  et  $m_{estimé}$ ) de sables non contaminés sont proches. Ainsi que les valeurs estimées du facteur de formation et de cimentation de sables contaminés sont moins élevés que celles de sables non contaminés.

Les facteurs estimés de formation ( $F_{estimé}$ ) et de cimentation ( $m_{estimé}$ ) du till contaminé et non contaminé sont approximativement proches et égaux à 8.13 et 1.73 respectivement.

Les résultats de la conductivité de surface du till montrent que cette propriété électrique diminue avec l'augmentation de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). Il existe une probabilité qu'en ajoutant de l'hydrocarbure, l'huile couvrit la surface spécifique du till. Ceci influence la décroissance de la charge électronique ( $e$ ) et la densité de charge ( $\mathcal{Q}_0$ ) dans la double couche électronique (EDL) [17]. Par conséquent, ceci conduit à la diminution de la conductivité surface ( $\sigma_{surface}$ ) du sol.

## CHAPITRE 5 INTERPRETATION ET ANALYSE DES MESURES ÉLECTRIQUES DES MODÈLES 3D

### 5.1 Introduction

Ce chapitre interprète les propriétés électriques (résistivité et chargeabilité) du sol à l'aide des modèles obtenus par inversion 3D des données acquises lors des expériences. La première partie analyse les modèles 3D du sol non contaminé (sable et till) par rapport à la saturation ( $S_W$ ) et à la conductivité ( $\sigma_w$ ) de l'eau interstitielle. Par la suite, la deuxième partie de ce chapitre étudie les modèles des propriétés électriques du sol contaminé en relation avec la saturation d'hydrocarbure ( $S_H$ ). La troisième section est dédiée aux modèles obtenus par inversion en suivi temporel de la résistivité apparente du sol non contaminé et contaminé. Cette partie porte sur une analyse de ces modèles par rapport à une séquence de saturation de l'eau ( $S_W$ ) et d'hydrocarbure ( $S_H$ ) dans le temps. La dernière section présente les valeurs de saturation en hydrocarbure estimées à partir des modèles d'inversion du sol contaminé. Un des objectifs principaux de ce chapitre est de déterminer le niveau de détection de la concentration en hydrocarbure dans les modèles d'inversion 3D.

### 5.2 Modèles d'inversion 3D du sol non contaminé

Dans cette section, les modèles d'inversion de résistivité et chargeabilité électrique du sol non contaminé (sable et till) sont étudiés en fonction de la conductivité ( $\sigma_w$ ) et la saturation en eau interstitielle ( $S_W$ ).

#### 5.2.1 Effet de la conductivité de l'eau ( $\sigma_w$ )

Le modèle d'inversion 3D des propriétés électriques du sol non contaminé en fonction de la conductivité de l'eau est étudié. Les modèles illustrés sont obtenus à partir des données mesurées en laboratoire.

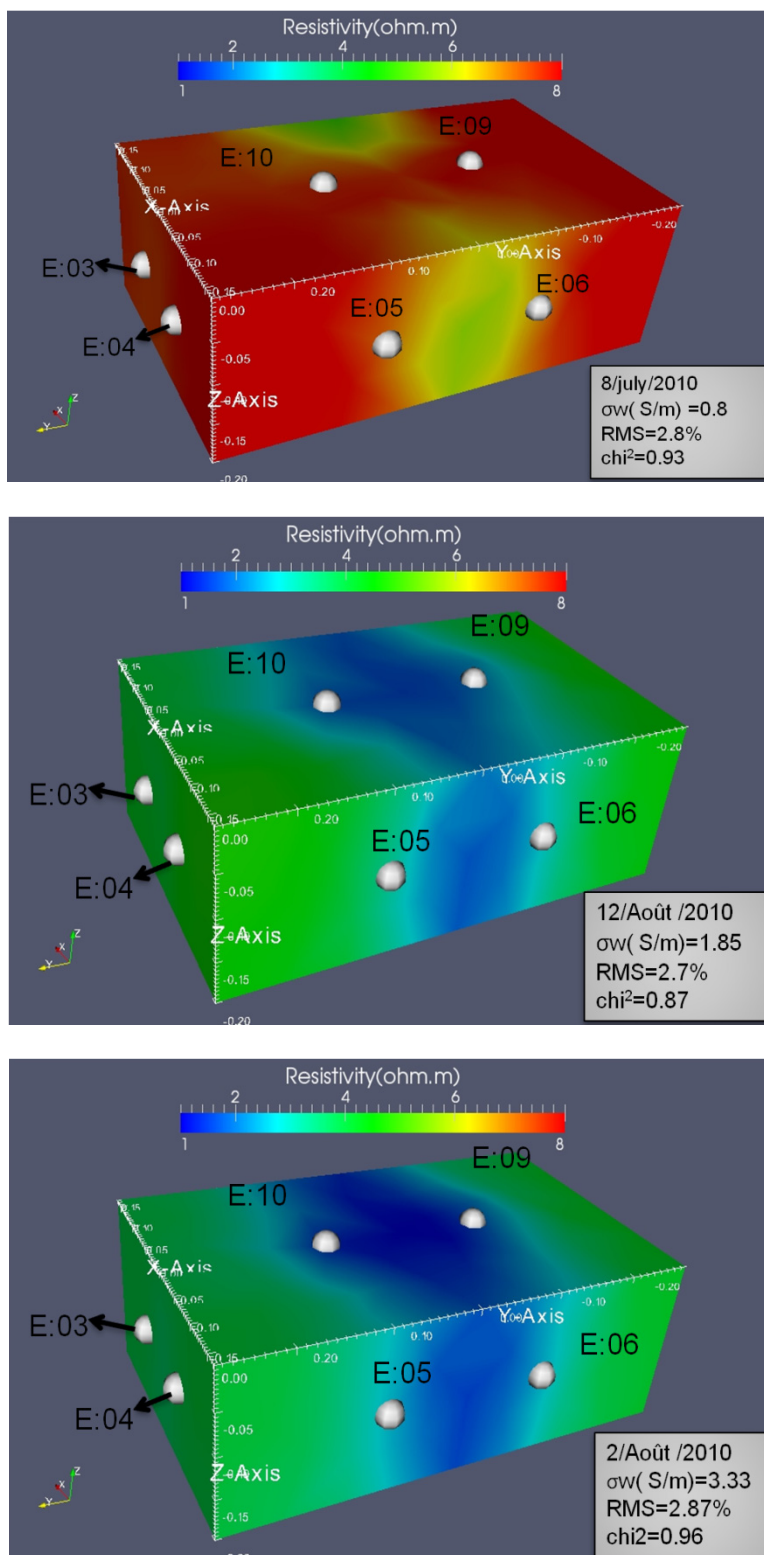


Figure 5.1 Modèles obtenus par inversion de la résistivité apparente du till NS3 non contaminé en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ), croissante du haut vers le bas.

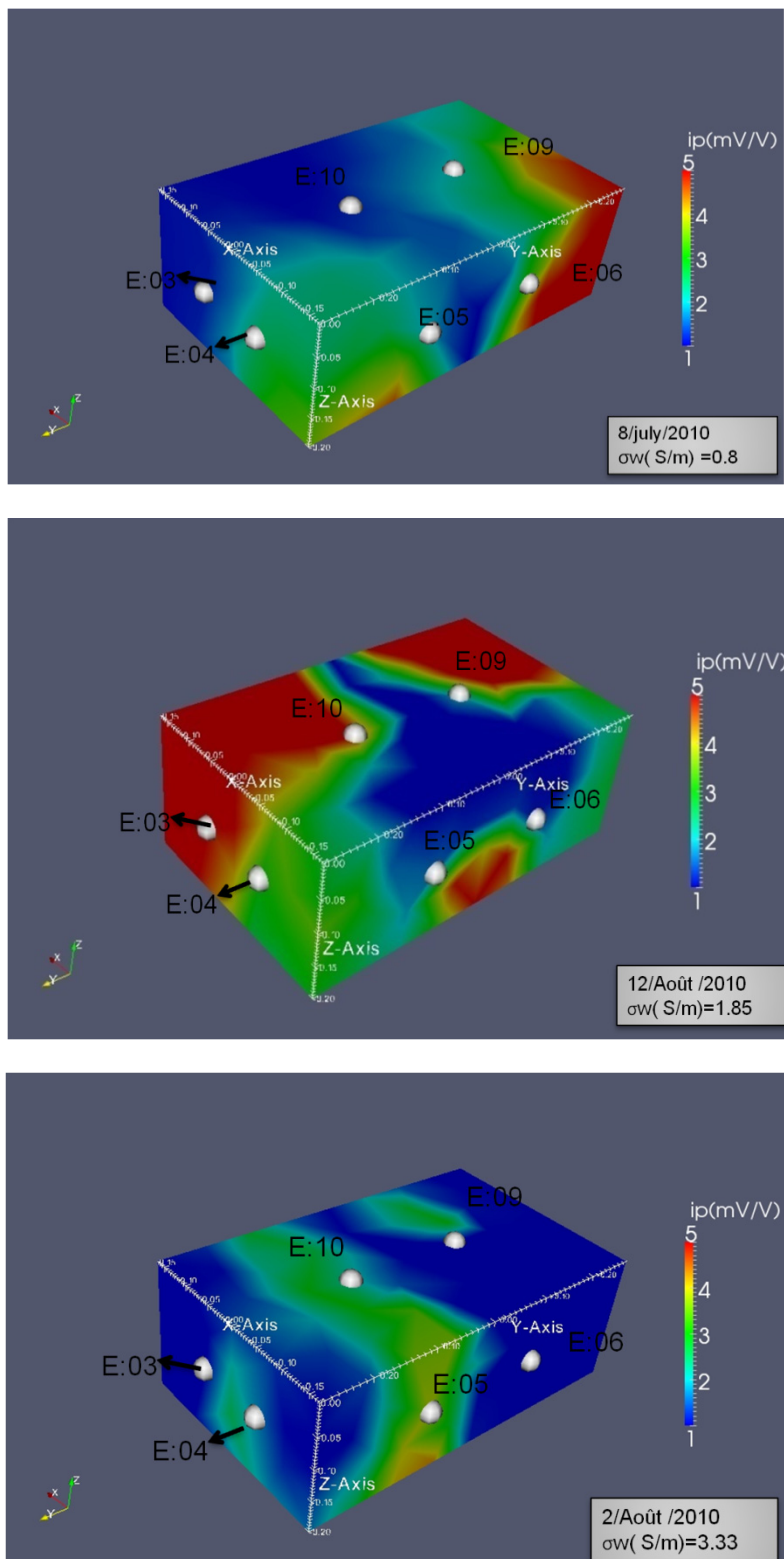


Figure 5.2 Modèles obtenus par inversion de la chargeabilité apparente (mV/V) du till NS3 non contaminé en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ), croissante du haut vers le bas.

Les figures 5.1 et 5.2 montrent les modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité et de la chargeabilité apparentes en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle. Les résultats montrent que la résistivité électrique du till saturé non contaminé diminue avec l'augmentation de la conductivité de l'eau interstitielle ( $\sigma_w$ ). La chargeabilité du till saturé avec une conductivité de  $\sigma_w = 3.33$  S/m est moins élevée (Figure 5.1) que le till saturé avec une eau de conductivité  $\sigma_w = 0.8$  et  $\sigma_w = 1.85$  S/m. Bien que la conductivité de l'eau avec  $\sigma_w = 1.85$  S/m soit plus élevée que celle à  $\sigma_w = 0.8$  S/m, la chargeabilité est également plus élevée. Ces comportements ne peuvent pas être causés par des artéfacts de l'inversion : en considérant les valeurs RMS% (pourcentage d'erreur moyenne quadratique) et le Chi-carrée des modèles obtenus, les modèles 3D produisent des réponses ajustant très bien les valeurs observées.

Il faut noter que dans ces modèles, les couleurs jaune et rouge indiquent une résistivité élevée, les couleurs bleues et vertes indiquent des résistivités moindres.

### 5.2.2 Effet de la saturation en eau ( $S_w$ )

Le modèle obtenu par inversion 3D des propriétés électriques du sable SA1 non contaminé (rechargé avec de l'eau déminéralisé) en fonction de la saturation de l'eau est étudié. Les modèles illustrés sont obtenus à partir des données électriques mesurées en laboratoire. Il faut noter qu'en considérant le volume vide ( $m^3$ ) du sol (voir tableau 4.7) et le volume de l'eau désiré pour l'ajouter aux bacs, le degré de saturation en eau peut être réalisé à l'aide de l'équation 2.3.

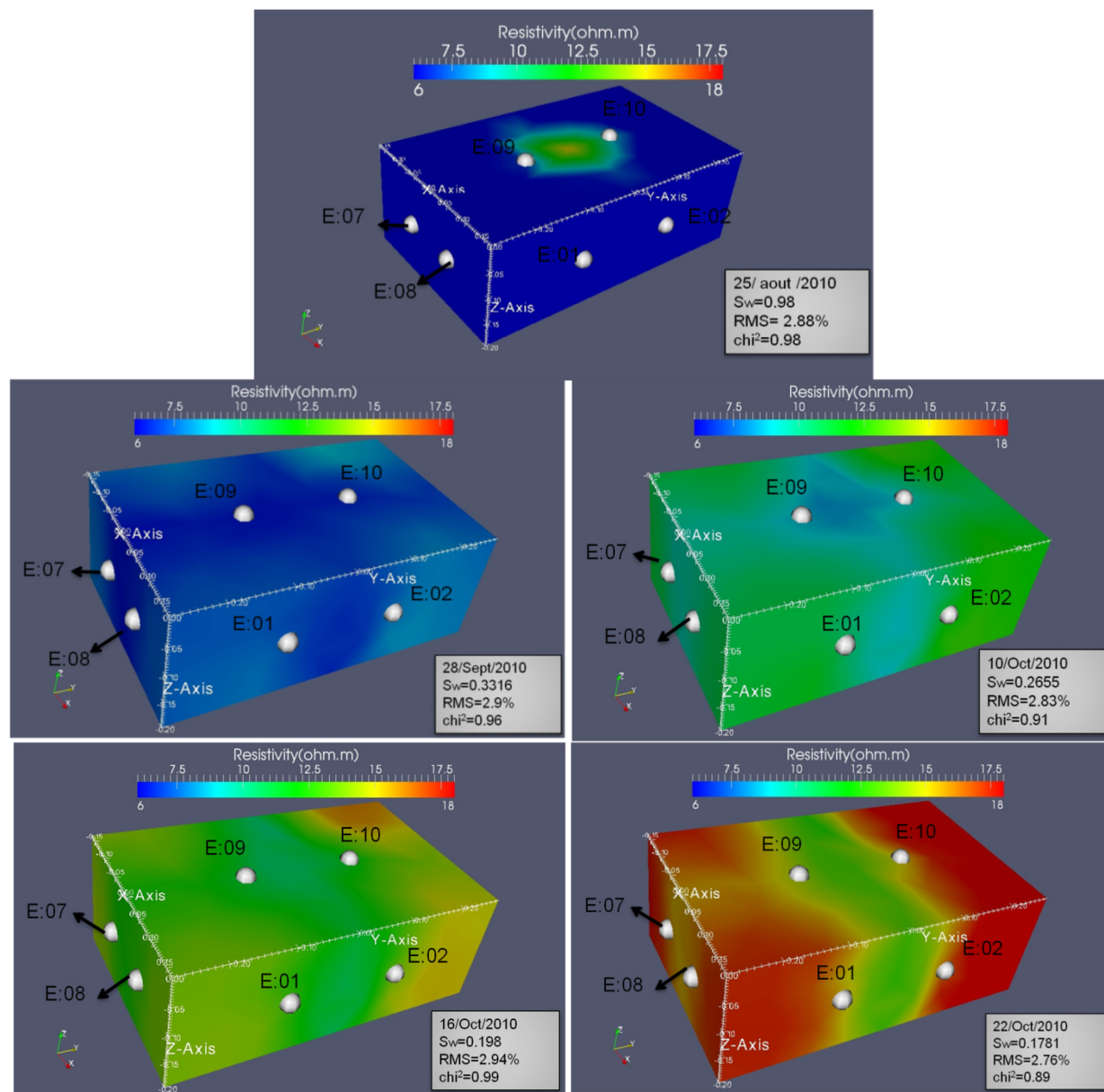


Figure 5.3 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente du sable SA1 non contaminé en fonction de la saturation en eau interstitielle ( $S_w$ ), décroissante du haut vers le bas.



La figure 5.3 montre qu'avec la désaturation en eau, la résistivité apparente du sable non contaminé SA1 commence à augmenter, surtout dans les parties latérales des bacs.

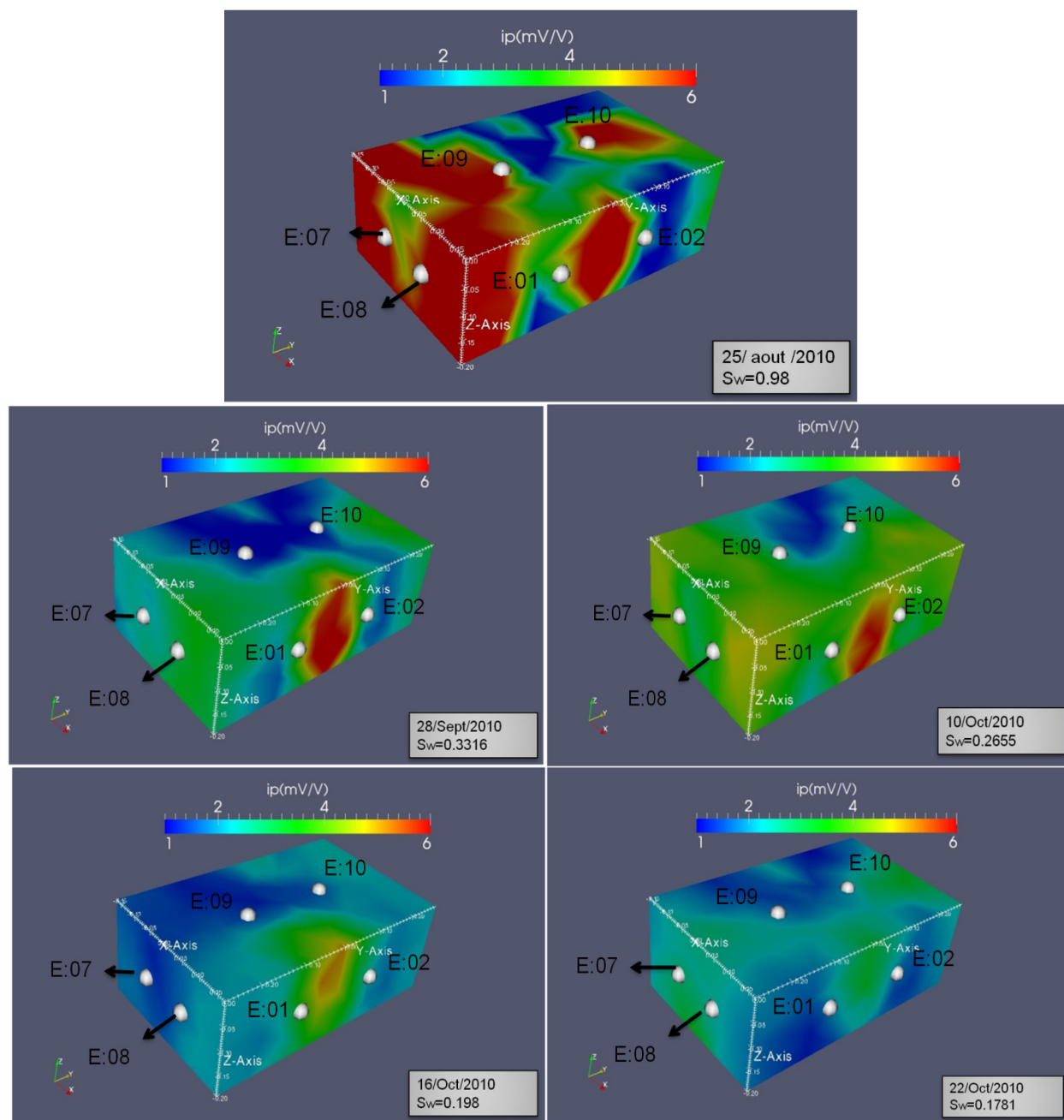


Figure 5.4 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA1 non contaminé en fonction de la saturation en eau interstitielle ( $S_w$ ), décroissante du haut vers le bas.

De l'examen de la figure 5.4, il est possible de constater que la chargeabilité apparente du sable partiellement saturé ( $S_W = 0.33$ ) est beaucoup moins élevée que le sable saturé ( $S_W = 0.98$ ). Ceci peut être causé par la croissance de la dissolution des ions de l'eau interstitielle qui influence la diminution de l'épaisseur de la double couche(EDL) [22]. Avec la diminution de la saturation en eau, on constate que la chargeabilité apparente commence à augmenter ( $S_W = 0.27$ ), et par la suite durant le drainage, la chargeabilité diminue particulièrement dans les parties adjacentes des électrodes E : 01-02 et E : 07-08. Ceci peut-être associé à la diminution des cellules de polarisation avec la désaturation dans un système capillaire du sol [47].

Les valeurs de Chi-carrée et RMS de chaque modèle démontrent que les réponses aux modèles estimés ont adéquatement ajusté les données observées. Il faut remarquer que dans ces modèles, les couleurs jaune et rouge indiquent les fortes résistivités, les couleurs bleues et vertes indiquent des résistivités moindres.

### 5.3 Modèles obtenus par inversion 3D du sol contaminé

Cette section analyse les modèles obtenus par inversion 3D des résistivités et des chargeabilités apparentes mesurées sur les sols contaminés en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). Cette étude a été effectuée pour trois bacs de sable et un bac de till. Il faut noter qu'en considérant le volume vide du sol (tableau 4.7), le volume résidu ( $V_v - V_W$ ), et le volume de l'huile désirée ( $V_H$ ) pour l'ajouter aux bacs, le degré de saturation en hydrocarbure peut être réalisé à l'aide de l'équation suivant :

$$S_H = 1 - S_W = \frac{V_v - V_W}{V_v} = \frac{V_H}{V_v} \quad (5.1)$$

#### 5.3.1 Effet de la saturation d'hydrocarbure ( $S_H$ )

Les modèles illustrés sont obtenus par inversion 3D des données électriques mesurées en laboratoire pour diverses saturations en hydrocarbure.

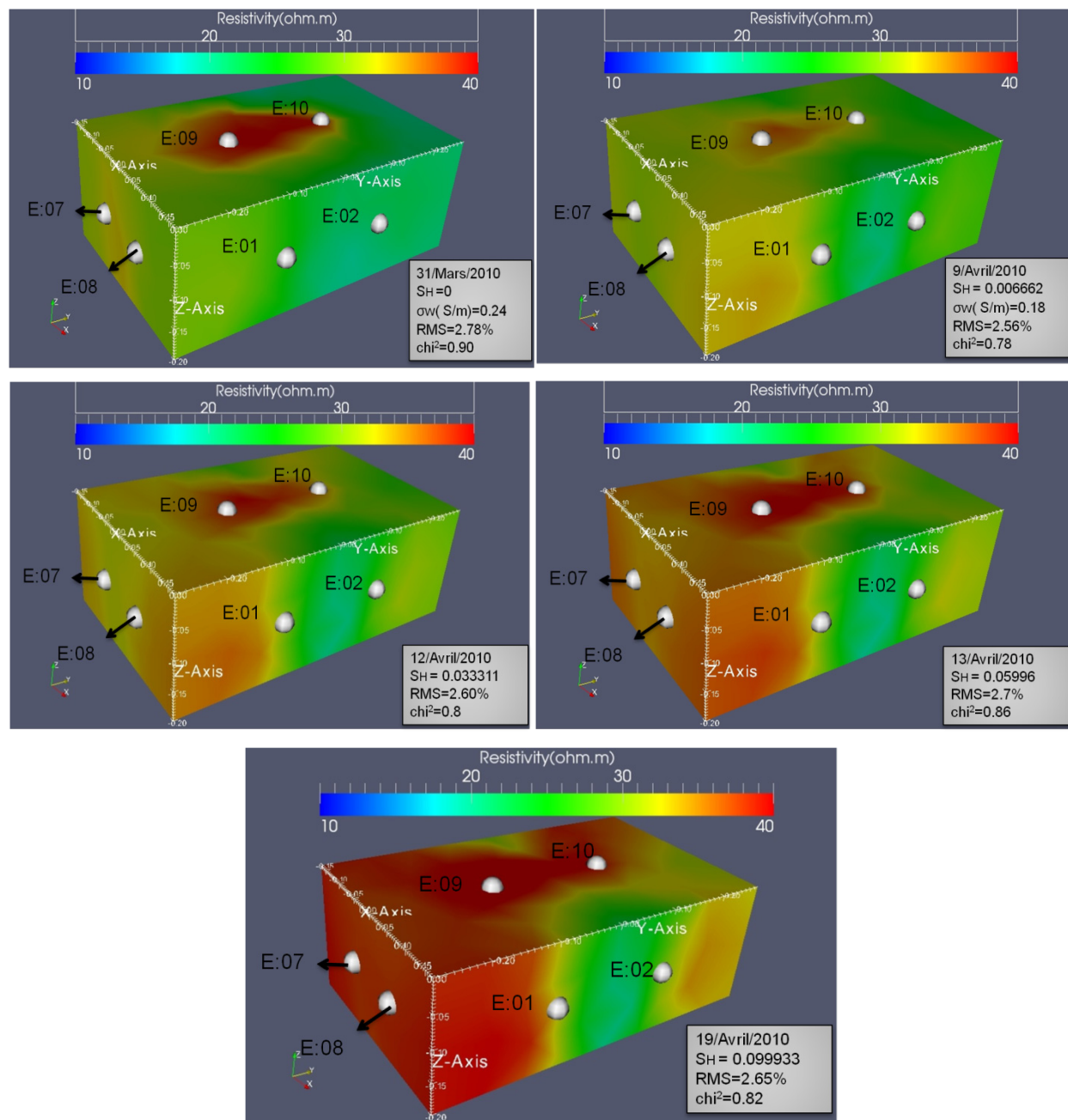


Figure 5.5 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du sable SA3 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.

Dans la figure 5.5, les modèles obtenus du sable SA3 contaminé indiquent que la résistivité apparente augmente en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). Cette variation augmente fortement dans la partie centrale (E : 09-10) et le côté gauche de bac (E : 07-08).

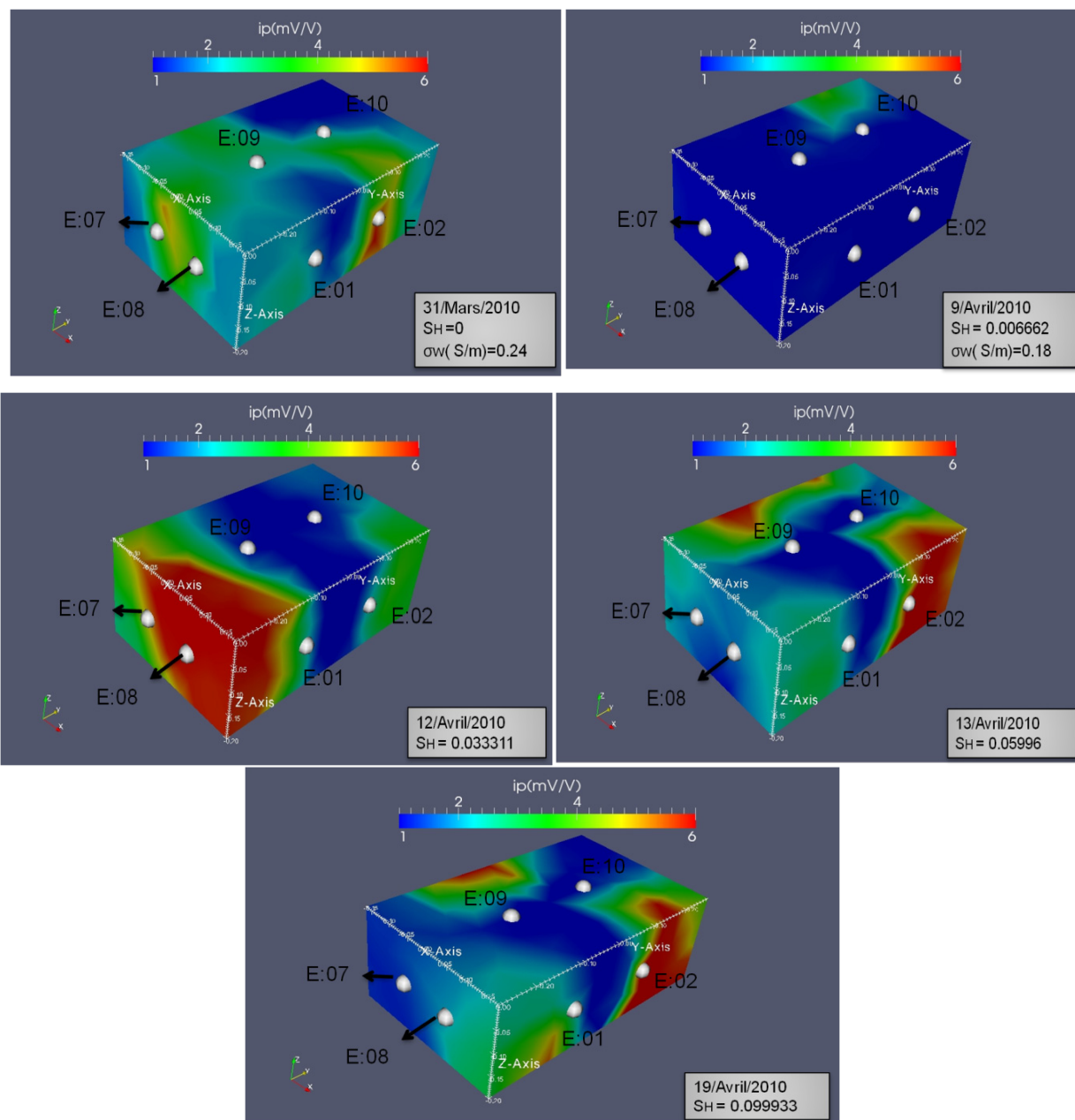


Figure 5.6 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA3 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.

Des résultats montrés à la figure 5.6, en ajoutant l'huile de moteur, on constate que la chargeabilité du sable ( $S_H = 0.006$ ) diminue. Ceci peut être en raison de l'augmentation de la concentration en ions (salinité) de l'eau interstitielle. Cette possibilité est vérifiée par la dissolution du Na en particulier lors des mesures du sable SA3 rechargé avec de l'eau déminéralisée (voir tableau 4.21).

Par la suite en augmentant la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), la chargeabilité du sable contaminé commence à diminuer, particulièrement dans les parties à gauche et au centre des modèles obtenus du bac SA3. En comparant les figures 5.5 et 5.6, les zones avec une chargeabilité faible en couleur bleue correspondent avec les zones où la résistivité augmente.

Les valeurs de Chi-carrée et RMS (%) de chaque modèle nous assurent que les modèles estimés ont été adéquatement ajustés avec les données observées. Dans ces modèles, les couleurs jaune et rouge indiquent les fortes résistivités, les couleurs bleues et vertes indiquent des résistivités plus faibles.

D'après les figures 5.7 et 4.8, la résistivité apparente du sable SA2 diminue jusqu'à  $S_H = 0.0566$ . Il faut noter que la résistivité du sol ne change pas beaucoup entre  $S_H = 0.033$  et  $S_H = 0.056$ . Ensuite elle commence à augmenter avec la saturation en hydrocarbure. Cette variation est observable en particulier dans la partie centrale (E : 09-10) et la partie latérale (E : 03-04, E : 05-06). La chargeabilité apparente du sable contaminé SA2 augmente pour  $S_H=0.02$ . Par la suite, elle décroît avec la saturation en hydrocarbure.

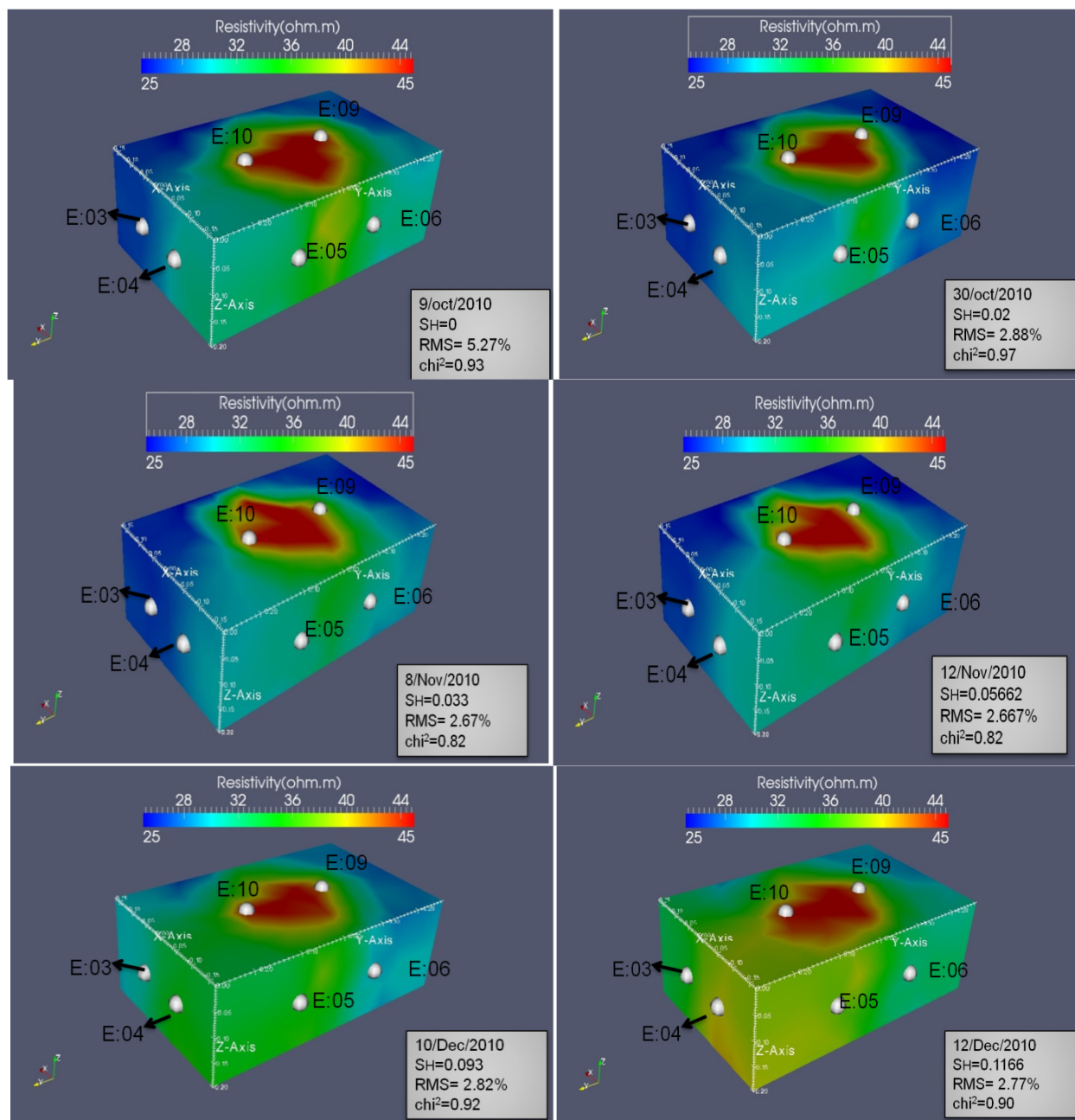


Figure 5.7 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du sable SA2 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.



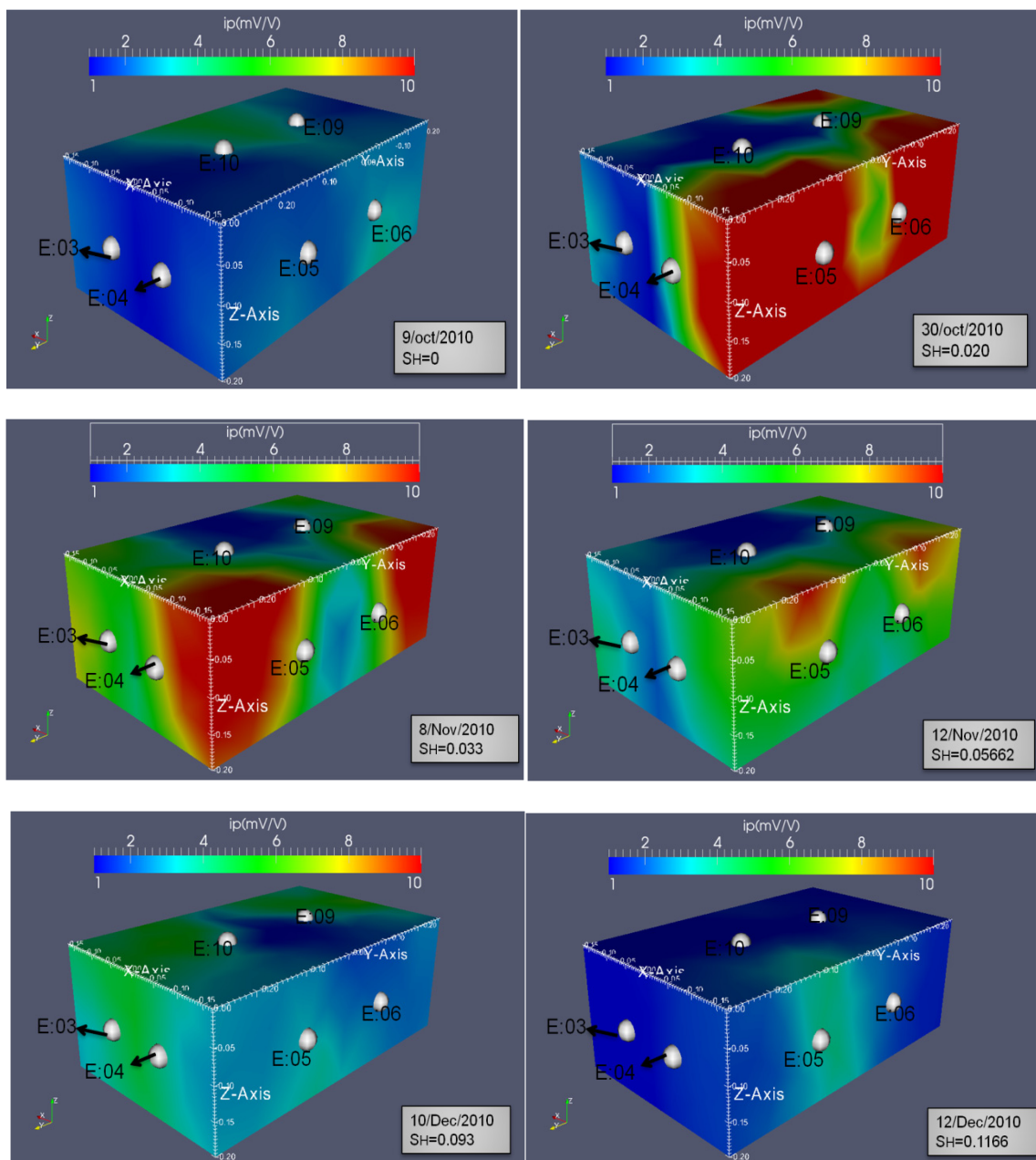


Figure 5.8 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA2 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.



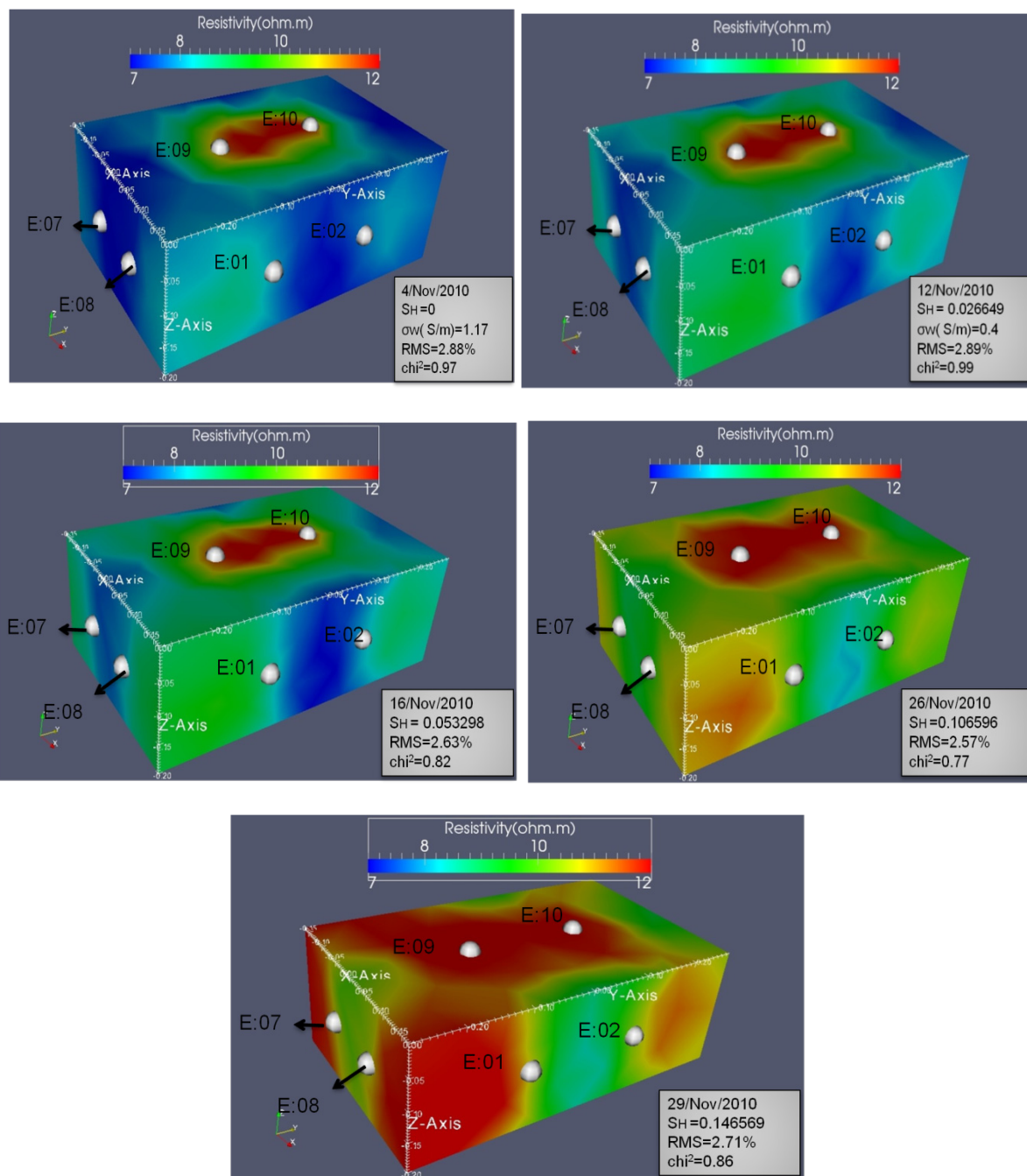


Figure 5.9 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du sable SA1 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.

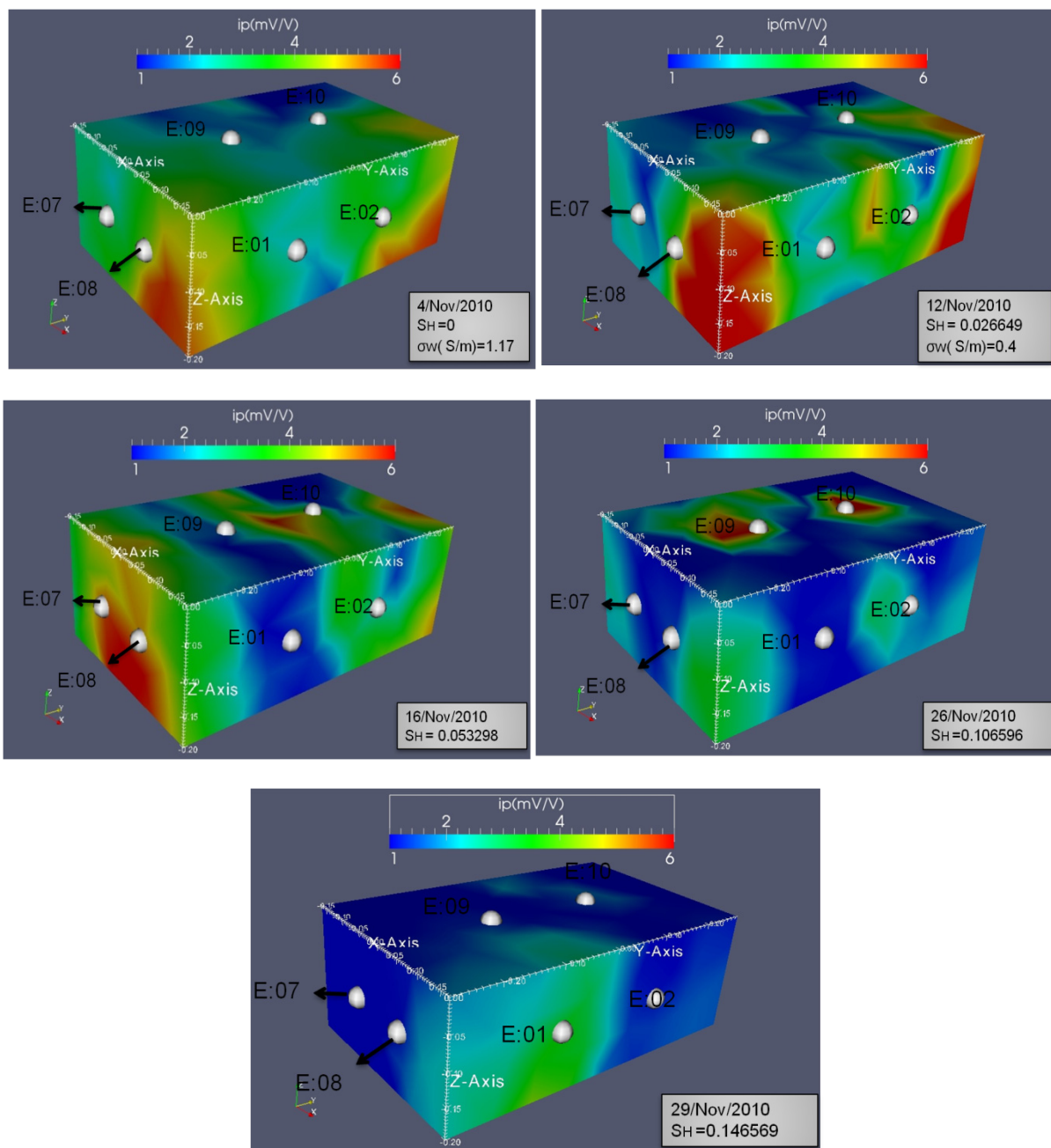


Figure 5.10 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du sable SA1 contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.

D'après les figures 5.9 et 5.10, la résistivité du sable contaminé augmente alors que la chargeabilité diminue avec la saturation en hydrocarbure pour le bac SA1.

Ici encore, les valeurs de Chi-carrée et RMS% (pourcentage d'erreur moyenne quadratique) de chaque modèle nous assurent que les modèles estimés ont été adéquatement ajustés aux données

observées. Il faut noter que dans ces modèles, les couleurs jaune et rouge indiquent les fortes résistivités, les couleurs bleues et vertes indiquent des résistivités moindres.

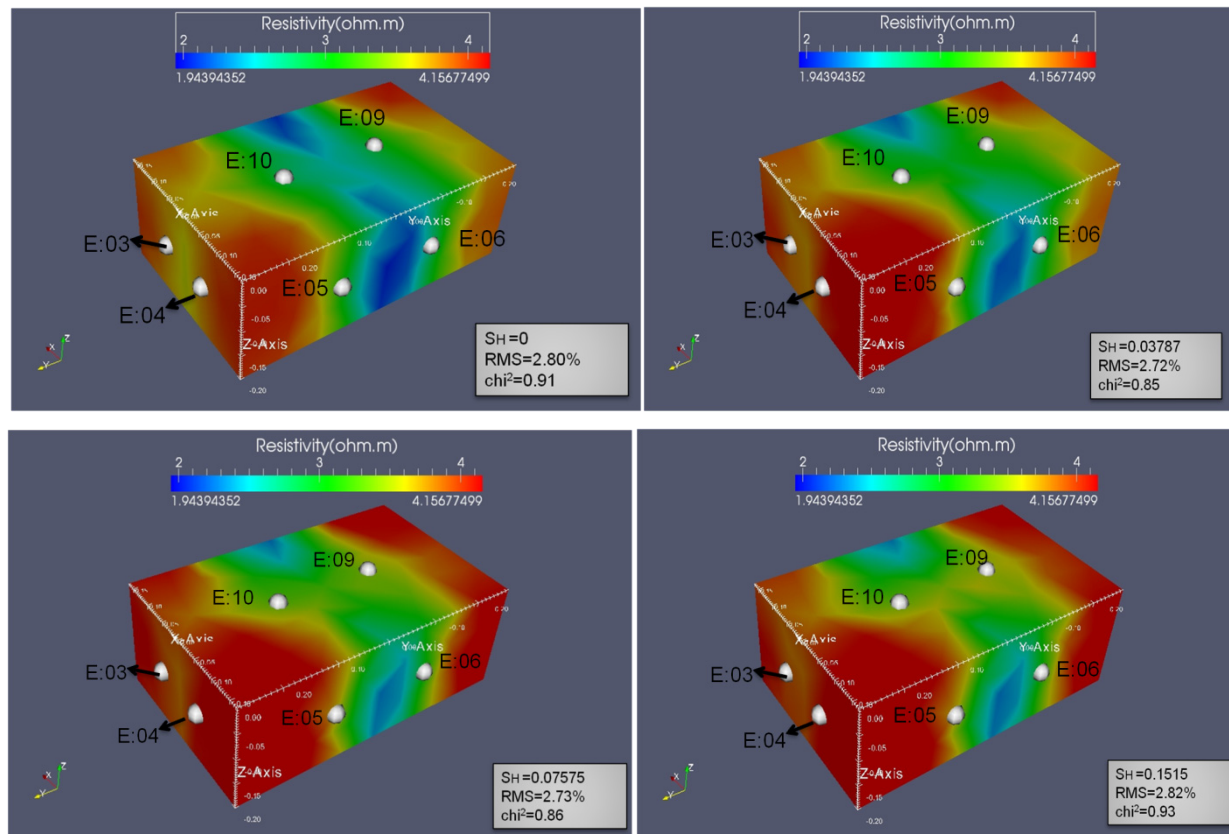


Figure 5.11 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du till contaminé NS3 par l'hydrocarbure pour la première séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.

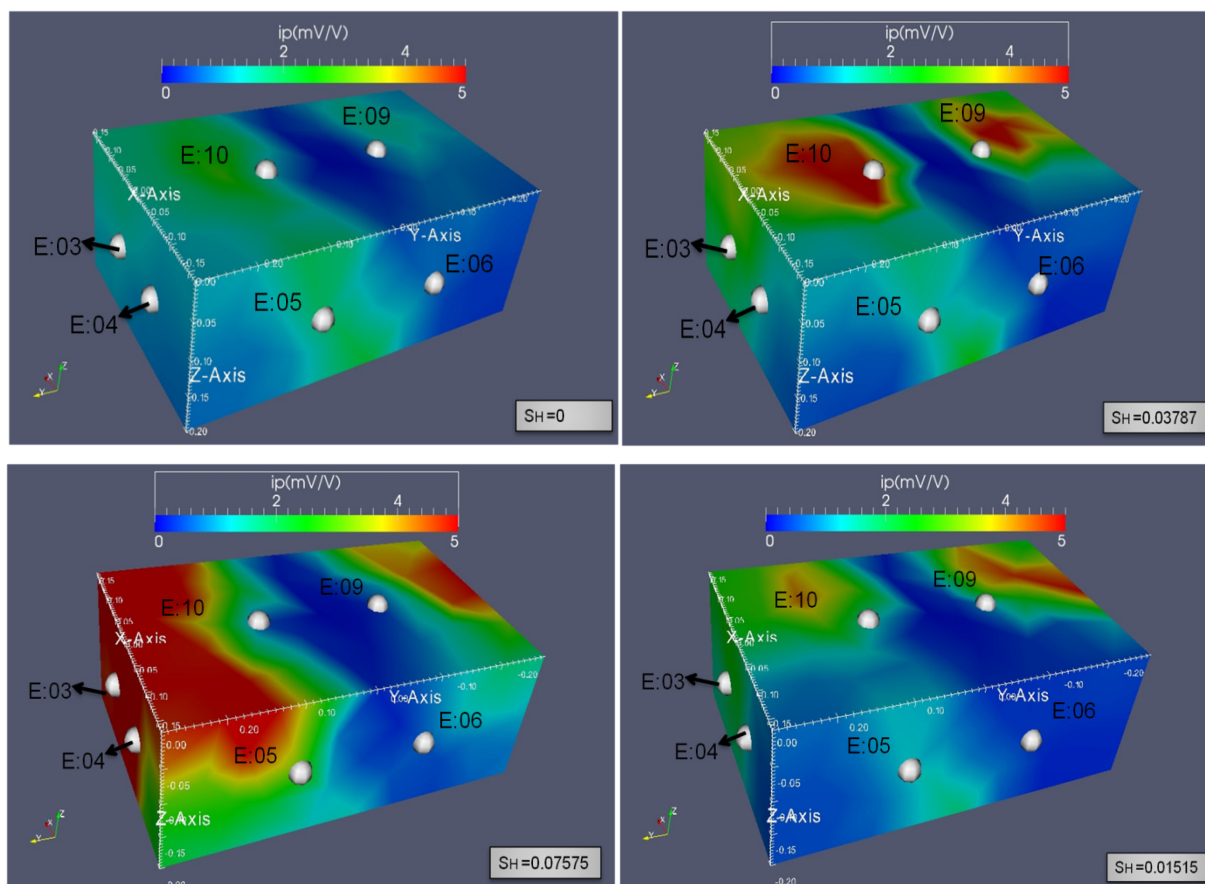


Figure 5.12 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du till contaminé NS3 pour la première séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.

Les figures 5.11 et 5.12 montrent les modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité et de la chargeabilité du till contaminé par l'huile à moteur pour une première séquence de mesures. Celles-ci sont constituées des mesures sur le till avec  $S_H = 0$  (13/sept/2010),  $S_H = 0.037$  (23/sept/2010),  $S_H = 0.076$  (28/sept/2010), et  $S_H = 0.15$  (4/oct/2010). À la figure 5.9, la résistivité apparente change peu avec l'ajout d'hydrocarbure. En ajoutant de l'huile, la résistivité augmente faiblement dans la zone gauche et le centre du conteneur de till. La figure 5.10 montre que la chargeabilité apparente du till diminue avec la croissance de la saturation en hydrocarbure.

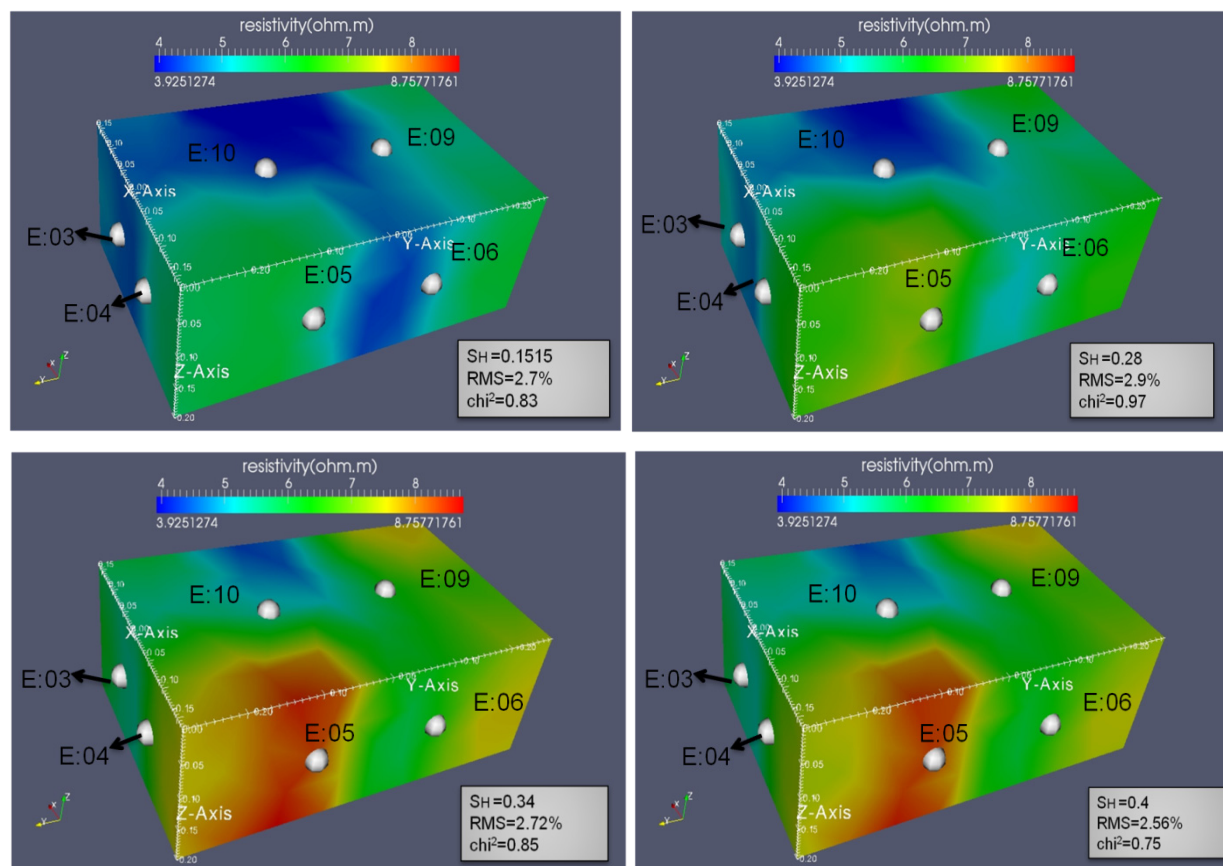


Figure 5.13 Modèles obtenus par inversion 3D de la résistivité apparente (ohm.m) du till contaminé NS3 pour la deuxième séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.



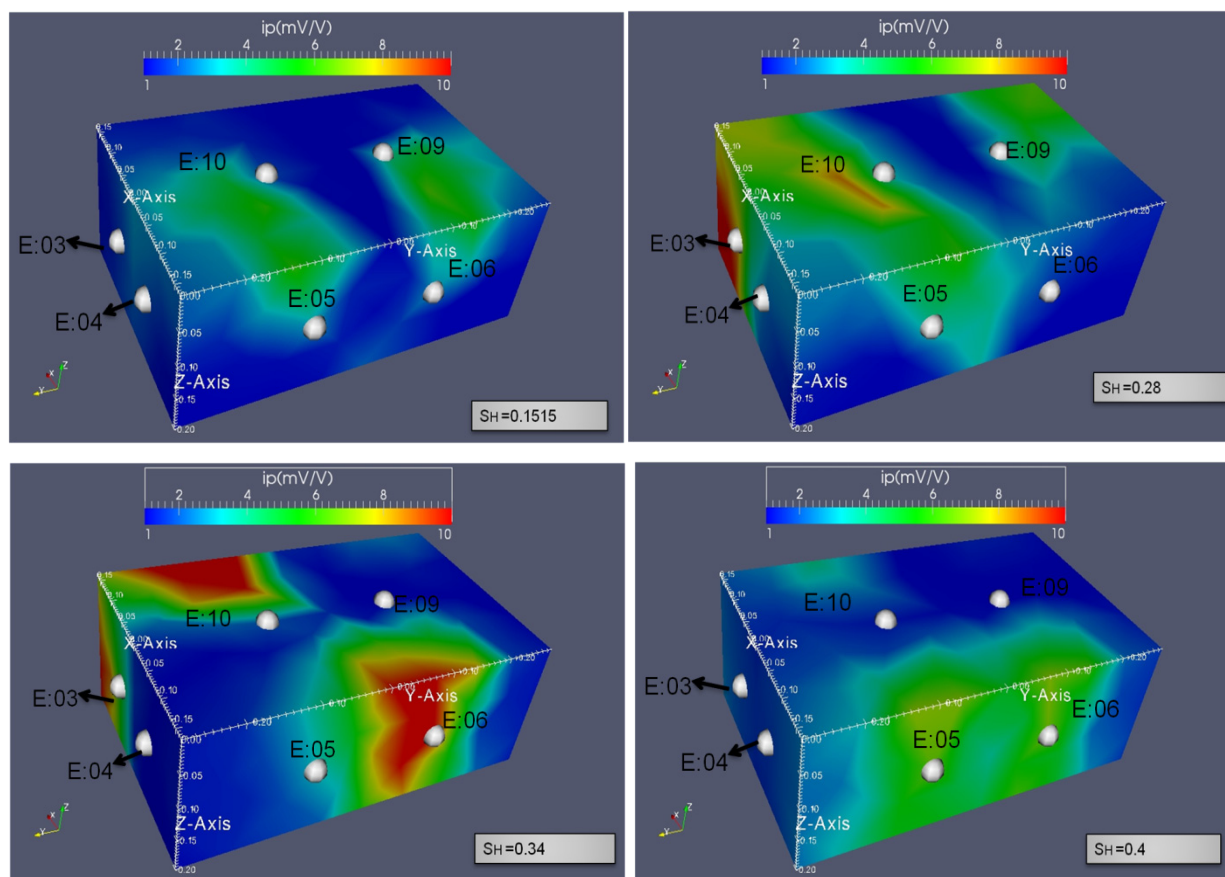


Figure 5.14 Modèles obtenus par inversion 3D de la chargeabilité apparente (mV/V) du till contaminé NS3 pour la deuxième séquence de mesure en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ), croissante du haut vers le bas.

Les figures 5.13 et 5.14 montrent les modèles obtenus par inversion 3D de la deuxième séquence de mesures de la résistivité et de la chargeabilité apparente du till contaminé par l'huile. Ces mesures ont été effectuées pour des valeurs de  $S_H = 0.15$  (22/Oct/2010),  $S_H = 0.25$  (27/Oct/2010),  $S_H = 0.34$  (1/Nov/2010),  $S_H = 0.4$  (3/Nov/2010). La figure 5.11 indique qu'en ajoutant de l'hydrocarbure au till, la résistivité apparente ( $\rho_a$ ) du till commence à augmenter, et par la suite, elle reste constante. La chargeabilité du till contaminé décroît elle (Figure 5.12) avec l'augmentation de la quantité d'hydrocarbure ( $S_H$ ).

Les couleurs jaune et rouge indiquent les fortes résistivités, les couleurs bleues et vertes indiquent des résistivités moindres.

En considérant les modèles obtenus par inversion 3D sur le sable et sur le till contaminés par un hydrocarbure, il est possible d'en déduire qu'il existe un phénomène qui agit de manière opposé sur les deux propriétés électriques du sol contaminé, la résistivité et la chargeabilité.

## **5.4 Modèles obtenus par inversion en suivi temporel**

Cette partie présente les modèles obtenus par inversion en suivi temporel du sol (sable et till) non contaminé et contaminé en fonction du degré de saturation en eau et en hydrocarbure. L'inversion en suivi temporel permet d'étudier la variation du paramètre de normalisation (*diff*) du sol avec le changement du modèle suivi par rapport au modèle initial (l'équation 3.8). Cette méthode permet d'analyser plus précisément les changements de la résistivité du sol en 3D dans le temps.

### **5.4.1 Effet de la saturation en eau ( $S_w$ )**

Les modèles illustrés sont la variation du paramètre de normalisation (*diff*) du sol en fonction d'une saturation décroissante en eau.

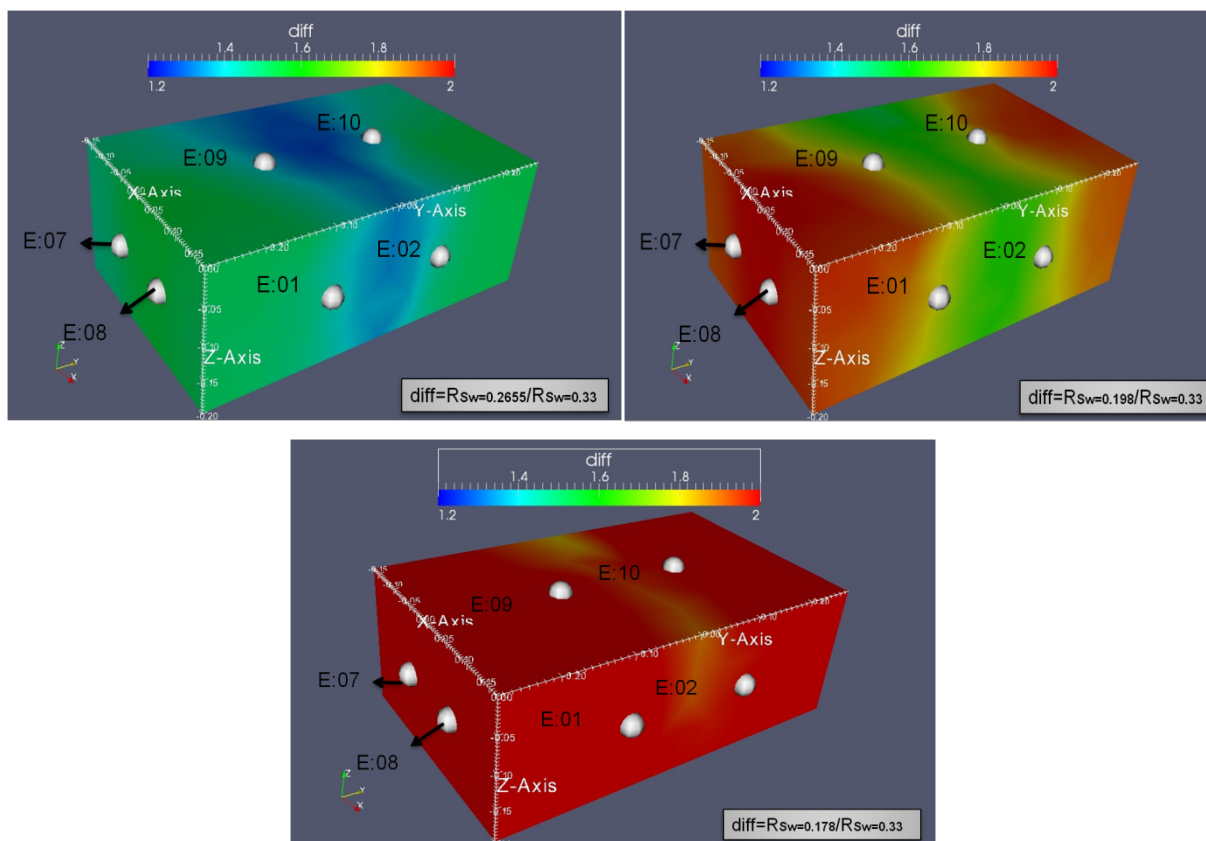


Figure 5.15 Différence de la résistivité relative (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel du sable non contaminé SA1 en fonction de la saturation en eau interstitielle ( $S_w$ ), décroissante de 0.33 à 0.178.

À la figure 5.15, les variations de la résistivité relative sont présentées pour le sable SA1 non contaminé en fonction de la saturation en eau interstitielle ( $S_w$ ). Les modèles indiquent que la résistivité normalisée augmente avec le temps (et donc le degré de saturation décroissant). Le modèle de résistivité obtenu par inversion 3D des données du sable avec  $S_w = 0.33$  est considéré comme le modèle initial.



### 5.4.2 Effet de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ )

Les modèles suivants illustrent la variation de la résistivité normalisée (*diff*) en fonction de la saturation en hydrocarbure.

En regardant les figures 5.16, 5.17 et 5.18 de sables contaminés (SA1, SA2, SA3), elles présentent les résultats de trois échantillons différents de sable contaminé par de l'huile à moteur lors de trois expériences distinctes. Les réponses de la résistivité normalisée par rapport à la résistivité initiale ( $S_H=0$ ) du sol augmentent en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

Pour le premier bac de sable SA1, la variation du paramètre de normalisation (*diff*) est étudiée avec le changement des modèles suivis comme  $S_H=0.027$ ,  $S_H=0.053$ ,  $S_H=0.11$  et  $S_H=0.15$  par rapport au modèle initial ( $S_H=0$ ). Pour le deuxième bac de sable SA2 ce paramètre est analysé avec le changement des modèles suivis :  $S_H=0.02$ ,  $S_H=0.033$ ,  $S_H=0.0566$ ,  $S_H=0.093$  et  $S_H=0.01166$  par rapport au modèle initial ( $S_H=0$ ). Le paramètre *diff* du troisième bac de sable SA3 est obtenu avec le changement des modèles suivis :  $S_H=0.0067$ ,  $S_H=0.033$ ,  $S_H=0.06$  et  $S_H=0.1$  par rapport au modèle initial ( $S_H=0$ ).

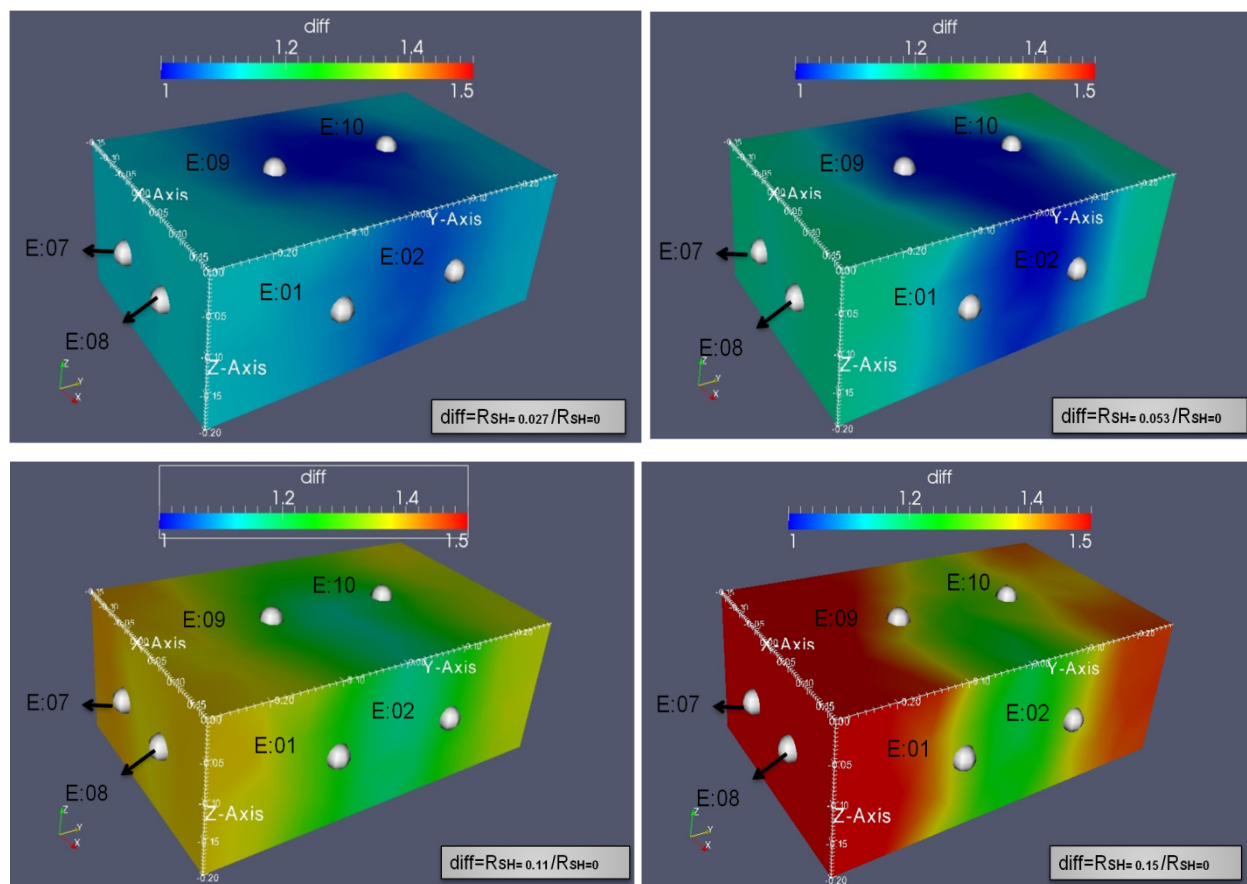


Figure 5.16 Variations de la résistivité normalisée ( $diff$ ) dans les modèles obtenus par suivi temporel, du sable contaminé SA1 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

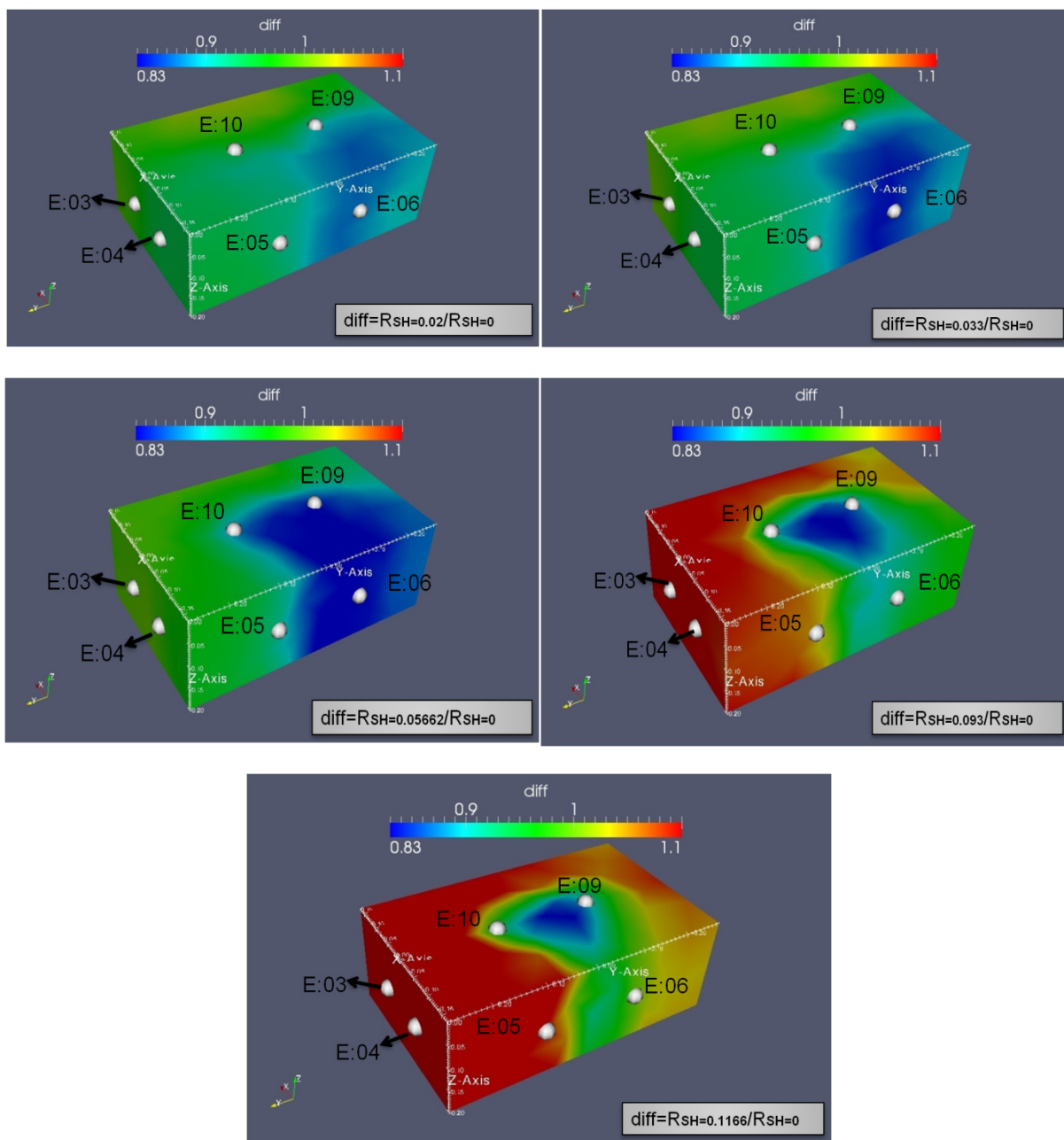


Figure 5.17 Variations de la résistivité normalisée ( $diff$ ) dans les modèles obtenus par suivi temporel, du sable contaminé SA2 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

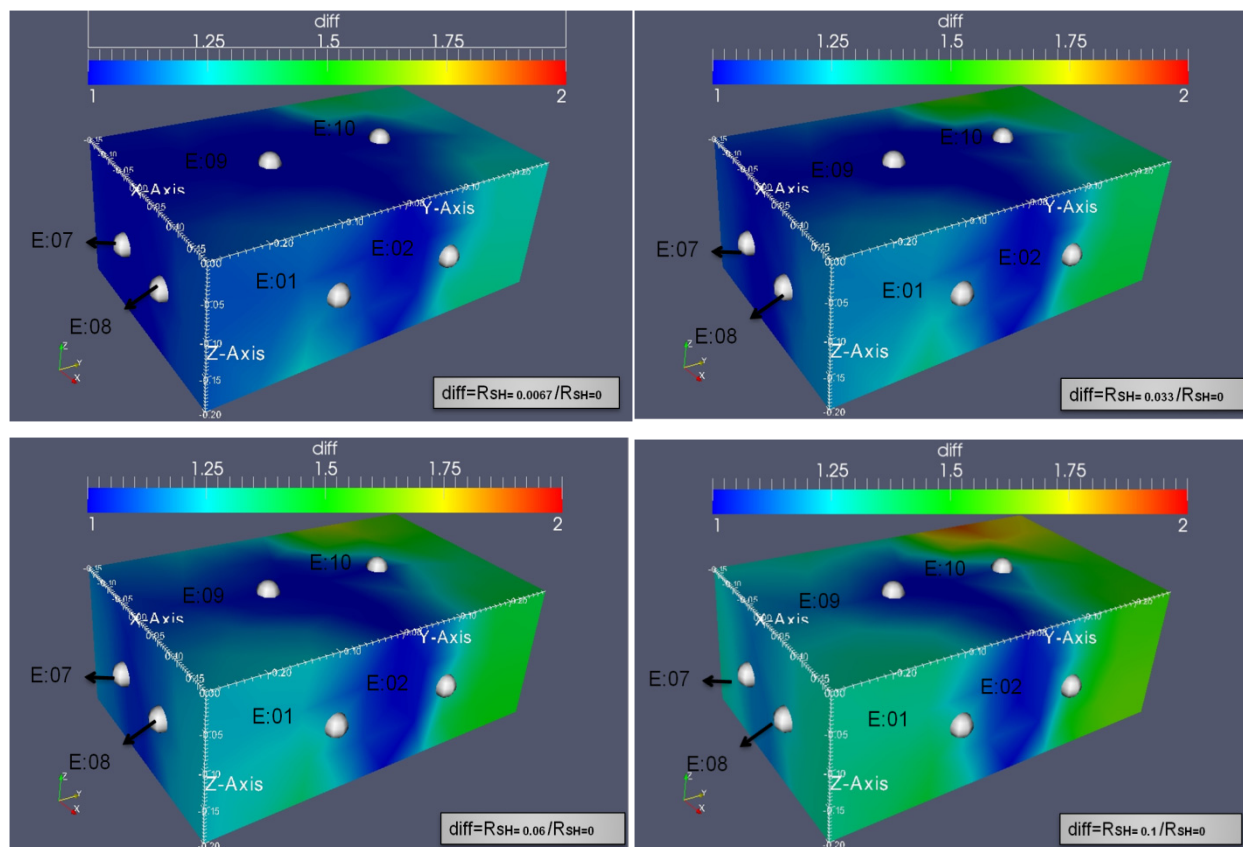


Figure 5.18 Variations de la résistivité normalisée (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel, du sable contaminé SA3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ).

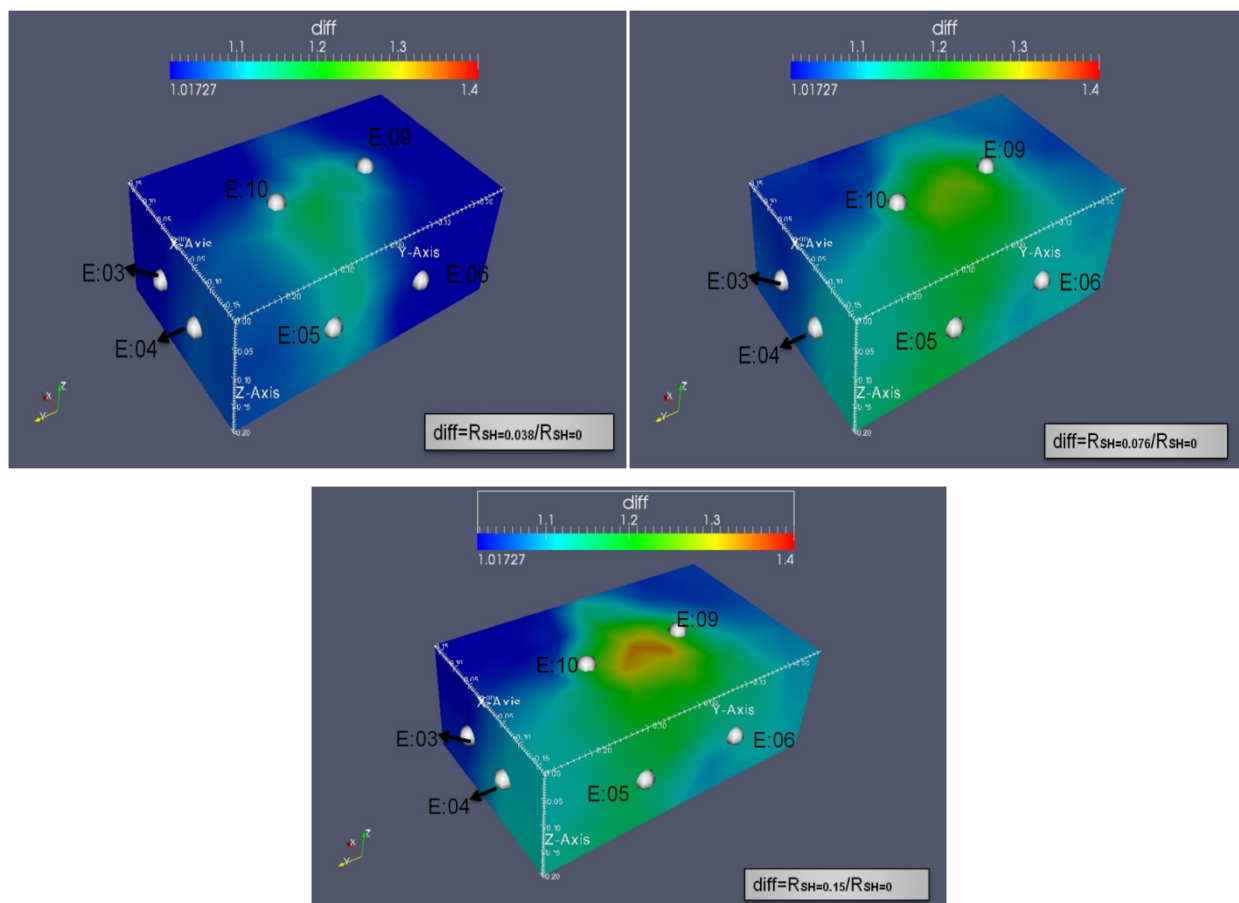


Figure 5.19 Variations de la résistivité relative (diff) dans les modèles obtenus par suivi temporel du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) dans la première séquence de mesures.

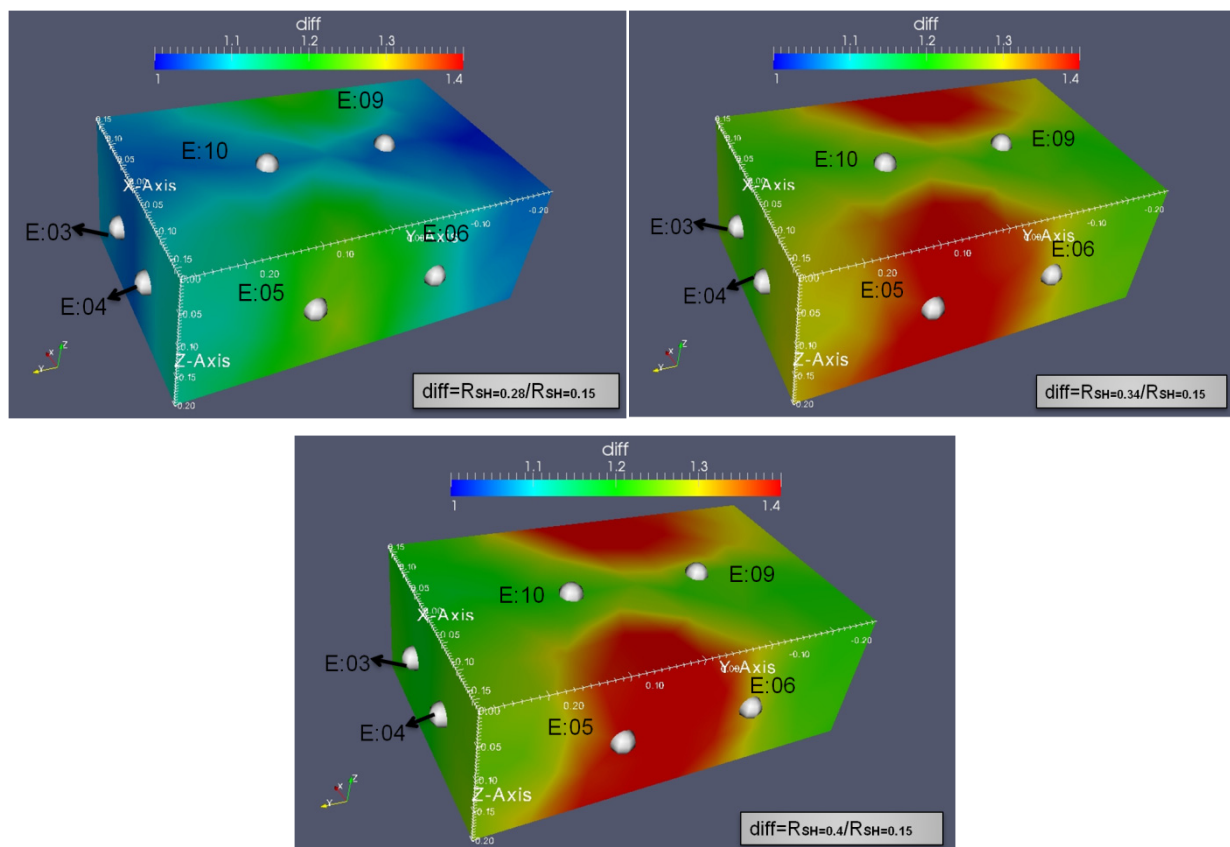


Figure 5.20 Variations de la résistivité relative (*diff*) dans les modèles obtenus par suivi temporel du till contaminé NS3 en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) dans la deuxième séquence de mesures.

Les figures de 5.19 et 5.20 présentent les variations de la résistivité normalisée (*diff*) du till contaminé en fonction de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). Dans la première séquence de mesures, cette valeur (*diff*) a été normalisée par rapport à la résistivité initiale du till non contaminé ( $S_H = 0$ ). Pour la deuxième séquence, la résistivité initiale est égale à la résistivité du till contaminé avec  $S_H = 0.15$  (22/oct/2010).

Pour les deux séquences de mesures, la résistivité normalisée (*diff*) du till contaminé augmente de manière significative avec l'ajout d'hydrocarbure.

## 5.5 Estimation de la saturation en hydrocarbure

En considérant les valeurs de la résistivité effective ( $R_{eff}$ ) du sol non contaminé ( $S_H = 0$ ) et du sol contaminé, il est possible d'estimer le degré de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) de la manière suivante :

$$\begin{aligned} \frac{R_{eff_{SHi}}}{R_{eff_{SH0}}} &= \frac{R_W \times \phi^{-m} \times (1 - S_{Hi})^{-2}}{R_W \times \phi^{-m} \times (1 - S_{H0})^{-2}} \Rightarrow \\ R_{eff_{SHi}} &= R_{eff_{SH0}} \frac{(1 - S_{H0})^2}{(1 - S_{Hi})^2} \xrightarrow{S_{H0}=0} \\ R_{eff_{SHi}} &= \frac{R_{eff_{SH0}}}{(1 - S_{Hi})^2} \Rightarrow S_{Hi} = 1 - \left( \frac{R_{eff_{SH0}}}{R_{eff_{SHi}}} \right)^{1/2} = S_{H \text{ estimé}} \end{aligned} \quad (5.2)$$

$S_{Hi}$  est le degré de saturation en hydrocarbure estimé pour le sol contaminé,  $S_{H0}$  la saturation en hydrocarbure pour le sol non contaminé,  $R_{eff_{SHi}}$  la résistivité effective du sol contaminé, et  $R_{eff_{SH0}}$  est la résistivité effective du sol non contaminé.

Les valeurs de la résistivité effective du sol sont obtenues par l'équation 4.16. Ils sont une moyenne pondérée des résistivités électriques des sept cent cinquante-huit tétraèdres composant les modèles 3D obtenus par inversion.

Les tableaux suivants montrent les valeurs de la saturation en hydrocarbure estimé ( $S_{H \text{ estimé}}$ ) qui ont été calculées d'après l'équation 5.2. Ils ont présentées également les valeurs de la saturation en hydrocarbure obtenues à partir de la quantité d'hydrocarbure ajouté par rapport à la porosité du sol ( $S_{H \text{ ajouté}}$ ).  $S_{H \text{ ajouté}}$  est calculé à partir des mesures en laboratoire. Les tableaux présentent la résistivité effective du sol et le coefficient de variation calculée ( $C_V$ ).

Tableau 5.1 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H \text{ estimé}}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H \text{ ajouté}}$ ) pour le premier bac de sable SA1.

Sable (SA1)	$S_{H \text{ estimé}}$	$S_{H \text{ ajouté}}$	$R_{eff}$	$C_V$
Étape 1	0	0	8.3802	0.2543
Étape 2	0.039641	0.026648901	9.0863	0.3304
Étape 3	0.043617	0.053297801	9.162	0.2123
Étape 4	0.121535	0.106595603	9.9364	0.2387
Étape 5	0.156917	0.146568954	10.8594	0.2186

Tableau 5.2 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H \text{ estimé}}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H \text{ ajouté}}$ ) pour le premier bac de sable SA2.

Sable (SA1)	$S_{H \text{ estimé}}$	$S_{H \text{ ajouté}}$	$R_{eff}$	$C_V$
Étape 1	0	0	32.7753	0.2681
Étape 2	-0.03278	0.019987	30.7279	0.2304
Étape 3	-0.03617	0.033311	30.527	0.2429
Étape 4	-0.04686	0.056629	29.9069	0.2007
Étape 5	-0.00233	0.093271	32.6233	0.1558
Étape 6	0.032701069	0.116588941	35.0288	0.1658



Tableau 5.3 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H\ estimé}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H\ ajouté}$ ) pour le premier bac de sable SA3.

Sable (SA3)	$S_{H\ estimé}$	$S_{H\ ajouté}$	$R_{eff}$	$C_V$
Étape 1	0	0	28.5511	0.297
Étape 2	0.008354	0.006662	29.0342	0.1169
Étape 3	0.044335	0.033311	31.2616	0.1171
Étape 4	0.073272	0.05996	33.2444	0.1321
Étape 5	0.110713	0.099933	36.1026	0.1428

Tableau 5.4 : Valeurs estimées de la saturation en hydrocarbure ( $S_{H\ estimé}$ ) comparées à la saturation mesurée ( $S_{H\ ajouté}$ ) pour le till NS3.

Till (NS3)	$S_{H\ estimé}$	$S_{H\ ajouté}$	$R_{eff}$	$C_V$
Étape 1	0	0	3.3404	0.1981
Étape 2	0.017506	0.037879	3.4605	0.1776
Étape 3	0.053906	0.075758	3.7319	0.1918
Étape 4 (4/oct/2010)	0.051527	0.151515	3.7132	0.1815
Étape 5 (22/oct/2010)	0.179498	0.151515	4.9618	0.1739
Étape 6	0.217124	0.284091	5.4502	0.1737
Étape 7	0.275245	0.340909	6.3594	0.1712
Étape 8	0.273587	0.397727273	6.3304	0.1704

Les valeurs de  $S_H$  estimé peuvent être un indice de la pénétration de l'hydrocarbure dans le sol. En comparant ces valeurs avec les  $S_H$  ajouté, on peut constater que ces valeurs sont très similaires avec parfois une saturation estimée en hydrocarbure est plus élevée que la saturation mesurée ( $S_H$  ajouté). Ceci peut être causé par une perte d'eau (évaporation) du sol qui influence la croissance de la résistivité effective du sol contaminé ( $Reff_{SHi}$ ). Dans les résultats obtenus, les dispersions relatives  $C_V$  montrent une faible variance ( $C_V < 1$ ) de la résistivité effective du sol.

Il faut noter que les valeurs négatives de  $S_H$  estimé du deuxième bac de sable (tableau 5.2) peuvent être en raison de la diminution de la résistivité effective du sol contaminé par rapport le modèle initial ( $S_H = 0$ ). Ainsi que ces résultats estimés ( $S_H$  estimé) sont plus faibles que celles de  $S_H$  ajouté au deuxième bac de sable SA2. Ceci peut être causé par d'être proche des valeurs de la résistivité effective du sol contaminé SA2 avec celles du sable non contaminé ( $S_H = 0$ ).

## 5.6 Conclusion

Ce chapitre a présenté une étude des propriétés électriques (résistivité et chargeabilité) du sol en utilisant les modèles obtenus par inversion 3D des données mesurées. Les modèles obtenus du sol non contaminé (sable et till) ont été étudiés par rapport à la saturation ( $S_w$ ) et la conductivité ( $\sigma_w$ ) de l'eau interstitielle. Ces résultats démontrent que la conductivité de l'eau interstitielle influence la diminution de la résistivité et la chargeabilité électriques du till saturé salée. Ceci peut être en raison de la diminution de l'épaisseur de la double couche (EDL) avec la salinité de l'eau interstitielle [22]. La résistivité apparente du sable SA1 non contaminé augmente avec la diminution de la saturation en eau. Au début, la chargeabilité apparente du sable SA1 partiellement saturé est beaucoup moins élevée que celle du sable saturé. Ceci peut être causé par la croissance de la dissolution des ions de l'eau interstitielle qui influence la diminution de l'épaisseur de la double couche (EDL) [22]. Avec la diminution de la saturation en eau, la chargeabilité apparente commence à augmenter, et par la suite durant le drainage, la chargeabilité diminue. Ceci peut-être associé à la diminution des cellules de polarisation avec la desaturation dans un système capillaire du sol [47].

L'effet mesuré de la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ) sur les rapports entre la saturation d'hydrocarbure et les modèles d'inversion des propriétés électrique du sol contaminé démontre

qu'il existe une relation inverse entre les deux propriétés électriques du sol contaminé, la résistivité (ou la conductivité) et la chargeabilité.

La troisième section a étudié les modèles d'inversion en suivi temporel (time laps) de la résistivité apparente du sol non contaminé et contaminé par rapport à une séquence de saturation en eau et en hydrocarbure dans le temps. Le rapport entre ces derniers a démontré que la différence de la résistivité relative (diff) du sol diminue avec la saturation en eau ( $S_w$ ) et augmente avec la saturation en hydrocarbure ( $S_H$ ). La dernière partie a présenté les valeurs estimées de saturation d'hydrocarbure des modèles d'inversion du sol contaminé et non contaminé en les comparant avec la saturation d'hydrocarbure mesurée. Ainsi, l'estimation du paramètre  $S_H$  pour les modèles d'inversion 3D du sol contaminé a convenablement illustré le niveau d'hydrocarbure.

## CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

La réutilisation des anciennes friches industrielles est d'une grande importance pour le développement des zones urbaines. Les sites industriels souvent contaminés par des polluants tels que les métaux, les polycycliques aromatiques, et les hydrocarbures ont besoin d'une évaluation environnementale détaillée pour pouvoir déterminer leur degré de contamination et proposer une stratégie de réhabilitation afin de pouvoir les réutiliser. La méthode géophysique de polarisation provoquée (P.P.), pourrait devenir une approche avantageuse pour mettre en évidence les zones contaminées en hydrocarbures. Dans ce projet, la P.P., couplée avec la mesure d'autres propriétés électrochimiques des sites contaminés, a été évaluée pour déterminer les propriétés électriques du sol.

Dû à la très grande hétérogénéité du remblai urbain et à la quantité de paramètres qui peuvent affecter les mesures électriques, ce projet a étudié le problème en réduisant le nombre de paramètres variables dans des conditions contrôlées de laboratoire. Pour cela, deux sols constitués de sable d'une part et de till de l'autre part, ont fait l'objet de mesures P.P. pour des saturations en eau et des conductivités de l'eau interstitielle variables et pour des saturations en hydrocarbure allant de 0 à 15% (sable) et 0 à 40% (till). Ces mesures ont été répétées sur trois échantillons de sol (trois bacs de sable, trois bacs de till) pour s'assurer de la reproductibilité des réponses.

Nous avons analysé les différentes propriétés du sol tel que la distribution granulométrique, la porosité ( $\Phi$ ), la composition minérale du sol, la teneur en eau, la chimie et la conductivité du fluide interstitiel en fonction de la résistivité et de la chargeabilité électrique obtenues par P.P. La sensibilité de la P.P. pour détecter la concentration en hydrocarbure dans les échantillons de sol a été évaluée.

Il a été possible de montrer que la conductivité électrique du till non contaminé augmente et la chargeabilité électrique diminue avec la conductivité électrique de l'eau interstitielle. On émet l'hypothèse que la croissance de la salinité (la conductivité électrique) de l'eau interstitielle peut provoquer la diminution de la chargeabilité du till; ceci pourrait être dû à la diminution de l'épaisseur de la double couche (EDL). Pour le sable non contaminé, la résistivité électrique

augmente et la chargeabilité augmente puis diminue par la suite avec la diminution de la saturation en eau. En fait, en continuant le drainage du sable, l'épaisseur de la couche d'eau décroît sur les zones de contact entre les grains (cellules de polarisation). Ceci conduit à la diminution de la chargeabilité du sol.

Les analyses physiques ont démontré que la distribution de la taille des grains du till est plus étalée ( $Cu=26.07$ ) que celle du sable ( $Cu=3.089$ ). La conductivité hydraulique du till est moins élevée que celle du sable. Donc en raison de cette conductivité hydraulique faible, le till a besoin de plus de temps pour atteindre la complète saturation et aussi la désaturation en eau. Il faut noter qu'en raison de la conductivité hydraulique faible du till et la limitation de temps dans ce projet, le till non contaminé n'a pas fait l'objet d'une étude en fonction de la saturation en eau.

L'analyse par diffraction X a montré que, dans les échantillons du till et du sable, le quartz, l'albite et le microcline sont les minéraux généralement présents. La dolomite, la calcite, et le gypse sont des éléments plus visibles dans le till que le sable. Également, d'après l'analyse chimique, les concentrations des éléments comme le sodium, le chlore, le magnésium, le potassium, et le calcium sont plus élevées dans le till que le sable. Ce dernier élément ( $Ca$ ) influence principalement la conductivité électrique et le pH du till. Ces résultats sont en accord avec les analyses de minéralogie du sol par diffraction X qui indiquent une présence élevée de ces éléments dans le till. Mais Il faut noter que pour les sables, malgré la concentration élevée de calcium de l'eau interstitielle, dans l'analyse en diffraction X, la calcite n'a pas été observée comme un minéral majeur.

Les analyses des modèles en 3D obtenus par inversion ont montré l'effet de l'ajout d'un hydrocarbure frais (huile à moteur) sur les différentes propriétés du till et du sable contaminés. La résistivité électrique du sol contaminé en hydrocarbure augmente avec l'augmentation de la quantité de l'huile contrairement à la chargeabilité apparente. Les analyses pour les composés organiques ont montré que dans les échantillons du sol contaminé (sable et till), la concentration en hydrocarbure est élevée (sable : 29000 mg/kg et 60,000mg/kg, till : 4200mg/kg). Le sol excède le critère C qui est la limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel.

Il a été également déterminé que les valeurs estimées du facteur de formation et de cimentation ( $F_{estimé}$  et  $m_{estimé}$ ) du sable contaminé sont moins élevés que celles du sable non contaminés.

Les facteurs estimés de formation ( $F_{estimé}$ ) et de cimentation ( $m_{estimé}$ ) du till contaminé et non contaminé sont similaires et égaux à 8.13 et 1.73 respectivement.

La conductivité de surface du till a un rapport inverse avec la saturation en hydrocarbure. En considérant les modèles de conductivité de surface par rapport à la double couche électrique (équations 2.26 et 2.27), il se peut qu'en ajoutant de l'hydrocarbure, l'huile couvre la surface des grains du till. Ceci va avoir deux effets importants : (1) réduire la charge électronique ( $e$ ) et la densité de charge ( $\Omega_0$ ) dans la double couche électronique (EDL), la capacité d'échange cationique étant annihilée (équations 2.26 et 2.27), et (2) réduire l'effet de polarisation de Maxwell-Wagner. Par conséquent, cela conduit à la diminution de la conductivité de surface ( $\sigma_{surface}$ ) du sol et à la diminution de la chargeabilité.

Une étude des propriétés électriques en utilisant les modèles d'inversion en trois dimensions (3D) a permis de démontrer que la saturation et la salinité influence les propriétés électriques du till et du sable non contaminé. Il a été possible de mettre en évidence un comportement opposé entre les deux propriétés électriques du sol contaminé, la résistivité et la chargeabilité. L'analyse des modèles de résistivité obtenus par inversion en suivi temporel sur le sol non contaminé et contaminé en fonction d'une séquence de saturation en eau et en hydrocarbure a démontré que la résistivité effective du sol diminue avec la saturation en eau et augmente avec la saturation en hydrocarbure. Finalement, on a conclu que l'estimation du paramètre  $S_H$  pour les modèles d'inversion 3D du sol contaminé a convenablement reproduit la concentration en hydrocarbure.

Pendant les mesures en laboratoire, plusieurs problèmes ont été rencontrés et devraient être corrigés :

- Il n'est pas possible de purger complètement les échantillons du sol (sable et till) de l'eau salée pour les contaminer par l'hydrocarbure dans les prochaines étapes de mesure. Il ne faut pas ajouter beaucoup du sel pour augmenter la salinité de l'eau interstitielle. Par conséquent, les propriétés électriques du sol non contaminé ne peuvent pas être précisément étudiées en fonction de la conductivité de l'eau interstitielle.

- À cause de l'absence d'un niveau d'eau suffisant dans les piézomètres installés durant la desaturation du sol non contaminé, la conductivité de l'eau interstitielle  $\sigma_w$  ne peut pas être mesurée à chaque étape.
- Dans les mesures du sol contaminé, la sonde du conductivimètre CyberScan400 utilisé n'est pas sensible à mesurer la conductivité de l'eau interstitielle contaminée en hydrocarbure.
- À chaque étape des mesures, pour étudier le changement des éléments chimiques et le pH du sol, il n'est pas possible d'échantillonner le sol des bacs car ceci pourrait perturber la structure du sol pour les mesures suivantes.

Dans ce travail, les variations notées de la résistivité et de la chargeabilité du sol (sable et till) en fonction de la saturation en hydrocarbure sont assez remarquables pour être utilisées sur le terrain. Pour les sols contaminés (sable et de till) par de l'huile, les résistivités augmentent mais les chargeabilités diminuent avec la saturation en hydrocarbure ( $S_{H-sable}=11\%$ ,  $15\%$ ,  $S_{H-till}=15\%$ ,  $40\%$ ). D'autre part, les concentrations d'hydrocarbure (mg/kg) pour chaque échantillon contaminé correspondent à celles retrouvées dans les terrains à usage industriel et à vocation commerciale (critère C). Donc il est possible de conclure que les concentrations en huile étudiées ici sont de l'ordre de celles rencontrées dans les études environnementales.

Ce travail est la première étape dans l'évaluation de la méthode P.P. pour la caractérisation des sols non contaminés et contaminés. D'autres travaux sont maintenant nécessaires pour rendre la méthode applicable et cerner les conditions d'application.

En particulier, on recommande :

- Les essais réalisés en laboratoire nous ont convaincus de la pertinence et de l'utilité de cette méthode de géophysique dans l'analyse des propriétés du sol contaminé. Cependant, une prochaine étape pourra être l'intégration des autres méthodes géophysiques sur le terrain pour les valider.
- Vu les contraintes de temps pour ce travail, l'hydrocarbure utilisé a été de l'huile à moteur fraîche; un travail ultérieur pourrait être d'étudier les différents phénomènes (comme l'activité microbienne) sur une période de temps prolongée.

- Essais sur des sols plus hétérogènes en laboratoire et sur des petites parcelles sur le terrain. Essayer divers hydrocarbures, solvants et autres HAP et BTEX. Déterminer la précision des mesures en fonction du changement de résistivité et de chargeabilité recherchées.



## BIBLIOGRAPHIE

- [1] J.P. Boudreault, J.S. Dubé, M. Chouteau, , "Geophysical characterization of urban fills," *presented at the 4th International Conference on Soils in Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas (SUITMA)*, Nanjing, Chine, 2007.
- [2] C.J. Newell, S.D. Acree, R.R. Ross, S.G. Huling, "Light Nonaqueous Phase Liquids", *Ground Water Issue*, 1995.
- [3] P. Delage, E. Romero, R. Sharma, "Geo environmental testing, Experus International Symposium on Advanced Experimental Unsaturated Soil Mechanics", *Trento*, 2005.
- [4] G. B. Asquith and C. R. Gibson, "Basic well log analysis for geologists. American Association of Petroleum Geologists," 1982.
- [5] A.K. Benson, C. Frederickson, N.B. Mustoe, "Ground penetrating radar, electrical resistivity, soil and water quality studies integrated to determine the source(s) and geometry of hydrocarbon contamination at a site in north-central Arizona," *Proccedings 27th Symposium on Engineering Geology and Geotechnical Engineering*, pp. 38.1–38.13, 1991.
- [6] A.K. Benson, K.L. Payne, M.A. Stubben, "Mapping groundwater contamination using dc resistivity and VLF geophysical methods—a case study," *Geophysics*, vol. 62, pp. 80–86, 1997.
- [7] E.A. Atekwana and E.A. Atekwana, "Geophysical Signatures of Microbial Activity at Hydrocarbon Contaminated Sites: A Review," *Surv Geophys-Springer*, 2009.
- [8] R.C. Benson, "Remote sensing and geophysical methods for evaluation of subsurface conditions," *Nielsen, D.M. (Ed.), Practical Handbook of Groundwater Monitoring, Lewis Publishers*, pp. 143–194, 1991.
- [9] R.C. Benson, "Integrating seismic, resistivity, and ground penetrating radar to delineate the water table and groundwater contamination," *Kharaka, Y.K., Maest, A.S. (Eds.), Water–Rock Interaction, Low Temperature Environments*, vol. 1. Balkema, pp. 361–365, 1992.
- [10] W.A. Sauck, E.A. Atekwana, M.S. Nash, "High conductivities associated with an LNAPL plume imaged by integrated geophysical techniques," *Journal of Engineering and Environmental Geophysics*, vol. 2, pp. 203–212, 1998.
- [11] M. Nabighian, H. Seigel, D.S. Parasnis, K. Vozoff, "The early history of the induced polarization method," *The Leading Edge*, March 2007.
- [12] J.N. Towel, R.G. Anderson, W.H. Pelton, G.R. Olhoeft, and D. Labrecque, "Direct detection of hydrocarbon contaminants using induced polarisation method," presented at the SEG meeting, 1985.
- [13] N. Klitzsch, F. Stallmach, F. Jacobs, "Laboratory investigation to prove low concentrations of hydrocarbons in soils," presented at the Proccedings of the IV Meeting

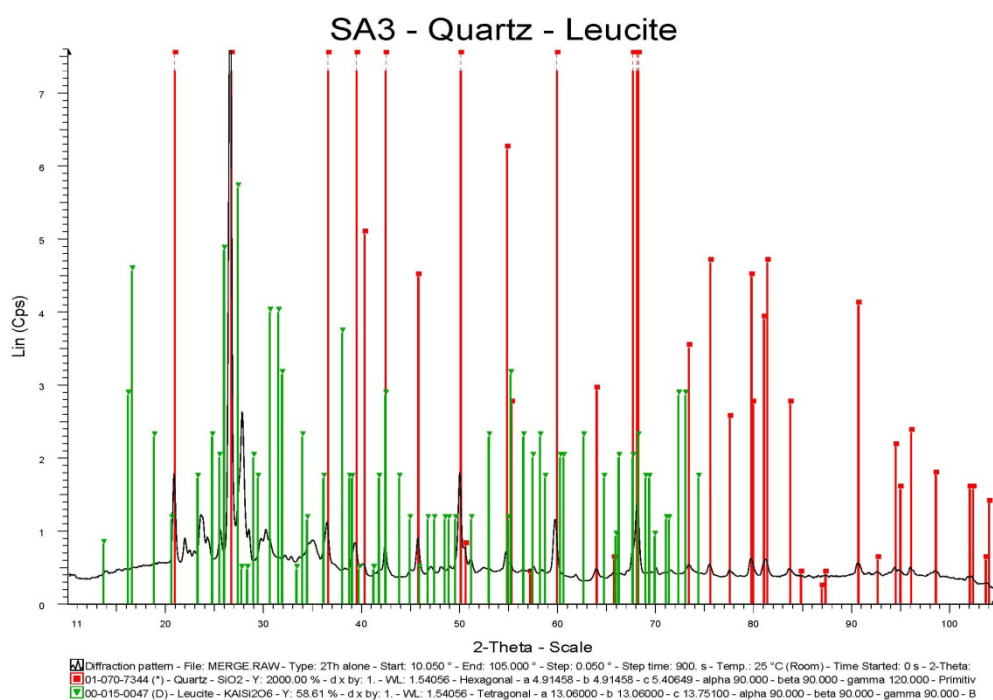
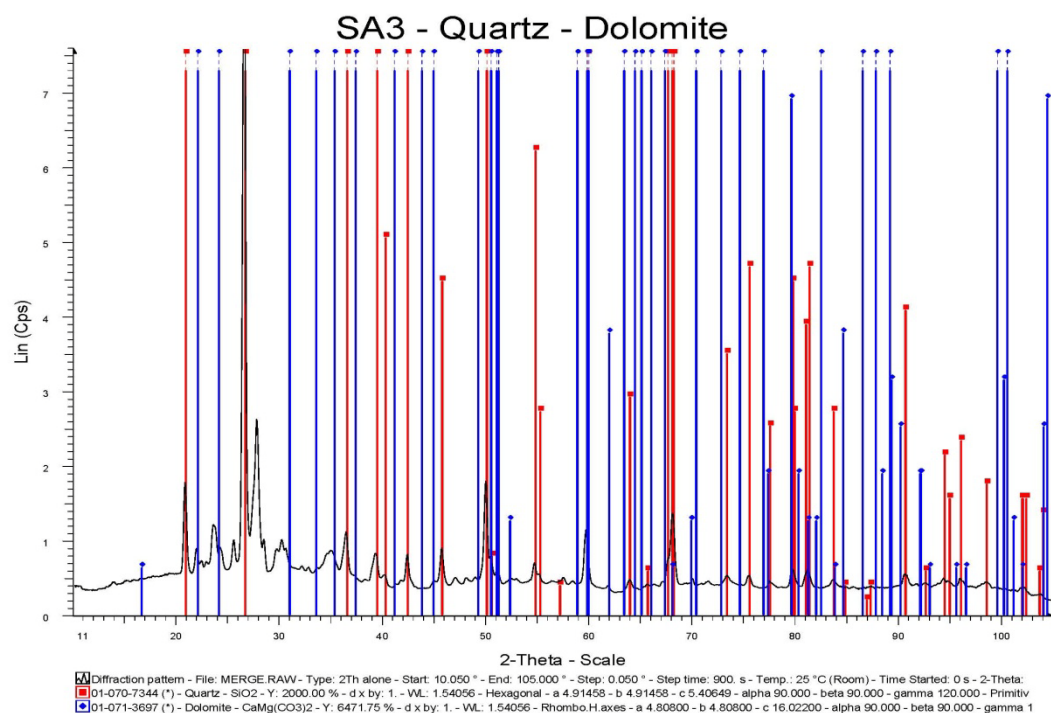
- of the Environmental and Engineering Geophysical Society (European Section), Barcelona (Spain), 1998.
- [14] H. Vanhala, H. Soininen, "Laboratory technique for measurements of spectral induced polarization response of soil samples," *Geophysical Prospecting*, vol. 43, pp. 655–676, 1995.
  - [15] H. Vanhala, "Mapping oil-contaminated sand and till with the spectral induced polarization (SIP) method," *Geophysical Prospecting*, vol. 45, pp. 303–326, 1997.
  - [16] R. Grisso, M. Alley, D. Holshouser, W. Thomason, "Soil Electrical Conductivity," 2009.
  - [17] D. lesmes and S.P. friedman, "Relation between the electrical and hydrogeological properties of rocks and soils," *Springer*, 2005.
  - [18] R. Kirsch, "petrophysical properties of permeable and low-permeable rock," in *Groundwater Geophysics*, R. Kirsch, Ed., ed: Springer, 2006.
  - [19] J.H. SchÖn, "Physical Properties of Rocks," in *Handbook of Geophysical Exploration*. vol. 18, K. H. a. s. Treitel, Ed., ed: ELSEVIER, 2004.
  - [20] D. Chapellier, "Cours géophysiques :PROSPECTION ELECTRIQUE DE SURFACE (université de Lausanne.Instituts Francais de Pétrole)," 2000.
  - [21] F. Morrison, E. Gasperikova, J.Washbourne, *The Berkeley Course In Applied Geophysics*, (2004).
  - [22] A. Ghorbani, "Contribution au développement de la résistivité complexe et à ses applications en environnement," Ph.D., L'universite Pierre et Marie Curie (Paris 6), 2007.
  - [23] T. Ishido, H. Mizutani, "Experimental and theoretical basis of electrokinetic phenomena in rock-water systems and its applications to geophysics," *Journal of Geophysical Research*, vol. 86, pp. 1763–1775, 1981.
  - [24] J.M. Reynolds, *An Introduction to applied and environmental geophysics*. England: John Wiley and Sons Ltd, 1997.
  - [25] J. Kiberu, "Induced polarization and Resistivity measurements on a suite of near surface soil samples and their empirical relationship to selected measured engineering parameters ", International Institute For Geo-Information Science And Earth Observation, Netherlands, 2002.
  - [26] M. Chouteau, B. Giroux, "Notes de cours: Methodes electriques (cours de geophysique appliquee II, Ecole Polytechnique de Montreal, Canada)," 2006.
  - [27] D.P. Glover, *Petrophysics MSc Course Notes:RESISTIVITY THEORY*.
  - [28] J.Bertin, *Experimental and Theoretical aspects of induced polarization* vol. 1, 1976.
  - [29] S.B Jones, J.M. Wraith, D. Or, "Time domain reflectometry measurement principles and applications," vol. 16 pp. 141–153, 2002.

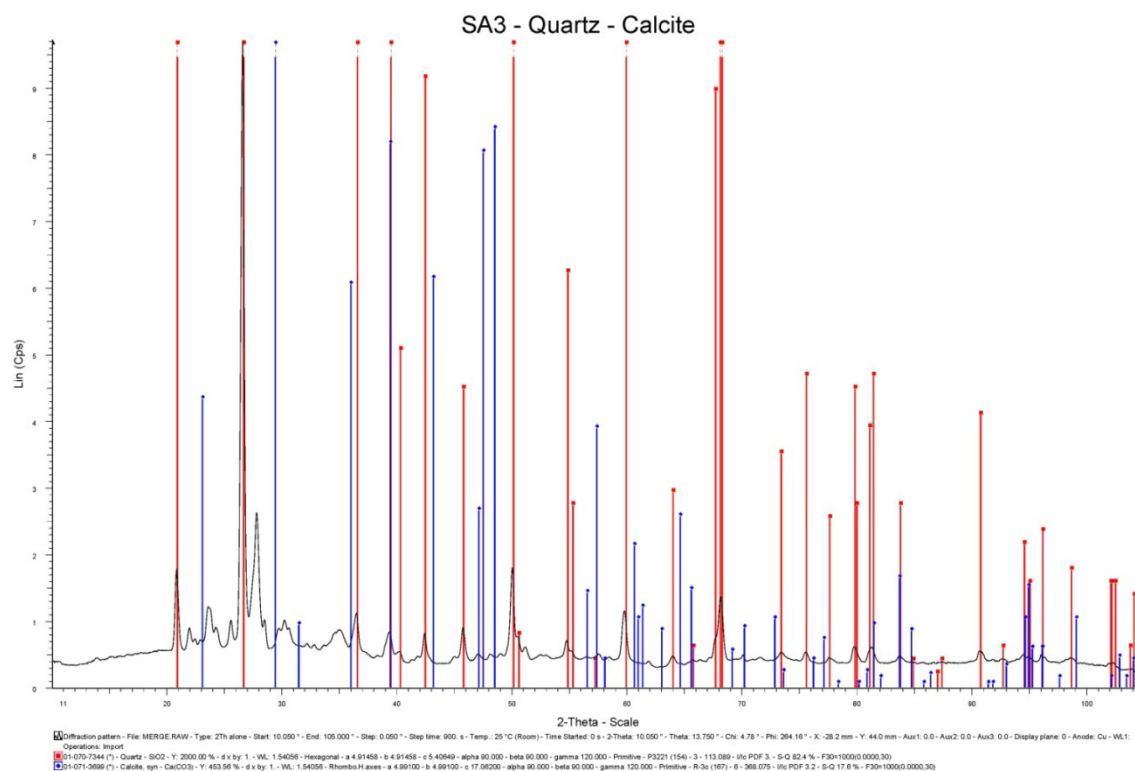
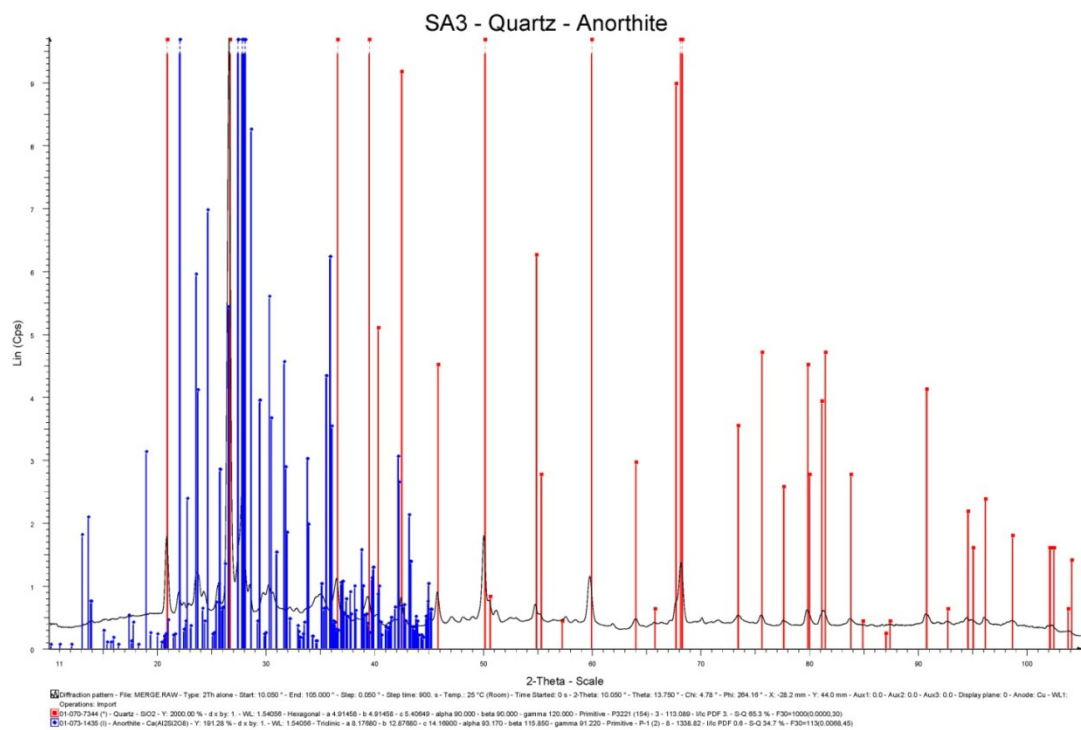
- [30] G.C. Topp, J.L Davis, A.P. Annan, "Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour.*" vol. 16, pp. 574-582, 1980.
- [31] T.P.A. Ferré, A. Binley, J. Geller, E. Hill and T. Illangasekare, "Hydrogeophysical Methods At The Laboratory Scale," in *Hydrogeophysics*, ed: Yoram Rubin And Susan S. Hubbard, 2005, pp. 441-463.
- [32] Bureau de normalisation du Québec, "Réduction des échantillons pour essais en laboratoire BNQ 2560-015. ," ed: Ministère de l'industrie et du commerce, 1982, p. 9.
- [33] "Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils Designation," in *D 422 – 63*, ed. United States: ASTM International, 2002.
- [34] École de technologie supérieure and Département de génie de la construction, "CTN-405 MÉCANIQUE DES SOLS," in *Analyse granulométrique par sédimentométrie*, ed, 2003.
- [35] A. International, "Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer," in *D 854 – 02*, ed. United States, 2002.
- [36] R.P. Chapuis, "Predicting the Saturated Hydraulic Conductivity of Natural Soils," *Journal of soil contamination*, pp. 325-356, 1991.
- [37] M. Aubertin, B. Bussière, and R.P. Chapuis, "Hydraulic Conductivity of homogenised tailing from hard rock mines " *Canadian geotechnical journal*, vol. 33, pp. 480-482, 1996.
- [38] *Comsol Multiphysics, 2005, Version 3.2.* <http://www.comsol.com/>.
- [39] R. Snieder and J. Trampert, "INVERSE PROBLEMS IN GEOPHYSICS," 1999.
- [40] T. Günther, C. Rücker, and K. Spitzer, "Three-dimensional modelling and inversion of dc resistivity data incorporating topography – II. Inversion," *GJI Geodesy, potential field and applied geophysics*, pp. 506–517, 2005
- [41] A.N. Tikhonov, and V.Y. Arsenin, "Solution of Ill-Posed Problems," ed Washington DC: Winston and Sons, 1977.
- [42] T. Günther, and C. Rücker, "Boundless Electrical Resistivity Tomography (BERT) version 1.0-the user tutorial," ed, 2009.
- [43] C.R. Miller, P.S. Routh, T.R. Brosten, and J.P. McNamara, "Application of time-lapse ERT imaging to watershed characterization," *GEOPHYSICS*, vol. 73, 2008.
- [44] S. Stein, and M. Wysession, *An Introduction to Seismology, Earthquakes, and Earth Structure* vol. 7.
- [45] "ABEM Instrument AB. Terrameter SAS 4000 et Lund Imaging System. [http://www.abem.se/files/upload/Manual\\_Terrameter.pdf](http://www.abem.se/files/upload/Manual_Terrameter.pdf)," ed, 2007.
- [46] "SYSCAL (V 11.5++) Resistivity-meter with automatic voltage switch-Multi-Electrode mode, 2005," I. Instruments, Ed., ed.
- [47] K. Titov, A. Kemna, A. Tarasov, and H. Vereecken, "Induced Polarization of Unsaturated Sands Determined through Time Domain Measurements," *Vadose Zone Journal*, 2004.

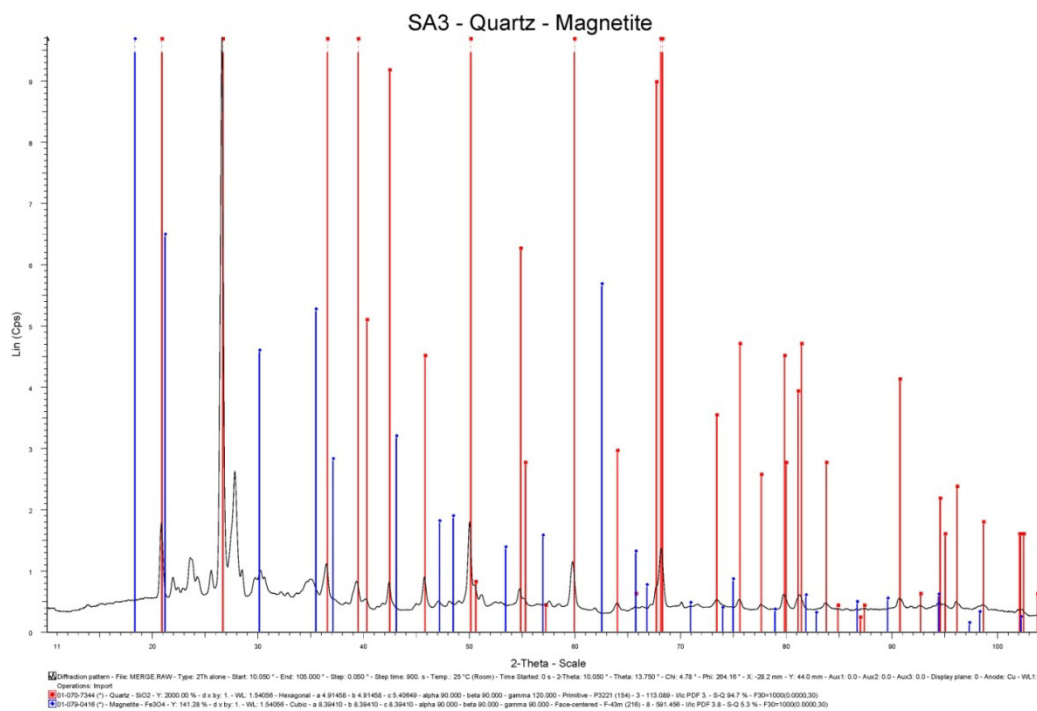
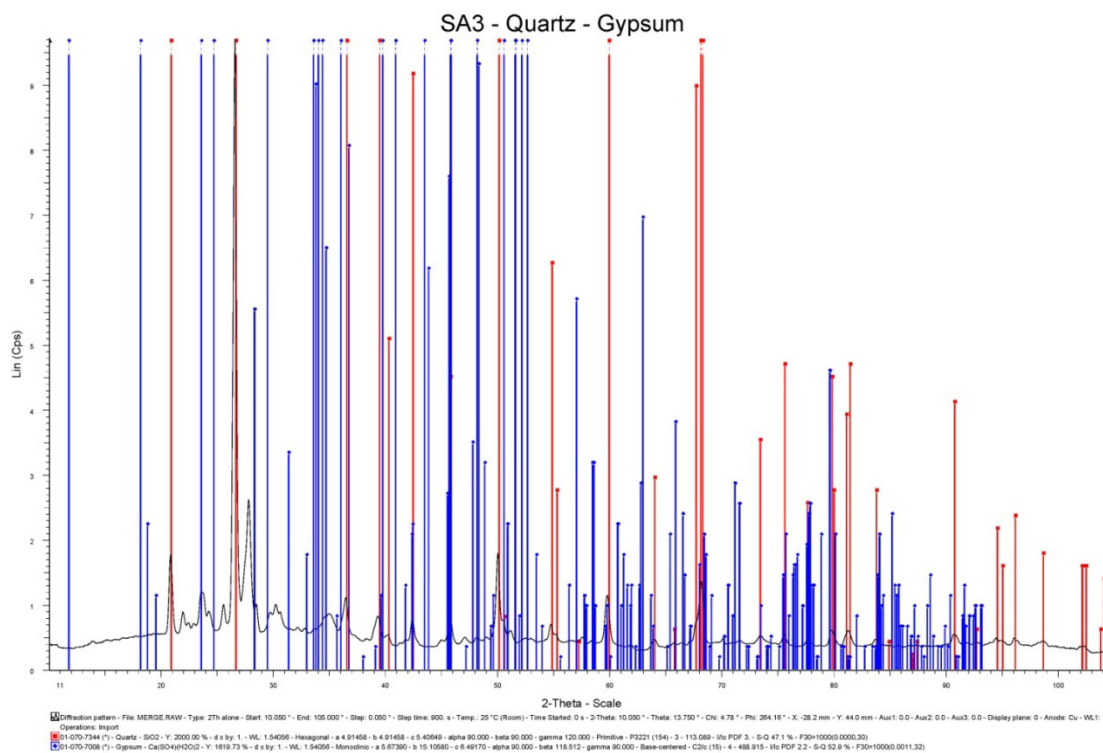
- [48] R. Intissar, "Apport Des Methodes Electriques A La Determination De La Structure Interne D'une Halde A Steriles," M.Sc.A., Departement Des Genies Civil, Geologique Et Des Mines ,, Ecole Polytechnique de Montreal, 2009.
- [49] Les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines- Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, [http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe\\_2.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2.htm) [Online].
- [50] M. Chouteau, B.Giroux, "Notes de cours : Techniques géophysiques de haute résolution (cours GML6201A, École Polytechnique de Montréal, Canada)." 2006.
- [51] G.Z. Abdel Aal , L.D. Slater , and A.E Atekwana, "Induced-polarization measurements on unconsolidated sediments from a site of active hydrocarbon biodegradation", *Geophysics*, vol. 71, pp. H13-H24, 2006.
- [52] E.A. Atekwana, W.A. Sauck, and D.D. Werkema Jr, "Investigations of geoelectrical signatures at a hydrocarbon contaminated site," *Journal of Applied Geophysics*, vol. 44, pp. 167–180, 2000.
- [53] B. Lorne, F. Perrier, J.P. Avouac, "Streaming potential measurements, Properties of the electrical double layer from crushed rock samples," *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, vol. 104 pp. 17,857–17,877, 1999.
- [54] A. Binley, and A. Kemna, "Dc Resistivity and Induced Polarization Methods," in *Hydrogeophysics*, ed, 2005, pp. 129–156.
- [55] A. Chemam, "Inversion Magnétique Tridimensionnelle Des Anomalies Circulaires ‘‘Kimberlitiques’’ Isolées Avec Présence Ou Sans Rémanence," M.Sc.A., Département Des Génies Civil, Géologique Et Des Mines, École Polytechnique De Montréal, Université de Montréal, 2006.
- [56] R.E. Dinnebier and K. Friese, "Modern Xrd Methods In Mineralogy."
- [57] E. Martinho, M.M. abreu, M.E. Pampulha, F. Alegria, A. Oliveira, F. Almeida, "An Experimental Study of the Diesel Biodegradation Effects on Soil Biogeophysical Parameters," *Water Air Soil Pollut (2010)*, pp. 139–154, 23 May 2009.
- [58] S.M Frailey, G.B Asquith, G.A Anderson, P.S Adisoemarta, "Simultaneous Calculation Of Archie Parameters M, N, And A."
- [59] P.C. Frohlich RK, "The electrical resistivity vadoze zone-field study," *Ground Water*, vol. 27, pp. 525-530, 1989.
- [60] P.W.J. Glover, M.J. Hole, J. Pous "A modified Archie's law for two conducting phases," *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 180, 18 May 2000.
- [61] S. Kim, G. Heinson, J. Joseph, "Electrokinetic Groundwater Exploration: A New Geophysical Technique," pp. 181-185, 2004.
- [62] Y.R. Personna, D. Ntarlagiannis, L. Slater, N. Yee, M. O'Brien, S. Hubbard "Spectral induced polarization and electrodic potential monitoring of microbially mediated iron sulfide transformations," University of California, 2008.

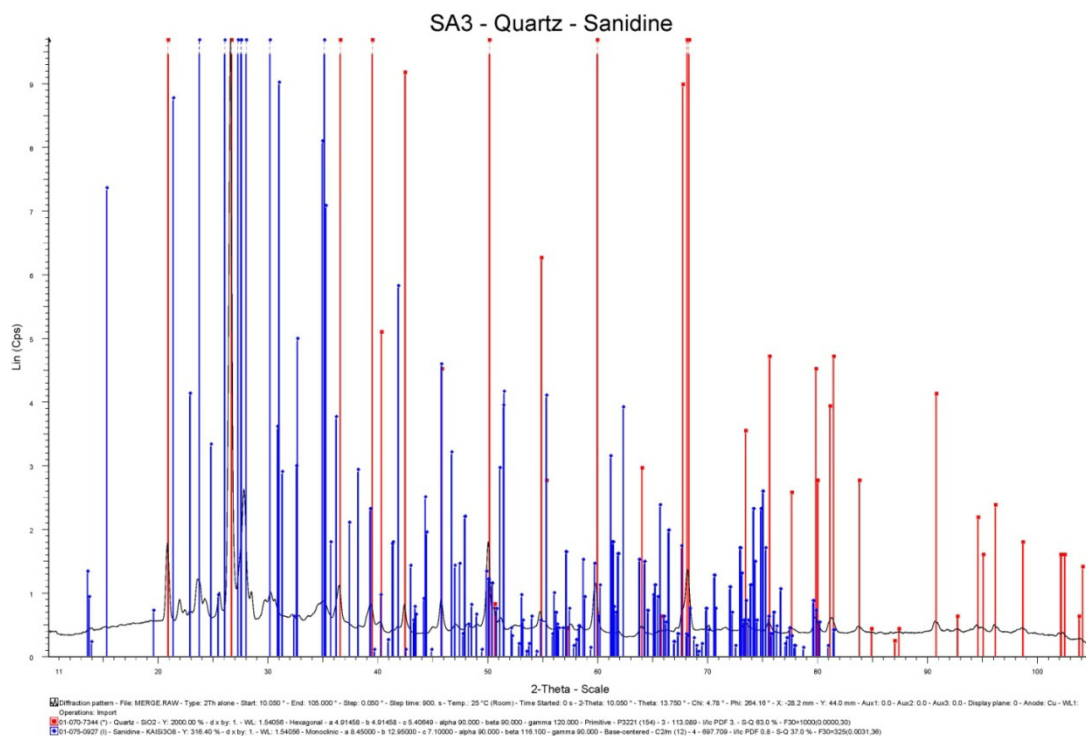
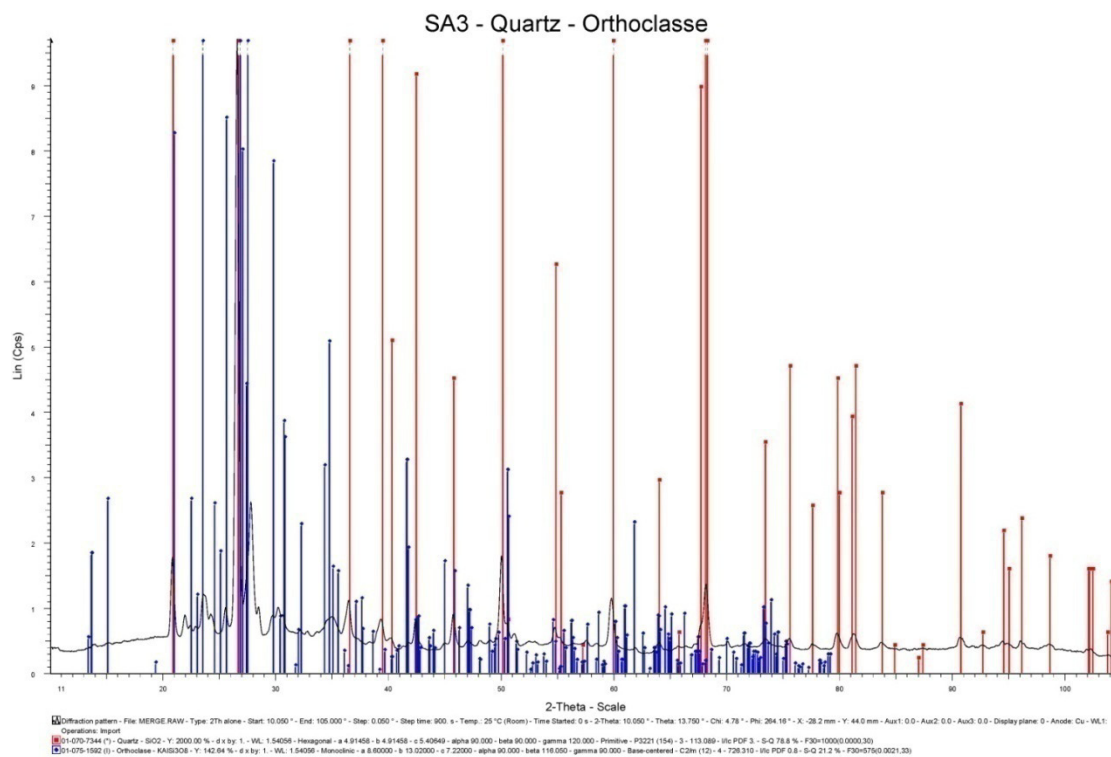
## ANNEXE 1 – ANALYSE DE DIFFRACTION X POUR LE SABLE

Résultats des analyses de diffraction des rayons X (DRX) pour le sable SA3.

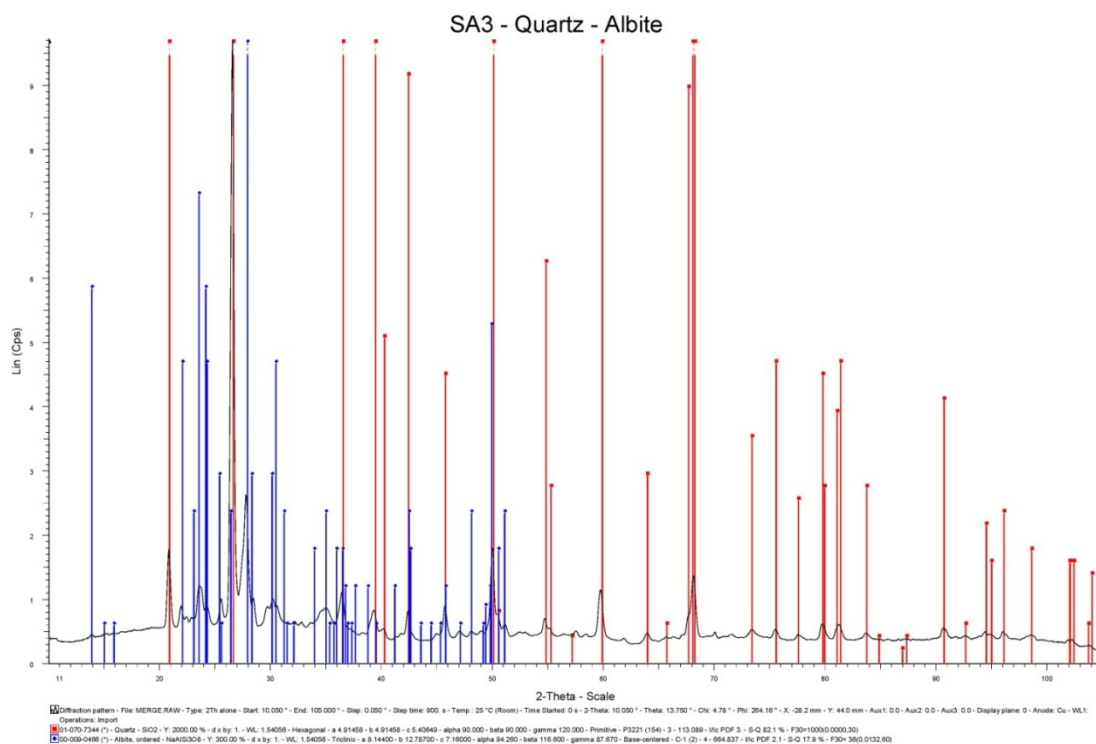
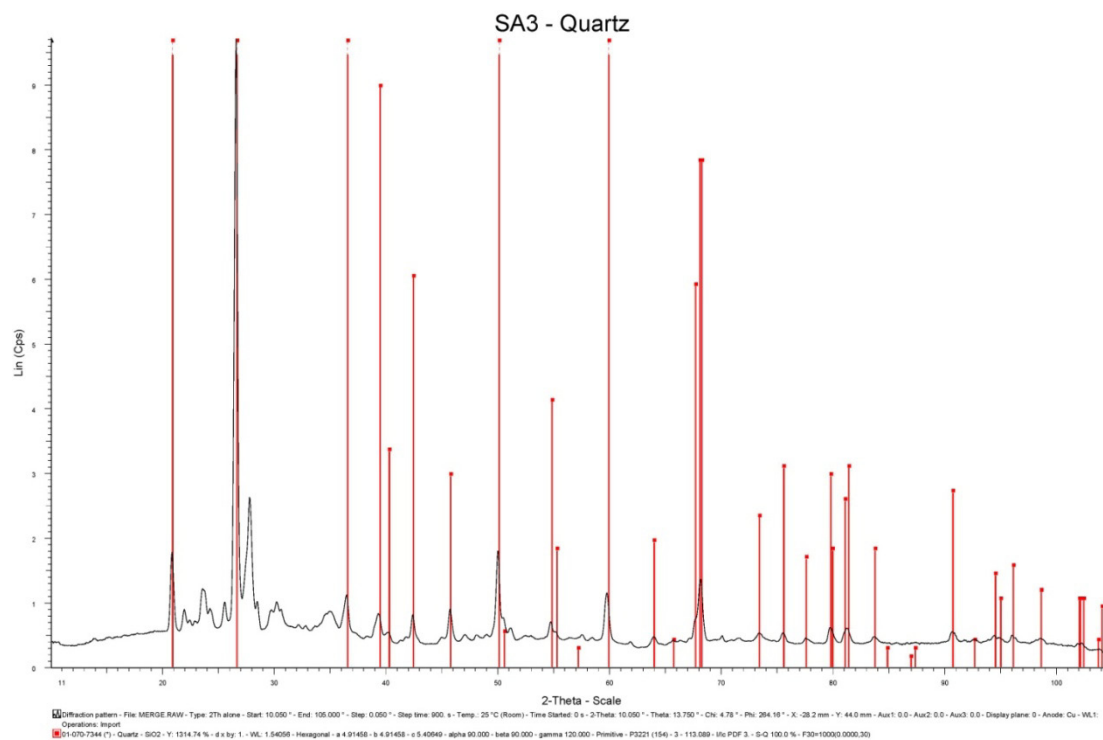


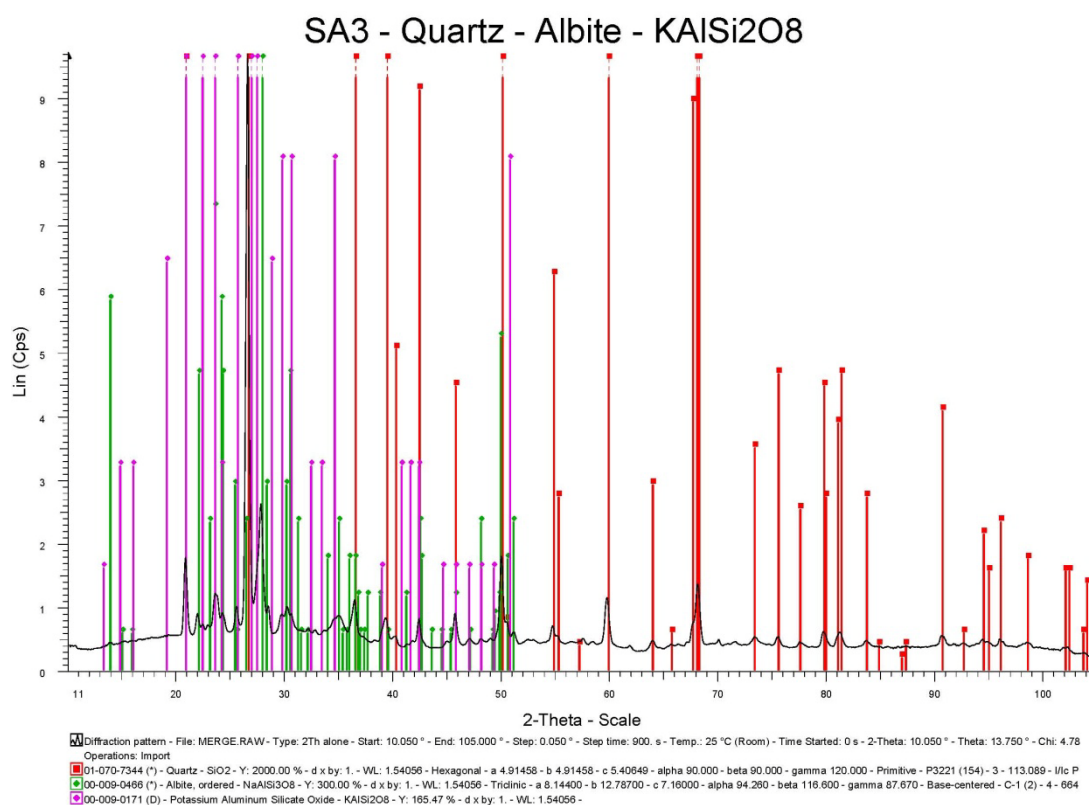
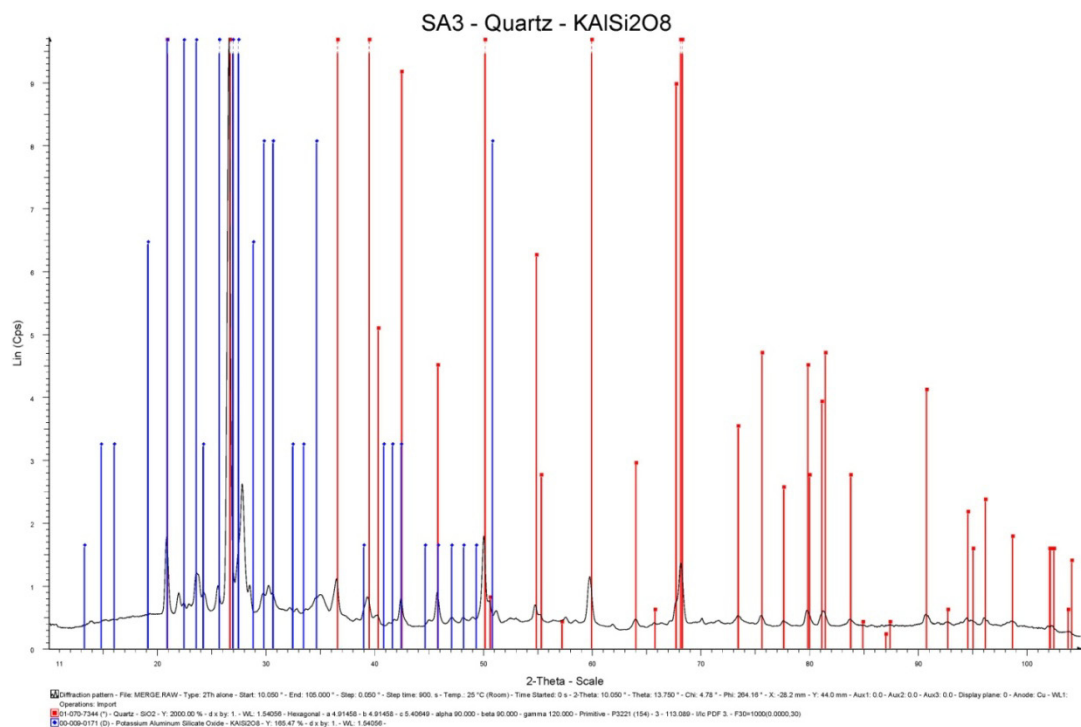


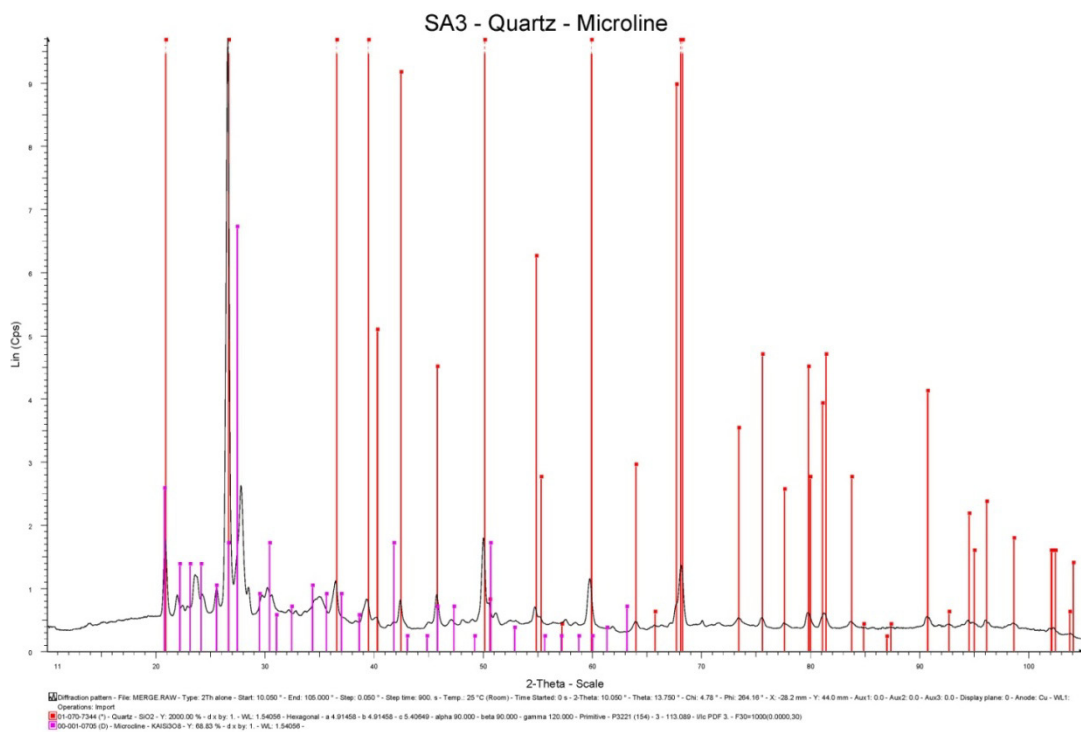












## ANNEXE 2 – ANALYSE DE DIFFRACTION X POUR LE TILL

Résultats des analyses de diffraction des rayons X (DRX) pour le till NS3.

