

Titre: Imagerie de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles
Title: expérimentale par tomographie 3D de résistivité électrique

Auteur: Adrien Dimech
Author:

Date: 2018

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Dimech, A. (2018). Imagerie de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles expérimentale par tomographie 3D de résistivité électrique [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/3195/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3195/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Michel C. Chouteau, Michel Aubertin, & Bruno Bussière
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

IMAGERIE DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU DANS UNE HALDE À STÉRILES
EXPÉRIMENTALE PAR TOMOGRAPHIE 3D DE RÉSISTIVITÉ ÉLECTRIQUE

ADRIEN DIMECH

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)

MAI 2018

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

IMAGERIE DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU DANS UNE HALDE À STÉRILES
EXPÉRIMENTALE PAR TOMOGRAPHIE 3D DE RÉSISTIVITÉ ÉLECTRIQUE

présenté par : DIMECH Adrien

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

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

M. LI Li, Ph. D., président

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

M. AUBERTIN Michel, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. FABIEN-OUELLET Gabriel, Ph. D., membre

DÉDICACE

À ma famille, merci pour votre soutien sans faille

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement mon directeur de recherche Michel Chouteau pour sa confiance et son aide précieuse tout au long de ma maîtrise. Michel a toujours été très disponible, et toujours d'excellent conseil, aussi bien pour les problèmes techniques que pour l'organisation générale de ma recherche. J'ai découvert l'univers de la recherche dans les meilleures conditions possibles grâce à lui : j'ai eu la chance d'avoir beaucoup de libertés et d'autonomie, je me suis toujours senti soutenu, et j'ai eu l'opportunité incroyable de me rendre à trois conférences internationales en l'espace de deux ans. Michel est un grand chercheur et un grand professeur tout en étant très humain, et évoluer à ses côtés est un plaisir et un honneur.

Je tiens également à remercier mes co-directeurs Michel Aubertin et Bruno Bussière pour leur soutien et leur confiance. Ils ont toujours été à l'écoute et ont apporté une aide logistique et technique considérable dans la supervision de mon activité de recherche ainsi que lors des périodes de mesure sur le terrain à Havre-Saint-Pierre. Par ailleurs, le projet de recherche n'aurait pas été possible sans leurs activités de recherche novatrices dans le domaine de la restauration minière.

Un grand merci à Vincent Martin qui m'a soutenu techniquement et psychologiquement tout au long de ma maîtrise, à Montréal comme à Havre-Saint-Pierre. Vincent est un chercheur très impliqué pour son travail ainsi que le bien-être des étudiants qu'il supervise. Si les dix semaines de terrain à Havre-Saint-Pierre ont été aussi agréables, c'est en grande partie grâce à son travail ainsi qu'à tous ceux qui ont fait partie de l'aventure; Marie-Lin Bréard Lanoix, Julien Dubuc, Marc Rossit, Robert Wu, Bissé Poaty ainsi que Babacar Kandji. Merci à vous tous pour la bonne ambiance sur le terrain ainsi que pour votre professionnalisme.

Un grand merci également aux chercheurs et aux techniciens qui ont été impliqués dans le projet du Lac Tio; Benoit Plante, Thomas Pabst, Yvan Poirier et Pierre-Alain Jacques. Merci à Dan Chen et à tous les employés de Rio Tinto Fer et Titane pour leur soutien logistique et leur patience.

Enfin, merci à tous mes collègues chercheurs en géophysique pour leur soutien de tous les jours et leurs conseils tout au long de ma maîtrise : merci à Abderrezak Bouchedda pour son aide technique, merci à Éric Chou, Charles Lafrenière Bérubé, Fidel Yrro, Yasaman Khajehnouri ainsi qu'à Christophe Grenon. L'aventure aurait été différente sans vous. Merci enfin à Manon Leduc pour son aide et sa confiance lors des phases de travaux en laboratoire. Merci à vous tous, j'ai beaucoup aimé travailler à vos côtés et je vais garder un excellent souvenir de cette période de ma vie.

RÉSUMÉ

L'activité minière génère des quantités considérables de roches faiblement minéralisées appelées stériles, particulièrement dans le cas des mines à ciel ouvert. Ces stériles miniers sont usuellement stockés sous la forme de haldes à stériles qui peuvent atteindre des dimensions considérables. Les haldes à stériles peuvent poser des problématiques géotechniques et environnementales du fait de leur structure interne lâche et très hétérogène. En particulier, les écoulements d'air et d'eau qui se produisent dans les haldes à stériles peuvent, dans certaines conditions, mener à l'oxydation des sulfures contenus dans les roches stériles. Cette oxydation peut avoir de lourdes conséquences environnementales si les eaux s'écoulant à l'aval des haldes sont acidifiées (drainage minier acide - DMA) ou chargées en métaux lourds (drainage neutre contaminé - DNC). Il est alors nécessaire de traiter activement les eaux de drainage pour ne pas contaminer les rivières et lacs environnants.

La mine du Lac Tio à Havre-Saint-Pierre (Rio Tinto Fer et Titane) qui exploite un gisement d'hémo-ilménite à ciel ouvert fait face à une problématique de DNC. Des charges en nickel supérieures aux normes environnementales sont mesurées occasionnellement dans les eaux de drainage en aval des haldes à stériles. Le traitement actif de ces eaux permet de faire diminuer les concentrations en nickel mais constitue une alternative coûteuse et non-durable. Une solution innovante a été proposée pour limiter l'infiltration de l'eau dans le cœur réactif des haldes à stériles. Cette solution repose sur une gestion intégrée des stériles lors de la conception des haldes à stériles et la mise en place de couches de contrôles des écoulements (CCE). Une CCE est une couche de matériaux fins et compactés, non-générateurs de DNC et faiblement inclinée qui a pour fonction de dévier latéralement les eaux de précipitation. Cette déviation latérale des eaux repose en partie sur le développement d'une barrière capillaire entre la CCE et les stériles grossiers réactifs constituant le cœur des haldes, et a pour objectif de limiter le flux d'eau dans les stériles.

Le développement d'une barrière capillaire et la capacité de diversion latérale de la CCE dépendent de nombreux paramètres comme la granulométrie, le degré de compaction, la conductivité hydraulique et l'inclinaison des différentes couches. Des modélisations ont été effectuées pour évaluer numériquement le fonctionnement des CCE et identifier les paramètres nécessaires pour assurer une diversion efficace des eaux. Suite à ces travaux, une halde à stériles expérimentale avec une CCE a été construite sur le site de la mine du Lac Tio afin de tester le fonctionnement d'une CCE à l'échelle pilote et en conditions réelles. La halde a stériles de 60 m de longueur, 7 m de

hauteur en amont et de 10 m de large au sommet a été instrumentée avec un grand nombre de sondes pour mesurer la teneur en eau et la succion, six lysimètres pour récolter les eaux d'infiltration ainsi que des débitmètres. Cette instrumentation hydrogéologique classique peut être précise mais les mesures sont ponctuelles.

Un total de 192 électrodes métalliques a été installé dans la halde pour compléter les mesures hydrogéologiques ponctuelles. Ce projet de maîtrise présente les résultats de l'imagerie hydrogéophysique de la halde expérimentale. Les imageries de résistivité électrique ont été effectuées en 3D et permettent d'obtenir des informations où aucune mesure hydrogéologique n'est disponible. Les imageries obtenues sont davantage représentatives de l'ensemble du milieu étudié puisque les mesures géophysiques sont effectuées entre les électrodes.

Les mesures géophysiques ont été réalisées au cours de trois campagnes de terrain sur le site de la mine du Lac Tio pendant les étés 2016 et 2017. Ce mémoire détaille le dispositif d'acquisition et la méthodologie développée pour permettre le suivi de la distribution des résistivités électriques dans la halde en 3D, en conditions statiques et dynamiques. Les mesures statiques réalisées en été 2016 avec des protocoles de mesure standard ont permis de mettre en évidence certaines caractéristiques de la structure interne de la halde. Les deux types de stérile utilisés pour construire la halde expérimentale présentent des résistivités électriques très distinctes : les stériles d'ilmenite sont conducteurs ($\rho_b < 1000 \Omega.m$) tandis que les stériles d'anorthosite sont résistifs ($\rho_b > 5000 \Omega.m$). Les valeurs de résistivité ainsi que la position des différents types de stériles sont en accord avec la géométrie interne de la halde et les travaux antérieurs réalisés avec les stériles de la mine du Lac Tio.

Des protocoles de mesure optimisés ont été définis pour permettre un suivi de la halde avec une haute résolution spatiale et temporelle pour les mesures de l'été 2017. Des imageries en 3D ont été effectuées pendant 10 jours pour reconstruire l'évolution des résistivités électriques dans la halde avant, pendant et après un essai d'infiltration à grande échelle réalisé avec un camion à eau. La comparaison des mesures brutes avec les mesures hydrogéologiques ponctuelles a montré que la méthode de tomographie de résistivité électrique (ERT) permet d'obtenir des données volumiques de bonne qualité dans la totalité du volume investigué avec une bonne résolution temporelle.

La base de données obtenue suite au suivi de l'essai d'infiltration a été traitée à l'aide de codes Matlab disponibles sur la plateforme d'hébergement GitHub (<https://github.com/Adrien-Dimech>)

et les mesures ont été ensuite inversées à l'aide du logiciel d'inversion E4D en licence libre. Pour assurer les meilleurs résultats d'inversion possibles, un modèle 3D de la halde en haute résolution a été réalisé. Ce modèle de 400 000 mailles tétraédriques restitue avec une grande précision la topographie et la structure interne de la halde à stériles, ainsi que la position de l'ensemble des instruments de mesure et des électrodes. Un total de 244 imageries en 3D ont ainsi été inversées avec le logiciel E4D afin de reconstituer la distribution de résistivité électrique dans la halde au cours du temps (avec une erreur RMS moyenne de 2.5 %). Ces images ont été importées dans Matlab et des imageries 1D, 2D et 3D ont ainsi pu être comparés aux mesures hydrogéologiques.

Un effort considérable a ensuite été consacré à traduire les imageries 3D de résistivité électrique en interprétation hydrogéologique. Cette interprétation hydrogéologique a été décomposée en deux volets. Le premier volet est quantitatif et a pour objectif de convertir les valeurs de résistivité électrique en valeurs de teneurs en eau dans la halde en 3D au cours du temps. Le second volet est davantage qualitatif et a pour objectif de proposer des modèles simplifiés d'infiltration de l'eau à partir de l'intégration des mesures de résistivité électrique et des mesures ponctuelles de la résistivité électrique de l'eau à différentes localisations dans la halde expérimentale.

Des essais en colonne ont été réalisés en laboratoire avec des échantillons prélevés sur la halde pour établir des relations pétrophysiques. Ces relations de type Loi d'Archie décrivent la relation entre la résistivité électrique du milieu, la résistivité électrique de l'eau et la teneur en eau volumique pour chaque type de milieu. Les relations obtenues en laboratoire ont ensuite été utilisées pour convertir les images de résistivité électrique du milieu en distributions 3D de teneur en eau volumique. Un profil 2D de teneurs en eau volumique calculées a été comparé avec les mesures ponctuelles dans la couche d'anorthosite à différents instants; avant, pendant et après l'essai d'infiltration. Les tendances sont les mêmes et les valeurs de teneur en eau volumique recalculées sont cohérentes avec celles mesurées localement. Des travaux supplémentaires sont cependant nécessaires pour assurer une conversion valide des imageries de résistivité du milieu en imageries de teneur en eau dans la totalité de la halde. Ceci est notamment dû à l'incertitude par rapport à la résistivité électrique de l'eau dans la totalité de la halde ainsi qu'à la non-validité des relations pétrophysiques identifiées en laboratoire pour les granulométries plus grossières présentes dans le cœur de la halde.

L'analyse de la résistivité électrique de l'eau au cours du temps dans la halde a permis de mettre en place des modèles d'écoulement simplifiés de l'eau. Un modèle local a ainsi été proposé à partir des mesures ponctuelles des sondes de teneur en eau et des résultats de l'imagerie électrique. Plusieurs types d'eau ont été identifiés dans ce modèle et leur résistivité électrique est utilisée comme un traceur pour suivre son trajet dans la halde. Une eau résistive provenant des anciennes précipitations ($\rho_w \approx 100 \Omega \cdot m$) peut être trouvée dans la CCE avant l'essai d'infiltration alors que l'eau présente dans les stériles réactifs est plus conductrice ($\rho_w \approx 20 \Omega \cdot m$). L'essai d'infiltration est réalisé avec une eau très conductrice prélevée au fond de la fosse de la mine à ciel ouvert ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$). L'eau conductrice arrosée à la surface de la halde avec le camion à eau remplace l'eau résistante qui était présente dans la CCE. Cette eau résistante est déplacée vers le bas de la CCE et déviée latéralement en partie vers l'aval de la halde. Une partie de cette eau s'infiltra néanmoins dans les stériles dans le cœur de la halde (pour $x = 35 m$).

À l'échelle globale de la halde, l'infiltration de l'eau résistive à travers la barrière capillaire n'est significative que pour la partie aval de la halde ($x > 35 m$). Cet écoulement d'eau résistive a pour conséquence d'augmenter significativement la résistivité électrique de l'eau dans les stériles et a été assimilé à une zone de bris capillaire. Le modèle global de l'écoulement de l'eau proposé pour la halde est cohérent avec les mesures de débit et l'analyse géochimique des eaux de lixiviation récoltées par les lysimètres. Ces résultats semblent indiquer que la diversion latérale de l'eau par l'effet de barrière capillaire est observée dans la première moitié de la halde.

De manière globale, cette étude démontre l'utilité de l'imagerie de résistivité électrique en 3D au cours du temps avec des électrodes enterrées pour apporter des informations complémentaires aux mesures hydrogéologiques classiques. Les imageries de résistivité électrique obtenues peuvent être complétées avec des propriétés pétrophysiques pour évaluer les distributions de teneur en eau à des endroits où aucune instrumentation hydrogéologique ne peut être positionnée. Par ailleurs, la résistivité électrique de l'eau peut être utilisée comme un traceur pour reconstruire l'écoulement de différents types d'eau au cours du temps dans un milieu hétérogène. Ces différents éléments peuvent compléter les mesures hydrogéologiques et géochimiques usuellement effectuées pour permettre une compréhension plus fine des comportements hydrogéologiques de milieux complexes.

ABSTRACT

Mining industry generates large amount of waste rocks with non-economic mineralization, especially for open-pit operations. These waste rocks are usually stored in waste rock piles which can reach considerable dimensions. Significant geotechnical and environmental issues can be associated with waste rock piles, in part because of their highly heterogeneous internal structure. More specifically, air and water flows which occur in waste rock piles may oxidize the sulphides contained in the reactive waste rocks. This oxidation may have dramatic environmental consequences if the water which exfiltrates from the piles is acidified (acid mine drainage – AMD) or if the water is contaminated with heavy metals (contaminated neutral drainage – CND). In this case, water must be actively treated to prevent contamination of the rivers and lakes surrounding the waste rock piles.

The Lac Tio mine in Havre-Saint-Pierre (Rio Tinto Fer et Titane) operates an open-pit hemo-ilmenite ore deposit and faces CND issues. Nickel concentrations exceeding environmental standards are occasionally measured in the exfiltration water around the piles. Even if active treatment of this contaminated water lowers nickel concentrations, it is a non-durable and costly remediation method. An innovative solution has been recently proposed to limit water infiltration in the reactive core of the waste rock piles. This solution relies on an integrated waste rocks management during the construction of waste rock piles and the design of flow control layers (FCL). A FCL is an inclined and compacted layer of fine-grained non-reactive materials that aims at diverting laterally precipitation water. This lateral diversion relies on the development of a capillary barrier effect between the FCL and the coarse waste rocks in order to limit water flow in reactive waste rock piles.

The development of the capillary barrier effect within the FCL and the lateral diversion efficiency rely on several parameters such as grain-size, compaction, hydraulic conductivity and inclinations of the layers. Several modelling studies have been carried out to validate numerically the hydrogeological behaviour of FCL and to identify the parameters that ensure an efficient diversion of precipitation water. As a result, an experimental waste rock pile with a FCL has been constructed on the Lac Tio mine to validate the behaviour of the FCL at pilot-scale and under real conditions. The 60m-long, 7m-high upslope and 10m-wide at the top experimental waste rock pile has been instrumented with various hydrogeological probes measuring moisture content and suction. In

addition, six lysimeters and flowmeters collect exfiltration water and measure exfiltration flows. This conventional hydrogeological instrumentation is precise but gives point measurements.

A total of 192 electrodes have been buried within the pile to provide additional information to complement point measurements. This study presents the results of the hydro-geophysical monitoring of the experimental waste rock pile. The 3D electrical resistivity images of the pile provide information where no hydrogeological data is available. In addition, the geophysical images may be representative of the system as resistivity distribution is reconstructed from measurements taken in between the electrodes, and are not significantly affected by the medium in the direct vicinity of the electrodes.

Geoelectrical monitoring of the pile has been carried out during three field sessions on the Lac Tio mine from Summer 2016 to Summer 2017. This study details the acquisition system and the methodology followed to carry out the 3D monitoring of both static and dynamic distribution of electrical resistivity within the pile. Steady-state imaging has been carried out in 2016 with standard protocols and helps reconstruct the internal structure of the waste rock pile. The two types of waste rocks used to build the waste rock pile (reactive and non-reactive) have different electrical properties: ilmenite waste rocks are conductive ($\rho_b < 1000 \Omega \cdot m$) while anorthositic waste rocks are resistive ($\rho_b > 5000 \Omega \cdot m$). Both electrical resistivity values and geometry are consequent with the previous geophysical studies carried out in the Lac Tio mine.

Optimized measurement protocols have been defined to allow a high-resolution (temporal and spatial) monitoring of the waste rock pile in Summer 2017. The 3D geoelectrical monitoring of the pile has been carried out for 10 days to reconstruct the electrical resistivity distribution in the pile before, during and after an infiltration event realized with a water truck. The comparison between geoelectrical raw data and point hydrogeological measurements showed that ERT monitoring is an efficient tool to provide volumetric images of the resistivity distribution in the whole pile with a good temporal resolution.

The geoelectrical database measured during the infiltration event has been pre-processed with Matlab codes available on the GitHub hosting platform (<https://github.com/Adrien-Dimech>) and inversion of the data has been carried out with the open-source inversion software E4D. A high-resolution 3D model of the pile has been defined to improve the quality of 3D time-lapse inversions. This 400 000 tetrahedrons mesh includes both external topography and internal

structure of the experimental waste rock pile as well as the precise location of all instrumentation and electrodes buried in the pile. A total of 244 3D images have been inverted using E4D and present the electrical resistivity distribution in the pile over time with a mean RMS error of 2.5 %. These images have been imported in Matlab and 1D, 2D and 3D profiles have been compared to hydrogeological measurements.

This study presents also the methodology developed to provide hydrogeological interpretations from geophysical images. This interpretation has two components; the first one is quantitative and aims at calculating moisture content distribution in 3D over time from geoelectrical images. The second aspect is more qualitative and seeks to propose simplified models of water infiltration in the waste rock pile from geoelectrical images, water quality data and point hydrogeological database.

Laboratory column measurements have been carried out with rock samples from the waste rock pile to assess petrophysical relationships. These relationships like Archie's law establish the link between bulk electrical resistivity, water electrical resistivity and moisture content for specific soils or rocks. The empirical petrophysical relationships obtained have been used to convert 3D distribution of bulk electrical resistivity into 3D distribution of moisture content in the pile over time. A 2D profile of calculated moisture content in the FCL has been compared to point hydrogeological moisture content at the same depth for several dates: before, during and after the infiltration event. Calculated and measured moisture content tendencies are similar and calculated values are consistent with point measurements. However, further work is still necessary to ensure a valid conversion of bulk electrical resistivity into moisture content for the entire waste rock pile. This is mostly due to the uncertainty about water electrical resistivity distribution for the entire pile and the non-validity of laboratory petrophysical relationships for the coarse waste rocks found in the core of the waste rock pile.

Several simplified models describing water infiltration in the pile have been proposed from the analysis of the evolution of water electrical resistivity in the pile over time. These models rely on both electrical resistivity geophysical images and point hydrogeological measurements. Several types of water have been identified in a local model of water infiltration and each type of water is used as a tracer to reconstruct water flows in the pile. A resistive water associated with previous precipitations ($\rho_w \approx 100 \Omega \cdot m$) can be found in the FCL before the infiltration event while the

water found in the reactive waste rocks is more conductive ($\rho_w \approx 20 \Omega \cdot m$). The infiltration event is realized with a highly conductive water coming from the pit of the mine ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$). The fresh conductive water sprinkled on the top of the pile with the water truck replaces the old resistive water in the FCL. This resistive water is pushed downward the FCL and diverted laterally towards the end of the pile. However, a part of this resistive water percolates through the capillary barrier and reaches the waste rocks in the core of the pile (at $x = 35 m$).

At a global scale, resistive water infiltration through the capillary barrier occurs mainly in the downslope end of the pile ($x > 35 m$). This resistive water flow increases dramatically the water electrical resistivity into the reactive waste rock and has been identified as the capillary breakthrough. The global model of water infiltration proposed for the pile is consequent with flow measurements and geochemical analyses of the leachates collected by the lysimeters at the bottom of the pile. These results suggest that the capillary barrier efficiently diverts laterally precipitation water for the upslope part of the experimental waste rock pile.

This study shows the potential of the 3D time-lapse geoelectrical monitoring with buried electrodes to provide additional information that could complement classical hydrogeological point measurements. The images obtained after inversion can be used with specific petrophysical relationships to reconstruct moisture content distribution in 3D over time where no hydrogeological data is available. Moreover, water electrical resistivity can be used as a tracer to follow the path of specific types of water over time in heterogeneous media. These elements can be used with classical hydrogeological and geochemical measurements to refine the understanding of hydrogeological behavior of complex media.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVIII
LISTE DES FIGURES.....	XX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVIII
LISTE DES ANNEXES.....	XXXIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Généralités.....	1
1.2 Objectifs du projet de recherche.....	3
1.3 Contenu du mémoire	5
CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE	7
2.1 Propriétés des haldes à stériles	7
2.1.1 Généralités sur les haldes à stériles	7
2.1.2 Drainage contaminé dans les haldes à stériles	10
2.1.3 Hydrogéologie des haldes à stériles	12
2.2 Géophysique appliquée	20
2.2.1 Méthode d'imagerie de la résistivité électrique	20
2.2.2 Travaux géophysiques antérieurs sur les haldes à stériles	34
2.2.3 Propriétés électriques des stériles de la mine du Lac Tio	37
2.3 Halde à stériles expérimentale.....	44

2.3.1	Contrôle des écoulements en restauration minière.....	44
2.3.2	Caractéristiques de la halde à stérile expérimentale.....	49
2.3.3	Instrumentation de la halde expérimentale.....	50
	CHAPITRE 3 DÉMARCHE DE RECHERCHE	52
3.1	Justification de l'étude	52
3.1.1	Limitations de l'instrumentation hydrogéologique classique	52
3.1.2	Avantages de la méthode géophysique de résistivité électrique	54
3.1.3	Apports de l'imagerie géophysique pour la halde expérimentale	55
3.2	Méthodologie du travail	55
3.2.1	Appropriation du sujet.....	57
3.2.2	Acquisition et traitement des données de résistivité sur le terrain	57
3.2.3	Traitement des données de résistivité.....	58
3.2.4	Analyses hydrogéologiques des résultats	58
3.3	Présentation des articles	59
3.3.1	Article 1 : Instrumentation et imagerie statique de la halde.....	59
3.3.2	Article 2 : Essais en colonne pour imagerie des teneurs en eau.....	59
3.3.3	Article 3 : Résultats finaux et modèles d'écoulement de l'eau	60
	CHAPITRE 4 ARTICLE 1: MONITORING WATER INFILTRATION IN AN EXPERIMENTAL WASTE ROCK PILE WITH TIME-LAPSE ERT AND MULTI-PARAMETER DATA COLLECTION	61
4.1	Abstract	61
4.2	Introduction	62
4.3	Survey site description	63
4.3.1	Geometry and instrumentation of the waste rock pile.....	63
4.3.2	Measurement system	64

4.4	Methodology	65
4.4.1	Identification of ERT protocols.....	65
4.4.2	Acquisition of data	66
4.5	Results	67
4.5.1	Steady state of the pile	67
4.5.2	Future work	68
4.6	Conclusion.....	70
4.7	Acknowledgement.....	70
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: 3D TIME-LAPSE GEOELECTRICAL MONITORING OF MOISTURE CONTENT IN AN EXPERIMENTAL WASTE ROCK PILE: VALIDATION USING HYDROGEOLOGICAL DATA.....		71
5.1	Abstract	71
5.2	Introduction	72
5.3	Experimental site description	73
5.4	Methodology	74
5.4.1	Time-lapse geoelectrical monitoring of the pile	74
5.4.2	Column measurements and petrophysical relationships	75
5.5	Results	77
5.5.1	Petrophysical relationship for each type of rock sample.....	77
5.5.2	3D time-lapse resistivity distribution	78
5.6	Discussion	81
5.7	Conclusion.....	84
5.8	Acknowledgement.....	84
CHAPITRE 6 ARTICLE 3: 3D TIME-LAPSE GEOELECTRICAL MONITORING OF WATER INFILTRATION IN AN EXPERIMENTAL MINE WASTE ROCK PILE.....		85

6.1	Abstract	85
6.2	Introduction	86
6.2.1	Context of the study	86
6.2.2	Pilot scale experimental site	87
6.3	Methodology	89
6.3.1	Experimental pile	89
6.3.2	Geoelectrical monitoring system.....	91
6.3.3	Measurement protocols, 3D modeling and 3D time-lapse inversion	94
6.4	Results	96
6.4.1	Validation of the geoelectrical database.....	96
6.4.2	3D time-lapse distribution of bulk electrical resistivity	98
6.4.3	Evolution of the water electrical resistivity in the pile.....	102
6.5	Discussion	110
6.5.1	Local model of water infiltration in the pile	110
6.5.2	Global model of water infiltration in the pile.....	112
6.5.3	Comparison with leachate monitoring	113
6.6	Conclusion.....	116
6.7	Acknowledgements	117
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE		118
7.1	Développement d'un nouvel outil pour le suivi hydrogéologique	118
7.2	Conversion des images de résistivité en images de teneur en eau	119
7.3	Proposition de modèles conceptuels d'écoulement de l'eau	121
CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		126
8.1	Contributions du travail de recherche	126

8.2	Nécessité d'une analyse de données couplée	128
8.3	Recommandations pour le futur	129
	BIBLIOGRAPHIE	130
	ANNEXES	147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1: Synthèse des prix de l'instrumentation hydrogéologique utilisée pour effectuer le suivi de l'écoulement de l'eau dans la halde à stériles expérimentale de la mine du Lac Tio.	53
Tableau 3-2: Évaluation de la couverture des données pour chaque type de sondes installées dans la halde expérimentale de la mine du Lac Tio de novembre 2015 à septembre 2017.	53
Table 4-1: Inversion of measured data with all electrodes: influence of arrays used. (WS = Wenner-Schlumberger; DD = Dipole-Dipole; EDD = Equatorial Dipole-Dipole; CDDD = Cross-Diagonal Dipole-Dipole and MG = Multi-Gradient)	67
Table 4-2: Inversion of measured data with all arrays: use of bottom, top and bottom-top electrodes.	67
Table 5-1: Some physical properties for the rock samples in the laboratory column	77
Table 6-1 : Evolution of the bulk electrical resistivity measured by GS3 sensors near the bottom of the compacted sand layer at the surface of the pile at $z = 0.7 \text{ m}$ (in the FCL) before and after the infiltration event.	101
Table 6-2: Evolution of the bulk electrical resistivity measured by GS3 sensors near the top of the coarse reactive ilmenite waste rocks at $z = 0.95 \text{ m}$ (just below the interface with the FCL) before and after the infiltration event.....	102
Table 6-3 : Evolution of the water electrical resistivity calculated from GS3 measurements with Eq. (6-4) near the top of the sand layer at the surface of the pile at $z = 0.4 \text{ m}$ (in the FCL) before and after the infiltration event (no data were available for $x = 5 \text{ m}$ and $x = 15 \text{ m}$ at $z = 0.4 \text{ m}$).....	107
Table 6-4 : Evolution of the water electrical resistivity calculated from GS3 sensor measurements with Eq. (6-4) near the top of the coarse reactive ilmenite waste rocks at $z = 0.95 \text{ m}$ (just below the interface with the FCL) before and after the infiltration event.....	108
Table 6-5 : Cumulated water outflow volumes for the six lysimeters 10 days after the infiltration event and corresponding percentages of volume for each lysimeter. Maximum values for each lysimeter are also given.....	114

Table 6-6 : Evolution of water electrical resistivity measured for each lysimeter before and after the infiltration event (Poaty et al., 2018).....	115
--	-----

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Présentation des objectifs du projet de maîtrise : un objectif principal et trois objectifs secondaires	4
Figure 2-1 : a) Vue aérienne de la mine du Lac Tio à ciel ouvert. b) Photographie d'une halde à stériles (halde Petit-Pas) de la mine du Lac Tio (Rio Tinto Fer et Titane, QC).....	7
Figure 2-2 : Photographies de la machinerie lourde utilisée pour construire les haldes à stériles selon la méthode de déversement à la benne (« end-dumping »). Les stériles déposés sont de l'anorthosite grossière (a) et de l'ilménite grossière (b). Adapté de Bussière et al. (2015)....	8
Figure 2-3 : Représentation de la structure interne des haldes à stériles (Aubertin et al., 2005)...10	
Figure 2-4 : Photographie du site minier Manitou près de Val d'Or (QC) contaminé par un drainage minier acide (DMA). Ancien site abandonné aujourd'hui en partie restauré (Ethier et al., 2016).....	11
Figure 2-5 : a) Courbes de rétention d'eau pour des stériles d'ilménite (rouge) et pour un sable (noir) selon le modèle de van Genuchten (1980); b) Fonction de perméabilité calculée à partir du modèle de Mualem (1976) pour le sable et des stériles d'ilménite. Adapté de Peregoedova (2012).	14
Figure 2-6 : Exemple de simulations de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles avec le code SEEP/W développé par GeoSlope Inc. a) Profil de teneur en eau dans la halde à stériles. b) Profil de teneur en eau dans la halde à stériles avec couches inclinées. Adapté de Martin et al. (2004)	17
Figure 2-7 : Simulation de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles avec le code HYDRUS 2D (Simunek et al., 1999, 2007). a) Distribution de teneur en eau dans la halde à stériles après 1 an, 2 ans et 5 ans avec couches horizontales. b) Distribution de teneur en eau dans la halde à stériles après 1 an, 2 ans et 5 ans avec pente. Adapté de Aubertin et al. (2005) et Fala et al. (2005)	18
Figure 2-8 : Simulation 2D de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles avec le code HydroGeoSphere (Therrien et al., 2010). a) Simulation pour un milieu poreux homogène (EPM). b) Simulation pour un milieu fracturé (RFRAC). Adapté de Broda et al. (2013b)...19	

Figure 2-9 : Modélisation hydrogéologique complexe 3D du site contaminé de Manitou à l'aide du logiciel de modélisation HydroGeoSphere (Therrien et al., 2010). Adapté de Ethier et al. (2018).....	19
Figure 2-10 : 6 configurations couramment utilisées pour les mesures géophysique dites « standards ». Les configurations proposées sont Wenner alpha (a), Wenner beta (b), Wenner gamma (c), pôle-pôle (d), dipôle-dipôle (e) et pôle-dipôle (f). Adapté de Loke (2018).....	23
Figure 2-11 : Schéma décrivant l'acquisition de données de résistivité électrique avec un protocole standard Wenner alpha. Divers espacements d'électrodes permettent d'obtenir des mesures de résistivité apparente à différentes profondeurs. Adapté de Loke (2018).	24
Figure 2-12 : Visualisation 2D de la sensibilité de trois configurations. a) Configuration de Wenner alpha, b) configuration dipôle-dipôle et c) configuration de Wenner Schlumberger (Loke, 2018).....	26
Figure 2-13 : Comparaison des résultats de l'imagerie du modèle de résistivité électrique présenté en a) avec plusieurs protocoles de mesures. Résultats de l'imagerie b) avec un protocole standard de Wenner Schlumberger et c) et d) avec des protocoles optimisés (Loke et al., 2015).	27
Figure 2-14 : Processus simplifié de l'acquisition des données en géophysique et de leur inversion pour reconstruire une image du sous-sol. Adapté de Loke (2018).....	28
Figure 2-15 : Modélisation directe et inversion de la réponse d'un modèle simple en 3D; a) Modélisation d'un milieu 3D avec l'aide de RES3DMOD; b) Inversion des données avec RES3DINV (Loke, 2018).....	32
Figure 2-16 : Exemples de résultats d'inversion en 2D avec le code d'éléments finis en maillage triangulaire BERT; a) Inversion 2D avec présence d'une forte topographie, et b) inversion 2D avec ajout de contraintes géologiques extérieures pour régulariser l'inversion (Günther et al., 2017).....	32
Figure 2-17 : Visualisation des capacités de modélisation 3D et d'inversion 3D du logiciel E4D (Johnson et al., 2010). Ces figures proviennent du tutoriel disponible en ligne lors du téléchargement du logiciel open-source développé par le <i>Pacific Northwest National Laboratory</i>	33

Figure 2-18 : a) Localisation de la mine Laronde au Québec et photographie de la halde à stériles imagée par les méthodes géophysique de 2002 à 2006; b) Carte topographique de la halde et emplacement des différents profils de mesure géophysique (adapté d'Anterrieu, 2006).	34
Figure 2-19 : a) Présentation de la halde et de l'emplacement des mesures géophysiques; b) Profils 2D de résistivité électrique réalisés sur la halde de la mine Laronde. Adapté d'Anterrieu (2006).	35
Figure 2-20 : a) Vue détaillée du dispositif d'imagerie de l'écoulement de l'eau dans la pente de la halde imagée par la géophysique; b) Tomographies 2D de la variation de teneur en eau volumique suite à un arrosage de la pente imagées à l'aide de deux mesures électriques (Anterrieu, 2006).	36
Figure 2-21 : Plages de valeurs de résistivité électrique des principaux types de sols, de roches et d'autres matériaux à différents degrés de saturation (Loke, 2018).	38
Figure 2-22 : Caractérisation en laboratoire des propriétés hydrogéologiques et électriques des deux principaux types de stériles générés sur le site de la mine du Lac Tio (Intissar, 2009).	39
Figure 2-23 : a) Profil de degré de saturation de la colonne d'ilménite (vert) et d'anorthosite (rouge) après une période de drainage de 15 jours; b) Variation de la résistivité électrique dans la colonne en fonction du degré de saturation dans les colonnes d'ilménite et d'anorthosite (Intissar, 2009).	41
Figure 2-24 : Comparaison des résistivités électriques mesurées et simulées obtenues pour les colonnes d'anorthosite et d'ilménite en laboratoire et les modèles pétrophysiques a) d'Archie (1942) et b) de Waxman et Smits (1968). D'après Intissar (2009).	42
Figure 2-25 : Principaux résultats des mesures électriques sur la halde Petit Pas à la mine du Lac Tio (Havre-Saint-Pierre); a) Photographie aérienne et emplacement des profils de résistivité électrique sur la Zone I; b) Profils de résistivité de proche surface. Adapté d'Intissar (2009).	43
Figure 2-26 : Recouvrement multicouche idéalisé pour limiter l'écoulement d'eau et les flux d'oxygène dans les stériles et rejets. Proposé par Aubertin et Chapuis (1991).	45
Figure 2-27 : a) Courbes de rétention d'eau pour les stériles d'ilménite (rouge) et pour le sable (noir) trouvées à partir du modèle de van Genuchten (1980); b) Fonctions de perméabilité calculées	

par le modèle de Mualem (1976) pour le sable et les stériles d'ilménite. (Adapté de Peregoedova 2012).....	47
Figure 2-28 : a) Représentation schématique de l'écoulement de l'eau dans une couverture inclinée de silt et de sable placée au-dessus de stériles grossiers. Adapté de Bussière (1999). b) Modèle numérique d'un banc d'une halde avec une CEBC utilisé pour évaluer la capacité de diversion de la couverture avec différents paramètres. (Tiré de Aubertin et al., 2009).....	48
Figure 2-29 : Structure interne d'une halde à stériles dans laquelle on contrôle les écoulements d'eau à l'aide de couches compactées de matériaux fins légèrement inclinées (Aubertin et al., 2013). ..	48
Figure 2-30 : Vue de la halde expérimentale en juin 2017.	49
Figure 2-31 : Sections longitudinale (a) et transversale (b) de la halde à stériles expérimentale montrant la géométrie de la halde, les matériaux la constituant ainsi que l'instrumentation utilisée. ..	51
Figure 3-1: Modèle 3D de la halde expérimentale avec position des électrodes fonctionnelles en noir, mal couplées au sol en rose et défectueuses en rouge.	54
Figure 3-2: Présentation schématique de la méthodologie de l'ensemble du travail de maîtrise. .	56
Figure 3-3: Représentation chronologique de l'organisation du travail. Les couleurs choisies sont cohérentes avec les couleurs de chaque tâche sur la Figure 3-2 Les soumissions d'articles et les conférences données sont représentées en orange.	56
Figure 4-1: Longitudinal cross-section showing the structure, geometry and instrumentation.	64
Figure 4-2: Geophysical equipment set-up in the field. a) Location where ERT monitoring is performed. b) 64 cables connected to the connection boxes and ABEM <i>Terrameter LS</i>	64
Figure 4-3: a) Global view of the experimental waste rock pile, and b) infiltration test using a water truck.....	65
Figure 4-4: 3D protocol sensitivities in the experimental waste rock pile. a) Protocol with top electrodes (96). b) Protocol with bottom electrodes (96). c) Protocol with all electrodes (192).	66

Figure 4-5: 3D triangular mesh of the waste rock pile using coordinates measured in the field; the model represents well the actual geometry of the experimental waste rock pile b).....	68
Figure 4-6: 3D resistivity distribution in the experimental waste rock pile; a) Resistivity values lower than $111 \Omega \cdot m$; b) Resistivity values lower than $238 \Omega \cdot m$; c) Resistivity values between $801 \Omega \cdot m$ and $3520 \Omega \cdot m$ and d) Resistivity values greater than $3520 \Omega \cdot m$	69
Figure 5-1: 2D sections of the experimental pile on the Lac Tio mine showing the internal structure and the instrumentation (hydrogeological and geophysical). Adapted from Dimech et al. (2017).	74
Figure 5-2: a) Photograph of the experimental waste rock pile. b) & c) Transversal and longitudinal views of the pile 3D meshing with 400 000 tetrahedron elements. Internal structure of the pile from survey points is visible. d) Surface topography of the pile meshing is similar to the actual one.	75
Figure 5-3: a) Photograph of the column with 32 electrodes used to assess petrophysical characteristics of waste rock. b) Visualization of the 3D numerical model for the column and 3D resistivity distribution for ilmenite specimen.	76
Figure 5-4: a) Influence of the water electrical resistivity, and b) of the volumetric water content on the global electrical resistivity values for the crushed anorthosite in the column.....	78
Figure 5-5: Time-lapse visualization of the 3D geoelectrical monitoring of the experimental waste rock pile before, during and after the infiltration test (at $t = 0 \text{ h}$). Static resistivity values are consistent with results shown in Dimech et al. (2017).....	79
Figure 5-6: Petrophysical laws describe the relationship between global and water resistivity and volumetric water content for a) anorthosite sample, b) sand sample and c) ilmenite sample.	80
Figure 5-7: Conceptual model of water infiltration in the crushed anorthosite layer ate the top of the experimental waste rock pile. Conductive water (blue: $\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$) sprinkled on the pile replaces resistive water (red: $\rho_w \approx 150 \Omega \cdot m$).	81
Figure 5-8: Reconstruction of the volumetric water content from the 3D time-lapse geoelectrical monitoring and laboratory petrophysical relationship along a longitudinal line in the top crushed anorthositic layer. a) Comparison between calculated VWC values (black line) and	

GS3 probe measurements (blue dots interpolated by dashed blue lines) at three different times before, during and after the infiltration event that occurred on June 7th 2017 at 19:30.....83
Figure 6-1: Internal structure of the pile showing compacted and inclined layers, made from non-reactive waste rocks, diverting water away from the reactive core to limit contaminated drainage generation. Figure adapted from Aubertin et al. (2005) and Aubertin (2013).87
Figure 6-2 : 2D sections of the experimental waste rock pile at the Lac Tio mine showing the internal structure and instrumentation (hydrogeological and geophysical). Not to scale (adapted from Dimech et al. 2017 and Martin et al., 2017).90
Figure 6-3 : Electrical Resistivity Tomography principle: imaging the subsurface electrical resistivity distribution. The measured database is inverted to reconstruct a possible distribution of electrical resistivity. Adapted from Loke (2004).91
Figure 6-4 : a) 3D view of the geometry of the experimental waste rock pile with electrode positions. Black dots correspond to operational electrodes (175 / 192) while pink and red dots indicate dysfunctional electrodes (17 / 192). b) Acquisition system designed for the geoelectrical monitoring of the waste rock pile.93
Figure 6-5 : Comparison of geoelectrical sensitivities between a standard protocol used in Fall 2016 (a) and an optimized protocol used in Summer 2017 (b). The iso-sensitivity surfaces show areas where geophysical monitoring should have a satisfying resolution, and where the reconstruction of resistivity distribution after inversion is assumed to be the most reliable. 94
Figure 6-6 : Photograph of the experimental waste rock pile (a) and views of the 3D numerical model: (b) & (c) transversal and longitudinal sections and (d) 3D rendering of the external geometry of the experimental waste rock pile.95
Figure 6-7 : Electrical resistivity measurements from GS3 probes (blue lines) and apparent resistivity values measured by geoelectrical monitoring (red dots) at different locations in the pile, in the top sand layer ($z = 0.4 \text{ m}$) and at the base of the coarse anorthosite and ilmenite waste rocks. Top-right graphs represent 3D views of specific quadrupole sensitivities that delimit the investigated volume in the waste rock pile. The GS3 probes selected for comparative purposes are close to these investigation volumes (indicated by blue dots).97

Figure 6-8 : 3D distribution of the electrical resistivity in the experimental waste rock pile before (6 th of June 2017) and after (9 th of June 2017) the infiltration test. The results are presented for 2D sections of the pile (longitudinal and transversal) extracted from the 3D time-lapse distribution of resistivity.	99
Figure 6-9 : 1D vertical profiles of bulk electrical resistivity extracted from the 3D time-lapse images of the experimental waste rock pile. Black lines show resistivity vertical distribution before the infiltration event while blue and cyan lines show respectively resistivity distribution during and after infiltration. Dotted blue lines indicate GS3 sensor elevations (represented with blue stars).	100
Figure 6-10 : Evolution of the bulk electrical resistivity, volumetric water content and temperature in the top sand layer (FCL) at $x = 35\text{ m}$ ($z = 0.4\text{ m}$) as measured by a GS3 probe before, during and after the infiltration event.....	103
Figure 6-11 : Variation of the bulk electrical resistivity and water electrical resistivity near the top of the pile measured by GS3 probes at $x = 35\text{ m}$. Water electrical resistivity have been calculated as previously described (see text). Black dotted lines correspond to the dates of the images shown in Figure 6-8 while blue dotted lines indicate the date of the infiltration event. The diagram on the left displays sensor locations and the type of medium in a vertical cross-section of the pile for $z < 1.3\text{ m}$	106
Figure 6-12 : Variation of water electrical resistivity over time after the infiltration event for several positions in the coarse waste rocks. Water electrical resistivity increased drastically downslope after infiltration (due to some percolation). Positions of GS3 probes are presented with colored dots on a 2D cross-section of the pile.	109
Figure 6-13 : Conceptual model of water infiltration in the upper part of the experimental waste rock pile. Red water and arrows: electrical resistivity of $100\text{ }\Omega\cdot\text{m}$ ($EC \approx 100\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$); orange: $50\text{ }\Omega\cdot\text{m}$ ($EC \approx 200\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$); blue: $20\text{ }\Omega\cdot\text{m}$ ($EC \approx 500\text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$). Different types of water flows are identified: I. Macropores flow occurring in the waste rocks; II. Vertical matrix flow with fresh conductive water replacing old resistive water; III. Horizontal matrix flow with fresh water and IV. Vertical matrix flow of resistive water in the waste rocks below the FCL.....	111

Figure 6-14 : Global conceptual model of water infiltration in the experimental waste rock pile. Three types of water with specific electrical resistivity values are identified (blue, orange and red). After the infiltration event, fresh conductive water (in blue) has replaced old resistive water (in red) in the FCL. This water is diverted laterally by the capillary barrier effect and percolates downslope, predominantly in the non-reactive coarse anorthosite waste rocks where a breakthrough occurs. The black dotted rectangle represents areas shown in Figure 6-13.....	113
Figure 6-15 : Monitoring of the leachate after the infiltration event on the experimental waste rock pile. a) Evolution of the cumulated outflow volumes over time for the six lysimeters. b) Evolution of the leachate flows in L/h over time for the six lysimeters. These results are presented with more details in Dubuc et al. (2017) and Dubuc (2018).	115
Figure 7-1: Modèle d'infiltration local dans la halde à stériles expérimentale au milieu de la halde et en surface (profondeur < 1.3 m).....	123
Figure 7-2: Modèle d'infiltration global dans la halde à stériles expérimentale. État simplifié de la halde 1 jour après l'essai d'infiltration.....	124
Figure 8-1: Synthèse des avantages et limites des méthodes géophysique et hydrogéologique..	128

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

1D	Une dimension (variation en z)
2D	Deux dimensions (variations en x et z)
3D	Trois dimensions (variations en x, y et z)
4D	Quatre dimensions (variations en x, y, z et t)
ABEM	Manufacturier de l'appareil de mesure <i>Terrameter LS</i>
AEV	<i>Air entry value</i> (Pression d'entrée d'air)
BERT	<i>Boundless Electrical Resistivity Tomography</i> : logiciel d'inversion électrique 3D (Günther et al., 2017)
CCE	Couche de contrôle des écoulements
CCBE	<i>Cover with capillary barrier effect</i> (Couverture avec effet de barrière capillaire)
CEBC	Couverture avec effet de barrière capillaire
CDDD	<i>Cross-Diagonal Dipole-Dipole</i> (protocole de mesure géophysique)
COMSOL	Logiciel de modélisation multi-physique 3D
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
DD	<i>Dipole Dipole</i> (protocole de mesure géophysique)
DDL	<i>Down dip limit</i> (Limite de déviation pour une CEBC)
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
DTS	<i>Distributed temperature sensing</i> (mesure de température distribuée)
E4D	Logiciel d'inversion électrique 3D (Johnson, 2014)
EDD	<i>Equatorial Dipole Dipole</i> (protocole de mesure géophysique)
EPM	<i>Equivalent porous media</i> (Milieu poreux homogène)

ES1064C	Boitier de connexion multi-électrodes développé par ABEM
ERT	<i>Electrical resistivity tomography</i> (tomographie de résistivité électrique)
FCL	<i>Flow control layer</i> (Couche de contrôle des écoulements)
FRAC-3D-VS	Logiciel de modélisation hydrogéologique (Therrien et Sudicki, 1996; Therrien et al., 2010), maintenant appelé HydroGeoSphere
GELMON	Conférence de géophysique en Autriche
GitHub	Plateforme d'hébergement de codes en ligne
GS3	Sonde de mesure de teneur en eau (Decagon, 2016)
HYDRUS-2D	Logiciel de modélisation hydrogéologique (Simunek et al., 1999, 2007)
KC	Kozeny-Carman
KCM	Kozeny-Carman modifié
MG	<i>Multi-Gradient</i> (protocole de mesure géophysique)
MK	Kovács modifié
MPS-2	Sonde de mesure de succion (Decagon, 2017)
NSERC	<i>The Natural Sciences and Engineering Research Council</i> : (CRSNG : Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada)
QC	Québec, Canada
REMM	Règlement sur les effluents des mines de métaux
RES2DINV	Logiciel d'inversion électrique 2D (Loke, 2002b)
RES2DMOD	Logiciel de modélisation électrique 2D (Loke, 2002a)
RES3DINV	Logiciel d'inversion électrique 3D (Loke, 2007)
RES3DMOD	Logiciel de modélisation électrique 3D (Loke, 2005)
RFRAC	<i>Random fracture approach</i> (Graf and Therrien 2007)
RMS	<i>Root mean square</i> (erreur moyenne quadratique)
RTFT	Rio Tinto Fer et Titane

SAGEEP	<i>Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems</i> (Conférence de géophysique aux États-Unis)
SAS4000	Résistivimètre développé par ABEM
SEEP/W	Logiciel de modélisation hydrogéologique (GeoSlope Inc., 2007, 2016)
<i>Terrameter LS</i>	Résistivimètre développé par ABEM
VWC	<i>Volumetric water content</i> (teneur en eau volumique)
WEV	<i>Water entry value</i> (Pression résiduelle)
WS	<i>Wenner Schlumberger</i> (protocole de mesure géophysique)

<i>Al</i>	Aluminium
<i>As</i>	Arsenic
<i>Co</i>	Cobalt
<i>Cu</i>	Cuivre
<i>Cd</i>	Cadmium
<i>Fe</i>	Fer
<i>Fe²⁺</i>	Fer ferreux
<i>Fe³⁺</i>	Fer ferrique
<i>Fe(OH)₃</i>	Hydroxyde de fer
<i>FeS₂</i>	Pyrite
<i>H⁺</i>	Proton d'hydrogène
<i>H₂O</i>	Eau
<i>H₂SO₄</i>	Acide sulfurique
<i>Mg</i>	Magnésium
<i>Ni</i>	Nickel

O_2	Dioxygène
Pb	Plomb
Sb	Antimoine
SO_4^{2-}	Ion sulfate
Zn	Zinc
A	Aire de la section transversale à la direction de l'écoulement en m^2
δ	Fonction de Dirac
$\Delta H/L$	Gradient hydraulique (sans dimension)
$\Delta \Phi$	Différence de potentiel électrique en V
$dist(C1, P1)$	Opérateur distance entre les électrodes $C1$ et $P1$
E	Fonction objectif pour l'inversion des données électriques
$F_{3D}(x, y, z)$	Dérivée de Fréchet (ou dérivée conditionnelle) en 3D
k	Facteur géométrique d'une configuration de quatre électrodes en m
k_{sat}	Conductivité hydraulique en milieu saturé en m/s
N	Nombre d'électrodes
Φ	Potentiel électrique en V
ϕ	Porosité en %
ψ	Succion du milieu en kPa
ψ_a	Pression d'entrée d'air en kPa (AEV en anglais)
ψ_r	Pression résiduelle en kPa (WEV en anglais)
Q	Débit en m^3/s
R	Résistance en Ω
ρ_b	Résistivité électrique du sol en $\Omega \cdot m$

ρ_w	Résistivité électrique de l'eau en $\Omega \cdot m$
σ_b	Conductivité électrique du milieu en S/m
σ_w	Conductivité électrique de l'eau en S/m
S_r	Degré de saturation en %
θ	Teneur en eau volumique en %
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle en %
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation en %
u_a	Pression d'air en kPa
u_w	Pression d'eau en kPa
$\vec{\nabla}(\cdot)$	Opérateur gradient
$\nabla(\cdot)$	Opérateur divergent
\vec{d}	Vecteur des données mesurées de taille m
$\overrightarrow{\Delta \mathbf{m}_k}$	Vecteur des variations des paramètres du modèle à l'itération k
\vec{E}	Vecteur de l'intensité du champ électrique en V/m
$\bar{\bar{F}}$	Matrice de lissage spatial
\vec{J}	Vecteur densité de courant en A/m^2
\bar{J}	Matrice Jacobienne de taille m par n
$\overrightarrow{\mathbf{m}_k}$	Vecteur des paramètres du modèle à l'itération k
\vec{r}	Vecteur de différence entre les données observées et simulées de taille m
\vec{y}	Vecteur des données synthétiques de taille m

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Poster présenté à GELMON (nov. 2015).....147

Annexe B – Poster présenté à GELMON (nov. 2017).....148

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Généralités

L'activité minière représente une part importante de l'activité économique du Québec avec près d'une trentaine de sites en activité en 2015, aussi bien pour les mines à ciel ouvert que souterraines (Gouvernement du Québec, 2016). De grandes quantités de rejets sont générées pour atteindre les zones présentant une minéralisation économique et lors du processus de traitement. Les résidus miniers sont des roches broyées issues des processus de traitement du minerai. Les stériles miniers sont des roches présentant une trop faible minéralisation pour que leur traitement soit rentable (Gouvernement du Québec, 2017). Ces roches sont extraites du sous-sol par dynamitage et sont stockées sous la forme de haldes à stériles, qui peuvent avoir des grandes dimensions (100 m).

Les résidus et stériles miniers, sont à l'origine de problématiques environnementales majeures, aussi bien géotechniques que géochimiques. Les digues qui entourent les parcs à résidus sont des ouvrages soumis à des contraintes géotechniques considérables, et dont la rupture peut entraîner de graves conséquences (mortalité et déversements des résidus dans l'environnement). Les haldes à stériles sont des ouvrages présentant à la fois des risques géotechniques du fait de leurs dimensions importantes, et des risques géochimiques liés à l'oxydation de certains minéraux au contact de l'air et de l'eau. Deux types de contamination géochimique sont observés au Québec, le drainage minier acide (DMA) et le drainage neutre contaminé (DNC). Le DMA est un écoulement d'eau acide qui contient les métaux dissous provenant de l'oxydation naturelle des minéraux sulfurés présents dans les roches (principalement la pyrite et la pyrrhotite) au contact de l'eau et de l'air. Le DNC est un écoulement d'eau à pH quasi-neutre contenant des métaux dissous dont les concentrations sont supérieures aux normes environnementales applicables (Gouvernement du Québec, 2017).

Les haldes à stériles de la mine du Lac Tio, exploitée par la compagnie minière Rio Tinto Fer et Titane, génèrent occasionnellement du DNC. Cette mine située à 43 km au Nord de Havre-Saint-Pierre, sur la Côte-Nord au Québec, est le plus important gisement d'hémo-ilménite massive du monde. Les métaux produits par les activités de la mine sont principalement du fer et du titane. Deux types de roches stériles sont générées, de l'anorthosite et de l'ilménite présentant une minéralisation inférieure à 76 % (WSP, 2014). Contrairement à l'anorthosite, l'ilménite contient des sulfures (principalement de la pyrite et de la pyrrhotite) qui sont susceptibles de s'oxyder sous

l'action de l'air et de l'eau dans les haldes à stériles. Il arrive ainsi que les concentrations en nickel dans les eaux de lixiviation en sortie des haldes à stériles soient supérieures aux normes environnementales (Bussière et al., 2015). Un traitement de l'eau est dans ce cas effectué par les opérateurs de la mine pour diminuer la concentration en nickel.

Plusieurs solutions pour limiter la génération de DMA et de DNC sont appliquées au Québec depuis une vingtaine d'années sur des sites abandonnés en restauration et sur des sites en exploitation (MEND, 2004). Une des méthodes les plus prometteuses consiste à contrôler l'écoulement des eaux dans les haldes à stériles dans le but de limiter l'infiltration de l'eau dans le cœur réactif des haldes à stériles. Une couche de contrôle des écoulements (CCE) constituée de matériaux fins et compactés, légèrement inclinée, peut être disposée au-dessus des stériles afin de créer une barrière capillaire (Aubertin et al., 2002b, 2013; Aubertin, 2013). Les matériaux de la couverture ont une meilleure capacité de rétention de l'eau que les stériles et la pente peut favoriser l'écoulement latéral de l'eau. Ce comportement hydrogéologique permettant de limiter l'infiltration de l'eau dans les haldes a été validé par des modélisations numériques et par des modèles réduits en laboratoire (Bussière, 1999; Fala et al., 2002, 2005 et 2006; Broda et al., 2013b, 2014; Aubertin, 2013).

Une halde à stérile expérimentale instrumentée avec une couche de contrôle des écoulements (CEBC) a été construite sur le site de la mine du Lac Tio afin d'évaluer à l'échelle pilote et sous des conditions réelles le comportement d'une CCE. Une CCE composée de sable a été disposée au sommet de la halde expérimentale de 60 mètres de long, de 10 mètres de large au sommet et de 7 mètres de haut. Cette CCE est recouverte par une couche de protection constituée de stérile d'anorthosite concassée. La surface de la halde présente une pente de 5 % dans l'axe de la halde afin de dévier l'eau vers l'extrémité plus basse de la halde, composée de stérile d'anorthosite. Cette CCE a pour objectif de limiter l'infiltration de l'eau dans le cœur de la halde, composé de stérile d'ilménite. Néanmoins, le comportement hydrogéologique d'une telle halde reste très difficile à caractériser du fait du grand degré d'hétérogénéité des stériles. Une haute densité d'instrumentation hydrogéologique a été positionnée dans la halde pour suivre l'écoulement de l'eau et comprendre le comportement de la halde et de la CCE (Bussière et al., 2015; Martin et al., 2017).

Une instrumentation hydrogéologique constituée de sondes de teneur en eau, de sondes de succion ainsi que de tensiomètres a été mise en place près de la surface de la halde, au-dessus et en dessous de la barrière capillaire ainsi qu'à la base de la halde (Martin et al., 2017; Dubuc et al., 2017). Des

lysimètres ont été installés à la base de la halde afin de récupérer les eaux d'infiltration et de permettre une mesure des débits de sortie ainsi que des mesures géochimiques de la qualité des lixiviats (Dubuc et al., 2017; Poaty et al., 2018). Une instrumentation géophysique a aussi été disposée près de la surface et à la base de la halde pour compléter les mesures ponctuelles de l'instrumentation hydrogéologique. Ainsi, près de 1000 mètres de câble en fibre optique DTS (*Distributed Temperature Sensing*) a été enterré afin de permettre une mesure indirecte de la teneur en eau au voisinage de l'interface entre la CCE et les stériles ainsi que à la base de la halde sous les stériles (Broda et al., 2013a; Wu et al., 2017). Enfin, 192 électrodes ont été disposées dans la CCE et dans les stériles afin d'effectuer un suivi temporel de la résistivité électrique du sol, et d'en déduire des informations pertinentes relatives à l'écoulement de l'eau dans la halde à stériles.

1.2 Objectifs du projet de recherche

Il est nécessaire de comprendre le comportement hydrogéologique complexe de la halde à stérile expérimentale pour pouvoir espérer appliquer cette méthode de construction et de restauration minière à grande échelle sur les sites du Québec et ailleurs dans le monde. Les informations obtenues lors du suivi de la halde serviront de données pour aider à calibrer et à valider les modélisations numériques afin d'optimiser la conception des futures CCE. L'objectif de ce projet de recherche est d'apporter des informations quantitatives et qualitatives pour décrire l'écoulement de l'eau dans la halde à stérile expérimentale en utilisant les électrodes enterrées dans celle-ci.

De façon plus spécifique, le projet a été décomposé en objectifs principal et secondaires comme le décrit la Figure 1-1. L'objectif principal du projet est d'effectuer l'imagerie hydrogéophysique 4D de l'écoulement de l'eau dans une halde à stérile expérimentale. Le terme 4D sert à désigner un suivi en 3D et dans le temps pour pouvoir représenter l'écoulement de l'eau dans la halde. Pour répondre à cet objectif, trois objectifs secondaires ont été définis : la première étape du projet avait pour objectif de développer une instrumentation spécifique, des outils et protocoles de mesure, et de définir dans Matlab un modèle numérique 3D de la halde expérimentale (externe et interne) afin de permettre d'obtenir l'imagerie 4D de l'écoulement de l'eau.

Le second objectif secondaire consistait à réaliser l'imagerie 4D de résistivité électrique lors du suivi de plusieurs essais d'infiltration à grande échelle. Cette imagerie de l'écoulement de l'eau a été réalisée pour quatre essais d'infiltration à grande échelle sur un total de 10 semaines de travaux

de terrain à Havre Saint Pierre. Les données ont été inversées en 4D afin de reconstruire la distribution de la résistivité électrique dans la halde en 1D, 2D, 3D et 4D, qui a été ensuite importée dans une base de données Matlab.

Pour finir, ces données ont été traitées afin de proposer une interprétation hydrogéologique des mesures de résistivité. La première étape pour traduire les mesures de résistivité électrique en teneur en eau était d'étudier les propriétés hydrogéophysique des matériaux de la halde expérimentale à l'aide de mesures en colonne au laboratoire. Par la suite, les données hydrogéologiques pertinentes pour l'analyse des données de résistivité ont été assemblées et traitées dans une base de données Matlab. Enfin, deux modèles conceptuels de l'écoulement de l'eau (modèle local et modèle global) ont été proposés à partir des observations et des imageries obtenues. Ces modèles conceptuels ont été comparés aux données obtenues par les autres acteurs du projet en hydrogéologie et en géochimie notamment (Bréard-Lanoix, 2017; Bréard-Lanoix et al., 2017; Dubuc et al., 2017; Dubuc, 2018; Martin et al., 2017; Wu et al., 2017; Poaty et al., 2018).

Objectif principal : Imagerie hydrogéophysique 4D de l'écoulement de l'eau dans une halde à stérile
Objectif secondaire #1 : Permettre l'imagerie 4D de l'écoulement de l'eau dans la halde à stériles <ul style="list-style-type: none"> - Instrumentation du site et développement des appareils de mesure - Définition de protocoles de mesure optimisés pour les 192 électrodes - Modèle Numérique de Terrain 3D pour la halde (interne et externe)
Objectif secondaire #2 : Réaliser l'imagerie 4D de résistivité électrique en suivi d'un essai d'infiltration <ul style="list-style-type: none"> - Mesures de résistivité en time-lapse sur le terrain (total de 10 semaines) - Inversion 4D des données de résistivité avec modèle 3D de la halde - Visualisation 1D, 2D, 3D et 4D des images de résistivité de la halde
Objectif secondaire #3 : Proposer une interprétation hydrogéologique des mesures de résistivité <ul style="list-style-type: none"> - Récupération, concaténation et traitement des données hydrogéologiques - Mesures en colonne avec échantillons de la halde (propriétés hydrogéophysique) - Proposition d'un modèle d'écoulement de l'eau simplifié dans la halde à stériles

Figure 1-1: Présentation des objectifs du projet de maîtrise : un objectif principal et trois objectifs secondaires.

1.3 Contenu du mémoire

La partie suivante décrit le contenu de chacun des huit chapitres qui composent ce mémoire de maîtrise:

- Chapitre I : l'introduction du mémoire présente les grandes lignes du projet de maîtrise, en décrivant le cadre général ainsi que les objectifs du projet ainsi que le contenu du mémoire pour en faciliter la lecture.
- Chapitre II : la revue critique de la littérature permet au lecteur de présenter un état actuel des connaissances et des progrès techniques récents pour les différents domaines étudiés dans le cadre du projet de maîtrise. La revue de littérature porte sur les haldes à stériles et sur l'imagerie géophysique de résistivité électrique, et elle décrit aussi la halde à stérile expérimentale construite sur le site de la mine du Lac Tio.
- Chapitre III : la démarche de recherche justifie la pertinence de cette étude et décrit la méthodologie suivie pour l'ensemble des activités de recherche. Ce chapitre inclus aussi une présentation des articles constituant le corps du mémoire, et explique en quoi ces articles sont pertinents pour ce présent travail de recherche.
- Chapitre IV : l'article 1 intitulé « *Monitoring water infiltration in an experimental waste rock pile with time-lapse ERT and multi-parameter data collection* » publié en mars 2017 pour la conférence SAGEEP (*Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems*). Cet article présente les résultats de la seconde période de mesures sur le terrain en septembre 2016 et fournit une description du site ainsi que des protocoles de mesure utilisés pour effectuer l'imagerie statique de la résistivité électrique en 3D dans la halde à stériles.
- Chapitre V : l'article 2 intitulé « *3D time-lapse geoelectrical monitoring of moisture content in an experimental waste rock pile: validation using hydrogeological data* » publié en mars 2018 pour la conférence SAGEEP (*Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems*). Cet article présente une partie des résultats des mesures effectuées en juin 2017 et détaille plus spécifiquement la méthodologie suivie et les résultats des mesures en colonnes effectuées au laboratoire en automne 2017. Des images de teneur en eau obtenues à l'aide de l'imagerie de résistivité électrique sont

comparées aux mesures ponctuelles réalisées avec l'instrumentation hydrogéologique classique.

- Chapitre VI : l'article 3 intitulé « *3D time-lapse geoelectrical monitoring of water infiltration in an experimental waste rock pile* » soumis à la revue *Vadose Zone Journal* en mai 2018 présente l'ensemble des résultats des mesures de terrain réalisées en juin 2017 et propose des modèles conceptuels de l'écoulement de l'eau dans la halde à stériles expérimentale. Ces modèles conceptuels issus de l'analyse des données de résistivité électrique sont confrontés aux mesures hydrogéologiques ponctuelles et globales, ainsi qu'aux propriétés géochimiques de l'eau obtenues à la même période sur le site.
- Chapitre VII : la discussion générale propose une analyse globale des résultats du projet de maîtrise recherche, de leurs implications et de leurs limitations. Les principaux résultats de la maîtrise y sont rappelés et reliés aux informations tirées de la littérature.
- Chapitre VIII : la partie conclusion et recommandations inclus une synthèse des contributions du projet de maîtrise recherche par rapport à la problématique générale de l'hydrogéologie en environnement minier. Des recommandations sont également formulées pour faciliter l'intégration de la méthodologie suivie à de nouveaux projets de recherche.

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Propriétés des haldes à stériles

2.1.1 Généralités sur les haldes à stériles

Le processus d'extraction du minerai dans une mine à ciel ouvert génère de grandes quantités de roches stériles. On appelle roche stérile toute roche qui ne présente pas ou peu de minéralisation, en tout cas pas assez pour être intéressante économiquement. Ces roches stériles sont stockées sous la forme d'amas ou haldes à stériles qui peuvent atteindre des dimensions considérables. Certaines haldes à stériles atteignent en effet jusqu'à 300 mètres de hauteur et peuvent contenir plus de 500 millions de mètres cubes de roches (McCarter, 1990; Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002b; McLemore et al., 2009). Les haldes à stériles sont constituées de matériaux anguleux et présentant une granulométrie grossière très étalée. Les stériles étant extraits par dynamitage, il est possible de trouver des tailles de gains s'étalant du micromètre au mètre (Martin, 2003; Fala et al., 2005). Ces propriétés des stériles font des haldes des structures très hétérogènes. La Figure 2-1 présente une vue aérienne de la mine à ciel ouvert du Lac Tio à Havre-Saint-Pierre (RioTinto Fer et Titane, QC). Comme on peut observer, les haldes à stériles s'étendent sur tout le pourtour de la fosse et peuvent présenter des dimensions considérables (supérieures à 100 m de hauteur) (WSP, 2014).

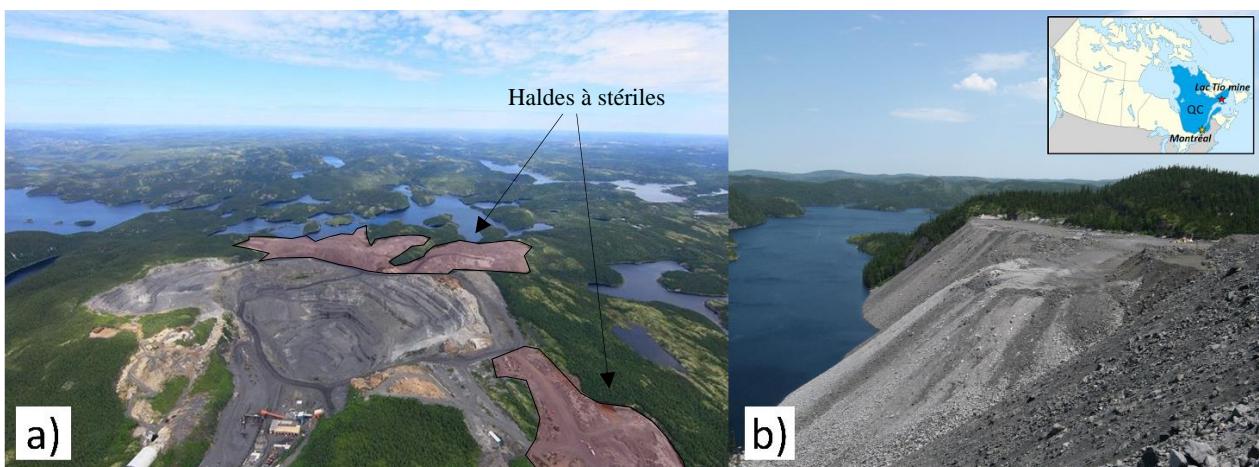


Figure 2-1 : a) Vue aérienne de la mine du Lac Tio à ciel ouvert. b) Photographie d'une halde à stériles (halde Petit-Pas) de la mine du Lac Tio (Rio Tinto Fer et Titane, QC).

2.1.1.2 Méthodes de construction des haldes à stériles

Il existe plusieurs modes de construction des haldes à stériles et chacun de ces modes a une influence sur les caractéristiques internes des haldes à stériles (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002a, 2002b, 2008; Fala, 2002, 2008; Martin, 2003). Les quatre principales méthodes de construction des haldes sont : la méthode de déversement à la benne (« *end-dumping* »), la méthode de déversement avec épandage au butoir (« *push-dumping* »), la méthode de déversement à la benne avec régalage (« *free-dumping* ») et la méthode de déversement avec une pelle à benne trainante (« *drag-line* »). Ces méthodes peuvent être utilisées dans divers contextes de déposition des stériles, et le choix de la méthode dépend d'éléments variés comme la topographie du site, la nature des stériles ainsi que l'équipement disponible sur le site de la mine.

Les trois premières méthodes de déposition sont utilisées sur le site de la mine du Lac Tio, et ont une influence considérable sur la structure interne des haldes (Bréard-Lanoix, 2017). La méthode de déversement à la benne montrée en exemple sur la Figure 2-2 est la méthode produisant la plus grande ségrégation des stériles par granoclassement. En effet, quand le camion déverse les stériles en inclinant la benne le long de la crête de la halde, la taille des stériles affecte leur trajectoire : les particules fines s'accumulent près de la surface tandis que les blocs et particules grossières ont tendance à s'accumuler le long de pentes de la halde ou au pied des haldes (jusqu'à 75% des particules les plus grossières atteignent le pied des haldes avec cette méthode (Morin et al., 1991)).

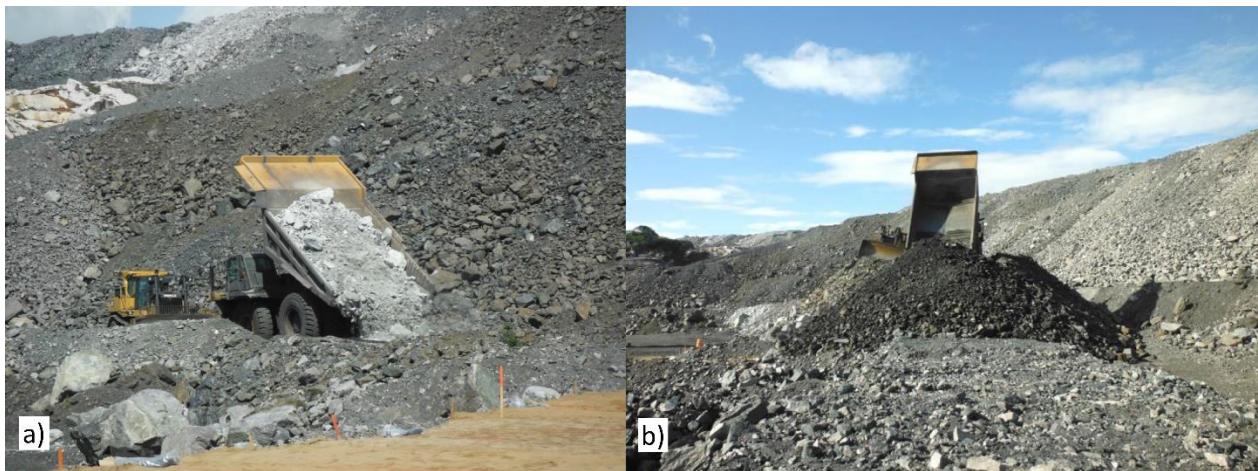


Figure 2-2 : Photographies de la machinerie lourde utilisée pour construire les haldes à stériles selon la méthode de déversement à la benne (« *end-dumping* »). Les stériles déposés sont de l'anorthosite grossière (a) et de l'ilménite grossière (b). Adapté de Bussière et al. (2015).

La méthode de déversement avec épandage au butoir est appliquée à l'aide de deux types de machinerie: le camion déverse les stériles proche de la crête de la halde dans un premier temps et un bélier mécanique pousse dans un second temps les stériles du haut de la pente. Cette méthode de déversement produit une plus faible ségrégation particulière du fait de la moins grande vitesse de déposition des stériles en comparaison avec la méthode de déversement à la benne (Fala, 2002).

Pour finir, la méthode de déversement à la benne avec régalage consiste à déposer les stériles en tas à la surface de la halde pour ensuite niveler et compacter les stériles en surfaces planes. Les portions de haldes à stériles construites selon cette méthode ne présentent donc pas une grande ségrégation. En revanche, les stériles sont considérablement plus compactés que pour les deux précédentes méthodes (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002b; Fala, 2002).

2.1.1.3 Modèle de structure interne des haldes à stériles

Plusieurs modèles conceptuels de la structure interne des haldes à stériles ont été proposés. Un tel modèle est représenté schématiquement sur la Figure 2-3 (d'après Aubertin et al., 2002a, 2005; Anterrieu et al., 2010). On distingue sur ce schéma l'alternance de couches subhorizontales de stériles grossiers entrecoupées par des couches de matériaux plus fins et plus denses. Ces couches compactées sont le résultat du passage répété de la machinerie lourde à la surface de la halde lors de la construction (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002a ; Fala, 2002; Azam et al., 2007).

La déposition des stériles selon un déversement à la benne ou au butoir engendre la ségrégation granulométrique sur la pente de chacun des deux bancs de halde sur la Figure 2-3 avec les plus gros blocs de stériles localisés au pied de la halde. Par ailleurs, une stratification oblique est également représentée : en effet, les particules les plus petites ont tendance à se déposer sur les flancs de la halde lors de la déposition des stériles, ce qui engendre des couches de matériaux plus fins (Aubertin et al., 2002a; Martin, 2003).

La structure interne des haldes à stériles a une grande importance puisqu'elle conditionne le comportement géotechnique, hydrogéologique et géochimique des haldes. Du point de vue hydrogéologique et géochimique plus particulièrement, les grandes dimensions des haldes et leurs propriétés atypiques en font des ouvrages sensibles, pour lesquels il est important d'avoir des outils de modélisation et de prédiction (Aubertin et al., 2002a).

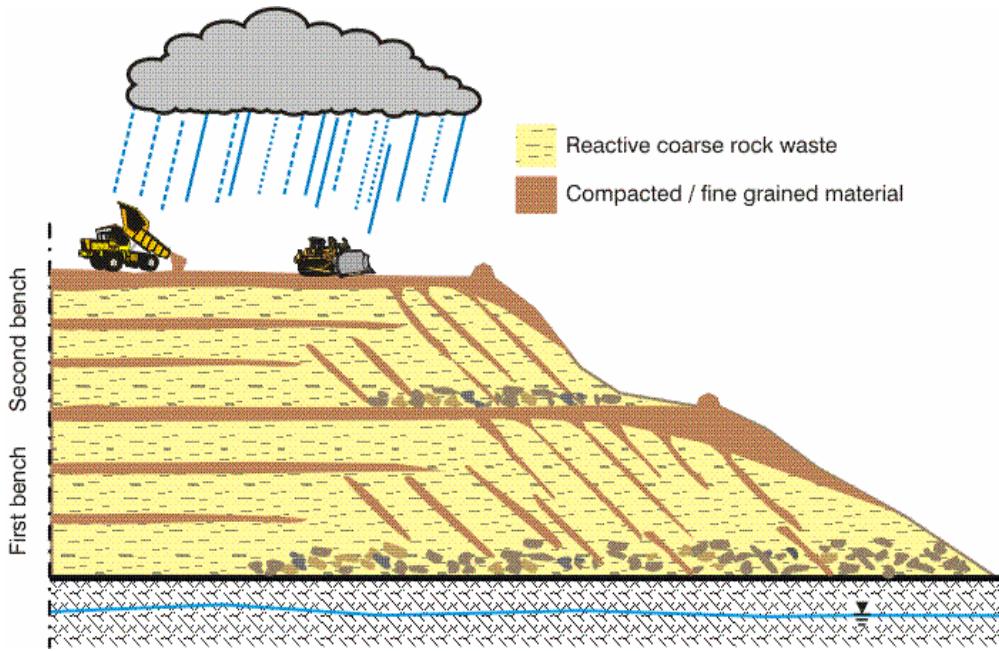


Figure 2-3 : Représentation de la structure interne des haldes à stériles (Aubertin et al., 2005).

2.1.2 Drainage contaminé dans les haldes à stériles

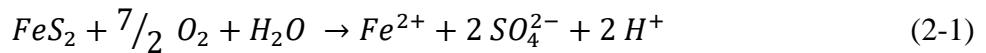
Les roches stériles ne sont pas suffisamment minéralisées pour être économiquement intéressantes mais elles peuvent contenir des minéraux réactifs comme c'est le cas pour la mine du Lac Tio (RTFT). Les stériles présents sur le site sont de deux types : de l'ilménite faiblement minéralisée contenant un peu de sulfures (< 76 % de minéralisation) et de l'anorthosite ne contenant que très peu de sulfures (WSP, 2014). Quand les eaux de précipitation s'infiltrent au cœur des haldes à stériles, elles peuvent entrer en contact avec les sulfures (principalement de la pyrite et de la pyrrhotite) contenus dans les roches stériles. Le flux d'air dans les stériles oxyde les sulfures et génère la production d'acide sulfurique (Singer et Stumm, 1970; Kleinmann et al., 1981; Aubertin et al., 2002a; Bussière et al., 2005; Plante, 2010).

Cette production d'acide sulfurique peut avoir des conséquences désastreuses pour l'environnement si les eaux de drainage minier ne sont pas traitées (eaux s'exfiltrant des haldes à stériles). En effet, la production d'acide sulfurique abaisse le pH des eaux dans les haldes et augmente la solubilité des métaux. On parle d'une problématique de drainage minier acide (DMA) dans le cas où les eaux s'exfiltrant des haldes ont un pH faible (inférieur à 3.5) et hautes concentrations en métaux (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb, Co, Ni, As, etc.) et en sulfates (Aubertin et al., 2002a). La Figure 2-4 est un exemple des conséquences désastreuses que peut avoir le DMA.

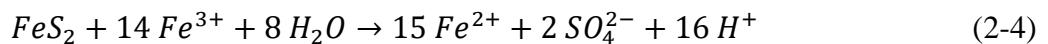
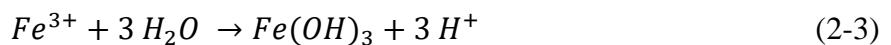
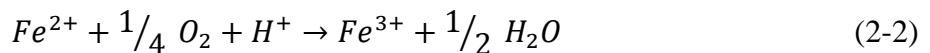


Figure 2-4 : Photographie du site minier Manitou près de Val d'Or (QC) contaminé par un drainage minier acide (DMA). Ancien site abandonné aujourd’hui en partie restauré (Ethier et al., 2016).

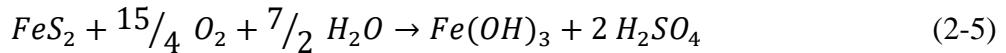
La production de DMA peut être due à plusieurs sulfures mais la pyrite (FeS_2) est souvent utilisée pour décrire les réactions chimiques qui se produisent puisque c'est le sulfure le plus abondant au Québec. L'oxydation de la pyrite peut être directe ou indirecte (Plante, 2010). L'oxydation directe (2-1) de la pyrite se produit quand de l'eau et de l'air entrent en contact avec le sulfure :



Cette oxydation libère des ions H^+ qui entraînent une diminution du pH. Cette acidification peut déclencher une réaction secondaire (2-2) entre le fer ferreux (Fe^{2+}) et l'oxygène. Cette réaction produit du fer ferrique (Fe^{3+}) qui peut se précipiter (2-3) sous la forme d'un hydroxyde de fer ($Fe(OH)_3$) en libérant davantage d'ions H^+ . À faible pH (< 3.5), le fer ferrique en solution devient à son tour un agent oxydant de la pyrite (2-4) qui accélère davantage la production d'acidité par la production de 16 protons. Cette dernière réaction est appelée réaction d'oxydation indirecte.



Finalement, on peut regrouper ces différentes réactions chimiques sous la forme de la réaction (2-5) qui décrit comment l'oxydation de la pyrite conduit à la production d'hydroxyde de fer et d'acide sulfurique lors de la génération de DMA (Singer et Stumm, 1970; Kleinmann et al., 1981) :



La présence de certains minéraux neutralisant comme les carbonates peut maintenir le pH à des valeurs proches de la neutralité (entre 6 et 9), ce qui maintient la plupart des métaux sous la forme solide (Appelo et Postma, 2005). Cependant, certains minéraux (Cd, Co, Mn, Ni, Pb, Zn, As, Sb) sont relativement solubles à ces pH et peuvent atteindre des concentrations importantes dans les eaux de drainage (Pante, 2010). On parle de drainage neutre contaminé (DNC) si les concentrations en métaux dépassent les normes environnementales comme c'est le cas sur le site de la mine du Lac Tio (Bussière et al., 2005; 2015). Les concentrations en nickel dans les eaux qui s'exfiltrent des haldes sont occasionnellement supérieures à la norme imposée ($[Ni] > 0.5 mg/L$) par le règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) et nécessitent un traitement actif des eaux de la mine (WSP, 2014 ; Gouvernement du Canada, 2016).

2.1.3 Hydrogéologie des haldes à stériles

Les haldes à stériles sont construites en surface, souvent au-dessus de la nappe phréatique (en conditions non saturées). L'eau de précipitation s'infiltra dans la halde ou ruisselle à la surface des haldes. Cette eau entre en contact avec les roches stériles, parfois génératrices de drainage contaminé, et s'écoulent ensuite en dehors des haldes à stériles. Les haldes à stériles s'intègrent dans les systèmes hydrologiques environnants et l'eau d'exfiltration rejoint donc soit la nappe phréatique soit des cours d'eau, rivières et lacs autour des halde à stériles (Morin et al. 1991 ; Aubertin et al., 2002b ; Fala, 2002 ; Fala et al., 2013).

La structure interne des haldes à stériles ainsi que la grande hétérogénéité et la granulométrie très étalée des roches stériles en font des milieux hydrogéologiques difficiles à modéliser. Des zones d'écoulement préférentiels peuvent être observés au niveau de l'accumulation de stériles grossiers ou des macropores (Peregoedova, 2012; Broda et al., 2013b). Des zones à la granulométrie plus fine et au degré de compaction élevé peuvent avoir une grande capacité de rétention de l'eau (Aubertin et al., 2002a, 2008). Ces différentes zones sont présentes dans les haldes à stériles et alternent selon des stratifications subhorizontales ou obliques comme discuté précédemment.

En milieu saturé, l'écoulement de l'eau entre deux points du sol A et B est couramment décrit par la loi de Darcy (Darcy, 1856; Todd et Mays, 2005) :

$$Q = k_{sat} \cdot A \cdot \Delta H / L \quad (2-6)$$

où Q est le débit (en m^3/s), A est l'aire de la section transversale à la direction de l'écoulement (en m^2), k_{sat} est la conductivité hydraulique en milieu saturé (en m/s) et $\Delta H / L$ est le gradient hydraulique (en m/m). Ce gradient hydraulique est défini par le rapport entre la différence des hauteurs piézométriques en amont et en aval $\Delta H = H_B - H_A$ (en m) et L est la distance entre les points A et B (en m).

Les paramètres A , ΔH et L sont des grandeurs mesurables (ou quantifiables) sur le terrain. Le paramètre k_{sat} dépend à la fois des propriétés du milieu et des propriétés du fluide. La conductivité hydraulique saturée peut être mesurée sur le terrain, en laboratoire ou encore prédite à l'aide de modèles empiriques. Bréard-Lanoix (2017) détaille la méthodologie suivie pour évaluer la conductivité hydraulique d'une couche de sable sur le site de la mine du Lac Tio au moyen d'essais d'infiltration au perméamètre de Guelph (Eijkelkamp Agrisearch Equipment (EAE), 2011) et d'essais d'infiltration à simple et à double anneaux (Day et Daniel, 1985 ; Dingman, 1994).

Les diverses fonctions de prédition de la conductivité hydraulique d'un sol prennent usuellement en compte les caractéristiques géotechniques des matériaux, comme la granulométrie et la porosité du milieu. Les principales méthodes de prédition sont celles de Hazen (1911), Taylor (1948), Navfac DM7 (1974), Kozeny-Carman (KC) (Chapuis et Aubertin, 2003), Kozeny-Carman modifié (KCM) (Mbonimpa et al., 2002) et Chapuis (2004). À titre d'exemple, la méthode de prédition de Kozeny-Carman s'applique à la plupart des sols pour des conductivités hydrauliques allant de $10^{-1} m/s$ à $10^{-11} m/s$ et pose l'hypothèse qu'un milieu poreux se comporte comme un assemblage de petits tubes capillaires dans lesquels l'équation de Navier-Stokes peut être utilisée (Chapuis et Aubertin, 2003).

Ces méthodes de prédition sont très utiles pour aider à caractériser l'écoulement de l'eau dans un milieu à partir des propriétés de base de ce milieu. Néanmoins, ces méthodes de prédition devraient être complétées par des mesures de conductivité hydraulique saturée sur des colonnes en laboratoire ou par des mesures de conductivité hydraulique sur le terrain (Bréard-Lanoix, 2017).

En milieu non saturé, la conductivité hydraulique devient une fonction de la teneur en eau dans le sol. La loi de Darcy est étendue à un milieu non saturé avec la loi de Richards (1931) qui prend en compte un conductivité hydraulique variant avec le degré de saturation du milieu, et qui est par conséquent non linéaire (Hillel, 1980; Warrick, 2003; Haverkamp et al., 2007). Dans un milieu non saturé, le degré de saturation S_r (sans unité) dépend de la succion ψ du milieu (en kPa) qui représente la différence entre les pressions d'eau et d'air ($\psi = u_a - u_w$). Dans la suite de cette étude, la teneur en eau volumique θ (sans unité) sera surtout utilisée. On peut relier θ et S_r par :

$$\theta = S_r \cdot \phi \quad (2-7)$$

où ϕ est la porosité du milieu (sans unité), c'est-à-dire le rapport entre le volume des vides et le volume total.

La courbe de rétention d'eau (CRE) décrit la relation entre la teneur en eau volumique et la pression dans un sol non saturé. De manière générale, plus la teneur en eau est grande dans le sol, plus la succion est faible (ou inversement). Des exemples de CRE sont montrés à la Figure 2-5a pour deux matériaux étudiés par Peregoedova (2012) : un sable avec un indice des vides de 0.46 et des stériles miniers dont la granulométrie a été tronquée à 50 mm (ilménite faiblement minéralisée). On peut distinguer trois zones sur cette CRE : la zone saturée (I.), la zone transitoire (II.) et la zone résiduelle (III.). On définit également ψ_a la pression d'entrée d'air (AEV pour « *air entry value* ») et ψ_r la pression résiduelle (WEV pour « *water entry value* ») comme étant les points d'intersection des trois tangentes séparant les trois zones (Peregoedova, 2012).

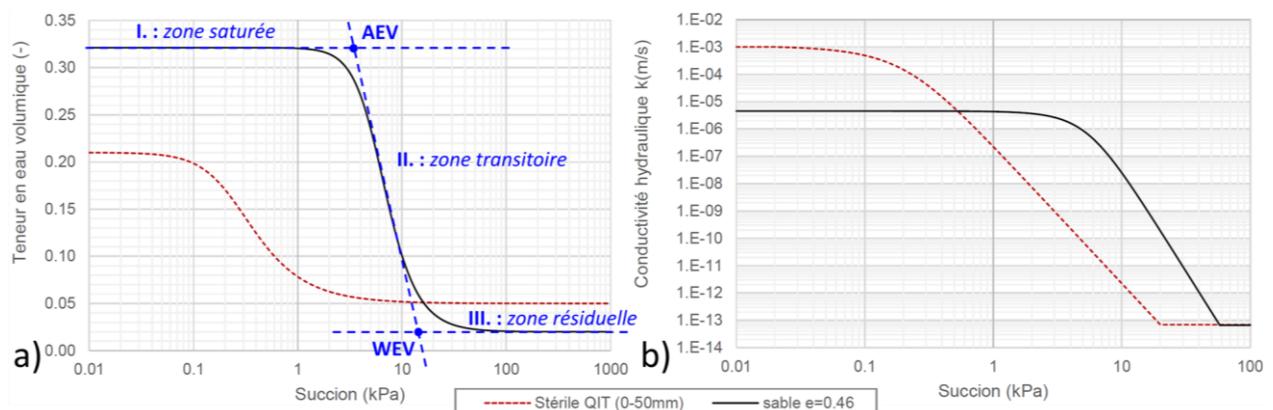


Figure 2-5 : a) Courbes de rétention d'eau pour des stériles d'ilménite (rouge) et pour un sable (noir) selon le modèle de van Genuchten (1980); b) Fonction de perméabilité calculée à partir du modèle de Mualem (1976) pour le sable et des stériles d'ilménite. Adapté de Peregoedova (2012).

La zone I. est la zone saturée où la succion est inférieure à la pression d'entrée d'air ($\psi < \psi_a$). Tous les pores du milieu poreux sont remplis par de l'eau et on a par conséquent $\theta = \theta_s = \phi$ où θ_s est la teneur en eau volumique à saturation (sans unité). Dans cette zone, la conductivité hydraulique k est une constante ($k = k_{sat}$) et la loi de Darcy originale s'applique. La zone II. est une zone de transition pour des valeurs de succion comprises entre la pression d'entrée d'air et la pression d'entrée d'eau ($\psi_a < \psi < \psi_r$). Dans cette zone, la succion est suffisamment grande pour désaturer le milieu ; la force de rétention capillaire des plus gros pores n'est plus assez forte pour que le milieu reste complètement saturé. Enfin la zone III. constitue la zone résiduelle pour des succions supérieures à la pression résiduelle ($\psi > \psi_r$). Dans cette zone, les succions sont trop fortes pour que de l'eau soit retenue dans les pores du milieu par les forces de rétention capillaire à l'exception de l'eau résiduelle prisonnière. On a donc dans la zone résiduelle $\theta \leq \theta_r$ où θ_r est la teneur en eau volumique résiduelle (Kovács, 1981).

Il est possible de mesurer les courbes de rétention d'eau d'un échantillon en laboratoire ou d'un milieu sur le terrain (Aubertin et al., 1995; Chapuis et al., 2006; Bussière et al., 2007; Peregoedova, 2012). Des modèles descriptifs permettent d'ajuster des courbes de rétention d'eau à des mesures de succion et de teneur en eau réalisées en laboratoire ou sur le terrain comme les modèles de Gardner (1958), Brooks et Corey (1964), van Genuchten (1980) (sur la Figure 2-5a) et de Fredlund et Xing (1994). Ces modèles ont quelques paramètres à ajuster (2 à 3 paramètres) pour que la courbe de rétention d'eau passe par les points expérimentaux. Il est également possible d'estimer les courbes de CRE des matériaux à partir de leurs propriétés hydrogéotechniques à l'aide de modèles prédictifs tels que les modèles de Kovács (1981) et de Kovács modifié (MK) (Aubertin et al., 1998, 2003).

La Figure 2-5b présente également les fonctions de perméabilité du sable et du stérile minier d'ilménite étudiés par Peregoedova (2012). Une fonction de perméabilité est la relation qui lie la conductivité hydraulique à la succion. La fonction de perméabilité est généralement obtenue à partir de la courbe de rétention d'eau à l'aide de modèles statistiques comme ceux de Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994) (Bussière, 1999; Pabst, 2011; Peregoedova, 2012; Bréard-Lanoix, 2017). On remarque sur la Figure 2-5b que pour une succion supérieure à $\psi_a = 4 \text{ kPa}$ (d'après la CRE), la conductivité hydraulique diminue pour le sable jusqu'à une valeur minimale de 10^{-13} m/s (choisie de façon arbitraire).

Il est courant de procéder à des modélisations numériques pour simuler l'écoulement de l'eau dans des haldes à stériles afin d'aider à comprendre leur comportement hydrogéologique (Fala et al., 2002; Broda et al., 2013; Dawood et al., 2014). La démarche souvent employée consiste à caractériser les propriétés hydrogéotechniques des matériaux en laboratoire (comme la conductivité hydraulique saturée, la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité) et modéliser le comportement global de la halde à stériles construite avec ces matériaux. Les modèles numériques permettent ainsi de simuler le comportement de haldes ou d'évaluer la réponse de systèmes réels.

La modélisation de différents systèmes permet aussi de réaliser des études de sensibilité sur les différents paramètres du modèle. Plusieurs scénarios peuvent ainsi être simulés pour analyser divers facteurs d'influence comme le degré de compaction, de la porosité, des fractures, de l'épaisseur des couches, ou encore de la pente par exemple (Martin et al., 2004; Fala et 2005; Broda et al., 2013b). Il est également possible de procéder à des analyses inverses avec les modélisations numériques afin de retrouver les paramètres hydrogéologiques des structures étudiées (Yeh, 1986; McLaughlin et Townley, 1996). Il peut ainsi être possible par ajustement progressif ou de manière automatisée de retrouver les propriétés d'un milieu correspondant à des comportements ponctuels (teneurs en eau, succion) ou des comportements globaux (volumes d'eau récupérés à la base du système par exemple) proches des mesures effectuées sur le terrain (e.g. Dubuc, 2018).

Les principaux codes de modélisation numérique des écoulements en conditions non saturées sont présentés succinctement dans ce qui suit avec des exemples de résultats. Cette partie ne se veut pas exhaustive et d'autres codes non présentés ici existent. Un des codes les plus utilisés en géotechnique et en hydrogéologie est SEEP/W de GeoSlope Inc. (2007, 2016) (Aubertin et al., 1996; Bussière, 1999; Chapuis et al., 2001; Bussière et al., 2003a,b; Martin, 2003; Bréard-Lanoix, 2017). Ce code de calcul par éléments finis est basé sur les équations de Darcy (1856) en régime saturé et de Richards (1931) en régime non saturé. Chapuis et al. (2001) et Chapuis (2009) ont effectué une validation de ce code à l'aide de modèles simples de réservoirs et de modèles plus complexes (par exemple des sections de barrage) en 2D et en 3D, et en conditions statiques et dynamiques. Le logiciel SEEP/W a été utilisé en 1D et en 2D, notamment pour évaluer le fonctionnement des couches de contrôle des écoulements avec effet de barrière capillaire comme le montre la Figure 2-6 (Martin, 2003; Martin et al., 2004; Aubertin et al., 2009).

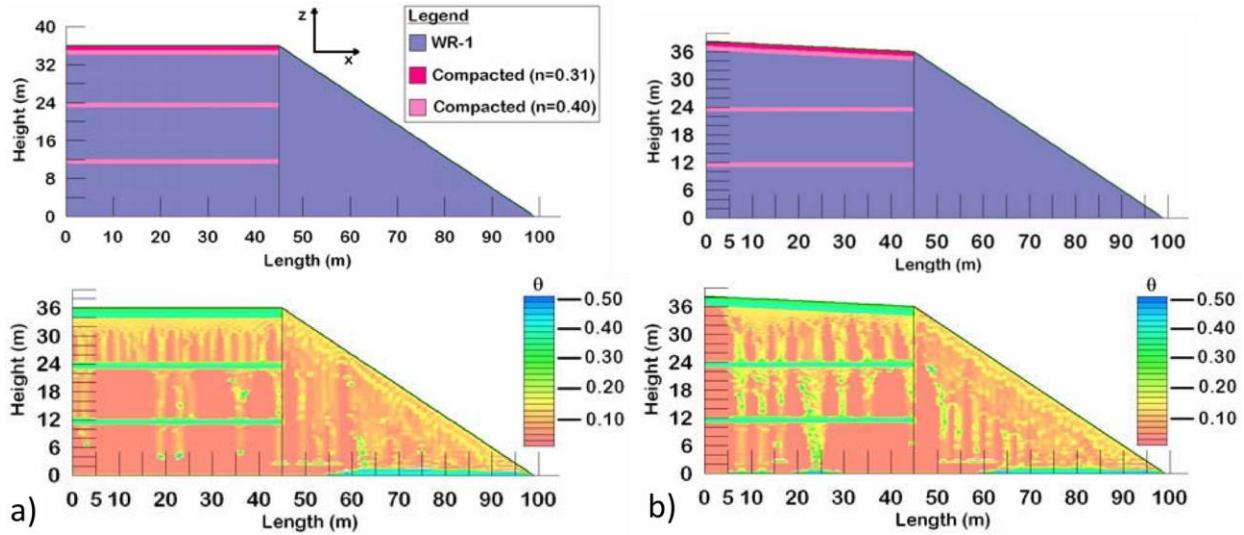


Figure 2-6 : Exemple de simulations de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles avec le code SEEP/W développé par GeoSlope Inc. a) Profil de teneur en eau dans la halde à stériles. b) Profil de teneur en eau dans la halde à stériles avec couches inclinées. Adapté de Martin et al. (2004).

Un autre code couramment utilisé est le logiciel de modélisation par éléments finis HYDRUS-2D (Simunek et al., 1999, 2007), également basé sur les équations de Darcy (1856) et de Richards (1931). Ce code a été utilisé et validé notamment par Fala et al. (2003, 2005, 2006, 2008), Aubertin et al. (2005) et Dawood (2011, 2014) et a été utilisé pour modéliser le comportement des haldes à stériles en 2D avec des couches de contrôle des écoulements avec effets de barrière capillaire par Fala et al. (2002, 2005, 2006). La Figure 2-7 présente les résultats des simulations de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles présentant une couche compactée de fine granulométrie entre deux bancs de stériles grossiers. Les simulations ont été réalisées à l'aide du logiciel HYDRUS-2D. Les courbes de rétention d'eau et les fonctions de perméabilité ont respectivement été définies par le modèle de van Genuchten (1980) et par l'équation de Mualem (1976) (Aubertin et al., 2005). On remarque que l'infiltration de l'eau est fortement limitée dans la partie inférieure de la halde quand la couche compactée est inclinée. En revanche, l'infiltration de l'eau est significative au cours du temps dans le cas où la couche compactée n'est pas inclinée. Ces résultats indiquent qu'il est possible de dévier latéralement les eaux d'infiltration dans les haldes à stériles à l'aide d'une couche de contrôle des écoulements inclinée et de granulométrie. Ces résultats de modélisations ont été utilisés pour tester différents scénarios de précipitation et différentes géométries de halde pour quantifier la capacité de diversion latérale (Fala et al., 2005).

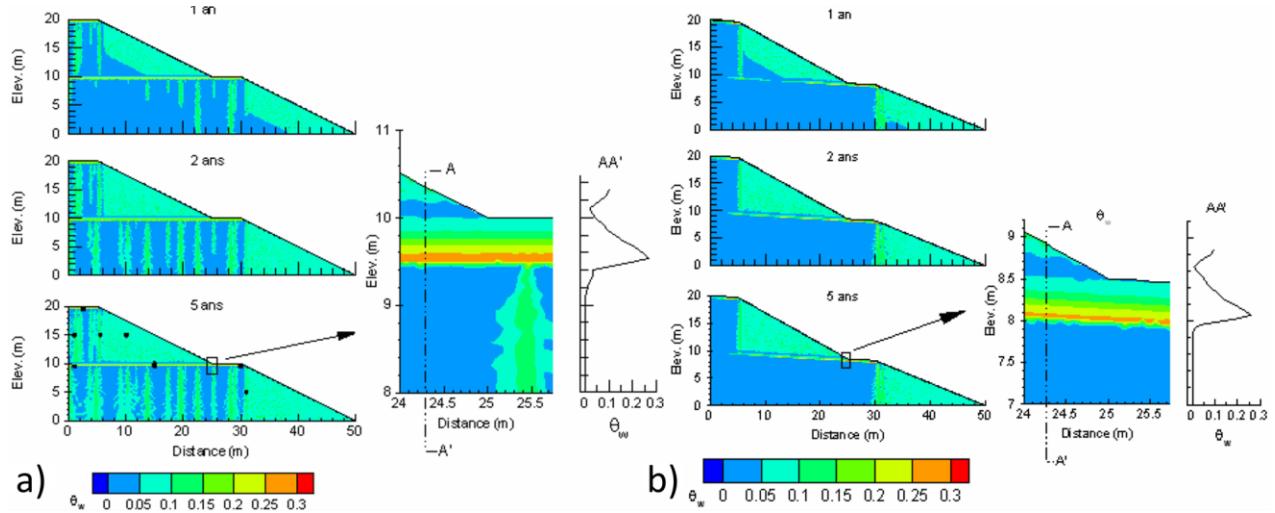


Figure 2-7 : Simulation de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles avec le code HYDRUS 2D (Simunek et al., 1999, 2007). a) Distribution de teneur en eau dans la halde à stériles après 1 an, 2 ans et 5 ans avec couches horizontales. b) Distribution de teneur en eau dans la halde à stériles après 1 an, 2 ans et 5 ans avec pente. Adapté de Aubertin et al. (2005) et Fala et al. (2005).

HydroGeoSphere, anciennement FRAC-3D-VS (Therrien et Sudicki, 1996; Therrien et al., 2010; Abdelghani et al., 2015) est un code de modélisation par éléments finis de l'écoulement de surface, de subsurface et de transport. Il a été utilisé entre autres par Thériault et al. (2004), Broda et al. (2013b, 2014) et plus récemment par Ethier et al. (2016). Le logiciel HydroGeoSphere permet de modéliser l'écoulement de l'eau en milieu poreux et en milieu fracturé.

La Figure 2-8 présente les résultats de modélisations hydrogéologiques en 2D de haldes à stériles avec une couche compactée et inclinée en surface, avec et sans fractures internes. Le milieu poreux homogène (Figure 2-8a) montre que la couche de contrôle des écoulements dévie efficacement l'eau de précipitation du cœur de la halde tandis que l'eau s'infiltra dans la halde avec la présence de fractures (Figure 2-8b) (Broda et al., 2013b). Ces modélisations ont permis d'évaluer l'impact des macropores et des fractures sur la capacité de diversion de la couche compactée en surface de la halde. La Figure 2-9 montre un exemple d'application de la modélisation d'un site en 3D en hydrogéologie. Le site Manitou est un site minier orphelin contaminé par un DMA (voir Figure 2-4) (Aubertin et al., 1999; Bussière et al., 2011) qui a été restauré par un rehaussement de la nappe phréatique (Ethier et al., 2013, 2014). Les modélisations ont permis de déterminer les paramètres nécessaires au rehaussement de la nappe et ont été appliqués avec succès (Ethier, 2018).

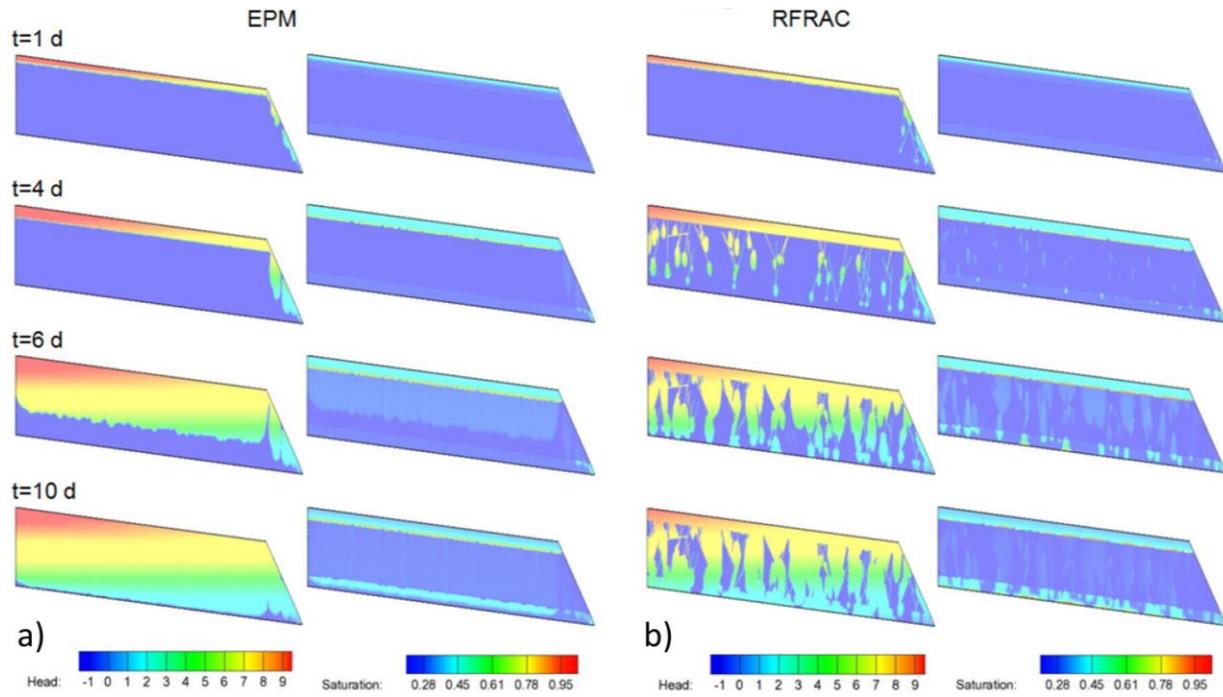


Figure 2-8 : Simulation 2D de l'écoulement de l'eau dans une halde à stériles avec le code HydroGeoSphere (Therrien et al., 2010). a) Simulation pour un milieu poreux homogène (EPM). b) Simulation pour un milieu fracturé (RFRAC). Adapté de Broda et al. (2013b).

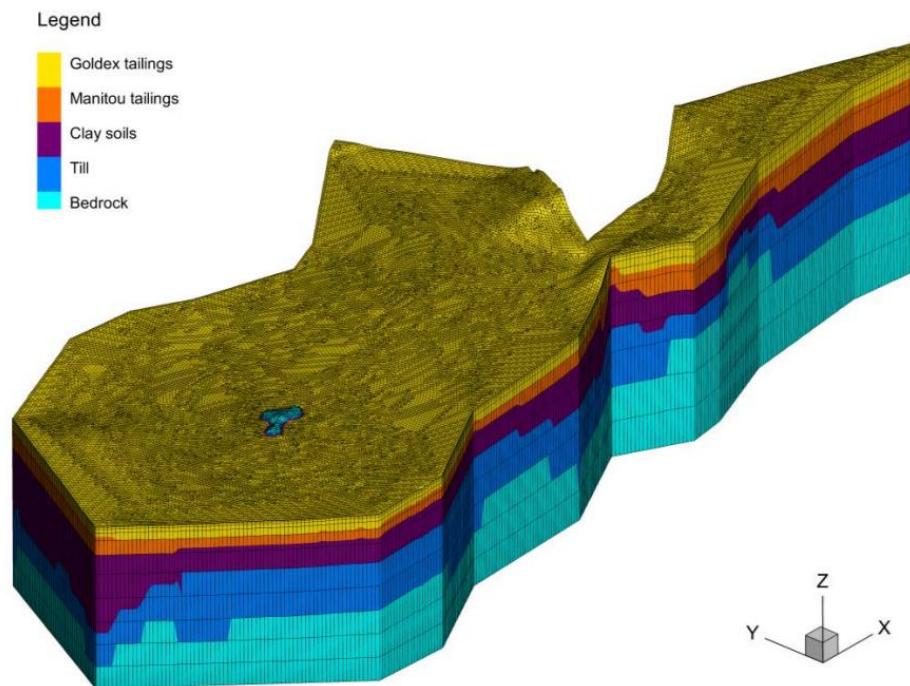


Figure 2-9 : Modélisation hydrogéologique complexe 3D du site contaminé de Manitou à l'aide du logiciel de modélisation HydroGeoSphere (Therrien et al., 2010). Adapté de Ethier et al. (2018).

2.2 Géophysique appliquée

2.2.1 Méthode d'imagerie de la résistivité électrique

Note : Le tutoriel des méthodes électriques de Loke (2018) est utilisé comme référence ici.

2.2.1.1 La modélisation électrique

L'objectif de la méthode électrique en géophysique est de déterminer la distribution spatiale des résistivités électriques d'un sol en effectuant des mesures avec des électrodes disposées à la surface du sol, enterrées en profondeur ou disposées dans des forages. La résistivité du sol peut être reliée à différents paramètres physiques du sous-sol comme la minéralisation des roches, la porosité du sol, la teneur en eau ainsi que la résistivité de l'eau. Réaliser une imagerie des résistivités dans le sol permet donc dans certains cas d'imager la distribution d'une espèce minérale, de l'eau ou d'un polluant quelconque présentant un contraste de résistivité avec le milieu encaissant. Ces éléments font de la méthode électrique une méthode couramment utilisée dans le cadre d'études minières, hydrogéologiques et environnementales (Kuras et al., 2009 ; Chambers et al., 2014 ; Loke, 2018).

De manière générale, la loi d'Ohm gouverne les flux de courant dans le sol. Pour un milieu continu, la loi d'Ohm s'écrit sous sa forme vectorielle (Loke, 2018):

$$\vec{J} = \sigma_b \cdot \vec{E} \quad (2-8)$$

Où \vec{J} est le vecteur densité de courant en A/m^2 , σ_b est la conductivité du milieu en S/m (*bulk conductivity* en anglais) et \vec{E} est le vecteur de l'intensité du champ électrique en V/m . Notons que l'on utilise usuellement en géophysique la résistivité du milieu, ρ_b en $\Omega \cdot m$ (avec $\rho_b = 1/\sigma_b$).

En pratique, on mesure sur le terrain des potentiels électriques Φ en V plutôt que l'intensité du champ électrique (Loke, 2018):

$$\vec{E} = -\vec{\nabla}(\Phi) \quad (2-9)$$

Où $\vec{\nabla}(f)$ est l'opérateur gradient tel que $\vec{\nabla}(f) = \frac{\partial f}{\partial x} \cdot \vec{e}_x + \frac{\partial f}{\partial y} \cdot \vec{e}_y + \frac{\partial f}{\partial z} \cdot \vec{e}_z$ avec \vec{e}_x , \vec{e}_y et \vec{e}_z les trois vecteurs unitaires en coordonnées cartésiennes.

En combinant les équations (2-8) et (2-9) on obtient l'équation suivante (Loke, 2018):

$$\vec{J} = -\sigma_b \cdot \vec{\nabla}(\Phi) \quad (2-10)$$

Pour les mesures par tomographie électrique, le courant est injecté par deux électrodes de courant, qui peuvent être assimilables à des sources ponctuelles de courant. On définit une source ponctuelle de courant d'intensité I positionnée au point S de coordonnées (x_S, y_S, z_S) et le volume élémentaire dV autour de la source. Dey et Morrisson (1979a) ont proposé une expression permettant de relier le vecteur de densité de courant et l'intensité du courant injecté au niveau de la source :

$$\nabla(\vec{J}) = \frac{I}{dV} \cdot [\delta(x - x_S) \cdot \delta(y - y_S) \cdot \delta(z - z_S)] \quad (2-11)$$

Où $\nabla(\vec{J})$ est l'opérateur divergent tel que $\nabla(\vec{F}) = \frac{\partial F_x}{\partial x} + \frac{\partial F_y}{\partial y} + \frac{\partial F_z}{\partial z}$ et δ est la fonction de Dirac telle que $\delta(x - x_S) = \begin{cases} 1, & x = x_S \\ 0, & x \neq x_S \end{cases}$.

En combinant les équations (2-10) et (2-11) on obtient l'équation donnant le potentiel en tout point P du sol de coordonnées (x, y, z) causé par une source de courant ponctuelle en S (Loke, 2018):

$$-\nabla(\sigma_b \cdot \vec{\nabla}(\Phi)) = \frac{I}{dV} \cdot [\delta(x - x_S) \cdot \delta(y - y_S) \cdot \delta(z - z_S)] \quad (2-12)$$

En pratique, cette équation est résolue par la méthode des différences finies ou des éléments finis pour les problèmes de modélisation directe électrique comme c'est le cas pour le logiciel RES2DMOD (Loke, 2002a).

Considérons dans un premier temps un demi-espace homogène. L'unique source de courant est l'électrode de courant $C1$ (x_{C1}, y_{C1}, z_{C1}) au niveau de laquelle est injecté un courant d'intensité I . Le potentiel en un point de l'espace $P1$ (x_{P1}, y_{P1}, z_{P1}) est donné par (Loke, 2018):

$$\Phi(P1) = \frac{\rho_b \cdot I}{2\pi \cdot dist(C1, P1)} \quad (2-13)$$

Où

$$dist(C1, P1) = \sqrt{(x_{C1} - x_{P1})^2 + (y_{C1} - y_{P1})^2 + (z_{C1} - z_{P1})^2} \quad (2-14)$$

En pratique, on utilise deux électrodes de courant pour les mesures de résistivité électrique : une électrode de courant positive $C1$ et une électrode de courant négative $C2$. On applique l'équation (2-13) pour les deux courants $+I$ et $-I$ et on somme les contributions de $C1$ et $C2$ (Loke, 2018):

$$\Phi_{C1}(P1) = \frac{\rho_b \cdot I}{2\pi \cdot dist(C1, P1)} \quad \text{et} \quad \Phi_{C2}(P1) = \frac{\rho_b \cdot (-I)}{2\pi \cdot dist(C2, P1)} \quad (2-15)$$

On obtient ainsi le potentiel total au point P1 créé par les électrodes C1 et C2 (Loke, 2018):

$$\Phi(P1) = \Phi_{C1}(P1) + \Phi_{C2}(P1) = \frac{\rho_b \cdot I}{2\pi} \cdot \left[\frac{1}{dist(C1,P1)} - \frac{1}{dist(C2,P1)} \right] \quad (2-16)$$

En pratique, on mesure une différence de potentiel entre deux électrodes de potentiel P1 et P2 noté $\Delta\Phi$. On utilise l'équation (2-16) pour déterminer l'expression de cette différence de potentiel :

$$\Delta\Phi = \Phi(P1) - \Phi(P2) \quad (2-17)$$

Soit finalement (Loke, 2018):

$$\Delta\Phi = \frac{\rho_b \cdot I}{2\pi} \cdot \left[\frac{1}{dist(C1,P1)} - \frac{1}{dist(C2,P1)} - \frac{1}{dist(C1,P2)} + \frac{1}{dist(C2,P2)} \right] \quad (2-18)$$

On définit la résistivité apparente du $\rho_{b app}$ du sol exprimée en $\Omega \cdot m$ par (Loke, 2018):

$$\rho_{b app} = k \cdot \frac{\Delta\Phi}{I} = k \cdot R \quad (2-19)$$

Où R est la résistance mesurée en Ω et k est le facteur géométrique de la configuration de quatre électrodes C1, C2, P1 et P2 en m dont l'expression est (Loke, 2018):

$$k = 2\pi \cdot \left[\frac{1}{dist(C1,P1)} - \frac{1}{dist(C2,P1)} - \frac{1}{dist(C1,P2)} + \frac{1}{dist(C2,P2)} \right]^{-1} \quad (2-20)$$

Notons que dans le cas où les électrodes sont enterrées, l'expression du facteur géométrique devient (Loke, 2018):

$$k = 4\pi \cdot [A + B]^{-1} \quad (2-21)$$

où

$$\begin{cases} A = \frac{1}{dist(C1,P1)} - \frac{1}{dist(C2,P1)} - \frac{1}{dist(C1,P2)} + \frac{1}{dist(C2,P2)} \\ B = \frac{1}{dist(C1',P1)} - \frac{1}{dist(C2',P1)} - \frac{1}{dist(C1',P2)} + \frac{1}{dist(C2',P2)} \end{cases}$$

avec C1' et C2' les électrodes « miroirs » des électrodes C1 et C2, c'est-à-dire les points symétriques de C1 et C2 par rapport à la surface du sol.

En mesurant la différence de potentiel $\Delta\Phi$ créée entre les deux électrodes de potentiel P1 et P2 et en connaissant l'intensité I injectée au niveau des électrodes de courant C1 et C2 ainsi que les positions des quatre électrodes on peut ainsi calculer pour chaque quadrupôle une résistivité apparente $\rho_{b app}$ du sous-sol. $\rho_{b app}$ est la résistivité d'un milieu homogène ayant la même réponse

que le milieu mesuré. La détermination des résistivités réelles du sous-sol à partir des résistivités est complexe et effectuée en résolvant le problème inverse (Loke, 2018).

2.2.1.2 Protocoles de mesure

Pour un total de N électrodes de mesures, il existe au total $\frac{(N-3) \cdot (N-2) \cdot (N-1) \cdot N}{8}$ configurations de mesures différentes (Loke, 2018). On comprend aisément que la détermination du protocole de mesures (i.e. ensemble de configurations de quatre électrodes) est une étape clé de l'imagerie par tomographie électrique. Les principaux protocoles de mesure sont (i) Wenner, (ii) dipôle-dipôle, (iii) Wenner-Schlumberger, (iv) pôle-pôle et (v) pôle-dipôle. Ces protocoles se différencient par l'organisation des électrodes de courant et potentiel ainsi que les distances entre les électrodes. Figure 2-10 présente les protocoles de mesures les plus utilisés ainsi que les facteurs géométriques k associés. Les électrodes de courant sont schématisées en rouge et les électrodes de potentiel sont schématisées en bleu. Dans le cas des configurations pôle-pôle ou pôle-dipôle, les électrodes non représentées sur le schéma sont positionnées à l'infini, c'est-à-dire très loin du reste des électrodes (Loke, 2018).

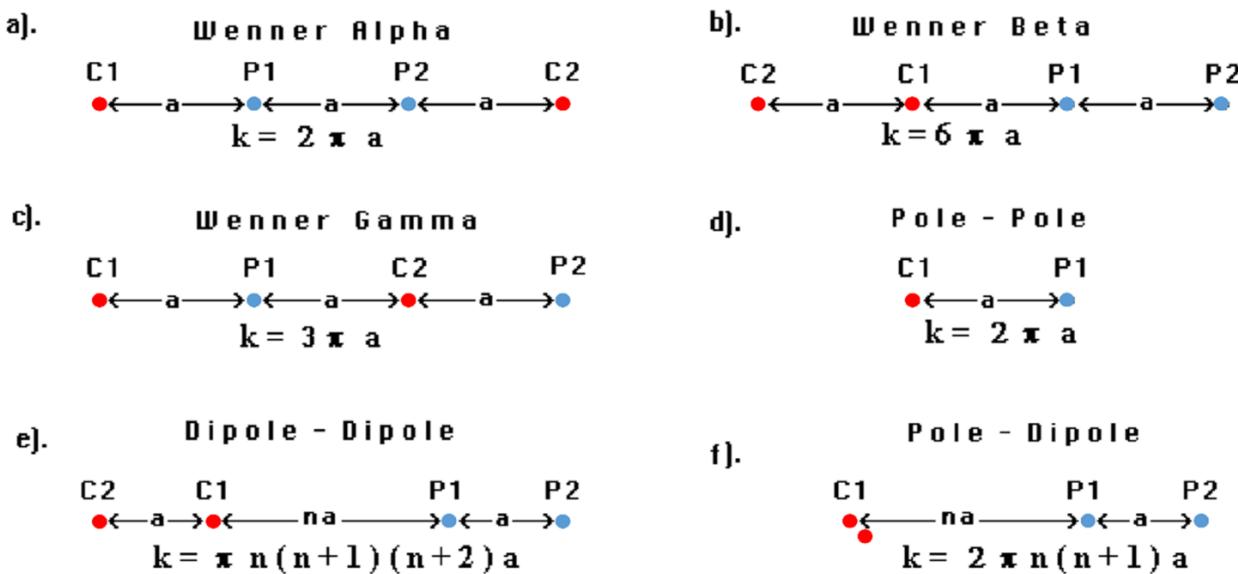


Figure 2-10 : 6 configurations couramment utilisées pour les mesures géophysique dites « standards ». Les configurations proposées sont Wenner alpha (a), Wenner beta (b), Wenner gamma (c), pôle-pôle (d), dipôle-dipôle (e) et pôle-dipôle (f). Adapté de Loke (2018).

Un profil de tomographie électrique peut être réalisé en effectuant des mesures de résistivité apparente avec une combinaison de configurations présentées sur la Figure 2-10 à l'aide d'électrodes métalliques équidistantes plantées dans le sol le long du profil. Un protocole de mesure avec la configuration Wenner alpha comprendra par exemple des quadripôles (deux électrodes de courant et deux électrodes de potentiel) avec plusieurs espacements inter-électrodes comme le montre la Figure 2-11. L'espacement entre les électrodes de courant définit la profondeur de la mesure de résistivité apparente : plus les électrodes de courant sont distantes, plus la mesure englobe des zones profondes (Loke, 2018).

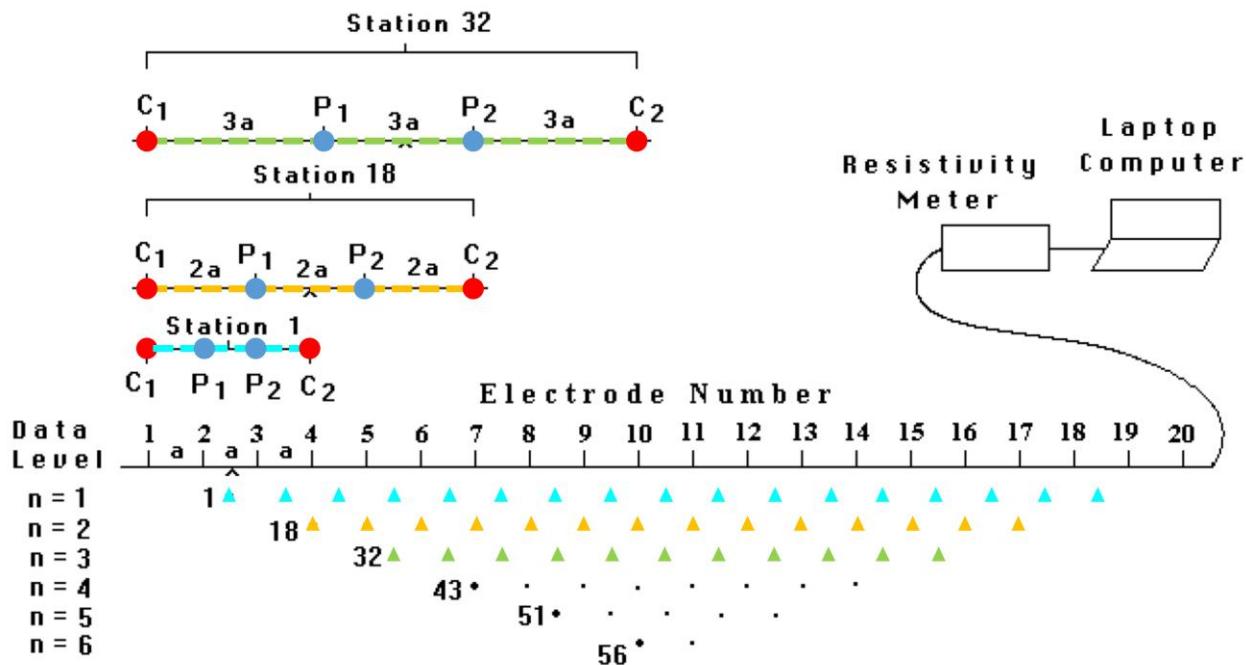


Figure 2-11 : Schéma décrivant l'acquisition de données de résistivité électrique avec un protocole standard Wenner alpha. Divers espacements d'électrodes permettent d'obtenir des mesures de résistivité apparente à différentes profondeurs. Adapté de Loke (2018).

Pour sélectionner les configurations à utiliser dans le protocole de mesure, il faut prendre en compte certaines caractéristiques : (i) la profondeur d'investigation, (ii) la sensibilité verticale et horizontale de la configuration, (iii) la couverture horizontale et (iv) la force du signal ou le rapport signal sur bruit. La sensibilité d'une configuration indique à quel point une variation locale de résistivité du milieu modifie le potentiel mesuré entre les électrodes de potentiel. Plus la sensibilité d'une configuration est élevée, meilleure sera la résolution de l'imagerie électrique. On cherche donc à

maximiser la sensibilité totale du protocole de mesure tout en réduisant au maximum le nombre de configurations du protocole.

La fonction de sensibilité d'une configuration est donnée par la dérivée de Fréchet (ou dérivée fonctionnelle) (McGillivray et Oldenburg 1990). Considérons deux électrodes $C1$ (x_{C1}, y_{C1}, z_{C1}) et $P1$ (x_{P1}, y_{P1}, z_{P1}) telles que $C1$ est l'électrode de courant où on injecte un courant I de 1 A et $P1$ l'électrode de potentiel où on mesure le potentiel Φ_{C1} ($P1$). Supposons à présent que la résistivité d'un volume élémentaire $d\tau$ localisé en M (x, y, z) varie d'une quantité élémentaire $\delta\rho_b$, Loke et Barker (1995) ont montré que la variation de potentiel élémentaire $\delta\Phi_{C1}$ mesurée en $P1$ est :

$$\delta\Phi_{C1} (P1) = \frac{\delta\rho_b}{\rho_b^2} \cdot \int \vec{\nabla}(\Phi_{C1}(M)) \cdot \vec{\nabla}(\Phi_{P1}(M)) \cdot d\tau \quad (2-22)$$

où la variation de résistivité $\delta\rho_b$ est constante dans le volume élémentaire $d\tau$ et nulle dans le reste de l'espace. $\Phi_{P1}(M)$ est le potentiel résultant d'un courant injecté par l'électrode de courant $C1$ positionnée au niveau de l'électrode de potentiel $P1$.

D'après l'équation (2-22), le potentiel créé en M par le courant I injecté en $C1$ (ou $P1$) est calculé par l'expression (Loke, 2018):

$$\Phi_{C1} (M) = \frac{\rho_b \cdot I}{2\pi \cdot dist(C1, M)} \quad \text{et} \quad \Phi_{P1} (M) = \frac{\rho_b \cdot I}{2\pi \cdot dist(P1, M)} \quad (2-23)$$

avec

$$\begin{cases} dist(C1, M) = \sqrt{(x - x_{C1})^2 + (y - y_{C1})^2 + (z - z_{C1})^2} \\ dist(P1, M) = \sqrt{(x - x_{P1})^2 + (y - y_{P1})^2 + (z - z_{P1})^2} \end{cases}$$

On obtient après différentiation l'expression de la fonction de sensibilité pour la configuration pôle/pôle (une électrode de courant et une électrode de potentiel) (Loke, 2018):

$$\frac{\delta\Phi_{C1}}{\delta\rho_b} (P1) = \frac{I^2}{4\pi^2} \cdot \int \frac{(x-x_{C1}) \cdot (x-x_{P1}) + (y-y_{C1}) \cdot (y-y_{P1}) + (z-z_{C1}) \cdot (z-z_{P1})}{(dist(C1, M))^3 \cdot (dist(P1, M))^3} d\tau \quad (2-24)$$

Cette expression représente l'influence de la variation de la zone élémentaire autour du point M sur la mesure du potentiel effectué en $P1$ pour une injection de courant en $C1$. On définit ainsi la fonction de sensibilité permettant de calculer la sensibilité de la mesure en tout point M (x, y, z) pour une configuration de deux électrodes $C1$ (x_{C1}, y_{C1}, z_{C1}) et $P1$ (x_{P1}, y_{P1}, z_{P1}) appelée dérivée de Fréchet (ou dérivée fonctionnelle) (Loke, 2018):

$$F_{3D C1, P1} (x, y, z) = \frac{I^2}{4\pi^2} \cdot \frac{(x-x_{C1}) \cdot (x-x_{P1}) + (y-y_{C1}) \cdot (y-y_{P1}) + (z-z_{C1}) \cdot (z-z_{P1})}{(dist(C1, M))^3 \cdot (dist(P1, M))^3} \quad (2-25)$$

Pour un protocole de quatre électrodes C_1 , C_2 , P_1 et P_2 on obtient la dérivée de Fréchet F_{3D} (x, y, z) en sommant les contributions des quatre couples courant / potentiel soit (Loke, 2018):

$$F_{3D}(x, y, z) = F_{3D\ C1,P1}(x, y, z) + F_{3D\ C1,P2}(x, y, z) + F_{3D\ C2,P1}(x, y, z) + F_{3D\ C2,P2}(x, y, z) \quad (2-26)$$

À titre d'exemple, la Figure 2-12 montre la sensibilité 2D de trois configurations de base. La configuration Wenner alpha est particulièrement efficace pour imager des contrastes horizontaux de résistivité électrique dans le sol. La configuration dipôle-dipôle est au contraire souhaitable si on veut mettre en évidence des contrastes verticaux et finalement la configuration Wenner Schlumberger est une sorte de compromis entre les deux configurations précédentes et permet d'obtenir une résolution satisfaisante à la fois horizontalement et verticalement (Loke, 2018).

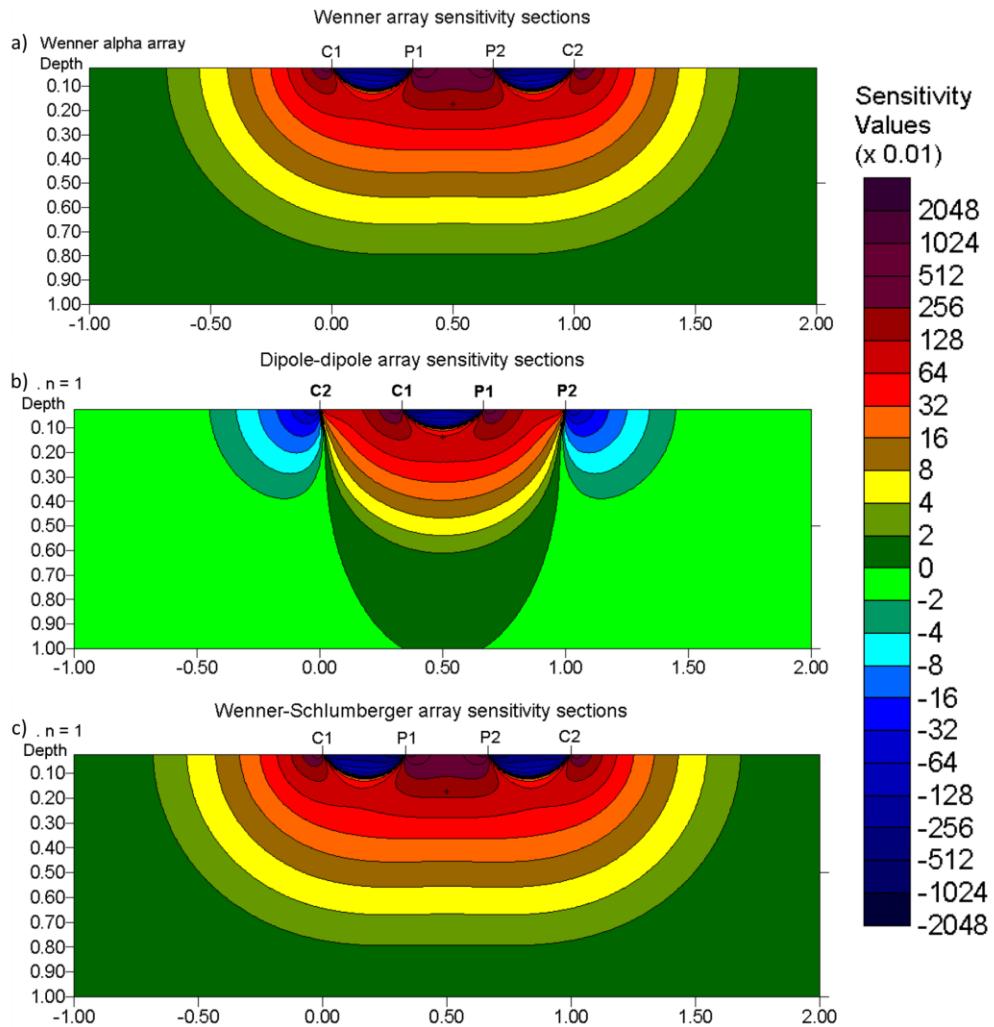


Figure 2-12 : Visualisation 2D de la sensibilité de trois configurations. a) Configuration de Wenner alpha, b) configuration dipôle-dipôle et c) configuration de Wenner Schlumberger (Loke, 2018).

La plupart des mesures de résistivité électrique sont effectuées en 2D avec des électrodes disposées en surface le long de profils linéaires. La distribution régulière d'électrodes permet souvent d'utiliser des protocoles standard, pré-enregistrés sur les appareils de mesures. Cependant, ces protocoles standard ne sont pas adaptés pour des imageries 3D avec des distributions d'électrodes irrégulières. Une nouvelle approche détaillée par Stummer et al. (2004), Wilkinson et al. (2006b, 2012) et Loke et al. (2014a, 2014b, 2015) appelée « *Compare R Method* » consiste à identifier le protocole de mesure de résistivité 3D permettant d'imager le sol avec la meilleure sensibilité possible. Idéalement on cherche le protocole avec le moins de configurations qui a la meilleure sensibilité dans le sol afin de permettre une imagerie complète et rapide.

La Figure 2-13 propose une comparaison des résultats d'inversion pour des mesures synthétiques réalisées avec des protocoles standard et optimisés (Loke et al., 2015). Le modèle de résistivité présente des contrastes de résistivité marqués, aussi bien horizontalement que verticalement. L'imagerie de résistivité électrique effectuée avec un protocole standard de Wenner Schlumberger montre que l'inversion n'est pas capable de restituer convenablement les corps résistants en profondeur. En revanche, les imageries réalisées avec les protocoles optimisés offrent une meilleure résolution et arrivent à restituer à la fois les corps en surface et en profondeur.

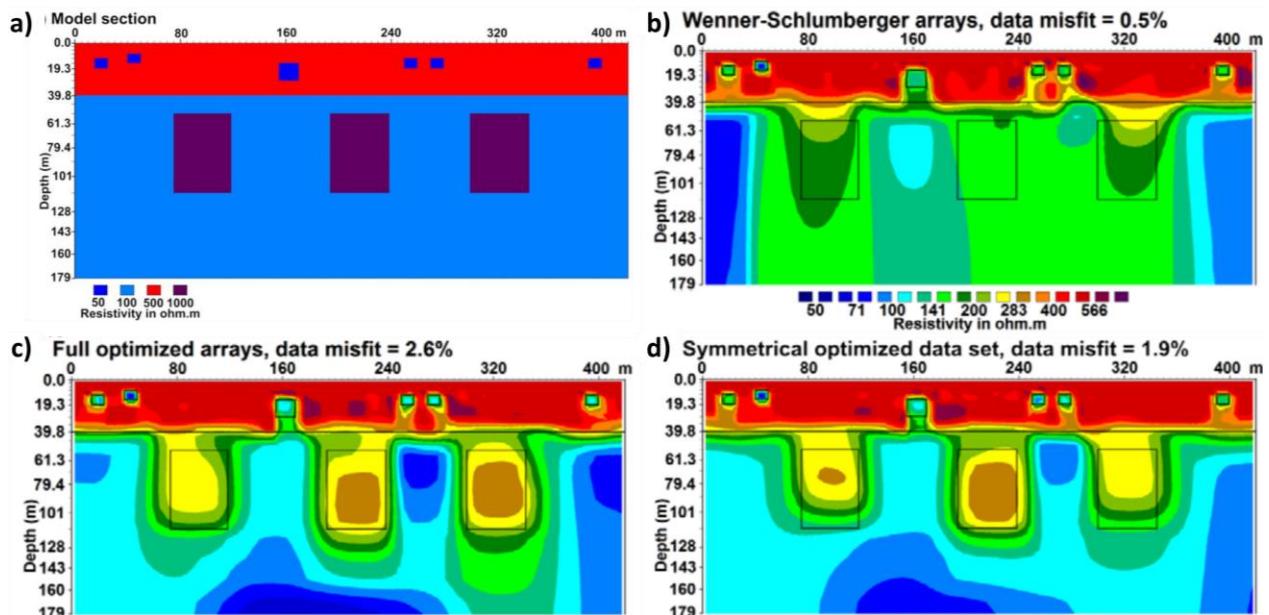


Figure 2-13 : Comparaison des résultats de l'imagerie du modèle de résistivité électrique présenté en a) avec plusieurs protocoles de mesures. Résultats de l'imagerie b) avec un protocole standard de Wenner Schlumberger et c) et d) avec des protocoles optimisés (Loke et al., 2015).

2.2.1.3 Inversion électrique

L'inversion est le processus de traitement de données qui permet de reconstruire la distribution spatiale et/ou temporelle d'une grandeur physique qui est « en accord » avec les données mesurées sur le terrain. La Figure 2-14 décrit schématiquement le processus de traitement des données mesurées dans le cadre d'une tomographie électrique. L'acquisition des données a été détaillée précédemment et produit un ensemble de données. Cette base de données comprend les indices des électrodes utilisées (courant et potentiel) ainsi que les données mesurées (résistance, tension, courant injecté) et les incertitudes associées (variance, nombre de mesures moyennées).

C'est cet ensemble de données qui est ensuite inversé à l'aide des logiciels d'inversion. Une distribution optimale de résistivités dans le sol est jugée représentative du milieu mesuré si les réponses calculées par modélisation directe de cette distribution sont suffisamment ajustées aux données mesurées (Loke, 2018). Une inversion est un processus itératif qui fournit une distribution de résistivité optimale au sens d'une fonction objectif comme l'erreur des moindres carrés par exemple. Il est important de noter que le résultat d'une inversion n'est pas unique : plusieurs distributions de résistivité peuvent générer des réponses très proches, particulièrement pour les zones qui sont imagerées avec une faible sensibilité (Loke, 2018).

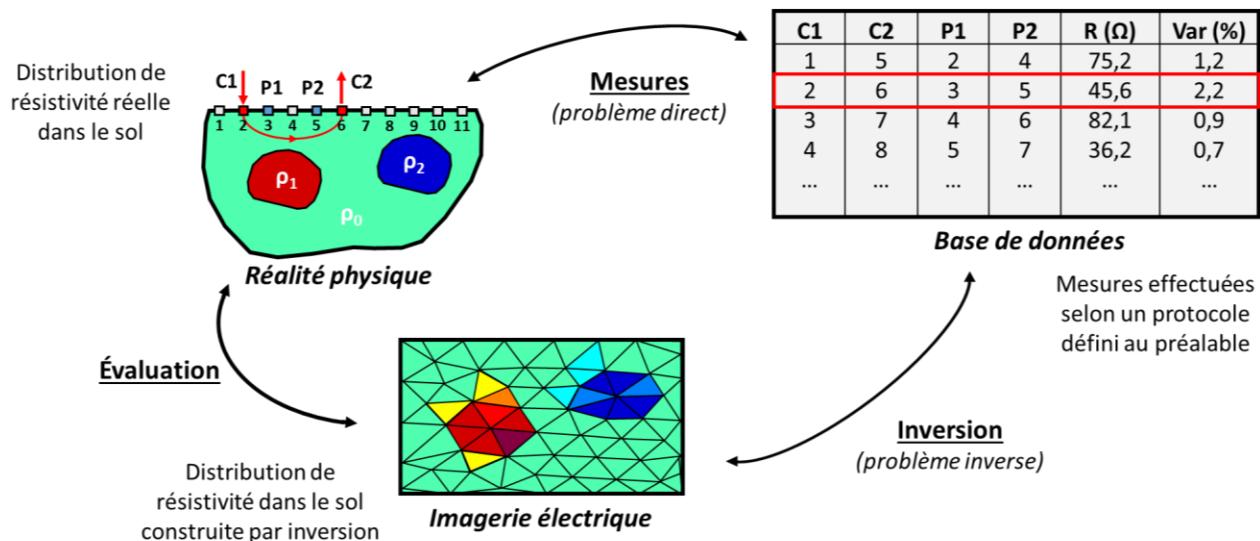


Figure 2-14 : Processus simplifié de l'acquisition des données en géophysique et de leur inversion pour reconstruire une image du sous-sol. Adapté de Loke (2018).

D'un point de vue mathématique, on définit le vecteur colonne \vec{d} comme étant le vecteur des données mesurées de taille m avec m le nombre de données mesurées. On définit également le vecteur colonne \vec{y} comme étant le vecteur des données calculées générées à partir du modèle de résistivité de taille m tel que (Loke, 2018):

$$\vec{d} = \text{col}(d_1, d_2, d_3, \dots, d_m) \quad \text{et} \quad \vec{y} = \text{col}(y_1, y_2, y_3, \dots, y_m) \quad (2-27)$$

Comme précisé précédemment, on cherche à trouver le modèle de résistivité qui génère des données calculées les plus proches possibles des données mesurées. On définit ainsi le vecteur \vec{r} comme étant le vecteur colonne de différences (résiduelles) entre les données observées et les données simulées de taille m tel que (Loke, 2018):

$$\vec{r} = \vec{d} - \vec{y} = \text{col}(d_1 - y_1, d_2 - y_2, d_3 - y_3, \dots, d_m - y_m) \quad (2-28)$$

La plupart des logiciels d'inversion utilisent une méthode d'optimisation par moindres carrés pour minimiser la différence entre \vec{d} et \vec{y} . Il est ainsi courant de définir une fonction-objectif E que l'on souhaite minimiser. On définit E par (Loke, 2018):

$$E = \vec{r}^T \cdot \vec{r} = \sum_{i=1}^m r_i^2 \quad (2-29)$$

Notons par ailleurs que le modèle du milieu étudié est discréteisé pour pouvoir effectuer la modélisation directe. Le lien mathématique entre les paramètres du modèle et la réponse \vec{y} est calculé par les méthodes des différences finies (Dey et Morrison, 1979a, 1979b) ou des éléments finis (Silvester et Ferrari, 1990). On peut ainsi définir le vecteur \overrightarrow{m}_k comme le vecteur des paramètres du modèle à l'itération k . Par exemple dans le cas d'un modèle de résistivité en 2D, on aurait un vecteur de taille n avec pour chaque $m_{i,k}$ une valeur de résistivité électrique si le modèle comprend n éléments :

$$\overrightarrow{m}_k = \text{col}(m_{1,k}, m_{2,k}, m_{3,k}, \dots, m_{n,k}) \quad (2-30)$$

L'équation de Gauss-Newton présentée ci-dessous est utilisée pour réduire la valeur de la fonction-objectif (Lines et Treitel, 1984). Cette équation permet d'estimer quelles sont les variations des paramètres du modèle qui permettent de se rapprocher de l'objectif (le modèle initial est souvent un modèle homogène). L'équation de Gauss-Newton s'écrit (Loke, 2018):

$$\bar{\mathbf{J}}^T \cdot \bar{\mathbf{J}} \cdot \overrightarrow{\Delta m}_k = \bar{\mathbf{J}}^T \cdot \vec{r} \quad (2-31)$$

Dans cette équation, $\overrightarrow{\Delta m_k}$ représente le vecteur des variations des paramètres du modèle à l'itération k et \bar{J} est la matrice Jacobienne de taille m par n . La matrice Jacobienne est la matrice des dérivées partielles dont les éléments s'écrivent $J_{ij} = \frac{\partial y_i}{\partial m_j}$. Chacun des ij éléments de la matrice Jacobienne indique à quel point la variation du $j^{\text{ième}}$ élément du modèle de résistivité a une influence sur la $i^{\text{ième}}$ mesure. Une fois que le vecteur $\overrightarrow{\Delta m_k}$ est calculé pour la $k^{\text{ième}}$ itération, on peut définir un nouveau vecteur de paramètres du modèle qui aura davantage convergé vers la distribution optimale des résistivités électriques du sous-sol comme (Loke, 2018):

$$\overrightarrow{m_{k+1}} = \overrightarrow{m_k} + \overrightarrow{\Delta m_k} \quad (2-32)$$

Certaines modifications ont été apportées au cours du temps à cette formulation de Gauss-Newton, notamment pour éviter de se retrouver en présence d'une matrice Jacobienne non-inversible. La méthode d'inversion par optimisation au sens des moindres carrés avec un lissage spatial proposée par Ellis et Oldenburg (1994a) est encore utilisée dans la plupart des codes d'inversion. Le lissage spatial a pour objectif de minimiser l'écart de résistivité électrique entre deux cellules adjacentes pour représenter au mieux les distributions de résistivité électrique du sous-sol. La forme mathématique de la méthode d'optimisation est (Loke, 2018):

$$(\bar{J}^T \cdot \bar{J} + \lambda \bar{F}) \cdot \overrightarrow{\Delta m_k} = \bar{J}^T \cdot \vec{r} - \lambda \bar{F} \cdot \overrightarrow{m_k} \quad (2-33)$$

où \bar{F} est la matrice de lissage spatial définie par (Loke, 2018):

$$\bar{F} = \alpha_x \bar{C}_x^T \cdot \bar{C}_x + \alpha_y \bar{C}_y^T \cdot \bar{C}_y + \alpha_z \bar{C}_z^T \cdot \bar{C}_z \quad (2-34)$$

avec \bar{C}_x , \bar{C}_y et \bar{C}_z les matrices de lissage dans les trois directions spatiales et α_x , α_y et α_z des poids relatifs appliqués aux trois filtres spatiaux et λ est un facteur d'amortissement.

L'opportunité de pouvoir appliquer des lissages spatiaux individuels dans les trois directions de l'espace est intéressant puisque de nombreuses structures géologiques présentent des couches, des strates ou des pentes orientées. Ainsi, il peut être intéressant d'imposer un lissage plus important dans les deux directions horizontales en présence d'un sous-sol stratifié. Des versions plus élaborées que la méthode d'optimisation au sens des moindres carrés présentée ci-dessus existent, et permettent notamment d'intégrer des informations géologiques extérieures aux données géophysiques et ainsi de régulariser les inversions (Loke, 2018).

Plusieurs logiciels de modélisation et d'inversion de données de résistivité électrique sont disponibles en ligne, en accès libre ou commerciaux. Ces logiciels permettent d'effectuer des inversions en 2D, 3D, 3D en suivi temporel (« *time-lapse* » en anglais) et 4D. Cette partie a pour objectif de passer en revue les principaux codes d'inversion disponibles et d'en présenter les principales caractéristiques mais elle ne se veut pas exhaustive.

Les logiciels de modélisation et d'inversion de résistivité électrique les plus couramment utilisés sont ceux développés par Geotomo Software Inc. et plus particulièrement par son CEO M.H. Loke. Geotomo Software Inc. fournit des logiciels de modélisation en 2D et en 3D : RES2DMOD (Loke, 2002a) et RES3DMOD (Loke, 2005). Ces logiciels permettent de calculer la réponse d'un modèle 2D ou 3D d'un site donné ou d'une cible à détecter, pour planifier le protocole de mesure et la grille d'électrodes appropriée à l'étude du terrain. Si par exemple la cible à détecter est d'assez faible dimension et/ou ne présente pas un fort contraste de résistivité avec le milieu encaissant, il peut être intéressant de recourir à la modélisation directe pour valider la faisabilité de l'imagerie électrique et savoir quels paramètres d'acquisition peuvent permettre de détecter la cible (Loke, 2018). Par ailleurs, des logiciels d'inversion 2D et 3D sont également disponibles : RES2DINV (Loke, 2002b) et RES3DINV (Loke, 2007). Ces logiciels permettent de procéder à des inversions 2D et 3D très rapides, avec un très grand nombre de données et de mailles pour le modèle. Même si plusieurs paramètres peuvent être modifiés par l'utilisateur pour permettre un grand nombre d'applications, l'utilisation de ces logiciels d'inversion reste très intuitive. Ces logiciels bénéficient d'une renommée internationale dans tous les domaines touchant à l'imagerie de résistivité électrique (géotechnique, hydrogéologie, exploration minière, environnement, archéologie etc.)

Ces logiciels d'inversion sont téléchargeables en ligne gratuitement mais nécessitent une clé d'activation payante. Comme le montre la Figure 2-15, les logiciels de Geotomo Software Inc. sont basés sur les méthodes des éléments finis et des différences finies (Silvester et Ferrari, 1990) avec des grilles 2D et 3D rectangulaires et parallélépipédiques. Cette géométrie simple permet d'effectuer les calculs de modélisation et d'inversion très rapidement et la topographie peut être ajoutée par la suite en déformant la grille 2D ou la surface du volume 3D (Loke, 2018). Cependant ces grilles régulières présentent des inconvénients. Il peut être difficile de raffiner le maillage dans des zones nécessitant une haute résolution sans pour autant augmenter significativement le nombre de mailles, de même qu'il peut être difficile d'intégrer au maillage des surfaces complexes comme une topographie extérieure irrégulière ou des structures internes connues de géométrie complexe.

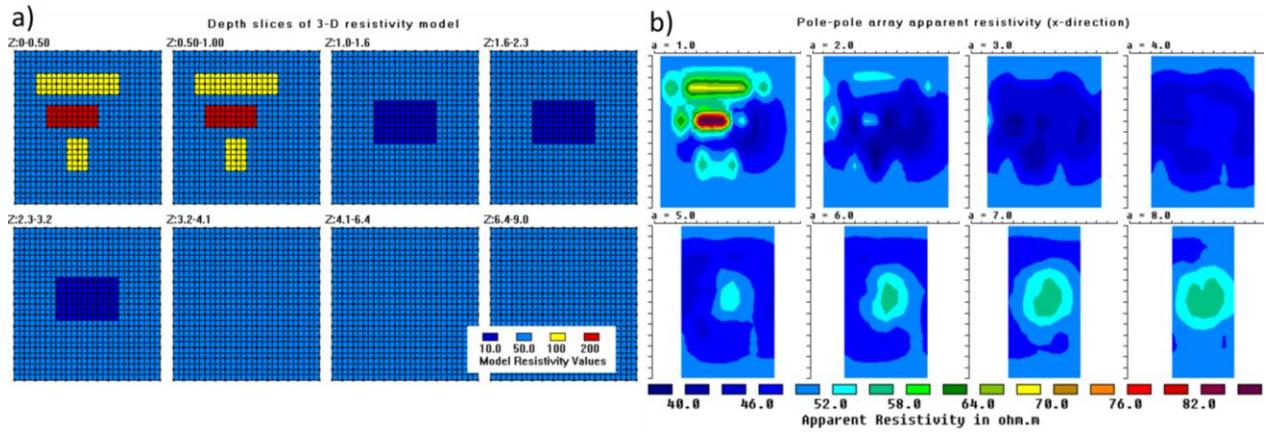


Figure 2-15 : Modélisation directe et inversion de la réponse d'un modèle simple en 3D; a) Modélisation d'un milieu 3D avec l'aide de RES3DMOD; b) Inversion des données avec RES3DINV (Loke, 2018).

Des logiciels plus récents et open-source sont disponibles en ligne et permettent de procéder à des modélisations complexes en 2D et 3D à l'aide de maillages triangulaires ou tétraédriques (voir Figure 2-16). C'est le cas du logiciel BERT développé par Günther et al. (2006) et Rücker et al., (2006) qui permet d'intégrer de l'information structurale complexe pour orienter la recherche de modèles de résistivité électrique plausibles.

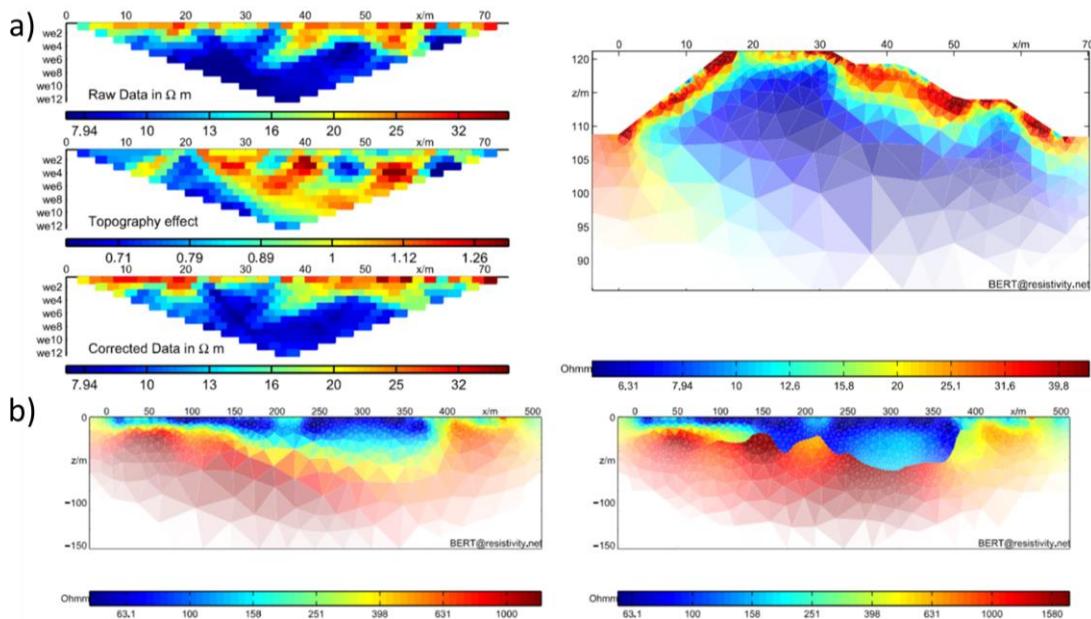


Figure 2-16 : Exemples de résultats d'inversion en 2D avec le code d'éléments finis en maillage triangulaire BERT; a) Inversion 2D avec présence d'une forte topographie, et b) inversion 2D avec ajout de contraintes géologiques extérieures pour régulariser l'inversion (Günther et al., 2017).

Pour finir, le logiciel d'inversion E4D développé par Johnson (2014) est un code d'inversion open-source qui permet de modéliser et inverser des données de résistivité pour des modèles tétraédriques 3D pouvant avoir plusieurs centaines de milliers de mailles comme le montre le modèle du volcan Stromboli sur la Figure 2-17. Ce logiciel d'inversion utilise les coeurs de l'ordinateur en parallèle, ce qui permet d'effectuer des calculs très rapidement et permet des inversions sur des modèles immenses. Le code d'inversion est entièrement programmable et il est possible de l'utiliser pour n'importe quelle problématique. Un volet time-lapse est également disponible et permet donc d'inverser des données 3D mesurées dans le temps, ce qui en fait un outil idéal pour reconstruire une imagerie de l'écoulement de l'eau dans un sous-sol complexe.

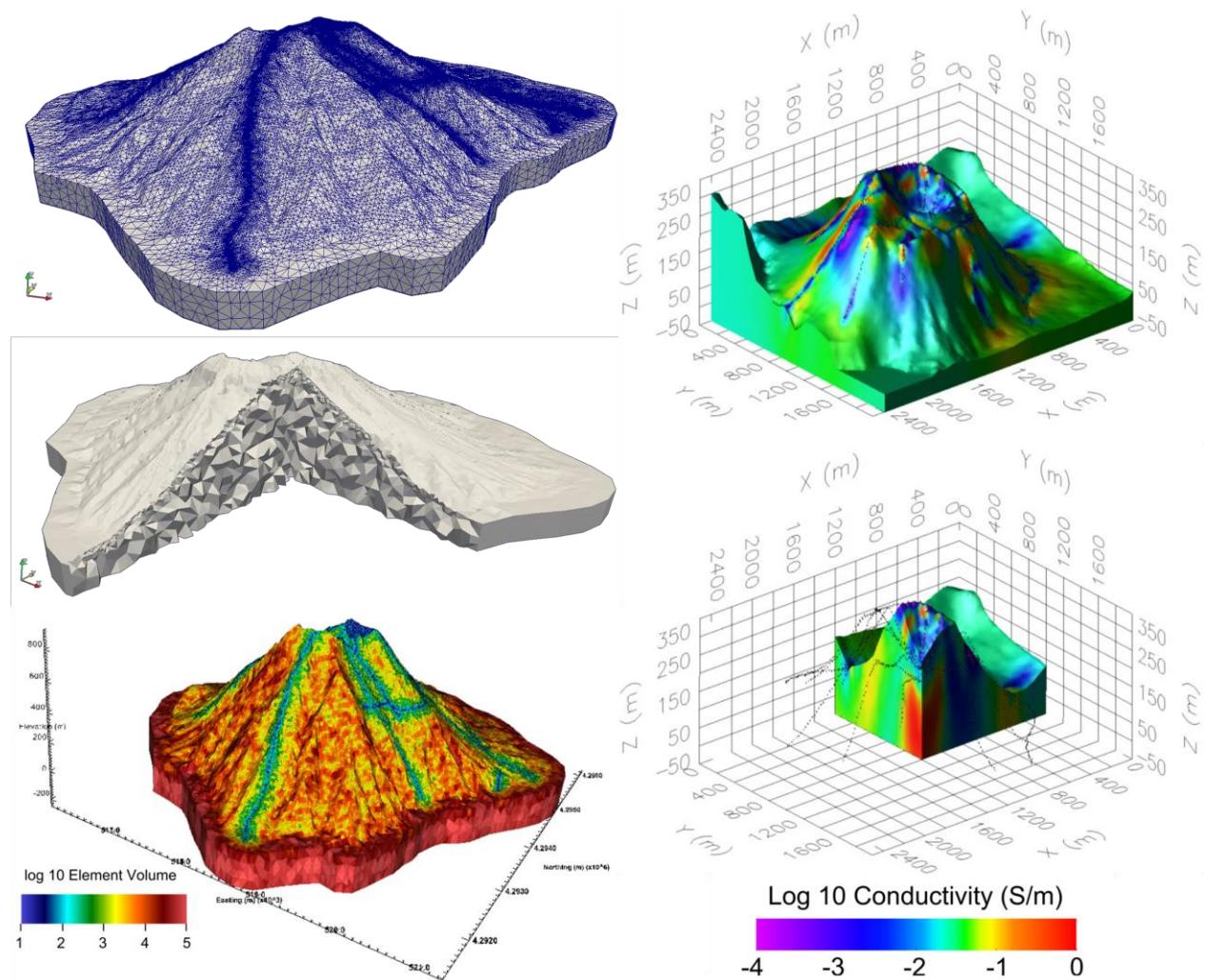


Figure 2-17 : Visualisation des capacités de modélisation 3D et d'inversion 3D du logiciel E4D (Johnson et al., 2010). Ces figures proviennent du tutoriel disponible en ligne lors du téléchargement du logiciel open-source développé par le *Pacific Northwest National Laboratory*.

2.2.2 Travaux géophysiques antérieurs sur les haldes à stériles

De nombreux travaux de géophysique ont été effectués sur les haldes à stériles du Québec pour caractériser leur structure interne à petite et grande échelle. Les premières mesures géophysiques ont été effectuées par Campos et al. (2003) et Campos (2004) à l'aide des méthodes électriques et du géoradar sur la halde de la mine Laronde en Abitibi Témiscamingue (QC). Cette étude a été complétée par les travaux de Poisson (2004) et Poisson et al. (2008) qui ont ajouté aux méthodes précédentes la méthode de conductivité électromagnétique pour investiguer la structure interne des haldes de la mine Laronde. Par la suite, Anterrieu (2006) et Anterrieu et al. (2010) ont appliqué à plus grande échelle l'imagerie électrique afin de définir la structure interne de la halde à stériles de la mine Laronde. La Figure 2-18a localise la mine Laronde et présente une photographie de la halde à stériles qui a fait l'objet des précédentes campagnes d'imagerie géophysique.

La Figure 2-18b présente un modèle 3D de la halde à stériles ainsi qu'une visualisation de l'ensemble des mesures géophysiques qui y ont été effectuées. On remarque le rectangle rose indiquant la localisation des travaux de Campos (2004) et Poisson (2004). Des profils électriques ont été produits (de faible et de grande profondeur), ainsi que des profils électromagnétiques de EM31. Des tranchées et des forages ont été réalisés pour confirmer les résultats des imageries géophysiques. Enfin l'imagerie d'un essai d'infiltration d'eau a été réalisée au cours du temps à l'aide de mesures de résistivité électrique dans la pente de la halde.

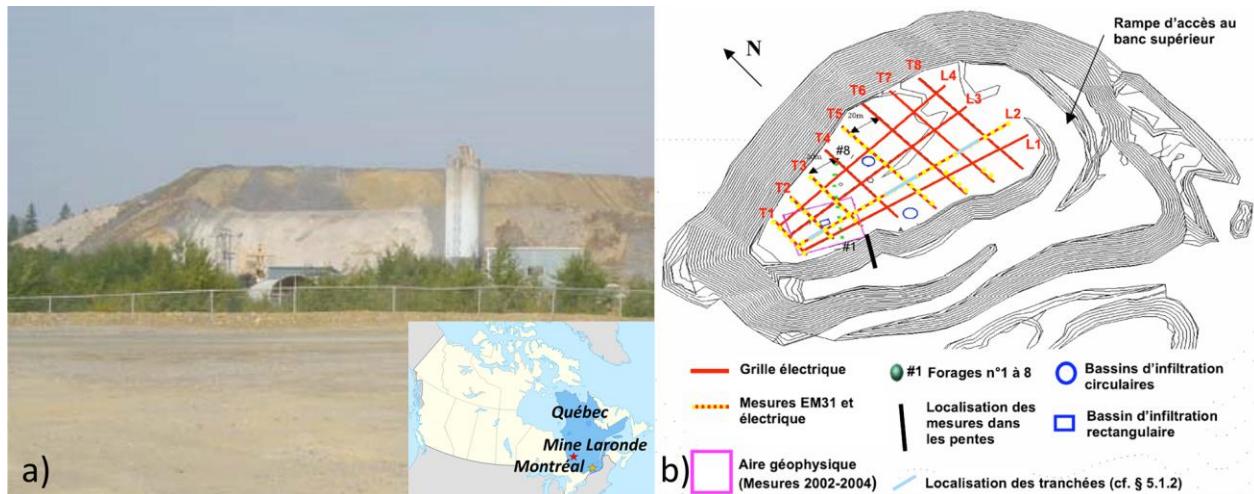


Figure 2-18 : a) Localisation de la mine Laronde au Québec et photographie de la halde à stériles imagée par les méthodes géophysique de 2002 à 2006; b) Carte topographique de la halde et emplacement des différents profils de mesure géophysique (adapté d'Anterrieu, 2006).

La section suivante présente une partie des résultats de la prospection géophysique de résistivité électrique réalisée par Anterrieu (2006) sur la halde à stériles de la mine Laronde. La Figure 2-19 présente quelques-uns des profils de tomographie de résistivité électrique obtenus selon la longueur de la halde à stériles. Ces profils de 150 à 160 m ont été réalisés avec le résistivimètre *SAS4000* Terrameter et un boîtier d'extension du nombre maximal d'électrodes *ES1064C* (ABEM Instruments) (Anterrieu et al., 2010). Les mesures en ligne inversées à l'aide de *RES2DINV* (voir section 2.2.1.3) imagent la halde à stériles jusqu'à une profondeur d'environ 12 m.

Il est intéressant de noter que les profils de résistivité électriques montrés sur la Figure 2-19b présentent tous une forte variation est-ouest. La partie ouest des profils est marqué par des valeurs de résistivité électrique relativement élevées (de l'ordre de $700 \Omega.m$) tandis que la partie est présente des valeurs de résistivité assez faibles (inférieures à $30 \Omega.m$). Une couche de stériles résistive (supérieure à $700 \Omega.m$) est aussi imagée à l'est des deux profils les plus au nord. Anterrieu (2006) propose que les différentes valeurs de résistivité électrique mises en évidence par les tomographies électriques correspondent à différents types de roches stériles et différents modes de déposition. Ainsi les zones résistives peuvent correspondre à des stériles faiblement minéralisés et de granulométrie plus grossière. Ces stériles ont une capacité de rétention d'eau assez faible, et sont par conséquent relativement secs. En revanche, les zones plus conductrices sont associées à des stériles davantage minéralisés qui sont plus compactés, et donc qui retiennent davantage l'eau. Ces résultats ont été validés en partie par les tranchées (Anterrieu et al., 2010).

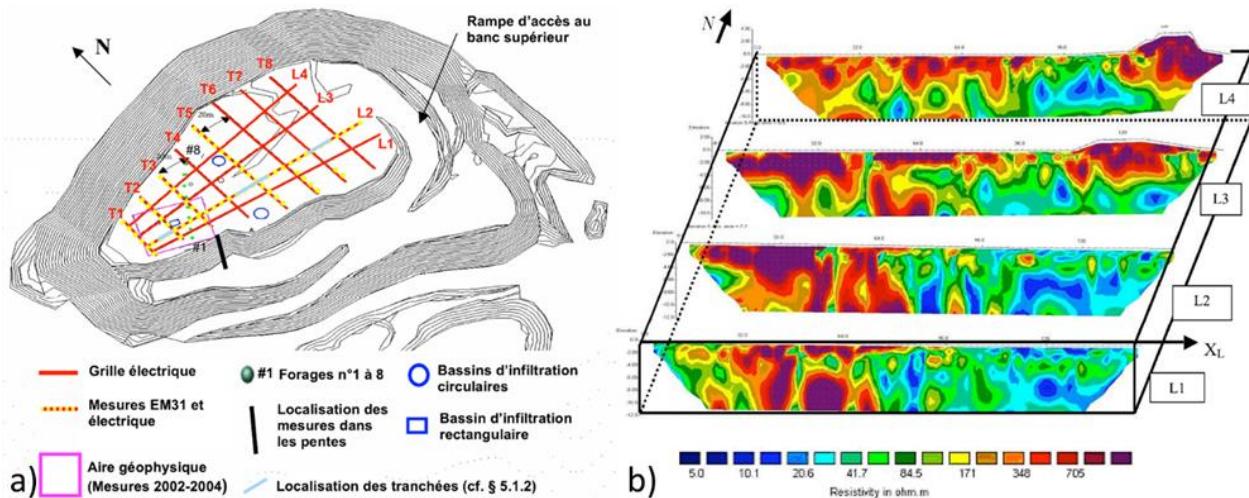


Figure 2-19 : a) Présentation de la halde et de l'emplacement des mesures géophysiques; b) Profils 2D de résistivité électrique réalisés sur la halde de la mine Laronde. Adapté d'Anterrieu (2006).

Des mesures de résistivité électrique en suivi d'un essai d'infiltration ont été réalisées en complément de l'imagerie statique présentée précédemment. On distingue sur la Figure 2-18 l'emplacement d'un profil de résistivité électrique dans la pente au sud-ouest de la halde. Cette section de la halde est agrandie sur le schéma présenté à la Figure 2-20 qui montre la localisation de trois profils électriques dans la pente qui ont été réalisés avant un essai d'infiltration (Anterrieu et al., 2010). Une mesure de tomographie électrique a également été effectuée après un essai d'infiltration d'une durée de 1h30 afin de mesurer l'impact de l'infiltration de l'eau sur la distribution de résistivité électrique dans le milieu (Anterrieu, 2006).

La Figure 2-20b présente les zones de résistivité électrique où la teneur en eau volumique a augmenté de plus de 0 %, 20 %, 40 % et 55 %. Ces valeurs de variations de teneur en eau ont été calculées à partir des valeurs de résistivité électrique reconstruites par inversion avant et après l'infiltration à l'aide de la loi d'Archie (1942) (voir section 2.2.3.1). Une résistivité électrique de l'eau constante au cours de l'infiltration a été utilisée. On peut voir que pour la quasi-totalité du profil imagé, la teneur en eau volumique a augmenté après l'infiltration. On remarque également que les zones où la teneur en eau volumique a augmenté le plus sont des zones obliques, relativement étroites. Anterrieu et al. (2010) proposent que ces zones correspondent à des stratifications de matériau pseudo-parallèles à la ligne de pente liées à la méthode de déposition des stériles. Ces résultats sont les premiers du genre et montrent que la géophysique peut apporter des informations supplémentaires décrivant l'infiltration de l'eau.

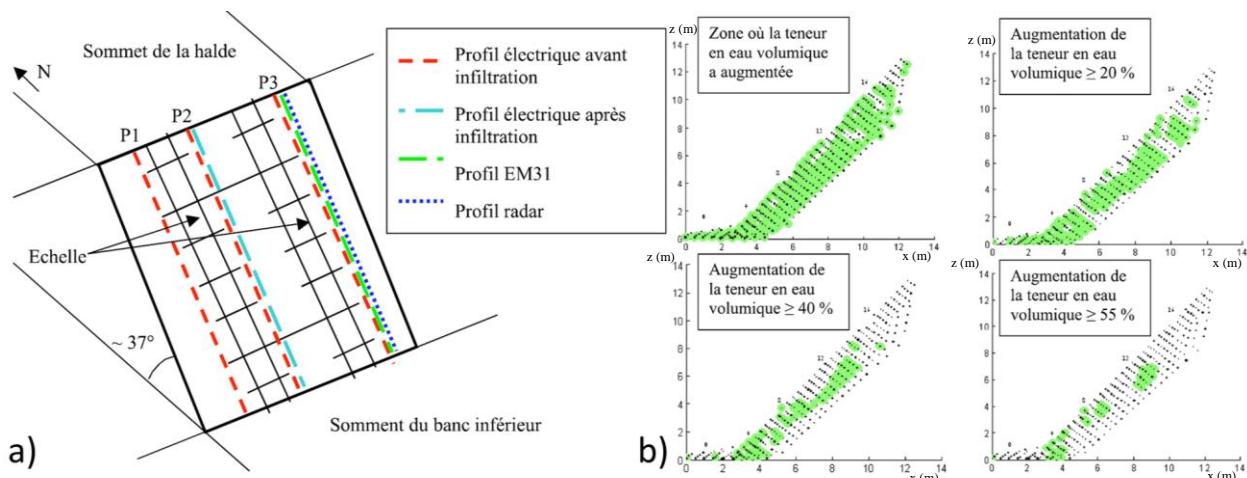


Figure 2-20 : a) Vue détaillée du dispositif d'imagerie de l'écoulement de l'eau dans la pente de la halde imagée par la géophysique; b) Tomographies 2D de la variation de teneur en eau volumique suite à un arrosage de la pente imagées à l'aide de deux mesures électriques (Anterrieu, 2006).

2.2.3 Propriétés électriques des stériles de la mine du Lac Tio

Cette partie a pour objectif de passer en revue les propriétés électriques des roches, et plus particulièrement des stériles de la mine du Lac Tio. Les résultats géophysiques précédents (Campos, 2004; Poisson, 2004; Anterrieu, 2006) ont montré que la méthode de résistivité électrique est un outil intéressant aussi bien pour imager la structure interne des haldes que pour apporter des informations complémentaires relatives à l'écoulement de l'eau dans les haldes.

2.2.3.1 Généralités sur les propriétés électriques des stériles

La résistivité électrique d'un milieu traduit sa capacité à conduire le courant électrique; plus la résistivité électrique d'un milieu est faible, et plus le courant électrique le traversera facilement. La résistivité électrique d'un milieu dépend de plusieurs paramètres, les uns propres au type de matériaux, les autres propres au fluide intersticiel présent dans les pores du matériau (Loke, 2018). Les paramètres qui influencent la résistivité électrique d'un milieu sont par exemple la minéralisation des grains solides, la surface spécifique de ces grains, ainsi que la porosité du milieu. Ces paramètres influencent la résistivité électronique (ou conductivité électronique). Les caractéristiques propres au fluide interstiel qui influencent la résistivité électrique d'un milieu sont par exemple la teneur en eau, la température ainsi que la résistivité électrique du fluide. Ces paramètres influencent la résistivité électrolytique (ou conductivité électrolytique).

La Figure 2-21 synthétise les valeurs de résistivité électrique rencontrées dans la littérature pour un grand nombre de types de sol, de roches et d'autres matériaux à divers degrés de saturation (Keller et Frischknecht, 1966; Daniels et Alberty, 1966; Telford et al., 1990; Loke, 2018). De manière générale, les roches ignées et métamorphiques ont des résistivités électriques très élevées, variant très fortement selon que les roches soient fracturées et saturées ou non (près de six ordres de grandeur pour les schistes par exemple). Les roches sédimentaires sont généralement plus poreuses avec des plus grandes teneurs en eau, ce qui les rend davantage conductrices. De même, les sédiments non consolidés ont souvent des valeurs de résistivité encore plus faibles dues à leur grande porosité et la teneur en eau et en argile. L'eau souterraine a des valeurs de résistivité électrique allant de 10 à 100 $\Omega \cdot m$ qui dépend de la concentration en solides dissous totaux (l'eau de mer est très conductrice 0.2 $\Omega \cdot m$). La résistivité électrique des minéraux est très spécifique : par exemple la résistivité des sulfures purs (pyrrhotite, pyrite) et des oxydes (hématite) est très basse et dépend du degré de minéralisation (Loke, 2018).

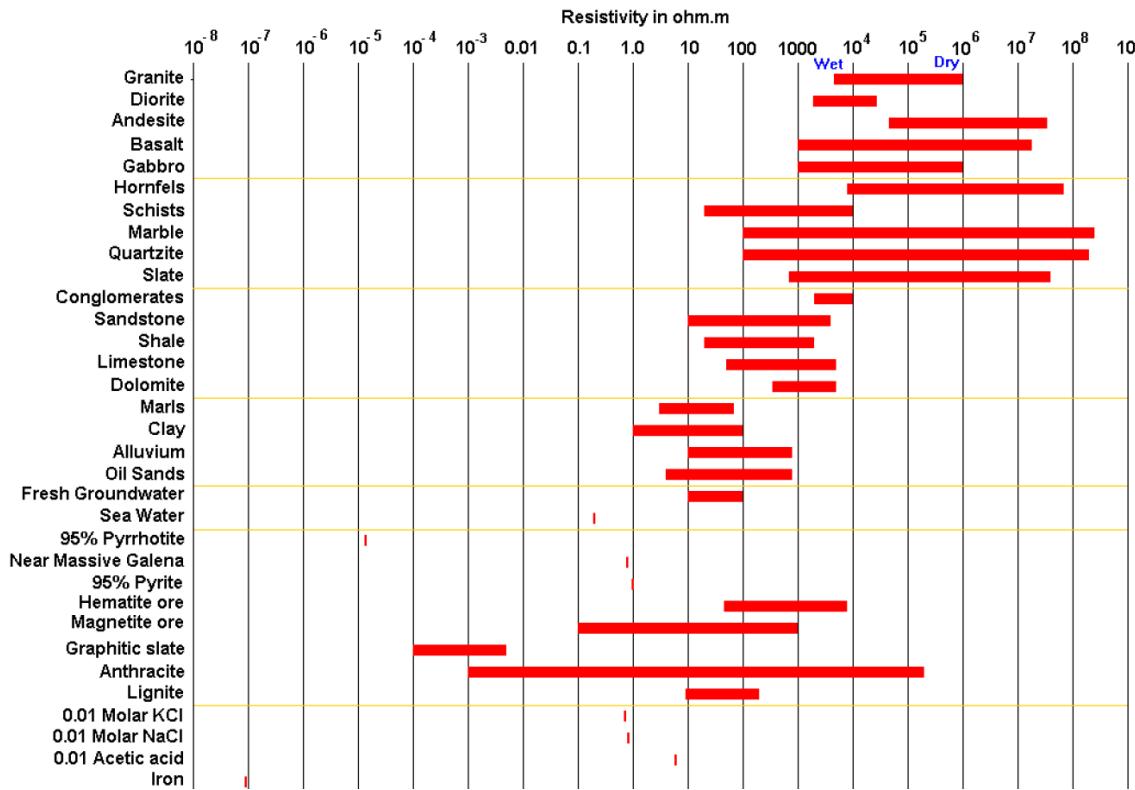


Figure 2-21 : Plages de valeurs de résistivité électrique des principaux types de sols, de roches et d'autres matériaux à différents degrés de saturation (Loke, 2018).

Plusieurs relations pétrophysiques relient les propriétés électriques des roches et des sols à la quantité ainsi qu'à la qualité de l'eau interstitielle. La relation la plus couramment utilisée est la loi d'Archie (1942) qui suppose qu'aucun courant électrique ne passe par les grains solides ni par leur surface :

$$\rho_b = a \cdot \phi^{-m} \cdot S_r^{-n} \cdot \rho_w \sim \frac{\rho_w}{(\phi \cdot S_r)^2} \sim \frac{\rho_w}{\theta^2} \quad (2-35)$$

où ρ_b et ρ_w sont respectivement les résistivités électriques du milieu (« *bulk resistivity* » en anglais) et de l'eau interstitielle en $\Omega \cdot m$, ϕ est la porosité (sans unité) et S_r est le degré de saturation. Les paramètres a , m et n sont des constantes vérifiant habituellement (Loke, 2018) :

$$\begin{cases} 0.5 \leq a \leq 2.5 \\ 1.3 \leq m \leq 2.5 \\ n \approx 2 \end{cases} \quad (2-36)$$

Des modèles plus complexes que la loi d'Archie prennent en compte la conduction ionique qui s'effectue à la surface où la conduction électronique dans les grains solides (Waxman et Smits, 1968; Custis, 1994a).

2.2.3.2 Mesure des propriétés électriques des stériles du Lac Tio en laboratoire

Intissar (2009) a procédé à une caractérisation des stériles de la mine du Lac Tio à Havre-Saint-Pierre (QC) de manière assez similaire aux travaux réalisés sur les haldes de la mine Laronde par Campos (2004), Poisson (2004) et Anterrieu (2006). La mine du Lac Tio (Rio Tinto Fer et Titane) exploite un gisement d'hémo-ilménite à ciel ouvert et génère des grandes quantités de roches stériles formées d'anorthosite (très faiblement minéralisée) et d'ilménite présentant une minéralisation inférieure à 76 % (Intissar, 2009; WSP, 2014; Martin et al., 2017). La Figure 2-22 présente la colonne instrumentée utilisée par Intissar (2009) pour effectuer la caractérisation en laboratoire des deux types de stériles générés sur le site de la mine du Lac Tio. Ces échantillons de roches stériles d'ilménite et d'anorthosite ont aussi été soumis à des analyses granulométriques, géochimiques et minéralogiques (Plante et al., 2008; Pépin et al., 2008; Pépin, 2009). Des protocoles de mesure standard ont été utilisés dans la colonne et les facteurs géométriques ont été obtenus en effectuant les mesures avec la colonne remplie d'eau de résistivité connue et par modélisation numérique avec COMSOL (2007). Intissar (2009) a montré que les facteurs géométriques obtenus par ces deux approches sont très similaires. Les propriétés de base des stériles ont été mesurées et la colonne a été remplie de matériel selon un protocole spécifique décrit en détail par Intissar (2009).

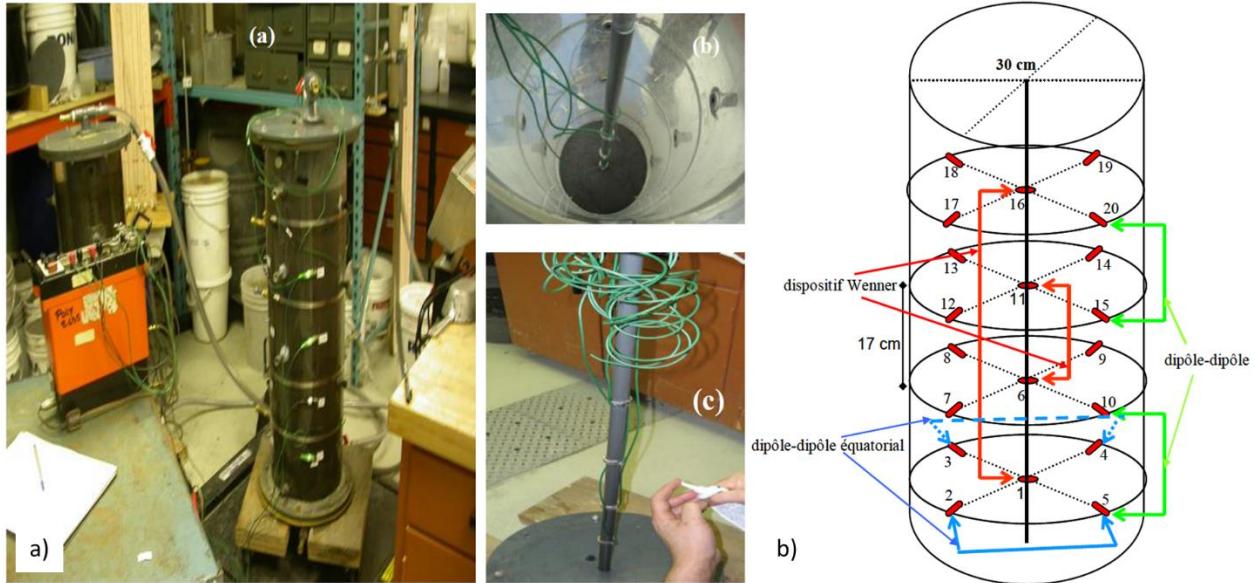


Figure 2-22 : Caractérisation en laboratoire des propriétés hydrogéologiques et électriques des deux principaux types de stériles générés sur le site de la mine du Lac Tio (Intissar, 2009).

La colonne instrumentée et remplie avec les stériles a été saturée avec différents électrolytes, les mesures de tomographie électrique ont été effectuées dans les cas suivants (Intissar, 2009):

- eau distillée avec une résistivité électrique de $\rho_w = 2257 \Omega \cdot m$ pour des stériles d'ilménite et d'anorthosite (correspondant à une conductivité électrique de $\sigma_w = 4.4 \mu S/cm$).
- eau avec une résistivité électrique $\rho_w = 1.8 \Omega \cdot m$ pour l'anorthosite ($\sigma_w = 5556 \mu S/cm$)
- eau avec une résistivité électrique $\rho_w = 17.25 \Omega \cdot m$ pour l'anorthosite ($\sigma_w = 580 \mu S/cm$)

Intissar (2009) indique que l'eau distillée utilisée pour saturer la colonne de stériles d'ilménite a été récupérée après une période de 15 jours. La résistivité électrique de cette eau a considérablement diminué après son séjour au contact de l'ilménite; elle est passée de $\rho_w = 2257 \Omega \cdot m$ à $\rho_w = 64.5 \Omega \cdot m$. Cette eau a été analysée au laboratoire de géochimie analytique de Polytechnique de Montréal et la diminution de la résistivité électrique de l'eau a été attribuée en grande majorité à la très importante concentration d'ions calcium (114 mg/L contre 0.18 mg/L pour l'eau distillée). C'est cette nouvelle valeur de résistivité électrique de l'eau ($\rho_w = 64.5 \Omega \cdot m$) qui a été retenue par Intissar (2009) pour l'établissement des relations pétrophysiques.

Intissar (2009) a considéré que l'eau présente dans la colonne de stériles d'anorthosite (initialement de l'eau distillée) présente une résistivité électrique de $\rho_w = 64.5 \Omega \cdot m$.

La colonne remplie de stériles d'ilménite (respectivement de stériles d'anorthosite) et saturée avec de l'eau distillée a ensuite été laissée au repos pendant 5 jours puis drainée pendant 15 jours. Un niveau d'eau de 10 cm a été maintenu dans la colonne pour mesurer la résistivité électrique à saturation. Les mesures de tomographie de résistivité électrique ont été effectuées avec les électrodes à différentes hauteurs dans la colonne après 15 jours de drainage. Le démontage des colonnes a ensuite été réalisé par tranches de 5 cm. Les teneurs en eau volumique et la porosité ont été mesurées pour les tranches et le profil de degré de saturation des colonnes au moment du démontage a été reconstitué et est représenté sur la Figure 2-23a. On remarque dans un premier temps que l'anorthosite semble avoir une meilleure capacité de rétention de l'eau, ce qui est contraire aux analyses granulométriques qui ont montré que l'ilménite contenait plus de particules fines que l'anorthosite. Par ailleurs, des degrés de saturation supérieurs à 100% sont obtenus dans les colonnes. Ces résultats sont discutés plus en détail dans Intissar (2009) et les erreurs de mesure sont attribuées au processus de démontage des colonnes de stériles d'ilménite et d'anorthosite.

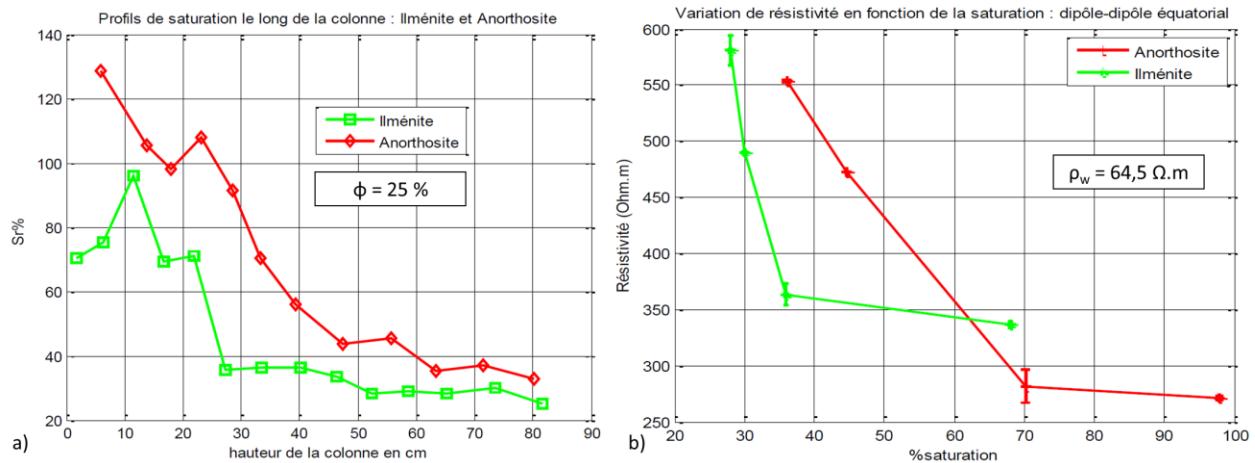


Figure 2-23 : a) Profil de degré de saturation de la colonne d’ilménite (vert) et d’anorthosite (rouge) après une période de drainage de 15 jours; b) Variation de la résistivité électrique dans la colonne en fonction du degré de saturation dans les colonnes d’ilménite et d’anorthosite (Intissar, 2009).

La Figure 2-23b présente l’influence du degré de saturation sur la résistivité électrique du milieu pour les deux stériles (ilménite en vert et anorthosite en rouge). L’eau interstitielle a été analysée dans le cas des stériles d’ilménite et présente une résistivité $\rho_w = 64.5 \Omega \cdot m$. On remarque que la résistivité électrique augmente quand le degré de saturation baisse. Notons que les porosités des stériles dans les deux colonnes sont équivalentes ($\phi = 25 \%$). Il est surprenant que l’anorthosite soit plus conductrice que l’ilménite pour les hauts degrés de saturation. Ce résultat est contre-intuitif puisque l’ilménite est considérablement plus minéralisée que l’anorthosite (Intissar, 2009).

Les résultats des mesures en laboratoire ont été comparés aux résultats pétrophysiques prédis par la loi d’Archie (1942) et le modèle de Waxman et Smits (1968) avec les paramètres décrits sur la Figure 2-24. On remarque que les résistivités électriques mesurées sont significativement plus basses que les celles prédictes par la loi d’Archie (1942). Ce résultat est cohérent pour l’ilménite puisque la loi d’Archie ne prend pas en compte la conduction électronique qui peut se produire dans les grains minéralisés d’ilménite et la conduction de surface à l’interface grain-eau. En revanche, la conduction électronique devrait être faible pour l’anorthosite puisqu’il s’agit d’un matériau très résistant : la loi d’Archie devrait donc être applicable pour la colonne de stériles d’anorthosite. Intissar (2009) présente également une prédiction de la résistivité électrique en prenant en compte la conductivité de surface à l’aide du modèle de Waxman et Smits (1968). La conductivité de surface a été estimée à l’aide de la mesure de la résistivité électrique pour une colonne d’anorthosite saturée avec des électrolytes de nature différente (Intissar, 2009).

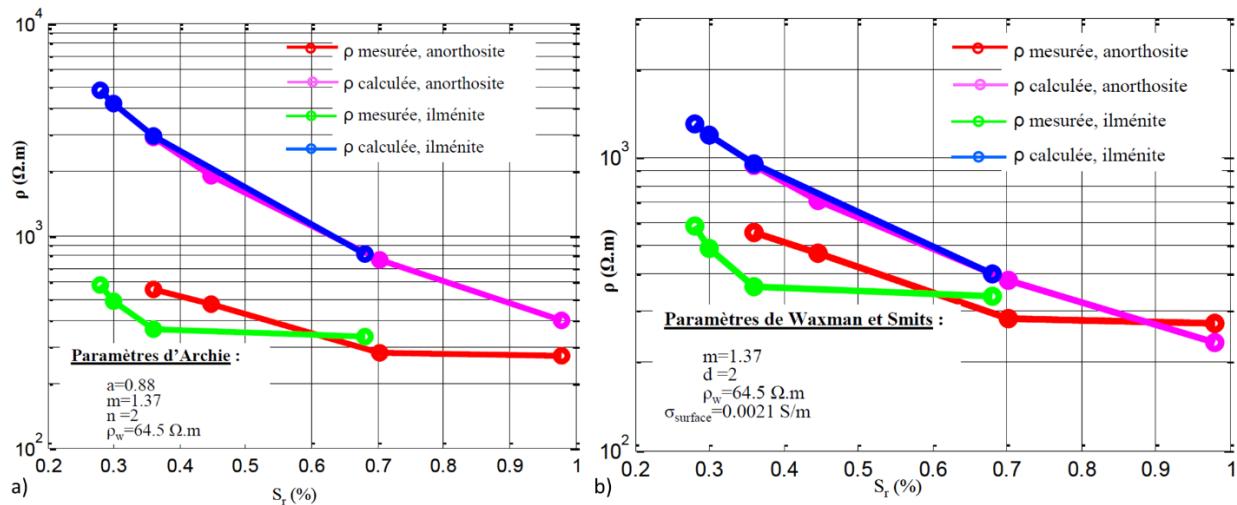


Figure 2-24 : Comparaison des résistivités électriques mesurées et simulées obtenues pour les colonnes d'anorthosite et d'ilménite en laboratoire et les modèles pétrophysiques a) d'Archie (1942) et b) de Waxman et Smits (1968). D'après Intissar (2009).

Les travaux de caractérisation des stériles de la mine du Lac Tio menés en laboratoire par Intissar (2009) ont permis de définir un protocole pour évaluer les propriétés hydrogéologiques (comme la courbe de rétention d'eau) et les propriétés électriques des roches stériles. Ces paramètres ont ensuite été rassemblés pour fournir une évaluation expérimentale des propriétés pétrophysiques pour des échantillons de stériles. Dans certains cas, les modèles existants comme la loi d'Archie (1942) sont incomplets puisque la conduction de surface et la conduction électronique des grains minéralisés n'est pas prise en compte. Ces résultats ont aussi montré de grandes incertitudes concernant l'estimation du profil de saturation ainsi que l'estimation des résistivités électriques de l'eau dans la colonne (Intissar, 2009). L'estimation des propriétés pétrophysiques de matériaux comme les stériles miniers peut être difficile à réaliser mais est pourtant cruciale pour que les données de résistivité électrique puissent être interprétées qualitativement et quantitativement et reliées aux paramètres hydrogéologiques tels que la teneur en eau ou la résistivité électrique de l'eau. Le travail présenté par Intissar (2009) constitue une base très utile pour les futurs travaux de caractérisation électrique en laboratoire.

2.2.3.3 Mesure des propriétés électriques des stériles sur les haldes de la mine du Lac Tio

Une portion des stériles de la mine du Lac Tio (Havre-Saint-Pierre) a également été caractérisée sur le terrain par la méthode électrique au cours de l'été 2008 (Intissar, 2009). La Figure 2-25 présente la localisation des profils électriques effectués sur la halde à stériles Petit Pas. Il s'agit d'une des plus grandes haldes de la mine du Lac. Cinq profils de résistivité de grande profondeur ont été effectués (en rouge) et neuf profils de proche surface ont été enregistrés (en vert). Les données de résistivité ont été obtenues avec des protocoles standard et ont été inversées en utilisant le logiciel RES2DINV (Loke, 2002b) de manière analogue aux travaux de Campos (2004), Poisson (2004) et Anterrieu (2006) réalisés sur d'autres haldes à stériles.

Les profils de résistivité sont ici représentés avec une échelle de couleur inversée par rapport à toutes les tomographies de résistivité présentées ailleurs dans ce mémoire. Ainsi les zones les plus résistantes sont ici représentées en bleu tandis que les zones les plus conductrices sont représentées en rouge. On remarque de manière générale que les stériles de la halde Petit Pas sont globalement conducteurs avec des valeurs moyennes autour de $400 - 500 \Omega \cdot m$. Des zones plus résistives sont présentes en surface et à l'ouest. Une zone très conductrice a été mise en évidence à environ 6 m de profondeur, principalement sur la partie la plus au nord de la zone I (Intissar, 2009). Ces zones conductrices sont assimilées à des stériles minéralisés et relativement denses.

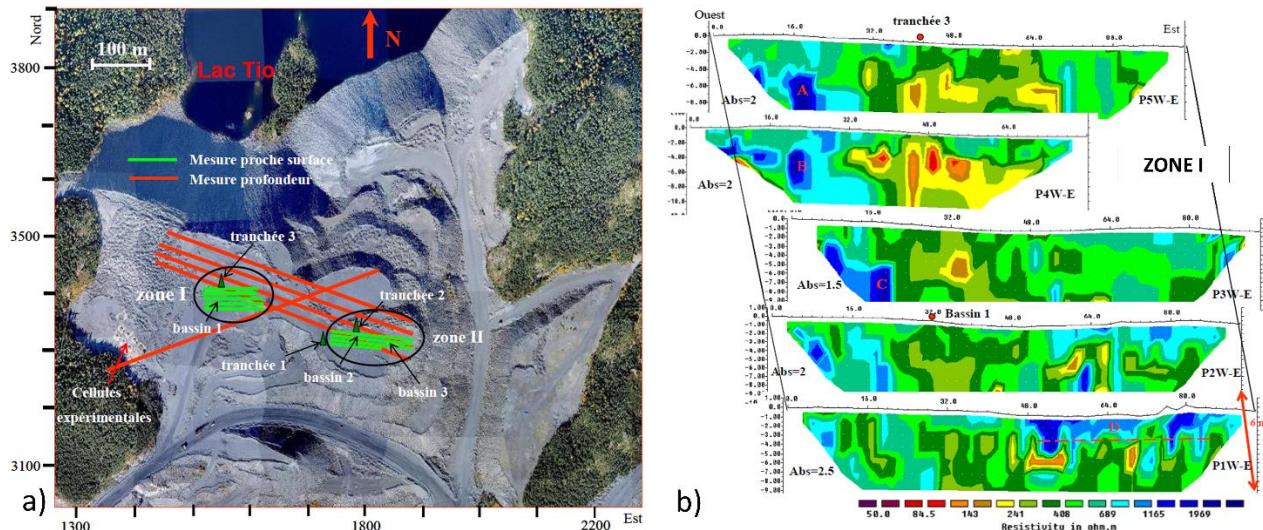
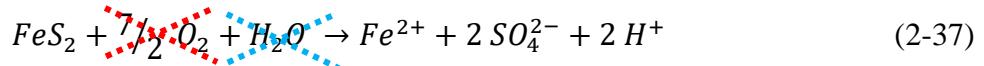


Figure 2-25 : Principaux résultats des mesures électriques sur la halde Petit Pas à la mine du Lac Tio (Havre-Saint-Pierre); a) Photographie aérienne et emplacement des profils de résistivité électrique sur la Zone I; b) Profils de résistivité de proche surface. Adapté d'Intissar (2009).

2.3 Halde à stériles expérimentale

2.3.1 Contrôle des écoulements en restauration minière

Les haldes à stériles sont des ouvrages aux dimensions considérables et qui peuvent présenter des problématiques géotechniques et environnementales. Les processus en jeu lors du drainage contaminé dans les haldes à stériles ont été détaillés, ainsi que les principales caractéristiques hydrogéologiques des haldes à stériles. À partir de ces connaissances, quelques méthodes ont été proposées pour limiter la génération du drainage contaminé (Aubertin et al., 2002a, 2015, 2016). Ces méthodes consistent à contrôler l'écoulement de l'eau ou de l'air dans les haldes à stériles pour limiter à la source la production de DMA ou de DNC. L'objectif de ces approches est donc de limiter l'apport en réactifs de la réaction d'oxydation des sulfures, c'est-à-dire d'après l'équation (2-1) en limitant l'apport de dioxygène O_2 ou en limitant l'apport en eau H_2O :



Le premier type de méthode vise à créer une barrière à l'oxygène, le second type vise à créer une barrière à l'eau (Aubertin et al., 2002a). Différents types de barrières à l'oxygène et à l'eau existent et le choix de ces méthodes dépend de chaque site, c'est-à-dire du type de contamination, du volume des stériles générateurs de drainage, du climat, de la topographie du site et du système hydrologique environnant. Quelques solutions de restauration ont été proposées dans le contexte des haldes à stériles du Québec (Aubertin et al., 2011b, 2013; Gouvernement du Québec, 2016) :

- enfouissement des stériles générateurs dans les chantiers des opérations souterraines
- remblayage des fosses à ciel ouvert avec les stériles réactifs
- gestion intégrée des stériles et séparation des stériles en fonction de leur potentiel de génération d'acide et de lixiviation des métaux
- ennoiement des stériles générateurs pour limiter l'apport en oxygène : sous terre, dans les fosses ou sous la nappe phréatique
- recouvrement des stériles générateurs par des couches imperméables à l'eau ou à l'oxygène.
- co-disposition des stériles dans les parcs à résidus pour les stabiliser et favoriser le drainage et la consolidation

Le volume des roches stériles potentiellement génératrices de DMA ou de DNC est une limitation importante pour la majorité de ces solutions. En effet, les volumes de stériles générés lors des opérations à ciel ouvert sont tels qu'il est impossible d'enfouir tous les stériles ou de tous les disposer dans les parcs à résidus (Aubertin et al., 2002a). L'ennoiement des stériles ou le remplissage des fosses avec les stériles est une option prometteuse encore en cours d'étude puisqu'elle pose des questions relatives à la géotechnique et aux systèmes hydrogéologiques.

En pratique, il est presque toujours nécessaire de stocker les roches stériles sous la forme de haldes à stériles en milieu non saturé. Dans ces conditions, et en climat humide, le recouvrement multicouche proposé initialement par Aubertin et Chapuis (1991) constitue une méthode efficace et relativement facile à mettre en place (Aubertin et al., 2002a, 2005). Une représentation schématique d'un recouvrement multicouche idéalisé est présentée sur la Figure 2-26. La superposition de cinq couches ayant des rôles spécifiques permet de contrôler l'écoulement de l'eau ou de l'oxygène dans les rejets ou stériles potentiellement générateurs de drainage contaminé.

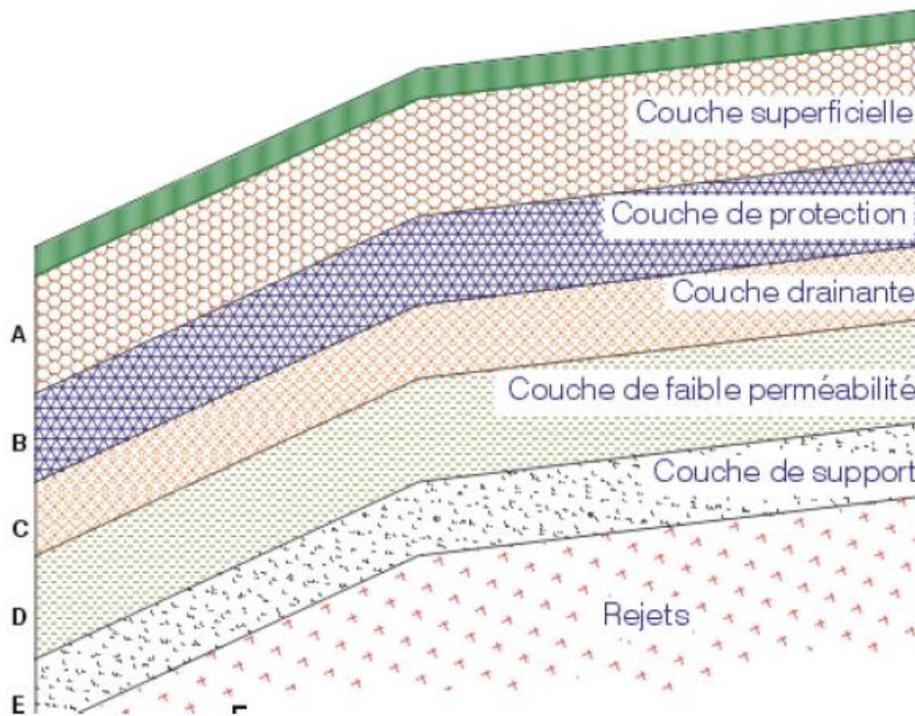


Figure 2-26 : Recouvrement multicouche idéalisé pour limiter l'écoulement d'eau et les flux d'oxygène dans les stériles et rejets. Proposé par Aubertin et Chapuis (1991).

La couche superficielle (A) a pour rôle de protéger l'ensemble de la structure de l'érosion. Elle est souvent composée de sols organiques et a une épaisseur de 15 à 20 cm. La couche de protection

(B) est un peu plus épaisse (de 30 à 50 cm) et a pour rôle de protéger les couches sous-jacentes des perturbations extérieures animales, humaines ou végétales. Cette couche peut être composée de roches concassées et elle sert aussi à limiter l'effet des cycles de mouillage-séchage et de gel-dégel. La couche drainante (C) est souvent composée de sable ou de gravier et a pour fonction de contrôler le drainage et l'infiltration dans la couche inférieure. Une pente de 2 % à 5 % permet de favoriser les écoulements latéraux et la déviation latérale de l'eau. Il n'y a presque pas de remontée capillaire dans cette couche drainante et elle limite l'évaporation, ce qui limite l'assèchement de la couche de faible perméabilité (D) située en dessous. Cette couche de faible perméabilité (D) limite les infiltrations d'eau et d'oxygène et peut être composée de sols fins (argileux ou silteux). Elle repose sur une couche de support (E) constituée de matériaux granulaire comme du sable ou du gravier ou peut être constituée de stériles. De même que pour la couche drainante, cette couche de support est de granulométrie plus grossière que la couche de faible perméabilité (D). Il se développe un effet de barrière capillaire (Nicholson et al., 1989; Bussière et al., 2003a), ce qui favorise la rétention d'eau dans la couche de faible perméabilité, et limite les flux d'eau et d'oxygène vers les stériles.

Il peut être intéressant de revenir aux courbes de rétention d'eau et aux fonctions de perméabilité pour expliquer le principe du développement d'un effet de barrière capillaire à l'interface entre un matériau grossier et un matériau fin. La Figure 2-27 présente les CRE et les fonctions de perméabilités de deux matériaux : un sable ici considéré comme étant le matériau fin et les stériles d'ilménite QIT qui sont ici les matériaux grossiers (Peregoedova, 2012). On remarque, en comparant les CRE des deux matériaux, que pour la même succion, le matériau grossier sera désaturé plus rapidement que le matériau fin. Cette désaturation du matériau grossier crée un contraste de conductivité hydraulique entre le matériau fin et le matériau grossier. On remarque en effet sur la fonction de perméabilité qu'à l'interface entre les deux matériaux (i.e. pour une même succion), la conductivité hydraulique du matériau peut être plus faible que celle du matériau fin en conditions non saturées. Ce contraste limite l'écoulement vertical à travers l'interface et provoque une accumulation de l'eau juste au-dessus de l'interface. Si cette eau n'est pas évacuée, la pression interstitielle peut augmenter jusqu'à atteindre la pression résiduelle ψ_r (WEV) du matériau grossier, ce qui provoquera l'infiltration de l'eau dans le matériau grossier. En revanche, si une pente permet un écoulement latéral suffisamment rapide pour évacuer latéralement l'eau qui s'accumule au-dessus de l'interface, alors l'infiltration de l'eau dans le matériau grossier peut être considérablement limité (Bussière et al., 2003; Aubertin et al., 2009).

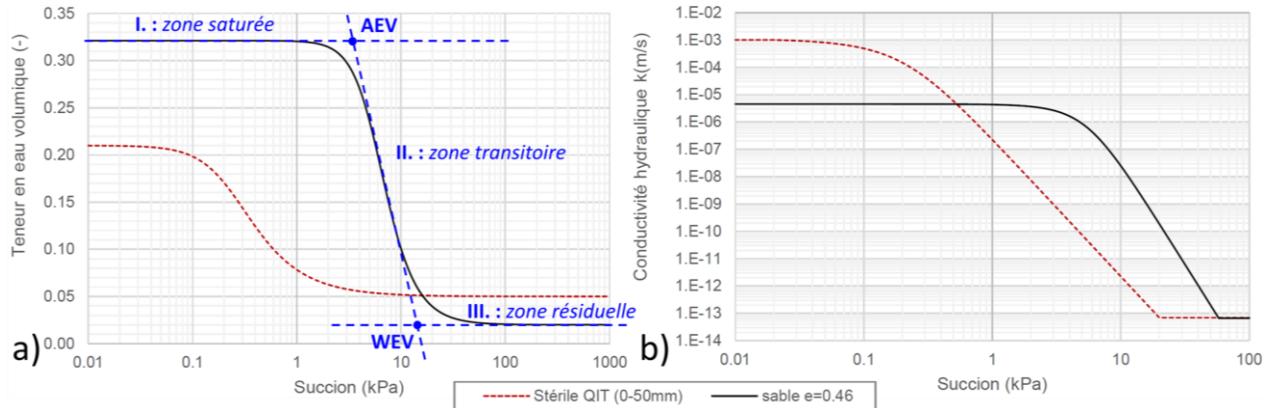


Figure 2-27 : a) Courbes de rétention d'eau pour les stériles d'ilménite (rouge) et pour le sable (noir) trouvées à partir du modèle de van Genuchten (1980); b) Fonctions de perméabilité calculées par le modèle de Mualem (1976) pour le sable et les stériles d'ilménite. (Adapté de Peregoedova 2012).

L'efficacité des barrières à oxygène peut être affectée par la présence de pentes sur les haldes à stériles (Aubertin et al., 2002a, 2005, 2009). En revanche, le développement d'un effet de barrière capillaire entre un matériau fin et un matériau grossier peut être utilisé pour dévier latéralement les eaux de précipitation, et ainsi limiter considérablement l'infiltration de l'eau dans les stériles. La capacité de déviation a été étudiée à l'aide de modélisations numériques par Bussière et al. (2003), Martin et al. (2004), Fala et al. (2005) et Aubertin et al. (2009) entre autres.

Aubertin et al. (2009) présentent une méthodologie pour estimer la capacité de diversion d'une couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC). Il existe une zone à partir de laquelle la succion dans la couche de matériaux fins atteint la succion résiduelle de la couche de matériaux grossiers. À partir de cette zone appelée DDL (acronyme de « *Down Dip Limit* » en anglais (Aubertin et al., 2009)) la déviation latérale de l'eau n'est pas assez rapide pour empêcher l'infiltration verticale de l'eau dans les stériles grossiers comme le montre la Figure 2-28. Le modèle numérique présenté sur la Figure 2-28b a été utilisé pour simuler l'écoulement qui a lieu dans la halde pour des conditions de précipitation variées et des propriétés de la CEBC variées également (par exemple l'épaisseur des couches, l'inclinaison). Ces modélisations ont permis d'évaluer la longueur de déviation pour des paramètres spécifiques de la CEBC. Il est également possible de sélectionner les caractéristiques de la CEBC pour assurer une longueur de déviation suffisante avec des conditions de précipitations spécifiques.

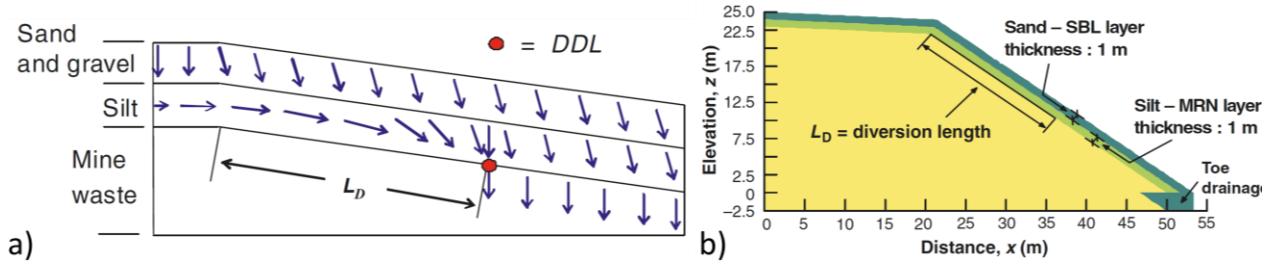


Figure 2-28 : a) Représentation schématique de l’écoulement de l’eau dans une couverture inclinée de silt et de sable placée au-dessus de stériles grossiers. Adapté de Bussière (1999). b) Modèle numérique d’un banc d’une halde avec une CEBC utilisé pour évaluer la capacité de diversion de la couverture avec différents paramètres. (Tiré de Aubertin et al., 2009).

Un des atouts de cette méthode de restauration minière est qu’elle est relativement facile à appliquer sur un site tel que la mine du Lac Tio. En effet, les travaux de géophysique réalisés sur les haldes à stériles (Campos, 2004; Poisson, 2004; Anterrieu, 2006; Intissar, 2009) ainsi que les observations visuelles et l’analyse des méthodes de déposition des stériles ont montré qu’il existe des stratifications subhorizontales de matériaux fins et compactés alternant avec des zones de stériles grossiers. Il serait donc possible d’incliner ces couches de matériaux fins et de contrôler leur déposition (épaisseur des couches, granulométrie ...) afin de produire la structure interne présentée schématiquement sur la Figure 2-29 (proposée par Aubertin et al., 2013). L’eau de précipitation est déviée latéralement et ne s’infiltre pas dans les stériles.

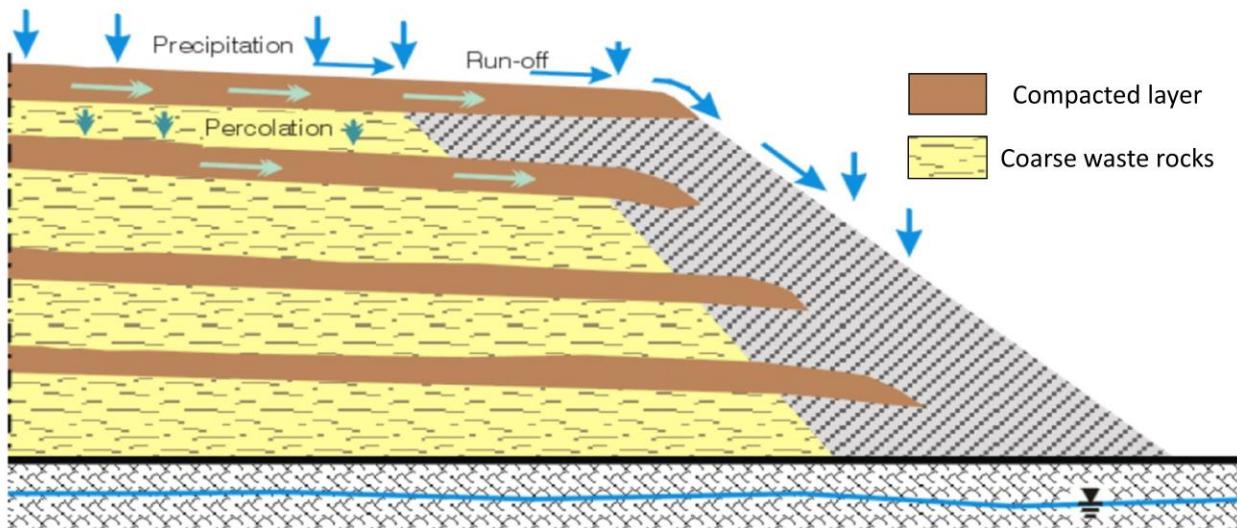


Figure 2-29 : Structure interne d'une halde à stériles dans laquelle on contrôle les écoulements d'eau à l'aide de couches compactées de matériaux fins légèrement inclinées (Aubertin et al., 2013).

2.3.2 Caractéristiques de la halde à stérile expérimentale

Les travaux de modélisation numérique ont montré qu'il était théoriquement possible de contrôler l'écoulement de l'eau dans les haldes à stériles à l'aide de couches de matériaux fins compactés et inclinées. Ces couches de matériaux fins sont déposées sur les couches de matériaux grossiers comme des stériles miniers. Si le contraste des propriétés hydrogéotechniques (granulométrie, compaction, CRE et fonction de perméabilité) est suffisamment marqué, un effet de barrière capillaire pourrait se développer à l'interface et limiter l'infiltration de l'eau dans les stériles. Si la couche compactée inclinée présente une conductivité hydraulique suffisamment grande, alors il serait possible de dévier latéralement les eaux de précipitation vers l'extrémité de la halde jusqu'à la longueur de déviation.

Une halde à stérile expérimentale a été construite sur le site de la mine du Lac Tio à Havre-Saint-Pierre (QC) (voir Figure 2-30). Cette halde à stérile de 60 mètres de long, 10 mètres de large au sommet et 7 mètres de haut est inclinée avec une pente de 5 % au centre (Bussière et al., 2015). Des modélisations numériques ont montré qu'une couche de contrôle des écoulements de 60 cm de sable inclinée avec une pente de 5 % permettrait de dévier latéralement jusqu'à 90 % de l'eau de pluie (Broda et al., 2014). Une couche de protection de 25 cm de stériles d'anorthosite concassée a été déposée sur la couche de sable pour limiter son érosion. Le cœur de la halde est constitué de stériles d'ilménite « faiblement » minéralisée (teneur en ilménite inférieure à 76 %) et de stériles d'anorthosite grossière.



Figure 2-30 : Vue de la halde expérimentale en juin 2017.

Les propriétés électriques, hydrogéologiques et géochimiques des stériles utilisés pour construire la halde à stériles ont été étudiées avant la construction de la halde. Intissar (2009) a réalisé des mesures de résistivité électrique sur des échantillons en colonne et sur le terrain comme discuté précédemment (voir sections 2.2.3.2 et 2.2.3.3). Les propriétés géochimiques des stériles d'ilménite ont été analysées par Pépin (2009) et Plante (2010), particulièrement dans le contexte de la génération de DNC. Quant à la caractérisation des propriétés hydrogéologiques, des essais en laboratoire ont été effectués sur les stériles d'ilménite par Pergoedova (2012) et sur les stériles d'anorthosite par Lévesque (2015). À ces essais en laboratoire s'ajoutent des essais d'infiltration *in-situ* effectués sur la halde Petit Pas (voir 2.2.3.3) par Lessard (2011). Les résultats de ces études préliminaires ont été utilisés pour effectuer les simulations hydrogéologiques qui ont permis de définir les caractéristiques géométriques de la halde et de la couche de contrôle des écoulements afin de produire une diversion efficace de l'eau (Broda et al., 2014).

2.3.3 Instrumentation de la halde expérimentale

La fonction de la halde expérimentale construite sur le site de la mine du Lac Tio est de permettre de mieux comprendre et quantifier les phénomènes hydrogéologiques, géochimiques (et géotechniques dans une moindre mesure) qui ont lieu dans un banc de halde à stérile recouvert par une couche de contrôle des écoulements. Il est primordial d'avoir les outils nécessaires pour mesurer et comprendre les comportements hydrogéologique et géochimique de la halde. Différents types d'instrumentation ont été mis en place dans la halde expérimentale : des instruments ponctuels qui effectuent une mesure précise dans un petit volume et une instrumentation volumique qui intègre une grande zone (Bussière et al., 2015; Martin et al., 2017). La Figure 2-31 décrit la géométrie de la halde ainsi que les matériaux qui la constituent, avec l'instrumentation utilisée selon la position de chacun des types d'instruments de mesure sur des coupes longitudinale et transversale.

Pour l'instrumentation hydrogéologique de la halde expérimentale, un total de 42 sondes de teneur en eau GS3 (Decagon, 2016) ont été mises en place près de la surface de la halde (30 sondes) et à la base de la halde (12 sondes); 24 sondes de succion MPS-2 (Decagon, 2017) ont également été positionnées dans la halde à la surface de la halde (12 sondes) et à la base (12 sondes). Ces sondes hydrogéologiques effectuent des mesures ponctuelles et ont été installées au-dessus et en dessous de l'interface entre le sable et les stériles grossiers.

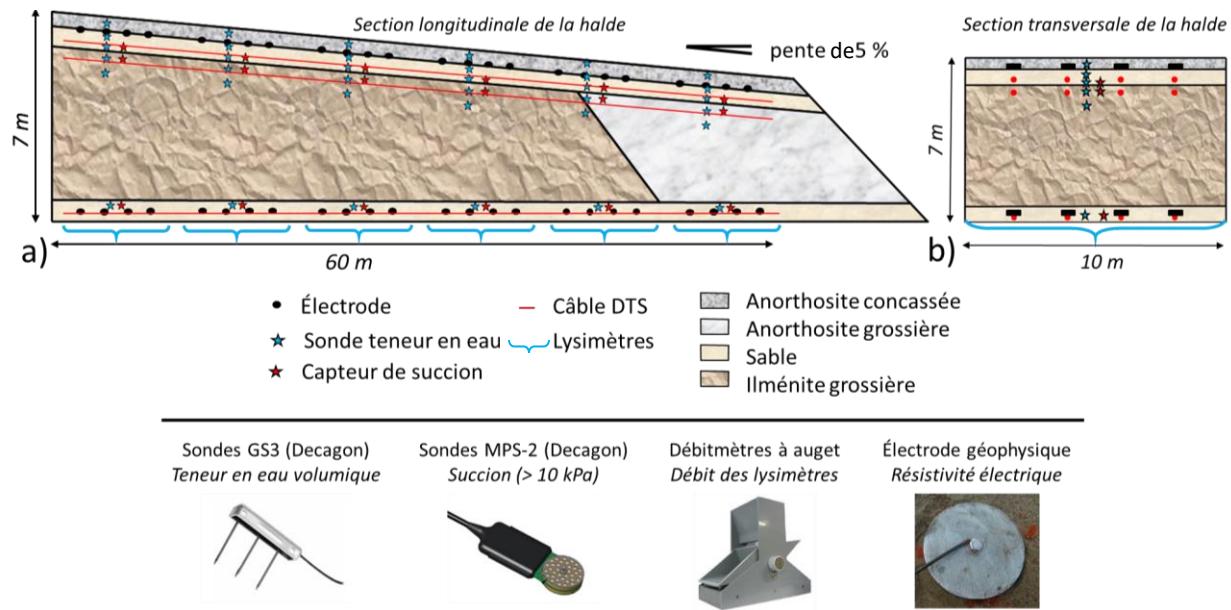


Figure 2-31 : Sections longitudinale (a) et transversale (b) de la halde à stériles expérimentale montrant la géométrie de la halde, les matériaux la constituant ainsi que l'instrumentation utilisée.

Une instrumentation volumique a également été installée pour le volet hydrogéologique : il s'agit de six lysimètres qui collectent les eaux s'infiltration sur une surface de 10 m par 10 m. Ces lysimètres sont connectés à des débitmètres à auget qui mesurent les débits de sortie pour les six sections de la halde. Les principaux travaux menés sur le comportement hydrogéologique de la halde ont été menés par Dubuc et al. (2017) et Dubuc (2018). Les lysimètres permettent de réaliser des analyses géochimiques des eaux d'exfiltration (Poaty et al, 2018).

Des câbles de mesure distribuée de la température DTS (« *Distributed Temperature Sensor* ») de près de 1000 m ont été installés à trois hauteurs (à la base et en surface) dans la halde à stérile et selon quatre rangées. Broda et al. (2013a) et Wu et al. (2017) présentent la méthodologie suivie pour obtenir des profils de teneur en eau le long du câble DTS, au niveau de la barrière capillaire.

En complément, 192 électrodes circulaires en acier inoxydable ont été enterrées dans la halde selon deux grilles rectangulaires de 24 x 4 électrodes espacées de 2 m. Les grilles rectangulaires ont été positionnées respectivement dans la couche de sable à la base de la halde à stériles et au-dessus de l'interface entre le sable et l'anorthosite concassée à la surface de la halde. Ces électrodes ont pour objectif de réaliser l'imagerie des résistivités électriques (ERT) dans la halde en 3D au cours du temps. Dans la mesure où la résistivité du milieu est très affectée par la quantité et la qualité de l'eau, la méthode de résistivité devrait fournir des données qui reflètent l'écoulement de l'eau.

CHAPITRE 3 DÉMARCHE DE RECHERCHE

3.1 Justification de l'étude

Ce chapitre a pour objectif de présenter les éléments justifiant le travail poursuivi dans le cadre de la maîtrise recherche. Les limitations de l'instrumentation hydrogéologique classiques sont rappelées pour mettre en évidence l'utilité d'obtenir des informations sur l'écoulement de l'eau par d'autres méthodes de suivi. Dans le même temps, les principaux avantages de la méthode géophysique de résistivité électrique sont précisés, en mettant l'accent sur la complémentarité des deux méthodes de suivi hydrogéologiques et géophysiques. Les apports de l'imagerie géophysique dans le cadre du projet de la halde expérimentale sont aussi identifiés.

3.1.1 Limitations de l'instrumentation hydrogéologique classique

L'instrumentation usuellement utilisée pour évaluer le comportement hydrogéologique d'un système est composée de sondes de teneur en eau, de sondes de succion ainsi que de tensiomètres. Bien que relativement précise, cette instrumentation classique présente des limitations, principalement reliées à leur coût élevé, à leur fragilité ainsi qu'à leur faible volume d'investigation. À titre d'exemple, le Tableau 3-1 présente un résumé des prix de l'instrumentation hydrogéologique installée pour le suivi de la halde expérimentale du Lac Tio. Le coût total de l'instrumentation hydrogéologique classique est estimé à près de 40 000 \$ pour la halde expérimentale, ce qui est considérable, d'autant plus que l'instrumentation risque d'être abandonnée à la fin du projet si la halde expérimentale n'est pas démantelée.

Par ailleurs, le Tableau 3-2 évalue la couverture de données de chaque type de sonde de novembre 2015 à septembre 2017 à partir de la base de données hydrogéologiques (i.e. période pendant laquelle les mesures sont effectuées par les différentes sondes). On peut noter que la couverture des données moyennes pour les sondes est de 80 % sur deux ans, avec près de 15 % des sondes ayant une couverture inférieure à 30 %. En considérant cette couverture comme le seuil pour définir qu'une sonde est dysfonctionnelle, on obtient un total de 9 sondes dysfonctionnelles sur les 66 présentes dans la halde. Ces chiffres indiquent que l'instrumentation hydrogéologique est relativement fragile, surtout dans le contexte des haldes à stériles, où les blocs de stériles peuvent atteindre des dimensions considérables. Les chiffres présentés dans le Tableau 3-2 ne prennent pas en compte la qualité des données mesurées, seulement l'absence ou la présence de données.

Tableau 3-1: Synthèse des prix de l'instrumentation hydrogéologique utilisée pour effectuer le suivi de l'écoulement de l'eau dans la halde à stériles expérimentale de la mine du Lac Tio.

Instrument de mesure	Utilisation de l'instrumentation	Prix unitaire (\$)	Nombre d'instruments	Coût total (\$)
Sonde GS3	Mesure de la teneur en eau	262	42	11 004
Sonde MPS	Mesure de la succion	168	24	4 032
Tensiomètre	Mesure du potentiel hydrique	1 525	6	9 150
<i>Data Logger</i>	Enregistrement des données	447	18	8 046
Débitmètres	Mesurer les débits de sortie	1 285	6	7 710
Total			96	39 942

Tableau 3-2: Évaluation de la couverture des données pour chaque type de sondes installées dans la halde expérimentale de la mine du Lac Tio de novembre 2015 à septembre 2017.

Instrument de mesure	Proportion d'instruments par tranche de couverture de données sur deux ans (%)				Couverture de données moyenne (%)
	> 95 %	entre 75 % et 95 %	entre 30 % et 75 %	< 30 %	
Sonde GS3	60	17	14	10	83
Sonde MPS	67	13	4	21	81
Total	62	15	11	14	82

Le faible volume d'investigation des sondes de teneur en eau et de succion est une limitation qui s'ajoute aux problèmes de coût et de fragilité. En effet, les mesures des sondes utilisées pour l'instrumentation de la halde expérimentale sont représentatives d'un volume de l'ordre du décimètre cube centré autour de la sonde. Cette limitation soulève trois problèmes. Tout d'abord, il est nécessaire de multiplier le nombre de sondes pour augmenter la couverture spatiale des mesures, certaines zones d'un système peuvent ne pas pouvoir être instrumentées, comme le cœur d'une halde à stériles par exemple. Puis, la mesure de teneur en eau ou de succion peut être grandement affectée par la mise en place de la sonde et le milieu autour de la sonde peut ne pas être représentatif du reste du système. Enfin, la perte d'une sonde entraîne une perte d'information significative qui peut être préjudiciable pour la compréhension des phénomènes hydrogéologiques. Ces problèmes ont tous été rencontrés dans le cadre du suivi hydrogéologique de la halde expérimentale de la mine du Lac Tio.

3.1.2 Avantages de la méthode géophysique de résistivité électrique

La méthode géophysique d'imagerie de résistivité électrique présente des caractéristiques inverses : l'instrumentation est peu chère et relativement résistante. À titre d'exemple, le coût de la mise en place des 192 électrodes métalliques dans la halde expérimentale est d'environ 8 500 \$. Comme détaillé sur la Figure 3-1, sur les 192 électrodes, 7 électrodes se sont avérées défectueuses (4 %), et 10 électrodes ont été mal couplées au sol (5 %), ce qui détériore la qualité des mesures. La plupart des électrodes défectueuses sont localisées à la base de la halde, ce qui est attribué à la mise en place des stériles grossier composant le cœur de la halde. Une différence majeure entre l'instrumentation hydrogéologique et l'instrumentation géophysique réside dans le fait que la mesure de résistivité électrique est effectuée entre deux électrodes ou plusieurs. Il est donc possible d'utiliser des électrodes fonctionnelles proches d'électrodes défectueuses pour avoir de l'information au voisinage d'une électrode défectueuse. Ainsi, la perte d'électrodes n'affecte pas toujours significativement la couverture spatiale de l'imagerie.

Dans le cas d'une halde à stérile expérimentale, l'approche géophysique est intéressante dans la mesure où l'on peut effectuer une imagerie dans le cœur des stériles, en utilisant simultanément des électrodes en surface et à la base de la halde. La méthode de tomographie électrique est ainsi capable d'obtenir de l'information où aucune instrumentation hydrogéologique ne peut être installée. Par ailleurs, les systèmes de mesure de tomographie électrique peuvent effectuer des imageries avec un grand nombre d'électrodes, ce qui améliore la résolution spatiale des images.

Modèle 3D de la halde avec électrodes

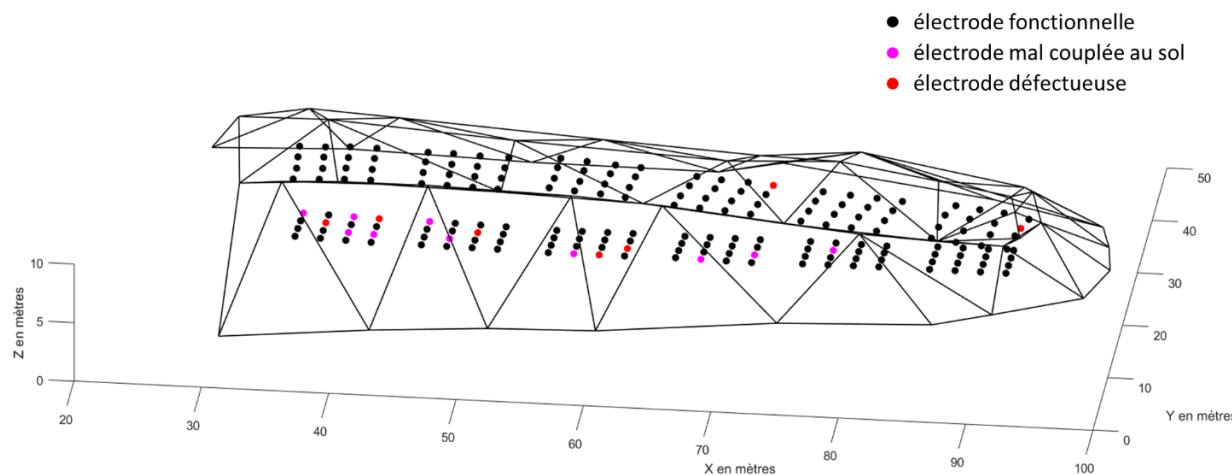


Figure 3-1: Modèle 3D de la halde expérimentale avec position des électrodes fonctionnelles en noir, mal couplées au sol en rose et défectueuses en rouge.

3.1.3 Apports de l'imagerie géophysique pour la halde expérimentale

La méthode d'imagerie géophysique pour la halde expérimentale permet de reconstruire en 3D et dans le temps la distribution des résistivités électriques des stériles. Cette propriété est affectée par la nature des grains présents dans les roches (conducteurs ou résistants), par la teneur en eau volumique, par la résistivité électrique de l'eau ainsi que par la température. Il est possible de s'affranchir de l'effet de la nature des grains en effectuant un suivi de l'évolution de la résistivité au cours du temps, les variations sont alors principalement dues à deux paramètres : la quantité d'eau et la qualité de l'eau. Il n'est pas trivial de séparer l'effet de la qualité de l'eau de l'effet de la quantité de l'eau. La variation simultanée de la teneur en eau volumique et de la charge ionique de l'eau peut rendre complexe l'interprétation d'une image de résistivité électrique du sol.

Cette limitation peut être dépassée en couplant deux méthodes de mesure complémentaires : les sondes de mesures ponctuelles hydrogéologiques peuvent donner des valeurs de teneur en eau précises avec une très faible couverture spatiale tandis que l'imagerie géophysique peut aboutir à un modèle de teneur en eau moins précis mais plus global. La combinaison de ces deux types de mesure complémentaires peut donc permettre de préciser la compréhension des phénomènes en jeu lors de l'écoulement de l'eau. Il est aussi possible d'utiliser la conductivité électrique de l'eau comme un traceur pour isoler des types d'eau et suivre leurs écoulements respectifs. Cette caractéristique est très intéressante puisqu'il est difficile de reconstruire les chemins d'écoulement de l'eau à partir des données de teneur en eau en quelques points uniquement. Tous ces éléments participent au fait que l'imagerie de l'écoulement de l'eau par la méthode de résistivité électrique peut avoir un apport significatif lorsqu'elle est combinée à des mesures hydrogéologiques standard.

3.2 Méthodologie du travail

Le travail de recherche a été organisé selon une méthodologie séquentielle décrite schématiquement sur la Figure 3-2. Les étiquettes bleues et rondes indiquent l'ordre dans lequel les différentes étapes méthodologiques ont été effectuées. Les quatre sous-sections suivantes détaillent chacune des quatre grandes étapes du projet, caractérisées par une couleur spécifique. L'organisation chronologique de ces différentes étapes est présentée à la Figure 3-3.

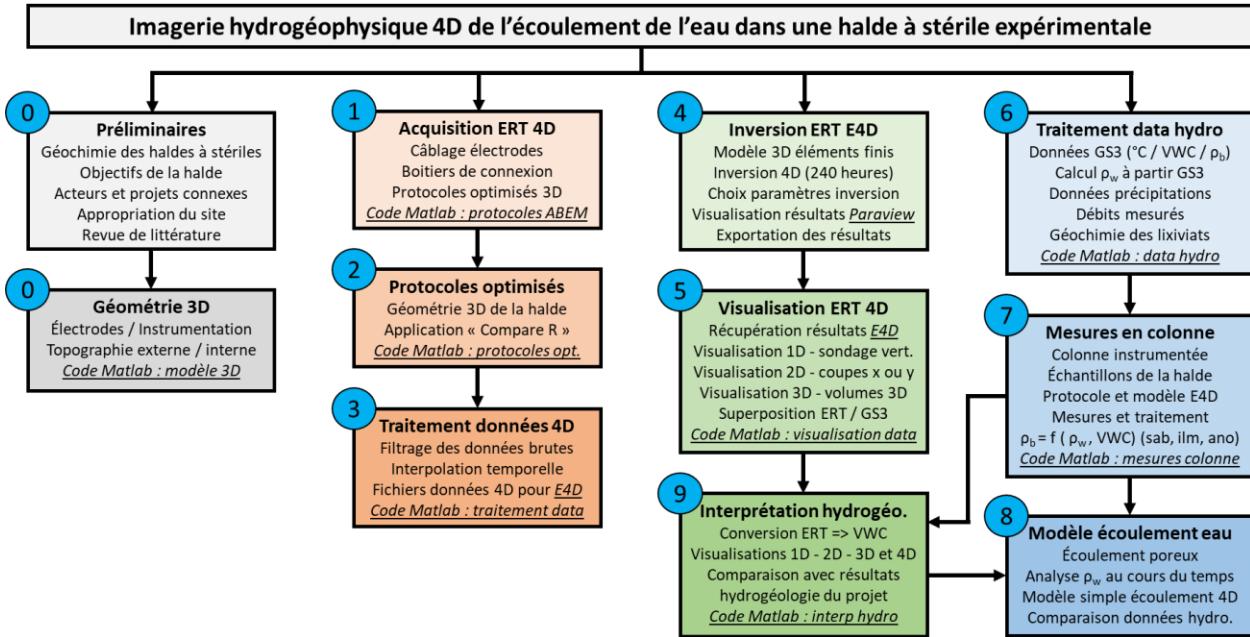


Figure 3-2: Présentation schématique de la méthodologie de l'ensemble du travail de maîtrise.

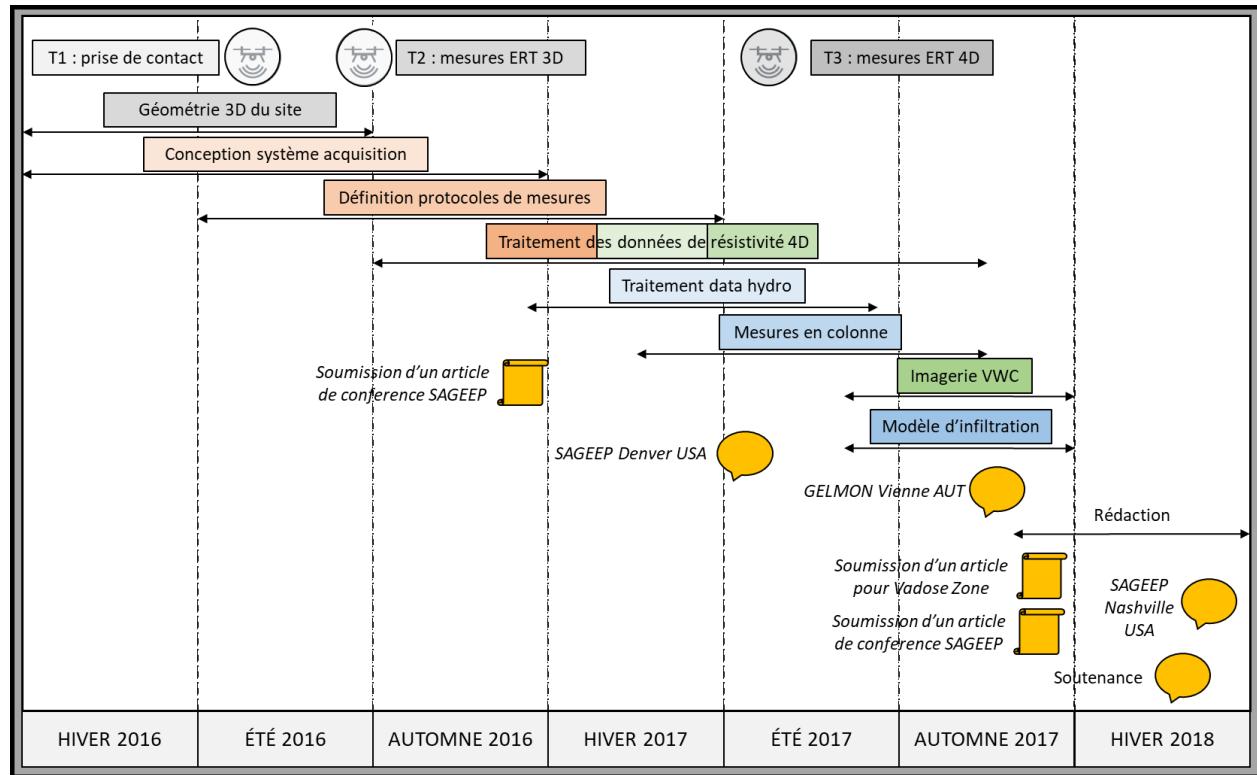


Figure 3-3: Représentation chronologique de l'organisation du travail. Les couleurs choisies sont cohérentes avec les couleurs de chaque tâche sur la Figure 3-2. Les soumissions d'articles et les conférences données sont représentées en orange.

3.2.1 Appropriation du sujet

La première étape du projet de maîtrise a consisté à s'approprier le sujet de recherche en effectuant une revue de littérature de l'état actuel des connaissances sur les haldes à stériles, la restauration minière, les objectifs de la halde expérimentale ainsi que l'imagerie hydrogéophysique. La première session de terrain en juin 2016 a permis de se familiariser avec la géométrie du site, l'instrumentation et les différents acteurs du projet. Les données d'arpentage réalisées sur une période de deux ans au cours de la construction de la halde ont été assemblées et traitées dans une base de données Matlab. Un modèle numérique de terrain de la structure interne et externe de la halde a été réalisé à l'aide de Matlab afin de permettre de traiter les données mesurées en 3D. Le code Matlab utilisé pour le chargement et le traitement des données et l'affichage est disponible en open-source sur la plateforme d'hébergement GitHub : <https://github.com/Adrien-Dimech>.

3.2.2 Acquisition et traitement des données de résistivité sur le terrain

La deuxième étape du projet a eu pour objectif de permettre l'imagerie par tomographie électrique dans la halde à stériles expérimentale. Une partie de la conception du système de mesure a été effectuée jusqu'en septembre 2016 pour permettre une imagerie de la distribution des résistivités électriques de la halde en régime statique lors de la deuxième phase de terrain. Le système de mesure final avec 192 électrodes en simultané a été terminé en juin 2017 pour permettre un suivi optimisé de la halde, avant, pendant et après un essai d'infiltration à grande échelle. Le code Matlab servant à générer des protocoles spécifiques pour l'appareil de mesure utilisé – le résistivimètre *Terrameter LS* (ABEM) – est également disponible sur GitHub.

L'approche développée par le *British Geological Survey*, consistant à identifier des protocoles de mesure optimaux (Loke et al. 2014a, 2014b, 2015), a été développée en Matlab et adaptée à la géométrie de la halde expérimentale. Les données obtenues ont ensuite été traitées à l'aide d'un code Matlab spécifique pour éliminer les valeurs aberrantes, et générer une base de données continue dans le temps. Les données ont été mises en forme pour pouvoir être inversées en 3D et en suivi temporel à l'aide du logiciel E4D (Johnson et al., 2010) et du modèle numérique de terrain. Une base de données totale de 244 images instantanées a ainsi été générée avec une image toutes les heures pendant 10 jours. Une fois encore, tous les codes Matlab sont disponibles en open-source sur la plateforme d'hébergement GitHub pour pouvoir être réutilisés pour des projets futurs.

3.2.3 Traitement des données de résistivité

Les données générées à partir des mesures de terrain ont été inversées à l'aide du logiciel d'inversion E4D (Johnson et al., 2010). Un grand nombre d'inversions différentes ont été réalisées pour identifier les paramètres d'inversion les plus adaptés à la géométrie de la halde expérimentale et à la dynamique des écoulements dans la halde. À chaque nouvelle inversion, les résultats – sous la forme de 240 images de résistivité en 3D – ont été visualisés à l'aide du logiciel *Paraview* et ont été importés dans Matlab. Les images ont ainsi été projetées en 1D, en 2D ainsi qu'en 3D grâce à un code Matlab de traitement et de visualisations d'images disponible sur GitHub. Les inversions ont été jugées satisfaisantes si elles convergeaient avec une erreur RMS (*Root Mean Square*) faible et si les résistivités obtenues étaient dans le voisinage de celles mesurées par les sondes GS3.

3.2.4 Analyses hydrogéologiques des résultats

Une fois que les résultats de l'inversion ont été jugés satisfaisants, les données 3D de résistivité électrique dans la halde au cours du temps ont été traitées et transformées pour pouvoir effectuer une analyse qualitative et quantitative de l'écoulement de l'eau. La première étape de ce travail a consisté à concaténer toutes les données hydrogéologiques dans une base de données Matlab. Des grandeurs physiques secondaires utiles ont pu être calculées à partir de la base de données hydrogéologiques telles que l'évolution de la résistivité électrique de l'eau au voisinage des sondes de teneur en eau GS3. Dans la mesure où le lien entre la résistivité électrique du sol dépend à la fois de la résistivité électrique de l'eau et de la teneur en eau, il est nécessaire d'avoir des relations pétrophysiques pour chacun des matériaux pour convertir une distribution de résistivité électrique du sol en distribution de teneur en eau. Une colonne de laboratoire a été construite et instrumentée pour prolonger l'approche développée au cours des travaux d'Intissar (2009). Des essais en colonne ont été effectués pour des échantillons de sable, de stériles d'ilménite et d'anorthosite concassée afin d'évaluer les propriétés hydrogéophysiques de ces matériaux. Les résultats de ces essais ont permis de convertir la distribution de résistivité en distribution de teneur en eau, qui a ensuite pu être comparée aux mesures effectuées avec l'instrumentation hydrogéologique traditionnelle. Par ailleurs, l'analyse couplée des résistivités électriques du milieu en 3D et de l'eau a permis de proposer deux modèles simplifiés de l'écoulement de l'eau à l'échelle locale et à l'échelle globale. Ces modèles ont par la suite été comparés aux mesures hydrogéologiques ponctuelles et aux mesures de débits et de qualité de l'eau en sortie de la halde (Dubuc, 2018; Poaty et al., 2018).

3.3 Présentation des articles

Les trois articles publiés ou soumis dans le cadre de la maîtrise recherche ont été intégrés dans le corps du mémoire de maîtrise. Les articles se complètent et traitent de l'ensemble des activités et des résultats de la recherche. Les articles ont été ordonnés par ordre chronologique.

3.3.1 Article 1 : Instrumentation et imagerie statique de la halde

Le premier article est un article de conférence publié pour SAGEEP 2017 (*Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems*) à Denver (Colorado, USA) en mars 2017 (Dimech et al., 2017):

Dimech, A., Chouteau, M., Chou, É., Aubertin, M., Martin, V., Bussière, B., & Plante, B. (2017). Monitoring water infiltration in an experimental waste rock pile with time-lapse ERT and multi-parameter data collection. In Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems 2017 (pp. 195-203). Society of Exploration Geophysicists and Environment and Engineering Geophysical Society.

Cet article a pour principal objectif de présenter le projet de la halde expérimentale et d'expliquer quelle est l'approche suivie pour effectuer l'imagerie de résistivité électrique. Cet article a été rédigé quelques mois après la seconde session de terrain pendant laquelle une imagerie statique de la halde a été effectuée. Le câblage des électrodes ainsi que le dispositif d'acquisition sont détaillés. Une attention particulière est aussi apportée à la sélection de protocoles efficaces pour l'imagerie statique de la halde. L'article de SAGEEP 2017 présente les bases du projet d'imagerie hydrogéophysique de la halde à stériles expérimentale.

3.3.2 Article 2 : Essais en colonne pour imagerie des teneurs en eau

Le deuxième article présenté dans le mémoire est également un article de conférence publié pour SAGEEP 2018 (*Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems*) à Nashville (Tennessee, USA) en mars 2018 (Dimech et al., 2018a):

Dimech, A., Chouteau, M., Bussière, B., Martin, V., Aubertin, M. & Plante, B. (2018 a). 3D time-lapse geoelectrical monitoring of moisture content in an experimental mine waste rock pile: validation using hydrogeological data. In Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems 2018. Society of Exploration Geophysicists and Environment and Engineering Geophysical Society.

Cet article publié après la troisième et dernière session de terrain de la maîtrise présente une partie des résultats de l'imagerie 3D des résistivités électriques dans la halde au cours du temps montrant l'influence de l'infiltration de l'eau. L'article présente aussi, et surtout, l'ensemble de la méthodologie suivie pour déterminer en laboratoire les relations pétrophysiques des matériaux de la halde afin d'aider à comprendre comment la qualité de l'eau et la quantité d'eau influent sur l'imagerie de résistivité électrique de la halde. Ces relations sont ensuite utilisées pour convertir les variations de résistivité électrique à la surface de la halde en variations de teneur en eau volumique. Les profils de teneur en eau calculés sont ensuite comparés aux mesures de teneur en eau effectuées par les sondes GS3. La similarité entre les données calculées par l'imagerie géophysique et mesurées par l'instrumentation hydrogéologique démontre le potentiel de l'approche hydrogéophysique suivie pour effectuer l'imagerie de l'écoulement de l'eau.

3.3.3 Article 3 : Résultats finaux et modèles d'écoulement de l'eau

Le dernier article a été soumis à la revue *Vadose Zone Journal* en mai 2018 (Dimech et al., 2018b):

Dimech, A., Chouteau, M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. & Plante, B. (2018 b). 3D time-lapse geoelectrical monitoring of water infiltration in an experimental mine waste rock pile. Vadose Zone Journal. (Submitted in May)

L'article rédigé pour *Vadose Zone Journal* présente l'ensemble des résultats de la session de terrain de juin 2017. L'imagerie hydrogéophysique réalisée avec les 192 électrodes et des protocoles de mesure optimisés ont permis d'obtenir l'évolution des résistivités électriques en 3D pendant dix jours avec une résolution temporelle d'une image par heure. Un effort particulier a été fourni pour proposer des interprétations hydrogéologiques aux imageries de résistivité. La méthodologie présentée dans l'article 2 a-t-elle été utilisée pour produire des images de la distribution de teneur en eau dans la surface de la halde au cours du temps (Dimech et al., 2018a). Par ailleurs, les données mesurées par les sondes GS3 ont été utilisées pour calculer l'évolution de la résistivité électrique de l'eau au cours du temps à la surface de la halde, au-dessus et en dessous de la barrière capillaire. Ces données ont été couplées à l'imagerie électrique de la halde et aux résultats des mesures de laboratoire pour proposer des modèles conceptuels simplifiés de l'écoulement de l'eau. Un modèle local décrit l'infiltration de l'eau à la surface de la halde et un modèle global présente l'écoulement global de l'eau dans l'ensemble de la halde. Ces modèles sont comparés et validés en partie par les mesures hydrogéologiques et géochimiques effectuées par les autres projets réalisés sur la halde.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: MONITORING WATER INFILTRATION IN AN EXPERIMENTAL WASTE ROCK PILE WITH TIME-LAPSE ERT AND MULTI-PARAMETER DATA COLLECTION

Adrien Dimech^{1,3}, Michel Chouteau^{1,3}, Éric Ting-Kuei Chou¹, Michel Aubertin^{1,3}, Vincent Martin^{1,3}, Bruno Bussière^{2,3} & Benoit Plante^{2,3}

1. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada
2. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Canada
3. RIME : Research Institute on Mines and Environment, Canada

Published in May 2017 in SAGEEP Proceedings

4.1 Abstract

Several 3D Electrical Resistivity Tomography (ERT) surveys were carried out on an experimental waste rock pile to characterize water infiltration. The pile was built at the hemo-ilmenite Lac Tio mine (QC, Canada) to test a proposed technique for the disposal of waste rocks that could considerably reduce their impact on the environment. The pile has been instrumented with multiple hydrogeological sensors including tensiometers, moisture probes, lysimeters and geophysical electrodes permanently installed to study the hydrogeological behavior of the pile.

This paper presents the results of the geophysical surveys done in September 2016 for imaging the resistivity distribution in the 60m-long, 10m-wide and 7m-high pile and reconstructing the water content distribution. 3D time-lapse ERT measurements were carried out to image water flow before, during and after infiltration tests. 192 electrodes were disposed at the bottom and the top of the pile using 2m electrode spacing in both horizontal directions. The authors have analyzed and selected ERT protocols that would provide the required spatial resolution in the core of the pile where hydrogeological information is not directly available from the geophysical measurements. Each ERT protocol contains approximately 4000 measurements and a total of 230 000 measurements were recorded over a period of 15 days. This large database is currently being processed.

The main goal of this project is the interpretation of resistivity values with regards to volumetric moisture content, so considerable attention was given to providing reliable hydrogeological results.

Laboratory measurements were carried out on waste rock samples from the pile: the mineralized core (60-70 % ilmenite) is conductive ($200 \Omega \cdot m$) while non-mineralized rocks (anorthosite) are resistive ($3000 \Omega \cdot m$). Preliminary interpretation was carried out to reconstruct 3D images of the resistivity distribution in the pile: geometry and resistivity values are consistent with the known structure of the pile. The work is performed in collaboration with hydrogeologists and geochemists to improve the global understanding of the environmental behaviour of the waste rock pile.

4.2 Introduction

Mining operations can generate a substantial amount of waste rocks, which are usually disposed in large piles. These piles may present a risk for the environment because water infiltration under unsaturated conditions may cause the oxidation of reactive minerals within the piles. This chemical reaction can release metals in the effluents and affect surrounding lakes and rivers. When the pH of the effluent is circumneutral, this phenomenon is called contaminated neutral drainage (CND) (Plante et al., 2008, 2010). An original design for pile construction, which should limit deep infiltration, has been proposed by Aubertin et al. (2002, 2005, 2008, 2013). This new approach is currently under evaluation at a pilot scale on the site of the hemo-ilmenite Lac Tio mine (Québec, Canada) where an experimental waste rock pile has been constructed and instrumented (Bussière et al., 2011, 2015). Characterization of the hydrogeological behavior of the experimental pile should validate the proposed design.

Geophysical surveys have been proven to increase the understanding of hydrogeological processes when used in addition to traditional hydrogeology (Anterrieu et al., 2010; Chou et al., 2016). Field and laboratory studies indicate that resistivity methods are often the most appropriate for waste rock piles characterization. Intissar (2009) carried out several geophysical surveys on waste rock piles of the Lac Tio mine and measured electrical waste rock properties in the laboratory. The data permit interpretation of geophysical results in terms of hydrogeological processes (e.g. Dawood et al., 2011).

This paper presents the early results of hydrogeophysical measurements on the experimental waste rock pile carried out during summer 2016. This survey seeks at imaging the volumetric water content and the water flows in the pile, to increase the global understanding of the hydrogeological

behavior of the pile. Dedicated measurement devices and protocols have been successfully used to provide 3D resistivity images of the pile.

4.3 Survey site description

4.3.1 Geometry and instrumentation of the waste rock pile

The 60m-long, 30m-wide at the base (10m-wide at the top) and 7m-high experimental pile (excluding the loading ramp) has been constructed with the same equipment and dumping methods as the piles at the mine so the experimental pile would accurately represent reality. The pile consists of four zones (Figure 4-1): a 20cm-thick layer of compacted sand at the base, a 6m-high layer of mineralized ilmenite ore for the first 50 meters and non-mineralized anorthosite for the last 10 meters. Two fine-grained compacted layers at the surface of the pile have been added to capture and divert water laterally (a 60cm-thick compacted sand layer and a 25cm-thick crushed anorthosite layer). These layers at the top of the pile are inclined with a slope of 5% to promote water flow to the non-reactive waste rock at the extremity of the pile (Fala et al., 2005).

The experimental pile has been instrumented with multiple sensors to monitor the water content distribution and assess water flows (Figure 4-1). The hydrogeological instrumentation consists in suction and moisture content probes and three levels of DTS cables (Distributed Temperature Sensing) disposed at the bottom and at the top of the pile. Six tensiometers measure the soil moisture tension of the first 1m below the surface and six 10m x 10m lysimeters measure exfiltration water flows. A total of 192 10cm-diameter stainless electrodes have been installed in the pile with a regular 2m spacing grid; 96 electrodes are located in the surface sand layer and 96 are placed in the bottom sand layer.

An electrical resistivity tomography (ERT) method is used to measure the apparent resistivity values with a large number of arrays of four different electrodes to reconstruct by geophysical inversion the resistivity distribution in $\Omega \cdot m$ in the investigated volume (Loke, 2004). As resistivity is related to various physical parameters (mineral and fluid content, porosity and degree of water saturation), the 3D resistivity images of the pile will complement hydrogeological measurements, particularly in areas where little information is available.

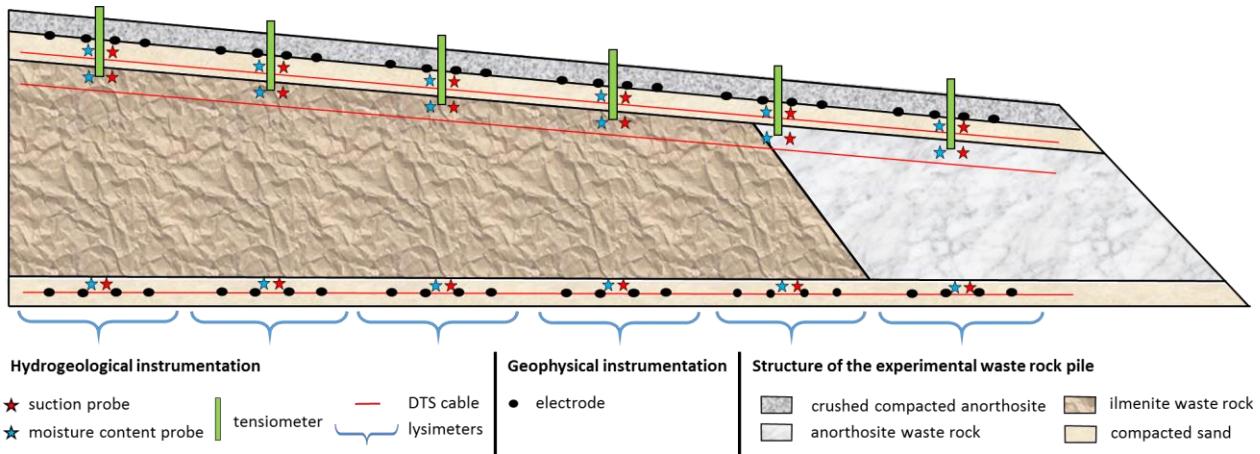


Figure 4-1: Longitudinal cross-section showing the structure, geometry and instrumentation.

4.3.2 Measurement system

A dedicated measurement system has been designed for hydrogeophysical monitoring of the pile during field measurements. Readings from all 192 electrodes are accessible from a unique location, where geophysical measurements are carried out (see Figure 4-2a). Two connection boxes constructed for the specific needs of the project are used to connect up to 64 electrodes simultaneously. Customized predefined acquisition protocols enable a large number of four-electrodes arrays to be measured by the *Terrameter LS* (constructed by ABEM). Figure 4-2b shows the measurement system used for running the protocols with 64 electrodes.



Figure 4-2: Geophysical equipment set-up in the field. a) Location where ERT monitoring is performed. b) 64 cables connected to the connection boxes and ABEM *Terrameter LS*.

4.4 Methodology

4.4.1 Identification of ERT protocols

A total of $(N - 3)(N - 2)(N - 1)N / 8$ independent four electrodes arrays are available with the N ($= 192$) electrodes system, which corresponds to 165 million configurations for the studied system (Loke et al., 2015). Each one of these arrays has a specific sensitivity, which corresponds to the degree to which a change of resistivity of an elementary volume of the pile will influence the electric potential measured by the array. The key point for ERT arrays selection is the capacity to find the smallest number of four-electrodes arrays while providing a sufficient global sensitivity in the whole pile (Loke, 2004): standard arrays are known to provide good resolution for 3D ERT monitoring (Stummer et al., 2004).

Measured sensitivities with different electrode combinations are shown in Figure 4-4. Sensitivity values are high at the top of the pile when the 96 top electrodes are used as shown in Figure 4-4a, which means that images of the top of the pile are accurate. Figure 4-4b presents sensitivity values in the pile when using the 96 bottom electrodes: sensitivities are high at the bottom of the pile and low at the top. Sensitivity values for protocols using all electrodes are shown in Figure 4-4c: sensitivity values are high at the top and the bottom of the pile. The complete ERT protocol using all the 192 electrodes shown in Figure 4-4c is used as a reference regarding coverage and sensitivity values imaging both the top and the bottom of the pile.



Figure 4-3: a) Global view of the experimental waste rock pile, and b) infiltration test using a water truck.

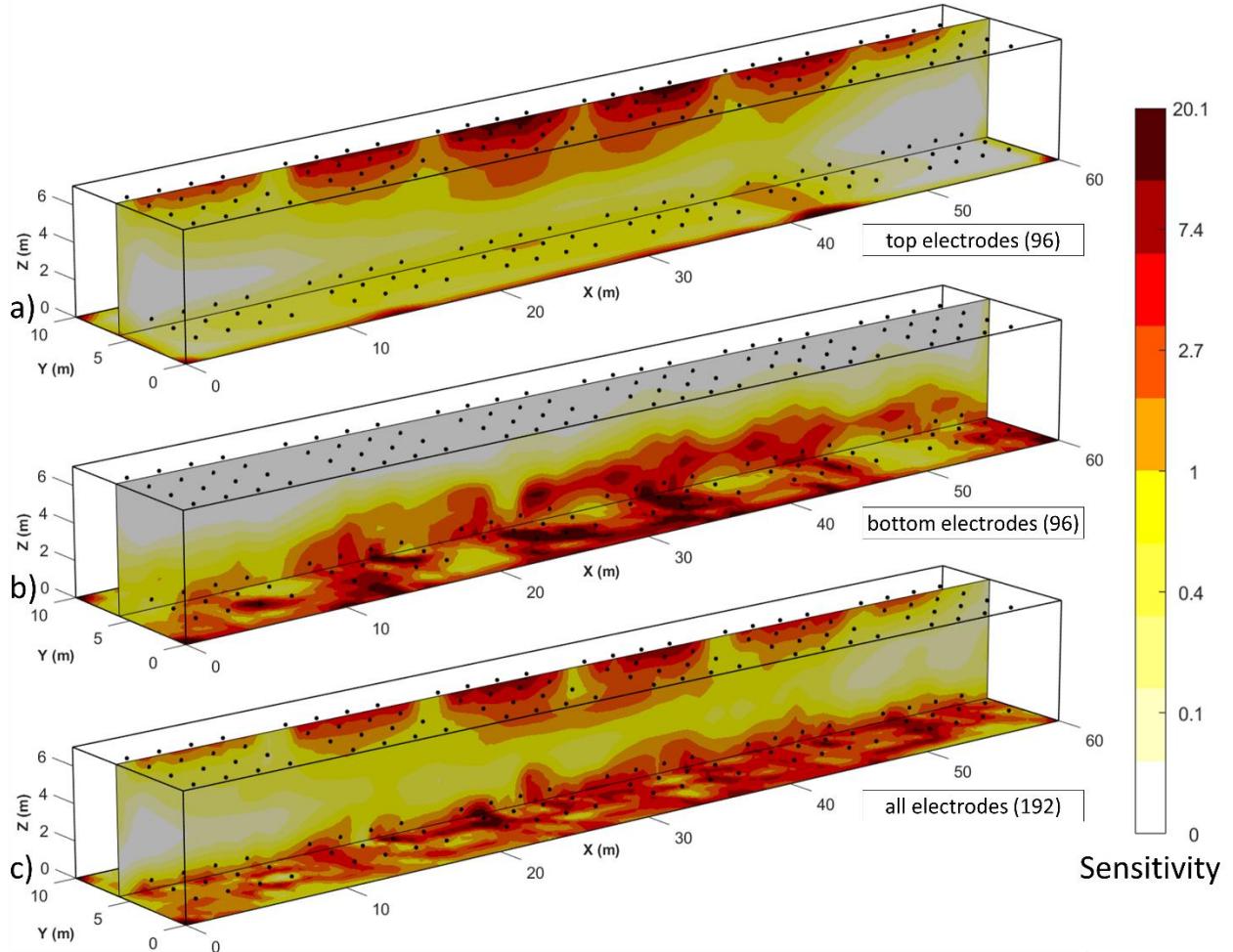


Figure 4-4: 3D protocol sensitivities in the experimental waste rock pile. a) Protocol with top electrodes (96). b) Protocol with bottom electrodes (96). c) Protocol with all electrodes (192).

4.4.2 Acquisition of data

Two distinct types of geophysical monitoring measurements were carried out in September 2016 on the pile: the image of the (pseudo) steady-state of the pile and the time-lapse monitoring of the pile during water infiltration. The steady state imaging of the pile corresponds to 3D static data acquisition assuming that the water content distribution in the whole pile remains constant over time. Five days of static imaging gives a global geophysical characterization of the pile. Each protocol was run with all the different 64 electrodes combinations, and the same measures were made several times to quantify repeatability of measurements. The dynamic monitoring of the pile seeks at imaging water flow paths in the pile during infiltration tests. As shown on Figure 4-3, a water truck sprinkled water on the pile surface simulating a large precipitation event. Two temporal

resolutions were used for monitoring of water flows: six images were measured over a period of 12 hours for the first infiltration event (i.e. one image / two hours) while three complete images were recorded over 3 days for the second one (i.e. one image / day).

4.5 Results

4.5.1 Steady state of the pile

The results of inversions from measured data are summarized in Table 4-1 and Table 4-2 respectively showing the influence of the arrays and electrodes used. A maximum average sensitivity of 6.61 is obtained with the most complete protocol using all standard arrays (24 706 measures) with all 192 electrodes. These inversions reconstruct resistivity distribution with a low data Root-Mean-Square-Error misfit (less than 10 %) for the (pseudo) steady state. Measurements have been inverted using the commercially available software Res2Dinv (Loke and Barker, 1996) and Res3Dinv (Loke, 2007).

Table 4-1: Inversion of measured data with all electrodes: influence of arrays used. (WS = Wenner-Schlumberger; DD = Dipole-Dipole; EDD = Equatorial Dipole-Dipole; CDDD = Cross-Diagonal Dipole-Dipole and MG = Multi-Gradient)

Arrays	# Data	Data misfit (%)	Average sensitivity
WS DD	7 163	6.8	1.4
WS DD / EDD CDDD	16 980	7.7	3.2
WS DD / DDE CDDD / MG	24 706	8.2	6.6

Table 4-2: Inversion of measured data with all arrays: use of bottom, top and bottom-top electrodes.

Electrodes	# Data	Data misfit (%)	Average sensitivity
Only bottom layer	9 876	10.8	2.9
Only top layer	14 831	6.1	4.1
Top and bottom layers	24 706	8.2	6.6

Figure 4-6 presents the results for the most complete ERT imaging of the steady state of the pile with a low data misfit of 8.22 %. Resistivity values ($\Omega \cdot m$) distribution shows significant heterogeneity in the waste rock pile; this corresponds well with the internal structure of such piles. Figure 4-6d shows areas in the pile where resistivity is greater than $3520 \Omega \cdot m$; these correspond

to the location of anorthosite (see Figure 4-1). This result is consistent with previous laboratory measurements on anorthosite samples from the Lac Tio mine (Intissar, 2009). The core of the pile (mineralized waste rock) is conductive (Figure 4-6a and Figure 4-6b) with resistivity values ranging from $80 \Omega \cdot m$ to $800 \Omega \cdot m$. Areas corresponding to the sand layers at the top and bottom are resistive with values greater than $800 \Omega \cdot m$ (see Figure 4-6c). This steady state resistivity distribution will be used as a reference for future images and can be considered as an initial condition for dynamic monitoring.

4.5.2 Future work

Time-lapse ERT monitoring data processing is underway to help visualize water flow paths in the pile. Preliminary analysis shows that apparent resistivity values include important variations when infiltration tests were carried out. This indicates that time-lapse inversions should be useful to reconstruct water flow or at least changes in the volumetric water content. For instance, Figure 4-5 illustrates another aspect currently addressed: a 3D finite-element model of the pile (consisting in tetrahedrons) that would permit inversions with a more exact geometry of the pile and position of the sensors. Figure 4-5a shows a 3D model of the surface of the pile with 146 triangular elements in the mesh, which corresponds well to the actual geometry of the pile as seen in Figure 4-5b.

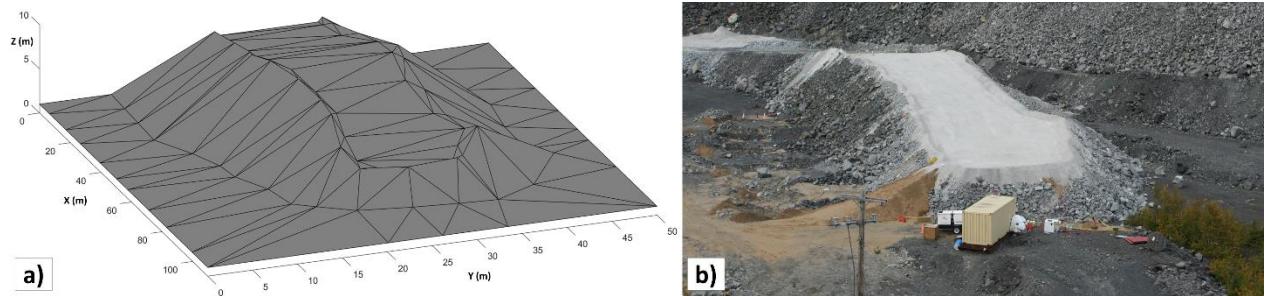


Figure 4-5: 3D triangular mesh of the waste rock pile using coordinates measured in the field; the model represents well the actual geometry of the experimental waste rock pile b).

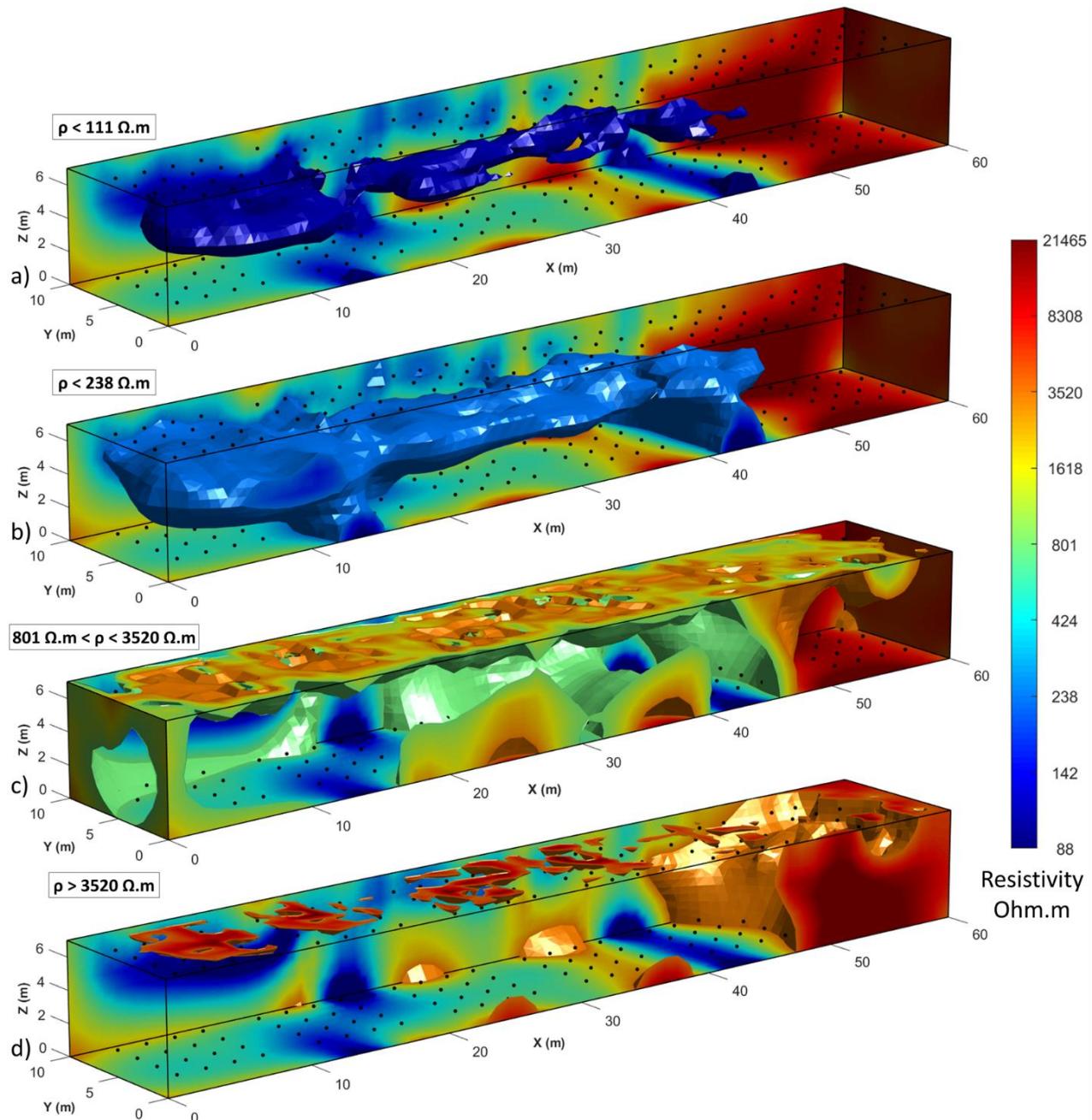


Figure 4-6: 3D resistivity distribution in the experimental waste rock pile; a) Resistivity values lower than $111 \Omega \cdot m$; b) Resistivity values lower than $238 \Omega \cdot m$; c) Resistivity values between $801 \Omega \cdot m$ and $3520 \Omega \cdot m$ and d) Resistivity values greater than $3520 \Omega \cdot m$.

4.6 Conclusion

The 3D ERT surveys carried out at the site of an experimental waste rock pile are used to model the steady state resistivity distribution. Dedicated measurement devices and specific protocols have been identified to provide reliable results: preliminary inversions of measured data show that sensitivity values are relatively good for the whole pile and that resistivity values are consistent with the known geometry and nature of the experimental waste rock pile. Time-lapse data have also been measured for two major simulated precipitation events and preliminary analysis shows significant resistivity variations during water infiltration and flow. Future processing will focus on imaging the water flow paths in the experimental waste rock pile. Geophysical characterization of the pile will eventually be compared to hydrogeological data collected to assess the reliability of the geophysical method and its use to improve the global understanding of its hydrogeological behavior. The collected data and related analysis will help validate the conditions required for pile construction to limit water infiltration, hence reducing the mining industry footprint on the environment.

4.7 Acknowledgement

The authors would like to acknowledge the financial support from NSERC and the industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (<http://irme.ca/>). Also, this project would not have been possible without support of the employees of the Lac Tio mine, and the effort of the technicians, students and interns that contributed to the construction and monitoring of the waste rock pile.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: 3D TIME-LAPSE GEOELECTRICAL MONITORING OF MOISTURE CONTENT IN AN EXPERIMENTAL WASTE ROCK PILE: VALIDATION USING HYDROGEOLOGICAL DATA

Adrien Dimech^{1,3}, Michel Chouteau^{1,3}, Bruno Bussière^{2,3}, Vincent Martin^{1,3}, Michel Aubertin^{1,3} & Benoit Plante^{2,3}

1. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada
2. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Canada
3. RIME : Research Institute on Mines and Environment, Canada

Published in May 2018 in SAGEEP Proceedings

5.1 Abstract

The hydrogeological behavior of heterogeneous and unsaturated media can be challenging to assess, especially where classical hydrogeological instrumentation cannot be directly installed - such as in the core of waste rock piles. In this paper, the authors present the results of several 3D Electrical Resistivity Tomography surveys carried out in 2017 for time-lapse monitoring of water infiltration events in an experimental waste rock pile. This pile was built according to a recently proposed waste rock disposal method at the Lac Tio mine (RTFT, Québec, CA) that aims at diverting water flow from potentially reactive waste rock, thus limiting metal leaching and contamination of the effluent.

The pile has been instrumented with soil moisture sensors and lysimeters to monitor water content over time and collect percolating water. In addition, 192 buried electrodes have been used to carry hourly measurements with an optimized protocol of 1000 configurations uploaded on a Terrameter LS (ABEM) to monitor internal flow of water sprinkled on the top of the pile with a water truck. Time-lapse 3D ERT data were inverted to yield the 3D model of soil electrical resistivity over time before, during and after induced infiltration events in the pile.

While resistivity results show consistent variations associated with increased moisture content, conversion of resistivity into volumetric water content is not straightforward. This challenge is related, in part, to changes in the distribution of water resistivity over time in the pile, which in turn

strongly affects resistivity within the waste rock. Laboratory column measurements have been conducted to assess the relationship between global (waste rock) resistivity, water resistivity and moisture content for samples from the pile. The images of water content obtained with ERT are then validated with hydrogeological measurements and modeling of the pile. This assessment indicates that geoelectrical monitoring is an efficient tool to monitor water moisture in a complex media.

5.2 Introduction

A pilot-scale experimental waste rock pile was built at the hemo-ilmenite Lac Tio mine (Rio Tinto Fer et Titane, QC, Canada) to test the hydrogeological behavior of inclined capillary barriers. The upper part of the waste rock pile is made of a flow control layer (FCL) composed of relatively fine grained and compacted materials placed above the coarse non-economic ilmenite (reactive) and anorthosite (less reactive) waste rocks. The capillary barrier effect due to the contrast of grain size along the inclined interface should divert water from the core of the pile and help prevent potential generation of contaminated drainage (Aubertin et al., 2013; Plante et al., 2014; Bussière et al., 2015; Bréard-Lanoix et al., 2017; Martin et al., 2017).

Classical hydrogeological instrumentation such as moisture content and suction probes is used to monitor the hydrogeological state of the pile at specific locations in the pile (Dubuc et al., 2017). Lysimeters and flowmeters measure exfiltration flows and allow geochemical analyses of the leachates (Poaty et al., 2018). In addition, innovative geophysical instrumentation is used to provide complementary information with a 1000 m-long fiber optic cable measuring distributed temperature (Wu et al., 2017) and 192 electrodes which allow 3D time-lapse geoelectrical monitoring of the pile (Dimech et al., 2017). Combination of these different techniques is expected to provide a global understanding of the hydrogeological behavior of the pile.

Electrical resistivity tomography (ERT) is a proven technique to efficiently reconstruct the internal geometry of mine waste rock piles (Campos et al., 2003; Poisson et al., 2008; Anterrieu et al., 2010; Chouteau et al., 2010). In addition, as the electrical resistivity of porous media depends on moisture content and water electrical resistivity, geoelectrical monitoring is useful to image volume and quality of subsurface water flows for various applications (Loke et al., 2013; Chambers et al., 2014; Kuras et al., 2009, 2016; Hübner et al., 2017). Hence, a 3D time-lapse geoelectrical monitoring

was performed to image water infiltration into the experimental waste rock pile before, during and after an artificial rainfall.

This paper presents some results of the hydrogeophysical monitoring carried out in 2017. It focuses on the methodology followed to reconstruct 3D moisture content distribution from 3D time-lapse electrical resistivity of the waste rock. Laboratory measurements were carried out with samples from the experimental waste rock pile to determine relevant petrophysical relationships. Moisture content distributions are then compared with local measurements to help validate the hydrogeophysical approach.

5.3 Experimental site description

The 60 m-long, 7 m-high, 10 m-wide (top) experimental waste rock pile built at the Lac Tio mine consists of non-economic ilmenite ore with less than 76 % of minerals content. The sulfides in these waste rocks can be oxidized by water and air (Plante et al., 2014), which could lead to water contamination (essentially by Ni). The approach tested consists in limiting water infiltration in the core of the pile using the capillary barrier effect developed at the base of a 1 m-thick flow control layer (FCL) of relatively fine-grained sand and non-reactive waste rock (anorthosite). This FCL has been placed upon the coarse ilmenite waste rocks as shown in Figure 5-1. The FCL has a slope of 5 % to favor lateral diversion of the precipitation water toward the downslope limit of the pile, which is composed of coarse non-reactive anorthosite waste rock. This design has been validated numerically and with laboratory analyses and is currently tested under field conditions (Fala et al., 2003, 2005; Broda et al. 2014; Bréard-Lanoix, 2017).

Hydrogeological instrumentation provides local measurements of temperature, moisture content, and suction in the FCL, below the capillary barrier in the coarse waste rocks and at the bottom of the pile (Decagon, 2016; Decagon, 2017). Six 10 m × 10 m lysimeters collect percolation water and allow both flow measurement and geochemical analyses of the leachates. Hydrogeological instrumentation can be precise but only provides localized measurements, so the investigated volume can be non-representative of the surrounding medium, especially in heterogeneous materials such as mine waste rocks. To help overcome this limitation, 192 circular electrodes, buried in the FCL and at the base of the pile, allow 3D monitoring of the resistivity in the whole pile over time (Dimech et al., 2017).

Measurements presented here have been recorded over 10 days in June 2017 to reconstruct the hydrogeological state of the pile before, during and after an induced precipitation event of approximatively 50 mm in 10 hours applied using a water truck (Dubuc et al., 2017). A specific acquisition system was designed and optimized measurement protocols were defined for quick, complete and efficient geoelectrical monitoring of the pile (as described in Dimech et al., 2017).

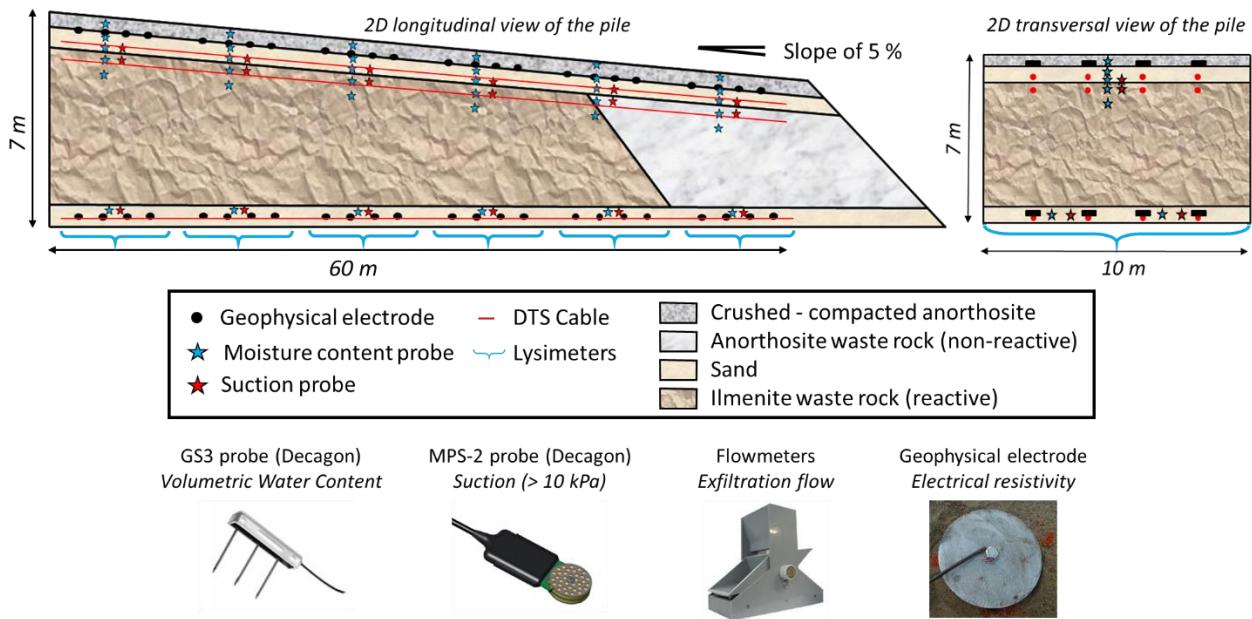


Figure 5-1: 2D sections of the experimental pile on the Lac Tio mine showing the internal structure and the instrumentation (hydrogeological and geophysical). Adapted from Dimech et al. (2017).

5.4 Methodology

5.4.1 Time-lapse geoelectrical monitoring of the pile

3D time-lapse geoelectrical database is processed to generate a set of instantaneous images of the distribution of electrical resistivity in the pile with a temporal resolution of 1 hour during 10 days. This database is inverted using E4D (Johnson et al., 2010) to yield the 3D model of electrical resistivity over time. Figure 5-2 presents the numerical 3D model of the pile constructed from both external and internal surveys during the pile construction (Dimech et al., 2017). A photograph of the site is also shown to compare the 400 000 elements model with the actual pile geometry. The internal mesh follows actual interfaces with sharp boundaries, for instance between the FCL (grey anorthosite and yellow sand) and the coarse ilmenite (brown) with different electrical properties

(Figure 2b). Both spatial and temporal smoothings are applied for the inversion process, and final time-lapse images have a mean RMS value of 2.5 %. 3D time-lapse inversion results are then exported as Matlab files and post-processing is performed to recover the 3D moisture content distribution over time. These final images are finally compared with local hydrogeological measurements from the GS3 probes to assess the validity of the hydrogeophysical method, and to evaluate the heterogeneity of the FCL and the representativeness of local hydrogeological measurements.

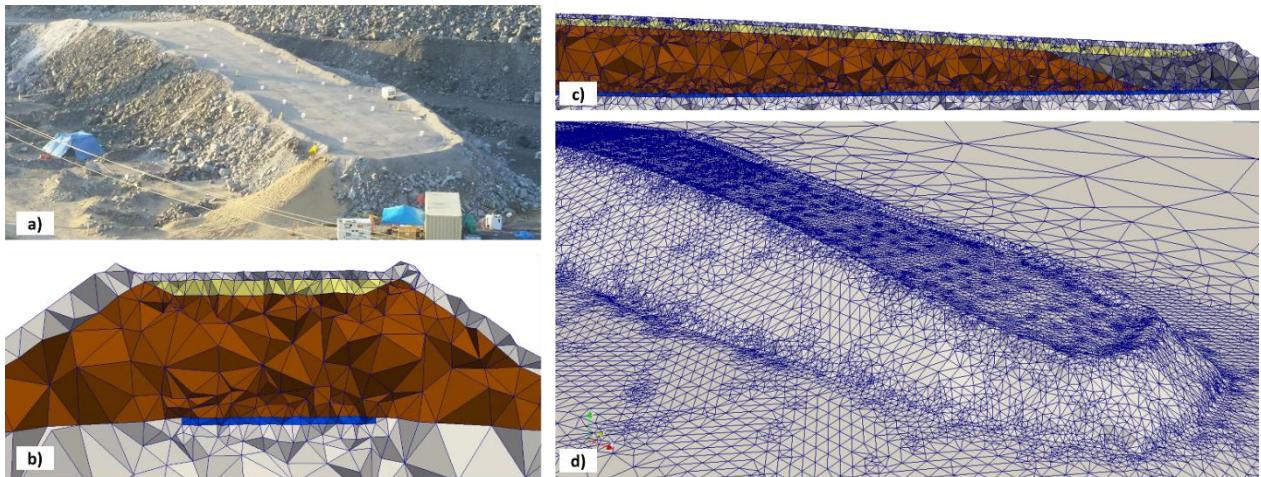


Figure 5-2: a) Photograph of the experimental waste rock pile. b) & c) Transversal and longitudinal views of the pile 3D meshing with 400 000 tetrahedron elements. Internal structure of the pile from survey points is visible. d) Surface topography of the pile meshing is similar to the actual one.

5.4.2 Column measurements and petrophysical relationships

Archie's law is the most commonly used petrophysical law to estimate volumetric moisture content from resistivity measurements. However, this empirical law does not directly apply for conductive matrices such as ilmenite-rich rocks where Archie parameters can be difficult to assess. As a result, some laboratory column measurements were carried out with samples from the experimental waste rock pile (sand, crushed anorthosite and ilmenite). The methodology presented in Intissar (2009) was extended with a new protocol to assess the relationship between global resistivity, water resistivity and moisture content.

Figure 5-3a shows the laboratory column designed to establish petrophysical relationships for the waste rock. 32 electrodes are connected to the Terrameter LS via a specific connection box (see Dimech et al. (2017) for more details); an optimized protocol monitors instantaneously the

electrical resistivity in the column. Some inversions were carried out to reconstruct the 3D electrical resistivity distribution to evaluate the heterogeneity within the column, as shown on Figure 5-3b. Apparent resistivities at different heights in the column were used to evaluate a mean value for the material electrical resistivity inside the column.

The experimental protocol consists in evaluating the influence of both water electrical resistivity and volumetric moisture content on the global electrical resistivity. The column was filled with waste rocks and electrolytes with different conductivities were used to saturate the column from the top. Once the waste rock specimen was saturated, a mean value for global resistivity was measured. The column was then desaturated by opening the tap at the base, while the exfiltration flow rate and water resistivity were continuously monitored. 3D ERT measurements were also carried out to estimate different global resistivity values associated with different moisture contents in the column.

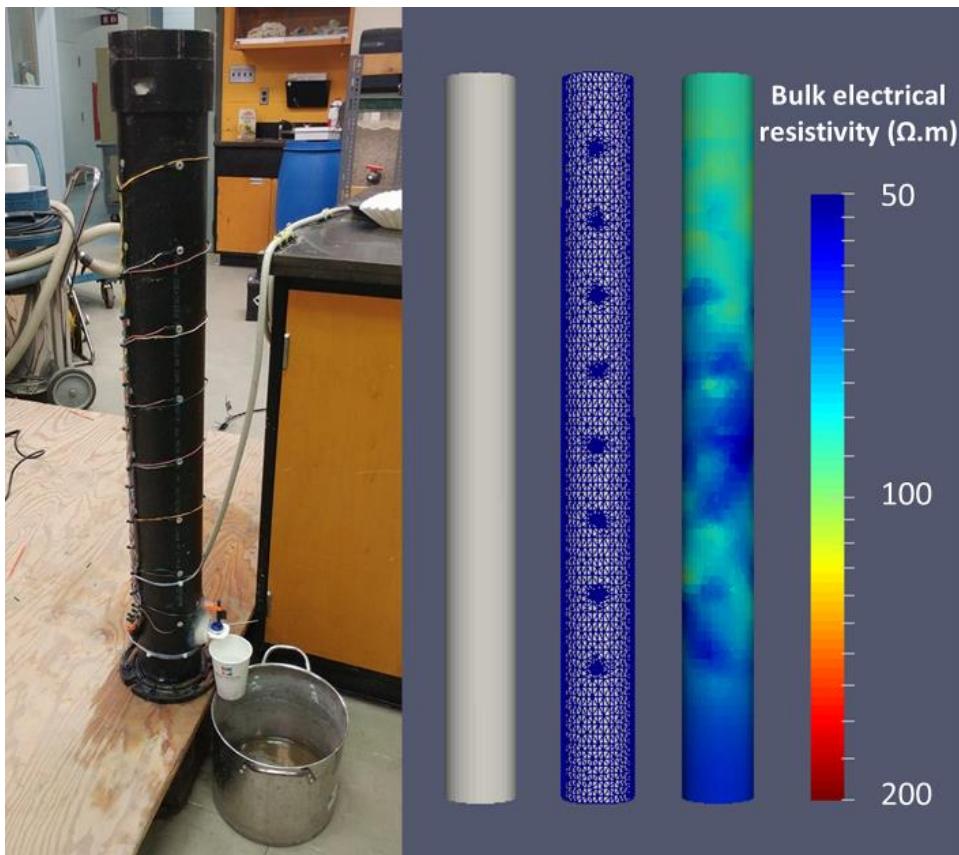


Figure 5-3: a) Photograph of the column with 32 electrodes used to assess petrophysical characteristics of waste rock. b) Visualization of the 3D numerical model for the column and 3D resistivity distribution for ilmenite specimen.

Table 5-1: Some physical properties for the rock samples in the laboratory column

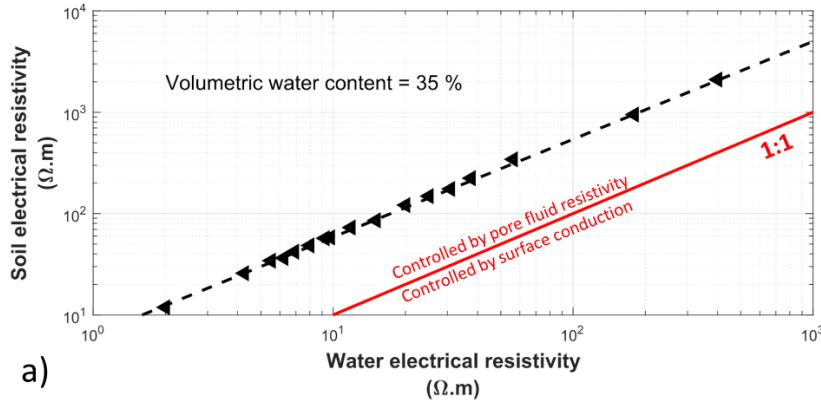
Properties	Sand	Anorthosite	Ilmenite
Wet bulk density d (-)	1.8	1.7	3.2
Solid grain density d_s (-)	2.5	2.4	5.6
Moisture content (-)	0.22	0.10	0.28
Porosity ϕ (-)	0.36	0.35	0.48
Saturation S_r (-)	0.60	0.28	0.59

5.5 Results

5.5.1 Petrophysical relationship for each type of rock sample

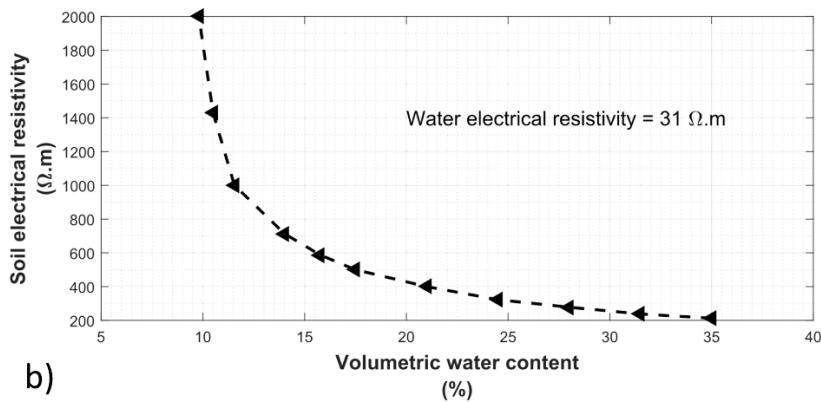
Table 5-1 presents some physical properties of the laboratory columns filled by the waste rock specimen where d and d_s are respectively the wet bulk density and the solid grains density (-), VWC is the volumetric water content at rest (%) and ϕ and S_r are respectively the porosity and the degree of saturation (%). Porosity values are relatively high compared to in-situ typical measurements, which indicates that the waste rock in the columns has not been compacted enough (this was necessary to avoid damaging the column). The density values are nonetheless consistent with the results of previous laboratory studies (e.g. Intissar, 2009; Peregoedova et al., 2013). Laboratory column tests results are detailed in Figure 5-4. These illustrate the impact of both water electrical resistivity and volumetric water content on global electrical resistivity for the column with crushed anorthosite. Figure 5-4a presents global electrical measurements for different water resistivity values (black triangles) for a completely saturated column ($VWC = \phi = 35\%$). Figure 5-4b shows the different values of electrical resistivities measured as the water was flowing out of the column ($\rho_w = 31 \Omega \cdot m$). These two graphs were used to assess the petrophysical relationship for anorthosite presented on Figure 5-5a. A similar protocol was followed to recover petrophysical relationships for sand and ilmenite, as shown on Figure 5-5b,c. The petrophysical relationships obtained from laboratory column measurements are consistent with the theory described in Attia et al. (2008). As anorthosite and sand grains are resistive, no surface conduction is observed for water resistivity values comprised between $1 \Omega \cdot m$ and $200 \Omega \cdot m$. This indicates that Archie's law would be directly applicable for these materials. As ilmenite grains are conductive, both grain conduction and surface conduction occur with resistive water ($\rho_w > 100 \Omega \cdot m$), which means that a correction is required for Archie's law to take into account the grain conduction in ilmenite.

Influence of the water electrical resistivity for crushed anorthosite column



a)

Influence of the volumetric water content for crushed anorthosite column



b)

Figure 5-4: a) Influence of the water electrical resistivity, and b) of the volumetric water content on the global electrical resistivity values for the crushed anorthosite in the column.

5.5.2 3D time-lapse resistivity distribution

3D time-lapse inversion results are shown in Figure 5-6 for a longitudinal section of the experimental waste rock pile. The infiltration event occurred at $t = 0$ h. Global resistivity values before water infiltration are consistent with results presented in Chouteau et al. (2010) and Dimech et al. (2017). The FCL layer, composed of crushed anorthosite over compacted sand, shows resistivity values ranging from $1000 \Omega \cdot m$ to $5000 \Omega \cdot m$; the ilmenite waste rocks are fairly conductive with resistivity values ranging from $20 \Omega \cdot m$ to $1000 \Omega \cdot m$; the coarse anorthosite part of the pile is highly resistive with resistivity values higher than $15000 \Omega \cdot m$. The water sprinkled on the top of the pile for the infiltration test was highly conductive ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$). As a result, the FCL layer has become more conductive after this infiltration test as shown in Figure 5-6, especially downslope of the pile where resistivity values have dropped from $5000 \Omega \cdot m$ to about

$300 \Omega \cdot m$ after 15 hours. In the meantime, the core of the pile has become more resistive, which was somewhat unexpected. This increase of global resistivity values from $200 \Omega \cdot m$ to almost $1000 \Omega \cdot m$ is attributed to an increase of the electrical resistivity of the water measured by the GS3 probes in the ilmenite waste rock. These results illustrate the need for a better understanding of the water electrical resistivity variations in the pile over time as well as the need for a better integration of the petrophysical relationship between global and water electrical resistivity and volumetric moisture content.

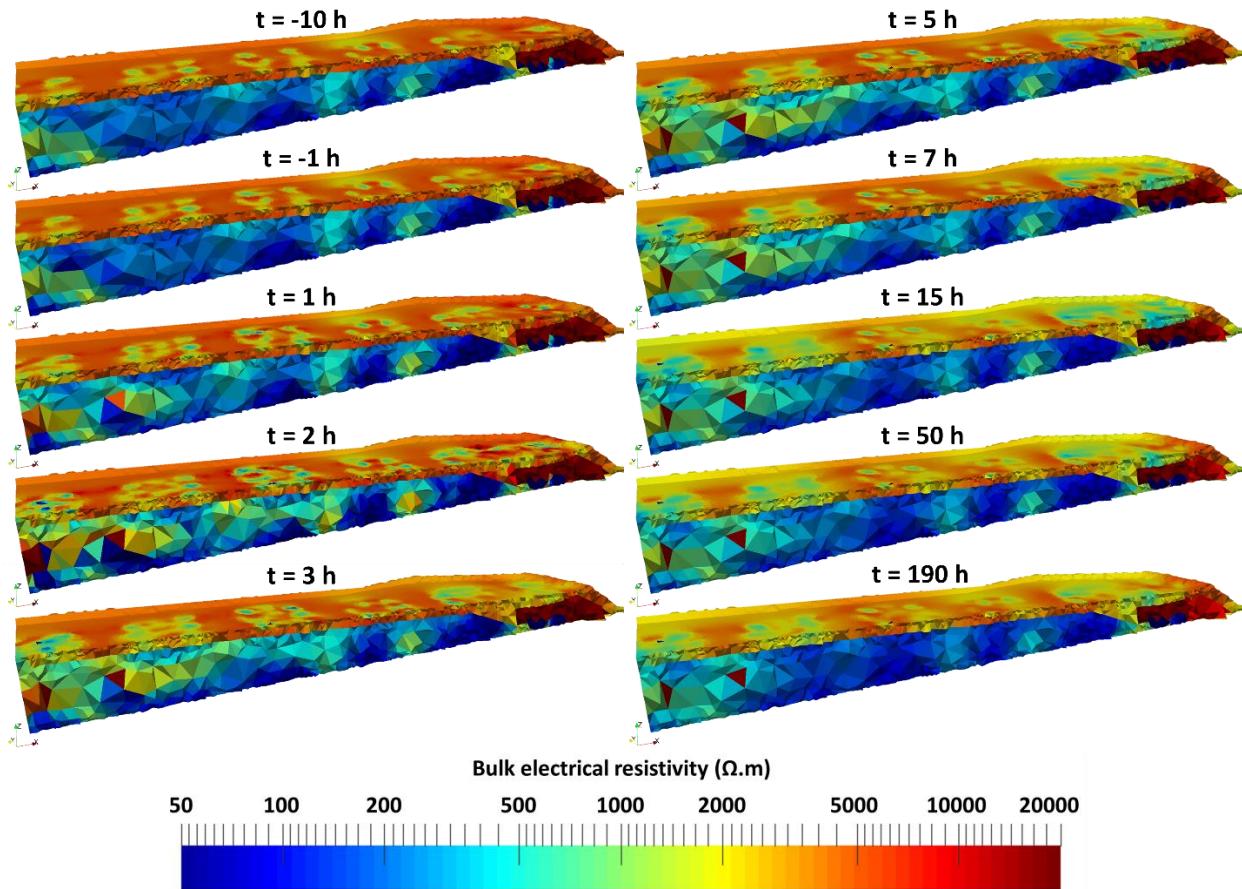


Figure 5-5: Time-lapse visualization of the 3D geoelectrical monitoring of the experimental waste rock pile before, during and after the infiltration test (at $t = 0 \text{ h}$). Static resistivity values are consistent with results shown in Dimech et al. (2017).

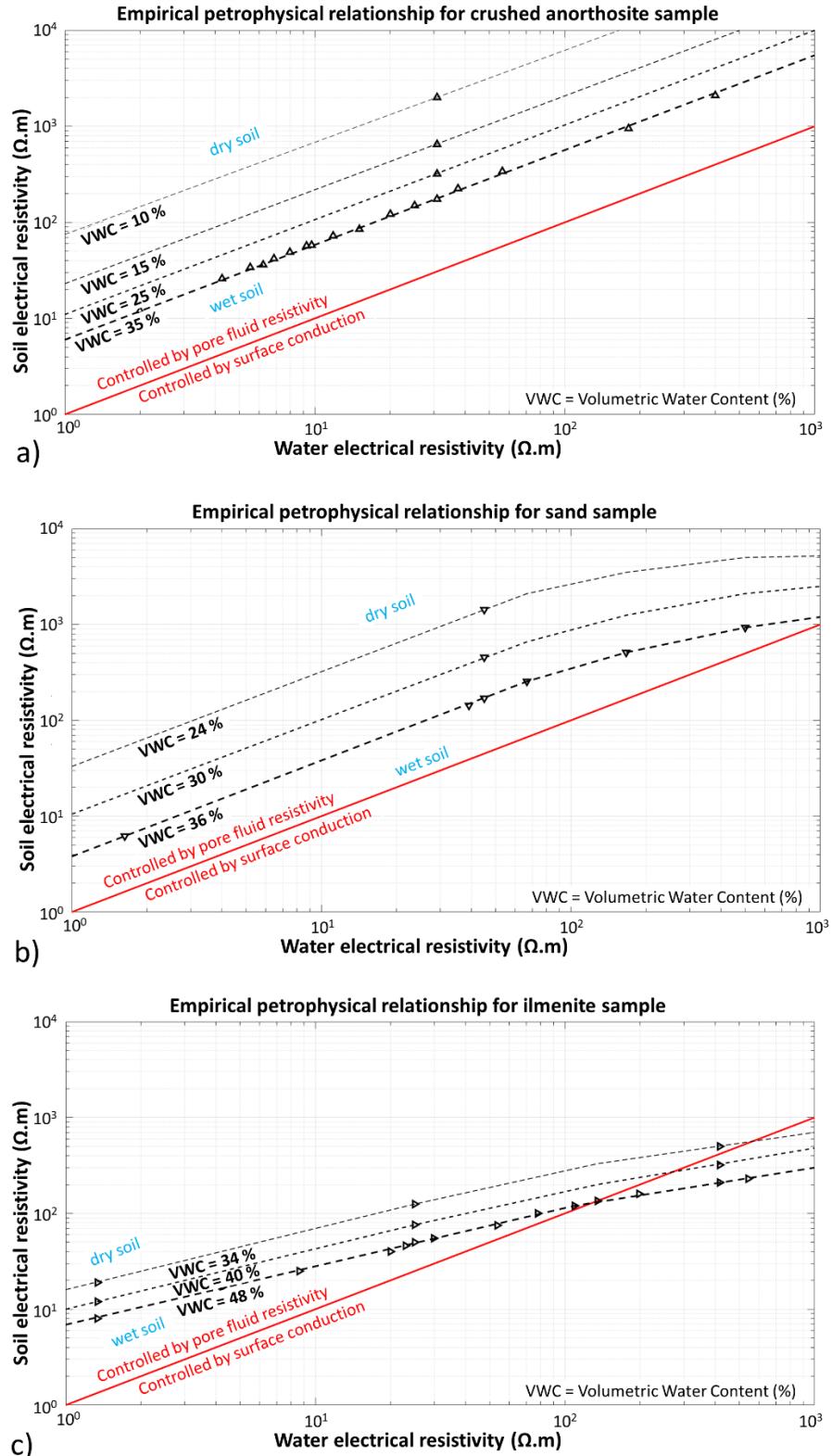


Figure 5-6: Petrophysical laws describe the relationship between global and water resistivity and volumetric water content for a) anorthosite sample, b) sand sample and c) ilmenite sample.

5.6 Discussion

3D time-lapse inversion results can be used to reconstruct the global electrical resistivity distribution over time in the entire experimental waste rock pile. However, as this electrical resistivity is affected by both water quality (i.e. water electrical resistivity) and water quantity (i.e. volumetric water content), it is necessary to use empirical petrophysical relationships to separate both effects. A GS3 probes database has been used to recover the variation of water electrical resistivity over time in the crushed anorthosite. A conceptual model for water resistivity variation in the pile is shown in Figure 5-7.

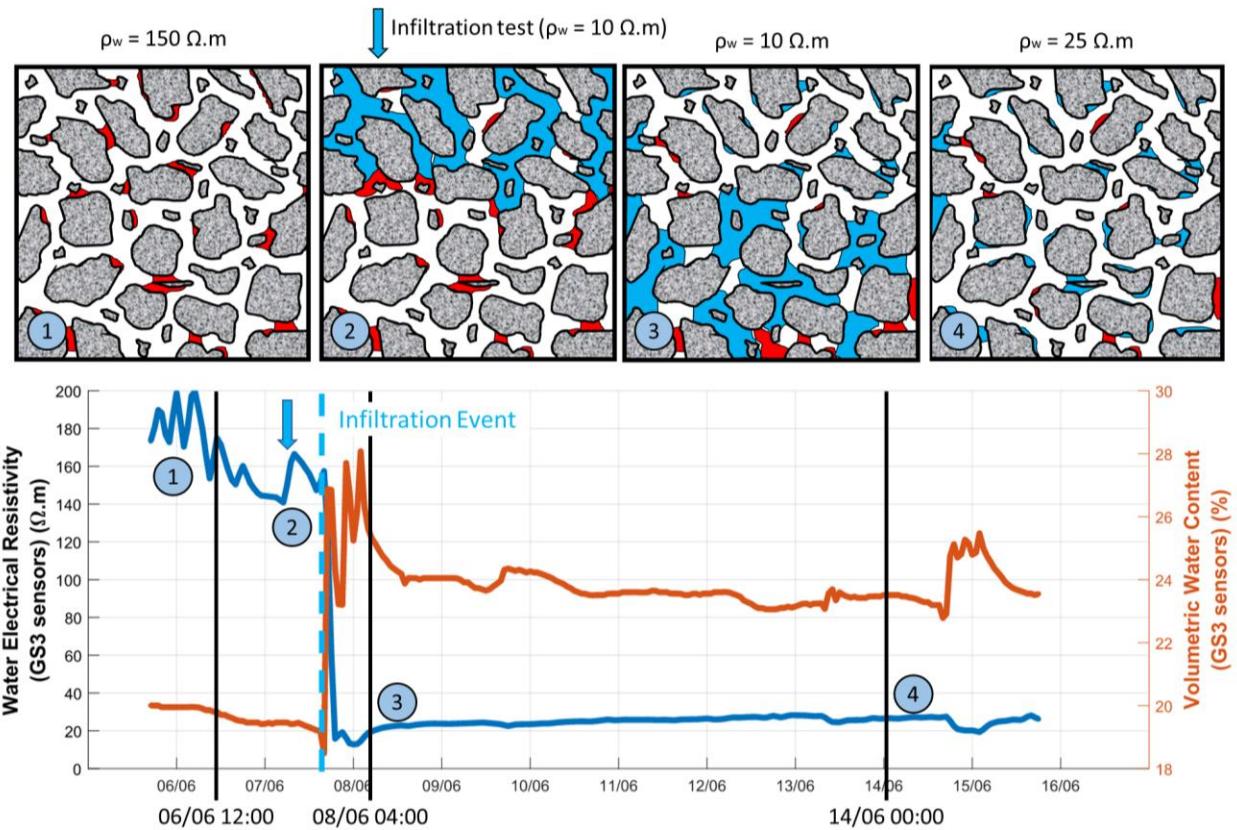


Figure 5-7: Conceptual model of water infiltration in the crushed anorthosite layer ate the top of the experimental waste rock pile. Conductive water (blue: $\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$) sprinkled on the pile replaces resistive water (red: $\rho_w \approx 150 \Omega \cdot m$).

The top part of Figure 5-7 illustrates the matrix of crushed anorthosite. Resistive water (in red, $\rho_w \approx 150 \Omega \cdot m$) was present in the pores before the infiltration test. This resistive water has been progressively replaced by conductive water from the water truck (in blue, $\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$) during and after water infiltration. The bottom part of Figure 5-7 presents water resistivity variations over time measured by the GS3 probe located in the crushed anorthosite layer upslope of the pile. Numbered labels indicate the different infiltration states of this layer. Volumetric water content measured by the same GS3 probe is also displayed, indicating that the artificial infiltration event rapidly increased the volumetric water content from 20 % to 24 % (up to a maximum of 28 %).

The three vertical black lines on Figure 5-7 show the dates selected to compare moisture content calculated from 3D geoelectrical monitoring and local GS3 measurements. The values for water electrical resistivity are $150 \Omega \cdot m$, $20 \Omega \cdot m$ and $25 \Omega \cdot m$ respectively on June 6th at 12:00 (before infiltration), on June 08th at 04:00 (8 hours after infiltration) and on June 14th at 00:00 (6 days after infiltration). Global resistivity values (along a longitudinal profile at the center of the pile) are extracted from the 3D time-lapse resistivity values obtained by inversion. The petrophysical relationship shown in Figure 5-6a is then used to calculate volumetric moisture content values along the profile in the crushed anorthosite layer for the three dates, as shown in Figure 5-8a. Finally, volumetric water contents measured by GS3 probes are compared to provide a local reference dataset.

Volumetric water contents calculated from the 3D time-lapse geoelectrical monitoring of the pile and laboratory petrophysical relationship (Figure 5-8a: black lines) are close to local measurements from GS3 probes (Figure 5-8a: blue dots) in the crushed anorthosite. The top layer is relatively dry before the infiltration test (image #1) with an average VWC value of approximatively 20 %. The infiltration test had a significant effect on this crushed anorthosite layer, increasing the average VWC value up to 26 % (image #2), especially upslope and downslope of the pile where the average VWC value approximates 30 %. This top layer generally became dryer after 7 days (image #3) with an average VWC value of 21 %. However, calculated VWC values indicate that some places remained wet, mainly upslope. Calculated volumetric water content values also show heterogeneity in the crushed anorthosite layer, while GS3 measurements are relativity homogenous along the experimental waste rock pile.

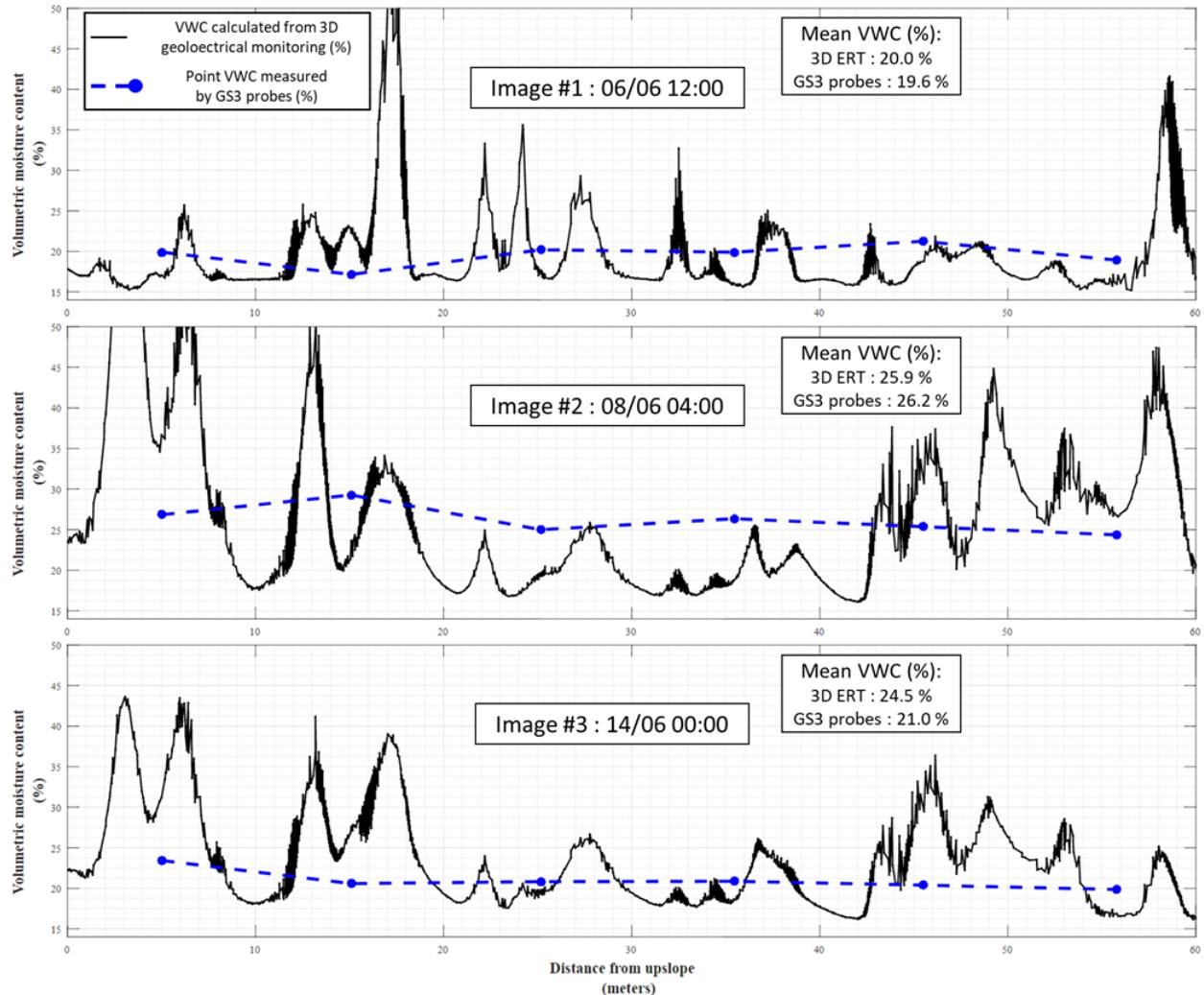


Figure 5-8: Reconstruction of the volumetric water content from the 3D time-lapse geoelectrical monitoring and laboratory petrophysical relationship along a longitudinal line in the top crushed anorthosite layer. a) Comparison between calculated VWC values (black line) and GS3 probe measurements (blue dots interpolated by dashed blue lines) at three different times before, during and after the infiltration event that occurred on June 7th 2017 at 19:30.

5.7 Conclusion

An experimental waste rock pile has been constructed and instrumented with multiple sensors for a high-resolution imaging of water infiltration. 3D time-lapse geoelectrical monitoring was carried out with 192 electrodes before, during and after an artificial infiltration event. Inversions using the high-resolution 3D model of the pile were conducted to reconstruct the 3D time-lapse global electrical resistivities in the pile. As this electrical resistivity is affected by both water quality and water quantity, some laboratory measurements were carried out to develop petrophysical relationships for the waste rocks. These empirical correlations were combined with a conceptual model of water infiltration in the top of the pile in order to convert 3D time-lapse resistivity distribution into volumetric water content imaging in the crushed anorthosite layer at the top of the pile. Comparison with local hydrogeological measurements tends to support the geoelectrical approach and suggests that 3D time-lapse geoelectrical monitoring is an appropriate and efficient tool for refining the understanding of the hydrogeological characteristics and behavior of complex media, such as a waste rock pile. Additional work is underway to assess more specifically the VWC in the two layers of the inclined FCL. This work presented here is part of a larger investigation with multiple results from the experimental waste rock pile and future work will seek to integrate different disciplines to provide realistic tendencies and conclusions.

5.8 Acknowledgement

The authors would like to acknowledge the financial support from NSERC and the industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (<http://irme.ca/>). Also, this project would not have been possible without support of the employees of the Lac Tio mine, and the effort of the technicians, students and interns that contributed to the construction and monitoring of the waste rock pile.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: 3D TIME-LAPSE GEOELECTRICAL MONITORING OF WATER INFILTRATION IN AN EXPERIMENTAL MINE WASTE ROCK PILE

Adrien Dimech^{1,3}, Michel Chouteau^{1,3}, Michel Aubertin^{1,3}, Bruno Bussière^{2,3}, Vincent Martin^{1,3} & Benoît Plante^{2,3}

1. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada
2. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Canada
3. RIME : Research Institute on Mines and Environment, Canada

Submitted in May 2018 for Vadose Zone Journal

6.1 Abstract

Open-pit mines often generate large quantities of waste rocks, with non-economic mineralization, which are usually stored on the surface in waste rock piles. When the waste rocks contain reactive minerals (mainly sulfides), water and air circulation in the pile can lead to the generation of contaminated drainage. An experimental waste rock pile was built on the Lac Tio mine (QC, Canada) to validate a new disposal method which aims at limiting water infiltration into reactive waste rocks. The technique involves the addition of inclined layers of compacted and non-reactive material to control deep percolation. Such flow control layer (FCL) was placed on top of the experimental pile, which represents a typical bench level, to divert water towards the outer edge. Hydrogeological sensors and geophysical electrodes have been installed for monitoring moisture distribution in the pile during infiltration events. This paper presents the results of the 3D time-lapse hydro-geophysical monitoring program conducted to assess water infiltration in the experimental pile. Readings from the 192 circular electrodes buried in the waste rock pile have been used to reconstruct the 3D bulk resistivity variations over time. As bulk electrical resistivity is strongly affected by water quality and water quantity, a significant effort has been devoted to recover the spatio-temporal evolution of water electrical resistivity in the pile. As a result, water electrical resistivity has been used as a tracer to monitor infiltration and flow of old resistive and fresh conductive waters. The results indicate that the inclined surface layer efficiently diverts a large part of the added water away from the reactive core of the pile. Local and global models of water infiltration explaining both bulk and water electrical resistivity variations are proposed. The

results shown here are consistent with hydrogeological data and provide additional insights to characterize the behaviour of the experimental pile.

6.2 Introduction

6.2.1 Context of the study

The non-economic waste rocks extracted from the ground to reach the mined ore deposit is usually stored in surface piles. Such waste rock piles can exceed 300 meters in height and can contain up to several hundred million cubic meters of waste rocks (McCarter, 1990; Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002; McLemore et al., 2009). As these large deposits are exposed to water and air circulation, the reactive minerals (sulphides) contained in the waste rocks can oxidize and generate contaminated drainage. Eventually, metal concentrations in the effluent can exceed regulation levels, and this may require costly active water treatment at the mine site (Bussière et al., 2005).

The Lac Tio mine in Havre-St-Pierre (Québec, Canada) is an open-pit mine, operating since 1950, which is extracting iron and titanium from a large hemo-ilmenite ore deposit. The mining activities have generated approximately 72 Mt of waste rocks stored in piles covering an area of about 130 hectares (WSP, 2014). Two main types of waste rocks are generated: one dominated by anorthosite and one that contains up to 76% of hemo-ilmenite mineralization, which is considered the cut-off grade for the (non-economic) ore. Anorthosite is considered non-reactive, but small amount of sulphides contained in the hemo-ilmenite waste rocks (mainly pyrite and pyrrhotite) can be oxidized by water and air (Plante et al., 2010). The reactions can then produce contaminated neutral drainage (CND), which may be responsible for occasional nickel leaching in the drainage water around the piles (Plante et al., 2011a, 2011b, 2014; Bussière et al., 2015).

A few solutions have been proposed to address this type of environmental issue, mainly by controlling water infiltration in the reactive waste rocks. One promising option is to use the layered internal structure of piles to limit deep water infiltration following precipitation on the pile surface (Aubertin et al., 2002, 2005). Numerical simulation results have indicated that the presence of such layers and the capillary barrier effect created by the superposition of an inclined fine-grained material layer over the coarse waste rocks tends to divert water towards the edge of the pile containing non (or less) reactive waste rocks (Fala et al., 2003, 2005, 2006). Such flow control layer (FCL), which can be made with compacted (crushed) non-reactive waste rocks, may prevent

water from being in contact with sulphides, thus limiting CND generation in the long term. This technique could be integrated directly into mine operations when the repeated passages of heavy machinery on the surface naturally create the required fine-grained, compacted layers; otherwise, such layers can be added in a controlled manner as part of the construction process (as was the case with the experimental pile). The superposition of several FCL in a large pile may significantly reduce moisture content and water flow in the reactive core of the piles as illustrated in Figure 6-1.

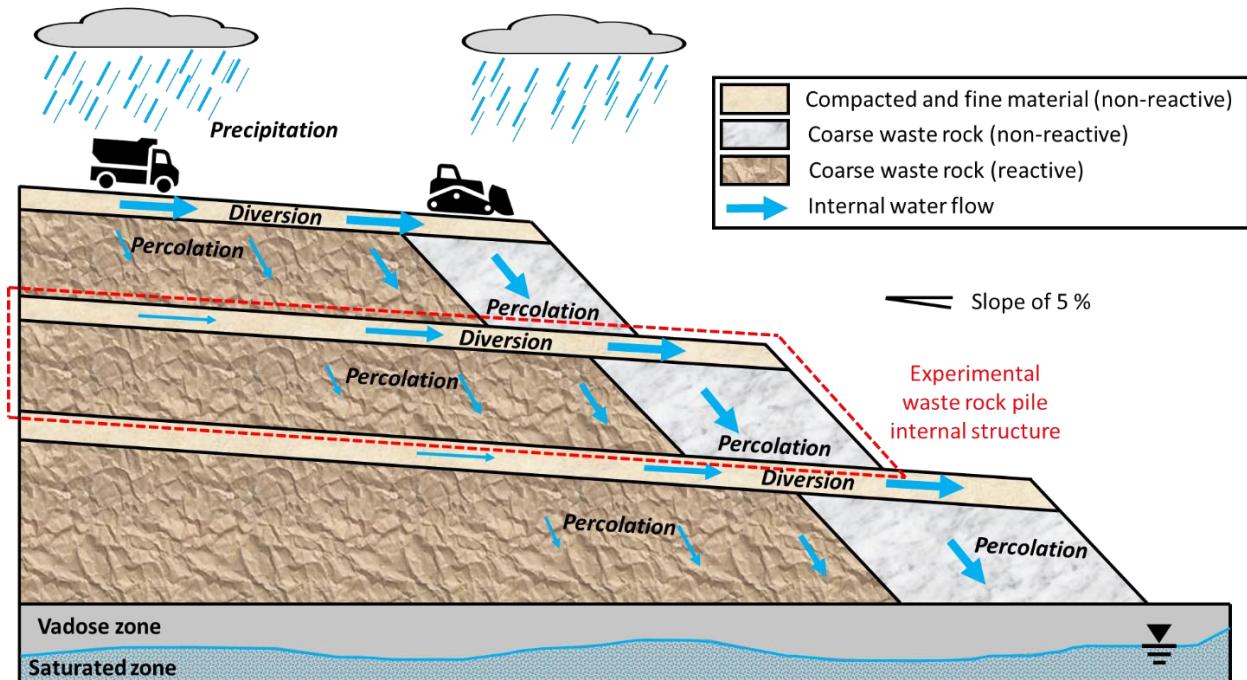


Figure 6-1: Internal structure of the pile showing compacted and inclined layers, made from non-reactive waste rocks, diverting water away from the reactive core to limit contaminated drainage generation. Figure adapted from Aubertin et al. (2005) and Aubertin (2013).

6.2.2 Pilot scale experimental site

An experimental waste rock pile was built at the Lac Tio mine in 2014 and 2015 to study the hydrogeological behaviour of a FCL under field conditions at a pilot scale. Compacted layers of non-reactive waste rocks (25 cm) and sand (60 cm thick) were placed on top of the 60m-long, 7m-high and 30m-wide (at the base) waste rock pile. Numerical simulations indicated that this FCL, inclined with a slope of 5 %, could decrease infiltration in the pile by up to 90 %, particularly upslope (Broda et al., 2014). To validate the FCL concept and evaluate the accuracy of numerical models, hydrogeological and geochemical monitoring of the pile has been carried out since 2015.

The experimental waste rock pile was built using the push dumping method to reflect the internal structure of existing piles. The grain size of the waste rocks varies from fine particles (silts and colloids) to blocks (about 60 cm). This naturally produces high heterogeneity that makes it challenging to evaluate hydrogeological behaviour of a waste rock pile (Martin et al., 2006; Aubertin et al. 2008; Bréard-Lanoix et al., 2017).

Hydrogeological probes measuring water electrical resistivity, temperature, volumetric moisture content and suction were buried in the FCL on the top of the experimental pile and near the base of the pile (see Figure 6-2). Lysimeters collecting percolating water are used to measure exfiltration flow and determine metal concentrations in the leachates (Dubuc et al., 2017; Martin et al., 2017; Poaty et al., 2018). This type of hydrogeological instrumentation can provide valuable results in the vicinity of the probes. However, volume coverage can be limited because of the costs involved, difficulty in accessing some zones, and fragility of the instruments. For instance, it was almost impossible to install probes within the coarse waste rocks constituting the core of the pile, where hydrogeological information is critical. In addition, the medium surrounding a probe may be modified through sensor placement and the local contact is sometimes uneven, so measurements may not be entirely representative of the actual system.

Geophysical imaging has been used to provide reliable information for several hydrogeological studies in the past. Geophysical methods are sensitive to water content and degree of saturation in the soils (and similar materials) such as ground penetrating radar (Huisman et al., 2003), microgravimetry (van Camp et al., 2006), magnetic resonance sounding (Lubczynski et al., 2003), electromagnetic imaging (Kachanoski et al., 1988) and Electrical Resistivity Tomography (ERT) (Loke, 2011). ERT method is particularly adapted for high-resolution 3D imaging of hydrogeological processes as bulk electrical resistivity is strongly affected by the volumetric moisture content and water resistivity (Archie, 1942; Attia et al., 2008). In addition, time-lapse monitoring with surface and/or buried electrodes allows mapping of water flows by imaging 3D resistivity variations over time in a system. This approach has been used for diverse applications, including geotechnical monitoring of engineering works (Chambers et al., 2014), landslide monitoring (Uhlemann et al., 2017), subsurface leakage monitoring (Kuras et al., 2009; Clément et al., 2011; Kuras et al., 2016) and aquifer contamination and remediation (Power et al., 2014).

Geophysical surveys have been carried out in recent years to image the internal structure and moisture content distribution in waste rock piles (Campos et al., 2003; Poisson et al., 2008; Anterrieu et al., 2010). ERT measurements have been carried out in 2011 on existing waste rock piles from the lac Tio mine and the resistivity response of the two main types of waste rocks (anorthosite and ilmenite) was evaluated with laboratory column measurements (Intissar, 2009; Chouteau et al., 2010; Dawood et al., 2011; Dimech et al., 2018a). More recently, the experimental waste rock pile constructed on this mine site has been instrumented with circular electrodes as part of the overall research program. The 192 stainless steel electrodes have been buried near the base of the pile and close to its surface to monitor water infiltration and movement and provide information where little or no hydrogeological data is available (Dimech et al., 2017; 2018a).

This paper presents the results of the 3D monitoring of electrical resistivity over time at the experimental waste rock pile in relation with water content and flow. These results have been obtained using a specifically designed acquisition system. The definition of optimized measurement protocols was based on numerical modeling of the site. Geophysical data were inverted to reconstruct the resistivity distribution in the experimental pile in 3D during an induced infiltration experiment conducted with a water tanker truck. Water electrical resistivity was also used as a tracer to construct simplified local and global models of water infiltration in the waste rock pile. Geophysical results are consistent with other hydrogeological measurements and appear to provide reliable information that can be used for future analyses.

6.3 Methodology

6.3.1 Experimental pile

The experimental waste rock pile constructed on the site of the Lac Tio mine (Québec, Canada) has been instrumented with both hydrogeological and geophysical sensors to monitor water infiltration over time (Dimech et al., 2017; Dubuc et al., 2017; Martin et al., 2017). The geometry of the pile and the probes and instruments installed are shown in Figure 6-2. Figure 6-2a presents a longitudinal 2D slice in the center of the waste rock pile while Figure 6-2b details a transversal 2D slice where probes are located (without the inclined side edges).

Moisture content probes (42 GS3, Decagon, 2016), positioned near the surface of the pile, above and below the FCL interface (30 sensors), and close to its base (12 sensors), measure temperature,

global electrical resistivity and volumetric water content. Suction probes (24 MPS-2, Decagon, 2017) are positioned near the interface between the FCL and waste rocks (12 sensors) and the base of the pile (12 sensors) to monitor temperature and (negative) pore water pressure. In addition, 6 lysimeters constructed at the bottom of the pile collect percolating waters for geochemical analyses of the leachates (Poaty et al., 2018). These are connected to flow meters that measure exfiltration flow rates (Dubuc et al., 2017). In addition, over 1000 m of optic fiber cable has been installed near the surface and the base of the pile to provide a distributed measure of the temperature in the pile (Broda et al., 2013a; Wu et al., 2017). It would have been difficult (and hazardous) to instrument the core of the pile with classical hydrogeological probes due to the construction method used (push dumping), nature of the waste rocks (with large blocks), and risks involved (for the personnel and equipment). To help overcome this limitation, 192 circular electrodes have been positioned in the FCL (96 electrodes) and in the sand layer at the base of the pile (96 electrodes) (Dimech et al., 2017). These two regular electrodes grids of 4 x 24 electrodes with a spacing of 2 m allow electrical resistivity monitoring of the entire pile over time. Electrode locations are shown in Figure 6-2 with black dots for the pile longitudinal and transversal sections.

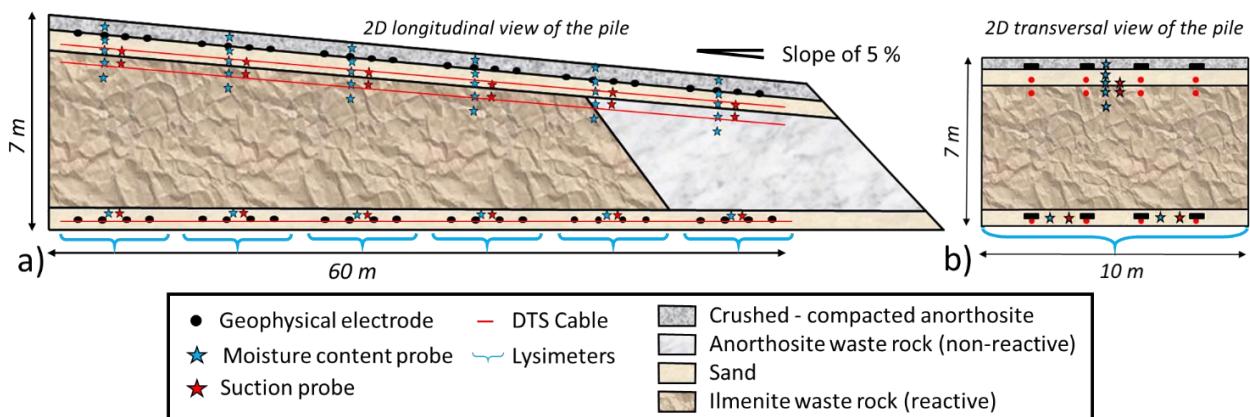


Figure 6-2 : 2D sections of the experimental waste rock pile at the Lac Tio mine showing the internal structure and instrumentation (hydrogeological and geophysical). Not to scale (adapted from Dimech et al. 2017 and Martin et al., 2017).

6.3.2 Geoelectrical monitoring system

Geoelectrical monitoring of water flow and distribution in the pile relies on the Electrical Resistivity Tomography (ERT) method that consists in reconstructing the subsurface electrical resistivity distribution from surveys conducted with surface, buried or borehole electrodes (Loke, 2004). A measurement is made with two electrodes injecting current in the subsurface (current electrodes C1 and C2) while two other electrodes measure the potential generated by current flow (potential electrodes P1 and P2), as illustrated in Figure 6-3. Each one of these quadrupoles has a specific sensitivity and scans a specific volume. A dataset is built with a known number of quadrupoles for the corresponding measured resistances (Ω) and variances (%). The inverse problem is resolved to reconstruct the distribution of the subsurface electrical resistivity. A model of bulk electrical resistivity that generates data fitting the measured one is considered as a possible image of the subsurface. Some regularization must be applied to take into account the geometry of the site and the properties of the materials, and to reduce non-uniqueness (Loke et al., 2013).

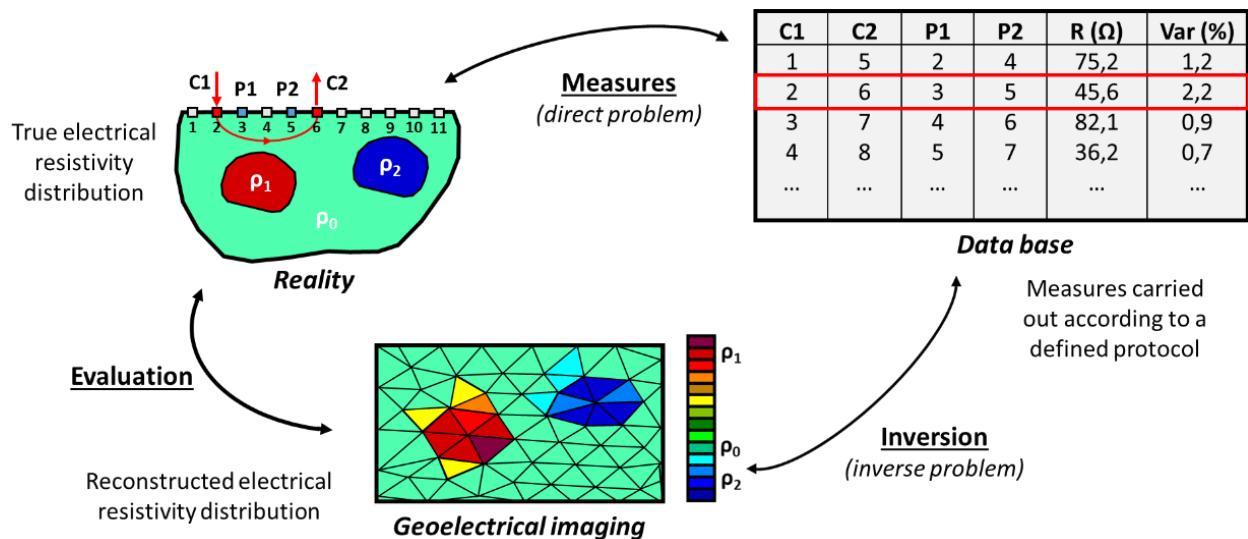


Figure 6-3 : Electrical Resistivity Tomography principle: imaging the subsurface electrical resistivity distribution. The measured database is inverted to reconstruct a possible distribution of electrical resistivity. Adapted from Loke (2004).

A dedicated geoelectrical monitoring system was designed to conduct ERT imaging of the experimental pile with the 192 buried electrodes shown in Figure 6-4a. The Terrameter LS (ABEM, 2016) is used to apply current and measure potential according to specific measurement protocols. Two switch boxes ES1064C are used to connect the 192 electrodes with specific connection boxes (shown in Figure 6-4b). As illustrated in Figure 6-4a, 175 functional electrodes (black dots) were used to carry geoelectrical monitoring of the pile using 91 % of the total number of electrodes. The dysfunctional electrodes present high contact resistances (pink dots, 10 electrodes) or no contact at all (red dots, 7 electrodes). As most of these electrodes are located near the base of the pile, it is postulated that the deposition of large blocks could have damaged some of the cables buried in the bottom sand layer. It was nonetheless possible to measure electrical resistivity close to these dysfunctional electrodes by using other electrodes located around these locations.

Standard protocols were used during infiltration events in the Fall of 2016 for monitoring water moisture in the pile with 64 electrodes (Dimech et al. 2017). The sensitivity of these protocols (i.e. impact of each elementary volume of the pile on the electrical response) was good near the electrodes but was limited in the core of the pile, where the recovery of hydrogeological information is critical (Figure 6-5a). Complete imaging of the pile took approximately 4 hours with about 4200 standard quadrupoles. A different approach was adopted for the second field survey conducted in Summer 2017 to increase the sensitivity of the geoelectrical monitoring with 192 electrodes while limiting the duration needed for a single image of the pile. An optimized protocol was defined following the approaches of Stummer et al. (2004), Wilkinson et al. (2006b; 2012) and Loke et al. (2014a, 2014b; 2015). The optimized protocol includes 1000 quadrupoles and runs in approximately 1 hour. As shown in Figure 6-5b, this protocol leads to a better sensitivity in the entire pile compared to the standard one, with an improved temporal resolution for geoelectrical monitoring of the dynamic behaviour of the pile, which is critical to reconstruct accurately water distribution and flow.

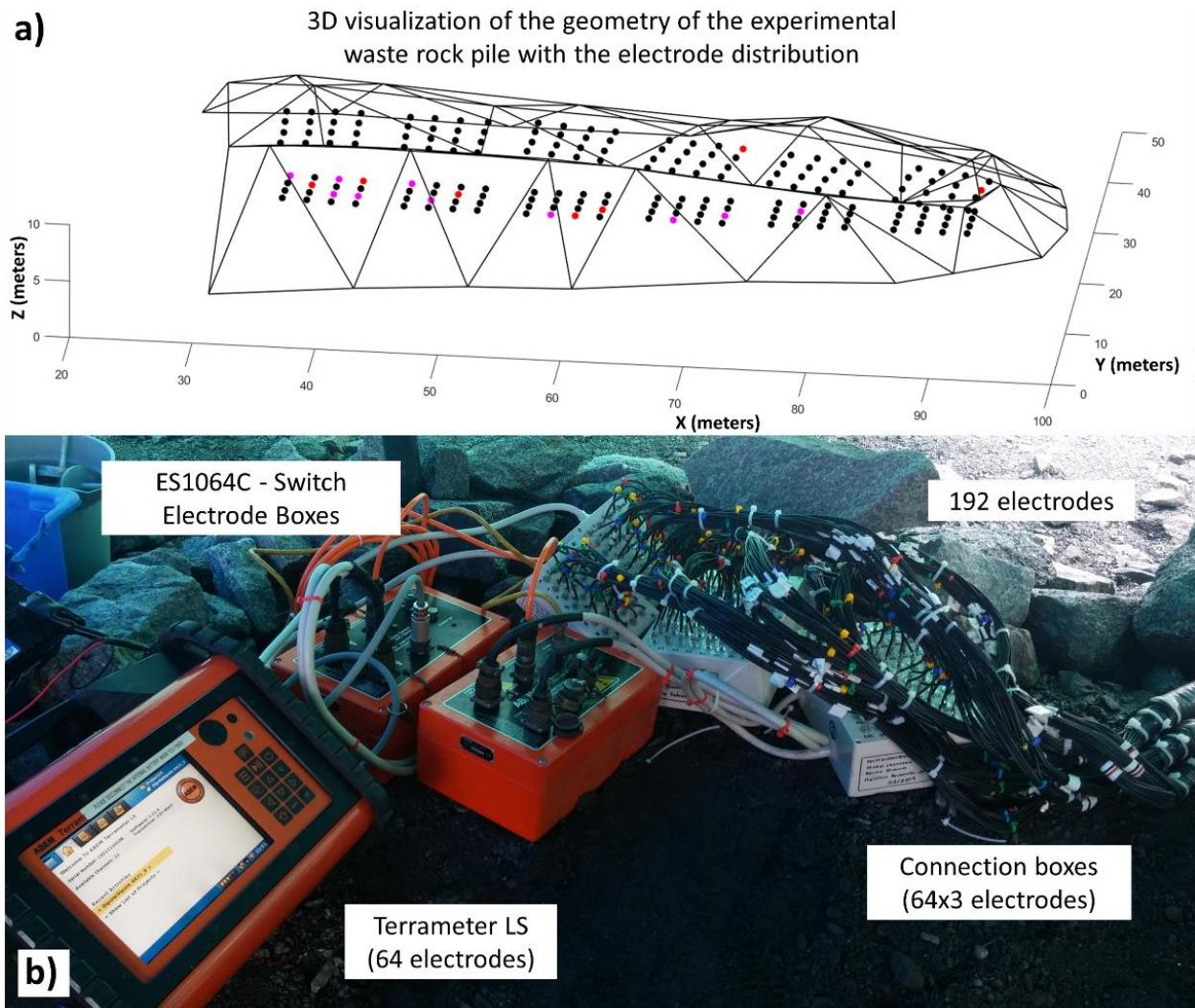


Figure 6-4 : a) 3D view of the geometry of the experimental waste rock pile with electrode positions. Black dots correspond to operational electrodes (175 / 192) while pink and red dots indicate dysfunctional electrodes (17 / 192). b) Acquisition system designed for the geoelectrical monitoring of the waste rock pile.

6.3.3 Measurement protocols, 3D modeling and 3D time-lapse inversion

Inversions of the ERT surveys conducted on the experimental waste rock pile have been conducted in 2016 using the commercially available software RES2DINV (Loke et Barker, 1996) and RES3DINV (Loke, 2007). These inversion softwares use 2D and 3D regular grids, which can be then adapted to model a 2D or a 3D topography. The first 3D model of the pile used to carry inversions was simple in terms of its geometry, with neither any topography nor internal structure features. Inversion results for this preliminary model of the pile showed significant heterogeneity within the waste rock pile electrical resistivity distribution, which was consistent with the internal structure of the pile and the electrical properties of Lac Tio waste rocks investigated by Chouteau et al. (2010) and Dawood et al. (2011). As described in Dimech et al. (2017), the different materials in the pile have distinct electrical resistivity values. The static imaging of the electrical resistivity distribution within the pile in 2016 was used to refine the model of the pile and develop better measurement protocols.

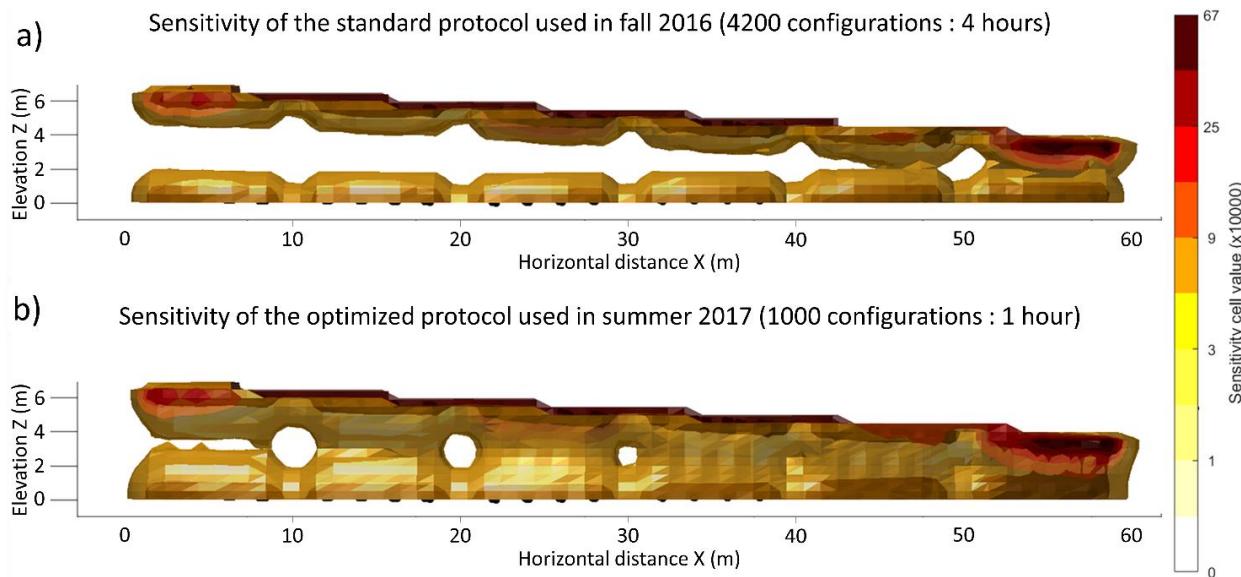


Figure 6-5 : Comparison of geoelectrical sensitivities between a standard protocol used in Fall 2016 (a) and an optimized protocol used in Summer 2017 (b). The iso-sensitivity surfaces show areas where geophysical monitoring should have a satisfying resolution, and where the reconstruction of resistivity distribution after inversion is assumed to be the most reliable.

Recent ERT inversion softwares allow reconstructing subsurface electrical resistivity distribution for complex geometries by using 3D tetrahedron meshes (Günther et al., 2006; Rücker et al., 2006; Johnson et al., 2010; Johnson, 2014; Günther et al., 2017). It may be more suitable to use 3D tetrahedron meshes when the geometry of the survey site is complex and produces artefacts from classical inversions (as detailed in Dimech et al. 2017). Several surveys were carried out during the construction of the experimental waste rock pile to measure the exact geometry of the different layers and assess the exact position of the instrumentation. As a result, a 3D tetrahedron numerical model of the pile with 400 000 elements was generated including internal geometry, sensor positions and external topography with high resolution (Figure 6-6). This precise modeling of the pile leads to more refined time-lapse inversions of the 3D geoelectrical dataset carried out with the software E4D (Johnson et al., 2010). For example, sharp electrical resistivity variations are allowed at the interface between ilmenite and anorthositic while a spatial smoothing is imposed within the ilmenite waste rocks. The additional information about the inner structure of the experimental waste rock pile is expected to improve the quality of the results.

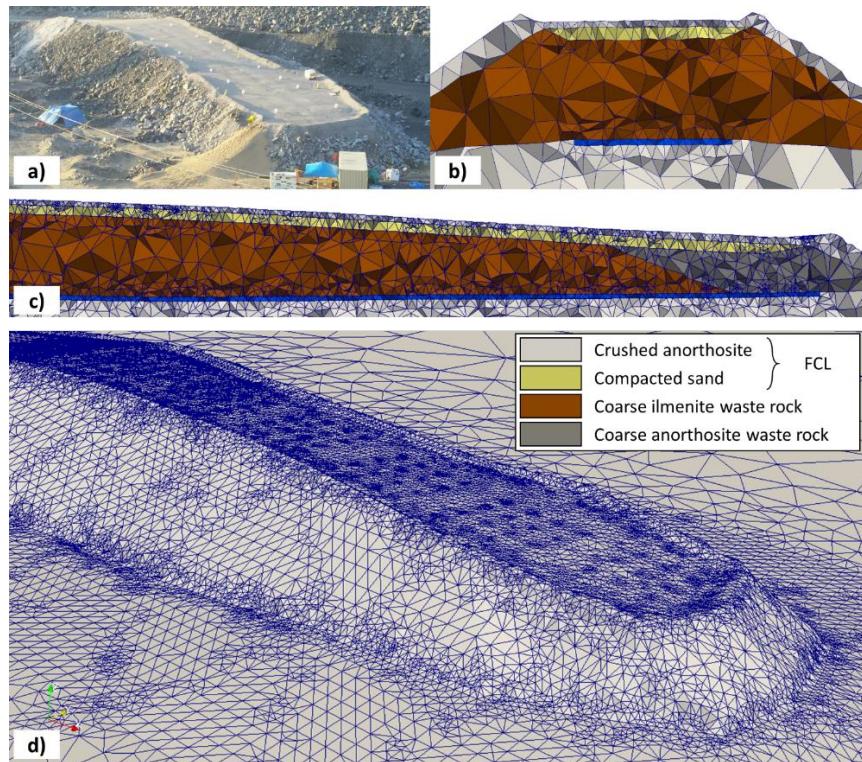


Figure 6-6 : Photograph of the experimental waste rock pile (a) and views of the 3D numerical model: (b) & (c) transversal and longitudinal sections and (d) 3D rendering of the external geometry of the experimental waste rock pile.

6.4 Results

6.4.1 Validation of the geoelectrical database

It is very useful to check data quality on site during measurements in order to adjust acquisition parameters such as current injection, stacking or temporal resolution for instance. Validation of the apparent electrical resistivities measured in the waste rock pile was carried out by comparing apparent electrical resistivity measurements and bulk electrical resistivities measured by GS3 probes at the same location. Figure 6-7 superimposes the GS3 resistivity measurements (blue lines) and the geoelectrical apparent resistivities (red dots) over time for three different GS3 probes and the corresponding quadrupoles.

Figure 6-7 indicates that the results from the geoelectrical monitoring performed during the infiltration test reflects the anticipated dynamical behaviour of the pile, particularly in the top sand layer and near the base of the pile. The conductive water ($\rho_w = 10 \Omega \cdot m$) sprinkled on the top of the pile dramatically decreases the bulk electrical resistivity in the top sand layer. The slight differences in absolute resistivity values observed between the GS3 sensors measurements and the geoelectrical data may be attributed, at least in part, to the different sizes of the investigation volumes (for example, $\rho_{b,GS3} \approx 2250 \Omega \cdot m$ while $\rho_{b,geoelectric} \approx 1500 \Omega \cdot m$ in the top sand layer before infiltration). Indeed, the sphere of influence for GS3 probes is roughly $1 dm^3$ while an apparent resistivity value (obtained from the electrodes network) integrates a few cubic meters. The dynamical tendencies of the resistivity measured by GS3 probes and obtained from geoelectrical monitoring are very similar: both techniques record a quick drop of electrical resistivity in the top sand layer during wetting of the surface. At the base of the pile, the decrease in resistivity is associated with water infiltration and percolation with a time lag of approximately 15 hours at the base of the anorthosite and three days at the base of the ilmenite waste rocks respectively. This comparison between ERT apparent resistivities and point GS3 resistivities validates the quality of the geoelectrical database before inversion.

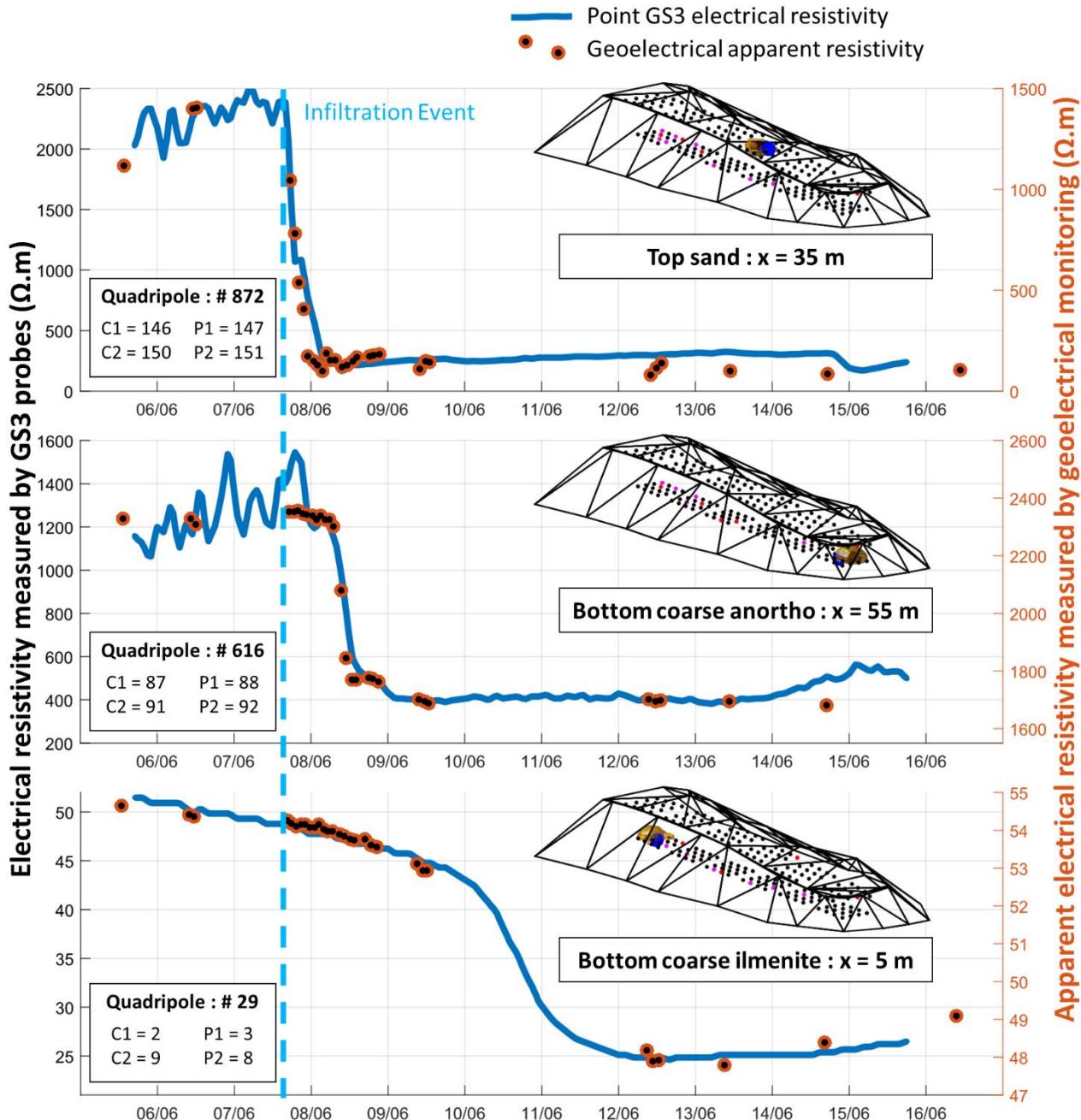


Figure 6-7 : Electrical resistivity measurements from GS3 probes (blue lines) and apparent resistivity values measured by geoelectrical monitoring (red dots) at different locations in the pile, in the top sand layer ($z = 0.4 \text{ m}$) and at the base of the coarse anorthosite and ilmenite waste rocks. Top-right graphs represent 3D views of specific quadrupole sensitivities that delimit the investigated volume in the waste rock pile. The GS3 probes selected for comparative purposes are close to these investigation volumes (indicated by blue dots).

6.4.2 3D time-lapse distribution of bulk electrical resistivity

The initial geoelectrical database has been analysed to exclude quadrupoles with high measurement errors. It has been time-processed to reconstruct the temporal evolution of the apparent electrical resistivity measured by each quadrupole over time. 3D time-lapse inversions have been carried out to obtain a resistivity model of the waste rock pile every hour. A total of 240 3D images have been generated with about 50 images before the infiltration test to image the pile (initial) steady state, 10 images during the infiltration test and 180 images after. About 28 m^3 of conductive water ($\rho_w = 10 \Omega \cdot \text{m}$) was sprayed evenly on top of the pile with a water tanker truck during about 10 hours, simulating a 47-mm precipitation on the 7th of June 2017 starting at 20h45. Figure 6-8 presents the results of the 3D time-lapse inversion before and after the infiltration event. These longitudinal and transversal sections showing the distribution of the subsurface electrical resistivity are considered representative of the actual state of the pile with an error as low as 2.5 %. Both spatial distributions and resistivity values are consistent with the previous steady state imaging presented in Dimech et al. (2017) and with the electrical properties of the lac Tio mine waste rocks investigated by Chouteau et al. (2010) and Dawood et al. (2011).

The flow control layer (FCL) at the top of the pile, made of a sand layer (beneath protective crushed waste rocks) is initially resistive (resistivity values between $1000 \Omega \cdot \text{m}$ and $4000 \Omega \cdot \text{m}$). The downslope end of the pile made of coarse anorthosite waste rocks ($50 \text{ m} < x < 60 \text{ m}$) is highly resistive (resistivity values above $4000 \Omega \cdot \text{m}$) and the core of the pile composed of mineralized ilmenite waste rocks is more conductive (resistivity values between $60 \Omega \cdot \text{m}$ and $1000 \Omega \cdot \text{m}$). By comparing the two images obtained three days apart (on the 6th of June 2017 at 13h00 and on the 9th of June 2017 at 5h00), it becomes possible to identify the areas where resistivity values have been the most affected by the infiltration event. Globally, the FCL at the surface became more conductive due to water infiltration, with resistivity values dropping from $1000 - 4000 \Omega \cdot \text{m}$ to $400 - 2000 \Omega \cdot \text{m}$. The resistivity of the core of the pile showed an increase after the infiltration event, with electrical resistivity values going from $60 - 1000 \Omega \cdot \text{m}$ to $100 - 2000 \Omega \cdot \text{m}$ in the waste rock pile.

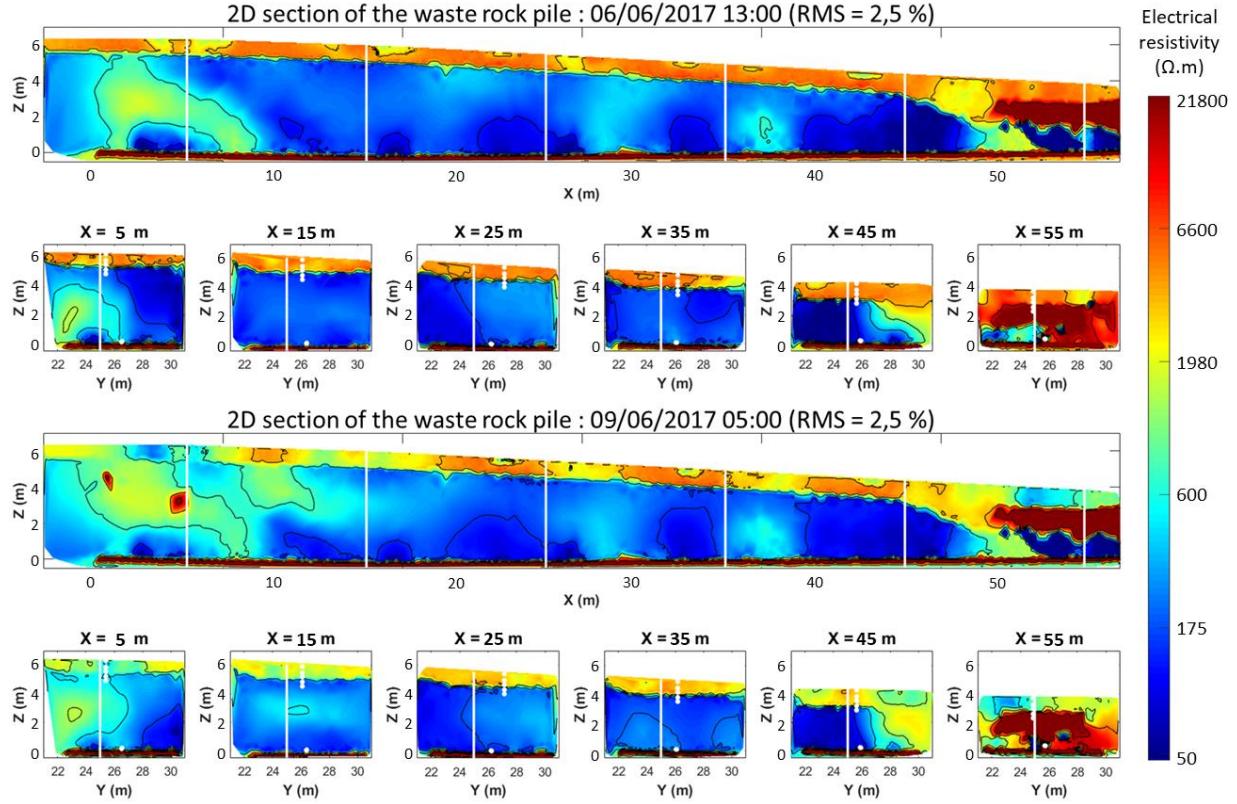


Figure 6-8 : 3D distribution of the electrical resistivity in the experimental waste rock pile before (6th of June 2017) and after (9th of June 2017) the infiltration test. The results are presented for 2D sections of the pile (longitudinal and transversal) extracted from the 3D time-lapse distribution of resistivity.

1D vertical profiles of bulk electrical resistivity have been extracted from the 3D time-lapse images previously presented. Figure 6-9 displays six vertical profiles of resistivity along the longitudinal axis of the pile at three different times: before, during and after water infiltration (black, blue and cyan lines respectively). Diagrams on the left of the profiles show the structure and the geometry of the pile at these locations. The FCL consisting of compacted sand below crushed anorthosite waste rocks was fairly resistive before the infiltration event ($4000 \Omega.m$) and became more conductive after water infiltration, mainly at $x = 5 m$ and at $x = 55 m$ ($1000 \Omega.m$). Resistivity values in the FCL remained low six days after the infiltration event as shown by cyan lines in Figure 6-9. The ilmenite waste rocks are globally relatively conductive before water infiltration with bulk electrical resistivity values between $100 \Omega.m$ and $1000 \Omega.m$. This fairly high conductivity is mainly associated with surface conduction occurring on the ilmenite grains, as described in Chouteau et al. (2010) and Dimech et al. (2017; 2018a). Unlike the FCL, ilmenite

waste rocks became somewhat more resistive after the infiltration event. Electrical resistivity values in the ilmenite doubled from $150 \Omega \cdot m$ to $300 \Omega \cdot m$ for instance at $x = 15 m$ just below the FCL. Finally, the coarse anorthosite waste rocks at $x = 55 m$ is highly resistive ($> 20000 \Omega \cdot m$), which is consistent with previous results (Dimech et al., 2017, 2018a).

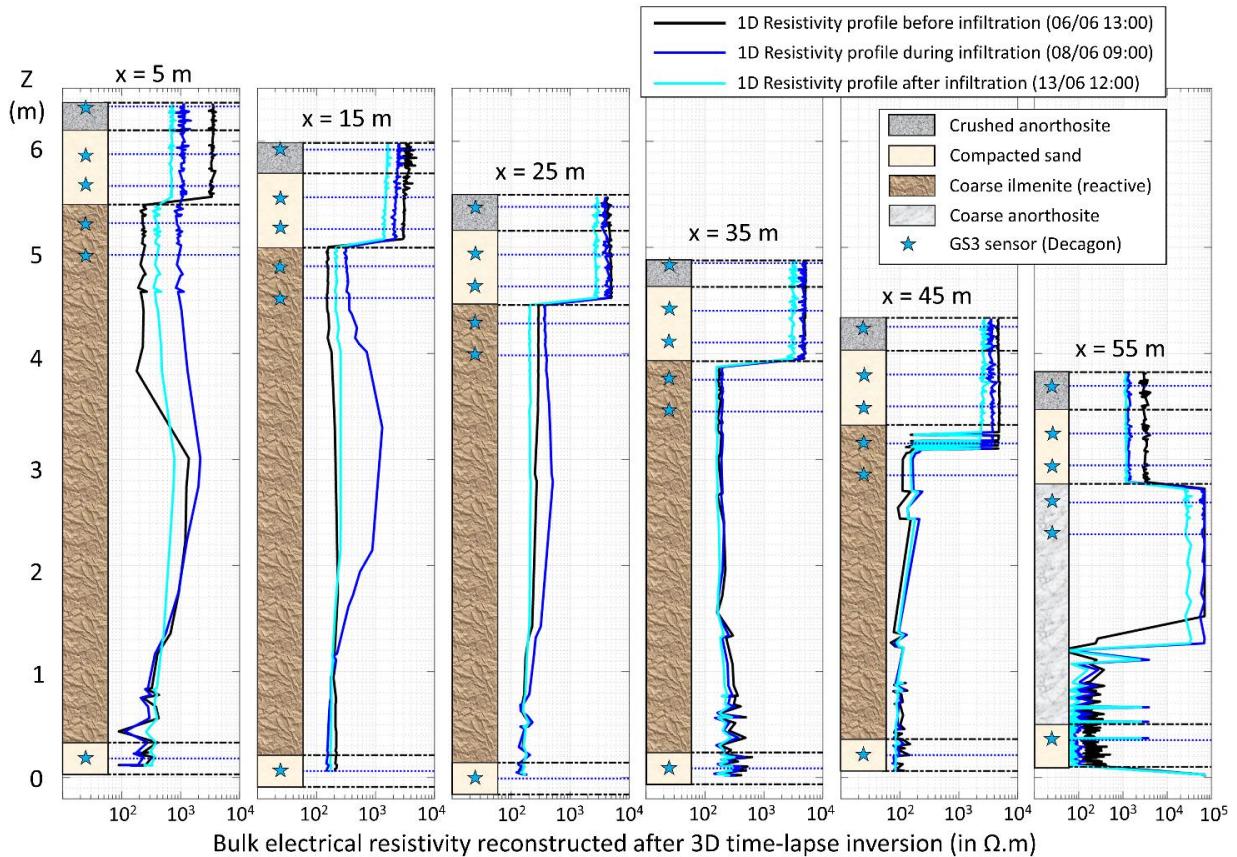


Figure 6-9 : 1D vertical profiles of bulk electrical resistivity extracted from the 3D time-lapse images of the experimental waste rock pile. Black lines show resistivity vertical distribution before the infiltration event while blue and cyan lines show respectively resistivity distribution during and after infiltration. Dotted blue lines indicate GS3 sensor elevations (represented with blue stars).

The decrease of electrical resistivity in the FCL at the top of the pile due to water infiltration imaged with geophysical monitoring has been validated with GS3 sensors as indicated in Table 6-1. The effect of the infiltration of conductive water in the FCL sprinkled by the water truck ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$, corresponding to an electrical conductivity $EC \approx 1000 \mu S/cm$) is particularly pronounced downslope of the pile for $50 m < x < 60 m$. At this location, bulk electrical resistivity dropped from $2250 \Omega \cdot m$ to $250 \Omega \cdot m$ in the sand layer above the coarse anorthosite waste rocks.

The increase of bulk electrical resistivity in the reactive waste rocks (below the FCL) reconstructed from geophysical measurements was also evidenced by GS3 sensors, as detailed in Table 6-1. A significant increase of electrical resistivity is measured at $x = 35\text{ m}$ and $x = 45\text{ m}$ with bulk electrical resistivity rising from approximately $600\text{ }\Omega\cdot\text{m}$ to $1000\text{ }\Omega\cdot\text{m}$.

This observation may seem counter-intuitive, as water infiltration is usually associated with a decrease of bulk electrical resistivity. However, this change is also influenced by the quality of water (i.e. the electrical resistivity of the water itself) as an infiltration of resistive water could lead to an increase of bulk electrical resistivity. As result, the increase of bulk electrical resistivity monitored by both the GS3 sensors and the geoelectrical monitoring in the ilmenite below the FCL might be associated with the percolation of resistive water in the waste rocks. These observations are discussed in more details below, when focusing on the quality of water in order to propose qualitative and quantitative interpretations of bulk resistivity images.

Table 6-1 : Evolution of the bulk electrical resistivity measured by GS3 sensors near the bottom of the compacted sand layer at the surface of the pile at $z = 0.7\text{ m}$ (in the FCL) before and after the infiltration event.

# lysimeter	GS3 longitudinal position (m)	Bulk electrical resistivity in the sand ($\Omega\cdot\text{m}$)	
		06/06/2017 at 13:00	10/06/2017 at 13:00
1	5	3500	1300
2	15	1050	175
3	25	1500	1200
4	35	1350	1350
5	45	1600	450
6	55	2250	250

Most of the bulk electrical resistivity values reconstructed with inversion of time-lapse 3D geoelectrical datasets are consistent with GS3 sensor measurements. However, significant differences may be observed at some places, mainly in the ilmenite waste rocks. For instance, Table 6-2 shows that bulk resistivity measured by GS3 sensors at $x = 5\text{ m}$, $x = 15\text{ m}$ and $x = 25\text{ m}$ in the ilmenite ($z = 0.95\text{ m}$) is much lower (between $10\text{ }\Omega\cdot\text{m}$ and $50\text{ }\Omega\cdot\text{m}$) than bulk resistivity reconstructed from geoelectrical monitoring (between $150\text{ }\Omega\cdot\text{m}$ and $300\text{ }\Omega\cdot\text{m}$) at the same locations. These differences are not yet well understood and additional laboratory experiments are underway to assess the precision of bulk electrical resistivities measured by GS3 sensors in a

conductive medium such as ilmenite waste rocks. The different investigation volumes of hydrogeological sensors and geoelectrical monitoring could be a possible reason for these differences. Concerning the hydrogeological measurements, bulk electrical resistivity is measured in the close vicinity of the GS3 sensor, that has been positioned by hand in a medium of fine grained ilmenite. This medium might be fairly conductive with high specific surface and high water content. Concerning the geoelectrical images of bulk electrical resistivity, the investigated volume of several cubic meters includes much larger blocks of ilmenite waste rocks that could increase the electrical resistivity of the medium.

Table 6-2: Evolution of the bulk electrical resistivity measured by GS3 sensors near the top of the coarse reactive ilmenite waste rocks at $z = 0.95\text{ m}$ (just below the interface with the FCL) before and after the infiltration event.

# lysimeter	GS3 longitudinal position (m)	Bulk electrical resistivity in the ilmenite ($\Omega \cdot \text{m}$)	
		06/06/2017 at 13:00	10/06/2017 at 13:00
1	5	10	12
2	15	26	32
3	25	40	44
4	35	575	1125
5	45	675	950

6.4.3 Evolution of the water electrical resistivity in the pile

Bulk electrical resistivity can be correlated with both medium properties (mineralogy, grain size, specific surface, porosity, pore geometry, texture) and pore fluid properties (moisture content, pore fluid electrical resistivity and temperature) (Archie, 1942). Steady-state ERT images of the medium can be used to assess medium properties that remain relatively constant over time, while time-lapse geoelectrical results can help to reconstruct the evolution of the pore fluid properties over time (Loke, 2004). A variation of bulk resistivity can then be associated with a change in water quantity and/or water quality in the medium as well as a change in temperature over time after an infiltration.

Previous results indicated that water quality (i.e. water electrical resistivity) might play a significant role in the evolution of bulk electrical resistivity in the experimental waste rock pile. Figure 6-10 presents the temporal evolution of bulk electrical resistivity, moisture content and temperature measured by a GS3 sensor located in the top sand layer (FCL) at $x = 35\text{ m}$ ($z = 0.4\text{ m}$). As indicated by the blue dotted line, the infiltration event has a strong effect on both bulk electrical resistivity

(blue line) and volumetric water content (red line). Bulk electrical resistivity has dropped from 2000 $\Omega \cdot m$ to about 250 $\Omega \cdot m$ and then has remained constant during a week. In the meantime, the volumetric water content measured by the same GS3 probe has increased from 0.08 to 0.16 after the infiltration event and has returned to the initial value (0.08) after two days. These variations suggest that the nature of the water in the sand has been modified by the infiltration event. As the water sprinkled on the waste rock pile was highly conductive ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$, corresponding to an electrical conductivity $EC \approx 1000 \mu S/cm$), the decrease of bulk electrical resistivity could be associated with a significant decrease of water electrical resistivity in the top sand layer.

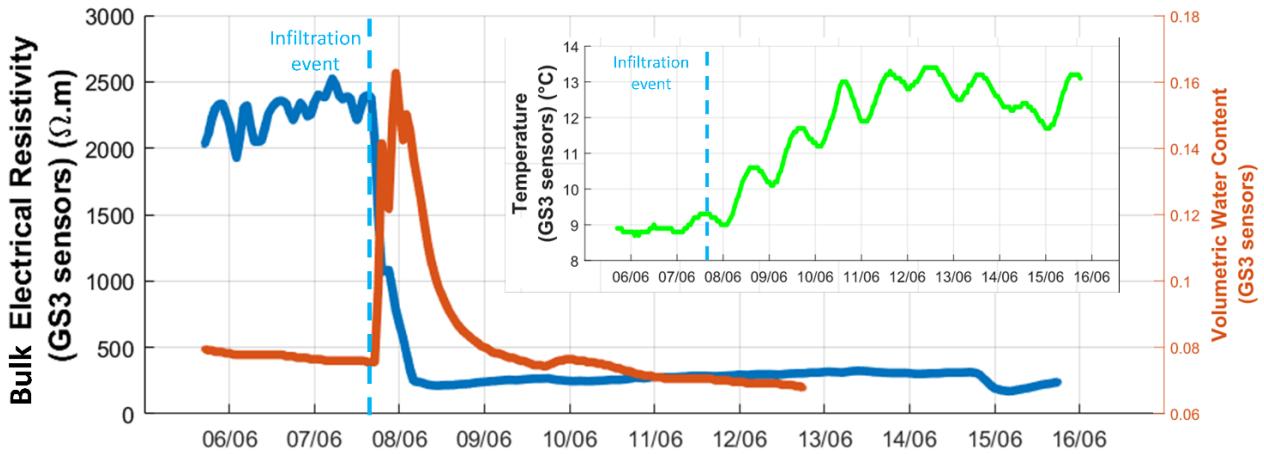


Figure 6-10 : Evolution of the bulk electrical resistivity, volumetric water content and temperature in the top sand layer (FCL) at $x = 35 m$ ($z = 0.4 m$) as measured by a GS3 probe before, during and after the infiltration event.

Determination of water electrical resistivity calculated from the GS3 data can help refine the hydrogeological interpretation of bulk resistivity images by separating the effect of moisture content from that of water electrical resistivity. A relationship can be established to estimate the water electrical resistivity from the bulk electrical resistivity of the medium, the volumetric water content and the temperature measured by the GS3 sensors, based on the work of Hilhorst (2000). Water electrical resistivity ρ_w can be determined from the following equation (Decagon, 2016):

$$\rho_w = \frac{(\varepsilon_b - \varepsilon_{\rho_b=\infty}) \cdot \rho_b}{\varepsilon_w} \quad (6-1)$$

where ρ_b is the medium electrical resistivity ($\Omega \cdot m$), ε_b and ε_w are respectively the real part of the dielectric constant of the medium and the water (unitless), and $\varepsilon_{\rho_b=\infty}$ is the real part of the dielectric

constant for a dry medium (unitless). The value of $\varepsilon_{\rho_b=\infty}$ equals to 4.1 to ensure consistency with the GS3 probes calibration Hilhorst (2000). An empirical relation links ε_w and T_{med} , the temperature of the medium measured by the GS3 sensor (Decagon, 2016):

$$\varepsilon_w = 80.3 - 0.37 \times (T_{med} - 20) \quad (6-2)$$

The calibration equation used by GS3 sensors to compute the volumetric water content (*VWC*) can be expressed as (Decagon, 2016):

$$VWC = 0.118 \times \sqrt{\varepsilon_b} - 0.117 \quad (6-3)$$

The combination of Eq. (6-1), Eq. (6-2) and Eq. (6-3) gives the following relationship to calculate ρ_w from the parameters measured by GS3 sensor (ρ_b , T_{med} and *VWC*) (Decagon, 2016):

$$\rho_w = \frac{\left[\left(\frac{VWC + 0.117}{0.118} \right)^2 - 4.1 \right]}{80.3 - 0.37 \times (T_{med} - 20)} \cdot \rho_b \quad (6-4)$$

Eq. (6-4) has been used to calculate the evolution of water electrical resistivity at each GS3 sensor location. The evolution of water electrical resistivity over time is presented in Figure 6-11 for GS3 sensors located near the top of the pile (in the FCL and in ilmenite waste rocks) at $x = 35\text{ m}$. Bulk electrical resistivities are also represented before, during and after the infiltration event (using dotted blue lines). The diagram on the left of Figure 6-11 details the position of each GS3 sensor and specifies the nature of the materials (crushed anorthosite waste rocks and sand for the FCL and coarse ilmenite waste rocks). GS3 sensors in the FCL have measured a significant drop of bulk electrical resistivity immediately after the infiltration event (from $2000 - 5000\text{ }\Omega \cdot \text{m}$ to $250\text{ }\Omega \cdot \text{m}$, corresponding to an increase in *EC* of $2 - 5\text{ }\mu\text{S/cm}$ to $40\text{ }\mu\text{S/cm}$) while GS3 sensors in the reactive waste rocks have measured a quick drop followed by an increase of electrical resistivity as detailed in

Most of the bulk electrical resistivity values reconstructed with inversion of time-lapse 3D geoelectrical datasets are consistent with GS3 sensor measurements. However, significant differences may be observed at some places, mainly in the ilmenite waste rocks. For instance, Table 6-2 shows that bulk resistivity measured by GS3 sensors at $x = 5\text{ m}$, $x = 15\text{ m}$ and $x = 25\text{ m}$ in the ilmenite ($z = 0.95\text{ m}$) is much lower (between $10\text{ }\Omega \cdot \text{m}$ and $50\text{ }\Omega \cdot \text{m}$) than bulk resistivity reconstructed from geoelectrical monitoring (between $150\text{ }\Omega \cdot \text{m}$ and $300\text{ }\Omega \cdot \text{m}$) at the same

locations. These differences are not yet well understood and additional laboratory experiments are underway to assess the precision of bulk electrical resistivities measured by GS3 sensors in a conductive medium such as ilmenite waste rocks. The different investigation volumes of hydrogeological sensors and geoelectrical monitoring could be a possible reason for these differences. Concerning the hydrogeological measurements, bulk electrical resistivity is measured in the close vicinity of the GS3 sensor, that has been positioned by hand in a medium of fine grained ilmenite. This medium might be fairly conductive with high specific surface and high water content. Concerning the geoelectrical images of bulk electrical resistivity, the investigated volume of several cubic meters includes much larger blocks of ilmenite waste rocks that could increase the electrical resistivity of the medium.

Table 6-2 (from $600 \Omega.m$ to $1200 \Omega.m$ at $z = 0.95 m$, corresponding to a decrease in EC of $167 \mu S/cm$ to $8 \mu S/cm$). As previously pointed out this increase of bulk electrical resistivity in the ilmenite waste rocks after the infiltration event is somewhat counter-intuitive. The evolution of water electrical resistivity may be used to explain, at least in part, the temporal evolution of bulk electrical resistivity in the waste rock pile.

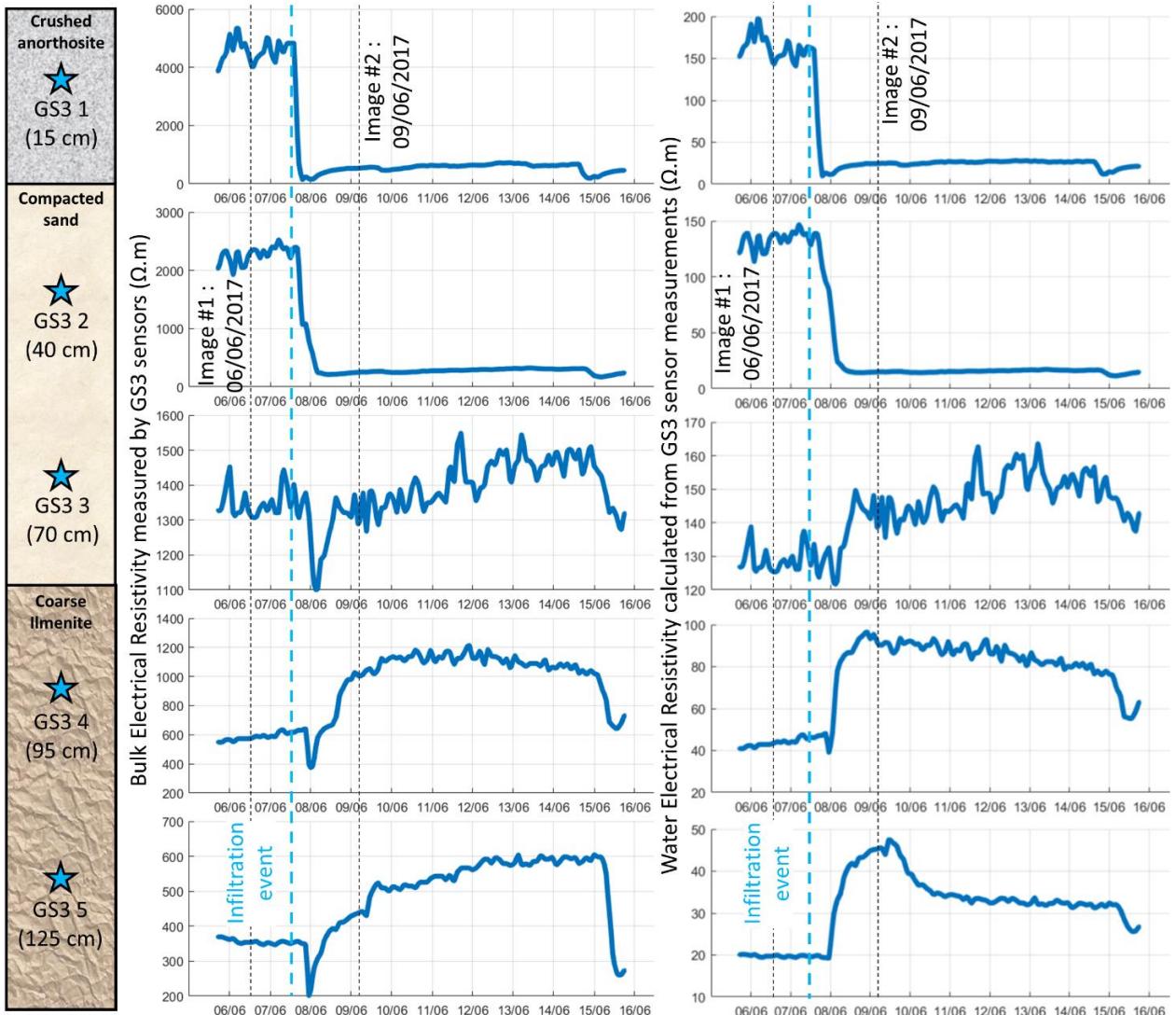


Figure 6-11 : Variation of the bulk electrical resistivity and water electrical resistivity near the top of the pile measured by GS3 probes at $x = 35\text{ m}$. Water electrical resistivity have been calculated as previously described (see text). Black dotted lines correspond to the dates of the images shown in Figure 6-8 while blue dotted lines indicate the date of the infiltration event. The diagram on the left displays sensor locations and the type of medium in a vertical cross-section of the pile for $z < 1.3\text{ m}$.

The water in the FCL (crushed anorthosite waste rocks and compacted sand) was fairly resistive before the infiltration event at $x = 35\text{ m}$ ($\rho_w \approx 120 - 200\text{ }\Omega \cdot \text{m}$, or $EC \approx 50 - 83\text{ }\mu\text{S/cm}$), as shown in Figure 6-11. This resistive water is associated with previous precipitations. In the top part of the FCL ($z < 0.5\text{ m}$), water resistivity dropped to $10 - 20\text{ }\Omega \cdot \text{m}$ (corresponding to an increase

of EC to about $500 - 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$) soon after the infiltration event started. As reported in Table 6-3, this decrease of water electrical resistivity was measured all along the waste rock pile, indicating that the nature of water changed for the whole pile after the infiltration of the highly conductive water sprinkled on the surface ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot \text{m}$, or $EC \approx 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$). During the same period, water near the base of the sand layer appeared to become slightly more resistive. The temporal evolution of water electrical resistivity in the ilmenite waste rocks just below the FCL at $x = 35 \text{ m}$ indicates that a relatively conductive water ($\rho_w \approx 40 \Omega \cdot \text{m}$, or $EC \approx 250 \mu\text{S}/\text{cm}$) has been replaced by a more resistive water ($\rho_w \approx 90 \Omega \cdot \text{m}$, or $EC \approx 111 \mu\text{S}/\text{cm}$). Here again, this result may seem counter-intuitive as conductive water was sprinkled on the top of the pile. This more resistive water in the waste rocks is believed to have come from the FCL after it was replaced and pushed down by the conductive water sprinkled on the top of the pile. The increased resistivity of the water moving into the ilmenite waste rocks would thus explain why bulk electrical resistivity reconstructed from time-lapse 3D ERT monitoring increases locally after the infiltration event.

Table 6-3 : Evolution of the water electrical resistivity calculated from GS3 measurements with Eq. (6-4) near the top of the sand layer at the surface of the pile at $z = 0.4 \text{ m}$ (in the FCL) before and after the infiltration event (no data were available for $x = 5 \text{ m}$ and $x = 15 \text{ m}$ at $z = 0.4 \text{ m}$).

# lys	GS3 longitudinal position (m)	Water electrical resistivity in the sand ($\Omega \cdot \text{m}$)		Water electrical conductivity in the sand ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	
		06/06/17, 13h	10/06/17, 13h	06/06/17, 13h	10/06/17, 13h
1	5 ($z = 0.7 \text{ m}$)	225	225	44	67
2	15 ($z = 0.7 \text{ m}$)	110	110	91	500
3	25	120	120	83	500
4	35	140	140	71	667
5	45	180	180	56	400
6	55	200	200	50	667

The significant increase of water electrical resistivity measured near the top of the ilmenite waste rocks with GS3 sensor presented in Figure 6-11 ($x = 35 \text{ m}$ and $z = 0.95 \text{ m}$) was not measured all along the pile as shown in Table 6-4. Water electrical resistivities calculated from GS3 sensors measurements for $x < 30 \text{ m}$ remained low ($\rho_w \approx 5 - 25 \Omega \cdot \text{m}$, or $EC \approx 400 - 2000 \mu\text{S}/\text{cm}$) after the infiltration event. The increase of water electrical resistivity was only measured for $x > 30 \text{ m}$ where water electrical resistivity has doubled from $50 \Omega \cdot \text{m}$ to $100 \Omega \cdot \text{m}$ (corresponding to a decrease of EC from $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ to $100 \mu\text{S}/\text{cm}$). Figure 6-12 summarizes the temporal evolution

of water electrical resistivity calculated from GS3 measurements according to Eq. (6-4). A 2D longitudinal section of the pile indicates the location of GS3 sensors just below the capillary barrier; the date of water infiltration event is marked by a blue dotted line. Three modes of water electrical resistivity variations are referred as (I.), (II.) and (III.). As summarized in Table 6-4, pore water near the top of the ilmenite waste rocks was highly conductive for $x < 30 \text{ m}$ (I.). This conduction can be attributed to ionization of the water in contact with ilmenite waste rocks, mainly sulfates and calcium, following the investigation performed by Plante (2010) and Plante et al. (2011a, 2011b, 2014). The infiltration event had a negligible effect on water electrical resistivity $x < 30 \text{ m}$, especially for $x = 5 \text{ m}$. Evolution of water quality was similar for $x = 15 \text{ m}$ and $x = 25 \text{ m}$: water electrical resistivity increased from $20 \Omega \cdot \text{m}$ to $30 \Omega \cdot \text{m}$ (decrease of EC from $500 \mu\text{S}/\text{cm}$ to $333 \mu\text{S}/\text{cm}$) after the infiltration event, and returned to initial values after about a week. The water contained in the ilmenite waste rocks around the GS3 sensors located at $x = 35 \text{ m}$ and $x = 45 \text{ m}$ was slightly more resistive before water infiltration (II.). The infiltration event had a significant effect on the quality of water at these locations, as shown in Figure 6-12: water electrical resistivity increased from $40 \Omega \cdot \text{m}$ to $90 \Omega \cdot \text{m}$ (EC decreased from $250 \mu\text{S}/\text{cm}$ to $111 \mu\text{S}/\text{cm}$) after the infiltration event and remained around $80 \Omega \cdot \text{m}$ ($EC \approx 125 \mu\text{S}/\text{cm}$) during a week. This evolution suggests that the water with intermediate resistivity was replaced by more resistive water, which would also indicate that some water infiltration occurred in the waste rocks for $x > 30 \text{ m}$ (across the interface with the capillary barrier). Finally, the GS3 sensor located near the top of the anorthosite waste rocks has monitored a slight increase of water electrical resistivity (III.).

Table 6-4 : Evolution of the water electrical resistivity calculated from GS3 sensor measurements with Eq. (6-4) near the top of the coarse reactive ilmenite waste rocks at $z = 0.95 \text{ m}$ (just below the interface with the FCL) before and after the infiltration event.

# lysi	GS3 longitudinal position (m)	Water electrical resistivity in the ilmenite ($\Omega \cdot \text{m}$)		Water electrical conductivity in the ilmenite ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	
		06/06/17, 13h	10/06/17, 13h	06/06/17, 13h	10/06/17, 13h
1	5	6.5	8.5	1539	1177
2	15	16	26	625	385
3	25	19	25	526	400
4	35	45	95	222	105
5	45	50	80	200	125

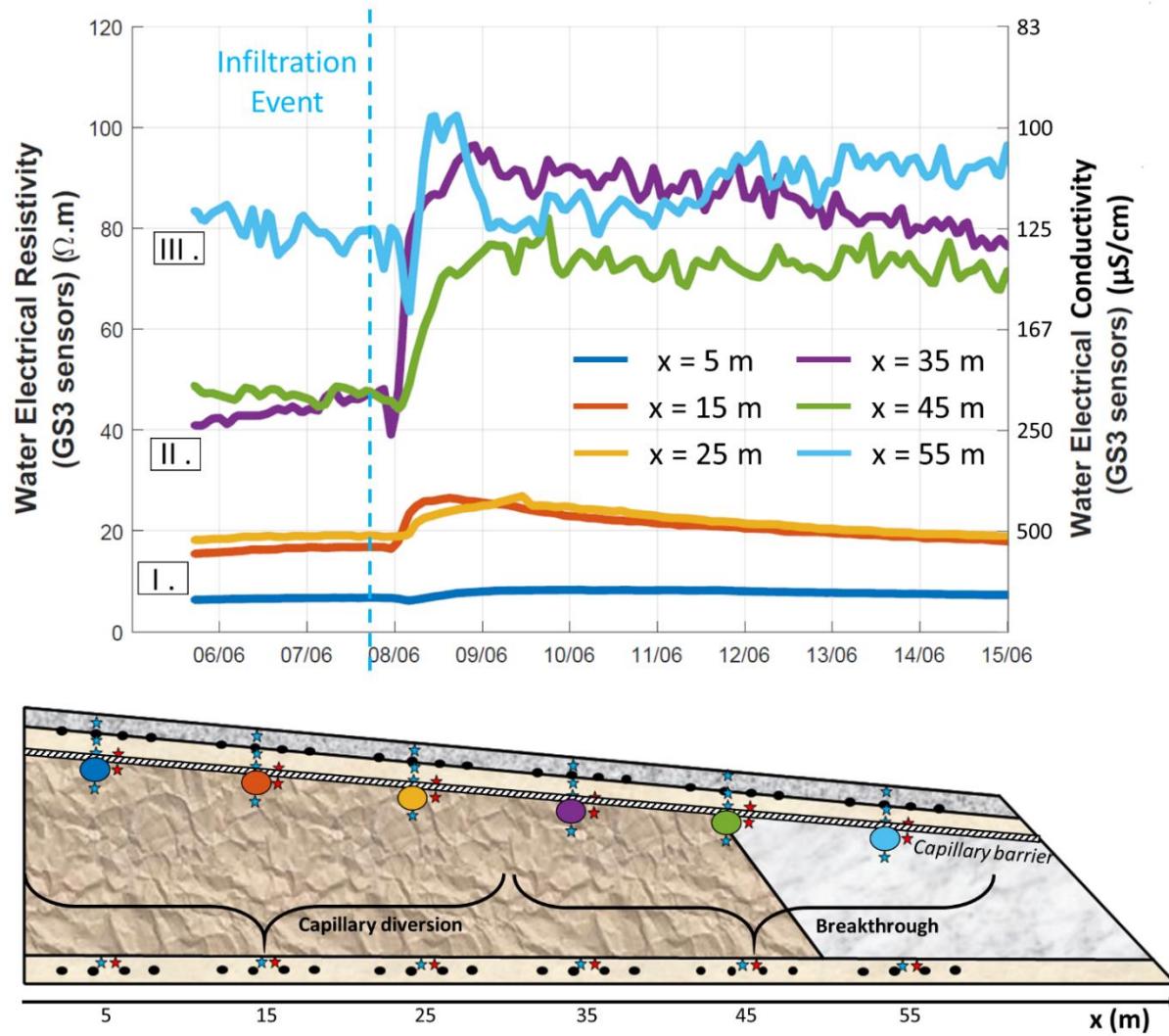


Figure 6-12 : Variation of water electrical resistivity over time after the infiltration event for several positions in the coarse waste rocks. Water electrical resistivity increased drastically downslope after infiltration (due to some percolation). Positions of GS3 probes are presented with colored dots on a 2D cross-section of the pile.

6.5 Discussion

6.5.1 Local model of water infiltration in the pile

Figure 6-13 introduces a simplified conceptual model for water infiltration in the upper part of the pile at $x = 35\text{ m}$. This model is based on the temporal evolution of both bulk and water electrical resistivities measured by GS3 sensors and reconstructed from geoelectrical monitoring of the pile. Water flow paths are shown at several times in the crushed anorthosite waste rocks (grey), in the compacted sand (yellow) and in the coarse ilmenite waste rocks (brown). Three types of water are identified in the top of the waste rock pile: resistive water in red ($\rho_w \approx 100\text{ }\Omega\cdot\text{m}$, or $EC \approx 100\text{ }\mu\text{S/cm}$), conductive water in blue ($\rho_w \approx 20\text{ }\Omega\cdot\text{m}$, or $EC \approx 500\text{ }\mu\text{S/cm}$) and water with an intermediate resistivity value in orange ($\rho_w \approx 50\text{ }\Omega\cdot\text{m}$, or $EC \approx 200\text{ }\mu\text{S/cm}$). The infiltration model presented in Figure 6-13 provides a qualitative description for the changes of both water resistivity and volumetric moisture content due to the infiltration test.

The fresh conductive water ($\rho_w \approx 10\text{ }\Omega\cdot\text{m}$, or $EC \approx 1000\text{ }\mu\text{S/cm}$) evenly applied from sprinklers along the pile surface by the water truck replaces the resistive water in red ($\rho_w \approx 100\text{ }\Omega\cdot\text{m}$, or $EC \approx 100\text{ }\mu\text{S/cm}$) attributed to previous precipitations in the upper part of the FCL. In the coarse waste rocks (ilmenite) below the FCL, conductive ionized water is progressively replaced by more resistive water coming from the sand layer above. As previously indicated, water resistivity constantly increases over time near the base of the FCL ($z = 0.7\text{ m}$). This may be interpreted as the effect of resistive water in red ($\rho_w \approx 100\text{ }\Omega\cdot\text{m}$, or $EC \approx 100\text{ }\mu\text{S/cm}$) associated with previous precipitations (which was present in the pores of the sand matrix) flowing downward. This resistive water moves toward the base of the FCL as it is replaced by the conductive water sprinkled on the top of the pile in blue ($\rho_w \approx 10\text{ }\Omega\cdot\text{m}$, or $EC \approx 1000\text{ }\mu\text{S/cm}$).

Three infiltration modes can be considered in the upper part of the waste rock pile. Fast vertical flow in macropore (I.) occurs in the waste rocks, as described and studied by Peregoedova et al. (2013) and Broda et al. (2013b). This fast flow would explain the quick decrease of water electrical resistivity monitored by some of the GS3 sensors in the ilmenite waste rocks after the infiltration event. Slower vertical water flow in the grain matrix (II.) occurs in the upper part of the FCL. During this conventional unsaturated subsurface flow, the new water (blue) replaces the old one (red) in the pores of the sand and then the waste rocks. Slow horizontal flow (III.) component is

associated partly to a capillary barrier effect (deemed to occur at the base of the inclined FCL; e.g. Aubertin et al. 2009), where water becomes more and more resistive over time. Resistive water coming from the sand upslope is diverted laterally towards the end of the pile. Part of this resistive water also tends to percolate in the reactive waste rocks, where it replaces the conductive water (IV.), resulting in the increase of water electrical resistivity as previously stated. This conceptual model is based on the quality of water (i.e. water electrical resistivity), which is used here as a tracer to identify different types of water and to reconstruct their flow paths in the pile.

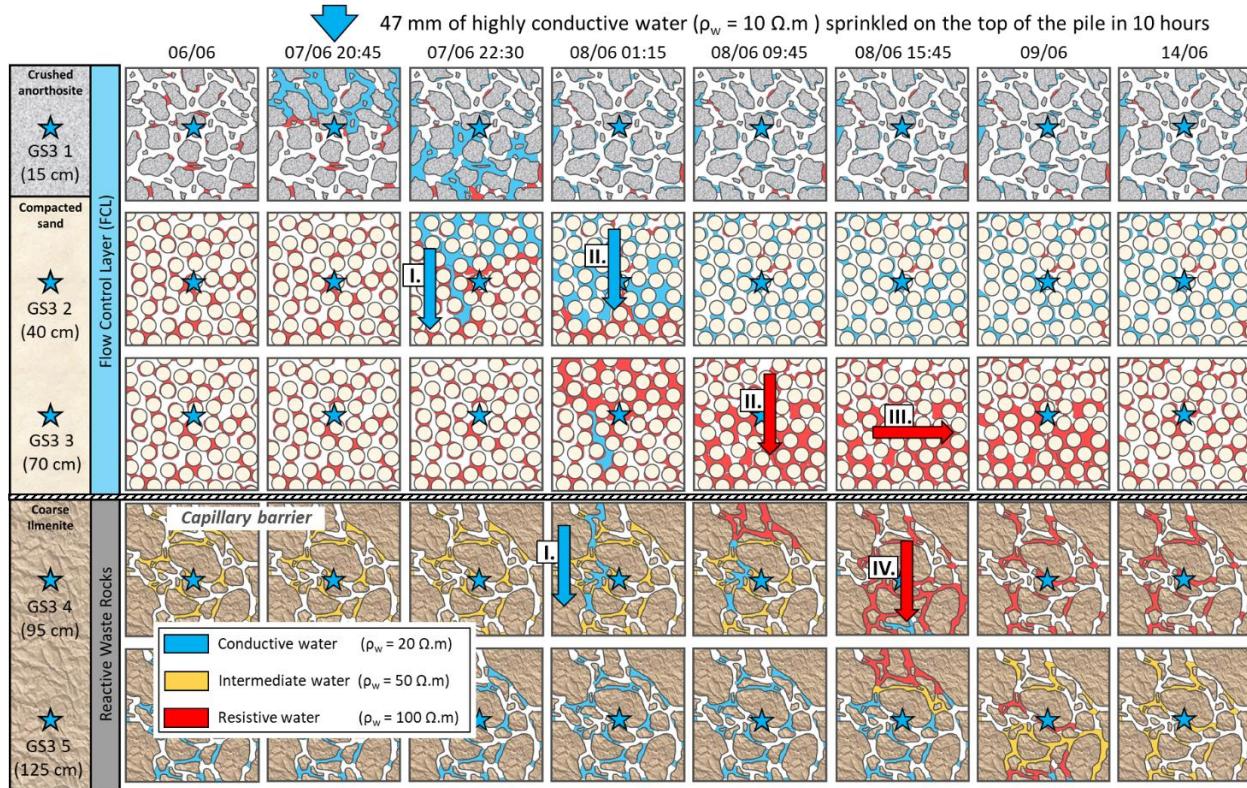


Figure 6-13 : Conceptual model of water infiltration in the upper part of the experimental waste rock pile. Red water and arrows: electrical resistivity of $100 \Omega.m$ ($EC \approx 100 \mu S/cm$); orange: $50 \Omega.m$ ($EC \approx 200 \mu S/cm$); blue: $20 \Omega.m$ ($EC \approx 500 \mu S/cm$). Different types of water flows are identified: I. Macropores flow occurring in the waste rocks; II. Vertical matrix flow with fresh conductive water replacing old resistive water; III. Horizontal matrix flow with fresh water and IV. Vertical matrix flow of resistive water in the waste rocks below the FCL.

6.5.2 Global model of water infiltration in the pile

Geophysical monitoring of the water content and water quality in the waste rock pile has been used to develop a global conceptual model for water infiltration in the whole experimental waste rock pile. This model integrates both point measurements (water electrical resistivity and volumetric water content) and volumetric data (geoelectrical images, flows measured by the lysimeters). Figure 6-14 presents a simplified representation of the water distribution and flow in 2D for the waste rock pile approximately 24 hours after the infiltration event. The materials composing the pile are schematically represented with the corresponding grain size: the 60-cm thick FCL of compacted sand (yellow) is protected by a 25-cm thick layer of crushed anorthosite waste rocks (grey), the coarse ilmenite (or respectively anorthosite) waste rocks are represented with brown rocks (or respectively grey rocks). The global model of water infiltration is consistent with the conceptual model of a pile shown in Figure 6-1, and with the local model of water infiltration detailed above (Figure 6-13) which corresponds to the area identified by the dotted rectangle. The three types of water defined precedingly are used to reconstruct a simplified model of water infiltration. The fresh conductive water (in blue, $\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$, or $EC \approx 1000 \mu S/cm$) sprinkled on the top of the pile infiltrates into the FCL with a slow vertical matrix flow (I.), replacing resistive water (in red, $\rho_w \approx 100 \Omega \cdot m$, or $EC \approx 100 \mu S/cm$) from previous precipitation events. A fast vertical flow of conductive water (II.) is caused locally by macropores below the interface with the FCL into and the coarse waste rocks (as described by Peregoedova et al. (2013) and Broda et al. (2013b)). Resistive water from the FCL, which is replaced by the fresh water, is diverted laterally downslope of the pile due to the capillary barrier effect, leading to a slow horizontal matrix flow (III.). The capillary barrier is particularly efficient upslope ($x < 30 m$) as only a small part of the resistive water percolates into the coarse ilmenite waste rocks (IV.). A breakthrough appears to be created downslope ($x > 30 m$) where significant flows of resistive water are monitored (IV.). These flows result in dramatically increasing water electrical resistivity in the coarse ilmenite for $x > 30 m$ as described in Figure 6-12. A significant increase of volumetric water content is monitored in the FCL after the infiltration event (Martin et al., 2017; Dubuc et al., 2017). This increase in moisture content is mostly observed downslope of the pile with the accumulation of laterally diverted resistive water.

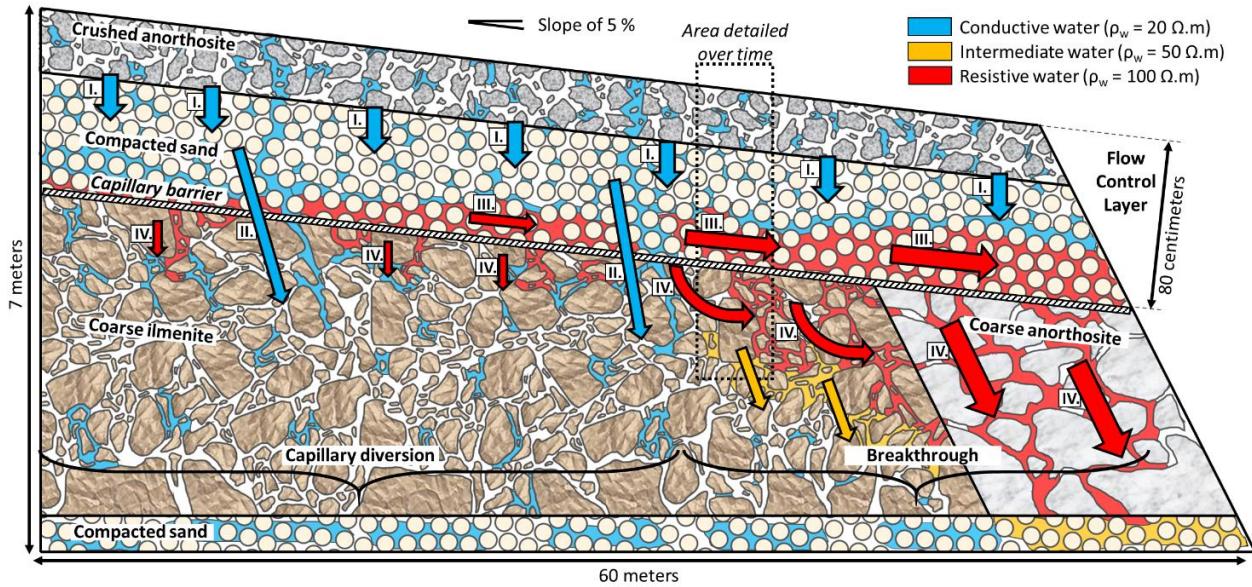


Figure 6-14 : Global conceptual model of water infiltration in the experimental waste rock pile. Three types of water with specific electrical resistivity values are identified (blue, orange and red). After the infiltration event, fresh conductive water (in blue) has replaced old resistive water (in red) in the FCL. This water is diverted laterally by the capillary barrier effect and percolates downslope, predominantly in the non-reactive coarse anorthosite waste rocks where a breakthrough occurs. The black dotted rectangle represents areas shown in Figure 6-13.

6.5.3 Comparison with leachate monitoring

Six 10 m x 10 m lysimeters collect percolating water at the base of the pile (see Figure 6-2). They are equipped with flowmeters to measure leachate flows over time and to sample water for geochemical analyses (Dimech et al., 2017; Dubuc et al., 2017; Martin et al., 2017; Poaty et al., 2018). Monitoring of leachate quality and flow has been carried out after the 2017 infiltration test to assess the hydrogeological response of the experimental waste rock pile. Figure 6-15 presents the main results in terms of cumulated outflow volumes (in m^3) and leachate flows (in L/h). About $13.4 m^3$ of water was collected by the lysimeters (out of $28 m^3$ sprinkled on the top of the pile) within a period of 10 days after the infiltration event, as illustrated in Figure 6-15a. Results in Table 6-5 indicate that lysimeters 5 and 6 downslope cumulated more than 50 % of the percolating water. Figure 6-15b indicates that the leachate flow rates observed for lysimeter 6 are significantly higher compared to other lysimeters with a maximum of 34.2 L/h three days after the infiltration event. These observations are consistent with the global model of water infiltration proposed in

Figure 6-14. For $x < 30 m$, water infiltration is limited (30 % of the total cumulated volume) because of the diversion along the inclined FCL. The breakthrough observed for $x < 30 m$ is responsible for 70 % of water infiltration in the whole experimental pile.

Table 6-5 : Cumulated water outflow volumes for the six lysimeters 10 days after the infiltration event and corresponding percentages of volume for each lysimeter. Maximum values for each lysimeter are also given.

# lysimeter	Cumulated Volume (m^3)	% of Volume	Flow max (L/h)
1	1.1	8.1	11.0
2	1.2	9.1	11.4
3	1.7	12.8	11.6
4	2.2	16.6	15.9
5	2.7	20.3	20.4
6	4.4	33.2	34.2
Total	13.4	100	/

Geochemical analyses of the leachates have also been carried out by Poaty et al. (2018) before, during and after water infiltration to evaluate the impact of the infiltration event. Table 6-6 shows the evolution of the leachate electrical resistivity for each lysimeter over time measured before and after infiltration. These results indicate that for $0 m < x < 50 m$, which is the area below the ilmenite waste rocks, water is highly conductive with an electrical resistivity between $5 \Omega \cdot m$ and $8 \Omega \cdot m$. Water is more resistive below the anorthosite waste rocks, with resistivity around $35 \Omega \cdot m$. A decrease of water resistivity was measured for all lysimeters after the precipitation event (Martin et al., 2017; Poaty et al., 2018). These results are consistent with the model of water infiltration shown in Figure 6-14. This illustrates how integration of different disciplines can improve the global understanding of the complex processes occurring in the waste rock piles.

Table 6-6 : Evolution of water electrical resistivity measured for each lysimeter before and after the infiltration event (Poaty et al., 2018).

# lysi	Water electrical resistivity ($\Omega \cdot m$)		Water electrical conductivity ($\mu S/cm$)	
	before infiltration	after infiltration	before infiltration	after infiltration
1	absence of water	4	absence of water	2500
2	5	4	2000	2500
3	7.25	5.25	1380	1905
4	7.75	6	1290	1667
5	6.75	5.5	1482	1818
6	35	33	286	303

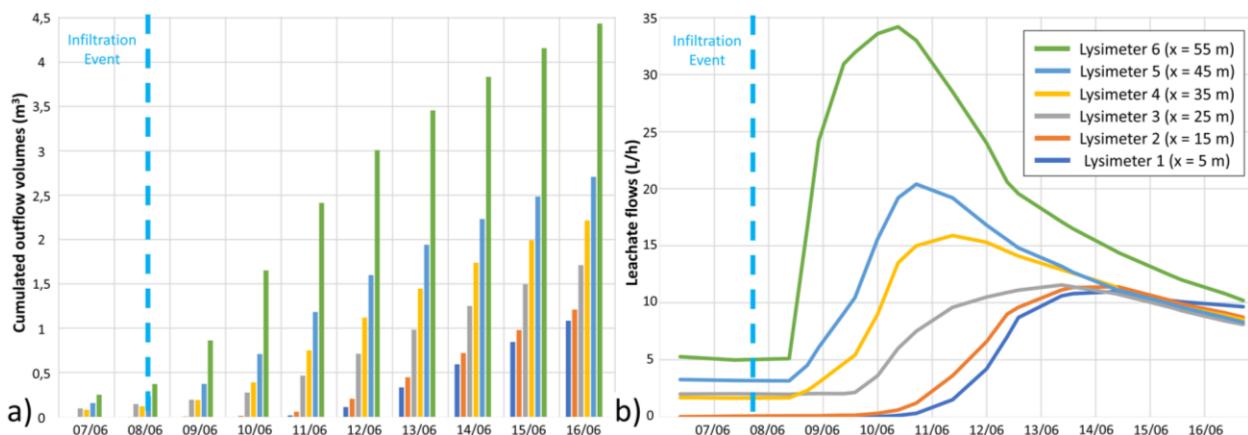


Figure 6-15 : Monitoring of the leachate after the infiltration event on the experimental waste rock pile. a) Evolution of the cumulated outflow volumes over time for the six lysimeters. b) Evolution of the leachate flows in L/h over time for the six lysimeters. These results are presented with more details in Dubuc et al. (2017) and Dubuc (2018).

6.6 Conclusion

The hydrogeological behaviour of mine waste rock piles can be difficult to assess because of the nature of the materials and inherent heterogeneity in these large structures. An experimental waste rock pile has been instrumented with various probes to conduct precise and complete hydrogeological monitoring over time. A compacted layer of fine-grain materials (crushed anorthosite and sand) is positioned on the top of the ilmenite and anorthosite waste rocks to create a capillary barrier effect with the intent of diverting water laterally towards the downslope of the pile, thus limiting contaminated drainage generation.

Classical hydrogeological instrumentation such as moisture and suction probes, lysimeters and flowmeters has been used to monitor the hydrogeological response of the pile after a significant infiltration event with conductive water ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$, or $EC \approx 1000 \mu S/cm$) in Summer 2017. In addition, a 3D geoelectrical monitoring of the pile has been carried out using 192 circular stainless-steel electrodes at the bottom and at the top of the pile. Optimized protocols have been defined in order to allow a quick, complete and efficient monitoring of the whole pile. Measurements have been inverted using a 3D model of the pile to accurately reconstruct the 3D distribution of bulk electrical resistivity over time. Comparison of geoelectrical measurements and point hydrogeological measurements shows that electrical resistivity monitoring is an efficient tool to monitor the hydrogeological behaviour of large and complex structures such as waste rock piles.

As bulk electrical resistivity is strongly affected by both the amount and quality of water in the ground, the analysis of ERT images may not be straightforward in case of significant variations of both volumetric water content and water electrical resistivity. By calculating the water electrical resistivity from moisture probes measurements, it has been proposed that two types of water are present in the waste rock pile before water infiltration: resistive water attributed to previous precipitations ($\rho_w \approx 100 \Omega \cdot m$, or $EC \approx 100 \mu S/cm$) and conductive ionized water is present in the reactive ilmenite waste rock ($\rho_w \approx 20 \Omega \cdot m$, or $EC \approx 500 \mu S/cm$). Water electrical resistivity has been used then as a tracer to follow the infiltration paths of each type of water at the surface of the pile, where the capillary barrier effect was expected to prevent water infiltration.

This analysis has been used to propose a local and simplified model of water infiltration at the surface of the pile. The fresh conductive water ($\rho_w \approx 10 \Omega \cdot m$, or $EC \approx 1000 \mu S/cm$) sprinkled on the top of the pile has replaced the resistive water from previous precipitation ($\rho_w \approx 100 \Omega \cdot m$,

or $EC \approx 100 \mu S/cm$). Most of the resistive water in the flow control layer has been kept above the interface between fine-grained compacted material and coarse waste rocks and diverted laterally down the slope of 5 %. However, a portion of this resistive water has reached the reactive core of the pile, increasing the water electrical resistivity below the capillary barrier.

This local model has been extended to the whole waste rock pile by identifying the areas where this increase of water electrical resistivity below the interface was significant. The global model of water infiltration proposed is supported by most of the distribution and variations of both bulk and water electrical resistivity measured over time in the pile. Water is diverted laterally down to the end of the pile made with non-reactive waste rocks. This diversion is mostly active for the first 30 meters (upslope) of the pile and a breakthrough may seem to occur in the 30 meters downslope, allowing a significant infiltration of resistive water for this section of the experimental waste rock pile. This global model is consistent with leachate monitoring before and after the infiltration event indicating that more than 70 % of the water collected at the bottom of the pile went through the lysimeters located in the 30 meters downslope.

This article presents a novel tool to monitor water infiltration in complex media such as mine waste rock piles. For this project, geoelectrical monitoring has provided data to understand the hydrogeological behaviour of a pilot-scale experimental waste rock pile. Several simplified models of water infiltration have been proposed and are consistent with a multi parameter data collection. Geophysical results have been compared and validated with hydrogeological measurements. The results of several Master theses and Ph.D. projects related to the Lac Tio experimental waste rock pile will be compared in the future to improve numerical models and refine the understanding of the hydrogeological behaviour of these structures.

6.7 Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the financial support from NSERC and the industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (<http://irme.ca/>). Also, this project would not have been possible without support of the employees of the Lac Tio mine, and the effort of the technicians, students and interns that contributed to the construction and monitoring of the waste rock pile.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

7.1 Développement d'un nouvel outil pour le suivi hydrogéologique

Le présent mémoire de maîtrise présente la méthodologie développée pour effectuer le suivi hydrogéologique d'un système complexe par une approche géophysique. L'imagerie de résistivité électrique d'une halde à stériles expérimentale a été effectuée avec 192 électrodes enterrées pour suivre l'écoulement de l'eau dans la halde. Un modèle numérique de terrain 3D de haute résolution a été constitué à partir des mesures d'arpentage de la halde. Des boitiers de mesures spécifiques et réutilisables ont été construits pour pouvoir utiliser simultanément un grand nombre d'électrodes pour effectuer la mesure géophysique. La base de données mesurée pendant un total de 10 semaines de terrain a été traitée avec un ensemble de codes Matlab disponibles sur la plateforme d'hébergement GitHub (<https://github.com/Adrien-Dimech>) ainsi qu'avec des logiciels d'inversions géophysique en 3D libres (E4D). La démarche suivie pour effectuer le suivi de l'infiltration de l'eau dans la halde peut être adaptée à d'autres projets afin d'apporter des informations complémentaires aux données obtenues par l'instrumentation hydrogéologique usuellement utilisée pour ce type de problématique.

De manière générale, les travaux de recherche présentés dans ce mémoire ont montré que les deux approches hydrogéologique et géophysique sont complémentaires. Les mesures hydrogéologiques fournissent des données précises et directement interprétables mais ponctuelles, éparses et pour un coût relativement élevé. En revanche, l'instrumentation géophysique est peu chère et permet d'obtenir des mesures indirectes pour la totalité du volume investigué. Cependant, il peut être difficile de donner une interprétation quantitative et qualitative à partir des seules données de résistivité électrique. Le travail présenté ici utilise l'imagerie 3D de résistivité en dynamique et les mesures hydrogéologiques ponctuelles pour proposer une interprétation hydrogéologique caractérisant l'infiltration de l'eau dans la halde à stériles expérimentale de la mine du Lac Tio.

Cette interprétation hydrogéologique se décompose en deux volets. Dans un premier temps, une interprétation quantitative des imageries 3D de résistivité permet d'obtenir une distribution 3D des teneurs en eau dans la halde au cours du temps. Dans un deuxième temps, l'analyse conjointe de toutes les données géophysiques et hydrogéologiques permet de proposer des modèles conceptuels décrivant l'écoulement de l'eau à échelle intermédiaire et à grande échelle dans la halde.

7.2 Conversion des images de résistivité en images de teneur en eau

L'imagerie hydrogéophysique de la halde à stériles expérimentale a permis d'obtenir des images de l'évolution de la résistivité électrique en 3D au cours du temps dans l'ensemble de la halde. Ces images ont été obtenues par inversion à l'aide du logiciel d'inversion par éléments finis E4D (Johnson et al., 2010) à partir d'une base de données. Cependant, cette imagerie ne constitue pas en soi un résultat satisfaisant pour les hydrogéologues dans la mesure où la résistivité électrique du milieu est une propriété dépendant de plusieurs paramètres comme les propriétés du milieu, la quantité d'eau, la qualité de l'eau, ainsi que la température dans une moindre mesure.

Il existe dans la littérature des relations théoriques et empiriques pour relier la résistivité électrique du sol à des propriétés hydrogéologiques comme la teneur en eau et la résistivité électrique de l'eau. Cependant, ces relations peuvent être difficiles à identifier pour des matériaux spécifiques; en particulier, il n'en existe aucune pour les matériaux constituant la halde à stériles expérimentale de la mine du Lac Tio. Ce mémoire de maîtrise présente la méthodologie suivie pour déterminer les relations pétrophysiques pour des échantillons prélevés sur la halde expérimentale : une colonne de mesure a été construite en suivant l'exemple présenté par Intissar (2009). Les effets de la variation de la résistivité électrique de l'eau et de la variation de la teneur en eau ont été isolés afin de pouvoir estimer des teneurs en eau à partir des résistivités électriques du milieu et de l'eau.

En parallèle avec ces travaux de laboratoire, les données hydrogéologiques mesurée par les sondes GS3 ont été utilisées pour recalculer l'évolution des résistivités électriques de l'eau dans la couche de contrôle des écoulements et dans les stériles. Ces données ont permis de proposer des modèles conceptuels de l'évolution de la qualité de l'eau dans la halde au cours du temps. Il a ainsi été possible d'estimer les distributions de teneur en eau volumique dans la halde à partir de l'imagerie géophysique. Ces données hydrogéologiques calculées ont ensuite été comparées aux données ponctuelles mesurées par les sondes GS3. Les résultats montrent que le suivi électrique de la halde a permis de reconstruire l'évolution des teneurs en eau à la surface de la halde au cours du temps. Ceci est très intéressant dans la mesure où les sondes GS3 sont relativement chères et peu résistantes, spécifiquement dans le contexte des haldes à stériles. Par ailleurs, les sondes GS3 mesurent la teneur en eau volumique dans un espace restreint, qui peut ne pas être représentatif de l'ensemble du système étudié, surtout pour des milieux aussi hétérogènes que les stériles miniers dans les haldes.

Il est cependant important de souligner qu'un grand degré d'incertitude accompagne le calcul de la distribution des teneurs en eau à partir de l'imagerie de résistivité électrique. Ceci est expliqué par le grand nombre d'étapes à suivre pour calculer une teneur en eau à partir des mesures de résistivité électrique. Les mesures de résistivité apparente sont effectuées avec une erreur de mesure de l'ordre de 2.5 % et effectue une la résistivité électrique du milieu, ce qui limite la résolution spatiale de la méthode. Une erreur est associée également au processus d'inversion ; dans le cas de l'imagerie globale de l'essai d'infiltration en 3D, cette erreur est de 2.5 % également, ce qui est très satisfaisant. Enfin, la conversion des résistivités électriques du sol en teneur en eau est dépendante de la résistivité électrique de l'eau considérée.

Les relations pétrophysiques déterminées en laboratoire sont aussi dépendantes de la granulométrie des échantillons ainsi que de la nature exacte des échantillons. Dans le cas du sable et des stériles d'anorthosite concassée, les échantillons prélevés sont représentatifs des matériaux constituant la halde mais ils ne sont pas autant denses dans la colonne qu'ils le sont sur le terrain. Dans le cas des stériles grossiers, le diamètre de la colonne empêchait d'utiliser des cailloux dont la plus grande dimension dépassait 5 cm. La relation pétrophysique obtenue pour les stériles d'ilmenite n'est donc pas directement applicable au cœur de la halde, où les blocs ont des dimensions plus grandes.

Les erreurs associées au calcul de teneur en eau volumique à partir de l'imagerie de résistivité électrique sont donc les moins grandes dans le sable et les stériles d'anorthosite concassée. On observe à la surface de la halde une augmentation significative de la teneur en eau dans les heures qui suivent le début de l'essai d'infiltration à grande échelle. L'arrosage de près de 30 m³ d'eau a un impact considérable sur les valeurs de résistivité électrique, et donc sur la teneur en eau volumique. En moyenne, la teneur en eau volumique calculée à partir des mesures géophysiques dans la couche de stériles d'anorthosite concassée passe de 20 % avant l'essai à 26 % 7 heures après le début de l'essai d'infiltration. Cette augmentation est particulièrement marquée à l'extrémité de la halde en bas de la pente, où la teneur en eau volumique calculée atteint près de 35 %. Ce résultat semble indiquer qu'une partie significative de l'eau arrosée à la surface de la halde est déviée vers l'extrémité de la halde où se trouvent les stériles d'anorthosite. Des travaux plus poussés en laboratoire avec des modèles mieux contraints pourraient dans l'avenir raffiner ces résultats de teneur en eau recalculées à partir des images de résistivité électrique. Cet aspect est encore non maîtrisé pour beaucoup de sites et pour beaucoup de milieux et les interprétations hydrogéologiques quantitatives à partir des mesures géophysiques sont peu courantes.

7.3 Proposition de modèles conceptuels d’écoulement de l’eau

Le deuxième volet de l’interprétation hydrogéologique des données de résistivité électrique est l’intégration de l’ensemble des données pour proposer des modèles d’écoulement de l’eau qui tentent d’expliquer l’ensemble des mesures effectuées. L’analyse des imageries 3D de résistivité au cours du temps a été complétée par l’analyse de l’évolution de la résistivité électrique de l’eau à la surface de la halde, au-dessus et en-dessous de l’interface entre la couche de contrôle des écoulements et les stériles. En particulier, il a été montré que la résistivité électrique de l’eau peut être utilisé comme un traceur pour suivre l’infiltration de différents types d’eau. L’analyse des données de terrain a été complétée par les observations faites en laboratoire sur une colonne de mesure utilisant des échantillons de roches stériles prélevés sur la halde expérimentale. Finalement, deux modèles conceptuels d’infiltration dans la halde ont été proposés pour représenter de façon simplifiée les processus en jeu lors de l’écoulement de l’eau. Un premier modèle décrit l’infiltration de l’eau à l’échelle locale en surface de la halde (profondeur inférieure à 1.3 m) au cours du temps. Le deuxième modèle d’écoulement de l’eau représente schématiquement l’infiltration de l’eau à l’échelle de toute la halde à stérile en définissant les principaux types d’infiltration identifiés.

Le modèle d’infiltration local de l’eau à la surface de la halde présenté sur la Figure 7-1 permet de visualiser schématiquement l’écoulement de l’eau dans la couche de contrôle des écoulements et le haut des stériles au milieu de la halde ($x = 30\text{ m}$). L’analyse des résistivités électriques de l’eau a permis d’identifier trois types d’eau : une eau résistive provenant des précipitations, une eau de résistivité électrique intermédiaire partiellement ionisée par le contact avec les stériles réactifs (sulfates et calcium) et une eau conductrice utilisée pour l’essai d’infiltration. Le suivi de l’infiltration de chacun de ces types d’eau permet de mettre en évidence un phénomène de remplacement de l’eau : l’eau conductrice arrosée à la surface de la halde remplace l’eau résistante provenant d’anciennes précipitations.

Par ailleurs, ce modèle d’infiltration local présente différents modes d’infiltration ayant lieu simultanément à la surface de la halde expérimentale (Figure 7-1). Un rapide écoulement vertical associé à un écoulement par les macropores et les fissures est mis en évidence (I.). Cet écoulement favorise le passage de l’eau directement vers les stériles réactifs et a déjà été simulé dans le cadre des haldes à stériles avec couches de contrôle des écoulements par Broda et al. (2013b). Un deuxième mode d’écoulement vertical également mais plus lent est observé dans la couche de

contrôle des écoulements (II.). Cet écoulement s'effectue dans la matrice de grains sous l'effet du gradient vertical et la nature de l'eau évolue au cours de l'écoulement au fur et à mesure que l'eau nouvelle remplace l'eau ancienne. Le modèle de double porosité permet d'expliquer que les deux écoulements (I.) et (II.) aient lieu simultanément dans la halde. Enfin, une diversion latérale de l'eau (III.) est observée à l'interface entre la couche de contrôle des écoulements et les roches stériles : la teneur en eau volumique augmente considérablement dans le sable. Une partie de l'eau résistante provenant du sable traverse néanmoins la barrière capillaire au milieu de la halde (IV.), ce qui a pour conséquence d'augmenter la résistivité électrique de l'eau présente dans les stériles d'ilménite. Ce modèle conceptuel d'écoulement à l'échelle intermédiaire a servi de base pour constituer l'écoulement global de l'eau.

Le modèle d'écoulement de l'eau global présenté sur la Figure 7-2 décrit schématiquement l'infiltration de l'eau à l'échelle de la halde. De même que précédemment, les imageries de résistivité électrique en 3D dans la halde ont été complémentées par les données de résistivité électrique de l'eau pour la totalité des sondes de mesures GS3 ainsi que par les valeurs de teneur en eau volumique calculées à partir de l'imagerie hydrogéophysique. De même que pour le modèle d'écoulement local, la résistivité électrique de l'eau a été utilisée comme traceur pour suivre l'écoulement des différents types d'eau. En particulier, l'augmentation de la résistivité électrique de l'eau sous la barrière capillaire dans les stériles d'ilménite a été utilisée comme une mesure de la quantité d'eau qui traverse la barrière capillaire. Le modèle d'écoulement local a en effet suggéré que l'eau provenant de la couche de contrôle des écoulements est résistive et augmente la résistivité électrique de l'eau qui est au contact des roches stériles minéralisée est qui est conductrice.

Cette méthode de traitement des données a permis de suggérer que pour la moitié de la halde située en amont de la pente, l'infiltration de l'eau au travers de la barrière capillaire serait négligeable tandis que l'augmentation significative de la résistivité électrique de l'eau dans la seconde moitié de la halde en aval de la pente traduisant une infiltration considérable. L'efficacité de la déviation latérale de l'eau par une barrière capillaire dépend de plusieurs paramètres comme le contraste de granulométrie entre la couche de contrôle des écoulements et les roches stériles, la pente ainsi que l'absence ou la présence de macropores favorisant l'écoulement vertical de l'eau vers les stériles.

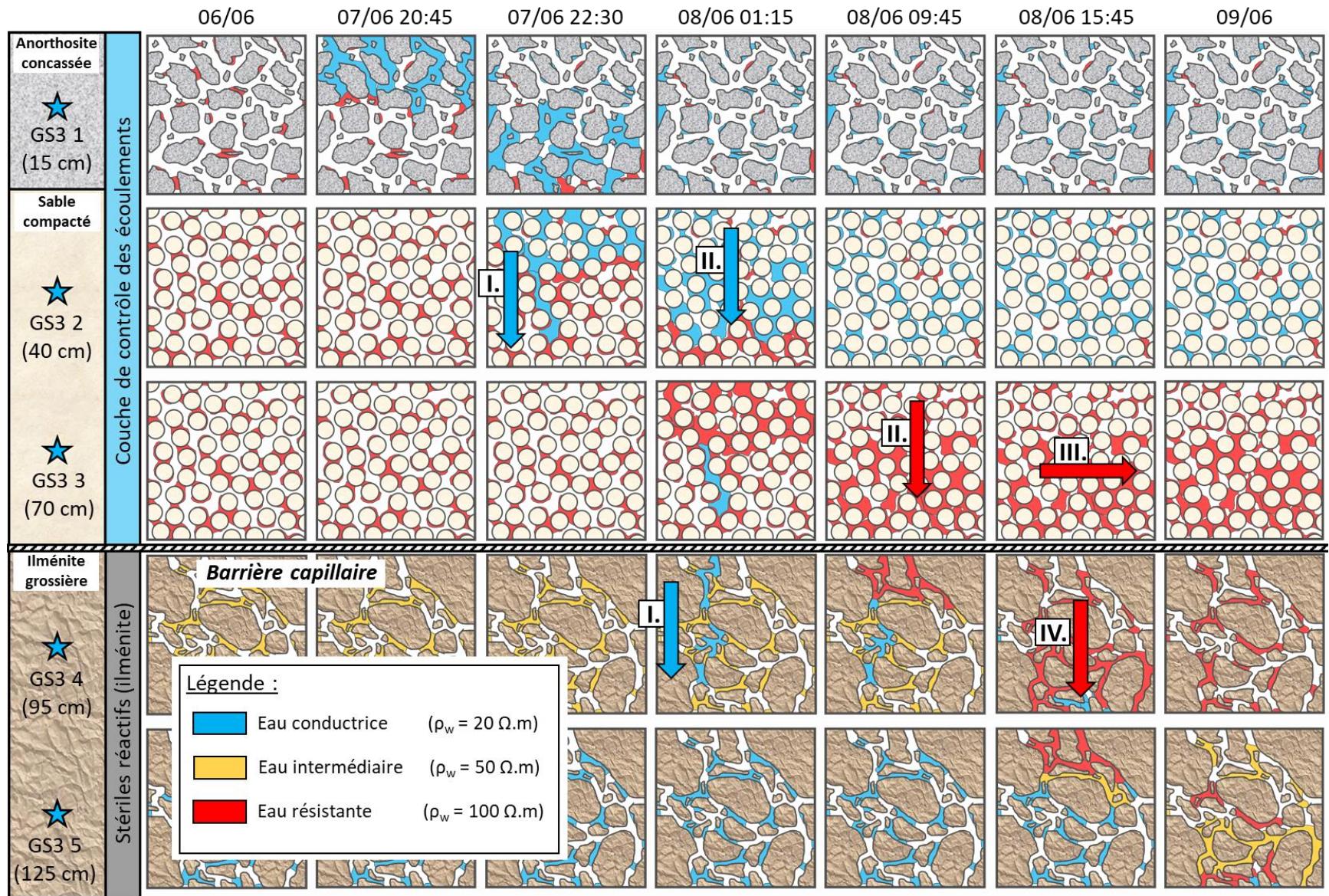


Figure 7-1: Modèle d'infiltration local dans la halde à stériles expérimentale au milieu de la halde et en surface (profondeur < 1.3 m).

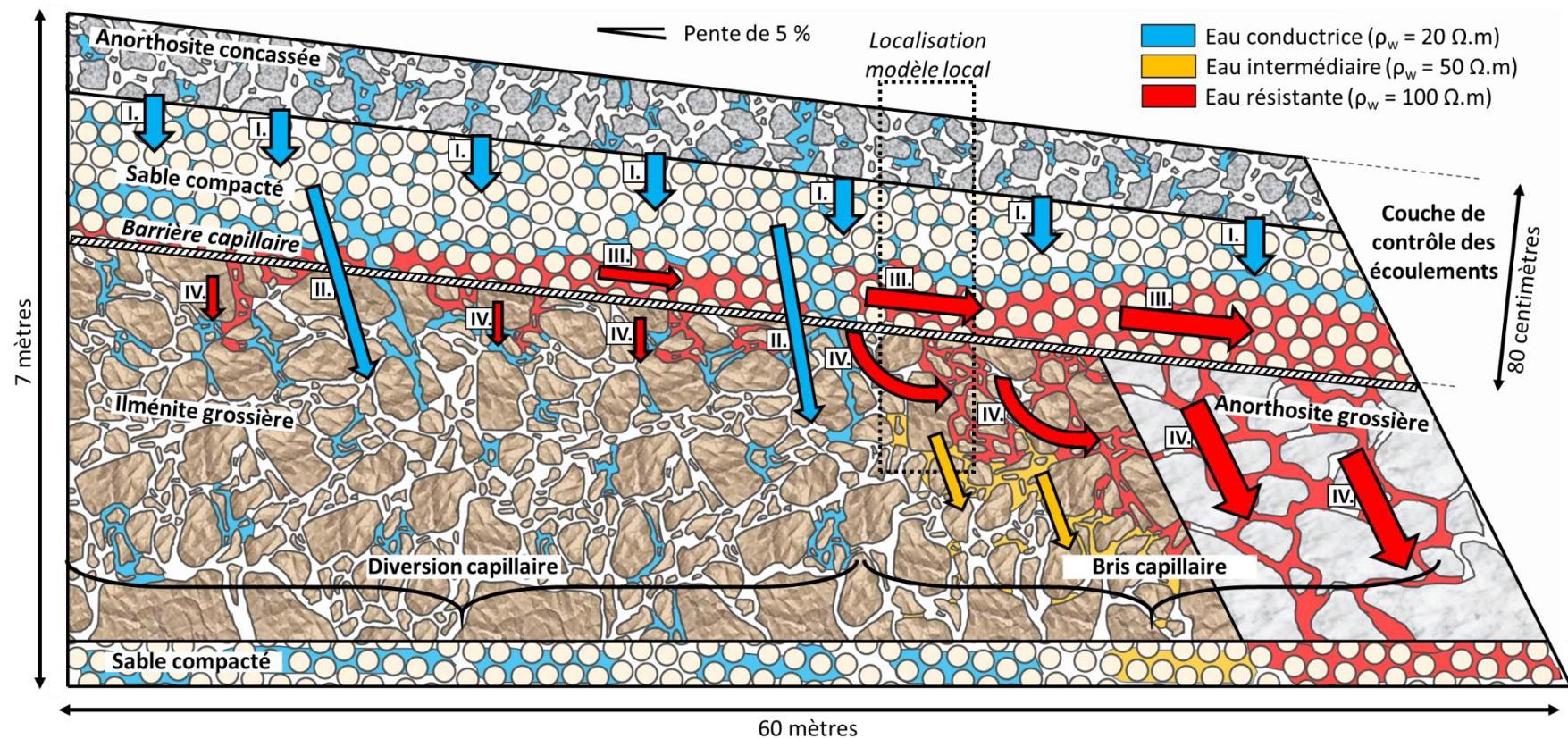


Figure 7-2: Modèle d'infiltration global dans la halde à stériles expérimentale. État simplifié de la halde 1 jour après l'essai d'infiltration.

L'infiltration significative de l'eau dans les stériles dans la moitié de la halde vers le bas de la pente peut être interprétée comme une perte de l'effet de barrière capillaire. Un grand nombre de travaux de modélisation et de laboratoire montrent que la déviation latérale de l'eau par une CEBC n'est effective que sur une certaine distance (appelée longueur de déviation). Au-delà d'une zone appelée zone DDL (*Down Dip Limit*) l'infiltration devient significative (Bussière et al., 1999; Aubertin et al., 2009). La zone de la halde où l'eau est déviée efficacement en amont de la pente est identifiée comme étant la longueur de diversion en amont de la zone DDL.

Les modes d'écoulement identifiés pour le modèle conceptuel global sont les mêmes que ceux présentés précédemment à l'échelle intermédiaire. Deux types d'écoulements différents semblent se produire : le premier type d'infiltration s'effectue par la matrice de grains (I.), le second s'opère le long de macropores et de fractures dans la halde (II.). Le mode d'écoulement (I.) est lent et vertical dans le haut de la couche de contrôle des écoulements, l'eau arrosée sur la halde est conductrice et remplace au fur et à mesure l'eau présente provenant d'anciennes précipitations. L'eau s'infiltrant est ensuite déviée latéralement au-dessus de l'interface entre les matériaux fins et grossiers (III.). Le mode d'écoulement (II.) est plus rapide et affecte la capacité de déviation de l'eau par la CEBC puisqu'une partie de l'eau traverse la barrière capillaire et s'infiltra dans les stériles. Enfin, une quantité considérable de l'eau s'infiltra dans les stériles (IV.), surtout dans la deuxième moitié de la halde (en aval de la pente).

Les modèles conceptuels ont pour objectif de résumer et de simplifier les écoulements d'eau dans la halde expérimentale qui ont été identifiés par l'analyse couplée des imageries de résistivité électrique de l'eau et du sol. Bien que qualitatifs, ces modèles sont appuyés par les mesures quantitatives réalisées en parallèle des travaux de géophysique sur la halde expérimentale, notamment par les composantes hydrogéologiques et géochimiques du projet. Ainsi l'analyse des volumes d'eau mesurés à la sortie de la halde montre que plus de 70 % de l'eau récupérée provient de la seconde moitié de la halde en aval de la pente. Par ailleurs, l'analyse géochimique des eaux d'exfiltration de la halde permet de confirmer les valeurs de résistivité électrique de l'eau calculées pour chaque lysimètre au cours du temps. De manière générale, les travaux d'intégration des résultats des différentes disciplines vont permettre d'obtenir une idée plus précise du comportement hydrogéologique de la halde à stériles.

CHAPITRE 8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

8.1 Contributions du travail de recherche

Les roches stériles générées par l'exploitation du mineraï d'hémo-ilménite à ciel ouvert par la mine du Lac Tio sont stockées sous la forme de haldes à stériles. Ces stériles peuvent présenter des problématiques environnementales si les sulfures qu'elles contiennent (même en faible quantité) entrent en contact avec l'air et l'eau et s'oxydent. Cette oxydation peut conduire à la formation de drainage neutre contaminé quand les eaux qui s'écoulent hors des haldes présentent des concentrations en métaux supérieures aux normes environnementales. Une halde à stérile expérimentale a été construite avec une couche de contrôle des écoulements (CCE) inclinée (composée de sable et de stériles d'anorthosite concassée provenant de la mine) disposée à sa surface afin de limiter l'infiltration de l'eau. Il a été montré numériquement et à échelle de laboratoire que le contraste de granulométrie entre la CCE et les roches stériles permettrait de former une barrière capillaire qui limite l'infiltration de l'eau dans les stériles réactifs constitués d'ilménite (avec une minéralisation inférieure à 76 %). La halde expérimentale a pour objectif d'évaluer le comportement à l'échelle pilote en conditions réelles afin de permettre l'application de cette technique à grande échelle.

Un nombre considérable d'instruments de mesure a été disposé dans la halde expérimentale afin de suivre l'écoulement de l'eau au cours du temps et sur le moyen terme. L'instrumentation hydrogéologique utilisée usuellement pour ce type de problématiques (sondes de teneur en eau et de succion) a été complétée par une instrumentation géophysique composée de près de 1000 mètres de câble de fibre optique pour le suivi de la température et par 192 électrodes circulaires pour le suivi de résistivité électrique. L'objectif de ce projet de recherche est d'apporter des informations complémentaires à l'approche hydrogéologique pour caractériser l'écoulement de l'eau dans la halde à stérile expérimentale à l'aide de l'imagerie hydrogéophysique en utilisant les électrodes. Ce mémoire de maîtrise présente les différentes étapes méthodologiques suivies pour mener à bien l'imagerie hydrogéophysique en 3D durant et après un essai d'infiltration à grande échelle ainsi que les résultats de l'interprétation hydrogéologique de ces images.

La première contribution de ce travail de recherche est le développement d'un nouvel outil de suivi de l'écoulement de l'eau relativement peu cher à mettre en place, efficace et résistant dans des

conditions de terrain difficiles, qui apporte des informations complémentaires aux données hydrogéologiques usuelles. La méthodologie suivie a été détaillée dans le mémoire, présentant le câblage des électrodes, la conception de boitiers d'acquisition (pour l'imagerie avec 192 électrodes), l'identification et l'implémentation de protocoles optimisés pour une géométrie 3D complexe ainsi que la définition d'un modèle numérique à partir de données d'arpentage. Le principe du traitement des données est détaillé également : les données sont prétraitées puis mises en forme pour être inversées avec un logiciel en accès libre qui utilise des modèles pouvant intégrer la géométrie interne et externe ainsi que des propriétés des matériaux. Les données inversées sont ensuite importées dans une base de données Matlab pour des représentations spatiales et temporelles des imageries de résistivité électrique. Les données inversées sont comparées aux mesures ponctuelles effectuées par l'instrumentation hydrogéologique pour vérifier la validité de la distribution de résistivité électrique dans la halde expérimentale obtenue par inversion.

Une deuxième contribution de ce travail de recherche est l'interprétation des données de résistivité électrique en descriptions qualitatives et quantitatives de l'écoulement de l'eau dans la halde à stériles expérimentale. Le premier volet de cette interprétation hydrogéologique est quantitatif. La résistivité électrique d'un milieu dépend de plusieurs paramètres dont la nature de ce milieu ainsi que la quantité et la qualité de l'eau dans le milieu. Des relations pétrophysiques existent dans la littérature pour décrire comment l'eau affecte les mesures de résistivité électrique. Des essais en colonne menés en laboratoire ont permis d'identifier des relations pétrophysiques pour des échantillons de matériaux prélevés sur la halde. Ces relations empiriques ont ainsi permis de convertir les imageries de résistivité électrique en 3D au cours du temps en imageries de teneur en eau volumique dans la halde. Pour cette conversion, une simplification de l'évolution de la résistivité de l'eau dans l'espace est nécessaire, ce qui peut ajouter une incertitude considérable dans les résultats de teneur en eau. Malgré cela, les teneurs en eau calculées sont proches des valeurs mesurées ponctuellement par les sondes de teneur en eau sous la surface de la halde.

Le deuxième volet de l'interprétation hydrogéologique de l'imagerie de résistivité électrique dans la halde propose des modèles conceptuels simplifiés de l'écoulement de l'eau à l'échelle locale et à l'échelle globale dans la halde à stériles expérimentale. Le suivi hydrogéophysique a été combiné aux mesures de résistivité effectuées par les sondes de teneur en eau pour mettre en évidence différents modes d'écoulement et un phénomène de remplacement de l'eau. Ces modèles d'écoulement sont cohérents avec les données hydrogéologiques et géochimiques.

8.2 Nécessité d'une analyse de données couplée

Ce projet de recherche a montré comment une instrumentation géophysique par mesure de la résistivité électrique peut apporter des informations complémentaires à l'instrumentation hydrogéologique classique. Chacune des deux approches géophysique et hydrogéologique présente des avantages et des inconvénients résumés à la Figure 8-1. De manière globale, les mesures hydrogéologiques constituent une méthode reconnue, relativement précise (après calibration) qui mesure directement les propriétés d'intérêt (teneur en eau, succion) de façon ponctuelle. Cependant, l'instrumentation est assez coûteuse et fragile et les mesures peuvent se révéler non représentatives de l'ensemble du système étudié. En ce qui concerne l'approche géophysique, les imageries de résistivité électrique sont fortement affectées par la qualité et la quantité d'eau dans tout le milieu en 3D et l'instrumentation est très peu coûteuse. Cependant, il peut être difficile de reconstruire les distributions de teneur en eau à partir des résistivités électriques, ce qui peut limiter son intérêt pour les applications en hydrogéologie.

Hydrogéologie : Instrumentation conventionnelle		Géophysique : Tomographie de résistivité électrique 4D	
Avantages :	Limites :	Avantages :	Limites :
<ul style="list-style-type: none"> • très précis après calibration • mesures reproduisibles en labo • interprétation des données directe • possibilité de mesurer tous les paramètres importants • instrumentation autonome 	<ul style="list-style-type: none"> • relativement coûteux • aucune sensibilité loin de l'instrumentation • couverture des mesures faible • non représentativité du milieu • instrumentation fragile 	<ul style="list-style-type: none"> • peu coûteux • forte dépendance avec quantité et qualité de l'eau • images volumiques • mesure automatisée • inversion 4D des données 	<ul style="list-style-type: none"> • grande influence des paramètres d'inversions • perte de sensibilité loin des électrodes • difficultés à prendre en compte propriétés hydrogéologiques

Figure 8-1: Synthèse des avantages et limites des méthodes géophysique et hydrogéologique.

Une approche particulièrement intéressante serait de coupler les atouts de chacune de ces deux méthodes. Par exemple, dans des cas comme celui de la halde expérimentale où une très grande densité d'instrumentation de plusieurs types se côtoie, il serait intéressant de valider les simulations hydrogéologiques réalisées avec SEEP/W, HYDRUS 2D ou HydroGeoSphere à l'aide des mesures géophysiques. Une approche possible serait de récupérer une réalisation hydrogéologique produite par SEEP/W à un instant, et de comparer des mesures de résistivité électrique synthétiques effectuées sur ce modèle avec les vraies mesures au même instant. Des incohérences entre les deux jeux de mesure indiquerait que la géophysique ne soutient pas le modèle hydrogéologique, et si au contraire les deux jeux de données sont semblables, on pourrait en conclure que du point de vue de la mesure géophysique, la réalisation hydrogéologique est probable. Ce processus d'essai-erreur et de comparaison pourrait à terme être automatisé pour réaliser une inversion hydrogéophysique.

8.3 Recommandations pour le futur

Ce travail de recherche a établi les bases d'un nouvel outil de suivi de l'écoulement de l'eau dans un milieu non saturé complexe comme une halde à stériles. Les informations obtenues par la tomographie de résistivité électrique en 3D et au cours du temps peuvent être utilisées en complément de l'instrumentation hydrogéologique usuelle. Quelques recommandations peuvent être formulées pour les futures applications de cette approche géophysique.

Tout d'abord, le positionnement des électrodes et le système d'acquisition des données géophysiques sont des éléments déterminants pour assurer des imageries de résistivité électrique avec la qualité et la résolution voulues. Il pourrait être intéressant dans le futur d'optimiser le positionnement des électrodes en fonction du site étudié. Des modélisations électriques et hydrogéologiques peuvent être effectuées à priori afin d'estimer l'espacement inter-électrodes idéal, le nombre d'électrodes idéal ainsi que leurs positions pour effectuer le suivi de l'écoulement de l'eau. Par ailleurs, le système d'acquisition devrait être autonome et automatisé afin d'optimiser la résolution temporelle de l'imagerie électrique. En effet, il peut être difficile de déterminer quel est le comportement hydrogéologique d'un système complexe à partir d'un unique évènement de précipitation. À titre d'exemple, certaines précipitations naturelles ont eu lieu sur le site et il aurait été intéressant de disposer d'un suivi géophysique de ces infiltrations d'eau résistive dans la halde.

Ce travail démontre que la conversion des imageries de résistivité électrique en imageries de teneur en eau peut être rendue plus complexe par la variation simultanée de la quantité d'eau et de sa qualité. Il pourrait être intéressant de reproduire à l'échelle de laboratoire un modèle réduit de la FCL et d'effectuer des essais d'infiltration avec un suivi géophysique simultané. L'influence de divers facteurs pourrait ainsi être étudiée comme l'intensité et la fréquence des précipitations ainsi que la nature de l'eau appliquée. Des travaux sont déjà en cours dans ce sens afin de valider en conditions contrôlées le modèle d'écoulement local de l'eau proposé. Les résultats de ces travaux en colonne seront présentés dans le cadre du cours GML6003 réalisé à l'École Polytechnique. Il serait par ailleurs intéressant d'instrumenter davantage les colonnes utilisées pour établir les relations pétrophysiques. La nouvelle colonne construite pour le cours GML6003 est instrumentée avec des sondes de teneur en eau, de température ainsi qu'un piézomètre. Il serait très intéressant à l'avenir de pouvoir caractériser en même temps les caractéristiques hydrogéologiques (CRE, fonction de perméabilité) et géophysiques d'un matériau.

BIBLIOGRAPHIE

- Abdelghani, F. B., Aubertin, M., Simon, R., & Therrien, R. (2015). Numerical simulations of water flow and contaminants transport near mining wastes disposed in a fractured rock mass. *International Journal of Mining Science and Technology*, 25(1), 37-45.
- ABEM (2016). Terrameter LS: Instruction Manual. Technical manual: <http://www.guidelinegeo.com/wp-content/uploads/2016/03/User-Guide-Terrameter-LS-2016-03-14-1.pdf>.
- Anterrieu, O. (2006). Caractérisation géophysique de la structure interne d'une halde à stériles. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.
- Anterrieu, O., Chouteau, M. & Aubertin, M. (2010). Geophysical characterization of the large-scale internal structure of a waste rock pile from a hard rock mine. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 69(4), 533-548.
- Appelo, C. A. J. et Postma, D. (2005). Geochemistry, Groundwater and pollution (Second éd.). Great Britain: A.A. Balkema Publishers.
- Archie, G. E. (1942). The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Transactions of the AIME*, 146(01), 54-62.
- Attia, A. M., Fratta, D., & Bassiouni, Z. (2008). Irreducible water saturation from capillary pressure and electrical resistivity measurements. *Oil & Gas Science and Technology-Revue de l'IFP*, 63(2), 203-217.
- Aubertin, M. (2013). Waste Rock Disposal to Improve the Geotechnical and Geochemical Stability of Piles. Proc. 23rd World Mining Congress, Montreal, QC, Canada.
- Aubertin, M. & Chapuis, R.P. (1991). Considérations hydrogéotechniques pour l'entreposage des résidus minier dans le nord-ouest du Québec. C.R. 2e conf. Int. Réduction des eaux de Drainages Acides, Vol. 3, 1-22.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.-F. & Tremblay, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. École

Polytechnique de Montréal, CDT P1622, Rapport final soumis au Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier (MEND/NEDEM).

Aubertin, M., Bussière, B. & Chapuis, R.P. (1996a). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rocks mines. Canadian Geotechnical Journal, 33, 470-482.

Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R.P. & Crespo J.R. (1996b). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. Hydrogéologie, no 1, 3-13.

Aubertin, M., Ricard, J. F. & Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. Canadian Geotechnical Journal, 35, 55-69.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A. M., Gagnon, D., Barbera, J. M., & Bernier, L. (1999). Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Phase II: Essais en place. Report CDT P, 1899.

Aubertin, M., Bussière, B. & Bernier, L. (2002a). Environnement et gestion des rejets miniers. Manuel sur CD-ROM. Presses Internationales Polytechnique, Montréal.

Aubertin, M., Fala O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A., Chouteau, M. & Chapuis, R. (2002b). Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles. Dans Symposium 2002 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Canada.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B. & Chapuis, R.P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 40, 1104-1122.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R. P., Chouteau, M. & Wilson, G. W. (2005). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Dans Symposium 2005 sur l'environnement

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Chouteau, M., Anterrieu, O., Hernandez, M. A., Chapuis, R. P, Bussière, B., Lahmira, B. & Lefebvre, R. (2008). Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Dans Symposium 2008 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Canada.

Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S. A., Bussière, B., Molson, J., & Chapuis, R. P. (2009). Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. Canadian Geotechnical Journal, 46(10), 1146-1164.

Aubertin, M., Bussière, B., James, M., Jaouhar, E.M., Martin, V., Pépin, N., Mbonimpa, M. & Chapuis, R.P. (2011b). Vers une mise à jour des critères de stabilité géotechnique pour la conception des ouvrages de retenue de résidus miniers. Symposium 2011 sur l'environnement et les mines, Canada.

Aubertin, M., James, M., Maknoon, M., & Bussière, B. (2013). Recommandations pour améliorer le comportement géotechnique et géochimique des haldes à stériles. Dans GeoMontreal 2013, 66th CGS Conference, Montreal, QC, Canada.

Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. & Maqsoud, A. (2015). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateur de DMA. Symposium 2015 sur l'environnement et les mines, Canada.

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M. & Mbonimpa, M. (2016). Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Environment, 343-358.

Azam, S., Ward Wilson, G., Herasymuk, G. Nichol, C. & Barbour, L.S. (2007). Hydrogeological behaviour of an unsaturated waste rock pile: a case study at the Golden Sunlight Mine, Montana, USA. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 66, 259-268.

Bréard-Lanoix, M.L. (2017). Caractérisation des propriétés hydrogéologiques de la couche de contrôle des écoulements placée sur la halde à stériles expérimentale à la mine du Lac Tio. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.

Bréard-Lanoix, M.L., Pabst, T & Aubertin, M. (2017) Characterization of the hydrogeological properties of a sand layer placed on an experimental waste rock pile. GeoOttawa 2017 - 70th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, ON, Canada.

Broda, S., Sayde, C., Selker, J., Aubertin, M. and Blessent, D. (2013a). Using temperature as a tracer for analyzing the response of a capillary barrier in waste rock. GeoMontreal 2013, Canadian Geotechnical Society, Montreal, QC, Canada.

- Broda, S., Hirthe, E., Blessent, D., Aubertin, M., & Graf, T. (2013b). Using random discrete fractures for representing preferential flow in waste rock piles with compacted layers. In Proceedings of the GeoMontreal conference, CGS-IAH, Montreal, QC, Canada.
- Broda, S., Aubertin, M., Blessent, D., Hirthe, E., & Graf, T. (2014). Improving control of contamination from waste rock piles. Environmental Geotechnics.
- Brooks, R. H., & Corey, A. T. (1964). Hydraulic properties of porous media and their relation to drainage design. Transactions of the ASAE, 7(1), 26-0028.
- Burdine, N. (1953). Relative permeability calculations from pore size distribution data. Journal of Petroleum Technology, 5(03), 71-78.
- Bussière, B. (1999). Étude du comportement hydrique de couverture avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.
- Bussière, B., Aubertin, M. & Chapuis, R.P. (2003a). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Apithy, S., Aubertin, M. & Chapuis, R.P. (2003b). Diversion capacity of sloping covers with capillary barrier effect. In Proceedings of the 56th Annual Canadian Geotechnical Conference, Winnipeg, Man., 28 September – 1 October 2003
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., & Benzaazoua, M. (2005). Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées. Dans Symposium 2005 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W. & Chapuis, R.P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 44, 245-265.
- Bussière, B., Demers, I., Dawood, I., Plante, B., Aubertin, M., Peregoedova, A., Pepin, G., Lessard, G., Intissar, R., Benzaazoua, M., Molson, J.W., Chouteau, M., Zagury, G.J., Monzon, M. & Laflamme, D. (2011). Comportement géochimique et hydrogéologique des stériles de la mine Lac Tio. Dans Symposium 2011 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Canada.

Bussière, B., Plante, B., Broda, S., Aubertin, M., Chen, D. & Medina, F. (2015). Contrôle des infiltrations d'eau dans les haldes à stériles à l'aide des effets de barrière capillaire : design, construction et instrumentation de la halde expérimentale de la mine Tio. Dans Symposium 2015 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Canada.

Campos D (2004). Caractérisation géophysique de la structure interne d'une halde à stériles. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.

Campos, D., Chouteau, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2003). Using geophysical methods to image the internal structure of mine waste rock piles. In 9th EAGE/EEGS Meeting.

Chambers, J. E., Gunn, D. A., Wilkinson, P. B., Meldrum, P. I., Haslam, E., Holyoake, S., Kirkham, M., Kuras, O., Merritt, A. & Wragg, J. (2014). 4D electrical resistivity tomography monitoring of soil moisture dynamics in an operational railway embankment. Near Surface Geophysics, 12(1), 61-72.

Chapuis, R. P. (2004). Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio. Canadian geotechnical journal, 41(5), 787-795.

Chapuis, R. P. (2009). Numerical modeling of reservoirs or pipes in groundwater seepage. Computers and Geotechnics, 36(5), 895-901.

Chapuis, R. P., Chenaf, D., Bussière, B., Aubertin, M., & Crespo, R. (2001). A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions. Canadian Geotechnical Journal, 38(5), 1113-1126.

Chapuis, R. P. et Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. Canadian Geotechnical Journal, 40(3), 616-628.

Chapuis, R. P., Masse, I., Madinier, B., & Aubertin, M. (2006). A Drainage Column Test for Determining Unsaturated Properties of Coarse Materials. ASTM Geotechnical Testing Journal, 30(2).

Chou, T.K., Chouteau, M.C. & Dubé, J.-S. (2016). Estimation of saturated hydraulic conductivity during infiltration test with the aid of ERT and level-set method. Vadose Zone Journal, 15(7). doi:10.2136/vzj2015.05.0082

Chouteau, M., Intissar, R., & Aubertin, M. (2010). Internal Structure of an Ilmenite Mine Waste Rock Pile Modelled from IP Imaging and Laboratory Measurements. In Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems 2010 (pp. 400-410). Society of Exploration Geophysicists.

Clément, R., Oxarango, L., & Descloitres, M. (2011). Contribution of 3-D time-lapse ERT to the study of leachate recirculation in a landfill. *Waste Management*, 31(3), 457-467.

COMSOL. Multiphysics (2007). User's guide. Version, 4, 290-298.

Custis, K. (1994). Application of geophysics to acid mine drainage investigations. Volume 2. Site investigations (No. PB--95-191276/XAB). California State Dept. of Conservation, Sacramento, CA (United States).

Daniels, F., & Alberty, R. A. (1966). Occam's inversion to generate smooth, two dimensional models form magneto telluric data. *Geophysics*, 55, 1613-1624.

Darcy, H. (1856). Les fontaines publiques de la ville de Dijon: exposition et application... Victor Dalmont.

Dawood, I., Aubertin, M., Intissar, R., & Chouteau, M. (2011). A combined hydrogeological-geophysical approach to evaluate unsaturated flow in a large waste rock pile. In Proc. Pan-Am CGS Geotechnical Conference, Toronto.

Dawood, I. et Aubertin, M. (2014). Effect of dense material layers on unsaturated water flow inside a large waste rock pile: A numerical investigation. *Mine Water Environment*, 33, 24-38.

Day, S. R. et Daniel, D. E. (1985). Field Permeability Test for Clay Liners. *Hydraulic Barriers in Soil and Rock*, ASTM STP 874, 276-288.

Decagon Devices (2016). GS3, Water Content, EC and Temperature Sensors: Operator's Manual.

Website: <http://www.decagon.com/>

Decagon Devices (2017). MPS-2 & MPS-6 Dielectric Water Potential Sensors: Operator's Manual.

Website: <http://www.decagon.com/>

Dey, A., & Morrison, H. F. (1979). Resistivity modeling for arbitrarily shaped three-dimensional structures. *Geophysics*, 44(4), 753-780.

Dey, A., & Morrison, H. F. (1979). Resistivity modelling for arbitrarily shaped two-dimensional structures. *Geophysical Prospecting*, 27(1), 106-136.

Dimech, A., Chouteau, M., Chou, É., Aubertin, M., Martin, V., Bussière, B., & Plante, B. (2017). Monitoring water infiltration in an experimental waste rock pile with time-lapse ERT and multi-parameter data collection. In *Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems 2017* (pp. 195-203). Denver, Colorado, USA

Dimech, A., Chouteau, M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. & Plante, B. (2018a). 3D time-lapse geoelectrical monitoring of moisture content in an experimental mine waste rock pile: validation using hydrogeological data. In *Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems 2018*. Nashville, Tennessee, USA

Dimech, A., Chouteau, M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. & Plante, B. (2018b). 3D time-lapse geoelectrical monitoring of water infiltration in an experimental waste rock pile. *Vadose Zone Journal* (article soumis en Mai 2018).

Dingman, S. L. (1994). *Physical Hydrology*. United States of America: Engewood Cliffs : Prentice Hall.

Dubuc, J. (2018). Étude des propriétés hydrogéologiques d'une couche de contrôle des écoulements (CCE) placée à la surface de la halde expérimentale construite à la mine du lac Tio. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.

Dubuc, J., Pabst, T & Aubertin, M. (2017) An assessment of the hydrogeological response of the flow control layer installed on the experimental waste rock pile at the Lac Tio mine. In *GeoOttawa 2017 - 70th Canadian Geotechnical Conference*, Ottawa, ON, Canada.

Eijkelkamp Agrisearch Equipment (EAE). (2011). Operating Instructions 09.07 Guelph Permeameter. Netherlands:

Ellis, R. G., & Oldenburg, D. W. (1994). Applied geophysical inversion. *Geophysical Journal International*, 116(1), 5-11.

Ethier M-P (2018). Évaluation de la performance du système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus abandonné. PhD Thesis, UQAT, Rouyn-Noranda, QC

Ethier MP, Bussière B, Aubertin M, Maqsoud A, Lacroix R (2013). In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover made with low sulphide tailings: monitoring strategy and preliminary results. The 66th Canadian Geotechnical Conference and the 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Montréal, QC, Canada

Ethier MP, Bussière B, Aubertin M, Maqsoud A, Demers I, Dionne J (2014). Field investigation results of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings, Proceeding of the GeoRegina, Regina, SK, Canada

Ethier, M. P., Bussière, B., Broda, S., & Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec. *Hydrogeology Journal*, 1-19.

Fala, O. (2002). Étude des écoulements non saturés dans les haldes à stériles à l'aide de simulations numériques. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal. Département des génies civil géologique et des mines.

Fala, O., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussiere, B., Wilson, G. W., Chapuis, R., & Martin, V. (2003). Numerical modelling of unsaturated flow in uniform and heterogeneous waste rock piles. In Sixth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Cairns, Australia, Publication Series (Vol. 3, pp. 895-902).

Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., & Bussière, B. (2005). Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine Water and the Environment*, 24(4), 172-185.

Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2006). Numerical simulations of long term unsaturated flow and acid mine drainage at waste rock piles. In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (pp. 26-30).

Fala, O., Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R., & Molson, J. (2008). Stochastic numerical simulations of long term unsaturated flow in waste rock piles. Proceedings of GeoEdmonton, 2008, 61st CGS Conference.

Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., Dawood, I., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2013). A numerical modelling approach to assess long-term unsaturated flow and geochemical transport in a waste rock pile. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 27(1), 38-55.

- Fredlund, D.G., Xing, A., & Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil–water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 533–546.
- Gardner, W. R. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil science*, 85(4), 228-232.
- Geo-Slope International. (2007). [Logiciel], Geostudio. Canada.
- Geo-Slope International. (2016). [Logiciel], Geostudio. Canada.
- Gouvernement du Québec. (2016). Mines en chiffres, Rapport d’investissement minier au Québec en 2015, Institut de la statistique du Québec, Novembre 2016, 12 p.
- Gouvernement du Québec. (2017). Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers du Québec, Ministère de l’Énergie et des Ressources naturelles, No. M08-03-1611, 82 p.
- Graf, T., Therrien, R. (2007). Variable-density groundwater flow and solute transport in irregular 2D fracture networks. *Advances in Water Resources*, 30(3), 455-468.
- Günther, T., Rücker, C., & Spitzer, K. (2006). Three-dimensional modelling and inversion of DC resistivity data incorporating topography—II. Inversion. *Geophysical Journal International*, 166(2), 506-517.
- Günther, T., & Rücker, C. (2017). Boundless Electrical Resistivity Tomography BERT 2—the user tutorial.
- Haverkamp, R., Debionne, S., Viallet, P., Angulo-Jaramillo, R. & De Condappa, D. (2007). Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone. Dans J.W. Delleur (édit.), *The Handbook of Groundwater Engineering*. Chapitre 6, 2e Édition, États-Unis: CRC Press LLC.
- Hazen, A. (1911). Discussion of “Dams on sand formations,” by A.C. Koenig. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 73: 199–203.
- Hilhorst, M. A. (2000). A pore water conductivity sensor. *Soil Science Society of America Journal*, 64(6), 1922-1925.
- Hillel, D. (1980). *Applications of Soil Physics*. USA: Academic Press Inc.

- Hübner, R., Günther, T., Heller, K., Noell, U., & Kleber, A. (2017). Impacts of a capillary barrier on infiltration and subsurface stormflow in layered slope deposits monitored with 3-D ERT and hydrometric measurements. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(10), 5181.
- Huisman, J. A., Hubbard, S. S., Redman, J. D., & Annan, A. P. (2003). Measuring soil water content with ground penetrating radar. *Vadose zone journal*, 2(4), 476-491.
- Intissar, R. (2009). Apport des méthodes électriques à la détermination de la structure interne d'une halde à stériles. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.
- Johnson, T. C. (2014). E4D: A distributed memory parallel electrical geophysical modeling and inversion code, User Manual. https://e4d.pnnl.gov/Documents/E4D_User_Guide.pdf
- Johnson, T. C., Versteeg, R. J., Ward, A., Day-Lewis, F. D., & Revil, A. (2010). Improved hydrogeophysical characterization and monitoring through parallel modeling and inversion of time-domain resistivity and induced-polarization data. *Geophysics*, 75(4), WA27-WA41.
- Kachanoski, R. G., Wesenbeeck, I. V., & Gregorich, E. G. (1988). Estimating spatial variations of soil water content using noncontacting electromagnetic inductive methods. *Canadian Journal of Soil Science*, 68(4), 715-722.
- Keller, G. V., & Frischknecht, F. C. (1966). Electrical methods in geophysical prospecting.
- Kleinmann, R.L.P, Crera, D., & Pacelli, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Eng.*, 33, 300-306.
- Kovács, G. (1981). Seepage hydraulics. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands
- Kuras, O., Pritchard, J. D., Meldrum, P. I., Chambers, J. E., Wilkinson, P. B., Ogilvy, R. D., & Wealthall, G. P. (2009). Monitoring hydraulic processes with automated time-lapse electrical resistivity tomography (ALERT). *Comptes Rendus Geoscience*, 341(10), 868-885.
- Kuras, O., Wilkinson, P. B., Meldrum, P. I., Oxby, L. S., Uhlemann, S., Chambers, J. E., Binley, A.M., Graham, J., Smith, N.T. & Atherton, N. (2016). Geoelectrical monitoring of simulated subsurface leakage to support high-hazard nuclear decommissioning at the Sellafield Site, UK. *Science of the Total Environment*, 566, 350-359.

Lessard, G. (2011). Essais d'infiltration sur la halde à stérile Petit-Pas de la mine Tio, Havre-St-Pierre. Rapport de maîtrise, École polytechnique de Montréal. Département des génies civil géologique et des mines.

Lévesque, I. (2015). Caractérisation hydrogéotechnique des roches stériles tamisées et compactées à l'aide d'essais de laboratoire à une échelle intermédiaire, Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.

Lines, L. R., & Treitel, S. (1984). Tutorial: A review of least-squares inversion and its application to geophysical problems. *Geophysical prospecting*, 32(2), 159-186.

Loke, M. H. (2002a). RES2DMOD ver. 3.01: Rapid 2D resistivity forward modelling using the finite difference and finite-element methods. Software manual.

Loke, M. H. (2002b). RES2DINV ver. 3.50. Rapid 2-D resistivity and IP inversion using the least square method.

Loke, M. H. (2004). Tutorial: 2-D and 3-D Electrical Imaging Surveys, 2004 Revised Edition.

<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.454.4831&rep=rep1&type=pdf>

Loke, M. H. (2005). RES3DMOD ver. 2.14, 3-D Resistivity & IP Forward Modeling using the Finite-difference and Finite-element methods.

Loke, M. H. (2007). Res3Dinv Software, Version 2.14. Geoelectrical imaging 2D&3D, Pinang.

Loke, M. H. (2011). Electrical resistivity surveys and data interpretation. In Encyclopedia of Solid Earth Geophysics (pp. 276-283). Springer Netherlands.

Loke, M. H. (2018). Tutorial: 2-D and 3-D Electrical Imaging Surveys, 2018 Revised Edition.

Loke, M. H., & Barker, R. D. (1995). Least-squares deconvolution of apparent resistivity pseudosections. *Geophysics*, 60(6), 1682-1690.

Loke, M. H., & Barker, R. D. (1996). Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. *Geophysical prospecting*, 44(1), 131-152.

- Loke, M. H., Chambers, J. E., Rucker, D. F., Kuras, O., & Wilkinson, P. B. (2013). Recent developments in the direct-current geoelectrical imaging method. *Journal of Applied Geophysics*, 95, 135-156.
- Loke, M. H., Wilkinson, P. B., Chambers, J. E., & Strutt, M. (2014a). Optimized arrays for 2D cross-borehole electrical tomography surveys. *Geophysical Prospecting*, 62(1), 172-189.
- Loke, M. H., Wilkinson, P. B., Uhlemann, S. S., Chambers, J. E., & Oxby, L. S. (2014b). Computation of optimized arrays for 3-D electrical imaging surveys. *Geophysical Journal International*, 199(3), 1751-1764.
- Loke, M. H., Wilkinson, P. B., Chambers, J. E., Uhlemann, S. S., & Sorensen, J. P. R. (2015). Optimized arrays for 2-D resistivity survey lines with a large number of electrodes. *Journal of Applied Geophysics*, 112, 136-146.
- Lubczynski, M., & Roy, J. (2003). Hydrogeological interpretation and potential of the new magnetic resonance sounding (MRS) method. *Journal of Hydrology*, 283(1), 19-40.
- Martin, V. (2003). Étude des propriétés non saturées des stériles miniers, Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.
- Martin, V., Aubertin, M., Bussiere, B., & Chapuis, P. R. (2004). Evaluation of unsaturated flow in mine waste rock. In 57th Canadian Geotechnical Conference and the 5th joint CGS-IAH Conference, Canadian Geotechnical Society (pp. 24-27).
- Martin, V., Aubertin, M., Zhan, G., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2006). Investigation into the hydrological behavior of exposed and covered waste rock dumps. Transactions-society for mining metallurgy and exploration incorporated, 318, 139.
- Martin, V., Bussière, B., Plante, B., Pabst, T., Aubertin, M., Medina, F., Bréard-Lanoix, M-L., Dimech, A., Dubuc, J., Poaty, B., Wu, R., McKenzie, J., Broda, S., & Chen, D. (2017). Controlling water infiltration in waste rock piles: Design, construction, and monitoring of a large-scale in-situ pilot test pile. In GeoOttawa 2017 - 70th Canadian Geotechnical Conference, At Ottawa, ON, Canada.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20, 235-259.

McCarter, M.K. (1990). Design and operating considerations for mine waste embankments. In B.A. Kennedy (Ed.), *Surface Mining* (2nd Edition) (pp. 890–899). SME.

McGillivray, P. R., & Oldenburg, D. W. (1990). Methods for calculating Fréchet derivatives and sensitivities for the non-linear inverse problem: A comparative study. *Geophysical Prospecting*, 38(5), 499-524.

McLemore, V.T., Fakhimi, A., van Zyl, D., Ayakwah, G.F., Anim, K., Boakye, K., Ennin, F., Felli, P., Fredlund, D., Gutierrez, L., Nunoo, S., Tachie-Meson, S. & Viterbo, V.C. (2009). Literature review of other rock piles: Characterization, weathering, and stability. Report OF-517, Questa Rock Pile Weathering Stability Project. New Mexico Bureau of Geology and Mineral Resources.

McLaughlin, D., & Townley, L. R. (1996). A reassessment of the groundwater inverse problem. *Water Resources Research*, 32(5), 1131-1161.

MEND (2004). MEND report 2.21.4d : Field performance monitoring and sustainable performance of cover systems.

Morin, K.A., Gerencher, E., Jones, C.E., & Konasewich, D.E. (1991). Critical literature review of acid drainage from waste rock. MEND Report 1.11.1. Ottawa.

Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12(3): 513-522.

Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A. & Reardon, E.J. (1989). Reduction of acid mine generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1-8.

Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.

Pépin, G. (2009). Évaluation du comportement géochimique de stériles potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé à l'aide de cellules expérimentales in situ, Mémoire de maîtrise en

sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.

Pepin, G., Bussière, B., Aubertin, M., Benzaazoua, M., Plante, B., Laflamme, D., Zagury, G. (2008). Field experimental cells to evaluate the potential of contaminated neutral drainage generation at the Tio mine, Quebec, Canada. Proc. 10th International Mine Water Association Congress Mine Water and the Environment, Karlovy Vary, Republic Czech. pp 309-312.

Peregoedova, A. (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.

Peregoedova, A., Aubertin, M., Bussière, B. (2013). Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. In GeoMontreal 2013 - 66th Canadian Geotechnical Conference, Montréal, QC, Canada.

Plante, B. (2010). Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédition du drainage neutre contaminé. Thèse de Doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Plante, B., Benzaazoua, M., Bussière, B., Pepin, G. & Laflamme, D. (2008). Geochemical behaviour of nickel contained in Tio mine waste rocks. Proceeding 10th International Mine Water Assoc (IMWA) Congress on Mine Water and the Environment, Czech Republic (pp. 317-320).

Plante, B., Benzaazoua, M., Bussière, B., Biesinger, M. C., & Pratt, A. R. (2010). Study of Ni sorption onto Tio mine waste rock surfaces. Applied Geochemistry, 25(12), 1830-1844.

Plante, B., Benzaazoua, M., Bussière, B. (2011a). Predicting geochemical behaviour of waste rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. Mine Water Environment. 1–20. <http://dx.doi.org/10.1007/s10230-010-0127-z>.

Plante, B., Benzaazoua, M., Bussière, B. (2011b). Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. Mine Water Environment 30, 22–37.

Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2014). Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. Journal of Geochemical Exploration, 137, 37-47.

Poaty, B., Plante, B., Bussière, B., Benzaazoua, M., Pabst, T., Aubertin, M., Martin, V., Thériault, M. & Nadeau, P. (2018). Geochemical behavior of different waste rock configurations from the Lac Tio mine: comparison between column tests and experimental waste rock pile results. The Mine Waste & Tailings Conference 2018.

Poisson, J., (2004). Caractérisation géophysique d'une halde à stériles (Halde N°1, Mine Laronde). Rapport interne du laboratoire de géophysique de l'École Polytechnique de Montréal, Canada.

Poisson, J., Chouteau, M., Aubertin, M., & Campos, D. (2008). Geophysical experiments to image the shallow internal structure and the moisture distribution of a mine waste rock pile. *Journal of Applied Geophysics*, 67(2), 179-192.

Power, C., Gerhard, J. I., Karaoulis, M., Tsurlos, P., & Giannopoulos, A. (2014). Evaluating four-dimensional time-lapse electrical resistivity tomography for monitoring DNAPL source zone remediation. *Journal of contaminant hydrology*, 162, 27-46.

Richards, L., (1931). Capillary Conduction of Liquids Through Porous Mediums. *J. Physics*, Issue 1, 318-333.

Rücker, C., Günther, T., & Spitzer, K. (2006). Three-dimensional modelling and inversion of DC resistivity data incorporating topography—I. Modelling. *Geophysical Journal International*, 166(2), 495-505.

Silvester, P. P., & Ferrari, R. L. (1990). Finite elements for engineering.

Simunek, J., Sejna, M., van Genuchten, TH.M., (1999). The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movements of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, Version 2.0, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, CA.

Simunek, J., Sejna, M., et van Genuchten, Th.M., (2007). The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. U.S. Salinity Laboratory.

Singer, P.C., et Stumm, W. (1970). Acidic mine drainage, the rate determining step. *Science*, 167, 1121-1123.

Stummer, P., Maurer, H., & Green, A. G. (2004). Experimental design: Electrical resistivity data sets that provide optimum subsurface information. *Geophysics*, 69(1), 120-139.

- Taylor DW (1948) Fundamentals of soil mechanics. *Soil Science*, 66, 161.
- Telford, W. M., Telford, W. M., Geldart, L. P., & Sheriff, R. E. (1990). *Applied geophysics* (Vol. 1). Cambridge university press.
- Thériault, V., Aubertin, M., Simon, R., Therrien, R., Molson, J. (2004). Modelling disposal of mining wastes in open pits with a pervious envelope. *Proceedings, GQ2004 (Groundwater Quality)* Conference, International Association of Hydrogeologists, Waterloo, Ontario, Canada.
- Therrien R, McLaren RG, Sudicky EA and Panday SM (2010). *HydroGeoSphere – A Three-Dimensional Numerical Model Describing Fully-Integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport Model*. Université Laval, QC, Canada and University of Waterloo, ON, Canada.
- Therrien, R., Sudicky, E.A. (1996). Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 23(1-2): 1-14.
- Todd, D. K. et Mays, L. W. (2005). *Groundwater hydrology* (3rde éd.). Hoboken, N.J.: Wiley.
- Uhlemann, S., Chambers, J., Wilkinson, P., Maurer, H., Merritt, A., Meldrum, P., Kuras, O., Gunn, D., Smith, A & Dijkstra, T. (2017). Four-dimensional imaging of moisture dynamics during landslide reactivation. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 122(1), 398-418.
- van Camp, M., Vanclooster, M., Crommen, O., Petermans, T., Verbeeck, K., Meurers, B., Van Dam, T. & Dassargues, A. (2006). Hydrogeological investigations at the Membach station, Belgium, and application to correct long periodic gravity variations. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 111(B10).
- van Genuchten, M.Th. (1980). A closed-form equation equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science of America Journal*, 44, 892-898
- Warrick, A. W. (2003). *Soil Water Dynamics*: Oxford University Press.
- Waxman, M. H., & Smits, L. J. M. (1968). Electrical conductivities in oil-bearing shaly sands. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 8(02), 107-122.
- Wilkinson, P. B., Meldrum, P. I., Chambers, J. E., Kuras, O., & Ogilvy, R. D. (2006b). Improved strategies for the automatic selection of optimized sets of electrical resistivity tomography measurement configurations. *Geophysical Journal International*, 167(3), 1119-1126.

Wilkinson, P. B., Loke, M. H., Meldrum, P. I., Chambers, J. E., Kuras, O., Gunn, D. A., & Ogilvy, R. D. (2012). Practical aspects of applied optimized survey design for electrical resistivity tomography. *Geophysical Journal International*, 189(1), 428-440.

WSP. (2014). Management of waste rocks and water at the Lac Tio mine. Report at the attention of RioTinto Iron and Titanium <http://www.ceaa.gc.ca/050/documents/p80078/99556F.pdf>

Wu, R., McKenzie, J.M., Martin, V., Bussière, B., Aubertin, M., & Broda, S. (2017). Monitoring soil moisture in an experimental waste rock pile using active fiber optic distributed temperature sensing. GSA annual meeting in Seattle, Washington, USA

Yeh, W. W. G. (1986). Review of parameter identification procedures in groundwater hydrology: The inverse problem. *Water Resources Research*, 22(2), 95-108.

ANNEXE A – POSTER PRÉSENTÉ À GELMON (NOV. 2015)



Monitoring water infiltration in an experimental mine rock waste pile with time-lapse ERT and multi-parameter data collection

M. Chouteau¹, A. Dimech¹, B. Plante^{2,3}, F. Medina^{1,3}, V. Martin^{1,3}, S. Broda^{1,3}, B. Bussière^{2,3} and M. Aubertin^{1,3}

¹CGM, Ecole Polytechnique, Montreal, QC, Canada H3C 3A7; ²UQAT, Rouyn-Noranda, QC, Canada J9X 5E4

³RIME; Research Institute on Mines and Environment (RIME) <http://rime-irme.ca/en/>

Abstract:

An experimental waste rock pile was built at the hemo-ilmenite Lac Tio mine (Québec) to test proposed techniques for the disposal of mineralized waste rocks that will considerably reduce impact on the environment. The pile has been instrumented with multiple sensors, including tensiometers, moisture probes, and distributed temperature system (DTS). Six lysimeters installed at the base allow recovery of infiltrated water that leached the waste rocks. A total of 192 electrodes were implanted in the pile to monitor resistivity changes in order to dynamically reconstruct the water distribution with time. Because of construction constraints, 96 electrodes are in the fine sand layer at the base and 96 are in the thin fine material layer at the top. In order to optimize spatial resolution, we are testing ERT (Electrical Resistance Tomography) protocols that would provide the needed resolution to integrate resistivity with other data from multiple parameters (e.g. volumetric water content, water suction). Actual monitoring measurements will start in May 2016.

Introduction:

Waste rock piles are made of non-economic coarse-grained rock mined to reach the ore and disposed in piles at ground surface. If small amounts of sulphide minerals are present in the waste rocks, flow of water and supply of oxygen in the pile may generate contaminated neutral drainage (CND) capable of leaching, transporting, and releasing metals in the environment. In order to limit generation of CND, an original way to construct waste rock piles with thin inclined compacted layers was suggested. The thin inclined layer made of finer-grained material placed over the coarse waste rocks can act as a capillary barrier, diverting and channelling water downslope, and leaving the reactive core with little moisture (Figure 1).

The modified design was modelled using the hydrogeological modelling code HydroGeoSphere (Thérien et al. 2010) in 2D to estimate water content in each layers, including the (reactive) mineralized waste rock in the core. Two models for the core were tested: a) an homogeneous high hydraulic conductivity core, and b) a fractured core with high permeability cracks (Figure 2; from Broda et al., 2013). Both show that the water retention will be high in the top and bottom fine material layers, while the core will have a low saturation.

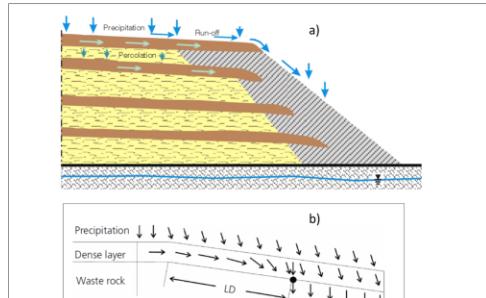


Figure 1: a) Inclined waste rock pile benches with compacted layers (brown), and non-reactive (grey) rocks; b) reactive waste (yellow) is protected by diverting water (Aubertin et al., 2005; Aubertin, 2013). LD: diversion length; dense layer acts as a capillary barrier

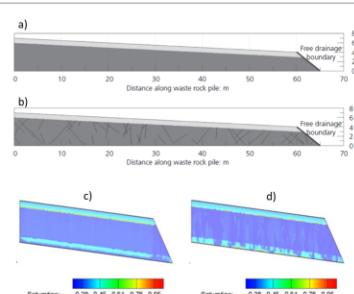


Figure 2: Hydrogeological models of the pile (a) an inclined cover (5%) over an homogeneous waste rock core, and (b) an inclined cover and 50 fractures in the waste rock core; the free drainage boundary (black line) is applied in all cases. Left and bottom boundary are impervious. (c) degree of saturation distribution obtained with the equivalent porous media approach, and (d) the random fracture approach.

Objectives:

Two objectives for geoelectric monitoring of water infiltration within the pile:

(1) invert time-lapse resistivity data with the best resolution as possible constrained by actual electrode distribution (ex.: Kim et al., 2009, 2012). (See electrode location in Figures 4, 5 and 6). The 2D static resistivity model of the pile and the computed integrated sensitivities are shown in Figure 7.

(2) Jointly invert/integrate hydrogeological temperature resistivity data to recover water content (saturation) model during monitoring data collection. We plan to extend the hydrogeophysical approach of Chou et al. (2015).

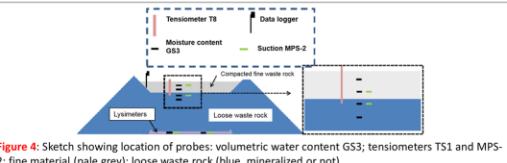


Figure 4: Sketch showing location of probes: volumetric water content GS3; tensiometers TS1 and MPS-2; fine material (pale grey); loose waste rock (blue, mineralized or not)

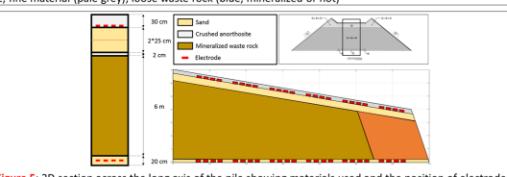


Figure 5: 2D section across the long axis of the pile showing materials used and the position of electrodes. The orange-coloured material at the toe of the pile are non-mineralized (non reactive) waste rock

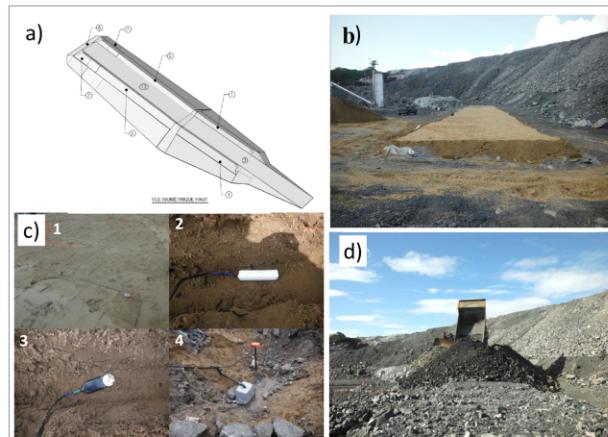


Figure 3: (a) Isometric view of the experimental rock pile; (b) the fine sand layer laid over the six lysimeters (base of pile); (c) installation of sensors: (1) ERT electrodes, (2) moisture GS3 and (3) suction MPS - 2 probes in the fine sand layer at the base; (4) flow meter and data logger Em50; (d) dumping the waste rocks over the experimental pile.

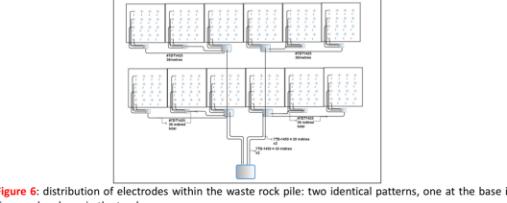


Figure 6: distribution of electrodes within the waste rock pile: two identical patterns, one at the base in fine sand and one in the top layer

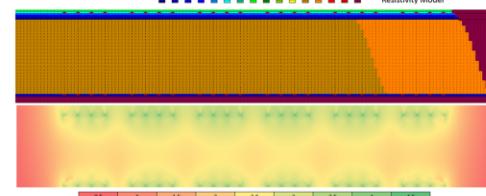


Figure 7: (top) 2D static resistivity model of the waste rock (no topography); (bottom) integrated sensitivities using multiple Wenner-type arrays at surface and base of the pile and equatorial arrays between surface and base electrodes.

References:

- Broda et al (2013): Using random discrete fractures for representing preferential flow in waste rock piles with compacted layers; Proceedings of the 60th CGS Conference GeoMontreal 2013: Geosciences for Sustainability, Montreal, QC, Canada.
- Chou, T.K., Chouteau, M., Dubé, J.S. (2015): Electrical resistivity monitoring of water infiltration to estimate the saturated hydraulic conductivity; submitted to VZJ.
- Kim et al (2009): 4-D inversion of DC resistivity monitoring data acquired over a dynamically changing earth model; Journal of Applied Geophysics 68: 522–532;
- Kim et al (2012): 4D Inversion of Resistivity Monitoring Data through Lp Norm Minimizations; Near Surface Geoscience 2012, Paris, Sept 2012.

ANNEXE B – POSTER PRÉSENTÉ À GELMON (NOV. 2017)

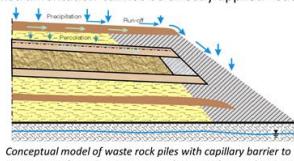
Hydrogeophysical monitoring of water infiltration in an experimental waste rock pile using 3D time-lapse ERT

Adrien Dimech^{1,3}, Michel Chouteau^{1,3}, Michel Aubertin^{1,3},
Bruno Bussière^{2,3} and Vincent Martin^{1,3}



1. Hydrogeology of waste rock piles

Hydrogeological behaviour of heterogeneous and non-saturated media can be complex and challenging to assess, especially where classical hydrogeological instrumentation cannot be directly applied - such as in the core of waste rock piles.

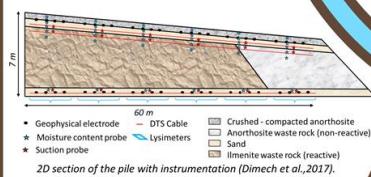


The authors will present the results of 3D ERT surveys carried out in 2017 for time-lapse monitoring of water infiltration events in an experimental waste rock pile. Geophysical results will be compared to hydrogeological results.

An experimental waste rock pile was built at the Lac Tio mine (Québec, Canada) to test the capillary barrier effect. Two layers of fine and compacted material divert water from the reactive core of the pile.

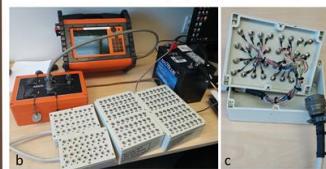
2. Instrumentation of the waste rock pile

The pile has been instrumented with soil moisture sensors (GS3) and lysimeters to monitor water content over time and collect percolating water. In addition, 192 electrodes are used to carry measurements every hour with an optimized protocol of 1000 configurations uploaded on a Terrameter LS (Loke et al., 2015).



3. Acquisition of ERT data

A water truck was used to sprinkle about 30 m³ of water on the top of the pile during 12 hours in June 2017. ERT monitoring of the water was performed using simultaneously the 192 electrodes with connection boxes conceived for this project (Martin et al., 2017).



¹ École Polytechnique de Montréal, Québec, CA

² Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Québec, CA

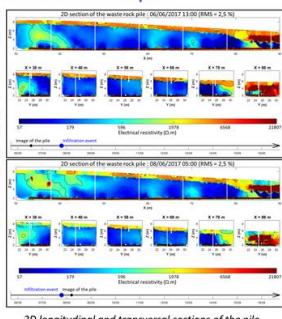
³ RIME: Research Institute on Mines and Environment, CA

5. 3D ERT inversion in time-lapse

3D ERT inversion reconstructs the internal structure of the pile with consistent resistivity values.

3D resistivity distribution shows significant changes associated with increased moisture content after the infiltration test. The top of the pile, initially resistive ($\approx 5000 \Omega\text{m}$), becomes more conductive (600 - 2000 Ωm).

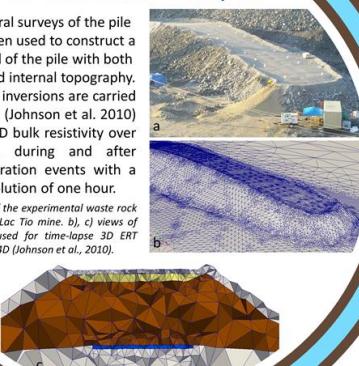
The core of the pile becomes more resistant.



4. 3D modeling of the waste rock pile

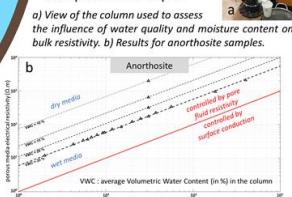
Several surveys of the pile have been used to construct a 3D model of the pile with both external and internal topography. Timelapse 3D inversions are carried out using E4D (Johnson et al. 2010) to yield the 4D bulk resistivity over time before, during and after artificial infiltration events with a temporal resolution of one hour.

a) Photograph of the experimental waste rock pile built at the Lac Tio mine. b, c) views of the 3D model used for time-lapse 3D ERT inversions with E4D (Johnson et al., 2010).



6. Column test

Laboratory column tests have been conducted to assess the relationship between bulk resistivity, pore fluid resistivity and moisture content for rock samples from the pile.

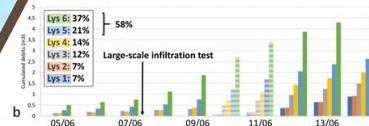


a) View of the column used to assess the influence of water quality and moisture content on bulk resistivity. b) Results for anorthosite samples.

7. Hydrogeophysical monitoring

A 4D conceptual model of water infiltration was proposed to explain bulk resistivity variations obtained by ERT inversion and measured by GS3 probes. The conductive fresh water replaces the resistive precipitation water at the pile surface.

In the meantime, resistive water is diverted to the backslope of the pile, which validates the capillary barrier effect. This result is consistent with outflow measures, which indicate that 60 % of the applied water is diverted from the reactive core of the pile.



Aubertin (2013) Waste Rock Disposal to Improve the Geotechnical and Geochemical Stability of Piles. 23rd World Mining Congress, Montreal, QC, Canada.

Loke et al. (2015) Optimized arrays for 2D resistivity surveys with combined surface and buried arrays. Near Surface Geophysics, 13(5), 505-517.

Dimech et al. (2017) Monitoring Water Infiltration in an Experimental Waste Rock Pile with Time-Lapse ERT and Multi-Parameter Data Collection. SAGEEP, Denver, USA.

Martin et al. (2017) Controlling water infiltration in waste rock piles: Design, construction, and monitoring of a large-scale in-situ pilot test pile. GeoOttawa, Canada.

Johnson et al. (2010) Four-dimensional electrical conductivity monitoring of step-driven water intrusion: Accounting for water table effects using a transient mesh boundary and conditional inversion constraints. Water Resources Research, 51(8), 6177-6196.

Dubuc et al. (2017) An assessment of the hydrogeological response of the flow control layer installed on the experimental waste rock pile at the Lac Tio mine. GeoOttawa, Canada.