

Titre: Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs
Title:

Auteur: Alex Kabambi Kalonji
Author:

Date: 2020

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Kalonji, A. K. (2020). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/5488/>

 Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/5488/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Bruno Bussière, & Isabelle Demers
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits
de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers
fortement réactifs

ALEX KABAMBI KALONJI

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie minéral

Octobre 2020

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Cette thèse intitulée :

Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits
de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers
fortement réactifs

présentée par **Alex Kabambi KALONJI**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

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

Li LI, président

Bruno BUSSIÈRE, membre et directeur de recherche

Isabelle DEMERS, membre et codirectrice de recherche

François DUHAIME, membre

Josée DUCHESNE, membre externe

DÉDICACE

Au Dieu Tout Puissant : « *Mvidi Mukulu Tatu Mukola wa mu ntuadijilu Maweja Nangila Diba katangidi wamutangila diamuela nsesa, Mikomba wa kalowa* », pour la protection et le souffle de vie !

A vous « *Mvidi Mukulu Tatu Ilunga Mbidi Mbayi Kazadi Nkobongo* », testateur de la troisième et dernière alliance en Afrique *Sanga Lubangu* RDC pour le rassemblement de toute l'humanité !

A mes trois « étoiles » : Roxane Budimu, Maxence Lukonku et Shyrelle Bukola bua Diyi !

A Sarah Mpuekela et à ma famille, je dis MERCI!

REMERCIEMENTS

Ce travail a été effectué sous la direction du professeur Bruno Bussière et la co-direction de la professeure Isabelle Demers. Je tiens à leurs adresser ma vive reconnaissance et mon admiration pour leur disponibilité et encadrement tout au long de ce projet. Vos conseils avisés tout au long de mon apprentissage m'ont permis d'enrichir considérablement ma réflexion.

Je suis particulièrement reconnaissant envers l'équipe environnement de la mine LaRonde des Mines Agnico-Eagle Limitée pour leur accueil sur le site et leur précieuse collaboration. Je pense particulièrement à Yanick Létourneau, Marie-Elise Viger et Valérie Roy.

Je remercie également l'Institut de Recherche en Mines et Environnement (IRME) UQAT-Polytechnique Montréal ainsi que ses partenaires, la chaire industrielle CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers, les gouvernements du Canada et du Québec et le programme de Bourse Mitacs Accélération pour le support financier à ce projet.

Je souhaite exprimer mon immense gratitude au défunt professeur Mukendi Kongolo pour ses conseils et encouragement.

Merci au Docteur Yves-Dady Botula pour son aide pendant les travaux de laboratoire, de terrain et de rédaction de cette thèse.

Mes remerciements s'adressent à l'équipe de l'URSTM, particulièrement à Jovette Godbout pour m'avoir permis de travailler comme assistant de recherche à un moment du projet, à Akué-Sylvette Awoh pour sa collaboration ainsi qu'à Alain Perreault, Yvan Poirier, Patrick Bernèche, Elvin Basto, Jean-Christophe Turcotte et Joël Beauregard pour leur précieuse aide pendant mes travaux de laboratoire et de terrain.

Je remercie mes collègues étudiants pour leur soutien et toutes les personnes qui ont collaboré de près ou de loin à la réalisation de ce projet.

Pour terminer, je tiens à remercier chaleureusement les évaluateurs externes, soit les professeurs Josée Duchesne (Université Laval) et François Duhaime (École de technologie supérieure), pour avoir accepté de participer à l'amélioration de cet ouvrage.

Merci et bonne lecture !

RÉSUMÉ

D'importants volumes de stériles miniers et de rejets de concentrateur sont générés chaque année à travers le monde. Ces deux types de rejets miniers solides contiennent souvent des minéraux sulfurés qui n'ont pas été récupérés pendant le processus de concentration du minerai. Ainsi, en présence des rejets miniers qui contiennent des minéraux sulfurés résiduels, il est essentiel de prendre des mesures appropriées pour inhiber l'oxydation des sulfures et contrôler la génération du drainage minier acide (DMA), ainsi que le relargage des contaminants dans l'environnement. En climat humide (ou tempéré), les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC), sont souvent considérées comme une des options la plus appropriée pour contrôler le DMA. Toutefois jusqu'à ce jour, les CEBC qui ont été étudiées ou appliquées au niveau d'aires d'entreposage de rejets miniers ont principalement été constituées de matériaux naturels ou en partie de matériaux miniers. Les difficultés d'approvisionnement (coût associé au transport et au décapage), lorsque les matériaux d'origine naturelle appropriés ne sont pas disponibles à proximité du site à restaurer, augmentent considérablement le coût de construction des recouvrements. En fonction de la taille du site à restaurer et de l'approche envisagée, les coûts de construction peuvent augmenter de manière importante si les matériaux de recouvrement sont situés loin du site. C'est pourquoi les entreprises minières sont de plus en plus intéressées à mettre sur pied des stratégies de valorisation des rejets (concept de l'économie circulaire), et à étudier davantage l'utilisation des matériaux miniers (roches stériles et résidus de concentrateur) dans les recouvrements.

Cependant, des questions subsistent quant à la géochimie des eaux de lixiviat d'une CEBC composée exclusivement de matériaux miniers peu réactifs et placée sur des résidus hautement réactifs, pour lesquels l'eau interstitielle est alors déjà acide et fortement contaminée. Il existe également des incertitudes concernant la capacité des modèles de transport réactifs traditionnels comme MIN3P à simuler efficacement les principaux mécanismes géochimiques clés dans les résidus hautement réactifs ayant une capacité de neutralisation nulle ou très faible.

L'objectif général de la présente étude est d'évaluer le comportement hydrogéologique et géochimique d'une CEBC constituée de matériaux miniers (résidus et stériles miniers) et placée sur des résidus hautement réactifs dans une perspective de restauration d'un parc à résidus miniers générateur d'acide. Les cinq matériaux miniers utilisés comprennent un résidu générateur d'acide, un résidu non générateur d'acide, un résidu désulfuré, un stérile minier potentiellement non générateur

d'acide (NPAG) et un stérile minier potentiellement générateur d'acide (PAG). Plus spécifiquement, ce projet de recherche vise à : (1) déterminer au laboratoire les principales propriétés physiques, hydrogéologiques, minéralogiques, géochimiques et environnementales de résidus réactifs et des matériaux de recouvrement, (2) étudier à l'aide d'essais de laboratoire et d'un modèle numérique de transport réactif (MIN3P) le comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs seuls et lorsque recouverts par un recouvrement de type CEBC constitué totalement des rejets miniers faiblement réactifs, (3) évaluer en colonnes de laboratoire et en cellule expérimentale de terrain le comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs couverts par une CEBC constituée totalement des matériaux miniers et (4) évaluer *in situ* le comportement hydrogéologique d'un recouvrement incliné fait des matériaux miniers pour contrôler l'infiltration d'eau sur une digue de stériles réactifs.

Les travaux de caractérisation des matériaux montrent que les résidus réactifs sont fortement générateurs d'acide avec un lixiviat d'essai cinétique ayant un pH proche de 2, des concentrations élevées de métaux et de sulfates. Les matériaux de recouvrement, soient des rejets de concentrateur faiblement sulfureux, et des stériles peu ou pas réactifs, ne sont pas générateurs d'acide ou ne lixivient pas des métaux. Les propriétés hydrogéologiques des matériaux testés étaient similaires à celles trouvées dans la littérature pour les résidus et les stériles et sont appropriées comme matériaux d'une CEBC. Les résidus à faible teneur en sulfure ont une valeur de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) de l'ordre de 10^{-5} cm/s et une valeur d'entrée d'air, AEV de 2,5 m d'eau; ces valeurs sont similaires aux valeurs des matériaux utilisés dans le passé dans les CEBC efficaces. Les stériles testés dans cette étude ont des propriétés hydrogéologiques typiques de celles attendues pour les couches de matériaux grossiers d'une CEBC, avec une valeur k_{sat} élevée (10^{-2} cm/s) et une faible capacité de rétention d'eau (AEV = 0,002-0,003 m d'eau).

Les résultats de l'étude du comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs seuls et lorsque couverts par une CEBC à l'aide des essais de laboratoire et des modélisations numériques montrent que le modèle de transport réactif MIN3P peut prédire le comportement géochimique des résidus hautement réactifs. Les prédictions montrent que, même après 10 ans, les résidus réactifs non couverts génèrent encore beaucoup d'acidité. Les prédictions sur 10 ans ont montré que l'épuisement des principaux sulfures (pyrite, pyrrhotite et sphalérite) obtenus dans le cas de résidus réactifs non couverts soumis aux cycles de mouillage-drainage et saturés est respectivement d'environ 50 et 20%. La mise en place d'une CEBC permet de contrôler la génération de

contaminants. La simulation intégrale de la CEBC avec MIN3P n'a pas été possible mais une approche simplifiée où l'on utilise un flux d'oxygène provenant de l'oxygène dissous dans l'eau d'infiltration équivalent à celui qui aurait passé à travers la CEBC a permis de prédire le comportement géochimique des résidus réactifs couverts. Les résultats géochimiques du système simplifié indiquent une diminution de la concentration de sulfate et de la plupart des métaux dans le lixiviat comparativement aux résidus réactifs non couverts.

Le comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs couverts par une CEBC constituée totalement de matériaux miniers a été suivi pour une période de 504 jours pour la colonne de laboratoire et trois années (2017-2019) pour la cellule de terrain. Les comportements hydrogéologiques de la colonne et de la cellule montrent que le degré de saturation moyen de la couche de rétention d'humidité (CRH) de la CEBC se situe entre 89 et 96%. Les résultats montrent aussi qu'une CEBC constituée de matériaux miniers à l'échelle de laboratoire et de terrain serait efficace à réduire le flux d'oxygène et limiter la production de DMA provenant de résidus hautement réactifs. Les flux d'oxygène à la base de la CRH ayant effectivement atteint les résidus réactifs sont de l'ordre de 1×10^{-3} et 5×10^{-3} moles/m²/an respectivement pour les essais en laboratoire et sur le terrain. Ces flux d'oxygène correspondent à une efficacité d'environ 99% par rapport aux résidus réactifs non couverts. L'efficacité moyenne de la couverture à limiter la production de contaminants solubles dans l'environnement par rapport aux résidus réactifs non couverts est comprise entre 95 et 100%, respectivement en laboratoire et sur terrain. Le niveau d'efficacité ne permet pas de réduire les concentrations de Fe et Zn au niveau exigé par la réglementation québécoise et canadienne actuelle. Les résultats géochimiques montrent 1 à 3 ordres de grandeur de différences des concentrations de métaux et de sulfates dans les lixiviats entre les deux échelles de test. Généralement, les concentrations de laboratoire étaient plus élevées que celles de terrain. Les résultats de cette étude indiquent également que les objectifs de conception de recouvrement en terme de flux d'oxygène précédemment élaborés pour les résidus non oxydés frais ou les résidus pré-oxydés (flux d'oxygène < 2 moles d'oxygène/m²/an) ne peuvent pas être directement appliqués aux résidus frais ou pré-oxydés hautement réactifs. Par conséquent, il est nécessaire de mieux sélectionner les cibles de flux d'oxygène pour les résidus hautement réactifs.

Le comportement hydrogéologique *in situ* du recouvrement incliné fait de matériaux miniers pour contrôler l'infiltration d'eau sur une digue de stériles réactifs a été suivi pour une période de trois années (2017-2019). Les résultats montrent que la configuration du système de couverture limite

la percolation de l'eau à des valeurs inférieures à 1% des précipitations incidentes (moins de 5 mm de précipitations) dans des conditions climatiques naturelles. Les valeurs du taux de percolation net atteignent un maximum de 10% (60 mm de précipitations) lorsque des événements de mouillage (un en 2018 et un en 2019) simulant des précipitations importantes (avec une période de retour entre 50 et 100 ans) ont été appliqués à la cellule expérimentale inclinée. Le bilan hydrique de la cellule expérimentale inclinée montre que le contrôle de l'infiltration est principalement dû à l'évaporation, avec une contribution atteignant 75%, suivie du ruissellement et de la percolation latérale. L'eau est détournée à l'interface entre les stériles et les résidus pendant les événements de mouillage sur une certaine distance qui varie pendant le test. A l'issue des deux tests de mouillage artificiel, le point d'infiltration (ou point DDL) était situé entre 12 et 20 m du haut de la pente. Le comportement hydrogéologique observé de la cellule expérimentale inclinée montre que la couverture était capable de revenir à son comportement hydrogéologique initial en environ une semaine après un événement de mouillage important et de retrouver par la suite sa capacité à détourner l'eau du prochain événement de mouillage.

L'ensemble des données obtenues lors de la caractérisation des matériaux, des modélisations hydrogéochimiques, du suivi des colonnes de laboratoire et des cellules de terrain ont été utilisé pour discuter davantage de : l'influence de la minéralogie des résidus miniers et des flux d'oxygène sur la performance géochimique globale de recouvrements; la différence des résultats géochimiques de résidus réactifs seuls ou recouverts par une CEBC à différentes échelles et de la validation du comportement hydrogéologique du modèle physique de la cellule inclinée par la modélisation numérique. Les résultats montrent que le niveau de performance des recouvrements à atteindre en terme de flux d'oxygène pour la restauration d'aires d'entrepasage des rejets miniers générateurs d'acide est fonction de la réactivité de résidus miniers à restaurer et n'est pas une valeur unique pour tous les sites. Les taux de réaction moyens des résidus réactifs seuls sont habituellement du même ordre de grandeur et que selon l'élément, les concentrations moyennes peuvent être plus élevées dans la colonne que dans la cellule ou l'inverse. Les principales causes des différences des taux de libération des contaminants entre l'échelle laboratoire et terrain sont la précipitation de minéraux secondaires, la température, les conditions hydrogéologiques (rapport liquide-solide, temps de contact, etc.) et les paramètres géochimiques et minéralogiques. Le comportement hydrogéologique observé dans le modèle physique de la cellule inclinée sur le terrain représente bien le comportement attendu d'un point de vue théorique (par modélisation numérique). Cependant, les résultats numériques suggèrent une moins grande évaporation et une plus grande déviation de l'eau par ruissellement de surface et percolation latérale.

Mots-clés : drainage minier acide, matériaux miniers, résidus hautement réactifs, stériles miniers réactifs, modélisation du transport réactif, modélisation hydrogéologique, couverture avec effets de barrière capillaire, tests en colonne de laboratoire, tests en cellule expérimental de terrain, infiltration d'eau.

ABSTRACT

Large volumes of tailings and waste rocks are generated each year around the world. These two types of solid mine wastes often contain sulfide minerals that were not recovered during the ore concentration process. Thus, in the presence of mine waste that contains residual sulfide minerals, it is essential to take appropriate measures to limit the oxidation of sulfides and to control the generation of acid mine drainage (AMD) as well as the release of contaminants in the environment. In humid (or temperate) climate, covers with capillary barrier effects (CCBE), are often considered as one of the most suitable options to control AMD. However, until now, CCBE which have been studied or applied to reclaim the storage areas of mine waste, have mainly been made with natural materials or partially with mining materials. Difficulties of supply (costs associated with transport and stripping), when suitable natural materials are not available near the site to be reclaimed, considerably increase the construction costs of covers. Depending on the size of the site to be reclaimed and the approach considered, construction costs can increase significantly if the cover materials are located far from the site. This is why mining companies are increasingly interested in setting up waste valorization strategies (concept of the circular economy), and in further studying the use of mining materials (tailings and waste rock) in the covers.

However, questions remain around the geochemistry of the leachate water from a CCBE composed exclusively of low reactive mining materials and placed on highly reactive tailings, for which the pore water is then already acidic and highly contaminated. There are also uncertainties regarding the ability of traditional reactive transport models like MIN3P to effectively simulate the main key geochemical mechanisms in highly reactive tailings with zero or very low neutralization capacity.

The main objective of this study is to assess the hydrogeological and geochemical behavior of a CCBE made with mining materials (tailings and waste rock) and placed on highly reactive tailings with the aim to reclaim an acid generating tailings site. The five mining materials used include acid-generating tailings, non-acid-generating tailings, desulfurized tailings, potentially non-acid-generating waste rock (NPAG) and potentially acid-generating waste rock (PAG). More specifically, this research project aims at: (1) determining in the laboratory the main physical, hydrogeological, mineralogical, geochemical and environmental properties of reactive tailings and cover materials, (2) studying using laboratory tests and a reactive transport model (MIN3P), the hydrogeochemical behavior of highly reactive tailings alone and when covered by a CCBE made

entirely with low reactive mining waste, (3) evaluating in laboratory columns and in an experimental field cells, the hydrogeochemical behavior of the highly reactive tailings covered by a CCBE made entirely with mining materials and (4) evaluating *in situ* the hydrogeological behavior of an inclined cover made with mining materials to control water infiltration on a reactive waste rock dike.

Materials characterization shows that reactive tailings are highly acid generating with a kinetic test leachate having a pH close to 2, high concentrations of metals and sulfates. The cover materials, which are low sulfide tailings, and low or no reactive waste rock, do not generate acid or do not leach metals. The hydrogeological properties of the materials tested were similar to those found in the literature for tailings and waste rock and are suitable as materials for a CCBE. The low sulfide tailings have a saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) value of the order of 10^{-5} cm/s and an air entry value (AEV) of 2.5 m of water; these values are similar to the values of materials used in the past in efficient CCBE. The waste rock tested in this study has typical hydrogeological properties of those expected for coarse material layers from a CCBE, with a high k_{sat} value (10^{-2} cm/s) and low water retention capacity (AEV = 0.002-0.003 m of water).

The results of the study of the hydrogeochemical behavior of highly reactive tailings alone and when covered by a CCBE using laboratory tests and numerical modelling show that the MIN3P reactive transport model can predict the geochemical behavior of highly reactive tailings. Predictions show that even after 10 years, the uncovered reactive tailings still generate acidity. The 10-year predictions have shown that the depletion of the main sulfides (pyrite, pyrrhotite and sphalerite) obtained in the case of uncovered reactive tailings during the wetting-drainage cycles and saturated conditions is about 50 and 20%, respectively. The implementation of a CCBE allows to control the generation of contaminants. The full simulation of the CCBE with MIN3P was not possible but a simplified approach where one uses an oxygen flow coming from the oxygen dissolved in the infiltration water equivalent to that which would have passed through the CCBE allowed to predict the geochemical behavior of the covered reactive tailings. The geochemical results of the simplified system indicate a decrease of the concentration of sulfates and most metals in the leachate compared to uncovered reactive tailings.

The hydrogeochemical behavior of the highly reactive tailings covered by a CCBE made entirely with mining materials was monitored for a period of 504 days for the laboratory column and three

years (2017-2019) for the field cell. The hydrogeological behaviors of the column and the cell show that the average degree of saturation is between 89 and 96% in the moisture-retention layer (MRL) of the CCBE. The results also show that a CCBE made with mining materials at the laboratory and field scale would be effective in reducing oxygen flux and limiting the production of AMD from highly reactive tailings. The oxygen fluxes at the base of the MRL having actually reached the reactive tailings are of the order of 1×10^{-3} and 5×10^{-3} moles/m²/year for laboratory and field tests, respectively. These oxygen fluxes correspond to an efficiency of about 99% compared to the uncovered reactive tailings. The average efficiency of the cover in limiting the production of soluble contaminants in the environment compared to uncovered reactive tailings is between 95 and 100%, in the laboratory and in the field, respectively. The level of efficiency does not allow the concentrations of Fe and Zn to be reduced to the level required by current Quebec and Canadian regulations. The results show 1 to 3 orders of magnitude of differences in the concentrations of metals and sulfates in the leachate between the two test scales. Generally, laboratory concentrations were higher than those in the field. The results of this study also indicate that the cover design objectives in terms of oxygen flux previously developed for fresh unoxidized tailings or pre-oxidized tailings (oxygen flux <2 moles of oxygen/m²/year) can not be directly applied to fresh or pre-oxidized highly reactive tailings. Therefore, there is a need to better select the oxygen flux targets for the highly reactive tailings.

The *in situ* hydrogeological behavior of the inclined cover made with mining materials to control water infiltration on a reactive waste rock dike was monitored for a period of three years (2017-2019). The results show that the configuration of the cover system limits water percolation to values below 1% of incident precipitation (less than 5 mm of precipitation) under natural climatic conditions. The values of the net percolation rate reach a maximum of 10% (60 mm of precipitation) when wetting events (one event in 2018 and another one in 2019) simulating an important precipitation (with a return period between 50 and 100 years) have been applied to the inclined experimental cell. The water balance of the inclined experimental cell shows that the infiltration control is mainly due to evaporation, with a contribution reaching 75%, followed by runoff and lateral percolation. Water is diverted at the interface between waste rock and tailings during wetting events over a distance which varies during the test. At the end of the two artificial wetting tests, the infiltration point (or DDL point) was located between 12 and 20 m from the top of the slope. The observed hydrogeological behavior of the inclined experimental cell shows that

the cover was able to return to its initial hydrogeological behavior in about a week after an important wetting event and subsequently regaining its ability to divert water from the next wetting event.

Considering all the results obtained from laboratory characterization, reactive transport modelling and the monitoring of laboratory columns and field cells, a discussion was developed on the influence of mineralogy of mine tailings and fluxes of oxygen on the overall geochemical performance of the covers; differences in the geochemical results of reactive tailings alone or covered by a CEBC at different scales and the validation of the hydrogeological behavior of the physical model of the inclined cell by numerical modelling. The findings show that the level of performance of the covers to be reached in terms of oxygen flux for the reclamation of acid-generating storage areas depends on the reactivity of the tailings to be reclaimed and is not a unique value for all sites. The average of the reaction rates of the uncovered reactive tailings are usually of the same order of magnitude and depending on the chemical element, the average concentrations may be higher in the column than in the cell or vice-versa. The main causes of differences in contaminant release rates between laboratory and field scale are precipitation of secondary minerals, temperature, hydrogeological conditions (liquid-solid ratio, contact time, etc.) and geochemical and mineralogical parameters. The hydrogeological behavior observed in the physical model of the inclined cell in the field represents the expected behavior from a theoretical point of view (by numerical modelling). However, the numerical results suggest less evaporation and greater deviation by runoff and lateral flow.

Keywords: acid mine drainage, mining materials, highly reactive tailings, reactive waste rock, reactive transport modeling, hydrogeological modeling, cover with capillary barrier effects, laboratory column tests, field cell tests, water infiltration.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	X
TABLE DES MATIÈRES	XIV
LISTE DES TABLEAUX.....	XXI
LISTE DES FIGURES.....	XXIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXX
LISTE DES ANNEXES.....	XXXIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Rejets miniers solides.....	1
1.2 Formation du drainage minier acide.....	3
1.3 Prévention et contrôle du drainage minier acide	4
1.4 Mise en contexte et problématique du projet de thèse	5
1.5 Objectifs et hypothèses du projet de recherche	8
1.6 Organisation de la thèse, originalité et principales contributions scientifiques	10
1.6.1 Organisation de la thèse	10
1.6.2 Originalité de la thèse.....	12
1.6.3 Principales contributions scientifique et appliquée.....	13
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	15
2.1 CEBC comme méthode de prévention et de contrôle du DMA.....	15
2.2 Utilisation des matériaux géologiques issus des opérations minières dans les recouvrements	18

2.2.1	Les rejets de concentrateur comme couche de rétention d'humidité	19
2.2.2	Les stériles miniers comme couche drainante et/ou de bris capillaire	20
2.3	Cas d'application des recouvrements tirés de la littérature	25
2.4	Quelques défis de restauration minière en climat humide	27
2.4.1	Restauration de parcs à résidus miniers riches en sulfures et très réactifs	28
2.4.2	Restauration de zones inclinées de parcs à résidus et des haldes à stériles	30
2.5	Modèles de transport réactif et prédiction du comportement géochimique	37
CHAPITRE 3 APPROCHE METHODOLOGIQUE UTILISÉE DANS LA THÈSE		43
3.1	Phase d'échantillonnage et caractérisation des matériaux	43
3.2	Phase d'expérimentation en colonnes au laboratoire	44
3.3	Phase d'expérimentation en cellules de terrain	46
3.3.1	Cellules expérimentales creuses et horizontales	46
3.3.2	Cellule expérimentale inclinée	49
3.3.3	Simulations des événements de mouillage sur la cellule inclinée	51
3.4	Phase des modélisations numériques hydrogéologique et géochimique	54
3.4.1	Modélisation du comportement hydrogéologique de la cellule inclinée	54
3.4.2	Modélisation du comportement hydrogéochimique de résidus réactifs	56
CHAPITRE 4 ARTICLE 1: REACTIVE TRANSPORT MODELING OF THE GEOCHEMICAL BEHAVIOR OF HIGHLY REACTIVE TAILINGS IN DIFFERENT ENVIRONMENTAL CONDITIONS		59
4.1	Abstract	59
4.2	Introduction	60
4.3	Origin of materials, laboratory experiment and materials properties	63
4.3.1	Origin of materials	63
4.3.2	Configuration of laboratory experiment	64

4.3.3	Material properties	66
4.4	Physical and geochemical numerical system	69
4.4.1	Model domain, boundary and initial conditions.....	69
4.4.2	Geochemical system.....	71
4.5	Results and discussion.....	75
4.5.1	Laboratory and numerical results	75
4.5.2	Results of dismantling of columns and sulfide mineral depletion	86
4.5.3	Geochemical system, uncertainties and limitations	88
4.6	Conclusions	90
4.7	Acknowledgments.....	91
4.8	References	92
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: HYDROGEOCHEMICAL BEHAVIOR OF RECLAIMED HIGHLY REACTIVE TAILINGS, PART 1: CHARACTERIZATION OF RECLAMATION MATERIALS		98
5.1	Abstract	98
5.2	Introduction	99
5.3	Materials and methods	101
5.3.1	Sampling sites and material preparation	101
5.3.2	Physical, hydrogeological, chemical, and mineralogical characterizations	102
5.3.3	Construction of the laboratory column tests and analyses	103
5.3.4	Description of the control field cell and geochemical monitoring.....	105
5.4	Results and Discussion.....	108
5.4.1	Physical, hydrogeological, mineralogical and environmental characteristics.....	108
5.4.2	Geochemical behavior of the reactive tailings and cover materials.....	112
5.4.3	Selection criteria of materials for a cover with capillary barrier effects	117

5.5	Conclusions	118
5.6	Acknowledgments.....	119
5.7	References	119
CHAPITRE 6 ARTICLE 3: HYDROGEOCHEMICAL BEHAVIOR OF RECLAIMED HIGHLY REACTIVE TAILINGS, PART 2: LABORATORY AND FIELD RESULTS OF COVERS MADE WITH MINE WASTE MATERIALS		
6.1	Abstract	124
6.2	Introduction	125
6.3	Summary of the material characterization results	127
6.4	Materials and methods	128
6.4.1	Construction and instrumentation of the CCBE column and field cell.....	128
6.4.2	Oxygen flux measurements.....	133
6.5	Results and discussion.....	137
6.5.1	Hydrogeological behavior	137
6.5.2	Water quality	141
6.5.3	Oxygen fluxes	146
6.6	Cover efficiency	149
6.6.1	Efficiency with respect to controlling contaminant generation	149
6.6.2	Efficiency with respect to controlling oxygen fluxes at the base of the CCBE	151
6.7	Conclusions	154
6.8	Acknowledgments.....	155
6.9	References	155
CHAPITRE 7 ARTICLE 4: IN SITU MONITORING OF AN INCLINED COVER MADE WITH MINE WASTE MATERIALS TO CONTROL WATER INFILTRATION ON A REACTIVE WASTE ROCK DIKE.....		
		160

7.1	Abstract	160
7.2	Introduction	161
7.3	Description of the inclined experimental cell and monitoring.....	163
7.3.1	Location of the site and problem statement	163
7.3.2	Construction of the inclined experimental cell	164
7.3.3	Monitoring and top boundary conditions	166
7.4	Materials properties.....	169
7.4.1	Characterization methods.....	169
7.4.2	Cover materials properties	170
7.5	Main field results.....	170
7.5.1	Climatic conditions	170
7.5.2	Hydrogeological behavior under natural conditions	171
7.5.3	Hydrogeological behavior during wetting events	174
7.5.4	Net percolation measurements	176
7.5.5	Runoff and lateral percolation measurements	178
7.5.6	Water storage.....	180
7.5.7	Actual Evaporation.....	181
7.6	Discussion	183
7.6.1	Water balance	183
7.6.2	Water diversion capacity of the inclined cover system.....	188
7.7	Conclusion.....	189
7.8	Acknowledgments.....	190
7.9	References	190
CHAPITRE 8	DISCUSSION GÉNÉRALE	194

8.1	L'influence de la minéralogie des résidus miniers et des flux d'oxygène sur la qualité de l'eau de recouvrements.....	194
8.2	Comportement géochimique des matériaux de recouvrement et des CEBC à différentes échelles	197
8.2.1	Résultats géochimiques de résidus réactifs et flux d'oxygène	198
8.2.2	Résultats géochimiques et flux d'oxygène des résidus recouverts par une CEBC ..	201
8.2.3	Taux de relargage instantané des résidus recouverts par une CEBC	204
8.2.4	Causes des différences entre l'échelle laboratoire et terrain	206
8.3	Validation du comportement hydrogéologique de la cellule inclinée par la modélisation numérique.....	211
8.3.1	Géométrie du modèle numérique	212
8.3.2	Propriétés des matériaux	212
8.3.3	Conditions frontières et état initial	213
8.3.4	Résultats des modélisations numériques	215
8.4	Comportement géochimique de résidus désulfurés Z5 et de la colonne 8	220
CHAPITRE 9	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	224
9.1	Contexte et rappel de l'objectif général de la thèse	224
9.2	Chapitre 4	227
9.3	Chapitre 5	228
9.4	Chapitre 6	229
9.5	Chapitre 7	230
9.6	Chapitre 8	231
9.7	Recommandations	232
9.8	Dernières remarques.....	233
BIBLIOGRAPHIE		236

ANNEXES	273
---------------	-----

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Principaux projets de recherche sur des CEBC incluant des matériaux miniers (modifié de Larochelle, 2018).....	22
Tableau 2.2 : Principales caractéristiques de résidus miniers	24
Tableau 2.3 Principales caractéristiques de stériles miniers	25
Tableau 2.4 Études de terrain à l'échelle intermédiaire (quelques cas situés en climat humide) .	26
Tableau 2.5 Sommaire des recouvrements miniers multicouches et avec effets de barrière capillaire à grande échelle	27
Tableau 2.6 Sommaire sur la compréhension et le contrôle du comportement géochimique des résidus considérés riches en sulfures.....	29
Tableau 2.7 Quelques cas d'utilisation des recouvrements multicouches et avec effets de barrière capillaire sur des zones inclinées	32
Tableau 2.8 Solutions analytiques pour le calcul de la capacité de diversion	36
Tableau 2.9 Sommaire des travaux de recherche ayant utilisés MIN3P	40
Tableau 3.1 Essais et techniques utilisés pour la caractérisation des matériaux au laboratoire	44
Tableau 3.2 Caractéristiques de simulations numériques de la cellule inclinée avec SEEP/W	55
Tableau 3.3 Étapes de modélisation avec MIN3P.....	57
Tableau 3.4 Données d'entrée de simulations hydrogéochimiques avec MIN3P	58
Tableau 3.5 Conditions frontières de simulations hydrogéochimiques avec MIN3P	58
Tableau 4.1 Physical material properties of reactive tailings and cover materials.	67
Tableau 4.2 Mineralogical composition for each material used in the column tests (wt% in m ³ (mineral) m ⁻³ (solids) x 100%; converted in MIN3P to mineral volume fractions (f _v) in m ³ (mineral) m ⁻³ (bulk), n.d.: not detected.	68
Tableau 4.3 Acidification potential, neutralization potential and net neutralization	69
Tableau 4.4 Concentrations (mg/L) and pH of the initial reactive tailings pore water and recharge water added during each cycle.	71

Tableau 4.5 Reaction stoichiometry and mineral equilibrium constants <i>kkm</i> adopted in the simulations (from MIN3P databases). (am): amorphous.; ^a Irreversible reaction.; ^b thermodynamically controlled irreversible reaction.	72
Tableau 4.6 Mineral reaction rate formulations and rate coefficients for the MIN3P model simulations (see Mayer et al. (2002) and MIN3P user manual for full parameter definitions).	75
Tableau 4.7 Maximum, minimum, and mean suction values measured over the testing period. ..	82
Tableau 5.1 Main physical and hydrogeological properties of the materials used in this study..	108
Tableau 5.2 Mineralogical and geochemical composition of reactive tailings and cover materials.	109
Tableau 5.3 Environmental characteristics of reactive tailings and cover materials.	110
Tableau 5.4 Summary of the water quality results from reactive tailings and cover materials. ..	115
Tableau 5.5 Criteria for choosing materials for covers with capillary barrier effects.	118
Tableau 6.1 Selected material parameters.	128
Tableau 6.2 Equipment and monitoring approach used for the CCBE column and field cell.	136
Tableau 6.3 Maximum, minimum, and mean suction values measured over the testing period.	139
Tableau 6.4 Summary of the water quality results from laboratory control column, field control cell, CCBE column and cell.	144
Tableau 6.5 Efficiency values for CCBE column and field cell.	153
Tableau 7.1 Physical and hydrogeotechnical properties of the cover materials.	170
Tableau 7.2 Water storage in the TG layer and actual evaporation for the four stations from June to October from years 2017 to 2019	182
Tableau 7.3 Water balance components between June 01 and October 31 for the years 2018 and 2019.	184
Tableau 7.4 Synthesis of previous field studies presenting the water balance components of covers	187

Tableau 8.1 Minéralogie de quelques résidus miniers de mines d’or en roches dures	195
Tableau 8.2 Paramètres des essais sur la colonne au laboratoire et sur la cellule de terrain	197
Tableau 8.3 Indices de saturation des minéraux secondaires possibles pour les scénarios avec recouvrement.....	207
Tableau 8.4 Différentes composantes du bilan hydriques mesurées et modélisées	220

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Principaux minéraux, par valeur de production du Canada, en 2018 (Ressources Naturelles Canada)	1
Figure 1.2 Étapes habituelles de la phase d'exploitation d'une mine (Environnement Canada, 2009)	2
Figure 1.3 Eau de DMA sur le site minier LaRonde (Abitibi, Canada).....	3
Figure 1.4 Parc à résidus LaRonde (https://www.google.com/maps/place/Mine+Laronde)	6
Figure 2.1 Configuration typique d'une CEBC avec cinq couches faites de différents matériaux (tiré de Aubertin et <i>al.</i> , 2016 et adapté de Aubertin et <i>al.</i> , 1995; 2002a).	16
Figure 2.2 Représentation schématique de la longueur de diversion latérale dans un système CEBC à trois couches (silt-sable-gravier) (tiré de Liu et <i>al.</i> , 2015)	34
Figure 3.1 Configuration des colonnes pour l'étude géochimique de différents matériaux	45
Figure 3.2 Configuration des colonnes pour simuler les modèles physiques des CEBC.....	46
Figure 3.3 Photos de construction de cellules horizontales et creuses	47
Figure 3.4 Configuration finale de la cellule expérimentale creuse et horizontale	48
Figure 3.5 Photo de la cellule expérimentale de contrôle	48
Figure 3.6 Photos de construction de la cellule expérimentale inclinée	49
Figure 3.7 Photos de construction de la cellule expérimentale inclinée (suite)	50
Figure 3.8 Configuration finale de la cellule expérimentale inclinée	51
Figure 3.9 Données sur l'intensité, la durée et la fréquence des chutes de pluie de courte durée .	52
Figure 3.10 Installation du système d'irrigation	53
Figure 3.11 Système d'irrigation avec tuyaux à goutteurs intégrés installés sur la cellule inclinée	54
Figure 3.12 Modèle numérique de la cellule inclinée réalisé avec SEEP/W	55
Figure 3.13 Modèle numérique hydrogéochimique de la colonne expérimentale de résidus réactifs	57

Figure 4.1 Experimental set-up showing small (a) and large (b) columns with associated instrumentation.....	65
Figure 4.2 Geochemical composition of the leachate of uncovered reactive tailings, simulated (lines) vs. observed.....	77
Figure 4.3 Simulated geochemical evolution of the leachate of reactive tailings under saturated conditions.	79
Figure 4.4 Simulated geochemical evolution of the leachate of reactive tailings under saturated conditions for a period of 10 years.....	80
Figure 4.5 Observed hydrogeological behavior of the column with a CCBE (symbols represent measured degree of saturation in the MRL before column dismantling).....	81
Figure 4.6 Observed geochemical evolution of the leachate from the large column with a CCBE	84
Figure 4.7 Observed and simulated geochemical evolution of the leachate from the large column with a CCBE and the small column under saturated conditions (simulated data_1: with recharge water and simulated data_2: with recharge water after passing through the low-sulfide tailings	86
Figure 4.8 Residual sulfur content at the dismantling of the columns	87
Figure 4.9 Simulated sulfide mineral volume fraction depletion after 10 years for the uncovered reactive tailings, (a): under wetting-drying cycles and (b) under saturated conditions.	88
Figure 5.1 Experimental setup showing the columns.	104
Figure 5.2 (a) inverted truncated pyramid form of the experimental cell, (b) excavation of the trench, and (c) installation of the PVC pipe for the drainage water.....	105
Figure 5.3 (a and b) sand and geomembrane installation, and (c) filling the control cell with reactive tailings.	106
Figure 5.4 Picture of field experimental cell filled with uncovered reactive tailings.	107
Figure 5.5 Temporal evolution of measured and modeled oxygen concentrations for: (a) the reactive tailings and (b) the low-sulfide tailings.	111

Figure 5.6 Water quality evolution in leachates from the reactive tailings and cover materials.	114
Figure 5.7 Oxidation-neutralization curves for the: (a) tailings and (b) waste rocks. Points represent the initial compositions of the materials.	116
Figure 6.1 LaRonde tailings storage facility.	126
Figure 6.2 Schematic of the CCBE column and instrumentation.	130
Figure 6.3 Geomembrane installation (a) and sensor placement and installation of the different layers of the field experimental cell (b and c).	131
Figure 6.4 Picture of the CCBE field cell at the end of construction with the tote used to collect drainage water.	132
Figure 6.5 Schematic showing the CCBE field cell with associated instrumentation.	133
Figure 6.6 Hydrogeological behavior: (a) laboratory column test, and (b) field cell test.	138
Figure 6.7 Degree of saturation measured in the MRL and CBL and post testing measurements: (a) laboratory column and (b) field cell.	140
Figure 6.8 Degree of saturation and matric suction measured in the MRL compared to water retention curve of the low-sulfide tailings.	141
Figure 6.9 Evolution of leachate quality for the CCBE column and field cell.	145
Figure 6.10 Oxygen fluxes passing through the surface of the MRL.	147
Figure 6.11 Interstitial oxygen concentration values obtained in the field cell (measured in August 2017 and August 2018).	148
Figure 6.12 Oxygen fluxes calculated using the sulfate release method for CCBE column and CEBC field cell.	149
Figure 6.13 Efficiency with respect to limiting contaminant production for the CCBE column and field cell.	150
Figure 7.1 Acid generating LaRonde tailings storage facility.	164
Figure 7.2. Photos illustrating construction of the inclined experimental cell.	165

Figure 7.3. Design and final configuration of the experimental cell with instrumentation location.	166
Figure 7.4 Photos illustrating the drip irrigation tubes on the inclined experimental cell	169
Figure 7.5. Daily mean temperature and total precipitation around the site area.	171
Figure 7.6. Volumetric water content evolution at depths of 0.20, 0.50 and 0.70 m for the 4 monitoring stations in the inclined experimental cell ; station A located near the bottom of the slope and station D near the top of the slope.	172
Figure 7.7. Suction values measured over the testing period by Watermark probes (Waste rock - 0.20 m, Tailings -0.50 m, and Tailings -0.70 m) and Jet Fill tensiometers (Tailings -1.00 m).	173
Figure 7.8. Volumetric water content evolution during artificial wetting events : (a and b) wetting event #1 (77 mm for 12h); (c and d) wetting event #2 (76 mm for 8h); (a and c) is in WL layer and (b and d) is in TG layer.	174
Figure 7.9. Matrix suction evolution during artificial wetting events : (a) wetting event #1 (77 mm for 12h); and (b) wetting event #2 (76 mm for 8h).	176
Figure 7.10. Percolation measurements for the 4 lysimeter for the 4 stations : (a) in 2017 in natural conditions, (b) and (c) in 2018 and 2019 with wetting events.	178
Figure 7.11. Runoff and lateral percolation measurements on the surfaces and between the layers : (a) in 2017; (b) in 2018 and (c) in 2019.	180
Figure 7.12. Water balance components between June 01 and October 31, 2017 of (a) Lys-A; (b) Lys-B; (c) Lys-C, (d) and (e) all combined stations.	185
Figure 8.1 Évolution géochimique simulée du lixiviat de résidus réactifs dans des conditions saturées.	196
Figure 8.2 Comparaison des paramètres (pH, Fe, Zn, Pb, Ni et As) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et sur terrain	198
Figure 8.3 Comparaison des paramètres (Co, Cu, Ba et Mn) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et sur terrain.	199

Figure 8.4 Concentrations moyennes dans le lixiviat de résidus LaRonde mesurées au laboratoire et sur le terrain.....	200
Figure 8.5 Flux d'oxygène consommés par les résidus réactifs au laboratoire et sur terrain	201
Figure 8.6 Comparaison des paramètres (pH, Fe, Zn, Pb, Ni et As) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et <i>in situ</i> avec la limite de détection de la méthode (LDM).....	202
Figure 8.7 Comparaison des paramètres (Co, Cu, Ba et Mn) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et <i>in situ</i> avec la limite de détection de la méthode (LDM)	203
Figure 8.8 Concentrations moyennes dans le lixiviat de résidus recouverts par une CEBC mesurées au laboratoire et sur le terrain.....	204
Figure 8.9 Flux d'oxygène traversant la surface de la couche de rétention d'humidité de recouvrements au laboratoire et sur terrain	204
Figure 8.10 Comparaison entre le laboratoire et le terrain du taux de relargage normalisé des résidus recouverts par une CEBC	206
Figure 8.11 Rapport du taux d'oxydation de la pyrite en fonction de la température (tirée de Edahbi, 2018).....	208
Figure 8.12 Comparaison entre le laboratoire et le terrain du taux de relargage normalisé et corrigé des résidus recouverts par une CEBC	209
Figure 8.13 Modèle numérique de la cellule expérimentale inclinée	213
Figure 8.14 Courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité des matériaux utilisés dans les simulations	213
Figure 8.15 Précipitations et températures utilisées comme condition frontière LCI dans le modèle numérique.....	214
Figure 8.16 Humidité relative et vitesse du vent utilisées dans les simulations	214
Figure 8.17 Flux de rayonnement solaire estimé (a) et valeurs d'albedo (b), tirées de Brutsaert (2005) utilisés dans les simulations.....	215

Figure 8.18 Comparaisons entre les variations de teneur en eau volumiques mesurées et simulées dans la couche de matériaux fins pour l'année 2017 (Mai à Octobre): (Station A en bas de pente et station D, en haut de pente).	216
Figure 8.19 Comparaisons entre les variations de succions mesurées et simulées dans la couche de matériaux fins pour l'année 2017 (Mai à Octobre).	217
Figure 8.20 Comparaisons entre les variations de la teneur en eau volumique mesurée et simulée dans la couche de matériaux fins pendant l'événement de mouillage	218
Figure 8.21 Comparaisons entre les variations de la succion mesurée et simulée dans la couche de matériaux fins pendant l'événement de mouillage.....	219
Figure 8.22 Composantes du bilan hydrique simulé entre Juin et Octobre 2017 de la cellule inclinée	220
Figure 8.23 Échantillonnage de minerais Z5 (a) et désulfuration en colonne de flottation (b) ...	221
Figure 8.24 Comportement géochimique de résidus désulfurés Z5 (colonne 3) et de la colonne avec recouvrement (colonne 8).	222

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ARD	Acid rock drainage
AEM	Agnico eagle mines limited
AEV	Air entry value ou pression d'entrée d'air
AMD	Acid mine drainage
AP	Acid potential
ASTM	American society for testing materials
CBC	Couche de bris capillaire
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CCBE	Cover with capillary barrier effects
CCE	Couche de controle d'écoulement
CRH	Courbe de rétention d'humidité
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
DDL	Down dip limit
DMA	Drainage minier acide
DRX	Diffraction de rayon X
DRA	Drainage rochex acide
GDS	Grain-size distributions
GCB	Géocomposite bentonitique
HDPE	high-density polyethylene
ICP-AES	Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy
IRME	Institut de recherche en mines et environnement
KCM	Kozeny Carman modifié
LD	Longueur de deviation
LTA	Les terrains aurifères
MEB	Microscopie electronique à balayage
MERN	Ministère de l'énergie et des ressources naturelles
MK	Kovac modifié
MO	Microscopie optique
MRL	Moisture-retaining layer

NNP	Net Neutralization Potential
NP	Neutralization Potential
NPAG	Non potentially acid-generating ou non-potentiellement générateur d'acidité
OCT	Oxygen consumption test
OGM	Oxygen gradient method
OS	Objectif spécifique
PAG	Potentially acid-generating ou potentiellement générateur d'acidité
PVC	Polychlorure de vinyle
NEDEM	Programme canadien de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement
NMD	Neutral Mine Drainage
PEHD	Polyethylene haute densité
RETC	Retention Curve
RIME	Research Institute on Mine and Environment
SEM	Scanning electron microscopy
SRM	Sulfate release method
TEV	Teneur en eau volumique
TSF	Tailings storage facility
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
VG	van Genuchten
WEV	Water entry value
WRC	Water retention curve
WRP	Waste rock pile
XRD	X-ray diffraction
C _O	Concentration d'oxygène dans l'air [-]
C _p	Teneur massique en pyrite [-]
D ₁₀	Diamètre des particules correspondant à 10% passants sur la courbe granulométrique [L]
D ₅₀	Diamètre des particules correspondant à 50% passants sur la courbe granulométrique [L]

D_{60}	Diamètre des particules correspondant à 60% passants sur la courbe granulométrique [L]
D_a^O	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air [L^2T^{-1}]
D_e	Coefficient de diffusion effective de l'oxygène [L^2T^{-1}]
D_w^O	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau [L^2T^{-1}]
$F_{s,L}$	Flux d'oxygène à la base d'une couche en condition permanente [$ML^{-2}T^{-1}$]
G_s	Specific gravity
USCS	Unified soil classification system
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène [T^{-1}]
kPa	kiloPascal
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée
K_r	Coefficient effectif du taux de réaction de l'oxygène [T^{-1}]
L	Épaisseur de la couche [L]
n	Porosité [-]
O_2	Oxygène [-]
R	Constante universelle des gaz [-]
S_w	Degré de saturation [-]
T	Température (degré)
t	Temps [T]
θ_r	Teneur en eau résiduelle [L^3L^{-3}]
θ	Teneur en eau volumique [L^3L^{-3}]
ψ	Succion matricielle [$ML^{-1}T^{-2}$]

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A ÉCOULEMENT SATURÉ ET NON SATURÉ EN MILIEU POREUX	273
ANNEXE B ÉCOULEMENT DE L'EAU DANS LES COUCHES INCLINÉES	280
ANNEXE C MODELISATION DE TRANSPORT REACTIF	286
ANNEXE D COURBES GRANULOMÉTRIQUES DES MATÉRIAUX	290
ANNEXE E DENSITÉS RELATIVES DES MATÉRIAUX.....	291
ANNEXE F ANALYSES ÉLÉMENTAIRES DES MATÉRIAUX PAR ICP-AES ET DIGESTION PAR MICRO-ONDE	293
ANNEXE G ANALYSES MINÉRALOGIQUES DES MATÉRIAUX	294
ANNEXE H COURBES DE RÉTENTION D'EAU DES MATÉRIAUX	297
ANNEXE I contrôle QUALITÉ PENDANT LA CONSTRUCTION DES CELLULES EXPERIMENTALES.....	299
ANNEXE J RESULTATS contrôle QUALITÉ PENDANT LA CONSTRUCTION DES CELLULES EXPERIMENTALES.....	300
ANNEXE K LEVES TOPOGRAPHIQUES DE LA CELLULE INCLINÉE	302
ANNEXE L VERIFICATION DE LA TENEUR EN EAU VOLUMIQUE dans la cellule horizontale	304
ANNEXE M COURBES DE CALIBRAGE DES SONDES ECH20 POUR LES MATERIAUX ETUDIÉS	305
ANNEXE N ANALYSES CHIMIQUE PAR ICP-AES DE L'EAU INTERSTITIELLE INITIALE DES RESIDUS LARONDE.....	306
ANNEXE O RESULTATS GEOCHIMIQUES DE L'EAU DE RUISSELLEMENT de la cellule inclinée	307
ANNEXE P RESULTATS de succion matricielles dans les differentes couches deS celluleS ..	309
ANNEXE Q TEMPÉRATURES DANS LES MATERIAUX DE RECOUVREMENT DE LA CELLULE INCLINÉE.....	310

ANNEXE R RÉSULTATS GEOCHIMIQUES DES LIXIVIATS	311
---	-----

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, l'Homme extrait, transforme et utilise les ressources minérales notamment les ressources énergétiques, métaux, matériaux de construction et pierres précieuses. Ces ressources contribuent au développement de l'humanité et sont essentielles à l'existence et au bien-être de l'humanité. Le secteur minier canadien par exemple (Figure 1.1), qui comprend l'exploration, l'extraction minière et les activités de soutien à l'extraction minière, la transformation primaire et la fabrication de produits, est un pilier de l'économie qui favorise l'emploi et l'activité économique de plusieurs régions du pays (ressources naturelles Canada). Bien que l'apport des ressources minérales à l'économie mondiale soit important, leur exploitation génère des quantités importantes de rejets miniers qui ont des impacts significatifs sur l'environnement, les communautés locales et parfois même sur la santé humaine. Les principaux rejets miniers solides produits par l'industrie minière sont les stériles miniers et les rejets de concentrateur.

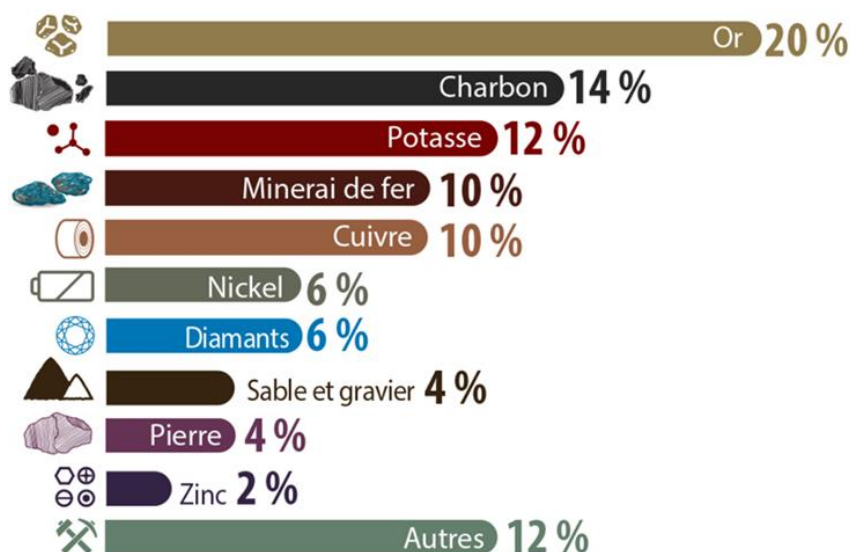


Figure 1.1 Principaux minéraux, par valeur de production du Canada, en 2018 (Ressources Naturelles Canada)

1.1 Rejets miniers solides

Les stériles miniers (roche sans valeur économique suffisante pour être traitée mais devant être extraite pour avoir accès au gisement) et les rejets de concentrateur (roche extraite du gisement qui a été concassée et broyée afin d'en extraire les valeurs économiques) sont les principaux rejets solides produits par l'industrie minière (ICOLD, 1996; Aubertin et *al.*, 2002a; Smuda et *al.*, 2014;

Hudson-Edwards and Dold, 2015; Aznar-Sánchez et al., 2018). La production de ces rejets solides est inéluctable et constitue une partie intégrante du processus d'extraction et du traitement minéralurgique et métallurgique des minerais (Figure 1.2).

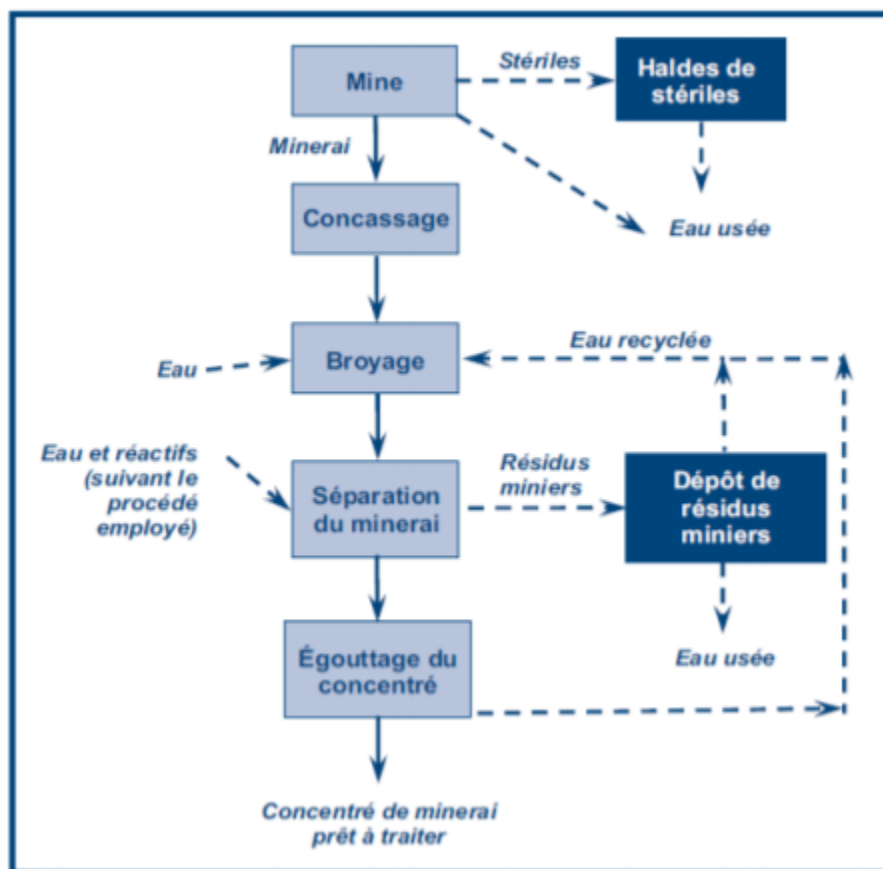


Figure 1.2 Étapes habituelles de la phase d'exploitation d'une mine (Environnement Canada, 2009)

Avec une demande croissante en ressources minérales, les nouvelles techniques d'exploitation et les nouveaux procédés de traitement des minerais orientent l'industrie minière vers la découverte de gros gisements à faible teneur de coupure et à gros volume de rejets qui généreront encore plus de rejets solides et liquides dans le futur (Lottermoser, 2010). De plus, la transition vers des sources d'énergie renouvelables dans les prochaines décennies poussera encore davantage à la hausse la consommation de ressources minières (Rouleau et Gasquet, 2017). Les rejets miniers solides tels que les stériles miniers et les rejets de concentrateur sont souvent entreposés en surface, retourné sous terre sous forme de remblais ou utilisés dans d'autres applications géotechniques. Les rejets de concentrateur sont de granulométrie fine et habituellement transportés et entreposés sous forme

de pulpe (30-50 % solide) ou épaissis (50-70 % solide) dans des parcs à résidus entourés de digues de retenue; récemment, l'empilement de rejets filtrés (>80 % solide) dans des aires d'entreposage sans digues de retenue est de plus en plus utilisée (Aubertin et *al.*, 2002a; Bussière, 2007). Les stériles miniers, souvent de granulométrie grossière et étalée, sont quant à eux habituellement entreposés en surface sous forme d'empilement appelé halde à stériles.

1.2 Formation du drainage minier acide

Les rejets miniers entreposés en surface, s'ils contiennent des minéraux sulfureux (p.ex., pyrite, pyrrhotite, chalcopryrite, arsénopyrite, etc.), s'oxydent lorsqu'ils sont exposés à l'eau et à l'oxygène atmosphérique (ou l'air). Cette oxydation conduit souvent à la formation de drainage minier acide (DMA) aussi appelé drainage rocheux acide (DRA). Le DMA (Fig. 1.3) est caractérisé par un pH faible (parfois <2), des concentrations en métaux lourds et en sulfates solubles élevées (souvent en milliers ou dizaines de milliers de ppm) ainsi qu'une grande concentration en solides dissous et une conductivité électrique élevée (p.ex., Kleinmann et *al.*, 1981; Jambor, 1994; Nordstrom, 2000; Blowes et *al.*, 2003,2013; Rimstidt et Vaughan, 2003; Maest et *al.*, 2005; Lindsay et *al.*, 2015).



Figure 1.3 Eau de DMA sur le site minier LaRonde (Abitibi, Canada)

La qualité du DMA est principalement fonction des minéraux en présence (générateurs d'acide et neutralisants) et des conditions environnantes (température, quantité d'eau dans les rejets, pH du milieu, etc.). Les réactions chimiques d'oxydation, de neutralisation et de précipitation conduisant à la formation de DMA sont complexes et ont été présentées dans la littérature. Par exemple, il y a

une littérature abondante sur les principaux minéraux sulfureux à l'origine de ce phénomène, les voies et types d'oxydation (chimique et biologique), les facteurs influençant la cinétique des réactions d'oxydation ainsi que les principaux minéraux neutralisants et secondaires (p.ex., Kleinmann et *al.*, 1981; Ritcey, 1989; SRK, 1989; Ritchie, 1994; Jambor, 1994; Blowes et Ptacek, 1994; Evangelou et Zhang, 1995; Perkins et *al.*, 1995; Morin et Hutt, 1997; Keith et Vaughan, 2000; Nordstrom, 2000; Aubertin et *al.*, 2002a; Rimstidt et Vaughan, 2003; Blowes et Ptacek, 2003; Elberling et *al.*, 2003; Stantec, 2004; Plante, 2012).

1.3 Prévention et contrôle du drainage minier acide

Lorsqu'un rejet minier est générateur d'acide, il est essentiel de prendre les moyens appropriés pour prévenir et/ou contrôler la génération de contaminants dans l'environnement. D'ailleurs, au cours des 25 dernières années, de nouvelles législations plus contraignantes ont été adoptées par la majorité des pays industrialisés afin de s'assurer de la protection de l'environnement pendant et après l'exploitation d'une mine. Il existe différentes méthodes pour contrôler le DMA qui visent essentiellement à contrôler l'apport en eau et en oxygène qui sont deux ingrédients essentiels à la génération de DMA (p. ex., Aubertin et *al.*, 2002a; Bussière et *al.*, 2005; Johnson et Hallberg, 2005). Parmi les techniques visant à contrôler l'infiltration d'eau, on retrouve les recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée dont une des couches contrôle les infiltrations. Cette couche peut être constituée de matériaux naturels à granulométrie fine (p.ex., argile compactée), de géomembranes, de géocomposites bentonitiques et de mélanges sol-bentonite. Quant aux barrières à l'oxygène, on retrouve le recouvrement en eau, la couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC), le recouvrement monocouche avec nappe surélevée et le recouvrement consommateur d'oxygène. Les barrières à l'oxygène sont particulièrement efficaces dans les climats humides lorsque les précipitations dépassent l'évaporation (p.ex., SRK, 1989; MEND, 2001; EIPPCB, 2003). Le présent projet de thèse vise à évaluer le comportement hydrogéologique et géochimique d'une des barrières à l'oxygène : la CEBC. Cette technique consiste à recouvrir les rejets générateurs d'acide d'un recouvrement de plusieurs couches (généralement 3-5 et jusqu'à dix couches) en matériaux géologiques ayant un contraste granulométrique et de propriétés hydrogéologiques. L'objectif principal de la CEBC est de garder par les effets de barrière capillaire la couche de matériaux fins à un degré de saturation (S_w) élevé, typiquement $\geq 85\%$, afin de contrôler la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs, tout en réduisant l'infiltration de l'eau

jusqu'à ces rejets (Aubertin et *al.*, 1995; 2002a). Le fonctionnement de cette technique sera décrit plus en détails au chapitre 2.

1.4 Mise en contexte et problématique du projet de thèse

Le traitement des minerais à la mine LaRonde des Mines Agnico Eagle (AEM) (Québec, Canada), conduit à une production annuelle d'environ 2382000 tonnes de rejets de concentrateur dont 1824459 tonnes ($\approx 77\%$) sont déposés dans le parc à résidus et 557541 tonnes ($\approx 23\%$) sont retournés sous terre sous forme de remblai en pâte (Golders et associés, 2012). Les résidus de la mine LaRonde sont composés d'une grande quantité de silicates et de sulfures : quartz (50-60%), pyrite (20-40 %), pyrrhotite (1-5 %), sphalérite (1-2%) et chalcopryrite (1-2 %). Il faut noter une quasi-absence de minéraux neutralisants. Ces résidus sont très réactifs et fortement générateurs du DMA. Le système de gestion de ces résidus est constitué notamment d'un parc à résidu principal ceinturé des digues (Fig 1.4). Selon le plan actuel de déposition de résidus, le parc principal approche de la fin de sa vie et le remplissage final à l'élévation 358 m est en cours. C'est pourquoi la division LaRonde des Mines AEM s'est engagée dans une démarche visant à identifier le mode de restauration optimal de son parc principal à résidus miniers. La revue des techniques de restauration existantes et l'identification des méthodes de restauration de ce parc encore en opération ont été réalisées. L'identification des méthodes de restauration a pris en considération la disponibilité des matériaux de recouvrement, la gestion de l'eau à la fermeture, la stabilité physique et chimique à long terme, et l'intégration des différents secteurs (digue, batardeaux, partie centrale). Le processus de sélection a permis d'identifier quelques concepts de restauration qui pourraient fournir une performance adéquate dont l'étude plus approfondie est recommandée. Le type et la fonction du recouvrement restent à déterminer, mais il est déjà anticipé qu'elles pourraient être variables en fonction des différents secteurs du parc et de la nature des résidus miniers ou des stériles de chaque secteur du parc.

En outre, l'une des digues (la Digue 1; 1,5 km, construite en 1988) du parc principal à résidus miniers LaRonde a été construite avec des stériles générateurs d'acide et doit également être restaurée. Étant donné que la Digue 1 est séparée hydrauliquement du reste des installations de stockage de résidus, son scénario de restauration pourrait être différent des autres secteurs du parc. La fonction du recouvrement envisagée pour la restauration de cette digue est le contrôle des infiltrations d'eau dans les stériles générateurs d'acide à l'aide d'une couverture inclinée construite

avec des matériaux miniers. Pour la partie plane du parc à résidus, un des concepts de restauration et du contrôle de DMA sélectionné est le recouvrement multicouche de type CEBC.



Figure 1.4 Parc à résidus LaRonde (<https://www.google.com/maps/place/Mine+Laronde>)

Les recouvrements miniers utilisés pour restaurer les aires d'entreposage de rejets miniers sont généralement construits avec des matériaux naturels comme le silt, le sable, le gravier, la moraine, etc. (p.ex., Nastev et Aubertin, 2000; Dagenais et *al.*, 2002, 2005; Dagenais, 2005; Bussière et *al.*, 2007a, 2009). Cependant, la mise en place d'un recouvrement de type CEBC ou autre sur le parc à résidus LaRonde (avec une superficie d'environ 165 ha) nécessiterait des volumes importants de matériaux naturels. C'est pourquoi le concept des recouvrements avec matériaux naturels, a été considéré très vulnérable de ce point de vue et son succès éventuel dépend donc principalement de la proximité des matériaux d'emprunt ayant les propriétés adéquates et des quantités disponibles.

Les difficultés d'approvisionnement (coût associé au transport et au décapage), lorsque les matériaux d'origine naturelle appropriés ne sont pas disponibles à proximité du site à restaurer, augmentent considérablement le coût de construction des recouvrements (p.ex., Bussière et *al.*, 1999; Gee et *al.*, 2006). En fonction de la taille du site à restaurer et de l'approche envisagée, les coûts de construction peuvent augmenter de manière importante si les matériaux de recouvrement sont situés loin du site. On peut estimer que ces coûts qui variaient il y a plus de 15 ans à l'intérieur d'une fourchette oscillant entre cent et deux cent cinquante mille dollars par hectare (MEND, 1999) ont augmenté significativement au cours des dernières années. Les impacts du décapage des sites d'approvisionnement des matériaux de recouvrement naturels et la question des modifications à l'environnement que causent la gestion et l'entreposage en surface des rejets miniers posent un problème d'empreinte environnementale et d'acceptabilité sociale des projets miniers. Actuellement, il existe une taxe associée à la quantité des rejets miniers entreposés en surface selon le règlement adopté au Québec en décembre 2013 (Programme de réduction des rejets industriels, PRRI). Pour ces raisons associées aux coûts de transport et à la taxe sur les rejets, et à l'empreinte environnementale causée par l'utilisation des matériaux naturels, les entreprises minières sont de plus en plus intéressées à mettre sur pieds des stratégies de valorisation, et à utiliser davantage des matériaux miniers (roches stériles, résidus de concentrateur, boues de traitement chimique du DMA) dans les recouvrements miniers. Certains travaux antérieurs, menés en laboratoire (p.ex., Aubertin et *al.*, 1995; Aachib, 1997; Bussière et *al.*, 2004), au site Manitou (e.g., Bussière et *al.*, 1997ab, 2007a), au site Les Terrains Aurifères (LTA) ont permis de démontrer que des recouvrements CEBC dont la couche de matériaux fins est constituée de résidus miniers peu sulfureux ou désulfurés et les couches grossières d'autres matériaux naturels (e.g. sable, gravier, etc) sont efficaces pour contrôler la migration de l'oxygène et limiter ainsi la production du DMA (p.ex., Aubertin et *al.*, 1999; Bussière et *al.*, 2004). L'utilisation des stériles miniers comme matériaux granulaires des CEBC en substitution aux sols naturels a été évaluée au laboratoire, sur terrain et par modélisation numérique (p.ex., Pabst, 2011; Pabst et *al.*, 2018; Kalonji-Kabambi 2014, Kalonji-Kabambi et *al.*, 2016; 2017; Maqoud et *al.*, 2017; Larochelle et *al.*, 2019). Notre projet de recherche, qui s'inscrit dans la même dynamique, vise à évaluer (à l'échelle de laboratoire et de terrain) le comportement hydrogéologique et géochimique des scénarios de restauration du parc à résidus miniers hautement réactifs LaRonde avec exclusivement des matériaux miniers (résidus de concentrateur et stériles miniers).

Enfin, il est à noter que la plupart des travaux de recherche trouvés dans la littérature sur la restauration des résidus riches en sulfures concernent le contrôle de la génération de DMA au laboratoire et sur le terrain à l'aide des recouvrements en eau (p.ex., Yanful et *al.*, 2000, Davé and Paktunc, 2003, Awoh et *al.*, 2013; 2014). À notre connaissance, des études sur le contrôle du DMA de résidus riches en sulfures avec une capacité de neutralisation quasiment nulle à l'aide d'une CEBC en matériaux géologiques issus des opérations minières sont rares dans la littérature. Il subsiste également des questions concernant la géochimie des eaux de lixiviat d'un recouvrement constitué exclusivement de matériaux miniers peu réactifs et placée sur des résidus hautement réactifs, pour lesquels l'eau interstitielle est acide et fortement contaminée avant la mise en place du recouvrement.

À l'issue de ce projet, si les résultats s'avéraient concluants, on pourrait tirer profit de l'abondance relative de tels rejets dans les régions minières, et utiliser leurs caractéristiques physiques et hydrogéologiques avantageuses pour constituer des recouvrements à la fois efficaces et relativement économiques.

1.5 Objectifs et hypothèses du projet de recherche

L'objectif principal (OP) de la présente thèse vise à évaluer le comportement hydrogéologique et géochimique d'une CEBC constituée de rejets miniers (stériles et rejet de concentrateur) et ce, en vue du contrôle d'un DMA issu de résidus miniers hautement réactifs. À la vue de cet OP, cette étude propose sept objectifs spécifiques (OS) :

- OS1-Caractériser les propriétés physiques, hydrogéologique, minéralogique et environnementale de résidus réactifs et des matériaux de recouvrement;
- OS2-Evaluer séparément le comportement géochimique des résidus réactifs et de différents matériaux de recouvrement;
- OS3-Evaluer à l'aide d'un modèle de transport réactif le comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs dans différentes conditions environnementales simulant ou non un recouvrement de type barrière à l'oxygène;
- OS4-Evaluer en colonnes de laboratoire, les comportements hydrogéologique et géochimique des CEBC constituées de matériaux miniers et placées sur des résidus réactifs;

- OS5-Evaluer en cellule expérimentale de terrain le comportement hydrogéologique et géochimique d'une des CEBC évalués au laboratoire et mettre en évidence les différences des résultats entre l'échelle de laboratoire et de terrain;
- OS6-Evaluer en cellule expérimentale inclinée, le comportement hydrogéologique d'une couverture inclinée faite entièrement de matériaux miniers pour réduire l'infiltration d'eau sur une digue de stériles réactifs en conditions naturelles et de mouillage artificiel contrôlé et;
- OS7- Valider à l'aide d'un code numérique, le comportement hydrogéologique du modèle physique de la cellule expérimentale inclinée.

Les hypothèses de travail permettant d'atteindre l'OP sont exposées ci-dessous :

- (1) La connaissance des propriétés hydrogéologique, géochimique, minéralogique et environnementale de résidus réactifs et des matériaux de recouvrement permet d'évaluer le comportement hydrogéochimique d'une CEBC;
- (2) L'utilisation des matériaux miniers dans les CEBC permet de contrôler la génération du DMA issue de résidus hautement réactifs ayant une capacité de neutralisation quasi-nulle;
- (3) La performance hydrogéologique d'une CEBC dépend essentiellement des propriétés hydrogéologiques des matériaux constitutifs du recouvrement, des conditions climatiques et de la configuration du recouvrement;
- (4) Le comportement géochimique d'une CEBC dépend essentiellement de son comportement hydrogéologique et de la composition minéralogique des résidus réactifs et des matériaux de recouvrement;
- (5) Le changement d'échelle (laboratoire versus terrain) et les conditions particulières de chaque échelle influencent les résultats obtenus et leurs interprétations et ce, autant pour la colonne et la cellule témoins que pour la colonne et la cellule avec recouvrement;
- (6) Le modèle de transport réactif MIN3P (interface graphique MIN3Pro) peut prédire le comportement géochimique des résidus miniers très réactifs dans différentes conditions environnementales;

- (7) Le modèle numérique hydrogéologique (ex. SEEP/W) peut simuler le comportement hydrogéologique non saturé d'une cellule inclinée dans des conditions contrôlées naturelles et lorsqu'un événement de mouillage artificiel est appliqué.

1.6 Organisation de la thèse, originalité et principales contributions scientifiques

1.6.1 Organisation de la thèse

Cette thèse est divisée en 9 chapitres distincts. Après l'introduction, le Chapitre 2 présente une revue de la littérature pertinente reliée à ce projet de recherche qui prépare le lecteur à comprendre le contenu des chapitres cœurs de la thèse. Ensuite, le corps de la thèse est constitué de deux chapitres rédigés en français (Chapitres 3 et 8) et de quatre articles scientifiques soumis pour publication dans des revues avec comité de lecture (Chapitre 4, 5, 6 et 7). Ces derniers chapitres sont rédigés en anglais. Le chapitre 3 présente l'approche méthodologique générale de la thèse et se veut complémentaire à la description des matériaux et des méthodes que l'on retrouve aux chapitres 4, 5, 6 et 7. L'approche qui a été utilisée quant au contenu des chapitres 4, 5, 6 et 7 est de commencer par caractériser les résidus réactifs et comprendre leur comportement géochimique avec ou sans recouvrement (chapitre 4), ensuite caractériser les différents matériaux miniers de recouvrement (chapitre 5) et enfin évaluer à l'aide des modèles physiques de laboratoire et de terrain le comportement hydrogéologique et/ou géochimique des recouvrements constitués totalement des matériaux miniers (chapitres 6 et 7).

De façon plus précise, le chapitre 4 est constitué de l'article : Kalonji-Kabambi, A.; Demers, I.; Bussière, B. 2020. Reactive transport modeling of the geochemical behavior of highly reactive tailings in different environmental conditions, publié à la revue *Applied Geochemistry (Appl. Geoch.* 122: 2020). Cet article présente les essais en colonnes au laboratoire et les modélisations numériques réalisés pour étudier le comportement géochimique de résidus hautement réactifs provenant de la mine LaRonde. Dans ce chapitre, le comportement géochimique des rejets lorsque recouverts par un recouvrement de type CEBC constitué totalement de rejets miniers faiblement réactifs a également été étudié en colonne et à l'aide du modèle numérique de transport réactif MIN3P. Les travaux du chapitre 4 visent à répondre à l'OS-3 du projet de recherche.

Le chapitre 5 représente l'article: Kalonji-Kabambi, A.; Bussière, B.; Demers, I. 2020. Hydrogeochemical behavior of reclaimed highly reactive tailings, Part 1: Characterization of reclamation materials, publié à la revue *Minerals* (*Miner. J.* 2020, 10, 596). Cet article vise à caractériser de façon détaillée les propriétés physiques, hydrogéologiques, géochimiques, minéralogiques et environnementales des résidus réactifs et des matériaux miniers de recouvrement utilisés dans cette étude. Les résultats et conclusions issues du chapitre 5 visent à répondre aux objectifs spécifiques 1 et 2 du projet de recherche.

Le chapitre 6 représente l'article: Kalonji-Kabambi, A.; Bussière, B.; Demers, I. 2020. Hydrogeochemical behavior of reclaimed highly reactive tailings, Part 2: Laboratory and field results of covers made with mine waste materials, publié à la revue *Minerals* (*Miner. J.* 2020, 10, 589). Cet article vise à évaluer en colonne de laboratoire et en cellule de terrain le comportement hydrogéochimique de résidus hautement réactifs couvert par une CEBC faite entièrement de matériaux miniers à faible réactivité (résidus et roches stériles). Ce chapitre a permis également d'analyser et de comparer les résultats hydrogéochimiques et le flux d'oxygène obtenus à partir de la colonne de laboratoire et de la cellule expérimentale de terrain exposée à des conditions climatiques réelles. Les travaux du chapitre 6 visent à répondre aux OS-4 et OS-5 du projet de recherche.

Le chapitre 7 est constitué de l'article: Kalonji-Kabambi, A.; Bussière, B.; Demers, I. In situ monitoring of an inclined cover made with mine waste materials to control water infiltration on a reactive waste rock dike. Soumis à la revue *Journal of Contaminant Hydrology* en août 2020. Cet article vise à évaluer la capacité d'un recouvrement incliné constitué de rejets miniers à dévier l'eau pour empêcher son infiltration dans les stériles de la Digue 1 du parc à résidus LaRonde. La cellule expérimentale simulant le recouvrement est inclinée d'environ 18,3 degrés, a une longueur de 20 m et une largeur de 10 m. Le comportement hydrogéologique de la cellule inclinée est évalué à l'aide des mesures de succions matricielles, de teneur en eau volumique, des taux de percolation, de ruissellement et de percolation latérale. Ces différentes mesures ont permis d'évaluer aussi le bilan hydrique du recouvrement. À noter que la configuration testée dans la cellule expérimentale inclinée a été soumise à des conditions climatiques naturelles et à des essais de mouillage artificiel. Les travaux du chapitre 7 visent à répondre à l'OS-6 du projet de recherche.

Le chapitre 8 présente une discussion générale des résultats obtenus pour l'ensemble du projet de recherche. Ce chapitre vise à éclaircir certains points soulevés dans les chapitres précédents, mais qui méritent d'être discutés davantage, confrontés ou encore approfondis et à répondre à l'OS-7. Plus spécifiquement, les différents points abordés sont: (i) l'influence de la minéralogie des résidus miniers et du flux d'oxygène sur la performance géochimique globale des recouvrements; (ii) la comparaison des résultats géochimiques des résidus réactifs seuls ou recouverts par une CEBC à différentes échelles; iii) la validation du comportement hydrogéologique du modèle physique de la cellule inclinée par la modélisation numérique; et (iv) le suivi de la colonne #8 au laboratoire.

Le chapitre 9 présente les principales conclusions et recommandations issues des travaux présentés dans cette thèse. Des informations complémentaires sont aussi données dans les annexes.

Un article de conférence a été rédigé, mais ne sera pas présenté dans la thèse. L'article présente plus de détails sur la construction des cellules expérimentales et quelques résultats préliminaires. Cet article est disponible publiquement et la référence est la suivante :

Kalonji-Kabambi, A.; Demers, I.; Bussière, B. 2018. Short term in situ performance of a CCBE made entirely of mining materials to control acid mine drainage. *In Proceedings of the 12th International Conference on Mine Closure*, Leipzig, Germany, 3–7 September 2018.

1.6.2 Originalité de la thèse

Au-delà de la demande de plus en plus pressante de l'industrie minière pour développer de meilleures techniques de contrôle de drainage minier acide et drainage minier contaminé efficaces à long terme et économique, cette étude s'inscrit principalement dans le cadre de la gestion intégrée de rejets miniers et de l'économie circulaire (réduction des coût de gestion des rejets miniers et de restauration, réduction de l'emprunt au milieu naturel par valorisation des rejets miniers, amélioration d'acceptabilité sociale des projets miniers, réduction des aires d'entreposage des rejets miniers). De l'avis de l'auteur, cinq aspects originaux traités dans cette étude méritent d'être soulignés :

- (1) L'utilisation exclusive de matériaux miniers dans les recouvrements et ce, en vue du contrôle d'un DMA (par le contrôle des flux d'oxygène ou des infiltrations d'eau) issu d'un résidu minier hautement réactif;

- (2) L'utilisation du modèle de transport réactif MIN3P pour simuler le comportement géochimique et identifier les mécanismes géochimiques clés des résidus très réactifs avec peu ou sans pouvoir neutralisant dans différentes conditions environnementales;
- (3) La proposition d'une approche de modélisation simplifiée non stratifiée, exempte de changements brusques de propriétés hydrogéologiques et de conditions géochimiques, pour une évaluation préliminaire des performances géochimiques de méthodes complexes de restauration minière;
- (4) L'influence du changement d'échelle (laboratoire versus terrain) sur le comportement hydrogéologique et géochimique d'un recouvrement en matériaux miniers;
- (5) L'utilisation de couvertures composées de rejets miniers peu réactifs visant à dévier l'eau dans les pentes des aires d'entreposage des rejets miniers constituées de stériles miniers en climat humide.

1.6.3 Principales contributions scientifique et appliquée

Les contributions scientifiques issues des travaux réalisés dans le cadre de cette étude sont exposées dans quatre articles de revue qui ont été soumis (1) et/ou publiés (3) dans des journaux internationaux avec comité de lecture. La thèse a permis de contribuer à l'avancement des connaissances au niveau des points suivants : 1) la valorisation des rejets miniers peu réactifs (roches stériles et résidus de concentrateur) dans les recouvrements en vue du contrôle d'un DMA issu d'un résidu minier hautement réactif; 2) la capacité des modèles de transport réactifs traditionnels comme MIN3P à simuler efficacement les principaux mécanismes géochimiques clés dans les résidus hautement réactifs ayant une capacité de neutralisation nulle ou très faible; 3) l'évaluation de la performance de recouvrement en proposant une approche de modélisation simplifiée non stratifiée, exempt de changements brusques de propriétés hydrogéologiques et de conditions géochimiques pour une évaluation préliminaire de performances géochimiques de méthodes complexes de restauration minière; 4) l'interprétation des tests sur le terrain à l'échelle intermédiaire pour prédire la performance des scénarios de restauration à l'échelle réelle. 5) l'utilisation de couverture composée de rejets miniers peu réactifs visant à dévier l'eau dans les pentes des aires d'entreposage des rejets miniers constituées des stériles miniers en climat humide et 6) de souligner que le critère de 2 moles/m²/an n'est pas suffisant pour réduire les concentrations

en métaux dans l'effluent dans le cas d'un rejet hautement réactif; le critère de flux doit être corrélé à la minéralogie.

Comme contribution appliquée, dans le cas de la mine LaRonde des mines Agnico Eagle Limitée, l'application des connaissances développées dans cette étude ont permis de mieux connaître et comprendre certains scénarios de restauration prometteurs pour le parc à résidus de la mine LaRonde; les résultats de la thèse seront intégrés dans le processus de sélection du meilleur scénario de restauration du parc à résidus de cette mine. La mine a maintenant également accès à des informations de pointe en lien avec les propriétés hydrogéologiques et géochimiques de leurs matériaux miniers. Ces informations pourront être utiles lors de la conception des méthodes de restauration qui seront choisies pour le site.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre vise à préparer le lecteur à comprendre le contenu des chapitres cœurs de la thèse qui portent sur l'évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des recouvrements constitués de rejets miniers (stériles et rejets de concentrateur) en vue de contrôler le DMA (par le contrôle des flux d'oxygène ou des infiltrations d'eau) issu d'un résidu minier hautement réactif. N'ayant pas la prétention d'être exhaustif, il tente toutefois d'informer le lecteur sur les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC) comme méthode de prévention et de contrôle du DMA, l'utilisation des matériaux géologiques issus des opérations minières dans les recouvrements, les cas d'application des recouvrements tirés de la littérature, les défis de restauration minière en climat humide et les modèles de transport réactif ainsi que la prédiction du comportement géochimique des rejets miniers. Les connaissances de base en lien avec les écoulements d'eau en milieu saturé et non saturé (dans les conditions horizontale et inclinée), les propriétés hydrogéologiques des matériaux dans les milieux saturé et non saturé ainsi que les équations de base de modèles de transport réactif sont présentés respectivement en annexes A, B et C.

2.1 CEBC comme méthode de prévention et de contrôle du DMA

Les CEBC constituent une des techniques utilisées pour la prévention et le contrôle du DMA en climat humide. Cette technique consiste à recouvrir les rejets miniers réactifs de plusieurs couches de matériaux meubles (généralement 3-5 et jusqu'à dix couches; Aubertin et Chapuis 1991a; Hutchison et Ellison, 1992; Aubertin et *al.*, 1995, 2002a) ayant un contraste granulométrique et de propriétés hydrogéologiques afin de contrôler, par les effets de barrière capillaire, la migration des gaz (en l'occurrence l'oxygène) et de minimiser les infiltrations d'eau. Les principes sous-jacents au concept de barrière capillaire ont été décrits dans de nombreuses publications (p.ex., Rasmuson et Erikson, 1986; Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Akindunni et *al.*, 1991; Morel-Seytoux, 1992; Aubertin et *al.*, 1995, 1996a; Aachib, 1997; Bussière, 1999; Smersud et Selker, 2001; Yang et *al.*, 2004; Mancarella et *al.*, 2012; Solanki et *al.*, 2016). Une configuration typique de ce type de recouvrement est présentée à la Figure 2.1.

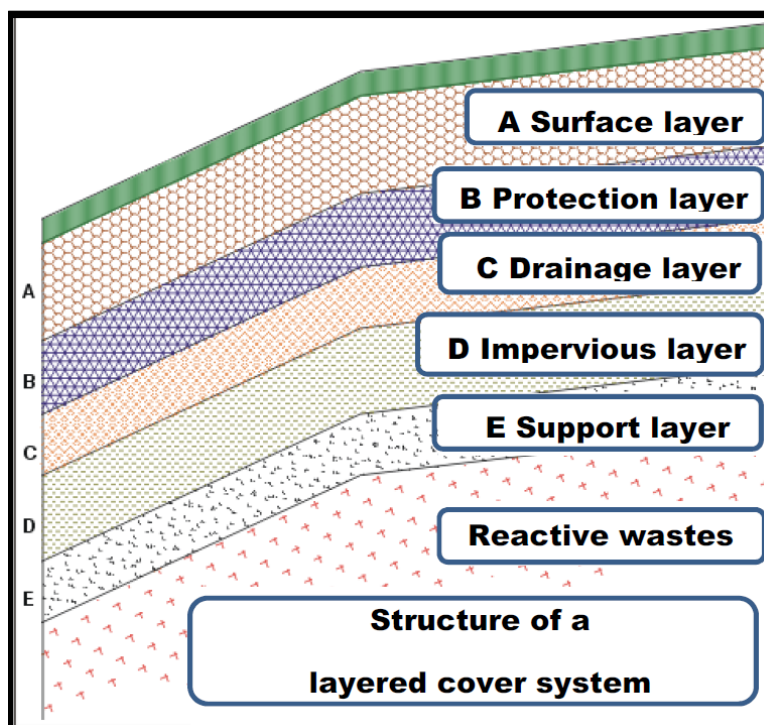


Figure 2.1 Configuration typique d'une CEBC avec cinq couches faites de différents matériaux (tiré de Aubertin et *al.*, 2016 et adapté de Aubertin et *al.*, 1995; 2002a).

Chaque couche est formée d'un matériau distinct qui joue un (ou plusieurs) rôle(s) particulier(s) dans le comportement global du système. Les deux premières couches, A et B, servent à protéger les trois couches suivantes (soient les couches C, D et E) contre l'érosion, les intrusions biologiques et les effets des cycles de mouillage-séchage, gel-dégel et fluctuation de la température et de l'humidité (Bussière et *al.*, 2001). L'épaisseur de la couche A (couche de surface) est généralement de 15 à 20 cm, mais peut atteindre 90 cm. On emploie des sols organiques (pour permettre une revégétalisation), des géosynthétiques perforés ou des cailloux (pour empêcher les intrusions biologiques) (Aubertin et *al.*, 1995 ; Yanful et *al.*, 1999b; Nyhan et *al.*, 1990; Pease et *al.*, 2003). La couche B, ou couche de protection a souvent une épaisseur de 30 à 50 cm (parfois 1 m). On emploie essentiellement du sol tout venant avec cailloux. Les composantes essentielles qui permettent à la CEBC de jouer le rôle de barrière à l'oxygène sont les couches C, D et E (Aubertin et *al.*, 1995).

La couche C est appelée couche drainante et elle assure plusieurs fonctions. Elle a une granulométrie grossière et présente une conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) de 10^{-1} à 10^{-3} cm/s; la valeur de k_{sat} doit être supérieure d'environ deux à trois ordres de grandeur à celle de la couche

D (Aubertin et *al.*, 1995, 2002a). Elle permet de contrôler les écoulements d'eau des couches supérieures tout en favorisant les écoulements latéraux. Ceci permet de réduire l'infiltration dans la couche D. La couche drainante diminue les pressions interstitielles dans le recouvrement, ce qui confère à ce dernier une meilleure stabilité. Elle peut être faite en sols pulvérulents (sable et/ou gravier), matériaux synthétiques (geonet ou geotextile) ou matériaux composites conçus pour fins de drainage. Enfin, le choix judicieux du matériau de cette couche permet de créer une barrière contre la remontée capillaire de l'eau venant de la couche D, ce qui permet à cette dernière de garder plus d'humidité (Bussière et *al.*, 2001). Son épaisseur est souvent supérieure à 30 cm.

La couche D est appelée couche de rétention d'humidité (CRH) ou de faible perméabilité. Elle permet de limiter et contrôler la migration d'oxygène et l'infiltration d'eau vers les résidus sulfureux. Cette couche est faite d'un matériau fin peu plastique (afin d'éviter l'influence des cycles de gel-dégel), ayant un contraste granulométrique important avec les couches C et E pour que les effets de barrière capillaire s'installent et que la teneur en eau y reste élevée. Son épaisseur est souvent comprise entre 0,5 m à 1 m. Généralement, la valeur k_{sat} devrait être inférieure à 10^{-6} cm/s (e.g. Aubertin et Chapuis, 1991a; Schroeder et *al.*, 1994; Dunie et Richardson, 1995) mais certaines CEBC fonctionnent bien avec un k_{sat} de l'ordre de 10^{-5} cm/s (Bussière et *al.*, 2006, 2007). Les matériaux utilisés dans cette couche doivent posséder un fort potentiel de rétention capillaire (Air Entry Value, AEV = 1,5 à 2 m d'eau et plus). Un degré de saturation typiquement $\geq 85\%$ de cette couche permet d'éviter les problèmes d'assèchement et de fissuration ainsi que de prévenir ou contrôler et/ou de diminuer de façon significative la production du DMA des résidus sulfureux placés sous la couverture (Aubertin et *al.*, 1995 ; Bussière et *al.*, 2001). Les principaux matériaux qui peuvent être utilisés pour cette couche sont: sols argileux ou silteux, sols amendés à la bentonite et Géocomposite bentonitique (GCB) (Aubertin et *al.*, 2015; 2016).

La couche E a une granulométrie grossière pour permettre aux effets de barrière capillaire de s'établir à l'interface avec la couche D (ce qui favorise la rétention d'eau dans la CRH). Sa conductivité hydraulique élevée et sa faible capacité de rétention d'eau font que cette couche se draine rapidement. De plus, elle limite la montée par capillarité du lixiviat contaminé des résidus sulfureux vers la couverture et contrôle la migration des particules fines de la couche D. Elle doit avoir des caractéristiques géotechniques et mécaniques adéquates (faible déformabilité, capacité portante, faible rétention d'eau) pour résister à la charge de la machinerie lourde lors de la mise en place du recouvrement (Ricard et *al.*, 1997). Les matériaux qui peuvent être utilisés dans cette

couche incluent : sol (matériau) « tout-venant », sable et/ou gravier, Geocomposite, rejet minier (surtout roche stériles) amendés ou non. L'épaisseur de la couche E est souvent supérieure à 30 cm.

Il existe plusieurs variantes à la configuration théorique présentée à la Figure 2-1, notamment dans les épaisseurs des couches et leurs matériaux. Les couches A, B et C peuvent également être combinées (pour former une seule couche de surface), selon les besoins et les conditions du site (climat, bilan hydrique, résidus miniers) à restaurer afin de faciliter la construction et réduire les coûts (Wilson et *al.*, 1997; Aubertin et *al.*, 1997 ; Maqsoud et *al.*, 2003 ; Bussiere et *al.*, 2006; 2007a; Kalonji-Kabambi et *al.*, 2017; Maqsoud et *al.*, 2017 ; Pabst et *al.*, 2018 ; Larochelle et *al.*, 2019).

2.2 Utilisation des matériaux géologiques issus des opérations minières dans les recouvrements

Les recouvrements sont habituellement constitués de matériaux naturels (sols argileux et/ou silteux, graviers et sables) (Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Collin et Rasmuson, 1990; Yanful, 1991a, 1991b ; Aubertin et *al.*, 1993; Albright et *al.*, 2006a, Nastev et Auferin, 2000; Bussière et *al.*, 2007, 2009). Ces matériaux ne sont pas toujours disponibles, en quantité suffisante à proximité des sites à restaurer et leur excavation laisse des empreintes écologiques sur les territoires. Pour minimiser l'empreinte écologique, diminuer le coût de construction du recouvrement, favoriser l'acceptabilité sociale des projets miniers, l'utilisation de rejets industriels (minier ou d'autres sources comme boue de papeterie, cendres volantes et autres) est une approche à valoriser (Nicholson et *al.*, 1989; Aubertin et Chapuis, 1991). L'idée conceptuelle d'utiliser les résidus de concentrateur et les stériles miniers dans les recouvrements devait être accompagnée de projets de recherche visant à étudier les propriétés hydrogéologiques et géotechniques de ces matériaux (p.ex., Ricard, 1994; Aubertin et *al.*, 1996; Martin, 2004; Gamache-Rochette, 2004; Gaillot, 2007; Chapuis et *al.*, 2007; Bussière, 2007; Hernandez, 2007, Peregoedova, 2012; Peregoedova et *al.*, 2013, 2014). Des études sur l'utilisation de boues de traitement chimique de DMA en combinaison avec un sol naturel comme matériaux de la CRH d'une CEBC ont aussi été réalisées (p.ex., Demers et *al.*, 2015ab; 2016; Mbonimpa et *al.*, 2016). A ce jour, l'utilisation des matériaux géologiques issus des opérations minières comme composantes des recouvrements semble émerger comme alternative la plus pratique pour des raisons techniques, économiques et sociales déjà énumérées ci-haut. La

valorisation de matériaux miniers dans les recouvrements multicouches permet également de compenser le principal désavantage de cette technique de restauration qui nécessite de volume important des matériaux pour sa mise en place. Le grand avantage d'utiliser des rejets miniers générés à la mine est de limiter les distances de transport et les perturbations à l'environnement (pas de nouvelles empreintes). Considérant ces avantages, on présente dans ce qui suit les travaux réalisés au cours des dernières années concernant l'utilisation des matériaux miniers dans les recouvrements (on focalise ici sur les CEBC) pour contrôler le DMA.

2.2.1 Les rejets de concentrateur comme couche de rétention d'humidité

Les résidus miniers non générateurs de DMA ont été évalués avec succès en tant que CRH dans les CEBC en remplacement aux sols silteux et ce, autant à l'échelle de laboratoire et de terrain (p.ex., Aubertin and Chapuis, 1991b ; Aubertin et *al.*, 1994, 1995; Ricard et *al.*, 1999; Bussière et *al.*, 2001, 2004, 2006; Kalonji-Kabambi et *al.*, 2017; Larochelle et *al.*, 2019) et par modélisations numériques (Aubertin et *al.*, 1999; Bussière, 1999; Bussière et *al.*, 2007; Molson et *al.*, 2008, Pabst et *al.*, 2018; Lavoie-Deraspe, 2019). Ces matériaux miniers ont des propriétés physiques (granulométrie, $D_{90} \leq 100 \mu\text{m}$) et hydro-géotechniques (conductivité hydraulique de l'ordre de 10^{-5} cm/s , valeur d'entrée d'air de l'ordre de 2 m d'eau, faible plasticité, peu influencés par les cycles de gel-dégel) souvent recherchées dans les CEBC et constituent donc une alternative aux matériaux fins de la CRH, tant qu'ils ne sont pas générateurs d'acidité ou de contaminants. Dans une optique de gestion intégrée des résidus miniers, une portion des résidus non générateurs d'acide pourraient provenir d'un procédé de désulfuration par flottation non sélective (p.ex., Bussière et *al.*, 1995; Benzaazoua et *al.*, 2000ab; Bussière et *al.*, 2002a, Demers et *al.*, 2008a; Kalonji-Kabambi et *al.*, 2017, Lessard et *al.*, 2018; Larochelle et *al.*, 2019). Actuellement, les travaux de recherche de désulfuration sont orientés vers l'optimisation et l'évaluation des coûts réels de ce procédé. Selon la Directive 019 (version 2012) sur l'industrie minière au Québec, pour qu'un matériau soit considéré comme non générateur d'acide, il doit avoir au plus 0,3%Stot. Les résidus miniers non générateurs d'acide mais faiblement réactifs, ont l'avantage, en plus d'avoir une conductivité hydraulique saturée faible selon leur granulométrie et la performance du procédé de désulfuration, de consommer le flux d'oxygène (par oxydation des sulfures résiduels) traversant le recouvrement comparativement à un matériel de même granulométrie et propriétés hydrogéologiques mais non réactif (Aubertin et *al.*, 2000b; Mbonimpa et *al.*, 2000, 2003; Bussière

et *al.*, 2002b, 2004 ; Demers et *al.*, 2009b, Mbonimpa et *al.*, 2011; Lessard et *al.*, 2018; Larochelle, 2019; Rey, 2019).

2.2.2 Les stériles miniers comme couche drainante et/ou de bris capillaire

Aubertin et *al.* (1995) avaient suggéré les stériles non générateurs d'acide comme amendement à la couche de protection des CEBC. Ces matériaux ont été utilisés comme couche drainante dans un recouvrement de type store-and-release (Zhan et *al.*, 2001). Plus récemment, les propriétés de stériles miniers ont été utilisées dans des modélisations numériques (Pabst, 2011). Ces matériaux sont proposés comme matériaux de couches de bris capillaire (CBC) des CEBC (Bussière et *al.*, 2013). Pabst (2011) a montré par modélisation numérique que le choix de l'épaisseur de la couche de stériles du bris capillaire a une influence très limitée sur les résultats et que les stériles plus grossiers permettent de former un bris capillaire plus efficace. Dans le but de continuer des investigations quant à la valorisation de ces matériaux en restauration minière, les stériles ont été évalués au laboratoire et par modélisation numérique comme source potentielle de matériaux granulaires des recouvrements (Kalonji-Kabambi, 2014; Kalonji-Kabambi et *al.*, 2017). Ces essais de laboratoire ont montré que les fractions 0-20 et 0-50 mm, lorsqu'utilisées dans les CBC d'une CEBC, conduisent à un comportement hydrogéologique quasi similaire du recouvrement. Sur un site minier, la fraction 0-20 mm peut être obtenue par tamisage et la fraction 0-50 mm par concassage. Les stériles miniers non générateur d'acide (0-10 cm) ont également été utilisés en cellules expérimentales de terrain, comme CBC d'une CEBC afin de valider ce concept de restauration dans des conditions de nappe phréatique profonde (environ 4 m sous la surface) (Maqsoud et *al.*, 2017). Les résultats des mesures de teneurs en eau volumiques et de succions réalisées au niveau des cellules expérimentales ont confirmé la saturation de la CRH et par conséquent la validité de ce concept sous les conditions de nappe profonde. Larochelle et *al.* (2019) ont évalué avec succès en colonne au laboratoire, l'utilisation des stériles (0-50 mm) générateurs d'acide et/ou pré-oxydés dans la CBC d'une CEBC. Les résultats obtenus suggèrent qu'il pourrait être possible de valoriser les stériles miniers générateurs d'acide dans ce type de recouvrement.

Cependant, les matériaux qui constituent différentes couches d'une CEBC doivent être compatibles entre eux afin d'éviter la migration des particules fines, l'évolution marquée de leurs propriétés hydrogéologiques à long terme ainsi que des écoulements préférentiels. Cette source d'inquiétude est encore plus importante quand on planifie utiliser des matériaux grossiers comme des stériles

miniers dans le recouvrement. La migration des particules fines peut être interne à la couche des stériles ou provenir d'une autre couche de matériaux fins subjacente. Les écoulements préférentiels peuvent provenir de la ségrégation des grains (Aubertin et *al.*, 2002). Lorsqu'un résidu minier est placé sur un stérile, le mouvement des particules fines est influencé par la taille des stériles et le pourcentage solide des résidus (Rey et *al.*, 2014). Des études menées dans ce sens ont montré que l'influence de la migration des particules fines sur la k_{sat} , qui est une caractéristique clé pour le développement des effets de barrière capillaire, reste faible (Peregoedova, 2012; Rey et *al.*, 2014).

Le volet de cette thèse qui porte sur une cellule expérimentale de terrain simulant une CEBC constituée entièrement de matériaux miniers (résidus et stériles) donnera un aperçu de la performance des stériles dans les recouvrements à l'échelle intermédiaire.

Le tableau 2.1 présente les principaux projets de recherches menés sur l'études de propriétés hydrogéologiques de rejets miniers et sur leurs utilisations dans les CEBC. La plupart des travaux de recherche sur la restauration présentés dans ce tableau n'ont pas concerné un résidu très réactif, sans pouvoir de neutralisation comme celui du parc à résidus LaRonde utilisé dans ce projet, mais les conclusions de ces travaux sont unanimes quant au potentiel de matériaux miniers (résidus et stériles) à être utilisés comme matériaux de recouvrement. Les tableaux 2.2 et 2.3 donnent les principales caractéristiques et propriétés de base des résidus miniers en général et des roches stériles. Les rejets de concentrateur sont de granulométrie fine (D_{60} compris entre 0,01 et 0,08 mm et C_U entre 8 et 30). Les stériles miniers sont de granulométrie grossière et étalée (D_{60} compris entre 1 et 80 mm et C_U de 20 et plus). Les rejets de concentrateur sont classifiés comme des silts de très faible plasticité ou non plastiques (ML) ou encore des sables silteux (SM-ML) et les stériles miniers comme sable bien gradué (SW) ou grave propre bien graduée (GW). La valeur de k_{sat} des rejets de concentrateur est de l'ordre de 10^{-6} à 10^{-5} cm/s et celle des stériles miniers peut atteindre 1 cm/s.

Tableau 2.1 Principaux projets de recherche sur des CEBC incluant des matériaux miniers (modifié de Larochelle, 2018)

Projet et/ou travaux réalisés	Matériaux miniers utilisés	Commentaires	Références
Études des propriétés hydrogéologiques de rejets miniers	Résidus et stériles miniers	Les résidus et les stériles miniers ont des propriétés hydrogéologique et géotechnique requises pour être utilisés comme composante de recouvrements pour contrôler le DMA	Ricard (1994); Aubertin et <i>al.</i> (1996); Martin (2004); Gamache-Rochette (2004); Gaillot (2007); Chapuis et <i>al.</i> (2007); Bussière (2007); Hernandez (2007), Peregoedova (2012); Peregoedova et <i>al.</i> (2013, 2014)
Études sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers (Phases I et II) : -Essais en colonnes au laboratoire -Cellules expérimentales de terrain -Modélisation hydrogéologique -Modélisation hydrogéochimique	Résidus non réactifs (dans la CRH)	Les résultats montrent que, lorsqu'utilisés dans des CEBC, les rejets non réactifs permettent de créer une barrière à l'oxygène qui réduit considérablement l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les rejets réactifs situés sous le recouvrement	Aubertin et <i>al.</i> (1995); Aubertin et <i>al.</i> (1999); Bussière et <i>al.</i> (2007a); Molson et <i>al.</i> (2008)
Performance d'un recouvrement fait de résidus miniers pour la restauration du site Les Terrains Aurifères (LTA) : -Suivi hydrogéologique	Résidus non réactifs (dans la CRH)	Les résultats montrent que le recouvrement permet de maintenir un degré de saturation élevé dans la CRH, agissant comme barrière à l'oxygène.	Ricard et <i>al.</i> (1999); Bussière et <i>al.</i> (2006); Maqsoud et <i>al.</i> (2003)
Étude au laboratoire de recouvrements faits de Résidus désulfurés : -Essais en colonnes au laboratoire -Suivi et modélisation hydrogéochimique	Résidus non réactifs (dans la CRH)	Cette étude montre que l'utilisation des résidus désulfurés peut améliorer la capacité d'une CEBC à limiter la migration de l'oxygène en consommant une fraction du l'oxygène traversant le recouvrement par oxydation des sulfures résiduels	Bussière et <i>al.</i> (2004)

Comportement hydrogéologique d'une CEBC faite avec de matériaux miniers : -Essais en colonnes au laboratoire -Suivi hydrogéologique -Modélisation hydrogéologique	Résidus désulfurés (dans la CRH) Stériles NPAG ¹ (dans les couches drainante et de bris capillaire)	Cette étude démontre le potentiel de stériles miniers à être utilisés comme matériaux granulaires dans les CEBC	Kalonji-Kabambi (2014); Kalonji-Kabambi <i>al.</i> (2017)
Évaluation numérique de différents recouvrements, incluant une CEBC : -Modélisation hydrogéochimique	Résidus non-générateurs Stériles non-générateurs (dans les couches drainante et de bris capillaire)	Les simulations montrent qu'une CEBC serait efficace pour réduire le flux d'oxygène et la génération de DMA, même dans le cas de résidus hautement pré-oxydés.	Pabst (2011); Pabst et <i>al.</i> (2018)
Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire : -Essais en colonnes au laboratoire - Suivi hydrogéologique - Suivi hydrogéochimique	Résidus désulfurés (dans la CRH) Stériles générateurs d'acide et pré-oxydés (dans la CBC)	Les résultats suggèrent qu'il pourrait être possible de valoriser les stériles miniers générateurs d'acide dans les systèmes de couverture	Larochelle (2018), Larochelle et <i>al.</i> (2019)
Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique	Résidus désulfurés et stériles miniers non générateurs d'acide	Les résultats ont confirmé l'efficacité des configurations de couvertures testées comme barrière à l'oxygène et à contrôler l'oxydation des sulfures	Lessard (2018); Boulanger-Martel (2019)

¹ Non-Potentially Acid Generating

Tableau 2.2 : Principales caractéristiques de résidus miniers

Matériaux	Résidus miniers		Références
Paramètres	Avant déposition	Après déposition	
Granulométrie			
D ₁₀	0,001 à 0,004 mm	0,0009 à 0,006 mm	Vick (1990); Aubertin et <i>al.</i> (1996b); Qiu et Sego (2001) ; Aubertin et <i>al.</i> (2002a); Benzaazoua et Kongolo (2003) ; Wijewickreme et <i>al.</i> (2005ab); Bussière (2007); Bolduc (2012); Kalonji-Kabambi (2014); Larochelle (2019); Lavoie-Deraspe (2019)
D ₆₀	0,01 à 0,05 mm	0,01 à 0,08 mm	
C _U	8 à 18	10 à 30	
la proportion argileuse	5 à 14%	4 à 20%	
proportion silteuse (passant au tamis 80 µm)	70 à 95%	60 à100%.	
Classification	Sils de très faible plasticité ou non plastique ou (ML), ou des sables silteux (SM-ML)		
Densité relative	2,6 à 4,0 et 1,4 à 1,6 (pour les exploitations en roches sédimentaires (exemple de charbon)		Vick (1990) ; Aubertin et <i>al.</i> (1996b); Qiu and Sego (2001); Aubertin et <i>al.</i> (2002a) ; Wijewickreme et <i>al.</i> (2005ab) ; Bussière (2007)
Indice de vide (e)	0,45 à 1,65		Bussière (2007)
Conductivité hydraulique saturée (k _{sat})	[10 ⁻⁶ ; 10 ⁻⁵] cm/s		Vick (1990); Bussière (1993); Aubertin et <i>al.</i> (1996b, 2002a); Qiu and Sego (2001); Bussière (2007) et Pabst (2011)
Limite de consistance	Non plastique ou très peu plastique ou de très faible plasticité, l'indice de plasticité I _p (ou PI) <10% ou presque nul et W _L (ou LL) de près de 17% ou <40%		Vick (1990) ; Aubertin et <i>al.</i> (1996b); Aubertin et <i>al.</i> (2002a); Qiu and Sego (2001) ; Wijewickreme et <i>al.</i> (2005a); Bussière (2007)
Optimum Proctor (W _{opt})	10 à 20 % avec γ _d qui varie entre 11,5 à 27 kN/m ³		Bussiere (1993); Aubertin et <i>al.</i> (1996b; 1999a); Aubertin <i>et al.</i> (2002a); James (2009) ; Aubertin (2011); Bussière (2007)
Indice de compression C _c	0,05 à 0,54		Vick (1990); Aubertin et <i>al.</i> (1996b); Qui and Sego (2001); Aubertin et <i>al.</i> (2002a); Bussière (2007)
Indice de recompression C _r	0,003 à 0,010		
Coefficient de consolidation C _v	10 ⁻⁴ à 10 ⁻¹ cm ² /s		

Tableau 2.3 Principales caractéristiques de stériles miniers

Matériaux	Stériles miniers	Références
Paramètres		
Granulométrie		
D ₁₀	0,02 à 3 mm	McKeown et al. (2000); Aubertin et al. (2002a) ; Martin (2003); Fala (2008); Aubertin (2013); Amos et al. 2015; Lévesque (2015); Larochelle (2019); Lavoie-Deraspe (2019) ; Boulanger-Martel (2019) ; Laverdière (2019)
D ₆₀	1 à 80 mm	
C _U	20 et plus	
Proportion gravier	33 à 37 %	
Proportion sable	59 à 62 %	Azam et al. (2007); Anterrieu et al. (2010) ; Lessard (2011); Peregoedova (2012); Rey et al. (2014); Kalonji Kabambi (2014)
Proportion particules fines (<80 µm)	4 à 5 %	
Classification	Sable bien gradué (SW) ; grave propre bien graduée (GW)	Peregoedova (2012); Kalonji Kabambi (2014)
Porosité (n)	0,30 à 0,60	Morin et al. (1991); Aubertin et al. (2002a); Hernandez (2007); Azam et al. (2007) ; Aubertin (2013); Laverdière (2019)
Conductivité hydraulique saturée (k _{sat})	10 ⁻⁷ cm/s jusqu'à 1 cm/s	Morin et al. (1991); Ritchie (1994); Lefebvre et al. (2001a); Azam et al. (2007; Bourrel (2008) ; Lessard (2011); Peregoedova (2012); Aubertin (2013); Kalonji Kabambi (2014); Amos et al. (2015); Lavoie-Deraspe (2019); Larochelle (2019) ; Laverdière (2019)
Densité sèche	1500 à 2700 kg/m ³	Quine (1993), Williams (2000) ; McLemore et al. (2009)

2.3 Cas d'application des recouvrements tirés de la littérature

Cette section vise à présenter des exemples d'applications de recouvrements miniers tirés de la littérature. Cependant comme il y a relativement peu de sites complètement restaurés qui ont été répertoriés, des études présentant des résultats de cellules expérimentales de terrain sont aussi présentées. Des cellules expérimentales à échelle intermédiaire permettent de déterminer l'efficacité de la couverture soumis à des conditions plus représentatives de l'endroit où le recouvrement sera éventuellement construit. Plusieurs progrès sur les configurations de modèle physiques de terrain et de leur capacité à contrôler la génération du DMA ont été réalisés au cours des 25 dernières années. La plupart de ces travaux ont par la suite servi de base dans la recherche de solutions et à l'élaboration des plans de fermeture des sites miniers générateurs d'acide. Pour

les cas d'application de recouvrement à l'échelle intermédiaire et à grande échelle présentés dans les tableaux 2.4 et 2.5, les principaux indicateurs de performance pour chaque cas et les résultats peuvent être trouvés dans la littérature. Néanmoins, les matériaux de recouvrement utilisés étaient en majorité des sols d'origine naturelle ayant des propriétés hydrogéologiques considérées adéquates.

Tableau 2.4 Études de terrain à l'échelle intermédiaire (quelques cas situés en climat humide)

Sites	Type de recouvrement	Matériaux utilisés	Objectifs	Références
Myra falls, Colombie britannique, Canada	Multicouche placé sur stériles miniers générateurs du DMA	Till naturel, cendres volantes (15%) et till naturel et bentonite (8%)	Barrière à la diffusion de l'oxygène et à l'infiltration d'eau	O'Kane et <i>al.</i> (1997, 1998); MEND (2004b)
Whistle, Ontario, Canada	Multicouche placé sur stériles miniers générateurs du DMA	Sable (92%), bentonite (8%) , limon sableux et argile (5%) et GCB	Recouvrement pour les stériles miniers générateurs d'acide	Adu-Wusu et Yanful (2006, 2007)
Waite-Amulet, Québec, Canada	Avec effets de barrière capillaire placé sur résidus miniers réactifs	Silt argileux et sable	Moyen de contrôle de la génération d'acide	Yanful (1991ab); Yanful et St Arnaud (1991,1992); Yanful et <i>al.</i> (1993)
Manitou, Québec, Canada	Avec effets de barrière capillaire placé sur résidus miniers réactifs	Till, sable, résidus minier NPAG, résidus minier + bentonite	Barrière à la diffusion de l'oxygène et à l'infiltration d'eau	Aubertin et <i>al.</i> (1996d); Bussière et <i>al.</i> (2007a); Maqsoud et <i>al.</i> (2017)
Meadowbank, Nunavut, Canada	Isolante avec effets de barrière capillaire	Stériles non générateur d'acide	Contrôler la température et limiter l'oxydation des sulfures	Boulanger-Martel (2019)

Tableau 2.5 Sommaire des recouvrements miniers multicouches et avec effets de barrière capillaire à grande échelle

Sites	Type de recouvrement	Matériaux utilisés	Objectifs	Références
Rum Jungle, Australie	Multicouche placé sur stériles miniers générateurs du DMA	Sable graveleux, sable argileux et limoneux et argile	Réduire le taux d'infiltration à moins de 5% de pluies incidentes	SRK (1991); Taylor et <i>al.</i> (2003); MEND (2004b)
Equity Silver Mines Ltd, Canada	Multicouche placé sur stériles miniers générateurs du DMA	Till compacté et non compacté	Limiter les flux d'oxygène et d'eau	Patterson (1992); O'Kane et <i>al.</i> (1998)
Heath-Steele, Nouveau-Brunswick, Canada	Avec effets de barrière capillaire placé sur stériles miniers générateurs du DMA	Till glaciaire, sable et gravier	Barrière à l'oxygène et à l'infiltration d'eau	Yanful et <i>al.</i> (1993) ; MEND (2004b)
Les Terrains Aurifères (LTA), Québec Canada	Avec effets de barrière capillaire placé sur résidus miniers réactifs	Sable, gravier et résidus minier NPAG	Barrière à l'oxygène	Bussiere et <i>al.</i> (2006) et MEND (2004b)
Lorraine, Québec, Canada	Avec effets de barrière capillaire placé sur résidus miniers réactifs	Sable, silt et gravier	Barrière à l'oxygène	Aubertin (1996); Nastev et Aubertin (2000); Aubertin et <i>al.</i> (1997ac) ; Bussière et <i>al.</i> (2009)
Bouchard-Hébert, Québec, Canada	Avec effets de barrière capillaire placé sur résidus miniers réactifs	Sable, graviers et argile	Barrière à l'oxygène	Bernier et <i>al.</i> (2005)

2.4 Quelques défis de restauration minière en climat humide

La restauration des aires d'accumulation des rejets miniers (parcs à résidus, haldes à stériles), générateurs de DMA, constitue un des principaux défis environnementaux auxquels est confrontée l'industrie minière. Les principaux points à améliorer et les faiblesses des différentes approches de restauration ont été identifiés récemment dans la littérature, notamment dans les articles d'Aubertin et *al.* (2015, 2016). Dans cette thèse, on s'attaque à deux problématiques importantes : la restauration des aires d'entreposage de résidus ou de stériles miniers hautement réactifs et la restauration des parties inclinées des aires d'accumulation des rejets miniers.

2.4.1 Restauration de parcs à résidus miniers riches en sulfures et très réactifs

De nombreuses études ont examiné l'efficacité des couvertures pour contrôler le DMA, mais peu ont examiné des cas de restauration des parcs à résidus riches en sulfures et très réactifs avec une capacité de neutralisation nulle ou très faible. Le niveau de performance du recouvrement à rechercher pour contrôler tous les contaminants provenant d'un tel rejet pourrait être différent (plus élevé) que dans le cas de rejets plus conventionnels. Quelques travaux dans la littérature ont porté sur la compréhension et le contrôle du comportement géochimique des résidus considérés riches en sulfures (Tableau 2.6). La plupart de ces travaux ont porté sur le contrôle du comportement géochimique de résidus fortement réactifs à l'aide de recouvrement en eau à l'échelle de laboratoire ou de terrain. A notre connaissance, le contrôle du DMA d'un résidu riche en sulfures et très réactifs avec une capacité de neutralisation faible ou nulle à l'aide de couvertures avec effets de barrière capillaire en matériaux miniers peu réactifs a fait l'objet de peu de travaux de recherche.

Tableau 2.6 Sommaire sur la compréhension et le contrôle du comportement géochimique des résidus considérés riches en sulfures

Études	Caractéristiques résidus	Recouvrement	Commentaires	References
Relargage des métaux causé par la turbulence des résidus de pyrrhotite en suspension	75% de pyrrhotite et 0,14% de chalcopryrite	Couverture en eau	les résidus au repos s'oxydent moins et relarguent moins d'acidité et des métaux que les résidus remis en suspension. L'acidité et la libération des métaux augmentent avec l'augmentation de la vitesse de turbulence.	Yanful et <i>al.</i> (2000)
Réactivité de surface des résidus miniers de cuivre à haute teneur en sulfure dans des conditions de couverture en eau peu profonde	18 à 20% de sulfures, un potentiel de neutralisation de 0 à 2 kg de CaCO_3 /tonne et un potentiel de neutralisation de -600 à - 700 kg de CaCO_3 /tonne.	Couverture en eau	La dissolution et la libération des produits de réaction d'oxydation initialement présents dans les résidus influencent la chimie de l'eau interstitielle.	Davé et Paktunc (2003)
Étude en laboratoire des résidus hautement pyritiques submergés sous une couverture d'eau dans diverses conditions hydrodynamiques	80% de pyrite avec un très faible pouvoir neutralisant	Couverture en eau	le pH est resté presque neutre et les concentrations de métaux dissous sont généralement faibles par rapport aux colonnes avec remise en suspension des résidus	Awoh et <i>al.</i> (2014)
Évaluation de la performance du système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus abandonné	17% de pyrite, 1,4% de sphalérite et 1,2% de chalcopryrite et un potentiel de neutralisation nul	Couverture monocouche	Des pH près de la neutralité ont été mesurés. Les concentrations de cuivre sont négligeables, celles de fer (100 à 2000 mg/L) et de zinc (0,3 à 1650 mg/L) présentent une lente décroissance.	Ethier (2017)
Évolution minéralogique et géochimique à long terme de résidus miniers sulfureux sous une couverture d'eau peu profonde	60% en poids de pyrite et pyrrhotite et une faible proportion des autres sulfures	Couverture en eau	L'eau interstitielle des résidus était caractérisée par un pH presque neutre, une alcalinité modérée et des concentrations relativement faibles de sulfates et métaux	Moncur et <i>al.</i> (2015)

2.4.2 Restauration de zones inclinées de parcs à résidus et des haldes à stériles

Les méthodes de restauration des parcs à résidus ou rejets du concentrateur et des haldes à stériles nécessitent des techniques de restauration qui s'adaptent aux différentes zones de ces ouvrages d'entreposage de rejets (horizontale ou inclinées). Le développement d'un recouvrement pour les pentes de ces ouvrages est sans doute un des plus gros défis techniques. C'est le cas par exemple des parements de digues (avec un angle de 15° à 20°) de parcs à résidus construites avec des stériles générateurs d'acide (exemple de la Digue 1 de 1,5 km de long à la mine LaRonde) et le flanc des haldes à stériles avec des pentes pouvant atteindre 35° (Aubertin et *al.*, 2016). Le défi peut être amplifié selon les caractéristiques de ces ouvrages (superficie de l'empreinte, hauteur des empilements et pentes). C'est le cas de la halde à stérile de la mine Canadian Malartic avec un volume de stériles estimé à 395 millions de tonnes en 2018 et 700 millions de tonnes à la fin de la vie de la mine, une superficie de l'empreinte et une élévation finale projetées à la fin des opérations d'environ 440 ha et 300 m, respectivement (Golder, 2015; Lavoie-Deraspe, 2019). C'est le cas aussi des trois haldes à stériles de la mine Lac Tio (Puyjalon, Léo et Petit-Pas) qui ont à certains endroits des angles équivalents à l'angle du matériel au repos et des hauteurs de près de 100 m (Plante, 2010).

La technique des CEBC a été utilisée sur quelques haldes à stériles et aurait permis de réduire la génération de DMA dans certains cas (Yanful et *al.*, 1993, O'Kane et *al.*, 1998; Qing, 2010 cités par Dubuc, 2010). Le tableau 2.7 présente ces quelques cas tirés de la littérature. Pour rappel, une CEBC vise à contrôler la diffusion de l'oxygène et/ou l'infiltration d'eau et que sa performance est influencée par plusieurs facteurs: les types des matériaux et leurs propriétés hydrogéologiques, la géométrie du système (épaisseur des couches, angle et longueur de la pente), la végétation et les conditions climatiques (p.ex., Akindunni et *al.*, 1991; Morel-Seytoux, 1992; Aubertin et *al.*, 1996a; Choo et Yanful, 2000). Les principales limitations et contraintes de ce type de couvertures lorsque placées sur des haldes (ou des digues de parc à résidus miniers) concernent le maintien de la saturation dans le haut de pente de la CRH (Bussière, 1999; Bussière et *al.*, 2003) et la durabilité des matériaux de cette couche (érosion, cycles de mouillage/séchage et de gel/dégel) (Aubertin et *al.*, 2002b).

Dans la littérature des modèles physiques et numériques ont été réalisés afin de mieux comprendre l'effet de la pente (angle et longueur) sur le comportement hydrogéologique globale d'une CEBC et ainsi fournir des outils préliminaires de conception. Une synthèse de la plupart de ces travaux est présentée au tableau 2.7. Les résultats ont montré que l'inclinaison du recouvrement favorise une diversion latérale de l'eau plutôt qu'une infiltration complète du front de mouillage. En général, on remarque une différence en teneur en eau volumique (θ) entre le haut et le bas de la pente qui peut atteindre 20% en fonction du temps de drainage (p.ex., Bussière et *al.*, 2003; Cissokho, 2007; Mancarella et *al.*, 2012).

Pour augmenter la capacité de rétention d'eau de la CRH de CEBC inclinées, des solutions ont été avancées, notamment la mise en place de bris de succion à l'échelle intermédiaire (p.ex., Aubertin et *al.*, 1997b; Bussière, 1999; Cissokho, 2004;2007; Maqsoud et *al.*, 2011). Les résultats des simulations numériques réalisées à ce sujet pour le cas LTA montrent une augmentation de la θ qui varie respectivement entre 2-50% et 5-12% selon l'inclinaison ($10-30^\circ$) et la longueur de la pente (10-50 m) pour un temps de drainage de 10 à 46 jours (Cissokho, 2004; 2007). Les résultats de θ obtenus pour le cas de Maqsoud et *al.* (2011) ont été confirmés par des mesures géophysiques utilisées pour la caractérisation de la distribution de l'eau dans la partie inclinée de la CEBC. Pour des simulations effectuées en drainage, la construction d'un bris de succion permettrait de réduire le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène (De-slope) par un facteur de 1 à 3 selon le temps de drainage pour le cas de Bussière (1999). Néanmoins la zone d'influence de l'effet du bris de succion pour tous les travaux énumérés ci-haut est restée limitée (3 à 4 m pour le cas de Cissokho, 2007 et moins de 10 m pour le cas *in situ* de Maqsoud et *al.*, 2011). Finalement, la nécessité d'introduire ou non des mesures de prévention de la désaturation de la CRH dans le haut des pentes des CEBC inclinées sera dictée par une analyse de l'efficacité, des coûts de construction et des bénéfices qui y sont associés estiment certains auteurs (p.ex., Dagenais, 2005).

Tableau 2.7 Quelques cas d'utilisation des recouvrements multicouches et avec effets de barrière capillaire sur des zones inclinées

Sites	Recouvrement	Paramètres évalués	Commentaires	Références
Heath-Steele, Nouveau- Brunswick, Canada 756 000 tonnes de stériles pyritiques Superficie testée 0,25 ha	-30 cm de couche granulaire de base, -60 cm de couche de till glaciaire saturée, -30 cm de couche granulaire à grains grossiers et -10 cm de couche de protection contre l'érosion.	-Teneur en eau dans la couche de till -Flux oxygène -Température -Taux d'infiltration d'eau -Qualité géochimique de l'eau d'exfiltration de la pile de stériles	-Till demeure presque complètement saturé -Réduction de la concentration d'oxygène à la base du recouvrement (de 20% à moins de 3%) -Réduction du volume de lixiviat contaminé à $\approx$ 3% des précipitation totale incidente sur la halde à stérile -Pas de changement significatif de la qualité de l'eau d'exfiltration avec le temps	Yanful et <i>al.</i> (1993) ; MEND (2004b)
Rum Jungle, Australie Roches stériles avec minéraux sulfureux (mine abandonnée d'uranium et de cuivre)	-15 cm de sable graveleux, -30 cm de sable argileux et -30 cm d'argile compacté. 3H:1V de pentes latérales de la halde et 1% à 10% d'angle à la surface de la halde	-Teneur en eau dans la couche d'argile -Flux oxygène -Température -Taux d'infiltration d'eau -Qualité géochimique de l'eau d'exfiltration de la pile de stériles	-Réduction des taux de génération de sulfate et d'infiltration d'eau (à $\approx$ 5%). -Changement de propriétés des matériaux de la couverture avec le temps	SRK (1991); Taylor et <i>al.</i> (2003); MEND (2004b)
Equity Silver Mines Ltd, Canada	-50 cm de till compacté, -30 cm de till non compacté qui a servi de couche de protection et de base pour la végétation	-Teneur en eau, -Succion matricielle, -Température du sol, -Oxygène gazeux et dioxyde de carbone gazeux -Taux d'infiltration d'eau -Qualité de l'eau	-Pas de réduction des exfiltrations d'eau contaminée à travers la pile de stérile, -Cu et le Zn ont été réduits dans l'eau d'exfiltration que de 28% et 11% respectivement. -Haut degré de saturation ($>90\%$) dans la couche de till compactée. --L'infiltration moyenne ($\approx$ 5% des précipitations).	Patterson (1992); O'Kane et <i>al.</i> (1998)
Les Terrains Aurifères (LTA), Québec Canada	-50 cm couche support, - 80 cm couche de rétention d'humidité -30 cm couche drainante	-Teneur en eau, -Succion matricielle, -Flux oxygène	-Bonne rétention d'eau dans la CRH de la partie horizontale du recouvrement -Reduction de la performance du recouvrement due aux effets de pente	Bussiere et <i>al.</i> (2006) et MEND (2004)

Les recouvrements avec effets de barrières capillaires ont aussi été proposés pour dévier l'eau dans les pentes (Ross (1990), Steenhuis et *al.* (1991), Morel-Seytoux (1994) et Warrick et *al.* (1997). Dans ce cas, le comportement du recouvrement incliné est relativement complexe puisque la répartition des eaux infiltrées n'est pas homogène sur toute la longueur de la pente. Plusieurs travaux ont été effectués pour mieux comprendre les phénomènes physiques impliqués dans l'écoulement d'eau à l'intérieur de barrières capillaires inclinées ainsi que l'importance de différents paramètres. Certains de ces travaux ont été réalisés au laboratoire et sur terrain (p.ex., Miyazaki, 1988; Larson et *al.*, 1988; Stormont, 1985a; Apithy, 2003; Bussière et *al.*, 2003; Kim et Benson, 2003; Maqsoud et *al.*, 2003; Alfnes et *al.*, 2004; Tami et *al.*, 2004; Maqsoud, 2004; Cissokho, 2004; Fala et *al.*, 2005; Cifuentes et *al.*, 2006; Cissokho, 2007; Bussière et *al.*, 2007b ; Tianwei Qian et *al.*, 2010; Maqsoud et *al.*, 2011; Mancarella et *al.*, 2012; Ng. Charles W.W. et *al.*, 2015). D'autres auteurs ont réalisé des simulations à l'aide des solutions analytiques (e.g. Zaslavsky et Sinai, 1981a; Ross 1990; Steenhuis et *al.*, 1991; Stormont 1995b; Selim 1987; Selim 1988; Rogers et Selim, 1989) et numériques (p.ex., Frind et *al.*, 1976; Wallach et Zaslavsky, 1991; Oldenburg et Pruess, 1993; Yeh et *al.*, 1994; Aubertin et *al.*, 1997b; 2009).

Quand l'eau se déplace le long de l'interface CRH - CBC, le degré de saturation et la conductivité hydraulique du matériau fin (dans la CRH) augmentent progressivement jusqu'à un point critique où la conductivité hydraulique de cette couche devient égale à celle de la CBC. Pour un système CEBC incliné à trois couches (silt-sable-gravier) (Figure 2.2), l'eau infiltrée est d'abord évacuée latéralement le long de l'interface silt-sable jusqu'au point où la conductivité hydraulique de la couche de sable est égale à celle de la couche de silt. Par la suite, l'eau s'écoule dans la couche de sable et, est drainée latéralement le long de l'interface sable-gravier jusqu'au point où la conductivité hydraulique de la couche de gravier devient égale à celle de la couche de sable (Liu et *al.*, 2015). A ces points critiques, la succion à l'interface atteint et commence à dépasser la valeur d'entrée d'eau (WEV pour Water Entry Value) du matériau grossier sous-jacent (Steenhuis et *al.*, 1991; Morris et Stormont, 1999; Cifuentes et *al.*, 2006; Aubertin et *al.*, 2009; Rahardjo et *al.*, 2012). L'effet de la barrière capillaire commence à disparaître graduellement. L'emplacement le long de la pente où ces phénomènes ont lieu (disparition des effets de barrière capillaire) est appelé limite de bas de pente (DDL pour « Down Dip Limit ») (Ross 1990). En réalité, cette limite ne correspond pas à un point, mais plutôt à une région où le bris capillaire disparaît graduellement (Bussière, 1999). Le débit latéral (s'écoulant dans le sens de la pente) du haut de la pente jusqu'au point DDL

est appelé la capacité de diversion (ou de déviation) d'une barrière capillaire représentée souvent par $Q_{\max}$. Quant à la distance horizontale entre le haut (sommet) de la pente et le point DDL, celle-ci est appelée longueur effective de la barrière capillaire (L_{eff}) (p.ex., Ross, 1990, Bussière, 2003; Aubertin et *al.*, 2009).

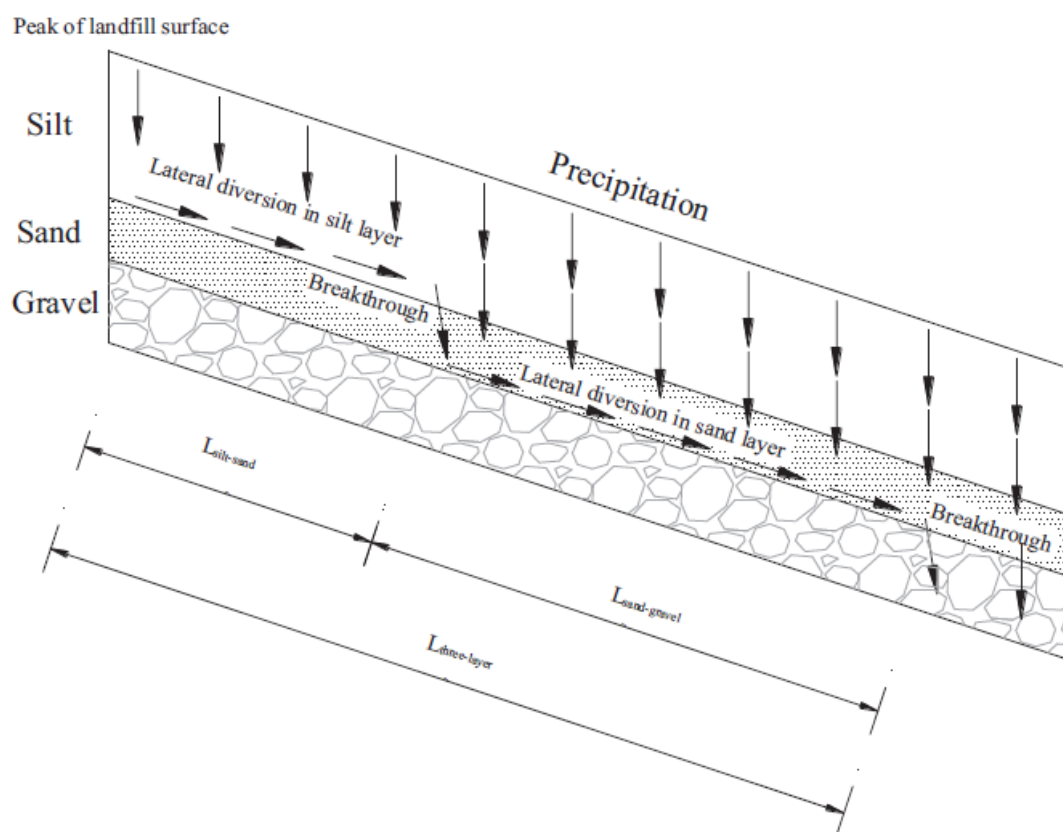


Figure 2.2 Représentation schématique de la longueur de diversion latérale dans un système CEBC à trois couches (silt-sable-gravier) (tiré de Liu et *al.*, 2015)

Ces deux paramètres ($Q_{\max}$ et L_{eff}) permettent d'évaluer l'efficacité d'une couverture capillaire à contrôler ou empêcher l'infiltration d'eau. Plusieurs solutions analytiques ont été développées pour les évaluer pour différents cas particuliers. Ces solutions analytiques sont souvent utilisées pour évaluer de façon préliminaire $Q_{\max}$ et L_{eff} de recouvrements avec effets de barrière capillaire inclinés (p.ex., Pease and Stormont, 1996; Bussière, 1999; Tami et *al.*, 2004; Bussière et *al.*, 2007b). Les principales solutions analytiques proposées dans la littérature sont (voir Tableau 2.8):

Ross (1990), Ross (1990) modifiée par Steenhuis et *al.* (1991), Morel-Seytoux (1994) et Warrick et *al.* (1997).

La plupart de ces solutions analytiques font les hypothèses suivantes (p.ex., Bussière, 1999; Aubertin et *al.*, 2009): le régime est permanent, l'épaisseur de la couche est infinie, il n'y a aucune évapotranspiration (ET), la nappe phréatique est très loin de la surface et la succion à une distance donnée de l'interface ne dépend pas de l'emplacement le long de la pente. Certaines de ces hypothèses sont irréalistes pour des situations réelles de terrain (p.ex., Bussière et *al.*, 2007b), d'où la nécessité d'identifier les conditions d'application de ces formules. Pour chaque solution, L_{eff} de la barrière capillaire peut être évaluée en divisant la valeur de Q_{max} par le taux de précipitation P . L'augmentation de l'épaisseur d'une CEBC inclinée peut améliorer son efficacité en augmentant sa longueur de diversion (LD) jusqu'à une certaine épaisseur au-delà de laquelle les gains sont minimales (Aubertin et *al.*, 2009). Cependant des études numériques menées par Bussière (1999) et Cissokho (2004) basées sur les résultats hydrogéologiques de CEBC avaient démontrées que la longueur de la pente avait peu d'incidence sur la performance des CEBC par rapport à l'inclinaison.

Enfin, certains auteurs ont proposé l'application des couvertures CEBC pour dévier l'eau dans les pentes d'ouvrages miniers afin de limiter les risques de génération de DMA et/ou de DNC en utilisant une couche de contrôle d'écoulement (CCE) (Aubertin et *al.*, 2009; Bussière et *al.*, 2015; Martin et *al.*, 2017; Dubuc et *al.*, 2017; Dimesh et *al.*, 2018,2019; Poaty, 2020). Le principe de la technique en cours de développement, consiste à dévier latéralement l'eau des précipitations le long des couches inclinées de matériaux fins (Dubuc, 2010; Dubuc et *al.*, 2017). Cette approche permet d'intégrer la restauration à la construction de la halde selon les concepts à la base d'une gestion intégrée des rejets miniers et adopte une approche de conception pour la fermeture du site - *Designing for Closure* (e.g., Aubertin et *al.*, 2015, 2016).

La conclusion générale que nous pouvons tirer de tout ce qui précède concernant la restauration des zones inclinées est qu'il n'existe pas de design « passe-partout » pour la conception de recouvrements inclinés. Pour chaque site et en fonction de matériaux disponibles, des tests à échelle intermédiaire et des simulations numériques devront être menés afin de déterminer la meilleure géométrie et la configuration optimale (« case specific design »). L'intégration des résultats de travaux de recherche en cours contribuera également au développement des solutions optimales et pouvant être intégrées dans les opérations minières.

Tableau 2.8 Solutions analytiques pour le calcul de la capacité de diversion

Ross (1990)	
$Q_{max} = k_{sat_2} \frac{\tan \alpha}{a_{s_2}} \left[\left(\frac{P}{k_{sat_1}} \right)^{\frac{a_{s_2}}{a_{s_1}}} - \frac{P}{k_{sat_2}} \right]$	
	[2.1]
où α : angle de la pente ; k_{sat} : conductivité hydraulique saturée (m/s) ; a_s : paramètre qui est fonction de la géométrie des pores (Philip, 1969) ; P : le taux de précipitation (m/s); Les indices 1 et 2 se réfèrent au matériel grossier et fin.	
Caractéristiques de la solution Modèle de Gardner (1958) Equation de deux couches infinies	
Ross (1990) modifié par Steenhuis et al. (1991)	
$Q_{dm} = k_{sat_2} \tan \alpha \left[a_{s_2}^{-1} \left(1 - \frac{P}{k_{sat_2}} \right) + \psi_{a_2} - \psi_w \right] \text{ avec } (\psi_{a_2} \geq \psi_w)$	
	[2.2]
où : ψ_a : pression d'entrée d'air (AEV en m d'eau) ; ψ_w : pression d'entrée d'eau (WEV) dans le matériel grossier (m d'eau) ; a_s : valeur de la sorption en fonction de la géométrie de la porosité (Philip, 1969)	
Caractéristiques de la solution Modèle de Rijtema (1965) Equation de deux couches infinies Grand contraste entre les matériaux	
Morel-Seytoux (1994)	
$Q_{dm} = k_{sat_2} \tan \alpha \left[\psi_{c_2} - \psi_{aM_1} \left(\frac{q^* P}{k_{sat_1}} \right)^{\frac{-M_1}{p_1}} \right]$	
	[2.3]
où : ψ_{c_2} : pression capillaire effective ; ψ_{aM_1} : pression d'entrée d'air de la courbe de mouillage ; q^* : fraction transmise ; M : paramètre de Brooks and Corey (1964) utilisé pour décrire la CRE ; p : paramètre utilisé pour décrire la fonction de perméabilité ($p = 3 + 2M$) .	
Caractéristiques de la solution Modèle de Brooks et Corey (1964) Equation de deux couches infinies	

2.5 Modèles de transport réactif et prédiction du comportement géochimique

Les calculs d'équilibre tenant compte des processus hydrogéochimiques (oxydation, précipitation, diffusion d'oxygène, advection-dispersion, sorption, écoulement, etc) dans le cas des résidus miniers sont trop complexes pour être réalisés à la main dans des temps raisonnables. Aussi, le mouvement des contaminants dans ce type de matériaux est particulièrement complexe à mesurer et à modéliser en raison de ces nombreux processus impliqués et des interactions entre eux. D'où l'intérêt de recourir aux modèles d'équilibre thermodynamique afin de réaliser les calculs d'équilibres de systèmes géochimiques ou aux outils de modélisation numérique de transport réactif pour le suivi des contaminants. L'intérêt des modèles de transport réactif est qu'ils intègrent l'effet du temps dans les mouvements des fluides (eau, gaz) et l'évolution des propriétés hydrogéologiques et géochimiques comparativement aux modèles d'équilibres thermodynamiques.

Des modélisations numériques, combinées aux résultats expérimentaux en laboratoire et/ou sur le terrain, sont souvent utilisés comme outil pour évaluer le transport réactif à travers les systèmes de gestion de résidus miniers et prédire la performance à long terme des scénarios de restauration. D'une manière générale, la prévision de la qualité du drainage dépend de plusieurs variables, notamment la dissolution des minéraux, les réactions secondaires, les différences de taille des particules et le climat (Maest et *al.*, 2005). Bien que certaines de ces variables soient souvent estimées, les prévisions géochimiques peuvent fournir des informations sur la qualité du drainage des résidus miniers, bénéfiques pour une gestion rationnelle de ces rejets. Ces prévisions numériques sont destinées à contribuer aux informations fondamentales nécessaires à la conception de scénarios de restauration efficace du point de vue technique et économique.

Des techniques de caractérisation physique, géochimique, hydrogéologique et minéralogique de rejets miniers, associées aux modélisations physique et géochimique, ont été appliquées pour prédire la qualité du drainage de rejets miniers (Bain et *al.*, 2001; Nicholson et *al.*, 2003; Amos et *al.*, 2004; Jurjovec et *al.*, 2004; Maest et *al.*, 2005; Molson et *al.*, 2005; Linklater et *al.*, 2005; Brookfield et *al.*, 2006; Smith et *al.*, 2013; Amos et *al.*, 2015; Vriens et *al.*, 2019). Plusieurs modèles géochimiques ont été utilisés dans certaines études: TOUGH (Pruess, 1991; 2004; Lefebvre et *al.*, 2001a,b); POLYMIN et MINTRAN (Molson et *al.*, 2005); PYROX (Wunderly et *al.*, 1996; Romano et *al.*, 2003); PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 1999); HYDROGEOSPHERE (Therrien et Sudicky, 1996; Ben Abdelghani et *al.*, 2015; Ethier et *al.*, 2018b). Le modèle MIN3P

(Mayer et al., 2002) a été choisi dans cette étude car il s'agit d'un modèle de transport réactif couplé à l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé, qui offre la possibilité de modifier les types et les taux de réaction, et son application pour les résidus miniers a été démontrée dans des études précédentes. Il prend également en compte le transport physique dans la phase aqueuse (transport advectif-dispersif) et gazeuse (diffusion et advection). Les réactions géochimiques (cinétique ou équilibre) considérées par le code sont : l'hydrolyse, la complexation aqueuse, l'oxydo-réduction et oxydation des sulfures, la dissolution et la précipitation des minéraux, les échanges ioniques et la dissolution ou partition de gaz dans l'eau. Ce logiciel utilise le modèle du noyau réactif et offre la possibilité d'utiliser d'autres modèles pour l'oxydation des minéraux sulfureux (Mayer et al., 2002). Les équations d'écoulement à saturation variable et les équations de transport réactif à plusieurs composants utilisées dans ce logiciel sont présentées à l'annexe C.

MIN3P a été utilisé dans plusieurs études notamment pour simuler la génération, le traitement et le contrôle de la production du DMA (Mayer et al., 2001ab; 2012; Brookfield et al., 2006; Henderson et al., 2009 ; Pabst, 2011) et les résultats obtenus correspondaient assez bien aux mesures expérimentales de laboratoire et de terrain (Bain et al., 2001; Mayer et al., 1999, 2002; Jurjovec et al., 2002, 2004; Molson et al., 2004, 2008; Ouangrawa et al., 2009; Demers et al., 2013; Pabst, 2011 ; Pabst et al., 2017b). Par exemple, le système géochimique complet dans lequel une CCBE a été installée sur des résidus réactifs, y compris la spéciation géochimique et le tamponnage du pH par les minéraux solides, a été simulé avec MIN3P par Molson et al. (2008). Demers et al. (2013) ont appliqué MIN3P pour simuler le drainage neutre contaminé provenant d'une cellule de terrain remplie de stériles miniers. Ouangrawa et al. (2009) ont utilisé MIN3P pour simuler le transport réactif de résidus miniers en colonne avec une remontée capillaire afin de prévenir l'oxydation des sulfures. Pabst et al. (2017a) ont utilisé MIN3P pour simuler le transport réactif de résidus miniers acidogènes partiellement oxydés. Wilson et al. (2018a, b) ont utilisé MIN3P pour évaluer les processus géochimiques importants contrôlant l'oxydation des minéraux sulfurés et leur dépendance à la température et à la teneur en minéraux sulfurés des stériles. Raymond et al. (2020) a fait le calibrage du modèle numérique MIN3P-HPC aux données d'observation d'une expérience de laboratoire conçue pour évaluer un système de recouvrement. Neanmoins, il existe des incertitudes sur la capacité du MIN3P à capter tous les mécanismes d'oxydation impliqués dans le comportement des matériaux hautement réactifs avec une capacité de neutralisation quasiment nulle. Pabst et al. (2017b) ont considéré l'oxydation indirecte des sulfures en augmentant la vitesse

de réaction d'oxydation directe. On ne sait pas si cette méthode est valable pour une combinaison de mécanismes de réaction, tels que l'oxydation bactérienne et galvanique, ainsi que l'oxydation directe et indirecte. Une synthèse des travaux de recherche ayant utilisés MIN3P pour simuler la génération, le traitement et le contrôle de la production du DMA est présentée au tableau 2.9.

Tableau 2.9 Sommaire des travaux de recherche ayant utilisés MIN3P

Études	Objectifs	Commentaires	Références
Modélisation du transport réactif multicomposant dans des milieux poreux à saturation variable en utilisant une formulation généralisée pour des réactions cinétiquement contrôlées	Étudier une variété de problèmes impliquant des produits chimiques inorganiques et organiques dans des milieux à saturation variable	L'étude a démontré l'applicabilité des équations pour différentes espèces dissoutes	Mayer et <i>al.</i> (2002)
Mécanismes de neutralisation de l'acide et libération de métal dans les résidus miniers, une expérience en colonne au laboratoire	Simuler les réactions de neutralisation d'acide se produisant dans la zone saturée des parcs à résidus	Les résultats étaient cohérents avec les observations de terrain	Jurjovec et <i>al.</i> (2002)
Modélisation du transport réactif à plusieurs composants des réactions de neutralisation d'acide dans les résidus miniers	Analyser et quantifier les réactions de neutralisation d'acide observées en colonne	La description quantitative des changements de pH et des principaux ions dans l'effluent de la colonne a été réalisée avec succès	Jurjovec et <i>al.</i> (2004)
Modélisation du transport géochimique du drainage des cellules expérimentales de résidus miniers placés en dessous d'une CEBC	Simuler le comportement géochimique des cinq cellules CEBC <i>in situ</i> à l'échelle pilote	Les simulations ont montré que la CRH des CCBE réduisait la DMA en inhibant la diffusion d'O ₂ dans les résidus réactifs sous-jacents	Molson et <i>al.</i> (2004, 2008)
Intégration des mesures sur le terrain et de la modélisation du transport réactif pour évaluer le transport des contaminants dans	Intégration et l'évaluation quantitative de données géochimique, minéralogique et	Les résultats des simulations de transport réactif étaient en accord	Brookfield et <i>al.</i> (2006)

un parc à résidus miniers contenant des sulfures	hydrogéologique à l'aide de la modélisation du transport réactif	général avec les observations de terrain	
Modélisation du transport réactif des colonnes de résidus miniers avec une saturation en eau élevée induite par capillarité pour empêcher l'oxydation des sulfures	Étudier l'effet d'une saturation en eau élevée sur la prévention de l'oxydation des minéraux sulfurés et du drainage minier acide	L'effet de la saturation sur la prévention de l'oxydation des sulfures a été simulé avec succès	Ouangrawa et <i>al.</i> (2009)
Modélisation tridimensionnelle du flux et du transport réactif à plusieurs composants en fonction de la densité de l'oxydation du solvant chloré par le permanganate de potassium	Simuler la remédiation à base de permanganate et évaluer les voies de son utilisation	Le code modifié MIN3P-D a fourni un couplage direct entre l'écoulement de fluide dépendant de la densité, le transport de soluté, le traitement des contaminants et les réactions géochimiques	Henderson et <i>al.</i> (2009)
Modélisation numérique du drainage neutre contaminé provenant d'une cellule expérimentale de terrain contenant des stériles miniers	Évaluer le comportement géochimique des stériles.	Le modèle a pu représenter le phénomène de sorption du Ni dans l'effluent des stériles	Demers et <i>al.</i> (2013)
Modélisation du transport réactif du comportement hydrogéochimique de résidus miniers acidogènes partiellement oxydés avec une couverture monocouche	Évaluer l'efficacité d'une couverture monocouche à réduire la génération de drainage minier acide	Le comportement hydrogéochimique du recouvrement monocouche a été simulé avec succès	Pabst (2011); Pabst et <i>al.</i> (2017b)

Un modèle conceptuel pour l'évolution géochimique des stériles miniers en fonction de la température et de la teneur en sulfures - Échelle du laboratoire	Évaluer les processus géochimiques importants contrôlant l'oxydation des minéraux sulfurés et leur dépendance à la température et à la teneur en minéraux sulfurés	La surface libre des sulfures et la température jouent un rôle important dans les taux d'oxydation des sulfures et la libération de sulfate et de métaux	Wilson et <i>al.</i> (2018a)
Mise à l'échelle d'un modèle de transport réactif pour l'évolution géochimique des stériles miniers en fonction de la température et de la teneur en sulfures	Évaluer l'évolution géochimique à long terme et le drainage des stériles à faible teneur en sulfures	L'évolution géochimique à long terme des stériles a été simulée avec succès	Wilson et <i>al.</i> (2018b)
Modélisation numérique d'un tas de stériles à l'échelle du laboratoire avec un système de recouvrement	Calibrer le modèle numérique aux données d'observation d'une expérience de laboratoire conçue pour évaluer un système de recouvrement	Les résultats montrent que le modèle numérique est capable de capturer les taux d'écoulement des ports de drainage et de faire correspondre les principales concentrations d'effluents	Raymond et <i>al.</i> (2020)

CHAPITRE 3 APPROCHE METHODOLOGIQUE UTILISÉE DANS LA THÈSE

Ce chapitre présente les méthodes utilisées pour atteindre les objectifs de la thèse. Cette partie de la thèse se veut complémentaire aux différentes méthodes qui seront présentées aux chapitres 4, 5, 6 et 7. La méthodologie générale présentée ici est constituée d'une phase d'échantillonnage et de caractérisation de résidus réactifs et de matériaux de recouvrement, d'une phase expérimentale en colonnes au laboratoire, d'une phase expérimentale en cellules de terrain et enfin d'une phase de modélisations hydrogéologique et hydrogéochimique. À noter que les différentes caractérisations réalisées ainsi que les principales caractéristiques des matériaux ne sont pas reprises ici puisque l'on considère que ces dernières sont décrites en détails dans les chapitres des résultats ainsi que dans les annexes.

3.1 Phase d'échantillonnage et caractérisation des matériaux

Un résidu minier générateur d'acide et quatre matériaux miniers peu réactifs provenant des mines d'Agnico Eagle Mines Ltd (AEM) ont été utilisés dans ce projet de recherche. Les quatre matériaux miniers de recouvrement utilisés sont : un résidu non générateur d'acide (TG), un résidu désulfuré (Z5), un stérile minier potentiellement non générateur d'acide (WL) et un stérile minier potentiellement générateur d'acide (WP). Les résidus générateur d'acide et TG ont été échantillonnés directement dans deux parcs à résidus. Les stériles miniers ont été échantillonnés sur des tas de stériles concassés et tamisé à une granulométrie de 50 mm sur le site minier LaRonde. Les résidus désulfurés Z5 ont été produit par flottation à partir de minerai Z5. Ce minerai a été échantillonné à l'extension Z5 à une granulométrie tronquée de 50 mm dans des barils et ramenés à ExploLab inc de Val d'Or pour les concassage et broyage. La désulfuration de ce minerai a été réalisée par flottation non sélective en colonne de flottation au laboratoire de l'Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale (URSTM-UQAT). Afin de construire un des scénarios de recouvrement avec de rejets désulfurés dans la CRH, des rejets désulfurés Z5 à 0,18 % S et 1,17% C ont été produits. Les échantillons de résidu réactif et de quatre matériaux de recouvrement ont été acheminés au laboratoire pour la caractérisation de leurs propriétés. Le tableau 3.1 présente les normes, procédures et/ou techniques suivies pour la caractérisation des différentes propriétés des

matériaux. Les résultats obtenus à l'aide de ces techniques sont résumés aux chapitres 4, 5, 6 et 7 ainsi que dans les annexes.

Tableau 3.1 Essais et techniques utilisés pour la caractérisation des matériaux au laboratoire

Paramètres	Techniques	Normes/Auteurs
Granulométrie (Chapitres 5,7 et annexe D)	Granulomètre laser et/ou tamis	ASTM D422 (2007); ASTM E-11-04 (2004); Merkus (2009).
Densité relative des grains solides (Chapitres 4, 5, 7 et annexe E)	Pycnomètre à hélium	ASTM D5550-14 (ASTM 2014).
Analyse élémentaire (annexe F)	Inductively Coupled Plasma and Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES)	Villeneuve (2004)
Analyse soufre –carbone (Chapitre 5)	Four Leco	Villeneuve (2004)
Analyse minéralogique (Chapitres 4, 5 et annexe G)	Diffraction de rayon X (DRX), microscopie optique (MO) et Microscopie électronique à balayage (MEB)	Rietvelt (1993); Taylor et Hinczak (2001); Petruk (1986; 2000)
Constante du taux de réaction (K_r) et Coefficient de diffusion O_2 (D_e) (Chapitre 4)	Essai de diffusion et consommation d'oxygène et équation de Aachib et <i>al.</i> , (2004) (interprétation avec POLLUTE)	Gosselin et <i>al.</i> (2007); Demers et <i>al.</i> (2009b); Mbonimpa et <i>al.</i> (2011)
Conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) (Chapitres 4, 5 et 7)	Essai de perméabilité et prédiction avec la méthode Kozeny-Carman modifié (KCM)	ASTM D2434-68 (2006); D5856-95 (2007); Chapuis et Aubertin (2003) ; Mbonimpa et <i>al.</i> (2002a); Chapuis et <i>al.</i> (2005, 2007); Peregoedova (2012); Peregoedova et <i>al.</i> (2013)
Courbe de rétention d'eau (stériles) (annexe H)	Démontage de colonnes (après essai de drainage) et prédiction avec la méthode de Kovac modifiée adaptée pour les matériaux grossiers comme les stériles miniers (MKs)	Chapuis et <i>al.</i> (2007); Peregoedova (2012); Lazrag et <i>al.</i> (2012); To-Viet et <i>al.</i> (2013); van Genuchten et <i>al.</i> (1991; lissage avec RETC)
Courbe de rétention d'eau (résidus) (Chapitre 6 et annexe H)	Tempe cell et prédiction avec la méthode de Kovac modifiée (MK)	ASTM D3152-72 (2000); van Genuchten et <i>al.</i> (1991; lissage avec RETC)

3.2 Phase d'expérimentation en colonnes au laboratoire

Cette phase a consisté au montage de huit colonnes en polyéthylène à haute densité (PEHD) et en plexiglas. Quatre petites colonnes (50 à 80 cm de hauteur et 15-30 cm de diamètre) ont été utilisées pour l'étude géochimique de différents matériaux séparés (Fig. 3.1) et trois longues colonnes (30 cm de diamètre et 170 cm de hauteur) pour simuler les modèles physiques des CEBC faites entièrement avec des matériaux miniers (Fig. 3.2).

Les colonnes pour l'étude géochimique de différents matériaux sont constituées d'une seule section alors que les colonnes pour simuler les modèles physiques de recouvrements ont deux sections pour faciliter leur instrumentation et la mise en place de différentes couches de matériaux. Le montage des colonnes est inspiré des travaux déjà réalisés par Aachib (1997), Dagenais (2005), Dagenais et al., (2005), Ouangrawa (2007), Saavedra (2008), Cosset (2009), Pabst (2011) et Kalonji Kabambi (2014).

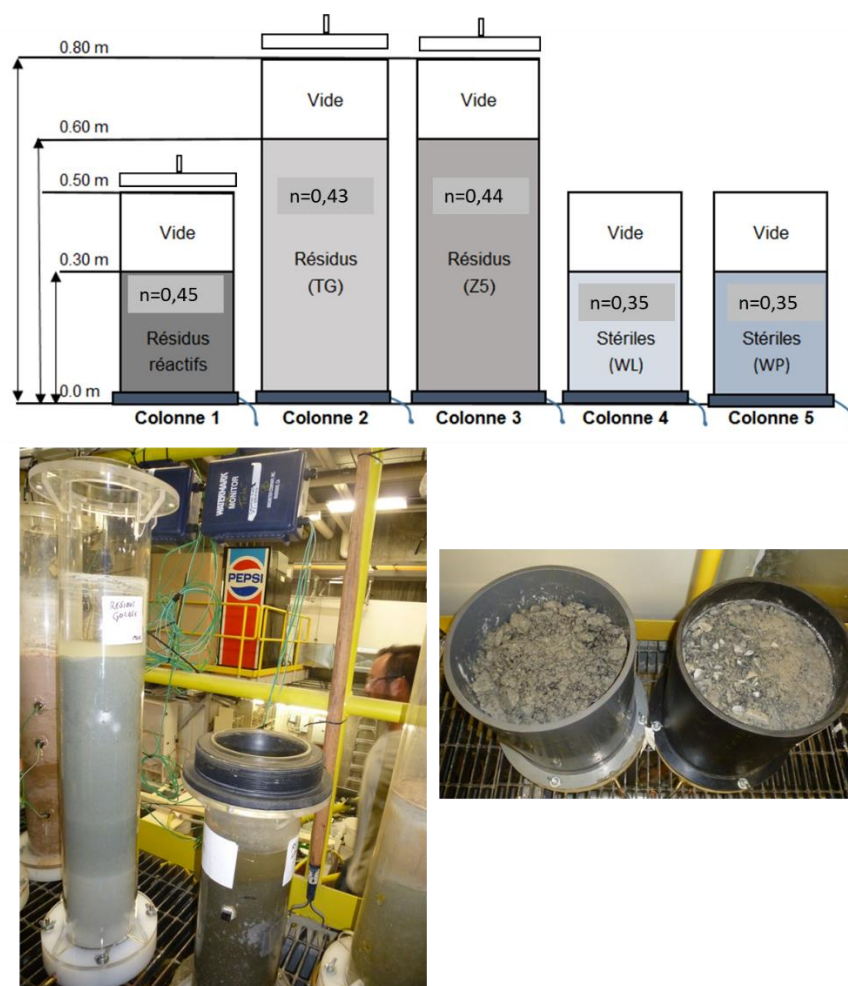


Figure 3.1 Configuration des colonnes pour l'étude géochimique de différents matériaux

Une hauteur de vide d'environ 20 cm est laissée en haut des colonnes pour permettre l'ajout d'eau à chaque cycle et la réalisation des essais de consommation d'oxygène. Les détails complémentaires sur la mise en place des matériaux dans les colonnes, l'instrumentation, les conditions initiales, frontières supérieures et inférieures, les essais de mouillage et drainage et le suivi des colonnes sont présentés dans les sections matériels et méthodes aux chapitres 4, 5, et 6.

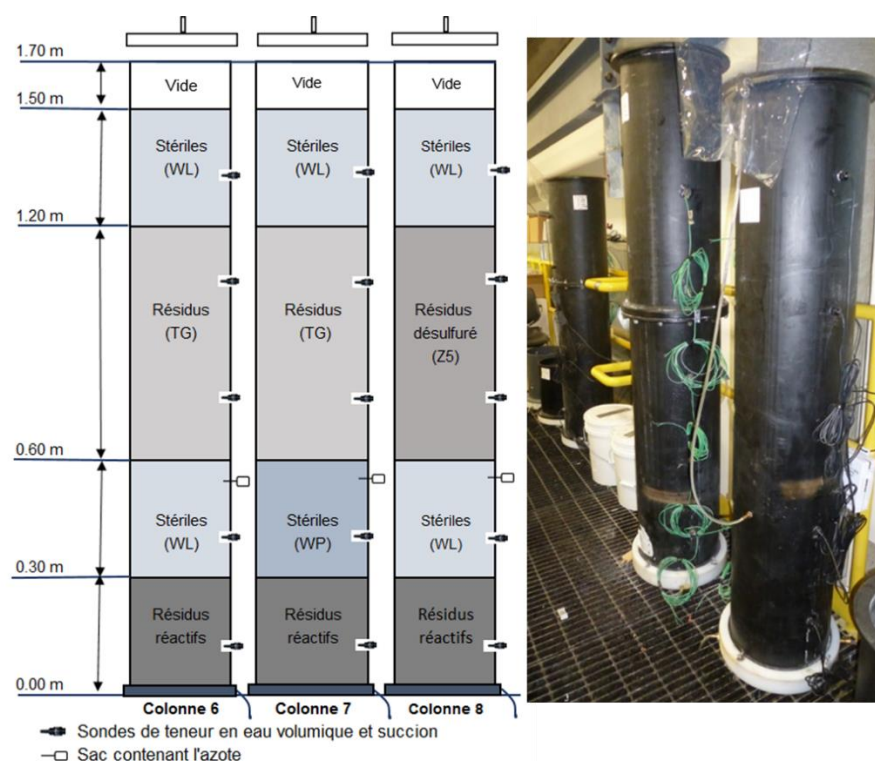


Figure 3.2 Configuration des colonnes pour simuler les modèles physiques des CEBC

3.3 Phase d'expérimentation en cellules de terrain

Pour évaluer la performance des recouvrements dans des conditions réelles de terrain, trois cellules expérimentales (deux creuses et horizontales, et une inclinée) ont été construites sur le site de la mine LaRonde.

3.3.1 Cellules expérimentales creuses et horizontales

Les deux cellules creuses et horizontales en forme de pyramides tronquées inversées ont été construites au début de l'automne 2016. Pour ce qui est de la première cellule, une excavation a été réalisée à l'aide d'une pelle hydraulique jusqu'à atteindre le substrat rocheux à environ 0,80 m au centre de la cellule (Figure 3.3a). Cela a été suivi de l'excavation d'une tranchée avec une pente d'environ 1% sur une distance d'environ 16 m pour la sortie du drain (Figure 3.3b). La construction s'est poursuivie avec la mise en place de 30 cm de sable fin au fond de la tranchée, leur compactage avec une plaque vibrante et l'installation du tuyau en polychlorure de vinyle (PVC) de 2 pouces de

diamètre pour l'exfiltration de l'eau de drainage de la cellule (Figure 3.3c). Une couche de sable a aussi été mise au fond et le long des flancs intérieurs de la cellule (Figure 3.3d) pour servir de couche d'assise de la géomembrane. Ensuite, l'intérieur de la cellule a été recouvert d'une géomembrane pour contrôler l'exfiltration des eaux de drainage et éviter une éventuelle contamination externe par l'eau (Figure 3.3e). La cellule expérimentale était remplie, de bas en haut: de résidu réactif de mine LaRonde (1,00 m d'épaisseur), le stérile minier WP (0,30 m d'épaisseur), le résidu minier TG (0,6 m d'épaisseur) et le stérile minier WL (0,30 m d'épaisseur) (Figure 3.3f). La cellule a été instrumentée au fur et à mesure de la mise en place des couches de recouvrement avec des sondes de teneur en eau volumique, de succion, d'une plaque de tassement et d'un cylindre pour le test de consommation d'oxygène. La surface de la cellule était horizontale et mesurait environ 144 m² (12 m × 12 m). Enfin, les côtés de la cellule sont inclinés (pente 2:1) afin d'obtenir la taille et la géométrie extérieure souhaitées (Figure 3.4). La configuration de la première cellule expérimentale, en terme de résidu réactif et de matériaux de recouvrement est la même que celle qui a été utilisée dans la colonne 7 (Fig. 3.2) au laboratoire. Le but poursuivi est de comparer la performance d'un même scénario de restauration à l'échelle de laboratoire et intermédiaire de terrain.



Figure 3.3 Photos de construction de cellules horizontales et creuses

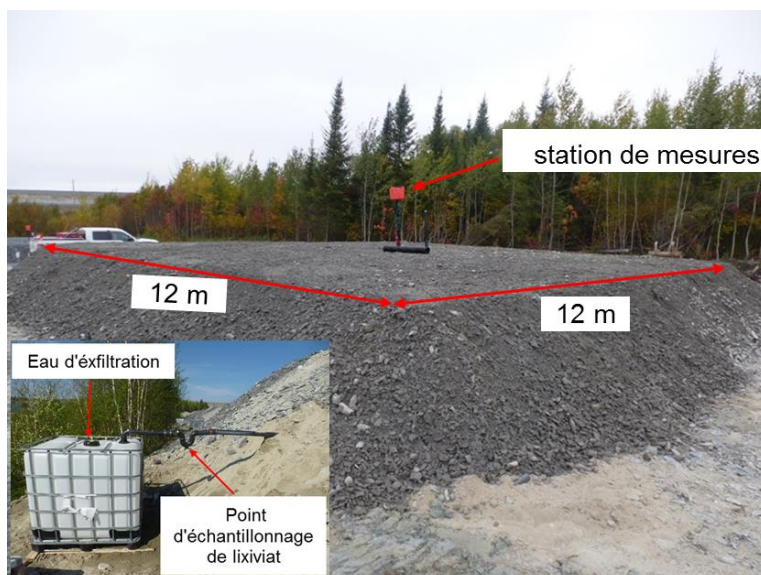


Figure 3.4 Configuration finale de la cellule expérimentale creuse et horizontale

La méthodologie de construction de la deuxième cellule creuse est similaire à la première mais sans les couches du recouvrement. En effet, cette cellule est une cellule de contrôle qui ne contient que le résidu minier réactif non couvert comme présenté à la Figure 3.5. Les détails complémentaires sur l'instrumentation, les essais de terrain et le suivi de ces deux cellules sont présentés dans la section matériels et méthodes des chapitres 5 et 6.



Figure 3.5 Photo de la cellule expérimentale de contrôle

3.3.2 Cellule expérimentale inclinée

La cellule inclinée instrumentée a été construite également à l'automne 2016 sur le flanc extérieur de la Digue 1 (Figure 3.6a) du parc à résidus miniers LaRonde.



Figure 3.6 Photos de construction de la cellule expérimentale inclinée

La construction a débuté par une inspection et la prise des mesures du flanc extérieur de la Digue 1 (Figure 3.6b). L'aplanissement du flanc extérieur de cette digue (enlever les gros blocs de roches stériles) a été réalisé à l'aide d'une pelle hydraulique (Figure 3.6c). Ceci a été suivi de l'installation de quatre lysimètres volumétriques de 2 m x 2 m x 0,1 m sur la surface du flanc extérieur de la Digue 1 (Figure 3.6d). Les lysimètres sont espacés de 4 m (le premier étant situé à 4 m du sommet de la cellule). Les quatre lysimètres ont été remplis avec les stériles miniers environnants et la densité de placement était approximativement la même que celle du matériau en dehors des lysimètres. La construction s'est poursuivie avec l'installation de quatre stations de mesure le long de la pente de la cellule expérimentale à proximité de l'axe central de la cellule afin de prévenir les effets de bords (Figure 3.6e). Quatre tensiomètres Jet Fill ont aussi été installés à 1 mètre à côté de chaque station de mesure (Figure 3.6f). La configuration de la cellule expérimentale est constituée (de bas en haut) de stérile réactif constituant le flanc extérieur de la Digue 1 et utilisés ici comme couche de bris capillaire inférieure, de résidu TG comme couche de matériaux fins (0,8 m

d'épaisseur) placés sur le stérile réactif en place sur la Digue 1 et de stérile WL en tant que couche drainante (0,3 m d'épaisseur) (Figure 3.7a).



Figure 3.7 Photos de construction de la cellule expérimentale inclinée (suite)

Des systèmes de collecte d'eau de ruissellement ont également été installés au bas de la cellule à la hauteur de la surface de chaque couche de matériaux (Figure 3.7bc). Ces systèmes de collecte d'eau sont connectés, via des tuyaux en PVC, aux barils d'une capacité de 200 litres chacun (Figure 3.7f). Les côtés de la cellule sont inclinés avec une pente d'environ 2:1 pour obtenir la taille et la géométrie extérieure souhaitées (Figure 3.7d). Les lysimètres ont été connectés à des tuyaux pour permettre l'écoulement gravitaire de l'eau de percolation jusqu'à l'extrémité latérale de la cellule où l'eau de percolation est recueillie dans des chaudières en plastique d'une capacité d'environ 20 litres (Figure 3.7e). La cellule expérimentale inclinée a une longueur de 20 m, une largeur de 10 m et une pente de 33% (3: 1) (Figure 3.8).

Des détails complémentaires sur l'instrumentation, les essais de terrain et le suivi de cette cellule inclinée sont présentés au chapitre 7.

Le comportement hydrogéologique et/ou géochimique de toutes les cellules a été suivi de mai 2016 à octobre 2019. Pendant la construction des cellules expérimentales, des échantillons des différents matériaux ont été prélevés et d'autres mesures *in situ* ont été réalisés pour fins de contrôle qualité

(voir annexes I et J). En juillet 2018, un carottage a été réalisé dans la CRH de la cellule horizontale pour fins de comparaison de la θ enregistrée par les sondes de celle gravimétrique des échantillons prélevés (voir annexe L).

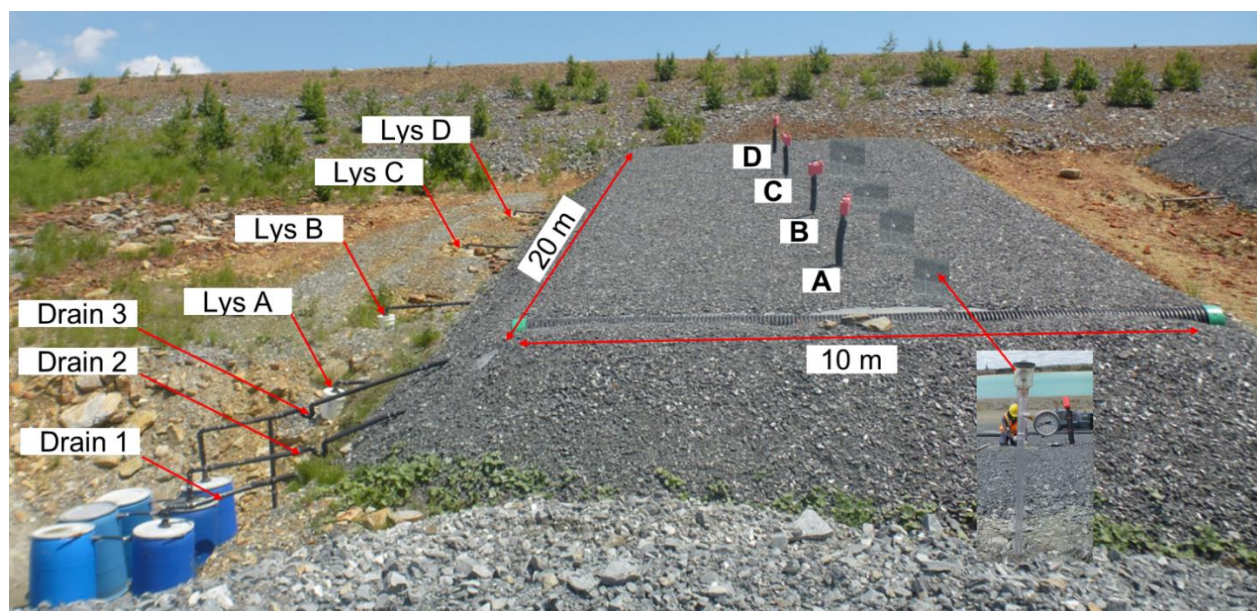


Figure 3.8 Configuration finale de la cellule expérimentale inclinée

3.3.3 Simulations des événements de mouillage sur la cellule inclinée

La cellule inclinée a été suivie dans des conditions naturelles et pendant des périodes de mouillage intensif. L'objectif poursuivi avec ces essais de mouillage est d'évaluer le comportement hydrogéologique de ce scénario de restauration dans les conditions des précipitations intenses de courte durée. Deux essais de mouillage ont été réalisés sur la cellule inclinée à l'aide d'un système d'irrigation, respectivement le 08 août 2018 et le 08 juillet 2019. Le premier essai de mouillage réalisé en 2018 a consisté à simuler une pluie d'environ 77 mm sur une période de 12h (soit 6,4 mm/h) et celui réalisé en 2019 a consisté à simuler une pluie d'environ 76 mm sur une période de 8h (soit 9,5 mm/h). Ces deux événements de mouillage, avec une période de retour de plus de 50 ans ont été définis sur base des données de l'intensité, la durée et la fréquence de chutes de pluie de courte durée de la station Rivière Heva, publiées sur le site d'Environnement Canada (Figure 3.9).

Les événements de mouillage ont été réalisés à l'aide d'eau prélevée dans un bassin d'eau de la mine LaRonde (Figure 3.10a). L'acheminement de l'eau jusqu'au système d'irrigation placé sur la cellule a été effectué à l'aide de deux pompes connectées en série et d'environ 200 m de boyau flexible de 3 pouces (7,5 cm) de diamètre. Une première pompe avec une sortie de 3 pouces achemine l'eau du bassin vers le haut de la cellule inclinée et une deuxième pompe avec une sortie de 1 pouce distribue l'eau du haut de la cellule vers le système d'irrigation (Figure 3.10bc). La différence d'altitude entre le bassin d'eau et le haut de la cellule est d'environ 15 m.

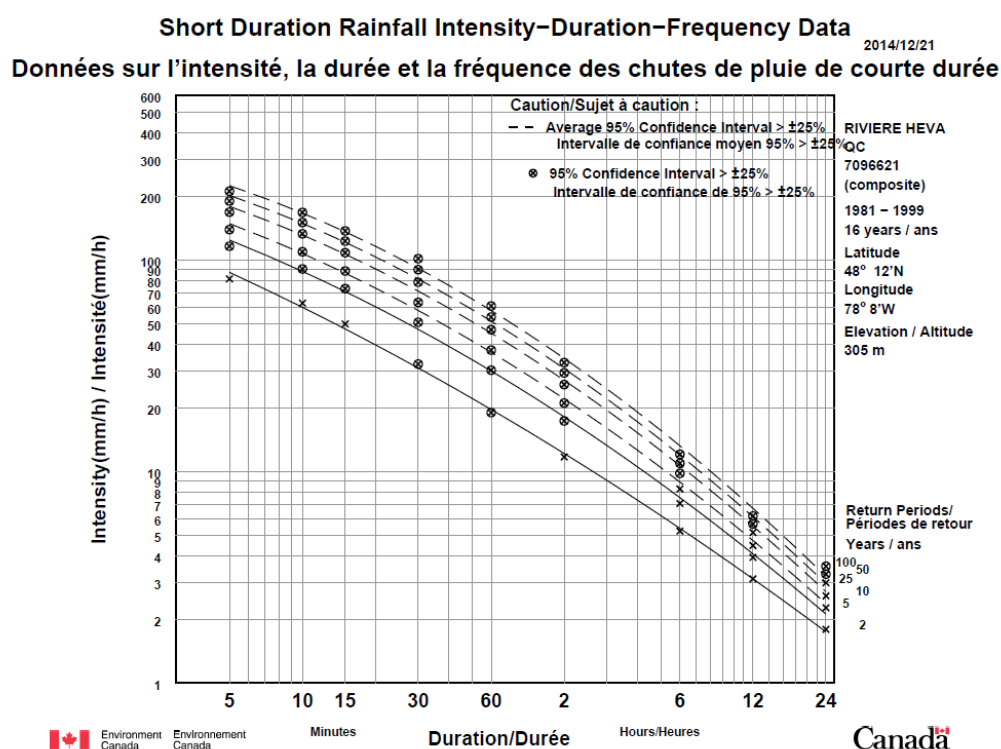


Figure 3.9 Données sur l'intensité, la durée et la fréquence des chutes de pluie de courte durée

Source: http://climate.weatheroffice.gc.ca/prods_servs/index_e.html

Un débitmètre électronique et deux filtres d'eau placés en série ont été installés entre la deuxième pompe et le système d'irrigation pour filtrer l'eau et mesurer le débit d'eau à l'entrée du système (Figure 3.10d). Le système d'irrigation est constitué de deux lignes principales installées de part et d'autre de la cellule, auxquelles on a ajouté des tuyaux à goutteurs intégrés. Quarante lignes à goutteurs intégrés espacées de 0,50 m ont été installées dont 20 lignes de part et d'autres de deux côtés latéraux de la cellule (Figure 3.11). Chaque ligne d'irrigation comporte des goutteurs séparés de 60 cm l'un de l'autre. Sur quatre lignes successives d'irrigation, le premier goutteur est situé respectivement à 15, 30, 45, et 60 cm de l'extrémité de la cellule pour s'assurer d'une répartition

uniforme de l'eau sur toute la surface de la cellule. La moyenne de débit d'eau par goutteur est d'environ 3,2 L/minute.

Après installation du système, un test préliminaire a été réalisé. Celui-ci consistait à vérifier que tout l'équipement fonctionne bien et à s'assurer de la quasi égalité du débit sur tout le recouvrement. De ce fait, plusieurs mesures de débit ont été effectuées sur le système d'irrigation afin de vérifier que le débit mesuré en haut de la pente est à peu près similaire à celui mesuré en bas de pente.

Après s'être assuré du bon fonctionnement du système d'irrigation, les essais de mouillage ont été réalisés. Quelques problèmes techniques ont été observés pendant les essais notamment, la chute des débits à l'entrée du système d'irrigation due au colmatage du filtre. Pour palier à cela, les filtres ont été nettoyés après chaque 30 minutes. Après simulation des événements de mouillage, le recouvrement a été laissé en conditions climatiques naturelles.



Figure 3.10 Installation du système d'irrigation



Figure 3.11 Système d'irrigation avec tuyaux à goutteurs intégrés installés sur la cellule inclinée

3.4 Phase des modélisations numériques hydrogéologique et géochimique

3.4.1 Modélisation du comportement hydrogéologique de la cellule inclinée

La simulation du comportement hydrogéologique de la cellule expérimentale inclinée a été réalisée à l'aide du logiciel SEEP/W (2018) de la suite GeoStudio international dont les caractéristiques sont présentées à la section 8.3 du chapitre 8 de ce document. Notons qu'un code numérique doit également être vérifié. Cette étape consiste à vérifier que le code est en accord avec les équations analytiques incorporées et qu'il est en mesure de reproduire des problèmes simples ou bien documentés (Chapuis et al., 2001). Dans notre cas, les logiciels de la suite GeoStudio (VADOSE/W jusqu'en 2017; SEEP/W) et MIN3P employés ont déjà fait l'objet de vérifications antérieures dans le cadre d'autres projets de recherche (p.ex., Gosselin, 2007; Ouangrawa, 2007). L'objectif des modélisations hydrogéologiques 2D était de reproduire numériquement les résultats hydrogéologiques obtenus pendant le suivi de la cellule inclinée dans les conditions naturelles et pendant un des événements de mouillage. Le modèle numérique hydrogéologique de la cellule expérimentale est présenté à la figure 3.12 et ses conditions initiales et frontières (supérieures, et inférieures et latérales) sont présentées dans le tableau 3.2.

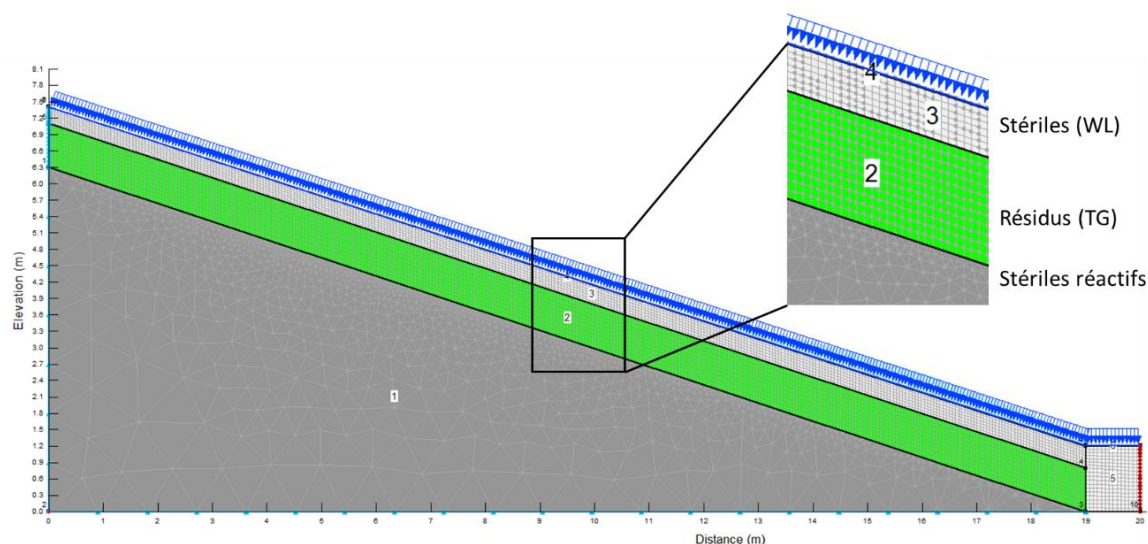


Figure 3.12 Modèle numérique de la cellule inclinée réalisé avec SEEP/W

Tableau 3.2 Caractéristiques de simulations numériques de la cellule inclinée avec SEEP/W

Cellule inclinée		
Étapes de modélisations	Conditions frontières	Commentaires
(1) Régime permanent	-Charge totale d'eau de 6.3 m à la base de la cellule	La cellule est saturée jusqu'à 6.3 m de hauteur (constitue les conditions initiales du régime transitoire).
(2) Régime transitoire (calibrage du modèle)	-Pression d'eau à la base de la cellule égale 0 -Drainage libre à la base de la cellule -Conditions climatiques (précipitation, température, humidité relative, vitesse de vent) à la surface de la cellule -Parois latérales du modèle numérique imperméable (Flux d'eau sortant est nul) -Condition hydraulique d'exfiltration d'eau permise à l'extrémité droite de la cellule (bas de pente)	Construire un modèle numérique de sorte que les résultats de simulation reproduisent les résultats expérimentaux obtenus dans les conditions de terrain (principalement en terme de teneur en eau volumique)

3.4.2 Modélisation du comportement hydrogéochimique de résidus réactifs

Les modélisations du comportement hydrogéochimique de résidus réactifs dans différentes conditions environnementales ont été réalisées à l'aide de l'interface graphique MIN3Pro du logiciel MIN3P. Comme pour les simulations hydrogéologiques réalisées avec SEEP/W (2018), un calibrage des modèles numériques a d'abord été réalisé. Pour calibrer les modèles numériques, les mesures chimiques réalisées sur les lixiviats prélevés à chaque cycle de mouillage-drainage à la base de la colonne de résidus réactifs ont été utilisées. L'objectif est de reproduire au mieux les résultats chimiques des lixiviats, en mettant l'accent sur les tendances générales plutôt que sur les valeurs absolues. Pour simuler le drainage de résidus hautement réactifs couverts par une CEBC, nous avons utilisé une approche simplifiée, non stratifiée, exempte de modifications brusques des propriétés hydrogéologiques et des conditions géochimiques. C'est ainsi que des modélisations du comportement géochimique de résidus réactifs ont été réalisées dans des conditions saturées en eau, avec recharge d'eau et infiltration vers le bas, à court (600 jours) et moyen termes (10 ans). La concentration de l'oxygène dissous dans l'eau de recharge a été réduite à 0,10 mg/L. Cette valeur d'oxygène dissous correspond à un flux d'oxygène de $1,34 \times 10^{-3}$ g/m²/année comparable à l'application d'une méthode de restauration jugée efficace pour prévenir le DMA des résidus réactifs. Le modèle numérique hydrogéochimique de la colonne expérimentale de résidus réactifs est présenté à la figure 3.13. Les étapes de modélisations, les différents paramètres d'entrée du modèle et les conditions initiales et frontières des modélisations hydrogéochimiques sont résumés dans les tableaux 3.3 à 3.5. Plus de détails sur les modélisations hydrogéochimiques sont donnés au chapitre 4 de ce document.

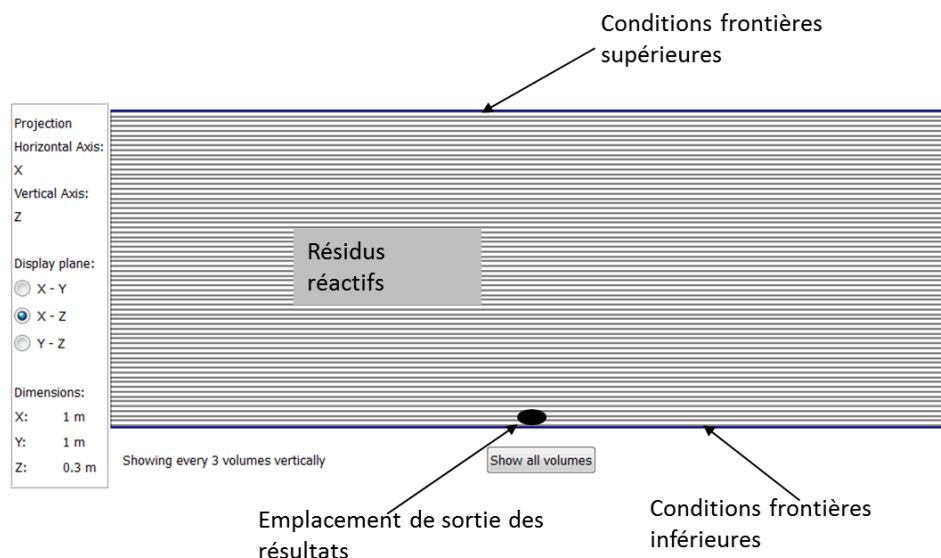


Figure 3.13 Modèle numérique hydrogéochimique de la colonne expérimentale de résidus réactifs

Tableau 3.3 Étapes de modélisation avec MIN3P

Étape de modélisation avec MIN3P	Commentaires
(1) Définir des paramètres globaux	Régime d'écoulement, type de saturation, inclure ou pas le transport réactif
(2) Définir le système géochimique	Composants aqueux, complexes (espèces secondaires aqueux), gaz, minéraux (réactions minérales), couples redox (réactions d'oxydo-réduction)
(3) Définir les dimensions et discrétisation	Dimensions et axes du problème
(4) Définir le pas de temps	Unité de temps, temps de début et de fin, temps maximum et minimum
(5) Définir le paramètre de contrôle des résultats	Nombre de temps de sortie des résultats, temps approximatif entre chaque sortie des résultats, nombre de localisation de sortie des résultats
(6) Définir les paramètres physiques hydrogéologiques et de transport réactif	Porosité, conductivité hydraulique saturée, saturation résiduelle, valeur d'entrée d'air, paramètres de van Genuchten, dispersivité, coefficient de diffusion dans l'eau et gaz
(7) Définir les conditions initiales et frontières du flux d'écoulement	Pression initiale d'eau aux frontières (ex. niveau de la nappe), nombre et types des conditions de flux aux frontières des domaines
(8) Définir les conditions initiales et frontières du transport réactif	Géochimie initiale et de l'eau de recharge, minéraux primaires

Tableau 3.4 Données d'entrée de simulations hydrogéochimiques avec MIN3P

Données d'entrées du modèle hydrogéochimique	Commentaires
A. Paramètres hydrogéologiques :	
(1) Paramètres de van Genuchten (1980)	Pour décrire la courbe de rétention d'humidité
(2) Fonctions de perméabilité	Estimées automatiquement par le code MIN3P avec le modèle de Mualem (1976)
B. Éléments à prendre en compte :	
(1) Éléments chimiques d'intérêt (à suivre dans les simulations)	Mesurés au laboratoire, auxquels s'ajoutent d'autres éléments indispensables aux réactions et aux couples redox (par exemple CO_3^{2-} , HS^-),.
(2) Composés secondaires éventuels	Base de données incluse dans le modèle
(3) Gaz considérés	O_2 et CO_2
(4) Couple redox pertinents	Par ex $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ et $\text{SO}_4^{2-}/\text{HS}^-$
(5) Solides présents et précipités secondaires	Solides présents dans le milieu ainsi que ceux qui pourraient se former
(6) Minéraux	Sur base des analyses minéralogiques (DRX, MO et MEB) et d'autres en fonction de la chimie de lixiviat (exemple éléments orphelins)

Tableau 3.5 Conditions frontières de simulations hydrogéochimiques avec MIN3P

Conditions frontières du modèle hydrogéochimique	
	Essais en colonne sur résidu réactif
(1) Conditions frontières géochimiques	Condition frontière inférieure (« outflow boundary = second ») : Ce qui implique qu'il n'y a pas de phénomène de dispersion, mais uniquement d'advection
	Condition frontière supérieure (« inflow boundary = mixed »). Au sommet de la colonne on considère une eau de recharge dont les concentrations ont été mesurées
(2) Conditions initiales	
a-Hydrogéologique	-On impose un niveau de nappe au sommet des colonnes de telle sorte que le résidu réactif soit initialement saturé.
b-Géochimique	-On utilise les résultats des analyses ICP AES effectuées sur l'eau interstitielle prélevée dans la colonne au moment du montage.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: REACTIVE TRANSPORT MODELING OF THE GEOCHEMICAL BEHAVIOR OF HIGHLY REACTIVE TAILINGS IN DIFFERENT ENVIRONMENTAL CONDITIONS

Cet article est accepté pour publication à la revue *Applied geochemistry*

Alex Kalonji-Kabambi^a, Isabelle Demers^a, Bruno Bussière^a

^aUQAT-Polytechnique Research Institute on Mine and Environment (RIME), Canada

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 blvd. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

4.1 Abstract

The hydrogeochemical behavior of highly reactive tailings with no or very low neutralizing capacity and their hydrogeochemical response when covered by a cover with capillary barrier effects (CCBE) were evaluated in laboratory columns. The hydrogeochemical response of highly reactive tailings under wetting-drying cycles and saturated conditions was also simulated using the MIN3P code, a finite volume model for coupled groundwater flow, oxygen diffusion and multi-component reactive transport. Laboratory tests were conducted for approximately 18 wetting and drying cycles, over a period of one and a half years. A numerical simulation model was validated using laboratory results of uncovered highly reactive tailings under wetting and drying cycles conditions. The acceptable agreement between the geochemical observations in the laboratory and the numerical simulations shows that MIN3P can simulate the hydrogeochemical response of highly reactive tailings (initially very acidic) under laboratory experimental conditions and can make realistic predictions. The laboratory hydrogeochemical response of highly reactive tailings covered by a CCBE and the numerical modeling results of highly reactive tailings under saturated conditions (an equivalent CCBE oxygen barrier) indicated a decrease in the concentration of sulfate and most metals in the leachate compared to uncovered highly reactive tailings, indicating that both scenarios decreased sulfide oxidation. The simplified approach for geochemical modeling of saturated reactive tailings evaluated in this paper could be used to determine the required oxygen

barrier efficiency to reach the target effluent geochemistry as a preliminary stage of reclamation design.

Keywords: acid mine drainage, highly reactive tailings, reactive transport modeling, multilayer cover, mining materials, MIN3P.

4.2 Introduction

Mine waste rock and tailings are the main type of solid waste from the mining industry, significant volumes of which are generated each year around the world (Smuda et al., 2014; Aznar-Sánchez et al., 2018). Sulfide minerals that were not recovered during the ore concentration process are often included in mine waste. These sulfides are exposed to the atmosphere when mine wastes are deposited in tailings impoundments or waste rock piles. Sulfides such as pyrite and pyrrhotite oxidize in the presence of atmospheric oxygen (air) and water infiltration, and generate mine drainage which sometimes has environmentally innocuous quality, ranging from circumneutral to alkaline pH with elevated concentrations of metals and oxyanions (Neutral Mine Drainage, NMD), or acidic with high heavy metal concentrations (Acid Mine Drainage, AMD) (Nordstrom et al., 1999; Blowes et al., 2003, 2013; Rimstidt et al., 2003; Maest et al., 2005; Rosso et al., 2006; Lindsay et al., 2015; Nordstrom et al., 2015). AMD is a serious environmental issue in mining areas worldwide, mainly due to its potential to contaminate surface water and groundwater systems (Brookfield et al., 2006). Development of environmentally sustainable closure facilities for sulfidic tailings storage is therefore one of the most important challenges to the mining industry. Much effort has been undertaken to prevent sulfide oxidation and to control AMD from mining wastes in recent decades (e.g., Anawar, 2015; Aubertin et al., 2016). One of the techniques available for the reclamation of AMD generating mining wastes, more commonly applied under relatively wet (and temperate) climatic conditions, is a cover with capillary barrier effects (CCBE; Bussière et al., 2003). This technique uses capillary barrier effects (e.g., Nicholson et al., 1989; Morel-Seytoux, 1992) to keep one of the layers, commonly referred to as the moisture-retaining layer (MRL), at a high degree of saturation (S_w) (typically >85%) in order to reduce the oxygen diffusion and/or water infiltration into the reactive waste (e.g., Akindunni et al., 1991; Yanful, 1991a,b; Aubertin et al., 1999).

Recent advances in understanding the generation of AMD have highlighted the extent to which the physical flow system is coupled to the rate of sulfide mineral oxidation and acid neutralization

processes (Nordstrom et al., 2015). Numerical simulation models, combined with laboratory and/or field experimental results, are often used as a tool for assessing reactive transport through mine waste systems and predicting the long-term performance of reclamation scenarios (Nicholson et al., 2003; Molson et al., 2005; Linklater et al., 2005). Mine waste characterization techniques, in conjunction with physical and geochemical modeling, have been applied to predict the quality of drainage from mine wastes (Bain et al., 2001; Nicholson et al., 2003; Amos et al., 2004; Jurjovec et al., 2004; Maest et al., 2005; Molson et al., 2005; Linklater et al., 2005; Brookfield et al., 2006; Smith et al., 2013; Amos et al., 2015; Vriens et al., 2019). Several geochemical models have also been used in previous studies. TOUGH (Pruess, 1991; 2004) for example, was used to simulate water flow, oxygen transport and pyrite oxidation within a waste rock pile (Lefebvre et al., 2001). POLYMIN and MINTRAN were used to simulate the geochemical evolution of AMD in waste rock piles (Molson et al., 2005). Romano et al. (2003) applied the PYROX model (Wunderly et al., 1996) to simulate AMD from 1D waste columns constructed with various cover scenarios. PHREEQC was used for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculation (Parkhurst and Appelo, 1999). HYDROGEOSPHERE (Therrien and Sudicky, 1996) was used to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation (Ethier et al., 2018) and to simulate water flow and contaminants transport near mining wastes (Ben Abdelghani et al. 2015). The MIN3P model (Mayer et al., 2002) was chosen because it is a reactive transport model coupled with water flow, that gives the possibility of modifying the types and rates of reaction, and its application for mine tailings was demonstrated in previous studies. The MIN3P model (Mayer et al., 2002) has already been used in several studies in mining environments where simulation results were compared with results from laboratory and/or field tests. For example, the full geochemical system in which CCBs were installed over reactive tailings, including geochemical speciation and pH buffering by solid minerals, was simulated with MIN3P by Molson et al. (2008). Ouangrawa et al. (2009) used MIN3P to simulate reactive transport of mine tailings laboratory columns with capillary rise to prevent sulfide oxidation, and Pabst et al. (2017a) used MIN3P to simulate the reactive transport of partially oxidized acid-generating mine tailings. With regard to mine waste rock, Demers et al. (2013a) applied MIN3P to simulate contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. Wilson et al. (2018a,b) used MIN3P to assess the significant geochemical processes controlling oxidation of sulfide minerals and their dependence on temperature and sulfide mineral content, and to scale-up a reactive

transport model for temperature and sulfide-content dependent geochemical evolution of waste rock.

Drainage quality prediction is affected by several factors (such as mineral dissolution, secondary reactions, particle size distribution, and climate (Maest et al., 2005)). Although some of these factors are often estimated, geochemical prediction can provide information on mine waste drainage quality that is beneficial for its management. These numerical predictions are intended to contribute to the fundamental information required to design reclamation scenarios in a technically and economically efficient manner. Most previous research with MIN3P referred to above focused on laboratory or field experiments on reactive tailings and waste rocks, with and without covers. There are uncertainties on the ability of MIN3P to capture all the oxidation mechanisms involved in the behavior of highly reactive materials with minimal buffering capacity. Pabst et al. (2017a) accounted for indirect sulfide oxidation by increasing the direct oxidation reaction rate. It is not known if this method is valid for a combination of reaction mechanisms, such as bacterial and galvanic oxidation, as well as direct and indirect oxidation. Using MIN3P, this research focuses on the hydrogeochemical behavior of highly reactive tailings with no or very low neutralizing capacity, for which the pore water is already acidic and heavily contaminated in different environmental conditions.

MIN3P is a numerical finite volume model (Mayer 1999; Mayer et al., 2000, 2002) that integrates the effect of time in the flow of fluids (water, gas) and the evolution of hydraulic and geochemical properties. In particular, the model allows the inclusion of aqueous complexation, hydrolysis, and redox reactions, as well as mineral dissolution-precipitation reactions (Jurjovec et al., 2004, Brookfield et al., 2006). The code includes Richards' equation for the solution of variably-saturated flow, and solves mass balance equations for advective-dispersive solute transport and diffusive gas transport (Mayer et al., 2012). The model includes databases from MINTEQA2 (Visual Minteq) (Allison et al., 1991) and WATEQf4 (Ball and Nordstrom, 1991). In this study, the numerical modeling of reactive (hydrogeochemical) transport is carried out with the model MIN3Pro (v.1.1.14 2017-04-19), which is a graphical user interface version of MIN3P (Mayer 1999; Mayer et al., 2000, 2002).

The first objective of this paper is to characterize the geochemical behavior of highly reactive tailings and their laboratory hydrogeochemical response when covered by a CCBE made with low-

reactivity mining materials. The second objective consists of simulating using MIN3P code, the hydrogeochemical behavior of the highly reactive tailings with and without a CCBE, the latter using a simplified approach. This approach aims at substituting the three-layer oxygen barrier (CCBE) by an equivalent oxygen barrier (with similar oxygen flux as in the CCBE) through subjecting the tailings to saturated conditions by maintaining saturation with recharge water and downward infiltration. Finally, the third objective is a validation on the ability of MIN3P to effectively simulate key geochemical mechanisms in highly reactive tailings under different environmental conditions.

One expected outcome is to provide users with a modeling approach that requires a reduced number of parameters to effectively simulate highly reactive tailings reclamation scenarios.

4.3 Origin of materials, laboratory experiment and materials properties

4.3.1 Origin of materials

The reactive tailings and the two cover materials used in the present study come from two hard rock mines in Canada. Reactive tailings come from gold-copper and zinc-silver mineralization that is present in the form of lenticular layers of massive and disseminated sulfides. Copper and zinc concentrates are produced by flotation and gold and silver ingots are produced by cyanidation and electrowinning. The low-sulfide tailings come from a low sulfide gold mineralization for which the ground ore is fed to gravity and flotation circuits to recover gold; the flotation process produces a gold-bearing pyrite concentrate and desulfurized tailings (low-sulfide tailings used as MRL here). The reactive and low-sulfide tailings were sampled in two different tailings impoundments of both hard rock mines. The third material used in this study is a non-acid-generating waste rock that was sampled from a waste rock pile and sieved onsite at 50 mm. This fraction (< 50 mm) was selected because preliminary tests showed that the hydrogeological behavior of similar waste rock can provide an efficient capillary break layer in a CCBE (Kalonji-Kabambi, 2014; Kalonji-Kabambi et al., 2016, 2017). The reactive tailings and cover materials were transported to the laboratory for homogenization and characterization. Reactive tailings were submerged in water prior to the experimental tests. Despite this precaution, at the time installation of the columns, the interstitial water was acidic (pH = 1.87) and loaded with dissolved metals and sulfate (e.g., Fe = 2.35 g/L, Zn = 2.94 g/L and SO₄ = 22.02 g/L).

4.3.2 Configuration of laboratory experiment

A small column made of plexiglass, 50 cm in height, 14 cm in diameter, was prepared (Fig. 4.1a) to study the geochemical behavior of uncovered reactive tailings, for numerical modeling purposes and to better quantify the efficiency of the cover system. The small column was filled with reactive tailings (0.30 m height).

A high-density polyethylene (HDPE) large column, 170 cm in height, 30 cm in diameter, was also constructed to study the hydrogeochemical behavior of the CCBE placed over reactive tailings (Fig. 4.1b). The large column was filled with (from bottom to top): reactive tailings (0.3 m height), non-acid-generating waste rock (WL) (0.3 m height) as a bottom capillary break layer, low sulfide tailings (TG) as fine-grained/MRL (0.6 m height), and non-acid-generating waste rock (WL) as a drainage/capillary break layer (0.3 m height).

Reactive tailings and cover materials were inserted into the columns in layers of 10-20 cm thickness, and compacted using a Proctor hammer. The targeted porosity was around 0.45 and 0.35 for tailings and waste rock, respectively. The materials were characterized prior to column installation using the methods presented in section 4.3.3. The tops of the columns were left open to evaporation.

The boundary condition at the bottom of the small and large columns was controlled by a ceramic plate and a drainpipe, which maintained hydraulic pressure equivalent to a water table at approximately 1 to 2 m below the base of the columns (Fig. 4.1a,b). This hydraulic pressure allows the small column to desaturate and to ensure for the large column that the bottom waste rock desaturated and generated the desired capillary barrier effects. The large column required a gas relief valve to avoid a gas lock or a vacuum during drainage from a saturated condition at the beginning of each cycle. A nitrogen-filled gas bag was attached to a valve to prevent oxygen contamination during drainage (Fig. 4.1b). The gas relief valve was opened only during drainage and then closed during the remainder of the experiment. Every 30 days, 2L and 7L of deionized water was added to the top of the small and large column, respectively. These volumes represent the void volume of the reactive tailings layer in the large and small columns, which also correspond to approximately 50 to 70%, respectively, of a one-month precipitation based on the average Abitibi climate (e.g., Aubertin et al., 1995, Aachib 1997, Dagenais, 2005). The drainage time was approximately 24 hours for the small column and 48 hours for the large column. A total of 18

cycles were applied to the large column and 19 cycles to the small column over a period of 504 to 532 days, respectively.

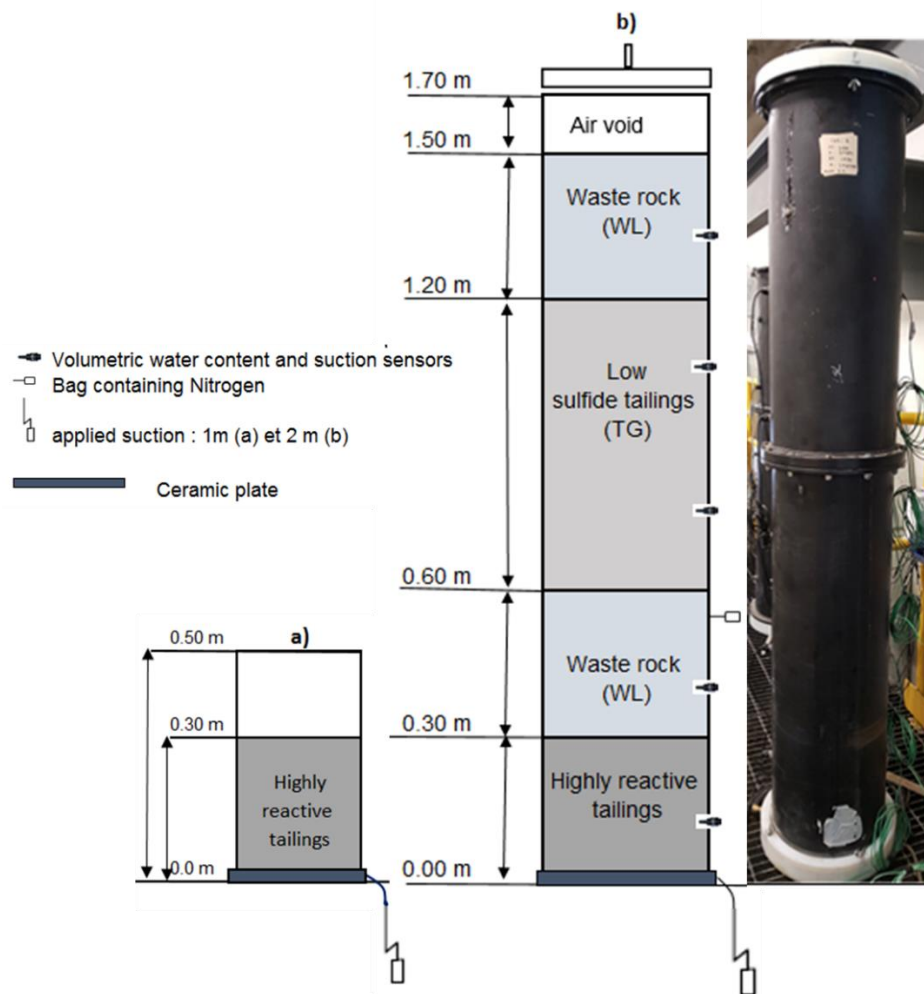


Figure 4.1 Experimental set-up showing small (a) and large (b) columns with associated instrumentation.

EC5 and GS3 sensors (Decagon Devices, Inc.) were used to monitor volumetric water content (θ) in tailings and waste rock, respectively. The EC5 and GS3 probes were calibrated before installation for each material to improve measurement accuracy, which was of the order of $\pm 0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ for a range of 0 to 100 % humidity. The sensors were connected to a data logger to monitor the hydrogeological behavior (Em50 data logger, Decagon Devices, Inc). Knowing the porosity (n) of the material, the degree of saturation (S_w) was calculated by dividing θ by n . Suction (ψ) measurements were performed using WATERMARK sensors from IRROMETER Company with a measurement range from 0 to 200 kPa and an accuracy of 1 kPa (IRROMETER Company, Inc.).

The frequency of data acquisition was every four hours for θ and twice per month for ψ (at beginning and end of the drainage cycle).

The column effluents collected for each cycle were submitted to physico-chemical analyses (pH, redox potential (Eh), electrical conductivity (EC), acidity, alkalinity) and for analyses of sulfate and dissolved metals. pH and EC were measured by Oakton pHTestr®30 tester (accuracy of ± 0.01 for pH and $\pm 0.5\%$ for EC), calibrated with standard buffer solutions at pH 4, 7, and 10 and at EC 100 and $1.413 \mu\text{S}/\text{cm}$. An Oakton ORPTestr®30 tester was used to determine the Eh. Alkalinity and acidity were measured using a Metrohm 848 Titrino plus automatic titrator. Sulfate anion was determined with 850 Professional IC Anion – MCS. Metal concentrations were measured by Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES) analysis. Samples for sulfate anion and metal concentration analyses were filtered to $0.45 \mu\text{m}$. Samples for metal concentration analysis were also acidified to 2% v/v HNO_3 for conservation before analysis.

4.3.3 Material properties

Reactive tailings and cover materials were characterized in the laboratory. The grain size distributions of the reactive and low-sulfide tailings were determined using a Malvern Mastersizer laser particle size analyser (Lee Black et al., 1996). The grain size distribution of waste rock was performed by mechanical sieving according to ASTM standard D422 (ASTM, 2007) for particles larger than $425 \mu\text{m}$, and Malvern Mastersizer laser particle size analyser for finer sizes. The specific gravity (G_s) of each material was determined by a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330) according to ASTM standard D5550-14 (ASTM, 2014). The tailings saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) was evaluated using a standard rigid-wall permeameter according to ASTM standard D5856 (ASTM, 2007). The k_{sat} of waste rock was determined using a constant head permeability test in the large HDPE column (0.80 m in height and 0.30 m in diameter), using the method proposed by Peregoedova et al. (2013). The water retention curve (WRC) of the tailings was determined using a pressure cell (Tempe Cell) following the ASTM D3152-72 procedure (ASTM, 2000). The waste rock WRC was obtained through column drainage tests following the procedure proposed by Chapuis et al. (2006), Hernandez (2007) and Peregoedova et al. (2014). The relevant physical parameters for numerical simulation for each material are provided in Table 4.1.

Tableau 4.1 Physical material properties of reactive tailings and cover materials.

	D₉₀ (mm)	G_s (-)	θ_s (-)	θ_r (-)	α_{vG} (m⁻¹)	n_{vG} (-)	AEV (m)	k_{sat} (cm s⁻¹)
Reactive tailings	0.21	3.22	0.43	0.01	0.5	1.2	2	2 x 10 ⁻⁴
Low-sulfide tailings (TG)	0.19	2.68	0.37	0.06	0.4	1.4	2.5	5 x 10 ⁻⁵
Waste rock (WL)	30	2.76	0.33	0.00	2.2	3.7	0.003	2 x 10 ⁻²

D₉₀: diameter corresponding to 90% finer in the particle size distribution.

G_s: relative density (specific gravity) of the solid grains.

θ_s: saturated volumetric water content.

θ_r: residual volumetric water content.

α_{vG} and n_{vG}: van Genuchten (1980) equation parameters for the WRC.

AEV: Air entry value

According to USCS classification (McCarthy, 2007), the grain-size distributions of tailings and waste rock were typical of plastic silt (ML) and well-graded sand (SW), respectively. The G_s values were 3.2 for the reactive tailings, 2.7 for the TG tailings and 2.8 for the WL waste rock. The k_{sat} value varies from 2 x 10⁻² cm/s for the waste rock, 2 x 10⁻⁴ cm/s for the reactive tailings, and 5 x 10⁻⁵ cm/s for the TG tailings.

The mineralogical composition of all materials was obtained by X-Ray diffraction (XRD) using the quantitative Rietveld method with TOPAS software v2.2 (Rietveld 1993; Taylor et Hinczak, 2001). The detection limit of this quantification method is generally from ≈ 1-5%. The bulk chemical composition of samples was determined by ICP-AES (Perkin Elmer Optima 3100 RL) following a complete digestion with HNO₃/Br₂/HF/HCl. The identification of minor phases was achieved using scanning electron microscopy (SEM) analyses (Petruk, 1986). Mineralogical reconciliation was performed using chemical and mineralogical analyzes to provide a better quantification of mineral composition using the approach proposed by Bouzahzah (2013). Total sulfur and inorganic carbon content were analyzed by induction furnace (ELTRA CS-2000;

detection limit $\approx 0.05\%$ for C_{total} and $\approx 0.009\%$ for S_{total}) for initial samples and post-testing samples of reactive tailings. The mineralogical composition of each material is given in Table 4.2.

Tableau 4.2 Mineralogical composition for each material used in the column tests (wt% in m^3 (mineral) m^{-3} (solids) $\times 100\%$; converted in MIN3P to mineral volume fractions (f_v) in m^3 (mineral) m^{-3} (bulk), n.d.: not detected.

	Density	Reactive tailings		Low-sulfide tailings (TG)	Waste rock (WL)
	g/cm^3	Wt (%)	f_v	Wt (%)	Wt (%)
Pyrite	5.02	23.7	0.15	0.24	0.49
Pyrrhotite	4.6	4.5	0.031	n.d	n.d
Chalcopyrite	4.2	0.9	0.007	n.d	n.d
Sphalerite	4.0	2.0	0.016	n.d	n.d
Calcite	n.d.	n.d.	n.d.	8.65	4.15
Dolomite	n.d.	n.d.	n.d.	1.20	n.d.
Chlorite	3.0	4.41	0.048	12.5	13.9
Muscovite	2.88	1.80	0.02	2.81	3.79
Albite	2.62	8.16	0.09	52.0	38.3
Quartz	2.65	52.8	0.64	21.6	34.4
Ilmenite	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Actinolite	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4.88
Gypsum	2.32	1.39	0.019	0.70	n.d.
Anhydrite	n.d	n.d.	n.d.	0.20	0.05
Rutile	4.25	0.39	0.003	n.d	n.d

The reactive tailings contain approximately 24% pyrite by weight, while no calcite or dolomite were measured. The cover material TG contains 0.24% pyrite, 8.65% calcite and 1.2% dolomite by weight. The cover material WL contains 0.5% pyrite, 4.15% calcite by weight, while dolomite

was not detected. A high content of albite was identified in TG (52%) and WL (38%). The acid potential (AP) was calculated from total sulfur content (% Sulfur x 31.3) and the neutralization potential (NP) was obtained using total carbon content (% Carbon x 83.3) based on the results from Eltra induction furnace (Miller et al., 1991; Morin and Hutt 2001; MEND, 2009).

It was assumed in the calculations that all the carbon measured by the induction furnace was inorganic and that all the sulfur came from sulfides. Results confirmed that the reactive tailings are highly acid generating with a net neutralization potential (NNP) of -532 kg CaCO₃ eq/t and have a NP/AP ratio well below 1. The WL sample had a NNP of 15 kg CaCO₃ eq/t, located in the uncertainty zone (between - 20 and 20 kg CaCO₃ eq/t) but the NP/AP ratio of the same cover material is greater than 2.5, which means it is not potentially acid-generating. The results of TG indicate clearly that it is not acid-generating (see Table 4.3).

Tableau 4.3 Acidification potential, neutralization potential and net neutralization potential (NNP = NP - AP) for each material used in the column tests.

	AP	NP	NNP	NP/AP
	kg CaCO ₃ eq/t			(-)
Reactive tailings	535	3	-532	0.006
Low-sulfide tailings (TG)	4	72	68	18
Waste rock (WL)	7	22	15	3.2

4.4 Physical and geochemical numerical system

4.4.1 Model domain, boundary and initial conditions

The small column containing 0.3 m of reactive tailings was conceptualized as a one-dimensional (1-D) model discretized uniformly with 201 control volumes. The top boundary condition represented the surface of the reactive tailings exposed to the laboratory climatic conditions (such as air temperature, relative humidity). Two scenarios, uncovered reactive tailings and reactive tailings under a CCBE-equivalent oxygen barrier, were simulated. To simulate the drainage of highly reactive tailings covered by a CCBE-equivalent oxygen barrier, it was decided to use a

simplified non-stratified system consisting of saturated conditions, maintained through recharge water and downward infiltration. This simplified approach is exempt from abrupt changes in hydrogeological properties and geochemical conditions, and is easier to model with MIN3P. The dissolved oxygen concentration in the recharge water of the CCBE-equivalent oxygen barrier was reduced to 0.10 mg/L. This dissolved oxygen value corresponds to a very low oxygen flux ($1.3 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{yr}$) comparable to the application of a reclamation method considered efficient to prevent AMD from the reactive tailings (e.g., Vigneault & Campbell, 2001; Awoh et al., 2014).

The physical and hydrogeological parameters (θ_s , θ_r , α_{vG} , n_{vG} , AEV and k_{sat}) included in the model are given in Table 4.1. For sulfide oxidation, the oxygen diffusion coefficient in water (D_w^O) was $2.4 \times 10^{-9} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ and in air (D_a^O) was $2.1 \times 10^{-5} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ at 20 °C.

The chemical composition of the initial pore water of the reactive tailings and the recharge water (deionized water used in laboratory experiments) are given in Table 4.2. The lower boundary condition was drainage controlled by a ceramic plate and a drain pipe (Fig. 4.1a). The initial interstitial water was considered to be the initial geochemical condition.

Tableau 4.4 Concentrations (mg/L) and pH of the initial reactive tailings pore water and recharge water added during each cycle.

Elements	Concentration (mg L ⁻¹) initial pore water	Elements	Concentration (mg L ⁻¹) recharge water
*Fe ^{tot}	2350	Fe ³⁺	0.01
Ca ⁺	370	Ca ⁺	23.2
Na ⁺	1390	Na ⁺	5.67
Al ³⁺	1060	Al ³⁺	0.012
Cu ²⁺	16	Cu ²⁺	0.11
Mg ²⁺	400	Mg ²⁺	2.93
Mn ²⁺	143	Mn ²⁺	0.001
Ni ²⁺	30	Ni ²⁺	0.002
Si ⁴⁺	193	Si ⁴⁺	1.7
Zn ²⁺	2940	Zn ²⁺	0.216
SO ₄ ²⁻	22018	SO ₄ ²⁻	< 1
pH	1.87	pH	6.5
Eh (mV)	570	Eh (mV)	379

*: Input in the model as Fe²⁺

4.4.2 Geochemical system

The geochemical system was modeled in three steps. The first step was to adjust the reaction rates to fit measured pH and concentration of SO₄, Zn, Cu and to some extent Fe in the small column effluent. The second step was to transpose the calibrated reaction rates directly to the reactive tailings under saturated conditions (an equivalent-CCBE oxygen barrier) model, and the third step was to simulate sulfide mineral depletion over time for both saturated and unsaturated models. The model for the third step was executed for a period of 10 years. The mineral volume fractions were based on the observed mineral composition (see Table 4.2). The chemical reactions for each

mineral (based on the initial mineral composition; Table 4.2), redox couples, and gas are presented in Table 4.5, along with the equilibrium constants for the irreversible and thermodynamically controlled irreversible reactions. Some reactions are considered irreversible and kinetically controlled in the MIN3P code, therefore, no equilibrium constant is given. The initial parameters used in the model, particularly the geochemical reaction rates, were derived from the literature and existing models (e.g., Molson et al., 2008; Ouangrawa et al., 2009; Demers et al., 2013a, Pabst et al., 2017a).

Tableau 4.5 Reaction stoichiometry and mineral equilibrium constants k_k^m adopted in the simulations (from MIN3P databases). (am): amorphous.; ^aIrreversible reaction.; ^bthermodynamically controlled irreversible reaction.

Mineral	Reaction	Log k_k^m
Pyrite	$\text{FeS}_2 + 7/2 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4 + 2\text{H}^+$	a
Pyrrhotite	$\text{Fe}_{1-x}\text{S} + (2-x/2)\text{O}_2 + x\text{H}_2\text{O} \rightarrow (1-x)\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2x\text{H}^+$	a
Chalcopyrite	$\text{CuFeS}_2 + 4\text{O}_2 \rightarrow \text{Cu}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	a
Sphalerite	$\text{ZnS} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{Zn}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	a
Chlorite	$(\text{Mg}_2\text{Fe}_3\text{Al}_2)\text{Si}_3\text{O}_{10} + (\text{OH})_8 + 16\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Mg}^{2+} + 3\text{Fe}^{2+} + 2\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$	13.0 ^b
Muscovite	$\text{KAl}_2(\text{Si},\text{Al})_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + 10\text{H}^+ \leftrightarrow \text{K}^+ + 5\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4(\text{aq})$	a
Albite	$(\text{NaAl})\text{Si}_3\text{O}_8 + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Na}^+ + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	a
Quartz	$\text{SiO}_2(\text{am}) + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	-2.71
Gypsum	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	-4.6
Rutile	$\text{TiO}_2 + 4\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Ti}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O}$	9.6
Redox couples		
$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$	$\text{Fe}^{2+} + 1/4\text{O}_2(\text{aq}) + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 1/2\text{H}_2\text{O}$	8.5
$\text{HS}^-/\text{SO}_4^{2-}$	$\text{HS}^- + \text{O}_2(\text{aq}) \leftrightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	138.5
Gas partitioning		
$\text{O}_2(\text{g})/\text{O}_2(\text{aq})$	$\text{O}_2(\text{g}) \leftrightarrow \text{O}_2(\text{aq})$	-2.9
$\text{CO}_2(\text{g})/\text{CO}_2(\text{aq})$	$\text{CO}_2(\text{g}) + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + 2\text{H}^+$	-18.1

According to the reaction mechanisms (equilibrium-controlled, kinetically-controlled; and transport (or diffusion)-controlled) involved, the overall reaction rate can be formulated differently for each mineral. In this paper, the two formulations for surface-controlled reactions are expressed as:

$$R_i^m = -k_i^{m,eff} [1 - IAP_i/K] \text{ and} \quad [4.1]$$

$$R_i^m = -S_a k_i^m [T_k]^n, \quad [4.2]$$

where $k_i^{m,eff}$ is an effective rate coefficient ($\text{mol L}_{bulk}^{-3} \text{s}^{-1}$), IAP_i is the ion-activity product, K is the equilibrium constant, k_i^m is the specific rate constant ($\text{mol}^{1-n} \text{L}_{H_2O}^n \text{m}_{mineral}^{-2} \text{s}^{-1}$), S_a is the reactive surface area of the grains ($\text{m}_{min}^2 \text{L}_{bulk}^{-1}$) and T_k is the aqueous phase concentration ($\text{mol L}_{H_2O}^{-3}$) of the rate-controlling component k .

The mineral reactivity can be assumed to remain constant or can be made a function of the time-dependent mineral volume fraction (Mayer et al., 2002). Sulfide mineral oxidation can be described in MIN3P as being transport (diffusion)-controlled, in which the overall rate is dependent on the diffusion rate of oxygen through a mineral coating. For example, the shrinking core model (SCM), which assumes spherical grain geometry, is often used to simulate local (grain) O_2 diffusion-controlled sulfide mineral oxidation (Davis and Ritchie, 1986). Using SCM as a basis, the sulfide reaction rate can be written as (Mayer, 1999; Mayer et al., 2017):

$$R_i^m = -10^3 S_i \left(\frac{r_i^p}{(r_i^p - r_i^r) \cdot r_i^r} \right) \cdot \left(\frac{D_i^m}{v_i^m} \right) [O_{2(aq)}] \quad [4.3]$$

where 10^3 is a conversion factor (L m^{-3}), S_i is the scaling factor including the tortuosity of the surface coating or altered rim on the mineral surface, D_i is the free-phase diffusion coefficient ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) of the primary reactant in water (in this case $\text{O}_2(\text{aq})$), r_i^p is the particle radius (m), r_i^r is the radius of the unreacted portion of the particle (m), and v_i^m is the stoichiometric coefficient of O_2 in the sulfide oxidation reaction. The parameters S_i , r_i^r , and r_i^p are specified in the problem-specific input file. The remaining parameters are not problem specific and therefore are defined in the database (Mayer et al., 2017). More specific details on the equations (ion-exchange and mineral precipitation–dissolution reactions) and numerical solution approach used in the MIN3P model can be found in Mayer (1999) and Mayer et al. (2002).

For this study, the shrinking core model was used to simulate direct oxidation. However, the acid generating tailings used in this study are very reactive and the pH of the initial pore water of this material and of the leachate in the first cycle of the large column test was 1.9 and 2.2, respectively. At this pH, Fe(III) may become the main electron receptor in the oxidation reaction, which can oxidize pyrite indirectly, without oxygen (e.g., Blowes et al., 2003; Pabst et al., 2017a). Oxygen nonetheless remains a limiting reagent because it is required to oxidize Fe(II), produced by sulfide oxidation, to Fe(III) so indirect oxidation can continue. The oxidation of Fe(II) to Fe(III) and sulfide oxidation through Fe(III) were not included directly in the model used in this study to prevent further complexity and introduction of additional estimated parameters. In addition, the direct and indirect oxidation reactions of sulfides are often simultaneous, with one prevailing over the other. This implies that the overall reaction rate may not be constant.

Calibration of reaction rates was achieved iteratively to modify the reaction kinetics. The goal was to reproduce the leachate chemistry results, focusing on general trends rather than absolute values. Table 4.6 presents the final reaction rate constants and rate coefficients used in the model for each mineral. The radius of sulfide grains (r_i parameter in Eq. 4.3) was estimated from the equivalent diameter D_H as defined by Aubertin et al. (1998). Pyrite was assumed to be uniformly distributed within the reactive tailings.

Tableau 4.6 Mineral reaction rate formulations and rate coefficients for the MIN3P model simulations (see Mayer et al. (2002) and MIN3P user manual for full parameter definitions).

Rate expression		Scaling factor, surface area and rate coefficient	Values	Initial radius of mineral grain (m)
Pyrite	SCM	S_i	8.0×10^{-4}	9.5×10^{-7}
Pyrrhotite	SCM	S_i	8.0×10^{-4}	9.5×10^{-7}
Chalcopyrite	SCM	S_i	1.0×10^{-12}	9.5×10^{-7}
Sphalerite	SCM	S_i	1.0×10^{-12}	9.5×10^{-7}
Chlorite	$R_i^m = -k_i^{m,eff} [1-IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1.0×10^{-11}	
Muscovite ^{*a}	$R_i^m = -S_a(k_{i1}^m[H^+]^{0.08} + k_{i2}^m[H^+]^{-0.1})$	k_{i1}^m	1.0×10^{-13}	
		k_{i2}^m	1.0×10^{-14}	
		S_a	100	
Albite ^{*a}	$R_i^m = -S_a(k_{i1}^m[H^+]^{0.49} + k_{i2}^m[H^+]^{-0.30})$	k_{i1}^m	1.0×10^{-10}	
		k_{i2}^m	1.0×10^{-14}	
		S_a	100	
Quartz	$R_i^m = -k_i^{m,eff} [1-IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1.0×10^{-14}	
Gypsum	$R_i^m = -k_i^{m,eff} [1-IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1.0×10^{-7}	
Rutile	$R_i^m = -k_i^{m,eff} [1-IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1.0×10^{-11}	

*: irreversible dissolution, ^aFormulation after Mayer et al. (2002) as applied in Molson et al. (2008), Ouangrawa et al. (2009) and Pabst et al. (2017a). R_i^m : Reaction rate; S_i : is the scaling factor coefficient in SCM (-). $k_i^{m,eff}$: ($\text{mol L}_{bulk}^{-3} \text{s}^{-1}$). k_i^m : ($\text{mol}^{1-n} \text{L}_{H2O}^n \text{m}^{-2} \text{mineral s}^{-1}$). S_a : ($\text{m}_{mineral}^2 \text{L}_{bulk}^{-1}$).

4.5 Results and discussion

4.5.1 Laboratory and numerical results

4.5.1.1 Uncovered reactive tailings

As anticipated from the material characterization (Tables 4.2 and 4.3), the reactive tailings are highly AMD generating. The observed geochemical composition of the leachate is presented in Fig. 4.2. From the first cycle, observed pH was 1.87, and continued to decrease over each subsequent cycle with a slight increase after 250 days (10 cycles). Observed sulfate and iron concentrations were above 4000 mg/L and 1000 mg/L, respectively after more than 200 days (Fig. 4.2).

Measured acidity was between 800 and 14000 mg CaCO_3/L while measured alkalinity was zero throughout the duration of the test (not shown here). Measured electrical conductivity was generally higher than 5 mS/cm, indicating a highly charged solution. The measured redox potential

remained higher than 500 mV (not shown here). Observed concentrations of Zn, Cu and Ca decreased with time while observed concentrations of Na and Al stabilized after the first cycle (Fig. 4.2). The observed concentration of K increased over time, possibly because of the dissolution of muscovite (the only detected mineral that contains K). The high observed Ca concentrations (between 60 and 600 mg/L) in the leachate appeared to be related to gypsum dissolution, as no carbonate was detected.

The numerical model was calibrated to the laboratory results analysed above. Although some differences can be observed in Fig 4.2, especially during the first cycles for Fe and SO_4 (which were largely affected by initial conditions in the column at set-up), the trends between lab results and numerical modeling results are generally similar. In particular, the simulated pH, Zn, and Cu concentrations were well simulated by the model. The simulated K, Ca and Na concentrations were also close to the observed values. The model was not able to simulate the decrease in Fe and SO_4 concentration during the first 100 days. This is probably due to exclusion of the oxidation of Fe(II) to Fe(III) and indirect oxidation of sulfide minerals, that was tried to be reflected indirectly through control of the reaction rates.

The main noticeable difference was observed for Al, where the simulations underestimated Al concentrations by roughly one order of magnitude compared to the measured concentrations throughout the test duration. This could be explained by the precipitation of minerals such as AlSO_4 and AlHSO_4 which retain Al in a solid/immobile state during simulations as indicated by the model. The Al-containing minerals detected by XRD were albite, muscovite and chlorite (see Table 4.2) and because both the observed K and Na concentrations were rather well reproduced by the simulation, it was decided to not alter the calibration any further. The overall calibration was considered satisfactory. Also it should be noted that Al was not of primary concern in this study and uncertainty in its origin would not be expected to have a significant effect on the general results.

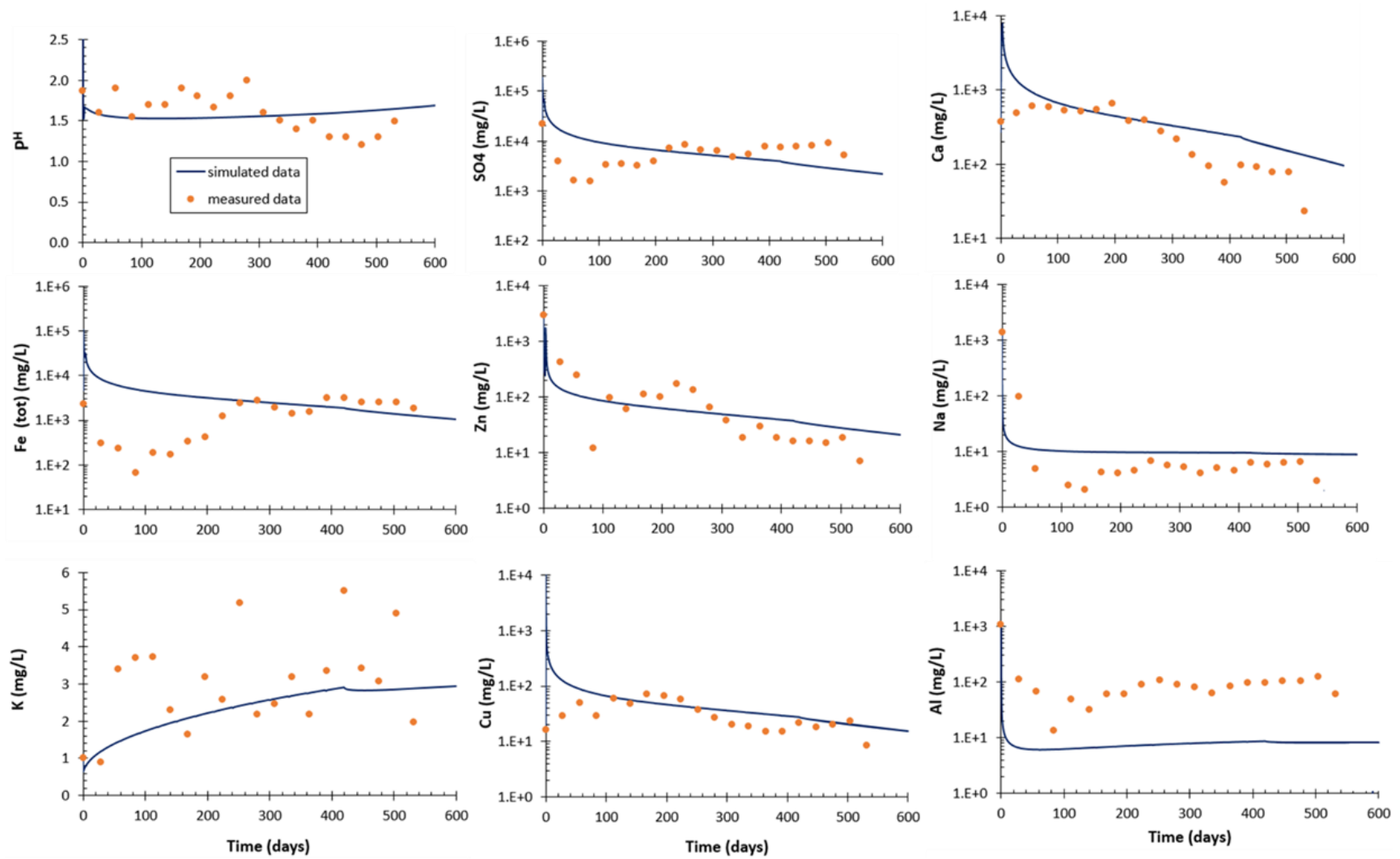


Figure 4.2 Geochemical composition of the leachate of uncovered reactive tailings, simulated (lines) vs. observed (symbols).

4.5.1.2 Reactive tailings under saturated conditions

a. Short term numerical results

The simulated results of reactive tailings under saturated condition for a period of 600 days are presented in Fig. 4.3. The simulated leachate pH increased from 1.8 to 5.3 after more than 500 days. Simulated metal concentrations, with the exception of K, decreased rapidly. Compared with the uncovered reactive tailings results, after more than 500 days, the low oxygen flux provided the following reduction in concentration: for SO_4 from 22000 to 1000 mg/L, Fe_{tot} from 4700 to 60 mg/L, Zn from 3000 to 3 mg/L, Na from 1400 to 4 mg/L, Cu from 16 to 5 mg/L and Al from 1000 to 0 mg/L (see Fig. 4.3).

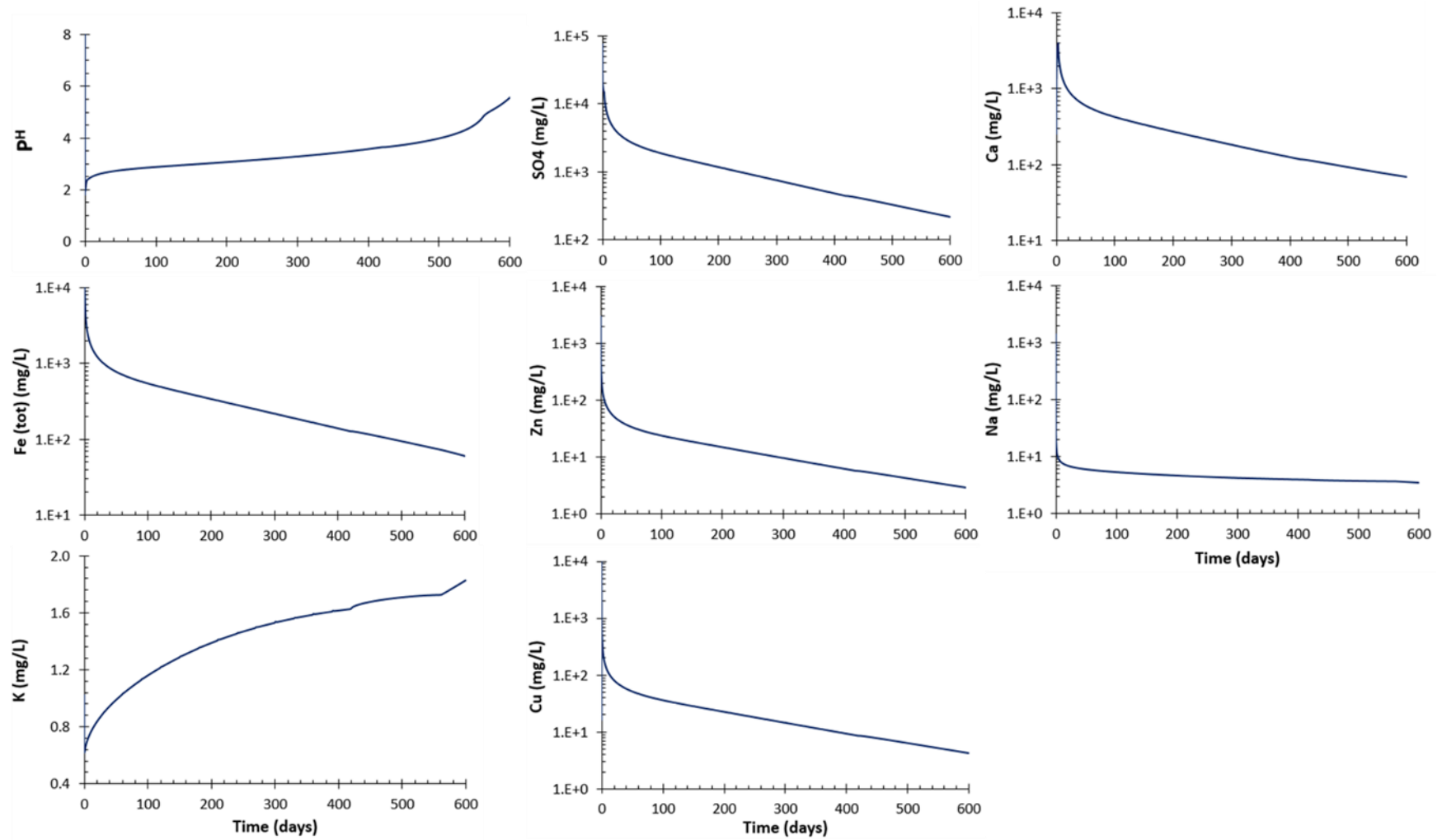


Figure 4.3 Simulated geochemical evolution of the leachate of reactive tailings under saturated conditions.

b. Medium term numerical results

The medium-term simulation for the reactive tailings under saturated conditions with recharge water and downward infiltration was run for a period of 10 years. The simulated concentration profiles evolved over time (Fig. 4.4) in the same direction as the geochemical behavior observed in the short term (600 days).

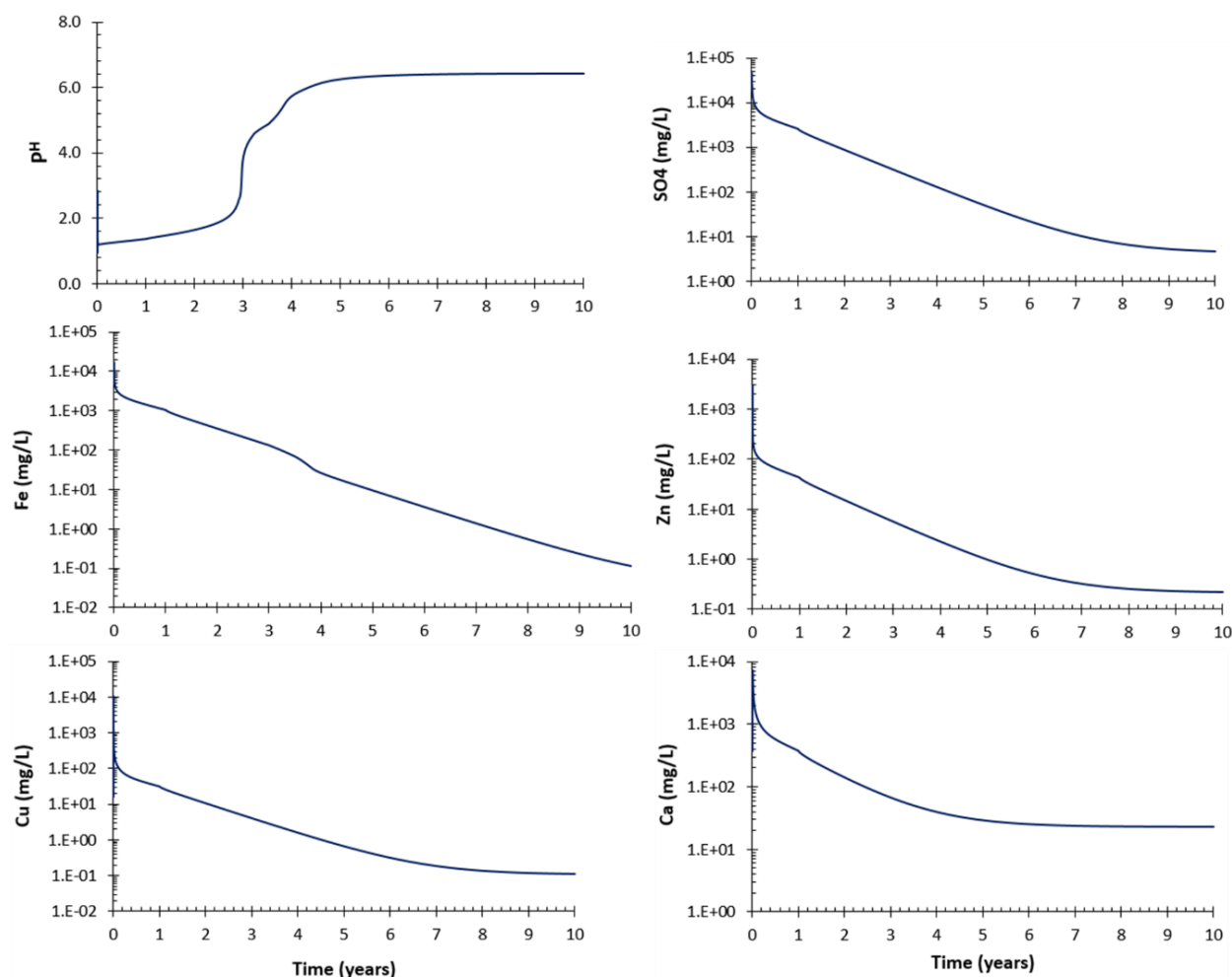


Figure 4.4 Simulated geochemical evolution of the leachate of reactive tailings under saturated conditions for a period of 10 years.

By 10 years, the water quality coming out at the bottom of the column had improved. The simulated leachate pH increased from 1.8 to 6.0 after about 3.5 years and stabilized around 6.4. Sulfate, iron and zinc concentrations decreased by a factor of 3, copper concentration by a factor of 2 and calcium concentration by a factor of 1. The same tendency of decrease was observed for all

chemical elements, some of which are not presented here. The concentrations of Ca and Cu tended to stabilize after 5 and 7 years, respectively.

4.5.1.3 Column with a CCBE

a. Hydrogeological behavior

Monitoring of the volumetric water content inside the column with a CCBE was performed for 18 cycles (more than 500 days). The capillary barrier effects were observed due to the difference in S_w , which was low in the capillary break layers (CBL, WL waste rock) and high in the MRL (low-sulfide tailings). The water saturation profile shown in Fig. 4-5 indicates that the MRL remained close to saturation ($S_w \sim 0.85$ to 1.0), which was the target to control oxygen migration and avoid the development of AMD.

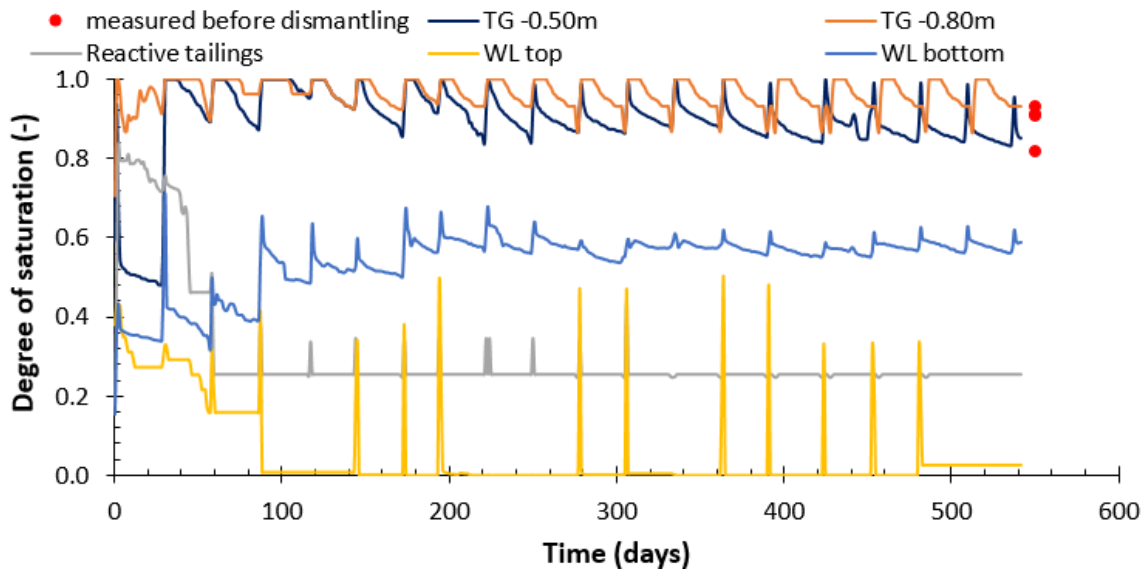


Figure 4.5 Observed hydrogeological behavior of the column with a CCBE (symbols represent measured degree of saturation in the MRL before column dismantling).

The measured values for suction and air entry values (AEV) are given in Table 4.7. The minimum values in different layers were always measured right after a wetting event. The highest values were measured at the end of the drainage cycle and varied depending on the material and the elevation of the sensor. The highest value (52 kPa) was measured in the top drainage/capillary break layer due to evaporation in the laboratory. In the MRL (low-sulfide tailings), ψ values of this material are usually $< \text{AEV}$ (25 kPa) which explains the high degree of saturation in this layer. In

the bottom capillary break layer, the ψ values remained below 10 kPa. S_w and ψ measured in the CCBE suggest that the cover system should be efficient in limiting oxygen diffusion toward the reactive tailings (e.g., Nicholson et al., 1989; Aachib et al., 2004; Gosselin et al., 2007).

Tableau 4.7 Maximum, minimum, and mean suction values measured over the testing period.

Suctions (kPa)	TG- 0.50m	TG- 0.80m	Reactive tailings	WL top	WL bottom
Min/Max	14/19	12/18	00/26	10/52	0/09
Mean	16	14	33	33	05
AEV	25	25			

The steady-state oxygen flux below the MRL, corresponding to the hydrogeological behavior presented in Figure 4.5 and calculated with the analytical equation of Mbonimpa et al. (2003) is $3.3 \times 10^{-2} \text{ g/m}^2/\text{yr}$. This value is comparable to the application of an efficient reclamation method and low enough to prevent significant oxidation of sulfide minerals. This oxygen flux is calculated from the effective diffusion coefficient of oxygen in the MRL but does not take into account the dissolved oxygen in the percolation water in the CCBE. The effective diffusion coefficient incorporates the flux of oxygen dissolved in the water phase and the flux in the air phase in the MRL (Collin, 1987).

b. Geochemical results

Leachate geochemical quality measurements from the column with a CCBE are shown in Fig. 4.6. It is important to remember that the interstitial water of the reactive tailings was initially very acidic (pH =1.87) and heavily loaded with dissolved metals (Fe = 2.35 g/L, Zn = 2.94 g/L) and sulfate (22.02 g/L). The pH remained below 6.0 for approximately 350 days before increasing and remained between 6 and 7.5 for the remainder of the test (Fig. 4.6), while the pH of the uncovered tailings remained below 2 throughout the monitoring period (Fig. 4.2). The electrical conductivity (not presented graphically here) of the leachate was between 1 and 4 mS/cm, which is lower than in the uncovered reactive tailings (up to 8 mS/cm). Leachate alkalinity (not presented here) was below the detection limit of the method (1 mg CaCO_3/L) during the first 10 cycles and ranged from

10 to 150 mg CaCO_3/L during the cycles that followed. During this same period, leachate acidity (not presented here) also decreased significantly from 560 to 20 mg CaCO_3/L .

After 4 cycles (≈ 120 days), observed SO_4 concentrations reached a plateau at 3000 mg/L. Observed Fe concentration reached 400 mg/L and decreased below 10 mg/L after 500 days (Fig. 4.6). SO_4 and Fe concentrations exceeded 4000 and 3000 mg/L respectively, in the uncovered reactive tailings (Fig. 4.2). The concentration of Zn was less than 1 mg/L after 500 days (Fig. 6) while its concentration in the uncovered reactive tailings remained at 10 mg/L after the same time period (Fig. 4.2). Ca concentrations remained between 400 and 650 mg/L while K concentrations tended to stabilize before beginning to decrease beyond 250 days (Fig. 4.6)

Cu concentration was lower than the detection limit (Fig. 4.6) while its concentration in the uncovered reactive tailings remained at 10 mg/L after 500 days (Fig. 4.2). Na and Al concentrations decreased significantly compared to the uncovered reactive tailings. The geochemical response appeared to have reached a pseudo-steady state after the 12th cycle (≈ 350 days). The leachate chemical quality of the column with CCBE indicates that the cover reduced oxidation of the sulfidic minerals present in the highly reactive tailings and limited the generation of AMD. However, Fe and Zn are two metals difficult to control and their final concentrations were higher than standard regulation criteria imposed in Quebec, Canada which, are respectively of 3 mg/L and 0.5 mg/L.

When comparing the simulated results of reactive tailings under saturated conditions (Fig. 4.3) to those obtained for the reactive tailings covered by a CCBE (Fig. 4.6), the increase in simulated pH is slower. The simulated reductions of the SO_4 and Na concentrations in the leachate were better than the reductions in the leachate of the reactive tailings covered by a CCBE. Aluminum concentrations were almost equal in both cases and those of Fe, Zn, Cu were higher in the simulations than in the laboratory leachate for the reactive tailings covered by a CCBE. The differences could be due to the supply of water (and indirectly of oxygen), the linear flow velocity of the water and the physicochemical water quality that reaches the reactive tailings. In the case of reactive tailings covered by a CCBE made with geological materials, the flow and the linear flow velocity of infiltrating water is reduced by capillary barrier effects of the cover. Thus, AMD generation is reduced by the limited supply of oxygen from the reduced water infiltration rate, as well as by the limited diffusion of oxygen in the pores, due to a high degree of saturation.

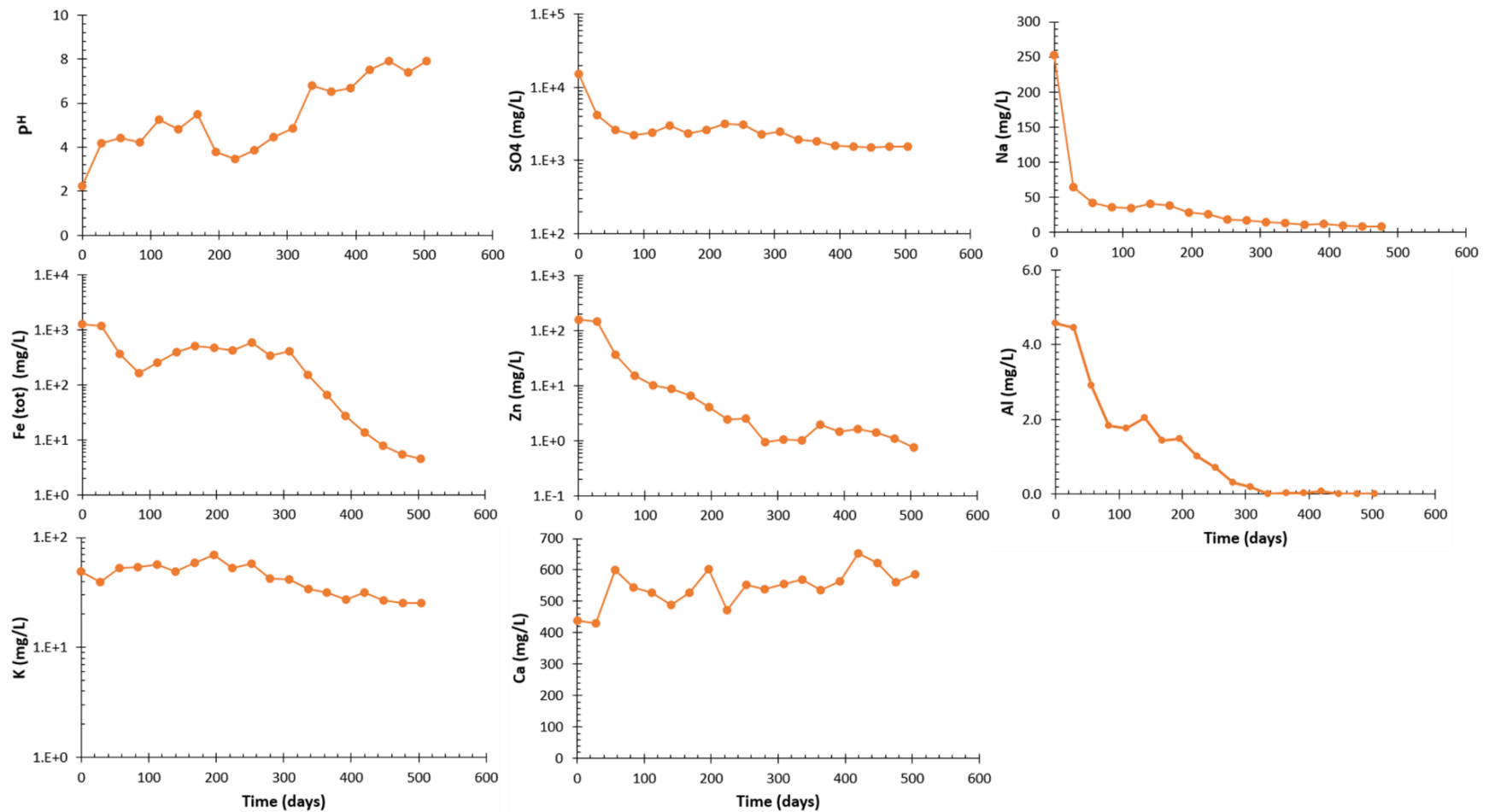


Figure 4.6 Observed geochemical evolution of the leachate from the large column with a CCBE

In addition, when the cover material is not completely inert, such as the case tested here where the moisture-retaining layer is made of low-sulfide tailings, the water quality that reaches the reactive tailings is influenced by the reactivity of the cover.

To validate this hypothesis, the initial recharge water composition was changed based on results from a recent study on the same materials (Kalonji-Kabambi et al., 2020). The initial geochemical composition of the recharge water used in the first series of simulations is : pH = 6.5, $\text{SO}_4 = 0.9$ mg/L, Cu = 0.11 mg/L, Na = 5.67 mg/L, K = 0.57 mg/L, Ca = 23.2 mg/L, Fe = 0.01 mg/L, Zn = 0.2 mg/L. The water quality after passing through the low-sulfide tailings of the moisture-retaining layer of the CCBE was integrated in the numerical model : pH = 8.2, $\text{SO}_4 = 1329$ mg/L, Cu = 0.007 mg/L, Na = 10 mg/L, K = 8 mg/L, Ca = 415 mg/L, Fe = 0.07 mg/L, Zn = 0.18 mg/L (see Kalonji-Kabambi et al., 2020 for details). Numerical modeling results of reactive tailings under saturated conditions, carried out with recharge water which has the same geochemical quality as the leachate of low-sulfide tailings presented above, approximate more closely the laboratory results of the reactive tailings covered by a CCBE (Fig. 4.7). The results confirm the influence of the physicochemical quality of the water that reaches the reactive tailings on the geochemical behavior of reactive tailings covered by a CCBE made with geological or mining materials which are not completely inert.

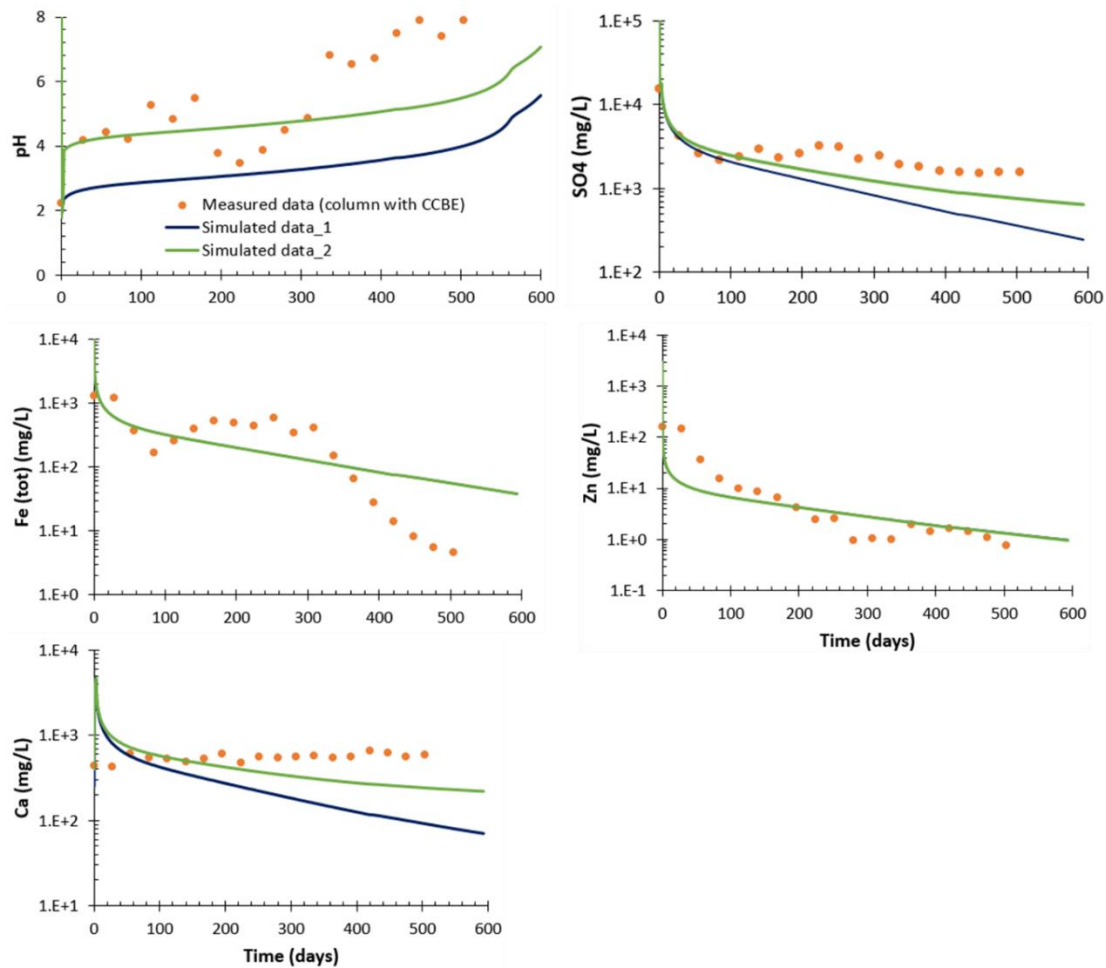


Figure 4.7 Observed and simulated geochemical evolution of the leachate from the large column with a CCBE and the small column under saturated conditions (simulated data_1: with recharge water and simulated data_2: with recharge water after passing through the low-sulfide tailings)

4.5.2 Results of dismantling of columns and sulfide mineral depletion

At the end of the testing period (504 days for the large column and 532 days for the small column), columns were dismantled in layers. Gravimetric water contents and porosity were measured in the MRL of the large column. The mean S_w values (calculated from the gravimetric water content, porosity, and specific gravity of each material presented in Fig. 4.5) followed the same trends as the sensor data taken right before dismantling. For the uncovered reactive tailings, the total sulfur concentration decreased from 17% initially to an average of 14% over the entire height of the layer

(Fig. 4.8), while for the reactive tailings below the cover, the sulfur concentration ranged from 17% to approximately 16% (Fig. 4.8) at the end of the test. The numerical modeling results of the reactive tailings obtained after 600 days showed variations of the sulfur concentration from 17 to 13% and 17 to 15% respectively, under wetting-drainage cycles and saturated conditions with recharge water and downward infiltration (Fig. 4.8). The simulated results of the uncovered reactive tailings layer showed the same trend as the measured sulfur concentrations, however the model predicted more depletion than what actually occurred. The numerical simulations of the saturated reactive tailings were generally similar to the reactive tailings covered by the CCBE, indicating that both scenarios decreased sulfide oxidation (Fig. 4.8).

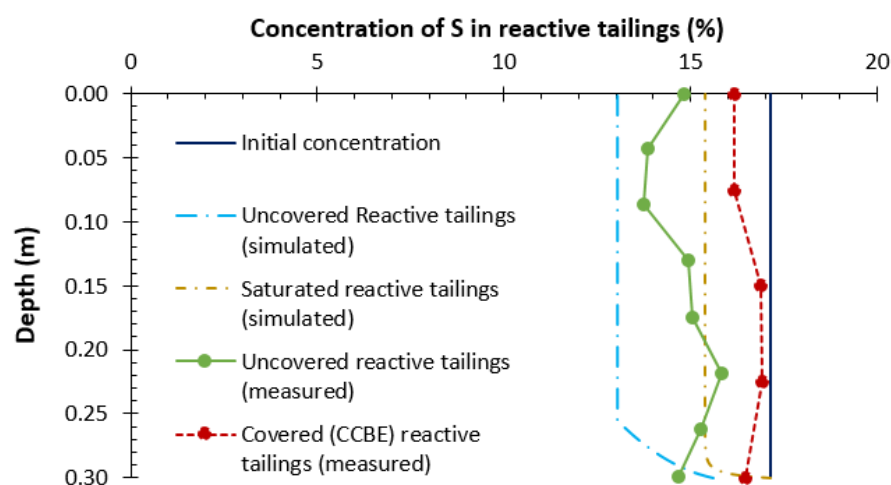


Figure 4.8 Residual sulfur content at the dismantling of the columns

The numerical model of the uncovered reactive tailings (0.30 m) and saturated reactive tailings with recharge water and downward infiltration was executed for 10 years to evaluate sulfide mineral depletion. The simulated sulfide volume fractions remaining after 10 years are shown in Fig. 4.9 (Chalcopyrite (green) is hidden under the y-axis).

The profiles confirmed that oxidation of pyrite, pyrrhotite, sphalerite and chalcopyrite occurred in the reactive tailings. After 10 years, chalcopyrite was completely oxidized and depleted over the entire height of the column. For sphalerite, pyrrhotite and pyrite, the level of depletion after 10 years is 50, 52 and 49% respectively on the first 5 cm of the column for the uncovered reactive tailings (Fig. 4.9a) and is approximately 20% for all minerals for saturated reactive tailings (Fig. 4.9b). The oxidation front was more uniform over the height of saturated reactive tailings, while for uncovered reactive tailings, pyrite was more depleted at the top than at the bottom. These sulfide

minerals are expected to contribute to AMD for many years to come since only 20% to half oxidized in 10 years.

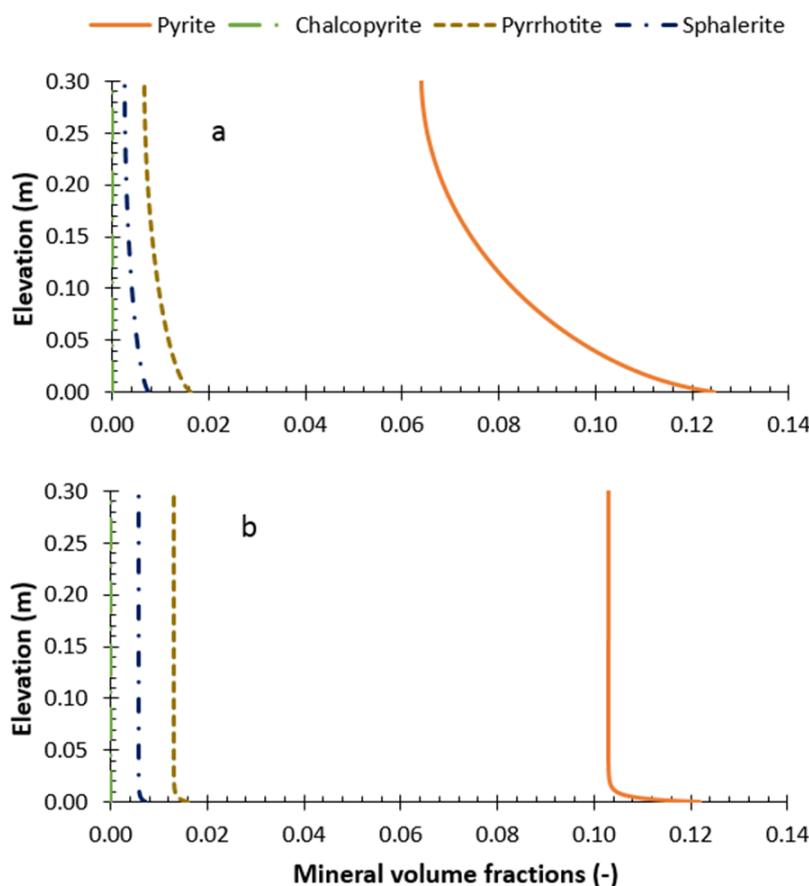


Figure 4.9 Simulated sulfide mineral volume fraction depletion after 10 years for the uncovered reactive tailings, (a): under wetting-drying cycles and (b) under saturated conditions.

4.5.3 Geochemical system, uncertainties and limitations

4.5.3.1 Geochemical mechanisms of AMD in highly reactive tailings and possible uncertainties

One of the main challenges of this investigation was to simulate the complex behavior of highly reactive and contaminated tailings. The reaction paths (direct and indirect oxidation of pyrite) were handled via calibration of the reaction rates. Indirect oxidation and the role of bacteria on direct and indirect oxidation at low pH (<3) (e.g. Nicholson, 1994; Ehrlich, 1996; Nordstrom and

Southam, 1997; Nordstrom, 2000; Johnson, 1998; Johnson and Hallberg, 2003; Blowes et al., 2003, 2013) were considered indirectly by adjustment of the direct oxidation rate of pyrite to higher reactivity values, as suggested by Pabst et al. (2017a). The acceptable agreement between the geochemical observations in the laboratory and the numerical simulations shows that MIN3P can simulate the hydrogeochemical response of uncovered highly reactive tailings (initially very acidic) under laboratory experimental conditions and can make realistic predictions. Galvanic oxidation is not considered in MIN3P, however calibrated oxidation rates should take into account all types of oxidation. This could explain some observed differences, specially Fe and SO₄ concentration during the first 100 days. The model predictions can therefore be viewed with confidence, and application of the methodological approach used here to other materials classified as highly reactive tailings can be reasonably justified. Nevertheless, the reader is cautioned that model predictions can still carry a degree of uncertainty and subjectivity, and various conceptual models and simulation results are possible because of the level of detail on mineralogy, as well as many unknown secondary minerals which may appear at later times. During the first cycles of each test, the concentration of a few elements measured in the leachate (especially Co, Pb, Ni and Ba, not presented here) increased, even though their source was not identified from the XRD and SEM characterization. These elements are assumed to originate from impurities (solid solutions) in the sulfides. However, the application of other more advanced mineralogical techniques can improve model parameterization and possibly help validate the substitution hypothesis of these elements in the sulfide minerals. Possible alteration of the tailings mineralogy before column installation (e.g., pre-oxidation; amorphous secondary minerals not detected by XRD), the inherent assumptions (e.g., spherical grain geometry and that it is gradually oxidized) in the shrinking core model for sulfide oxidation, and the assumption that pyrite was uniformly distributed within the reactive tailing, are also other sources of uncertainty.

4.5.3.2 Geochemical behavior of highly reactive covered tailings and limitations

Monitoring results of the laboratory column experiment of reactive tailings covered by a CCBE confirmed the beneficial effect of the cover on the reduction of AMD from highly reactive tailings, which were initially acidic and heavily loaded with dissolved metals and sulfate. With the introduction of the cover, after 12 cycles ($\approx$ 350 days) the effluent pH became neutral, and SO₄ and dissolved metal concentrations declined. The simulated results of highly reactive tailings under

saturated conditions showed a rapid decrease in the concentration of sulfate and metals in the leachate compared to uncovered reactive tailings, suggesting a significant reduction in sulfide oxidation. However, it took more time for the leachate to reach a neutral pH than for the CCBE column (Figs. 4.4 and 4.6). This implies that saturating highly reactive and very contaminated tailings followed by intermittent downward infiltration is not the most effective option for controlling AMD. The intermittent downward infiltration may have promoted contact between the reactive tailings and water with low dissolved oxygen, which restricted sulfide oxidation but did not completely stop it. In such a case, the limiting factor for sulfide oxidation is the rate of oxidation, the oxygen concentration in the initial tailings pore water, and the linear flow velocity of the recharge water (e.g., Li et al., 1997). According to the simulation results presented in Figure 4.4, it took ~850 more days to reach leachate $\text{pH} \geq 6$, compared to the CCBE column experiment performed in the lab. In case of reactive tailings covered by a CCBE made with geological materials, the flow of infiltrating water is reduced by capillary barrier effects of the cover. Thus, AMD generation was reduced by the limited supply of oxygen from the reduced water infiltration rate, as well as by the limited diffusion of oxygen in the pores, due to a high degree of saturation.

In this paper, the MIN3P numerical model was used to evaluate the geochemical behavior of highly reactive tailings and to characterise its hydrogeochemical response when a reclamation scenario is applied, such as under saturated conditions with recharge water and downward infiltration. In this article, the emphasis was put on a simplified approach which required less material characterization data to input in the model. The simplified model is exempt from abrupt changes in hydrogeological properties and geochemical conditions which reduces the mathematical complexity. This simplified approach could be used to determine the required oxygen barrier efficiency to reach the target of effluent geochemistry, regardless of the cover system and cover materials, as a preliminary stage of reclamation design. Work must continue to improve future efforts in reactive transport modeling application to complex reclamation scenarios such as CCBEs made of geological materials for later design stages.

4.6 Conclusions

Numerical simulations with the reactive transport code MIN3P were successfully used to reproduce the laboratory hydrogeochemical results of highly reactive tailings with no or very low neutralizing capacity. Indirect oxidation reactions and the role of bacteria on direct and indirect

oxidation reactions were simulated conceptually as part of the direct oxidation reactions of highly reactive tailings. Following this calibration, the model was then extrapolated to evaluate the depletion over time for sulfides minerals in the uncovered highly reactive tailings. The results indicate that sulfide minerals are expected to contribute to AMD for many years to come since only half of the tailings oxidized within 10 years. The numerical modeling results of highly reactive tailings under saturated conditions with recharge water and downward infiltration (an equivalent CCBE oxygen barrier) indicated a rapid decrease in the concentration of sulfate and metals in the leachate compared to uncovered reactive tailings. In such a case, the limiting factor for sulfide oxidation seems to be the rate of oxidation, the oxygen concentration in the tailings' initial pore water, and the linear velocity of the recharge water.

The use of a simplified non-stratified system, which is exempt from abrupt changes in hydrogeological properties and geochemical conditions, allowed to simulate a geochemical behavior that is comparable to that observed in the laboratory for highly reactive tailings covered by a CCBE made with geological materials. By varying the oxygen concentration in the recharge water, this simplified approach could be used for a preliminary assessment of geochemical performance of complex mining reclamation methods.

The laboratory hydrogeochemical response of highly reactive tailings covered by a CCBE and the numerical modeling results of highly reactive tailings under saturated conditions (an equivalent CCBE oxygen barrier) indicated a decrease in the concentration of sulfate and most metals in the leachate compared to uncovered highly reactive tailings, indicating that both scenarios decreased sulfide oxidation.

4.7 Acknowledgments

The authors would like to acknowledge the partners of UQAT-Polytechnique Research Institute on Mines and the Environment (RIME) as well as the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Sites Reclamation for their financial support. The authors would like also to thank the Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale (URSTM) staff for their assistance in the laboratory. Asif Saleh Qureshi is warmly thanked for helping to improve the manuscript.

4.8 References

- Aachib, M., Mbonimpa, M., and Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, and Soil Pollution*, 156(1), 163–193. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000036803.84061.e5>.
- Aachib, M. 1997. Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Akindunni, F.F., Gillham, R.W., and Nicholson, R.V. 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Can. Geotech. J.*, 28: p.446 - 451.
- Allison, J.D., Brown, D.S., Novo-Gradac, K.J., 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems, Version 3.0. EPA/ 600/3-91/021, EPA/600/3-91/021. Environ. Res. Lab., US EPA, Washington, DC.
- Amos, R.T., Blowes, D.W., Bailey, B.L., Sego, D.C., Smith, L., Ritchie, A.I.M., 2015. Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Appl. Geochem.* 57, 140-156.
- Amos, R. T., Mayer, K. U., Bekins, B. A., Delin, G. N., and Williams, R. L. 2004. Use of dissolved and vapour phase gases as natural tracers in a petroleum hydrocarbon contaminated aquifer. *Water Resour. Res.*, v. 41, doi:10.1029/2004WR003433.
- Anawar, H. Md. (2015). “Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge.” *J. Environmental Management*, 158:111-121.
- ASTM. 2014 D5550-14. Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer (ASTM D5550-14). ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM. 2007. D422. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM. 2007. D5856-07. Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Materials Using Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter. 100 Barr Harbor Drive, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States.
- ASTM. Reapproved 2000. D3152–72. Standard Test Method for Capillary-Moisture Relationships for Fine-Textured Soils by Pressure-Membrane. 100 Barr Harbor Drive, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States Published March 1972. 2 Annual Book of ASTM Standards, vol. 04.08.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. 2016. Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites. Paper presented at the Geo-Chicago: Sustainability, Energy and the Geoenvironment, Chicago, August 14–18.
- Aubertin, M., Bussière, B., and Bernier, L. 2002. *Environnement et Gestion des Rejets Miniers*. Presses Polytechnique Int., Québec, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., and Bernier, L. 1999. Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II, Essais en place. Rapport de Recherche, Projet CDT P1899.NEDEM/MEND 2.22.2c.
- Aubertin, M., Ricard, J.F., and Chapuis, R.P., 1998. A predictive model for water retention curve: Application to tailings from hard-rock mines. *Can. Geotech. J.*, 35, 55-69.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., and Tremblay, L. 1995. Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Ecole Polytechnique de Montréal, Rapport NEDEM/MEND Projet 2.22.2a, Ottawa.
- Awol, A. S.; Mbonimpa, M., Bussière, B., Plante, B., Hassan Bouzahzah, H. 2014. Laboratory Study of Highly Pyritic Tailings Submerged Beneath a Water Cover Under Various Hydrodynamic Conditions. *Mine Water Environ* (2014) 33:241–255 DOI 10.1007/s10230-014-0264-x.

- Aznar-Sánchez, José A., José J. García-Gómez., Juan F. Velasco-Muñoz and Anselmo Carretero-Gómez. 2018. Mining Waste and Its Sustainable Management: Advances in Worldwide Research. *Minerals* 2018, 8, 284; doi:10.3390/min8070284. www.mdpi.com/journal/minerals.
- Ball, J.W., Nordstrom, D.K., 1991. User's manual for WATEQf4 with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of minor, trace and redox elements in natural waters. US Geol. Surv. Open file Rep., pp. 91–183.
- Bain, J.G., Mayer, K.U., Molson, J.W.H., Blowes, D.W., Frind, E.O., Kahnt, R., and Jenk, U. 2001. Assessment of the suitability of reactive transport modeling for the evaluation of mine closure options, *J. Contam. Hydrol.* 52:p.109-135.
- Ben Abdelghani F, Aubertin M, Simon R, Therrien R 2015. Numerical simulations of water flow and contaminants transport near mining wastes disposed in a fractured rockmass. *Int J Min Sei Technol.* 25:37-45, doi 10.1016/j.ijmst.2014.11.003.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., Johnson, D.B., 2013. The geochemistry of acid mine drainage. In: Lollar, B.S., Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*, vol. 9, second ed. Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., and Weisener, C.G. 2003. The geochemistry of acid mine drainage. In *Environmental Geochemistry - Treatise on Geochemistry*: Edited by Holland, H.D. et Turekian, K.K., vol. Oxford, 9, p.149–204.
- Bouzahzah, H. 2013. Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide. Ph.D., Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Brookfield, A.E., Blowes, D.W., Mayer, K.U., 2006. Integration of field measurements and reactive solute transport modelling to evaluate contaminant transport at a sulfide mine tailings impoundment. *J. Contam. Hydrol.* 88, 1–22.
- Bussière, B., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2003. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers: *Canadian Geotechnical Journal*, 40: p.512–535.
- Collin, M. 1987. "Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings," Royal Institute of technology, Stockholm, Sweden.
- Cosset, G. 2009. Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques. MSc. A. thesis, Université de Montréal, Montréal, Québec.
- Dagenais, A.M. 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. 2005. Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. In *Proceedings of Post-Mining 2005*, November 16-17, Nancy, France.
- Davis, G. B., et Ritchie, A. I. M. 1986. "A model of oxidation in pyritic mine waste. Part 1: equations and approximate solution." *Applied Mathematical Modelling*, 10, 314-322.
- Demers, I., Molson, J., Bussière, B., Laflamme, D., 2013a. Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Appl. Geochem.* 33, 346–356.
- Demers, I., B. Bussière, M. Rousselle, M. Aubertin, T. Pabst et R. Lacroix. 2013b. Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings: 23rd World Mining Congress (Montreal, Canada).
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Can. Geotech. J.*, vol. 46, 454-469.
- Demers, I. 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Ph.D. thesis, UQAT, Rouyn-Noranda, Québec.
- Ehrlich, H.L. *Geomicrobiology*; Marcel Dekker: New York, NY, USA, 1996.

- Elberling, B. and Nicholson, R.V. 1996. Field Determination of Sulphide Oxidation Rates in Mine Tailings, *Water Resour Res*, 32(6): 1773-1784.
- Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J., and Tibble, P. 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release, *Can. Geotech. J.*, 13: 375-383.
- Ethier, 2018. Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné. Ph.D. thesis, UQAT, Rouyn-Noranda, Québec.
- 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, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26 (4), 1201-1219. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1713-y>
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Martin, V., 2007. An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. ICAST'07, 10-12 December 2007, Ghana.
- Johnson, D.B.; Hallberg, K.B. 2003. The microbiology of acidic mine waters. *Res. Microbiol*, 154, 466–473.
- Johnson, D.B. 1998. Biodiversity and ecology of acidophilic microorganisms. *FEMS Microbiol. Ecol.* 27, 307–317.
- Jurjovec, J., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Mayer, K.U., 2004. Multicomponent reactive transport modeling of acid neutralization reactions in mine tailings. *Water Resour. Res.* 40 (11p).
- Kalonji-Kabambi, A.; Bussière, B.; Demers, I. 2020. Hydrogeochemical behavior of reclaimed highly reactive tailings, Part 1: Characterization of reclamation materials. *Miner. J.* 10, 596.
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., Demers, I. 2017. Hydrogeological Behaviour of cover with Capillary Barrier Effect made of Mining Materials. *Geotechnical Geol Eng J.* 35:1199-1220 .DOI: 10.1007/s10706-017-0174-3.
- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I., Bussière, B. 2016. Numerical modeling of covers with capillary barrier effects made entirely of mining materials. *Tailings and Mines Wate Conference 2016*. Keystone, Colorado, October 2-5, 2016.
- Lawrence, R. W., & Wang, Y. 1997. Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. Paper presented at the Proceedings of the fourth international conference on acid rock drainage.
- Lee Black, D., McQuay, M. Q., & Bonin, M. P. 1996. Laser-based techniques for particle-size measurement: A review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in Energy and Combustion Science*, 22(3): 267-306.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., and Gélinas, P., 2001. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage-1. Conceptual model and system characterization, *J. Contam. Hydrol.* 52, pp. 137-164.
- Li M., Aubé B., and St Arnaud L. 1997. Consideration in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings.
- Lindsay, M.B.J., Moncur, M.C., Bain, J.G., Jambor, J.L., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., 2015. Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Appl Geochem* 57: 157-177.
- Linklater, C.M., Sinclair, D.J., Brown, P.L. 2005. Coupled chemistry and transport modelling of sulphidic waste rock dumps at the Aitik mine site, Sweden. *Appl. Geochem.* 20, 275–293.
- Maest, A.S., Kuipers, J.R., Travers, C.L., and Atkins, D.A. 2005. Predicting Water Quality at Hardrock Mines: Methods and Models, Uncertainties, and State-of-the-Art. Kuipers & Associates and Buka Environmental. PO Box 641, Butte, MT 59703 USA and 729 Walnut Street, Suite D5, Boulder, CO 80302 USA.
- Mayer K. Ulrich, Mingliang Xie and Danyang Su. 2017. MIN3P-THCm. A Three-dimensional Numerical Model for Multicomponent Reactive Transport in Variably Saturated Porous Media User Manual (Draft).
- Mayer K. U., Amos R. T., Molins S., and Gérard F. 2012. Reactive Transport Modeling in Variably Saturated Media with MIN3P: Basic Model Formulation and Model Enhancements. *Groundwater Reactive Transport Models*, 2012, 186-211.

- Mayer, K.U., Frind, E.O., Blowes, D.W., 2002. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.* 38 (9), 1174.
- Mayer, K.U. 2000. MIN3P V1.0 User Guide. University of Waterloo, Department of Earth Sciences, ON.
- Mayer, K. U. 1999. "A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media," Ph.D. thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B. 2011. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Can. Geotech. J.*, vol. 48: 878-890.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M, and Bussière, B. 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Can. Geotech. J.*, 40(5): 919-932.
- McCarthy DF. 2007. *Essentials of soil mechanics and foundations: basic geotechnics*. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River.
- MEND 2009. Report 1.20.1 Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials.
- Miller, S. D., Jeffery, J. J., & Wong, J. W. C. 1991. Use and misuse of the Acid-Base account for AMD prediction. Paper presented at the 2nd international conference, abatement of acidic drainage, Montreal, Canada.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12, 513-522.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Benzaazoua, M. 2008. Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Appl. Geochem.* 23, 1–24.
- Molson, J.W., Fala, O., Aubertin, M., Bussière, B. 2005. Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *J. Contam. Hydrol.* 78, 343–371.
- Morel-Seytoux, H.J. 1992. L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *Hydrologie continentale*, 7: 117-128.
- Morin, K. A., & Hutt, N. M. 2001. *Environmental geochemistry of Minesite drainage: Practical theory and case studies*. Vancouver: MDAG Pub.
- Neuman, S. P. 1973. "Saturated-unsaturated seepage by finite elements", *Journal of Hydrology Division*. American Society Civil Engineers, vol. 99, pp. 2233-2250.
- Nicholson, R.V., Rinker, M.J., Acott, G., Venhuis, M.A. 2003. Integration of field data and a geochemical transport model to assess mitigation strategies for an acidgenerating mine rock pile at a uranium mine. *Sudbury 2003: Mining and the Environment*, Sudbury, Canada.
- Nordstrom, D.K., Southam, G., 1997. Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. In *Geomicrobiology, Interactions between microbes and minerals*. *Rev. Mineral.* 35, 361-385.
- Nicholson, R.V., 1994. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. In: Jambor, J.L., Blowes, D.W. (Eds.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-waste*.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., and Reardon, E.J. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.*, 26: 1–8.
- Nordstrom, DK, Blowes, D.W., Ptacek, C.J. 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Appl Geochem* 57: 3-16.
- Nordstrom, D.K., 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *Int. Geol. Rev.* 42, 499-515.
- Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., 1999. Geochemistry of acid mine waters. In: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (Eds.), *Reviews in Economic Geology*, vol. 6A. *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A. Processes, Methods and Health Issues*. Soc. Econ. Geol., Littleton, CO, pp. 133–160.

- Ouangrawa M., Aubertin M., Molson J., Bussière B., Zagury, G.J. 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: long-term column experiments and parameter analysis. *Water Air Soil Pollut* 213:437–458.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Zagury, G.J., 2009. Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Appl. Geochem.* 24, 1312– 1323.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, Zagury, G., and Bussière, B. 2006. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings, a laboratory and numerical modelling study. In *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 1473-1482, March 26-30, (2006), St. Louis, MI.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G.J., and Bussière, B. 2005. An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings. In *Proceedings of Geosask (2005)*, 58th Canadian Geotechnical conference and 6th Joint IAH-CNC, (2005), Saskatoon, SK.
- Otwinowski, M. 1995. Scaling analysis of acid rock drainage. MEND Project 1.19.2, 71p.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. 2017a. Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer Cover. *Appl Geochem* 78 219-233.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., Molson, J., 2017b. Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical Geol. Eng.J.* 35:1421–1438.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., Molson, J., 2014. Column tests to characterize the hydrogeochemical response of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, & Soil Pollut.* 225, 1841.
- Pabst, T. 2011. Etude expérimentale et numérique du comportement hydro-geochimique de recouvrement placé sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal, Québec.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., 2011. Physical and geochemical transport modelling of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover. 2011 Mine Closure Conf., Lake Louise, Canada.
- Panday, S., Huyakorn, P. S., Therrien, R. and Nichols, R. L.1993. “Improved three-dimensional finite-element techniques for field simulation of variably-saturated flow and transport”, *J. Contam. Hydrol*, vol. 12, pp. 3-33, 1993.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J. 1999. User’s guide to PHREEQC (Version2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, & inverse geochemical calculations. U.S.Geological Survey, Water-Resources Investigations Report, 99-4259, 310p.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. 2014. Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. *GeoRegina 2014*, paper 247.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. 2013. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. *GeoMontréal 2013*, paper 165.
- Petruk, W 1986. The MP-SEM-IPS image analysis system. CANMET Report 87-1E (CANMET, Dept Energy, Mines, And Resources, Canada).
- Pruess, K. 2004. The TOUGH codes, A family of simulation tools for multiphase flow and transport processes in permeable media. *Vadose Zone J.*, 3, 738–746.
- Pruess, K., 1991. TOUGH2- A general purpose numerical simulator for multiphase fluid and heat transfer. Lawrence Berkeley Laboratory LBL-29400, 102pp.
- Rietveld, H. M., 1993. Chapter 2. The Rietveld method, R.A. Young, Oxford University Press, Oxford.
- Rimstidt, J.D., Vaughan, D.J., 2003. Pyrite oxidation: a state of the art assessment of the reaction mechanism. *Geochim. Cosmochim. Acta* 67, 873–880.
- Romano, C. G., Mayer, K.U., Jones, D.R., Ellerbroek, D.A., and Blowes, D.W., 2003. Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulphide oxidation of mine tailings. *Jour. of Hydrology* 271, pp. 171-187.

- Rosso, K.M., Vaughan, D.J., 2006. Reactivity of sulfide mineral surfaces. In: Vaughan, D.J. (Ed.), *Sulfide Mineralogy and Geochemistry. Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, vol. 61, pp. 557–608.
- Saavedra, L.F. 2008. Caractérisation et modélisation physique du comportement hydrogéologique de résidus réactifs avec recouvrement monocouche. MSc.A. thesis, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Smith, L.J.D., Bailey, B.L., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Smith, L., Sego, D.C. 2013. The Diavik Waste Rock Project: initial geochemical response from a low sulfide waste rock pile. *Appl. Geochem.* 36, 210-221.
- Smuda, J.; Dold, B.; Spangenberg, J.E.; Friese, K.; Kobek, M.R.; Bustos, C.A.; Pfeifer, H.-R. 2014. Element cycling during the transition from alkaline to acidic environment in an active porphyry copper tailings impoundment, Chuquicamata, Chile. *J. Geochem. Explor.* 140, 23–40.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., and Smith, R.M. 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. EPA-600/2-78-054. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Taylor, J. C. and Hinczak, I. 2001. Rietveld made easy: a practical guide to the understanding of the method and successful phase quantifications. University of Wollongong.
- Therrien, R., and Sudicky, E.A., 1996. Three-dimensional analysis of variably saturated flow and solute transport in discretely fractured porous media, *Journal of Contaminant Hydrology*, 23:6, 1-44.
- van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892-898.
- Vigneault, B., & Campbell, P. G. C. 2001. Geochemical changes in sulfidic mine tailings stored under a shallow water cover. *Water Resources*, 35(4), 1066–1076.
- Vriens, B., Peterson, H., Laurenzi, L., Leslie Smith, Celedonio Aranda, K. Ulrich Mayer, Roger D. Beckie. 2019. Long-term monitoring of waste-rock weathering at the Antamina mine, Peru *Chemosphere* 215 (2019) 858-869. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.105>.
- Wilson, D., Amos, R.T., Blowes, D.W., Langman, J.B., Ptacek, C.J., Smith, L., and Sego, D.C. 2018. Diavik waste rock project: A conceptual model for temperature and sulfide-content dependent geochemical evolution of waste rock – Laboratory scale. 2018a. *Applied geochemistry* 89, 160-172. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.12.007>.
- Wilson, D., Amos, R.T., Blowes, D.W., Langman, J.B., Smith, L., and Sego, D.C. 2018b. Diavik Waste Rock Project: Scale-up of a reactive transport model for temperature and sulfide-content dependent geochemical evolution of waste rock. *Applied geochemistry* 96, 177-190. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.07.001>.
- Wunderly, M.D., Blowes, D.W., Frind, E.O., and Ptacek, C.J., 1996. Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: A numerical model. *Water Resour. Res.* 32(10), pp. 3173-3187.
- Yanful, E.K., Simms, P.H., and Payant, S.C. 1999. Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, & Soil Pollution*, 114: 347-375.
- Yanful, E.K. 1991a. Development of laboratory methodology for evaluating the effectiveness of reactive tailings covers. Final report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Québec).
- Yanful, E.K. 1991b. Engineering soil covers for reactive tailings management: theoretical concepts and laboratory development. In *Proceedings Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montréal, Québec, pp. 461-485.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: HYDROGEOCHEMICAL BEHAVIOR OF RECLAIMED HIGHLY REACTIVE TAILINGS, PART 1: CHARACTERIZATION OF RECLAMATION MATERIALS

Cet article est publié dans la revue *Minerals*, 2020

Alex Kalonji-Kabambi^a, Bruno Bussière^a, Isabelle Demers^a

^aUQAT-Polytechnique Research Institute on Mine and Environment (RIME), Canada

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 blvd. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

5.1 Abstract

The production of solid mine wastes is an integral part of the extraction and metallurgical processing of ores. The reclamation of highly reactive mine waste, with low neutralizing potential, is still a significant challenge for the mining industry, particularly when natural soils are not available close to the site. Some solid mine wastes present interesting hydro-geotechnical properties which can be taken advantage of, particularly for being used in reclamation covers to control acid mine drainage (AMD). The main objective of this research was to evaluate the use of mining materials (i.e., tailings and waste rock) in a cover with capillary barrier effects (CCBE) to prevent AMD from highly reactive tailings. The first part of the project reproduced in this article involves context and laboratory validation of mining materials as suitable for a CCBE, while the companion paper reports laboratory and field results of cover systems made with mining materials. The main conclusions of the Part 1 of this study were that the materials studied (low- sulfide tailings and waste rocks) had the appropriate geochemical and hydrogeological properties for use as cover materials in a CCBE. Results also showed that the cover mining materials are not acid-generating and that the LaRonde tailings are highly reactive with pH close to 2, with high concentrations of metals and sulfates.

Keywords

acid mine drainage; cover with capillary barrier effects; mine wastes; reactive tailings; kinetic tests; laboratory column tests; field cell tests.

5.2 Introduction

In recent decades, stricter regulations have forced the mining sector to better protect the environment both during and after operations. One important environmental issue of the mining sector is the generation of acid mine drainage (AMD) from mine wastes such as tailings and waste rocks [1–4]. In order to control AMD generation, most current reclamation methods seek to control one or more of the main components involved: atmospheric oxygen, sulfide minerals, and water [5–8]. In humid climates, oxygen barriers are recognized as the one of the most efficient approach to control the AMD generation [9] among which cover with capillary barrier effects (CCBE) made of multiple layers of soils or other geological materials is one of the preferred options. The three main CCBE layers are (from bottom to top): (1) the capillary break layer (CBL), which consists of a coarse-grained material that acts as a capillary break; (2) the moisture-retaining layer (MRL), which is made of a fine-grained material and is aimed at controlling fluid (gas and water) movement; and (3) the drainage layer (DL), which is made of a coarse-grained material, prevents evaporation, and favors water lateral drainage [10]. In a CCBE, the contrasting unsaturated hydrogeological properties of the cover materials [11–13] allows maintaining the MRL at a high degree of saturation (S_w ; typically $> 85\%$). Since the diffusion of oxygen through water is low ($2.4 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$), this high S_w value limits oxygen diffusion to the reactive waste [11, 14–16].

The full-scale implementation of CCBEs at tailings storage facilities (TSF) requires a significant volume of natural materials [17, 18]. Therefore, when the appropriate cover materials are not located within close proximity to a site, costs related to transportation can be prohibitive [19, 20]. Furthermore, the stripping of undisturbed lands to extract cover materials for the CCBE can affect the capacity of mine operators to obtain social acceptability. Consequently, many mining companies are increasingly becoming interested in valorizing mine wastes (e.g., tailings, waste rocks, and water treatment sludges) as materials for reclamation covers and other geoengineering applications. The reuse of mining materials can reduce waste management and reclamation costs as well as the environmental risks associated with mine waste storage facilities [21, 22]. The effectiveness of CCBEs constructed from low-sulfide or desulfurized tailings has been demonstrated in prior laboratory studies [23–24], as well as in several case studies [17, 18, 25, 26]. The possibility of using waste rocks as a material in the CBL and DL of a CCBE was also successfully assessed in the laboratory and by numerical modelling [27–30].

In the literature, many studies examined the efficiency of different types of covers to control and mitigate AMD generation, but few examined the reclamation of highly pyritic tailings with no or very low neutralizing capacity. The reclamation of such tailings is uncertain and has always been a considerable challenge. From the existing studies on reclamation of tailings rich in sulfides, one can find the study on turbulence driven metal release from suspended pyrrhotite tailings [31] conducted on Falconbridge Strathcona mine tailings (75% pyrrhotite and 0.14% chalcopyrite contents). Davé and Paktunc [32] assessed the surface reactivity of high-sulfide copper mine tailings under shallow water cover conditions. This study was performed on a copper mine tailings that had a sulfide content of 20%, a negligible neutralization potential of approximately 0 to 2 kg CaCO_3/t , and a negative net neutralization potential in the range of -600 to -700 kg CaCO_3/t . A laboratory study on pyritic tailings (80% pyrite content with very low neutralizing capacity) placed under a water cover for various hydrodynamic conditions was carried out by Awoh et al. [33]. The same material was studied in the field to assess their in situ chemical and physical stability [34]. Hence, most of the work on sulfide-rich tailings with low neutralizing potential focused on controlling their AMD generation using laboratory or field scale water cover. To the authors' knowledge, studies that focused on controlling AMD of a sulfide-rich tailings (% sulfides $>30\%$) with no or very low neutralizing capacity by a CCBE made entirely of low sulfide mine wastes are rare in the literature.

The main objective of this research was to study the hydrogeochemical behavior of highly reactive tailings protected by a CCBE made entirely of low sulfide mine wastes (i.e., tailings and waste rock). The work was performed using existing materials from two mines owned by Agnico Eagle Mine Ltd, the LaRonde and Goldex mines. Laboratory experiments were first conducted to characterize the physical, hydrogeological, geochemical, and mineralogical properties of the reactive tailings and the cover mine waste materials. The characterization of cover materials was conducted in order to verify if the available low-sulfide tailings and waste rock had suitable properties for use in a CCBE, and to assess how reactive were the highly reactive LaRonde mine tailings. Secondly, using a large column test, the hydrogeochemical behavior of a CCBE made with mining materials and placed over acid-generating highly reactive tailings was evaluated. The large column was instrumented and monitored for 18 cycles (504 days). Then, the same laboratory CCBE configuration was tested in situ at an intermediate scale in a field experimental cell, in addition of a control cell. Field experimental cells (control and covered cells) were also instrumented and

monitored for 3 years (2017–2019). Due to the size of the study, results are integrated into two distinct but complementary articles. The present article describes the context and the laboratory validation of the suitability of the tested mine waste materials to be used as CCBE layers, while Part 2 of this study reports the main laboratory and field results related to the CCBE made with the tested mine wastes (characterized in Part 1). Part 2 of this study also analyzes and compares the hydrogeochemical results and oxygen flux obtained from the laboratory column and the field experimental cell exposed to real climatic conditions. The main originality of this study is related to the use of mining materials in a CCBE to reclaim highly reactive tailings. If the approach is demonstrated successful, it would allow to reduce the footprint of mine sites by limiting the use of natural soil, while controlling water contamination from the highly reactive tailings.

5.3 Materials and methods

5.3.1 Sampling sites and material preparation

Reactive tailings and the three cover materials used in the present study (low-sulfide tailings, non-acid-generating waste rocks, and potentially acid-generating waste rocks) were taken from different mines owned and operated by Agnico Eagles Mines Ltd (AEM, Canada). The reactive tailings (TR) came from LaRonde mine, which produces copper and zinc concentrates by flotation and gold and silver by cyanidation and electrowinning. The LaRonde underground mining complex generates approximately 2.4 Mt of acid-generating tailings annually, which are disposed of in a 165 ha TSF. The TR were taken directly from the TSF, in a portion of the site where the tailings were not already oxidized. The low-sulfide tailings (TG) were taken from Goldex mine, which produces gold, gold-bearing pyrite concentrates, and desulfurized (i.e., low-sulfide) tailings. The non-acid-generating waste rocks (WL) and potentially acid-generating waste rocks (WP) were sampled at the LaRonde mine and sieved on-site to a maximum particle size of 50 mm. This size fraction was selected because preliminary tests showed that similar waste rock fractions can act as efficient capillary break layers in CCBEs [28, 35, 36]. The reactive tailings and cover materials were transported to the laboratory for characterization. Samples of all materials were homogenized using a spade to avoid, as much as possible, heterogeneities in the chemical and mineralogical properties. The reactive tailings were submerged in water prior to the start of the tests. However, despite this precaution, at the beginning of the laboratory experiments the interstitial water was

acidic (pH = 1.87) and loaded with dissolved metals and sulfate (e.g., Fe = 2.35 g/L, Zn = 2.94 g/L, and SO₄ = 22.02 g/L).

5.3.2 Physical, hydrogeological, chemical, and mineralogical characterizations

The grain-size distributions (GSDs) of the TR and TG were determined using a Malvern Mastersizer laser particle size analyzer [37]. The GSD of the WL and WP were determined by mechanical sieving according to ASTM standard D422 [38] for particles larger than 425 µm and using laser particle size analysis for finer grain sizes. The specific gravity (Gs) of each material was determined by a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330, MICROMETRICS INSTRUMENT Corporation, Norcross, United States) according to ASTM standard D5550-14 [39].

The saturated hydraulic conductivities (k_{sat}) of the tailings samples were evaluated using a standard rigid-wall permeameter according to ASTM standard D5856 [40]. The k_{sat} of the waste rocks was measured using a constant head permeability test in a large high-density polyethylene (HDPE) column (0.80 m in height and 0.30 m in diameter) using the method proposed by Peregoedova et al. [41]. Water retention curves (WRCs) were determined for the tailings using a pressure cell (Tempe Cell) following ASTM D3152-72 [42]. Experimental data were fitted with the RETC software [43] to the van Genuchten model [44]. The waste rocks' WRCs were obtained through column drainage tests following the procedures proposed by Chapuis et al., Hernandez, and Peregoedova et al. [45-47]. In brief, this method involved first saturating a column of waste rocks, then draining it under atmospheric pressure. Waste rocks were removed from the column in 10-cm layers and their gravimetric water content was measured. Assuming hydrostatic equilibrium, the calculated volumetric water contents were plotted against elevation to obtain the WRC. Experimental data were also fitted with the RETC software.

The bulk chemical composition of all samples was determined by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES; Perkin Elmer Optima 3100 RL, PerkinElmer, Billerica, United States) following a complete digestion with HNO₃/Br₂/HF/HCl. The mineralogy of the materials was obtained through X-ray diffraction (XRD) using the quantitative Rietveld refinement method implemented with TOPAS software v2.2 [48, 49]. The detection limit of this method is approximately ±1% [50]. The identification of minor phases was achieved using scanning electron microscopy (SEM) analyses [51]. Mineralogical reconciliation was performed using ICP-AES and

XRD data to provide a better quantification of the mineralogical composition; details on this approach were presented by Bouzahzah [50]. The total sulfur and carbon contents of all materials were analyzed by infrared absorption after combustion in an induction furnace (Eltra CS-2000). The detection limit of these analyses was approximately 0.05% for C_{total} and 0.009% for S_{total} . The acid potential (AP) was calculated from the total sulfur content ($\%S \times 31.3$) and the neutralization potential (NP) was calculated using the total carbon content ($\%C \times 83.3$) [52–54]. Oxidation–neutralization curves, which were first developed by Benzaazoua et al. [55], were used to predict the long-term acid generation potential of the materials. This method works by using data from kinetic tests to first construct a line representing the ratio between the cumulative–normalized mass releases of $\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Mn}$ and S . The initial contents of $\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Mn}$ vs. S in the bulk solid material is then plotted on the same graph. If the point representing the initial composition lies below the curve representing the leachates, the material is considered acid generating in the long-term, and vice versa. The effective reaction rate coefficient (K_r) was estimated to evaluate the diffusive flux of oxygen migrating the cover materials (TG, WL, and WP) into the reactive tailings. To determine the K_r of the TR and TG, a single-chamber oxygen consumption test (OCT) was performed [56–58]. During this test, oxygen diffusing through the tailings is consumed by sulfide minerals. A gradual decrease in O_2 concentrations in the sealed headspace was recorded over 3 to 5 h. The raw data obtained from these tests were iteratively compared with models generated using the Pollutev7 software from GAEA Technologies [59]. By fixing the effective diffusion coefficient (D_e) based on the volumetric water content and porosity of the material in the cell, the K_r could be varied until the model matched the experimental data. More details on the interpretation of OCTs using the Pollute software can be found in the literature [57, 58, 60].

5.3.3 Construction of the laboratory column tests and analyses

Four columns (14 cm in diameter for the tailings and 30 cm for waste rock, 50–80 cm in height) were constructed in the laboratory in order to study the separate geochemical behavior of reactive tailings and cover materials (Figure 5.1). The top of the columns was left open to the atmosphere. The bottom boundary condition of the columns was controlled by a porous ceramic plate and a drain that maintained a hydraulic pressure equivalent to the water table, which was located approximately 1 m below the base of the columns. Every 28 to 30 days, 2 L of deionized water was added at the top of the columns. This volume represents the void volumes of the TR, which also

corresponds to approximately 50% of typical monthly precipitation at the sample sites based on the average local climate [10, 61, 62]. A total of 19 cycles (532 days) were applied to Column 1 and 16 cycles (448 days) to Columns 2, 3, and 4.

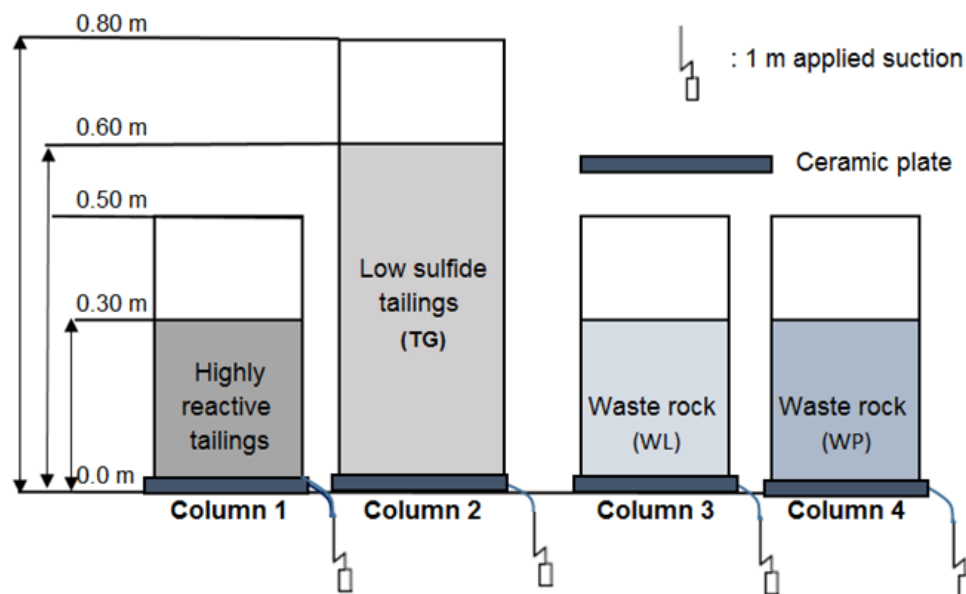


Figure 5.1 Experimental setup showing the columns.

The effluents recovered after a maximum flush time of 24 h for each cycle were submitted to physicochemical analyses. The pH and electrical conductivity (EC) were measured using an Oakton pHTestr® 30 probe (accuracy of ± 0.01 for pH and $\pm 0.5\%$ for EC) that was calibrated with standard buffer solutions at pH 4, 7, and 10 and using EC standards at 100 and 1.413 $\mu\text{S}/\text{cm}$. The Oakton ORPTestr® 30 probe was also used to determine the redox potential (Eh). Alkalinity and acidity were measured using a Metrohm 848 Titrino plus automatic titrator. Sulfate concentrations were determined with an 850 Professional IC Anion—MCS, while metal concentrations were measured by ICP-AES. The accuracy of the methods used for sulfate concentrations, metal concentrations, and alkalinity and acidity measurements was approximately $\pm 15\%$. Samples for sulfate and metal concentration analyses were filtered to 0.45 μm prior to analysis. Samples for metal concentration analyses were also acidified to 2% v/v HNO_3 for preservation before analysis.

5.3.4 Description of the control field cell and geochemical monitoring

A field experimental control cell, which contained only uncovered reactive tailings, was built in early autumn 2016 at the LaRonde mine site to evaluate the influence of field conditions on the reactivity of the tailings. Results from the control column and the control cell were intended to serve as a basis for comparison with the scenarios with covers. To construct the cell, a hydraulic excavator was used to create an inverted truncated pyramid in a waste rock pad. The interior sides of the cell were sloped (2H:1V) to obtain the desired size and geometry (Figure 5.2a).

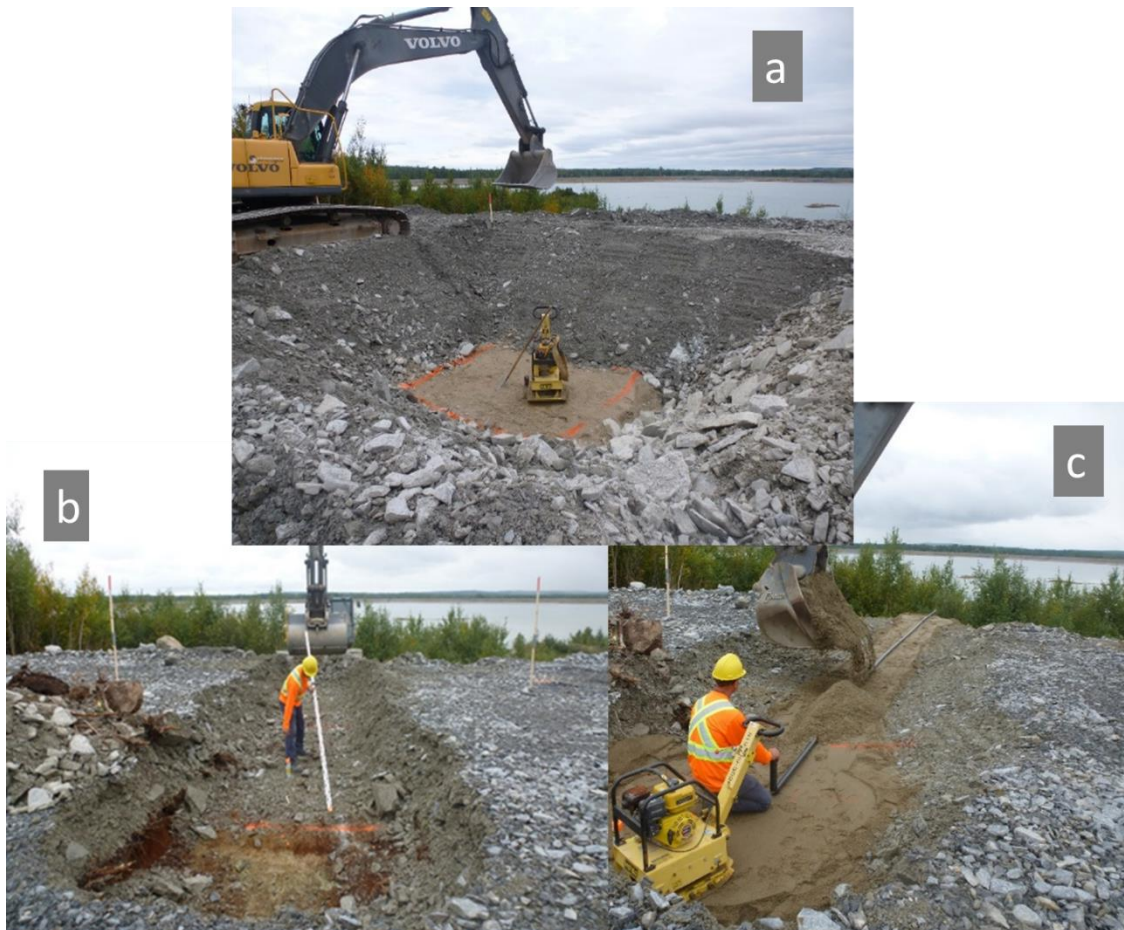


Figure 5.2 (a) inverted truncated pyramid form of the experimental cell, (b) excavation of the trench, and (c) installation of the PVC pipe for the drainage water.

A trench was excavated with a slope of 1% over a distance of approximately 16 m in order to create the exit for the drain (Figure 5.2b). A 30-cm-thick compacted fine sand layer was placed at the bottom of the trench and a 2-inch diameter PVC pipe was installed for channeling drainage waters (Figure 5.2c). The pipe was protected by another 30 cm of compacted fine sand on top. Sand

was placed at the bottom and along the sides of the cells (Figure 5.3a), which were then lined with a geomembrane to control exfiltration and avoid external water contamination (Figure 5.3b).

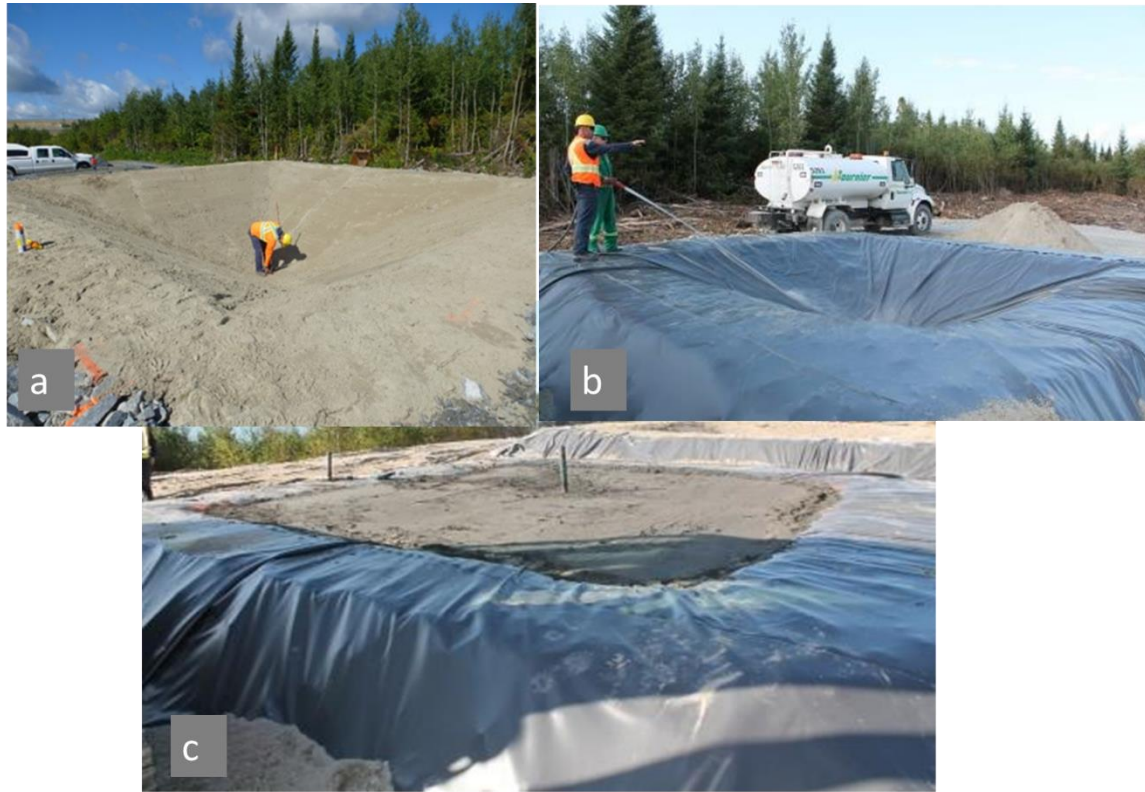


Figure 5.3 (a and b) sand and geomembrane installation, and (c) filling the control cell with reactive tailings.

The control cell was instrumented with sensors for volumetric water content (θ) and matric suction (ψ), then filled with uncovered reactive tailings (Figures 5.3c and 5.4). 5TM sensors (version R2.04, Decagon Devices, Pullman, United States) were used to monitor θ from a monitoring station that was equipped with an Em50 data logger. Suction measurements were performed using WATERMARK sensors (model 200SS, IRROMETER Company, Riverside, United States). The measurement frequency was fixed at once every four hours for θ , whereas ψ values were measured every two weeks. The surface of the control cell was approximately 25 m² (5 m × 5 m) (Figure 5.4). The top of the cell was open to natural infiltration. The drainage outlet was equipped with a sampling port and connected to a tote tank with a storage capacity of more than 1000 liters, which was used to quantify the volume of drainage water (Figure 5.4).

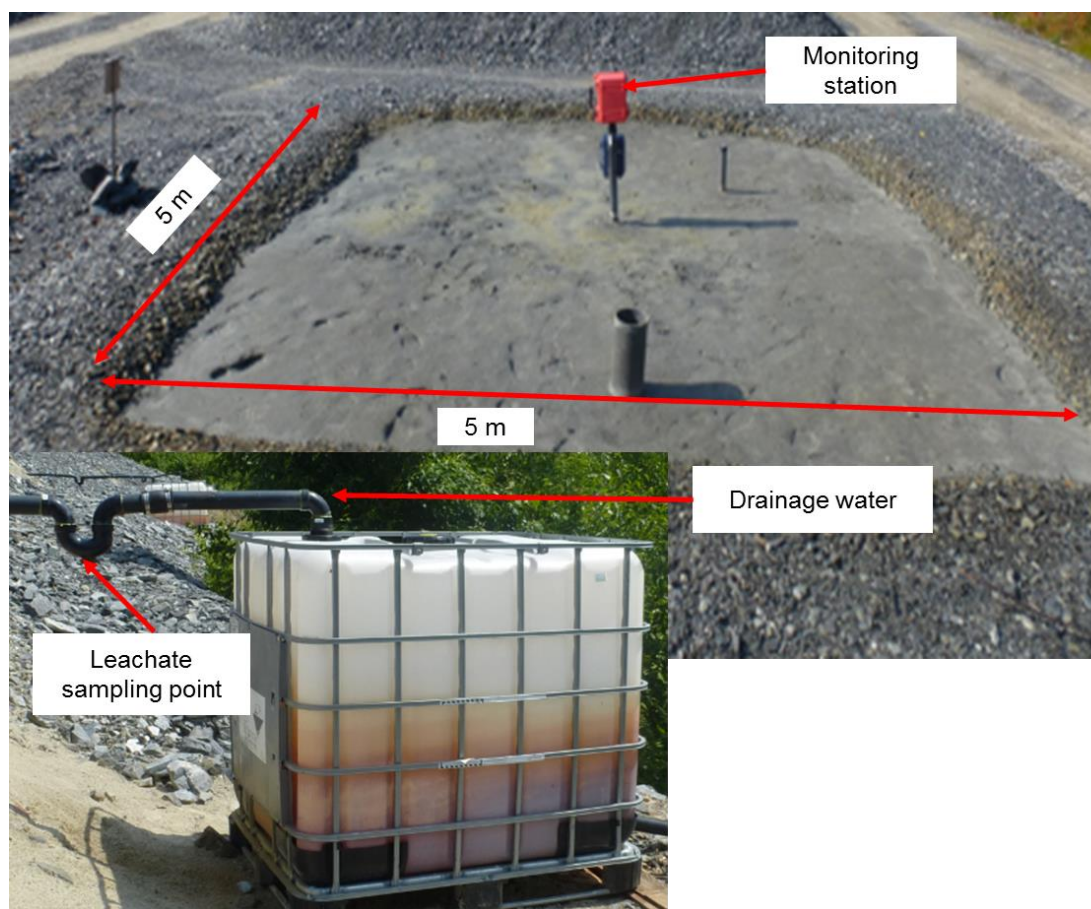


Figure 5.4 Picture of field experimental cell filled with uncovered reactive tailings.

Drainage waters were collected from the control cell once every two weeks for 3 years (2017–2019) during unfrozen periods (May to October). The two biweekly samples taken each month were mixed to form a composite sample for metal and sulfate analyses. Measurements of pH, EC, Eh, acidity, and alkalinity were performed on each sample. The pH, Eh, and EC of the leachates were measured directly on site at the time of sampling to avoid water quality evolution during transport; all other chemical analyses were performed in the laboratory. All water samples were immediately refrigerated until analyses.

5.4 Results and Discussion

5.4.1 Physical, hydrogeological, mineralogical and environmental characteristics

The main material characterization data are presented in Tables 5.1, 5.2, and 5.3. These data show that TG tailings are somewhat finer than the TR tailings, and that both waste rocks have similar GSDs. According to USCS classification [63], the GSD of the tailings and waste rocks were typical of a plastic silt (ML) and well-graded sand (SW), respectively. Given the high relative density (G_s) of sulfide minerals, their relative proportions in each material (TR = 24%, TG = 0.3%, WP = 1.4%, and WL = 0.5%) explain the G_s values (TR = 3.2, TG = 2.7, WP = 2.7, and WL = 2.8).

Tableau 5.1 Main physical and hydrogeological properties of the materials used in this study.

Parameters	Units	TR	TG	WP	WL
D_{10}	mm	0.009	0.0026	0.160	0.165
D_{50}	mm	0.068	0.016	10	10
D_{60}	mm	0.088	0.022	17	15
G_s	-	3.22	2.68	2.72	2.76
k_{sat}	cm/s	2×10^{-4}	5×10^{-5}	3×10^{-2}	2×10^{-2}
AEV	m of water	2	2.5	0.002	0.003
θ_s	m^3/m^3	0.45	0.43	0.35	0.35
θ_r	m^3/m^3	0.01	0.06	0.00	0.00

D_x - particle diameter corresponding to x% passing in the cumulative grain-size distribution curve; θ_s - saturated volumetric water content; θ_r - residual volumetric water content; and - : dimensionless quantity.

The k_{sat} values obtained during the permeability tests ranged from 2 to 3×10^{-2} cm/s for WL and WP, respectively, and were 2×10^{-4} cm/s for TR, and 5×10^{-5} cm/s for TG. The air entry values (AEV) obtained from the materials' WRCs, were 2 m and 2.5 m of water for TR and TG, respectively. The AEV for the waste rocks varied between 0.002 m and 0.003 m of water. These hydrogeological properties are similar to those found in the literature for other tailings [64] and waste rocks [28, 30, 41, 47].

Mineralogical analyses identified mostly sulfide, carbonate, and silicate minerals in the different materials, with some smaller contributions from other phases (Table 5.2).

Tableau 5.2 Mineralogical and geochemical composition of reactive tailings and cover materials.

Mineral phase	Reactive tailings (TR)	Low-sulfide tailings (TG)	Waste rock (WP)	Waste rock (WL)
	% w/w	% w/w	% w/w	% w/w
Albite	8.2%	52%	27%	38%
Actinolite	-	0.2%	-	5%
Anhydrite	-	0.2%	-	-
Calcite	-	8.7%	-	4%
Chalcopyrite	0.9%	-	-	-
Chlorite	4.4%	13%	-	14%
Dolomite	-	1.2%	-	-
Gypsum	1.4%	0.7%	-	-
Muscovite	1.8%	2.8%	3.4%	-
Pyrite	24%	0.3%	1.4%	0.5%
Pyrrhotite	4.5%	-	-	-
Quartz	53%	22%	68%	34%
Rutile	0.4%	-	-	-
Sphalerite	2%	-	-	-

-: Not detected.

Sulfide minerals such as pyrite (24%), pyrrhotite (4.5%), sphalerite (2%), and traces of chalcopyrite (<1%) were identified in the reactive tailings, but no carbonate minerals were present. The silicate minerals in the reactive tailings that can neutralize at least some acid were albite (8.2%) and chlorite (4.4%). There is a low amount of pyrite (<1%), high amount of carbonate (dolomite, <2% and calcite, 9%) and silicate (albite, 52%) in the TG sample. Sulfide and silicate minerals such as pyrite (<2%), albite (27%), muscovite (3%), and quartz (68%) were identified in the WP, but no carbonate minerals were found. The WL sample contained small amounts of pyrite (<1%), calcite (4%), quartz (34%), albite (38%), and approximately 20% of other silicate minerals. Two silicate minerals (quartz and albite) represent between 70% and 95% of the mineralogy of the three cover

materials. Sulfate minerals, such as gypsum, were found in both the TR (1.4%) and TG samples (0.7%).

To classify the acid generation potential of the tested materials, the following criteria were used: 1) $NP/AP \leq 1$ and/or net neutralizing potential ($NNP = NP - AP$) ≤ 20 kg $CaCO_3$ eq/t is acid generating; 2) $1 < NP/AP < 2.5$ and/or $20 < NNP < 20$ kg $CaCO_3$ eq/t is uncertain; and 3) $NP/AP \geq 2.5$ and/or $NNP \geq 20$ kg $CaCO_3$ eq/t is not acid generating [65, 52]. Calculated values for the NNP and NP/AP of all materials are displayed in Table 5.3.

Tableau 5.3 Environmental characteristics of reactive tailings and cover materials.

	Reactive tailings (TR)	Low-sulfide tailings (TG)	Waste rock (WP)	Waste rock (WL)
S_{total}	17%	0.13%	0.61%	0.21%
C_{total}	0.03%	0.85%	0.14%	0.26%
AP	531	4	19	7
NP	3	71	12	22
NNP	-528	67	-7	15
NP/AP	0.006	17	0.63	3.14
K_r	$3.2 \times 10^{-4}/s$	$4.2 \times 10^{-6}/s$	-	-

NNP = net neutralization potential ($NNP = NP - AP$), AP, NP, NNP in kg $CaCO_3$ eq/t, and - = not determined.

The TR showed an NNP of -531 kg $CaCO_3$ eq/t and an NP/AP ratio well below one, indicating that the material is acid-generating. The NNP of the TG sample was 67 and its NP/AP was 17, clearly indicating that the material is non-acid generating. The WP sample had an NNP of -7 kg $CaCO_3$ eq/t, which is situated within the zone of uncertainty, and an NP/AP ratio below 1, indicating that WP is potentially acid-generating. The NNP of the WL was 15 kg $CaCO_3$ eq/t,

suggesting that the acid generation potential is uncertain, but its NP/AP ratio was greater than 2.5, meaning that the material is likely not potentially acid-generating.

Figure 5.5 shows the decreases in oxygen concentrations measured during the OCTs that were used to determine the effective reaction rate coefficient, K_r , of the tailings samples.

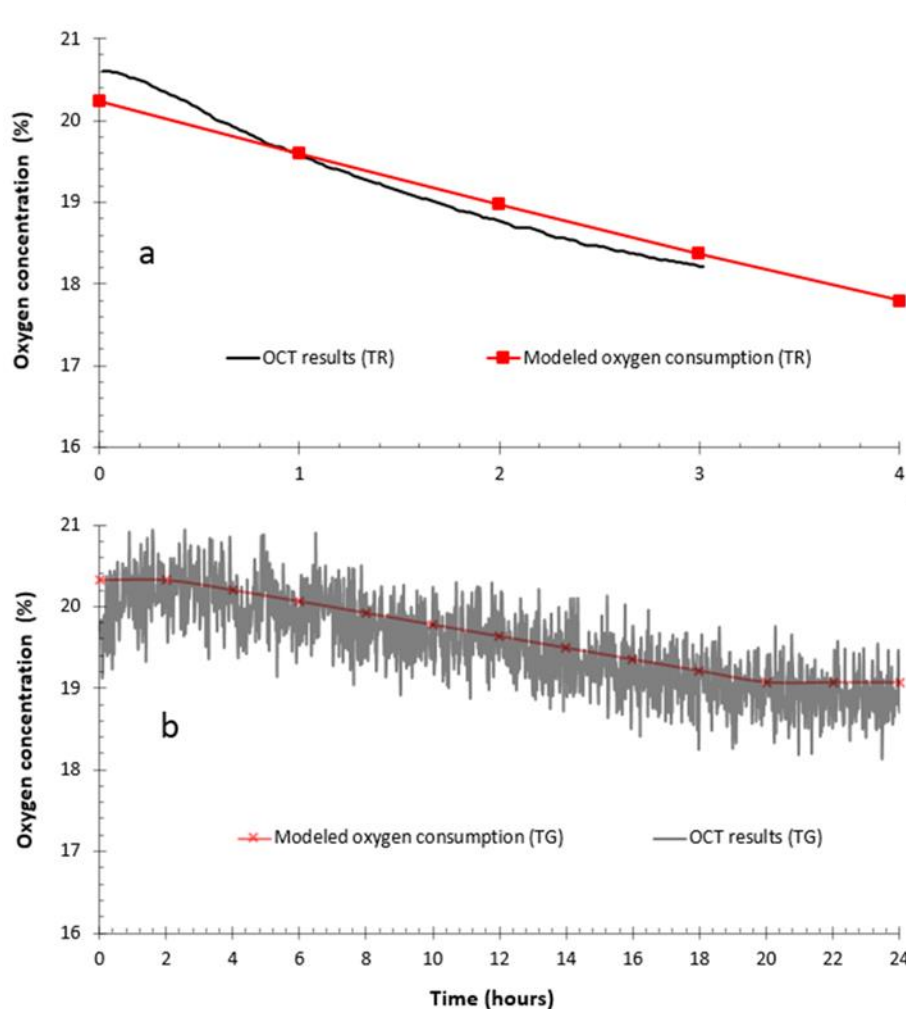


Figure 5.5 Temporal evolution of measured and modeled oxygen concentrations for: (a) the reactive tailings and (b) the low-sulfide tailings.

Oxygen concentrations decreased from 20.6 to 18.2% after 3 hours for TR (Figure 5.5a). Models generated using Pollutev7 predicted a decrease in oxygen concentrations of up to 18.4% after three hours for TR. In contrast to the OCT performed on TR, it took nearly 24 hours to achieve a similar decrease (20.5 to 18.9%) for TG (Figure 5-5b). The K_r values were determined iteratively by varying the value until the model produced the best fit with the empirical data. The K_r values obtained for the TR and TG samples were $3.2 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ and $4.2 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$, respectively. The K_r of

the TG sample is on the same order of magnitude as values obtained by [66] and [30] for desulfurized and low-sulfide tailings, respectively. For reactive tailings, [67] found values that were lower than those obtained in this study by about two orders of magnitude. There are almost no results in the literature presenting K_r on materials with a similar level of reactivity to the TR sample used in this study.

5.4.2 Geochemical behavior of the reactive tailings and cover materials

Chemical analyses were performed on the leachates collected from the laboratory columns for each wetting cycle (Figure 5.6). The water quality of the field control cell was also measured. Table 5.4 summarizes the physicochemical results of leachates collected.

The pH of the leachates from the control column and field cell varied between 1.2 and 2, and 1.0 and 5, respectively (Figure 5.6). The average concentrations of metals and sulfate measured in leachates from the TR were (lab/field): Fe = 1560/4330 mg/L, Zn = 230/170 mg/L, Ca = 300/370 mg/L, Mg = 50/300 mg/L, As = 0.14/4.0 mg/L, Pb = 0.5/7.0 mg/L, Ni = 2.0/2.0 mg/L, Cu = 33/15 mg/L, and SO_4 = 6300/18,000 mg/L. As observed, the average concentrations of Fe, Mg, Ca, As, Pb, and SO_4 were generally higher in leachates from the field. All leachates from the cover materials (TG, WP, and WL) had pH values between 6 and 9 throughout the duration of the column tests (Figure 5.6). Average concentrations of Fe and Zn in the leachates from the cover materials were less than 1 mg/L. The average concentrations of Ca and Mg in the leachates of the cover materials were between 120 and 420 mg/L, and 10 to 20 mg/L, respectively. Concentrations of Ni, Pb, and Cu in the leachates of the cover materials were less than 0.1, 0.02, and 0.03 mg/L, respectively (Figure 5.6). Concentrations of As were less than 0.1 mg/L in leachates from the TG and WP samples, and less than 0.2 mg/L in leachates from the WL sample (Figure 5.6). A significant decrease in sulfate concentrations, down to about 10 mg/L, was observed in the TG tailings after 200 days. For the two tested waste rocks, sulfate concentrations were typically between 100 and 2000 mg/L.

The difference between the mean Fe concentrations of the reactive tailings and the cover materials was five orders of magnitude. The high Ca concentrations (60 to 600 mg/L) appearing in the beginning of the column tests on the TR sample (between 0 and 200 days) appeared to be related to gypsum dissolution since no carbonate minerals were detected in this material. The subsequent

reduction in Ca concentrations was more rapid in the laboratory control column than in the field cell.

The sources of some elements measured in the leachate (especially Pb, Ni, and Co), some of which are not presented here were not able to be identified through XRD and SEM analyses. These elements are assumed to originate from impurities in sulfides [68, 69].

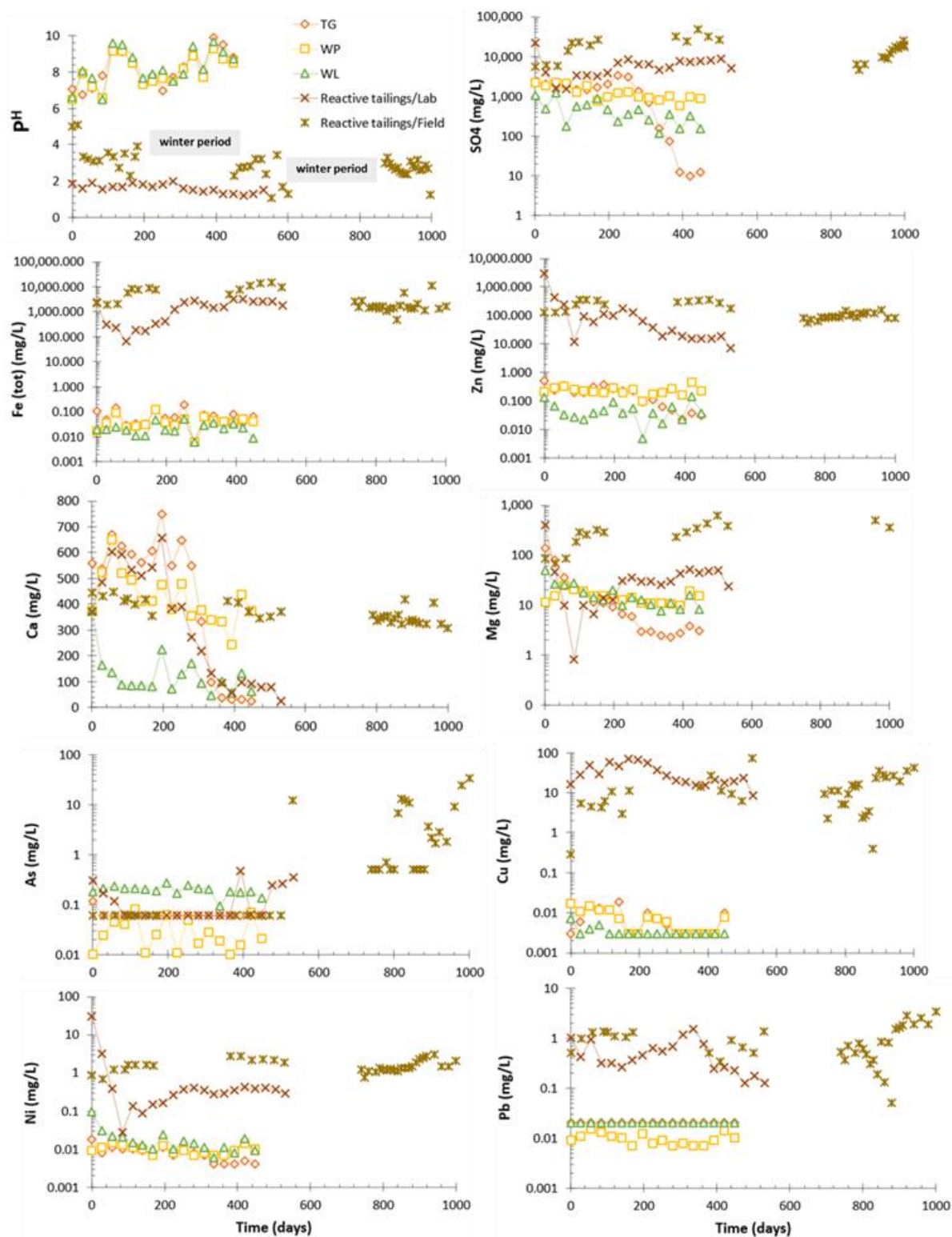


Figure 5.6 Water quality evolution in leachates from the reactive tailings and cover materials.

Tableau 5.4 Summary of the water quality results from reactive tailings and cover materials.

Physicochemical parameters	Reactive Tailings (TR) (Laboratory Control Column)			Reactive Tailings (TR) (Field Control Cell)			Low Sulfide Tailings (TG)			Waste Rock (WP)			Waste Rock (WL)		
	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean
pH	1.2	2.0	1.6	1.1	5.1	2.3	6.7	9.9	8.2	6.5	9.3	8.0	6.5	9.7	8.3
Fe (mg/L)	65	3210	1560	495	14,700	4325	0.003	0.192	0.07	0.003	0.13	0.04	0.003	0.05	0.02
Zn (mg/L)	7	2940	230	57	368	163	0.02	0.5	0.2	0.10	0.47	0.24	0.003	0.14	0.05
Sulfates (mg/L)	1533	22,000	6300	4660	47,644	18,022	10	3340	1330	580	2250	1200	120	1200	460
Ca (mg/L)	23	660	300	307	447	369	26	750	420	250	650	420	50	400	120
Mg (mg/L)	0.8	400	50	69	621	298	3.0	140	10	10	25	15	7.0	50	20
As (mg/L)	0.06	0.48	0.14	0.06	34	3.9	0.06	0.1	0.06	0.06	0.06	0.06	0.093	0.27	0.2
Cu (mg/L)	8.53	72	32	0.3	73	15	0.002	0.02	0.007	0.002	0.02	0.007	<DLM	<DLM	N.D.
Ni (mg/L)	0.028	30	2.0	0.7	3.0	2.0	0.002	0.02	0.008	0.007	0.02	0.010	0.006	0.09	0.02
Pb (mg/L)	0.13	2.0	0.5	0.34	35	7.0	<DLM	<DLM	N.D.	<DLM	<DLM	N.D.	<DLM	<DLM	N.D.
S (mg/L)	650	7600	2100	0.1	11,900	5618	6.0	840	400	270	600	430	60	420	150
EC (mS/cm)	2.5	11	5	4.2	20	10	0.2	3.0	1.4	0.2	1.9	1.4	0.4	1.8	0.7
Alkalinity(mg CaCO ₃ /L)	<DLM	<DLM	N.D.	<DLM	<DLM	N.D.	70	200	100	7.0	40	25	25	100	40
Acidity (mg CaCO ₃ /L)	900	14,000	1500	447	34,020	15,864	0.0	14	7.0	0.0	28	9.0	0.0	28	6.0
Redox potential (mV)	500	700	600	349	575	509	360	580	470	370	570	520	380	580	500

DLM: detection limit of the method; N.D.: Not determined.

Figure 5.7 presents oxidation–neutralization curves for the materials used in this study. According to this approach, the reactive tailings are categorized as acid generating (i.e., the point representing the initial composition lies below the curve) and the TG sample and waste rocks (WL and WP) are classified as non-acid generating (i.e., the points representing the initial compositions are above the curves).

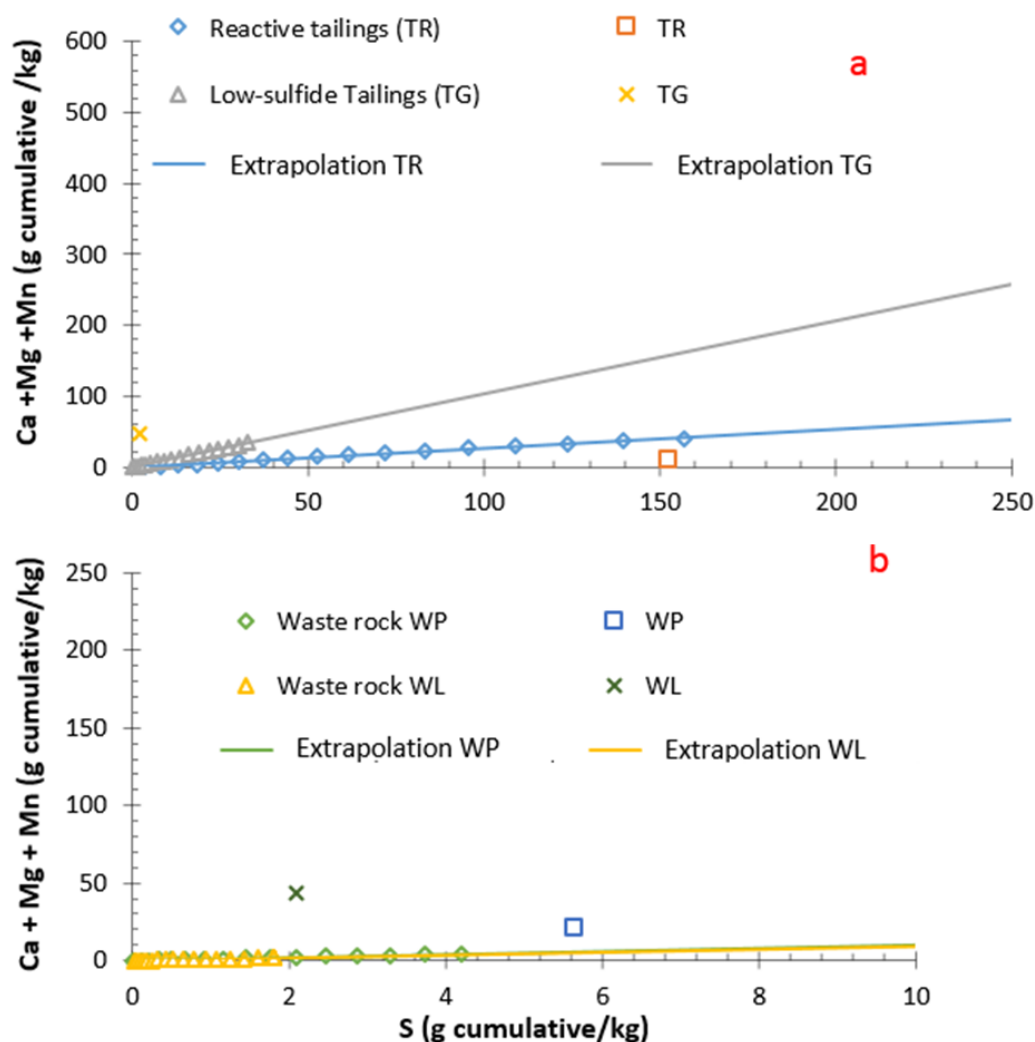


Figure 5.7 Oxidation-neutralization curves for the: (a) tailings and (b) waste rocks. Points represent the initial compositions of the materials.

5.4.3 Selection criteria of materials for a cover with capillary barrier effects

Table 5.5 uses data from prior studies to summarize the main selection criteria for materials to be used in the construction of a CCBE. These criteria are compared with the physical, hydrogeological, and environmental properties of the waste materials examined in the present study.

The hydrogeological properties of the materials from the present study are similar to those found in the literature for tailings [64] and waste rocks [28, 30, 41, 47]. Values of k_{sat} for the tailings and waste rock are within the range of those previously published in the literature for CCBE materials. The significant contrast between the k_{sat} values of the fine and coarse materials (nearly three orders of magnitude) is in accordance with the recommendations made by [10] for the development of capillary barrier effects. Moreover, the AEV of the MRL is significantly greater than the WEV of the waste rock material used as the CBL (2.5 m of water vs. 0.7 m of water). This means that the waste rock will reach its residual volumetric water content before the MRL starts to drain; thus, ensuring that the MRL will maintain a high degree of saturation [24]. The environmental and geochemical behavior of the cover materials presented above shows that they are not acid-generating or metal leaching, which is essential for cover materials.

Tableau 5.5 Criteria for choosing materials for covers with capillary barrier effects.

Criteria	Recommended Values	Values of Mining Materials from this Study	References
Moisture retaining layer (MRL)			
Grain size (μm)	$D_{90} \leq 100$	$D_{90} = 75$	
Classification	Silt of low plasticity or no plastic (ML)	Silt of low plasticity (ML)	[10,15,64].
Hydraulic conductivity (cm/s)	10^{-6} to 10^{-5}	5×10^{-5}	[10,64,70,71].
Air entry values (m of water)	1.5 to 2 and more	2.5	[15,72].
Water entry value (m of water)	>10	50	[11,72,73].
Environmental characteristics	not potentially acid-generating	not potentially acid-generating	[24,60].
Capillary break layers (CBL)			
Grain size (mm)	Coarse grain size	$D_{90} = 30$	
Classification	Well-graded sand (SW)	well-graded sand (SW)	[17,18,28,41,47,74].
Hydraulic conductivity (cm/s)	10^{-3} to 10^{-1}	$2-3 \times 10^{-2}$	[10,28,41,75,76,77].
Air entry value (m of water)	Low water retention capacity	0.002 to 0.003	[11,76,75].
Water entry value (m of water)	0.5–1	0.15	[11,76,75].
Environmental characteristics	not potentially acid-generating	not potentially acid-generating	

5.5 Conclusions

The main objective of this research was to study the hydrogeochemical behavior of highly reactive tailings protected by a CCBE made entirely with low-reactivity mine waste materials (i.e., desulfurized tailings and waste rocks). Since all cover materials can have an influence on the hydrogeological and geochemical behavior of a cover system, experiments were first conducted in the laboratory to characterize the physical, hydrogeological, geochemical, and mineralogical properties of the reactive tailings and the cover mining materials.

In this first article in a series of two, geochemical results and the extrapolation of the kinetic tests results indicate that the reactive tailings are highly acid-generating and the cover materials (TG, WP, and WL) are not acid-generating or metal leaching. Results also showed that hydrogeological

properties of the tested materials are similar to those found in the literature for tailings and waste rocks. The low-sulfide materials that were used in this study have suitable hydrogeological properties to be used as CCBE materials. More specifically, the low-sulfide tailings have a k_{sat} value on the order of 10^{-5} cm/s and an AEV of 2.5 m of water; these values are similar to values used in the past in efficient CCBEs [17, 18, 26, 64, 78]. The waste rocks tested in this study have hydrogeological properties typical of those expected for the CBL of a CCBE, with a high k_{sat} value (10–2 cm/s) and a low water retention capacity (AEV = 0.002–0.003 m of water). Therefore, the tested materials have the appropriate geochemical and hydrogeological properties to be used as CCBE components.

In the second part of this study, the materials are tested in CCBE cover systems, both in the laboratory and in the field, to validate their capacity to control AMD generation from highly reactive tailings.

5.6 Acknowledgments

The authors would like to acknowledge the partners of UQAT-Polytechnique Research Institute on Mines and the Environment (RIME), as well as the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Sites Reclamation for their financial support. The authors would like also to thank the Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale (URSTM) staff and LaRonde environmental team for their assistance at the LaRonde mine site.

5.7 References

1. Blowes, D.W.; Ptacek, C.J.; Jambor, J.L.; Weisener, C.G. The geochemistry of acid mine drainage. In *Environmental Geochemistry—Treatise on Geochemistry*; Holland, H.D., Turekian, K.K., Eds.; Oxford, UK, 2003; Volume 9, pp. 149–204.
2. Rimstidt, J.D.; Vaughan, D.J. Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica Cosmochimica Acta* **2003**, *67*, 873–880, doi:10.1016/S0016-7037(02)01165-1.
3. Nordstrom, D.K.; Blowes, D.W.; Ptacek, C.J. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Appl. Geochem. J.* **2015**, *57*, 3–16.
4. Alphane, V.; Vermeulen, P.D. Acid mine drainage and its potential impact on the water resources in the Waterberg coalfield, South Africa. *S. Afr. J. Geol.* **2015**, *118*, 55–70.
5. Nordstrom, D.K.; Alpers, C.N. Geochemistry of acid mine waters. In *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A, Processes, Techniques, & Health Issues. Reviews in Economic Geology*; Society of Economic Geologists: Littleton, CO, USA, 1999; Volume 6A, pp. 133–160.
6. Nicholson, R.V. *Overview of Near Neutral pH Drainage and Its Mitigation: Results of a MEND Study*; MEND Ontario Workshop: Sudbury, ON, Canada, 2004.
7. Blowes, D.; Ptacek, C.; Jambor, J.; Weisener, C.; Paktunc, D.; Gould, W.; Johnson, D. The geochemistry of acid mine drainage. In *Treatise on Geochemistry*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2014.

8. Lindsay, M.B.J.; Moncur, M.C.; Bain, J.G.; Jambor, J.L.; Ptacek, C.J.; Blowes, D.W. Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Appl. Geochem. J.* **2015**, *57*, 157–177.
9. SRK. *Draft Acid Rock Drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering*; Ministry of Energy (Ed.). Vancouver, Canada 1989.
10. Aubertin, M.; Chapuis, R.P.; Aachib, M.; Bussière, B.; Ricard, J.F.; Tremblay, L. *Evaluation en Laboratoire de Barrières Sèches Construites à Partir de Résidus Miniers*; Rapport NEDEM/MEND Projet 2.22.2a; Ecole Polytechnique de Montréal: Ottawa, ON, Canada, 1995.
11. Nicholson, R.V.; Gillham, R.W.; Cherry, J.A.; Reardon, E.J. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.* **1989**, *26*, 1–8.
12. Morel-Seytoux, H.J. L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *Hydrol. Cont.* **1992**, *7*, 117–128.
13. Hotton, G.; Bussière, B.; Pabst, T.; Bresson, E.; Roy, P. Influence of climate change on the ability of cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeol. J.* **2019**, *28*, 763–779.
14. Yanful, E.K. *Development of Laboratory Methodology for Evaluating the Effectiveness of Reactive Tailings Covers*; Final report (Draft); Centre de Technologie Noranda: Pointe-Claire, QC, Canada, 1991.
15. Bussière, B.; Aubertin, M.; Chapuis, R.P. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.* **2003**, *40*, 512–535.
16. Aubertin, M.; Bussière, B.; Pabst, T.; James, M.; Mbonimpa, M. Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites. Paper Presented at the Geo-Chicago, Sustainability, Energy and the Geoenvironment, Chicago, IL, USA, 14–18 August 2016.
17. Ricard, J.F.; Aubertin, M.; Firlotte, F.W.; Knapp, R.; McMullen, J. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, Canada, 31 May–6 June 1997, Volume 4, pp. 1515–1530.
18. Ricard, J.F.; Aubertin, M.; Garand, P. Performance d'un recouvrement multicouche au site Barrick-Bousquet de Les Terrains Aurifères. In Proceedings of the 20th Symposium on Wastewater, Delisle, C.E., Bouchard, M.A., EdS.; Collection Environnement de l'Université de Montréal : Montréal, Canada, 1997; Volume 10, pp. 291–305.
19. Bussière, B.; Aubertin, M.; Benzaazoua, M.; Gagnon, D. Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA. In Proceedings of the Mines Écologiques, Congrès APGGQ, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 5 August 1999.
20. Gee, G.W.; Benson, C.H.; Albright, W.H. Comment on “evaluation of evapotranspiration covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern USA”. *Vadose Zone J.* **2006**, *5*, 809–812.
21. Gorakhi, M.H.; Bareither, C.A. Sustainable reuse of mine tailings and waste rock as water-balance covers. *Minerals* **2017**, *7*, 128, doi:10.3390/min7070128.
22. Tardif-Drolet, M.; Li, L.i.; Pabst, T.; Zagury, G.J.; Mermillod-Blondin, R.; Genty, T. Revue de la réglementation sur la valorisation des résidus miniers hors site au Québec. Canadian science publishing. *Doss. Environ.* **2019**, doi:10.1139/er-2018-0116.
23. Aachib, M.; Aubertin, M.; Chapuis, R.P. Essais en colonne sur des couvertures avec effets de barrière capillaire. In Proceedings of the 51st Canadian Geotechnical Conference, Canadian Geotechnical Society, Edmonton, AB, Canada, 4–7 October 1998; Volume 2, pp. 837–844.
24. Bussière, B.; Benzaazoua, M.; Aubertin, M.; Mbonimpa, M. A laboratory study of covers made of low sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environ. Geol.* **2004**, *45*, 609–622, doi:10.1007/s00254-003-0919-6.
25. Aubertin, M.; Bussière, B.; Barbera, J.M.; Chapuis, R.P.; Monzon, M.; Aachib, M. Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, BC, Canada, 31 May–6 June, 1997; Volume 2, pp. 715–730.
26. Bussière, B.; Maqsoud, A.; Aubertin, M.; Matschuk, J.; McMullen, J.; Julien, M. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Québec. *CIM Bull.* **2006**, *1*, 1–11.

27. Pabst, T.; Bussière, B.; Aubertin, M.; Molson, J. Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro geochemical assessment. *J. Contam. Hydrol.* **2018**, *214*, 39–53, doi:10.1016/j.jconhyd.2018.05.006.
28. Kalonji-Kabambi, A.; Bussière, B.; Demers, I. Hydrogeological Behaviour of cover with Capillary Barrier Effect made of Mining Materials. *Geotech. Geol. Eng. J.* **2017**, *35*, 1199–1220.
29. Maqsoud, A.; Bussière, B.; Turcotte, S.; Roy, M. Performance evaluation of covers with capillary barrier effects under deep groundwater conditions using experimental cells. In Proceedings of the Géo Ottawa Conference, Ottawa, ON, Canada, 1-4 October 2017; p. 256.
30. Larochelle, C.G. Utilisation de Stériles Générateurs D'acide Comme Couche de Bris Capillaire Dans Une Couverture Avec Effet de Barrière Capillaire. Master's Thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 2019.
31. Yanful, E.K.; Verma, A.; Straatman, A.S. Turbulence driven metal release from suspended pyrrhotite tailings. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.* **2000**, *126*, 1157–1165.
32. Davé, N.K.; Paktunc, A.D. Surface reactivity of high-sulfide copper mine tailings under shallow water cover conditions. In Proceedings of the 6th ICARD, Cairns, Queensland, Australia, 14–17 July 2003; pp. 241–251.
33. Awoh, A.S.; Mbonimpa, M.; Bussière, B.; Plante, B.; Hassan Bouzazhah, H. Laboratory study of highly pyritic tailings submerged beneath a water cover under various hydrodynamic conditions. *Mine Water Environ.* **2014**, *33*, 241–255, doi:10.1007/s10230-014-0264-x.
34. Awoh, A.S.; Mbonimpa, M.; Bussière, B. Field study of the chemical and physical stability of highly sulphide-rich tailings stored under a shallow water cover. *Mine Water Environ.* **2013**, *32*, 42–55.
35. Kalonji-Kabambi, A. Étude du Comportement Hydrogéologique D'une Couverture Avec Effets de Barrière Capillaire Faite Des Matériaux Miniers à L'aide de Modélisations Physique et Numérique. Master's Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 2014.
36. Kalonji-Kabambi, A.; Demers, I.; Bussière, B. Numerical modeling of covers with capillary barrier effects made entirely of mining materials. In Proceedings of the Tailings and Mines Waste Conference, Keystone, CO, USA, 2–5 October 2016.
37. Lee Black, D.; McQuay, M.Q.; Bonin, M.P. Laser-based techniques for particle-size measurement: A review of sizing methods and their industrial applications. *Prog. Energy Combust. Sci.* **1996**, *22*, 267–306.
38. ASTM. D422. *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*; American Society for Testing and Materials (ASTM): West Conshohocken, PA, USA, 2007.
39. ASTM. D5550-14. *Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer (ASTM D5550-14)*. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2014.
40. ASTM. D5856-07. *Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Materials Using Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter*; American Society for Testing and Materials (ASTM): West Conshohocken, PA USA, 2007.
41. Peregoedova, A.; Aubertin, M.; Bussière, B. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. In Proceedings of the GeoMontréal Conference, Montréal, QC, Canada, 29 September–3 October 2013; p. 165.
42. ASTM. *Reapproved D3152-72. Standard Test Method for Capillary-Moisture Relationships for Fine-Textured Soils by Pressure-Membrane*; 2 Annual Book of ASTM Standards, (Reapproved 2000; 100 Barr Harbor Drive: West Conshohocken, PA USA, March 1972; Volume 04.08.
43. Van Genuchten, M.; Leij, F.J.; Yates, S.R. *The RETC Code for Quantifying Hydraulic Functions of Unsaturated Soils*; Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA, 1991; EPA/600/2-91/065.
44. Van Genuchten, M. A Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am.* **1980**, *44*, 892–898.
45. Chapuis, R.; Masse, I.; Madinier, B.; Aubertin, M. A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials. *Geotech. Test. J.* **2006**, *30*, 83–89.
46. Hernandez, A.M. Une Étude Expérimentale Des Propriétés Hydriques Des Roches Stériles et Autres Matériaux à Grannulométrie Étalée. Master's Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 2007.

47. Peregoedova, A.; Aubertin, M.; Bussière, B. Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. In *Proceedings of the GeoRegina Conference*, 28 September–1 October, Regina, SK, Canada, 2014; p. 247.
48. Rietveld, H.M. In *The Rietveld Method*; Young, R.A. Ed.; Oxford University Press: Oxford, UK, 1993, Chapter 2.
49. Taylor, J.C.; Hinczak, I. *Rietveld Made Easy: A Practical Guide to the Understanding of the Method and Successful Phase Quantifications*; University of Wollongong: Wollongong NSW, Australia, 2001.
50. Bouzahzah, H. Modification et Amélioration Des Tests Statiques et Cinétiques Pour Une Prédiction Fiable du Drainage Minier Acide. Ph.D. Thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 2013.
51. Petruk, W. The MP-SEM-IPS image analysis system. In *CANMET Report 87-1E (CANMET, Dept Energy, Mines, And Resources)*; Canada Department of Energy, Mines and Resources, Ottawa, Canada, 1986.
52. Miller, S.D.; Jeffery, J.J.; Wong, J.W.C. Use and misuse of the Acid-Base account for AMD prediction. Paper Presented at the 2nd International Conference, Abatement of Acidic Drainage, Montreal, QC, Canada, 16–18 September 1991; Volume 3, pp. 489–506.
53. Morin, K.A.; Hutt, N.M. *Environmental Geochemistry of Minesite Drainage: Practical Theory and Case Studies*; MDAG Pub.: Vancouver, BC, Canada, 2001.
54. Mine Environment Neutral Drainage (MEND). *Report 1.20.1 Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials*; CANMET-Mining and Minerals Sciences Laboratories: Smithers, BC, Canada, 2009.
55. Benzaazoua, M.; Bussière, B.; Dagenais, A.M.; Archambault, M. Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environ. Geol.* **2004**, *46*, 1086–1101, doi:10.1007/s00254-004-1113-1.
56. Mbonimpa, M.; Aubertin, M.; Aachib, M.; Bussière, B. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Can. Geotech. J.* **2003**, *40*, 916–932.
57. Gosselin, M.; Mbonimpa, M.; Aubertin, M.; Martin, V. An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. In *Proceedings of the ICAST'07*, Accra, Ghana, 10–12 December 2007.
58. Ouangrawa, M.; Aubertin, M.; Molson, J.W.; Bussière, B.; Zagury, G.J. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-Term Column Experiments and parameter analysis. *Water Air Soil Pollut.* **2010**, *213*, 437–458, doi: 10.1007/s11270-010-0397-x.
59. Rowe, R.K.; Booker, J.R. *Pollutev7 Reference Guide*; GAEA Technologies Ltd: Napanee, Canada 2004.
60. Demers, I.; Bussière, B.; Mbonimpa, M.; Benzaazoua, M. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Can. Geotech. J.* **2009**, *46*, 454–469.
61. Aachib, M. Étude en Laboratoire de la Performance de Barrières de Recouvrement Constituées de Rejets Miniers Pour Limiter le DMA. Ph.D. Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 1997.
62. Dagenais, A.M. Techniques de Contrôle du Drainage Minier Acide Basées Sur Les Effets Capillaires. Ph.D. Thesis, École Polytechnique de Montréal: Montréal, QC, Canada, 2005.
63. McCarthy, D.F. *Essentials of Soil Mechanics and Foundations: Basic Geotechnics*; Pearson Prentice Hall: Upper Saddle River, NJ, USA, 2007.
64. Bussière, B. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Can. Geotech. J.* **2007**, *44*, 1019–1052.
65. Sobek, A.A.; Schuller, W.A.; Freeman, J.R.; et Smith, R.M. *Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Mine Soil*; EPA report no. EPA-600/2-78-054; Environmental Protection Agency: Cincinnati, United States 1978; pp. 47–50.
66. Lessard, F. Évaluation de Couverture Isolantes Avec Effets de Barrière Capillaire Faites de Résidus Désulfurés Afin de Contrôler le Drainage Minier en Conditions Nordiques, Master's Thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 2018.

67. Nyameogo, G. Développement D'un Système de Mesure et D'un Modèle Théorique Préliminaire D'estimation du Coefficient de Diffusion de L'oxygène Dans Les Matériaux Poreux Inertes Gelés. Master's Thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 2017.
68. Vaughan, D.J. Sulfide Mineralogy and Geochemistry. In *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*; Mineralogical Society of America: Chantilly, VA, USA, 2006; Volume 61, p. 714.
69. Vaughan David, J.; Corkhill Claire, L. Mineralogy of sulfides. *Elements* **2017**, *13*, 81–87, doi:10.2113/gselements.13.2.81.
70. Aubertin, M.; Chapuis, R.P. Critères de conception pour les ouvrages de retenue des résidus miniers dans la région de l'Abitibi. In Proceedings of the 1ère Conférence Canadienne de Géotechnique Environnementale, Montréal, Canada, 14-16 May, 1991; pp. 113–127.
71. Pabst, T. Etude Expérimentale et Numérique du Comportement Hydro-Geochimique de Recouvrement Placé Sur Des Résidus Sulfureux Partiellement Oxydés. Ph.D. Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 2011.
72. Mine Environment Neutral Drainage (MEND). *Étude de Laboratoire Sur le Recouvrement Construits Avec Des Résidus Miniers*; MEND 2.22.2c; Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET): Ottawa Canada, 1999.
73. Aubertin, M.; Chapuis, R.P.; Bussière, B.; Aachib, M. Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le DMA. *Symposium International Géologie et Confinement des Déchets Toxiques, Géoconfinement '93*, Arnould; Barrès, M., Côme, B., Eds.; Balkema: Rotterdam, Netherlands, 1993; pp.299–308.
74. Bussière, B.; Aubertin, M.; Julien, M. Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide, aspects théoriques et pratiques. *Vecteur Environ.* **2001**, *34*, 37–50.
75. Morin, K.A.; Gerencher, E.; Jones, C.E.; Konasewich, D.E. Critical literature review of acid drainage from waste rock. In *Canadian Mine Environmental Neutral Drainage (MEND) Program*; Canada Centre for Mineral and Energy Technology: Ottawa, Canada, 1991.
76. Aubertin, M.; Bussière, B.; Bernier, L. *Environnement et Gestion des Rejets Miniers*; Presses Polytechnique Int.: Montréal, QC, Canada, 2002.
77. Mine Environment Neutral Drainage (MEND). *Étude en Laboratoire de Barrière Seches Construites à Partir de Résidus Miniers*; MEND 2.22.2a; Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET): Ottawa Canada, 1996.
78. Bussière, B.; Potvin, R.; Dagenais, A.M.; Aubertin, M.; Maqsoud, A.; Cyr, J. Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Déchets Revue Francophone d'écologie industrielle* **2009**, *2*, 54.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: HYDROGEOCHEMICAL BEHAVIOR OF RECLAIMED HIGHLY REACTIVE TAILINGS, PART 2: LABORATORY AND FIELD RESULTS OF COVERS MADE WITH MINE WASTE MATERIALS

Cet article est publié dans la revue *Minerals*, 2020

Alex Kalonji-Kabambi^a, Bruno Bussière^a, Isabelle Demers^a

^aUQAT-Polytechnique Research Institute on Mine and Environment (RIME), Canada

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 blvd. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

6.1 Abstract

The possibility of using mine wastes (low-sulfide tailings and waste rocks) as cover components to prevent acid mine drainage (AMD) generation from highly reactive tailings was previously investigated through a laboratory-based characterization of reactive tailings and cover materials (Part 1 of this study). Characterization results showed that the reactive tailings are highly acid-generating, and that the mine waste materials that were used in this study are non-acid-generating and have suitable hydrogeological and geochemical properties to be used in a cover with capillary barrier effects (CCBE). In order to further investigate the use of low-sulfide mining materials in the reclamation of highly reactive tailings, a large laboratory-based column and a field cell simulating a CCBE were constructed. The instrumented field cell used the same configuration and materials as the laboratory column. This paper presents the main findings from 504 days (column test) and three seasons (field test) of monitoring, and compares the hydrogeochemical behavior observed at the two scales. The results show that a CCBE made with low-sulfide mine wastes would be efficient at reducing oxygen fluxes and limiting AMD generation from highly reactive tailings at the laboratory and intermediate scale. However, at these two scales, the concentrations of some contaminants were not reduced to levels of the legally imposed environmental objectives. The results also showed differences in metal and sulfate concentrations in the drainage waters between the laboratory and field scales. The outcomes from this investigation highlight that the

previous oxygen flux design targets and the typical configurations of multilayer covers developed for fresh non-oxidized tailings or pre-oxidized tailings may not always be directly applicable for fresh or pre-oxidized highly reactive tailings.

Keywords

Acid mine drainage, cover with capillary barrier effects, mine wastes, reactive tailings, kinetic tests, laboratory column tests, field cell tests.

6.2 Introduction

This study is part of a research program which aims at evaluating the use of alternative materials in cover systems used to reclaim mine sites [1–9]. Materials for this study were gathered from the LaRonde mine site, which is located approximately 47 km west of Rouyn-Noranda (48°15'16" N, 78°26'4" W; Quebec, Canada) and is owned and operated by Agnico Eagle Mines (AEM, Canada). The site has been in operation and producing precious and base metals since 1957. The LaRonde deposit is composed of gold–copper and zinc–silver mineralization in the form of lenticular layers of massive and disseminated sulfides. Copper and zinc concentrates are produced by flotation and gold and silver ingots are produced by cyanidation and electrowinning. The LaRonde underground mining complex generates approximately 2.4 Mt of acid-generating tailings annually, which are disposed in a 165 ha tailings storage facility (TSF; Figure 6.1).

The LaRonde mine is currently in the process of identifying an optimal reclamation scenario for its acid-generating TSF. The review of existing reclamation techniques and the identification of reclamation methods for the LaRonde TSF were carried out. This selection process took into consideration the management of water at closure, the long-term physical and chemical stability of the storage facilities, the availability of cover materials, and the different sectors of the storage facilities (dikes, cofferdams, central part). One of the promising options for controlling AMD generation in the LaRonde TSF is the use of a cover with capillary barrier effects (CCBE) made with low-sulfide mine wastes.



Figure 6.1 LaRonde tailings storage facility.

Part 1 of this study presented the laboratory characterization work performed on the reactive LaRonde mine tailings and selected mine waste cover materials (i.e., low-sulfide tailings and waste rocks). It also examined the geochemical behavior of the uncovered reactive tailings at an intermediate field scale. The main conclusions of this study were that the low-sulfide mine wastes had the appropriate geochemical and hydrogeological properties for use as cover materials in a CCBE. The results also showed that the LaRonde tailings are highly reactive, with a pore water pH close to 2 and high concentrations of metals and sulfates. It has also been observed that the reactivity of the tailings was generally higher in the field than in the laboratory.

In Part 2 of this study, the authors use laboratory- and field-based experiments to test the capacity of a CCBE to control AMD generation from the LaRonde mine tailings. Laboratory column tests are commonly used to assess the hydrogeological and geochemical behavior of reclamation scenarios [4, 6, 7, 10, 11–14]. Several authors [15–21] have also stressed the importance of intermediate field scale experiments as tools in predicting cover performance at full scale. Indeed, intermediate field scale tests enable a more accurate accounting of site-specific, transient climatic

conditions (e.g., temperature, precipitation, and freeze-thaw and wet-dry cycles) on the system's geochemical behavior [20].

This study presents the results from the main laboratory and field hydrogeochemical experiments and evaluates the performance of the proposed cover system. The emphasis is on the capacity of a CCBE made with low-sulfide mine wastes to control the effluent quality from the highly reactive LaRonde tailings in the laboratory and in the field at an intermediate scale. The efficiency of the tested cover system with respect to controlling oxygen migration and the generation of contaminants is also quantified using various approaches.

6.3 Summary of the material characterization results

Material characterizations for the reactive tailings (TR) and cover materials (i.e., low-sulfide tailings and waste rocks) were presented in Part 1 of this study [22]. Table 6.1 summarizes the most important mineralogical, geochemical, hydrogeological, and physical parameters of each material. This includes the total sulfur (S_{total}), total carbon (C_{total}), net neutralization potential (NNP), effective reaction rate coefficient (K_r), specific gravity (G_s), and saturated hydraulic conductivity (k_{sat}).

The TR had a high acid-generating potential (AP; 531 kg CaCO_3 eq/t) and negative net neutralization potential (NNP; -528 kg CaCO_3 eq/t). Pyrite was the main sulfide mineral that was identified in the TR, which did not contain any carbonate minerals. The TR were highly acid-generating, while the mine waste cover materials (TG-low-sulfide tailings, WP- potentially acid-generating waste rocks, and WL- non-acid-generating waste rocks) were non-acid-generating. The hydrogeological properties of materials were similar to those found in the literature for other tailings and waste rocks [22]. The contrast between the k_{sat} values of the fine and coarse materials was nearly three orders of magnitude, and thus expected to create the desired capillary barrier effects.

Tableau 6.1 Selected material parameters.

Parameter	Reactive tailings (TR)	Low-sulfide tailings (TG)	Waste rock (WP)	Waste rock (WL)
Mineralogy	Quartz 53%	Albite 52%	Quartz 68%	Albite 38%
	Pyrite 24%	Quartz 22%	Albite 27%	Quartz 34%
	Albite 8.2%	Chlorite 13%	Muscovite 3.4%	Chlorite 14%
	Pyrrhotite 4.5%	Calcite 8.7%	Pyrite 1.4%	Actinolite 5%
	Chlorite 4.4%	Muscovite 2.8%		Calcite 4%
	Sphalerite 2%	Dolomite 1.2%		Pyrite 0.5%
	Other 4.5%	Other 1.2%		
S_{total}	17%	0.13%	0.61%	0.21%
C_{total}	0.03%	0.85%	0.14%	0.26%
NNP	-528	67	-7	15
K_r	$3.2 \times 10^{-4}/s$	$4.2 \times 10^{-6}/s$	-	-
USCS classification	Plastic silt (ML)	ML	well-graded sand (SW)	SW
G_s (-)	3.22	2.68	2.72	2.76
k_{sat} (cm/s)	2×10^{-4}	5×10^{-5}	3×10^{-2}	2×10^{-2}

- : not determined

6.4 Materials and methods

6.4.1 Construction and instrumentation of the CCBE column and field cell

An HDPE column 170 cm in height and 30 cm in diameter was constructed to study the hydrogeochemical behavior of a CCBE made with mine waste materials. The column was filled from bottom to top with: TR (0.3 m), WP (0.3 m) as the bottom capillary break layer (CBL), TG (0.6 m) as the fine-grained moisture-retaining layer (MRL), and WL as the top CBL (0.3 m) or drainage layer (Figure 6.2). The reactive tailings and cover materials were placed in the column in 10- to 20-cm-thick layers and compacted using a Proctor hammer until reaching the target porosity (approximately 0.45 and 0.35 for the tailings and waste rock, respectively). The top of the column

was left open to the atmosphere. The laboratory column required a gas relief valve to avoid a gas lock or a vacuum during drainage from a saturated condition at the beginning of each cycle [23]. A nitrogen-filled gas bag was attached to a valve to prevent oxygen contamination during drainage (see Figure 6.2). The boundary condition at the bottom of the column was controlled by a porous ceramic plate and a drainpipe, which maintained the water table level approximately 2 m below the base of the column. This water table level is a typical value observed in the field and it ensures that bottom waste rock layer desaturates and generates the desired capillary barrier effects [5].

Every 28 to 30 days, 7 L of deionized water was added at the top of the laboratory column. This volume was selected because it represents the void volumes of the TR layer, which also corresponds to approximately 70% of the monthly average precipitation based on the average local climate [1, 24, 25]. A total of 18 cycles (504 days) were applied to the laboratory column. Effluents from the column were recovered after a maximum flush time of 48 hours for each cycle and submitted to various physicochemical analyses [22].

The laboratory column was equipped with 5TM and GS3 sensors and an Em50 data logger (version 4, Decagon Devices, Pullman, United States) that recorded the volumetric water content (θ) at various depths in the tailings and waste rocks, respectively (Figure 6.2).

The EC5 and GS3 probes were calibrated to the specific material prior to installation to improve the accuracy of measurements ($\pm 0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ for a range of 0 to 100% humidity; see [26] for details). Suction (ψ) measurements were performed using WATERMARK sensors (model 200SS, IRROMETER Company, Riverside, United States), which have a measurement range from 0 to 200 kPa and an accuracy of 1 kPa. Data points were acquired every four hours for θ and twice per month for ψ (i.e., at the beginning and end of the drainage cycles).

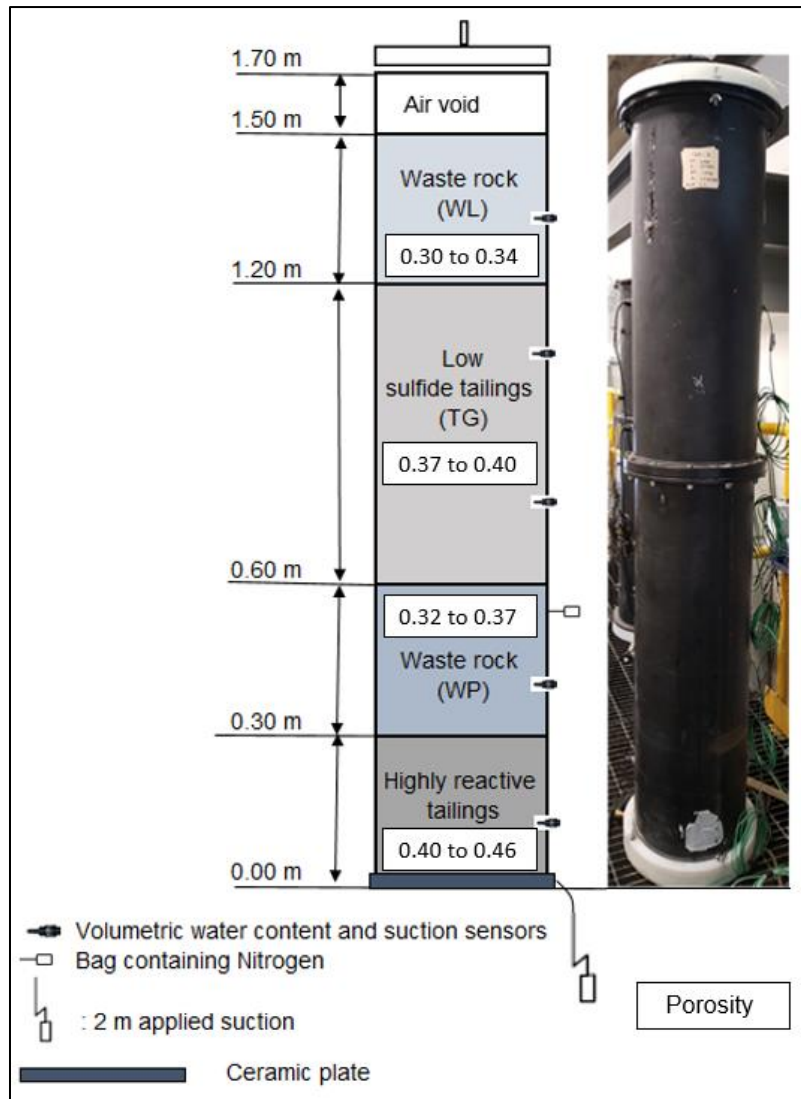


Figure 6.2 Schematic of the CCBE column and instrumentation.

The field experimental cell was built in early autumn 2016 at the LaRonde mine site; similar cells have been used to assess the performance of reclamation scenarios to control AMD [16–18, 27]. An excavation was created in a waste rock pad with a hydraulic excavator. The periphery of the excavation was filled with waste rock to give the cells the shape of an inverted truncated pyramid. The interior sides of the cell were sloped (2H: 1V) to obtain the desired size and geometry, lined with a geomembrane (Figure 6.3a), and a drainpipe was installed at the bottom to recover water drainage from the cell (see [22] for more details). The cell was filled with the same materials as the laboratory column from the bottom to the top: TR (1.00), WP (0.30), TG (0.60), and WL (0.30 m) (Figure 6.3b,c). The surface of the cell was horizontal and had an area of approximately 144 m²

(12 m × 12 m) (Figure 6-4). The top of the cell was open to natural infiltration. The outlet of the water drain was equipped with a sampling point and connected to a tote tank with a capacity of more than 1000 liters in order to quantify the volume of the drainage water (Figure 6.4).

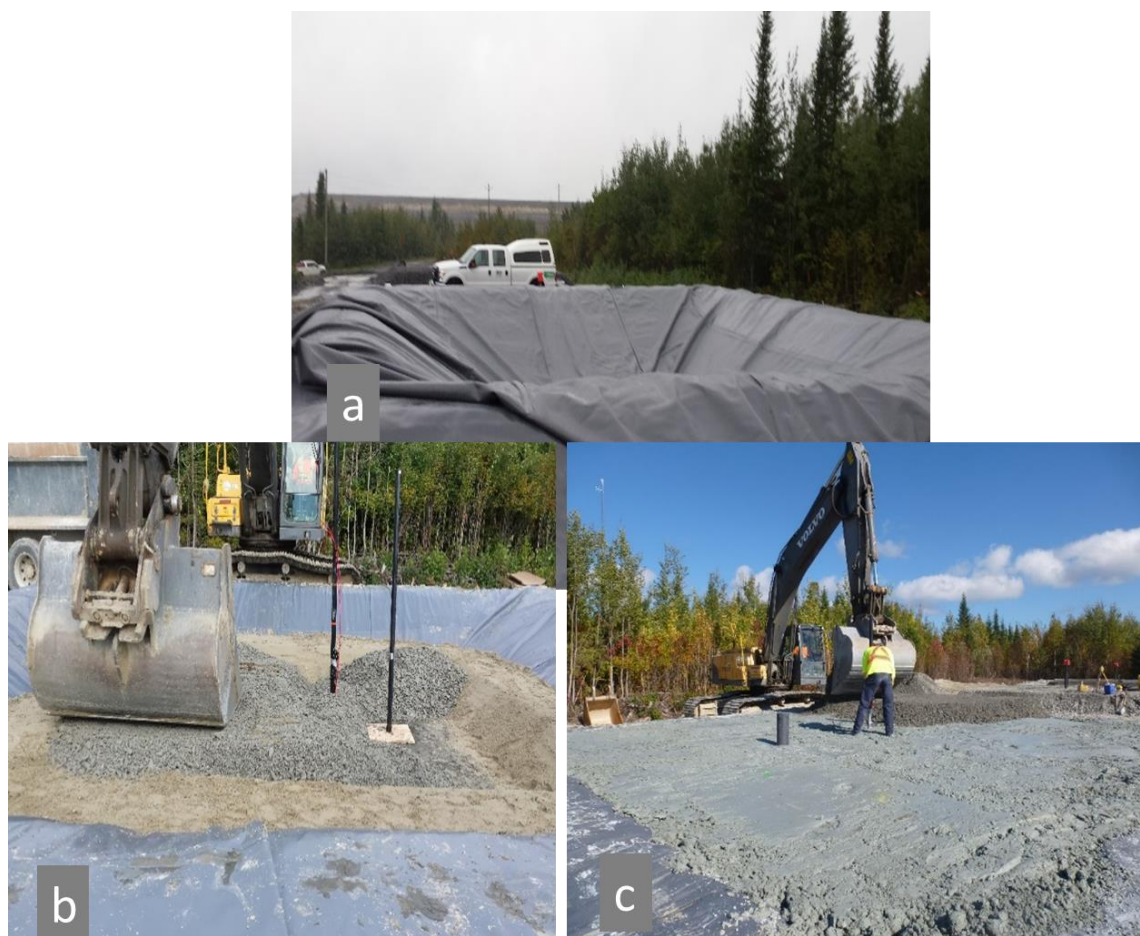


Figure 6.3 Geomembrane installation (a) and sensor placement and installation of the different layers of the field experimental cell (b and c).

Drainage waters from the cell were collected once every two weeks during the non-frozen months (May to October) over a period of three years (2017–2019). The biweekly samples for each month were mixed to form a composite sample for metal and sulfate analyses. Details on samples preparation and preservation before analyses can be found in the companion paper (Kalonji–Kabambi et al., 2020). Measurements of pH, EC, Eh, acidity, and alkalinity were performed on

each sample. The pH, Eh, and EC of the leachates were measured directly on site after sampling (to avoid water quality evolution during transport). All other chemical analyses were performed in the laboratory. All water samples were immediately refrigerated until analyses could be performed.

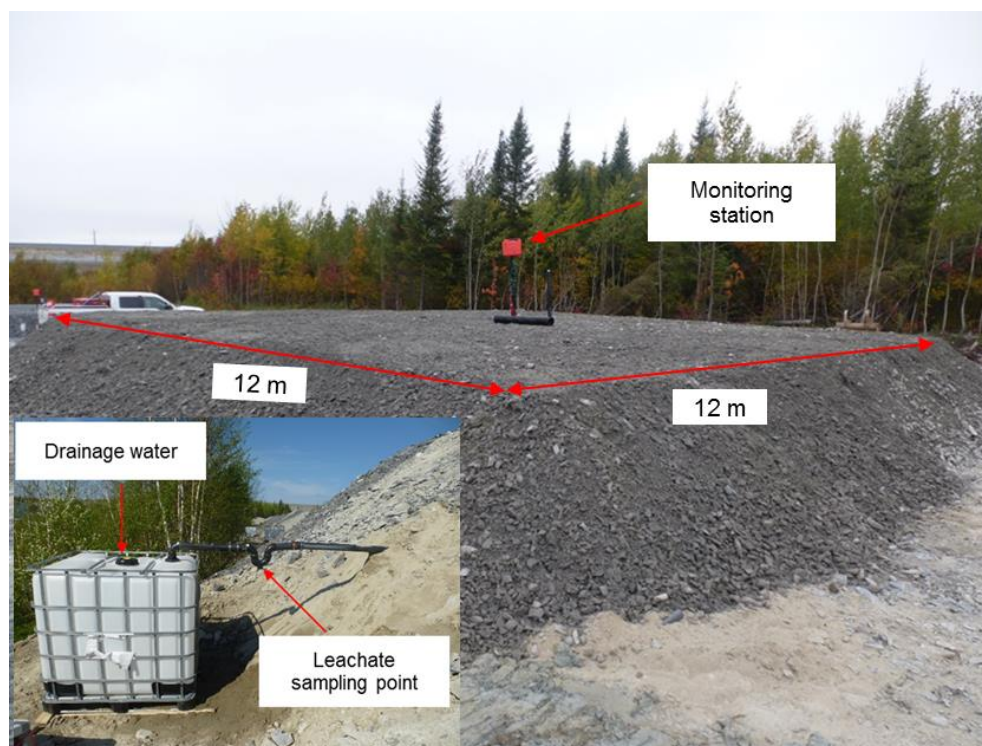


Figure 6.4 Picture of the CCBE field cell at the end of construction with the tote used to collect drainage water.

The field experimental cell was equipped in the center with a monitoring station, which comprised 5TM and GS3 sensors and an Em50 data logger that recorded θ at various depths (Figure 6.5). Sensors were located at: 0.20 m below ground level (bgl) in the WL CBL, near the top and bottom of the MRL at 0.50 and 0.80 m bgl, in the WP CBL at 1.10 m bgl, and in the TR at 1.40 m bgl. 5TM sensors were used to monitor θ in the tailings and GS3 sensors in the waste rocks. As in the laboratory column, the 5TM and GS3 probes were calibrated for each specific material to improve measurement accuracy [26]. Suction measurements were performed using the WATERMARK sensors. The measurement frequency was fixed at one measurement every four hours for θ and once every two weeks for ψ .

Climate data (air temperature, precipitation, relative humidity, and wind speed) were obtained from Environment Canada's meteorological station at Val d'Or airport which is located approximately 50 km southeast of the LaRonde mine site.

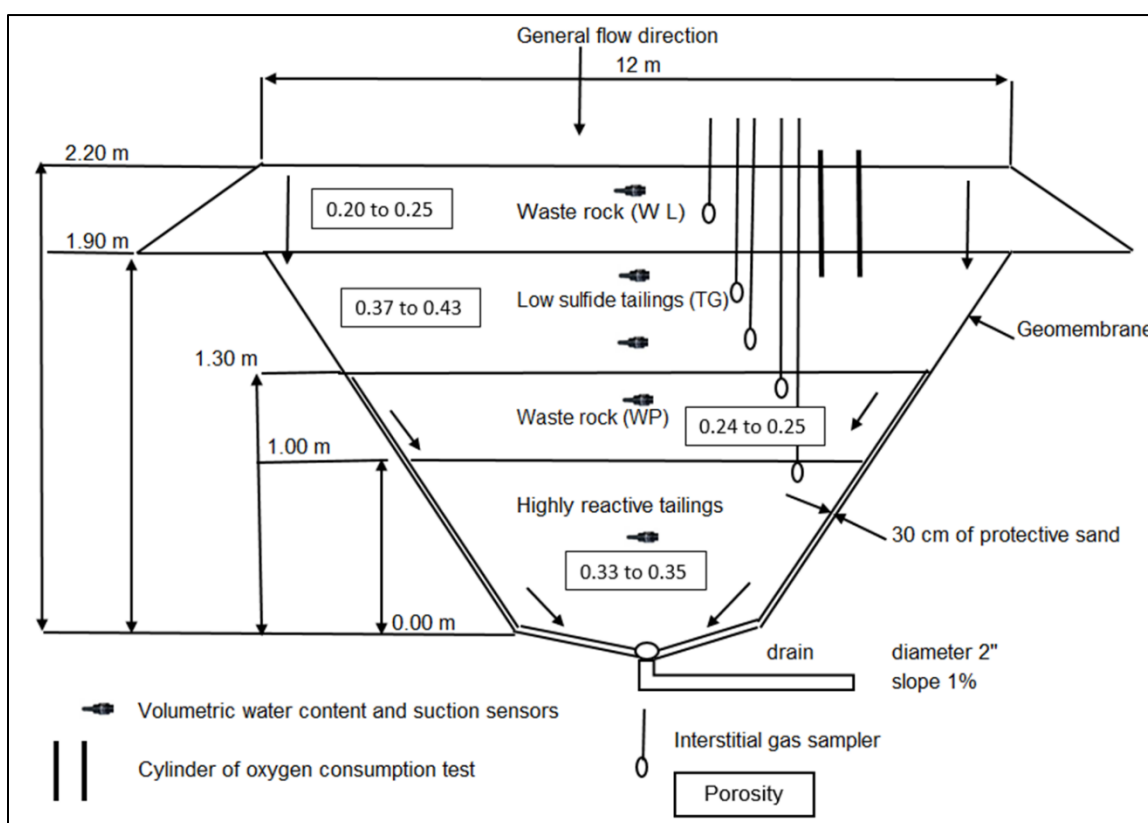


Figure 6.5 Schematic showing the CCBE field cell with associated instrumentation.

6.4.2 Oxygen flux measurements

One of the primary objectives of a CCBE is to reduce the oxygen fluxes reaching underlying reactive tailings. Three different approaches were used to assess oxygen fluxes in this study: The oxygen consumption test (OCT) method, the oxygen gradient method (OGM) and the sulfate-release method (SRM).

6.4.2.1 Oxygen consumption tests method

The laboratory column and field cell were also instrumented to assess the performance of the cover system to limit oxygen migration. In the columns and the field cell, oxygen consumption tests (OCT) were performed.

In the OCT method, decreases in the oxygen concentration in an air-tight chamber are monitored over a relatively short period of time (3 to 5 h) [28–32]. In the column tests, OCTs were performed by hermetically sealing the top of the column with a cap to create a headspace that acted as a source reservoir of O₂, and in the cell tests, OCTs were performed by hermetically sealing the top of the cylinder placed in the MRL during the cell installation with also a cap to create a headspace (Figure 6.5). During the tests, oxygen diffused through the cover materials and into the tailings due to the formation of a concentration gradient as oxygen was consumed via the oxidation of sulfide minerals. The progressive decrease of oxygen concentration in the headspace was monitored over time using an Apogee oxygen sensor (model SO-110, APOGEE INSTRUMENTS, Logan, United States). Data from the OCTs were converted into oxygen fluxes using the analytical method proposed by Elberling et al. [28], which is based on Fick's laws. This interpretation suggests the existence of a pseudo-steady-state condition, for a semi-infinite reactive homogeneous media. This method provides the surface flux of O₂, which could be influenced by the fact that the cover materials (TG) contain a small amount of sulfides. One to two oxygen consumption tests were performed per year for the field experimental cell and three oxygen consumption tests were carried out for the laboratory column. OCTs were also conducted on the laboratory control column and the field control cell described in Part 1 of this study to obtain reference values (uncovered tailings) for the efficiency calculations.

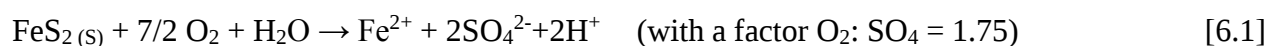
6.4.2.2 Oxygen gradient method

The oxygen gradient method (OGM) consists of measuring the interstitial oxygen concentration at different depths in the cover and reactive tailings [10, 28, 33]. In the field cell, sampling ports were placed at the same depths as the θ and ψ probes in order to determine the degree of saturation in parallel with the oxygen gradient. Using a vacuum pump, the interstitial gas is pumped, and the oxygen concentration is measured using an optical sensor connected to the OXY 10 system (version mini, PRESENS Company, Ratisbonne, Germany). Knowing the water content and the porosity in

the moisture retaining layer materials of the laboratory column and the field cell, the effective diffusion coefficient (D_e) was estimated using the equation of Millington and Shearer [34] modified by Aachib et al. [35,36]. The results were converted into an oxygen flux using Fick's first law (see [37–39]). The OGM requires a large number of measurements to properly define the oxygen concentration gradient. The spatial variation of the gradient as well as the D_e often bring uncertainties in the interpretation of the measurements [40]. One to two interstitial oxygen measurement tests were performed per year during the first two years of monitoring for the field experimental cell.

6.4.2.3 Sulfate-release method

The sulfate-release method (SRM) consists of measuring the sulfate concentrations in leachates to evaluate the performance of the CCBE with respect to limiting oxygen fluxes [5, 28, 41, 42]. The SRM is based on the total mass of sulfate measured in the leachate and on the stoichiometry of the pyrite oxidation reaction, which is represented by the following equation:



Based on this equation, it is possible to convert the amount of sulfate produced into moles of oxygen consumed. The stoichiometric factor used to convert results from the sulfate release method into oxygen fluxes is 1.75 moles of oxygen consumed to 1 mole of sulfate produced. This approach is valid if oxygen is the only oxidizing agent, which is realistic at near-neutral pH [5, 43], and if pyrite is the only sulfide mineral, which is mostly true for the reactive tailings. Another important assumption made for converting sulfate produced into oxygen fluxes is that there is no sulfate storage in the system before measuring its concentration.

A summary of the equipment used to monitor the column and the experimental cell is presented in Table 6.2.

Tableau 6.2 Equipment and monitoring approach used for the CCBE column and field cell.

Monitoring Settings	Laboratory Column		Field Cell	
	Equipment	Details	Equipment	Details
Hydrogeological parameters				
θ	EC5 and GS3	Accuracy: ± 0.03 ; specific calibration curves	5TM and GS3	Accuracy: ± 0.03 ; specific calibration curves
ψ	WATERMARK sensors	Accuracy: ± 1 kPa; measurement range: 0–200 kPa	WATERMARK sensors	Accuracy: ± 1 kPa; measurement range: 0–200 kPa
O ₂ consumption test (OCT)	10 cm void above column and an apogee SO-110 oxygen sensor	Precision (good for oxygen flux > 10 moles of O ₂ /m ² /yr). Allow to measure a nearly instantaneous oxygen flux	15 cm cylinder and an apogee SO-110 oxygen sensor	Precision (good for oxygen flux > 10 moles of O ₂ /m ² /yr). Allow to measure a nearly instantaneous oxygen flux
O ₂ gradient method	Not measured		Sampling tubes, optical sensor, and OXY 10 system	
Exfiltration water	Bucket		Tote tank	
Water quality parameters				
pH, EC, and temperature	Oakton pHTestr®30 tester	Accuracy: ± 0.01 (pH) and $\pm 0.5\%$ (EC).	Oakton pHTestr®30 tester	Accuracy: ± 0.01 (pH) and $\pm 0.5\%$ (EC).
Eh	Oakton ORPTestr®30 tester	Range: –999 mV to 1000 mV Resolution: 1 mV Accuracy: ± 2 mV	Oakton ORPTestr®30 tester	Range: –999 mV to 1000 mV Resolution: 1 mV Accuracy: ± 2 mV
Alkalinity and acidity	Metrohm 848 Titrino plus automatic titrator	High precision and accuracy ($\pm 15\%$.)	Metrohm 848 Titrino plus automatic titrator	High precision and accuracy ($\pm 15\%$.)
Sulfate anion	850 Professional IC Anion–MCS	Detection limit: 1 mg/L	850 Professional IC Anion–MCS	Detection limit: 1 mg/L
Metals concentration	ICP-AES analysis	Detection limit depending of the chemical elements (0.001 to 0.1 mg/L)	ICP-AES analysis	Detection limit depending of the chemical elements (0.001–0.1 mg/L)

6.5 Results and discussion

In the following, the main hydrogeological, water quality, and oxygen flux results obtained at the laboratory and field scales for the covered scenarios are presented. At each step, results of the two scales (lab and field) are compared.

6.5.1 Hydrogeological behavior

The hydrogeological behaviors of the CCBEs and the reactive tailings are presented in term of degree of saturation (S_w) and suction (ψ) values (Fig. 6.6 and Table 6.3).

6.5.1.1 Degree of saturation

Measured θ values were converted to S_w using the average porosity, n , of each layer that was determined at the start of the experiments (Figures 6.2 and 6.5). For the laboratory column, average S_w values were between 5 and 50% in the two waste rock CBLs and between 89 and 96% in the low-sulfide MRL (Figure 6.6a). S_w values were higher at the beginning of each cycle when water was added to the column, then gradually reduced during the drainage period. Higher S_w values (approximately 50%) were occasionally observed in the top CBL due to the accumulation of water at the interface with the MRL; however, S_w values rapidly returned to lower values after infiltration into the MRL. As expected, S_w values were generally higher at the bottom of the MRL than at the top (due to the suction gradient).

For the experimental field cell (Figure 6.6b), the average S_w values were between 19 and 57% in the top WL waste rock layer and between 90 and 94% in the MRL (excluding during the frozen periods). Higher S_w values (>60%) were occasionally observed in the WL waste rock in September 2018 and April 2019, but S_w values rapidly returned to average values of around 45%. The S_w in the bottom (WP) waste rock layer was not measured because of a probe defect. In general, the S_w in the MRL varied seasonally. During spring (May–June), S_w values were higher due to snowmelt; in the summer (July and August), S_w values tended to drop (e.g., 70% at the top of the MRL in July 2018), especially during hot periods without rain; and in the fall (September–November), S_w values in the MRL approached their maximum.

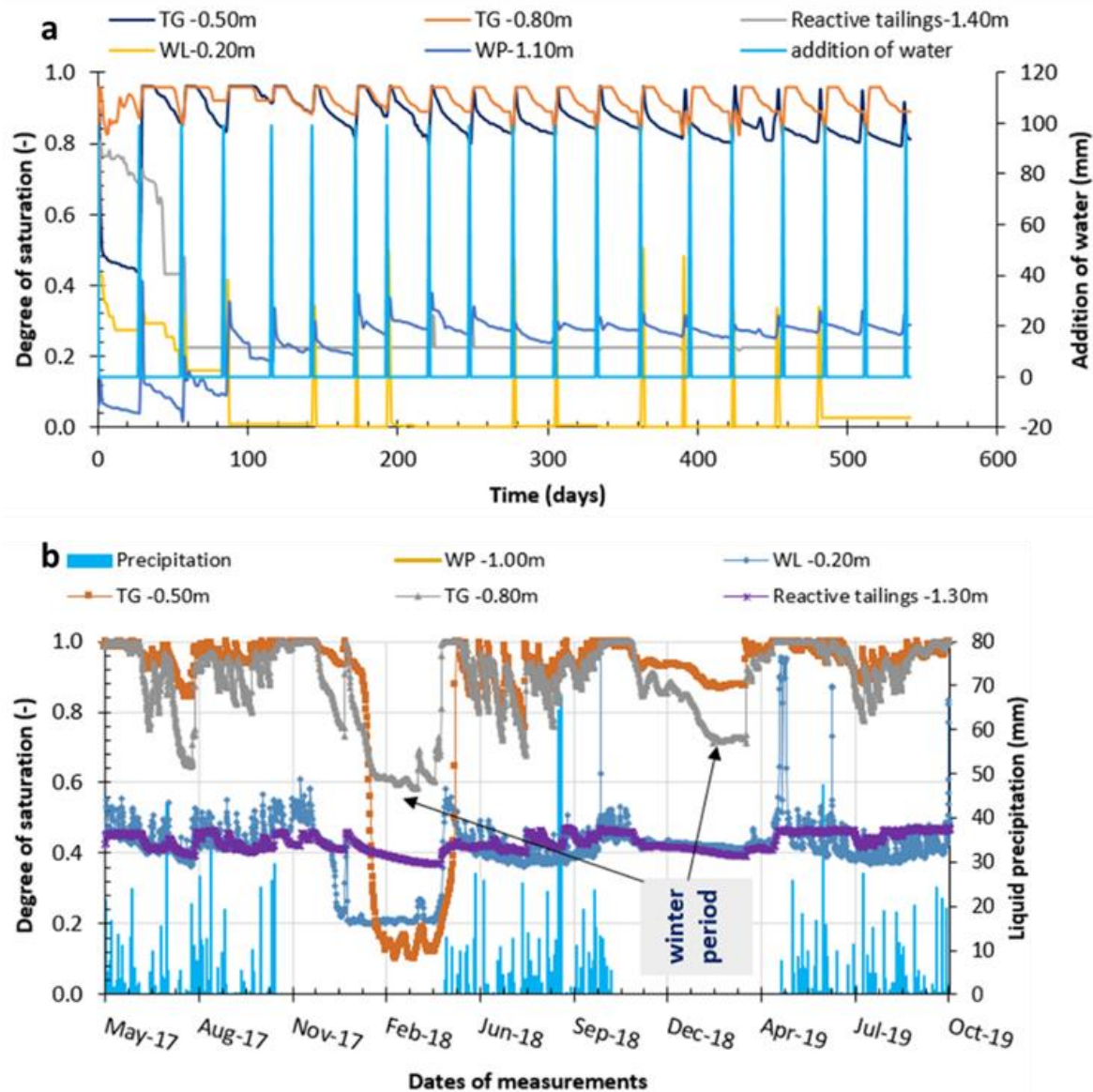


Figure 6.6 Hydrogeological behavior: (a) laboratory column test, and (b) field cell test.

6.5.1.2 Suction values

Table 6.3 gives an overview of suction values measured over the tested period for all layers in the CCBE. For the laboratory column, average values were between 14 and 16 kPa in the MRL, and between 8 and 32 kPa in the waste rock layers. For the field cell, average values of ψ were between 9 and 13 kPa in the MRL, and between 10 and 15 kPa in the waste rock layers. The average values of ψ were usually less than the air entry value (AEV) of the MRL (25 kPa) in the laboratory column

and in the field experimental cell, but during summers, some values were higher than the AEV at the top of the MRL in the field, which explains the lower S_w values.

Suction measurements confirmed the hydrogeological behavior displayed through the degree of saturation. The hydrogeological behaviors observed in the laboratory and in the field corresponded to what was expected for an effective CCBE with a nearly saturated MRL and well-drained capillary break layers made with waste rock. This confirms the existence of capillary barrier effects between the fine-grained and the coarse-grained layers [44–47].

Tableau 6.3 Maximum, minimum, and mean suction values measured over the testing period.

Overview of suction	Laboratory column				
Suctions (kPa)	TG-0.50m	TG-0.80m	TR	WL	WP
Min/Max	12/18	7/16	0/27	5/80	1/10
Mean	16	14	6	32	8
	Field experimental cell				
Min/Max	2/26	1/23	2/18	3/27	3/19
Mean	13	9	9	15	10

6.5.1.3 Post-testing measurements and in situ WRCs

At the end of the laboratory tests, the CCBE column was dismantled and samples were taken from several depths within the MRL. Similarly, in July 2018, coring was carried out to take samples from the MRL of the field cell. All samples were taken with a cylinder of known volume allowing for calculation of the porosity, volumetric water content, and degree of saturation in the MRL using mass–volume relationships.

Figure 6.7 compares the degree of saturation (S_w) calculated from measurements made with the 5TM probes with the S_w values obtained from analyses performed on the post-testing samples. For the field cell, the probe data correspond to the average of the results measured on the fifteenth of

each monitoring month (May to October) for the years 2017–2019. For the laboratory column, the probe data correspond to the average of the results measured during the wetting-drainage cycles 3, 5, 7, 9, 12, 15, and 18. The degree of saturation determined for samples taken from the column and field cell MRL and measured by probes were between 0.78 and 1.0 at the top of the layer and greater than 0.85 at the bottom of the layer. The degree of saturation values determined from probes measurements agree well with those determined from the laboratory and the field MRL samples, confirming the validity and the quality of the measurements taken in the column and the field cell.

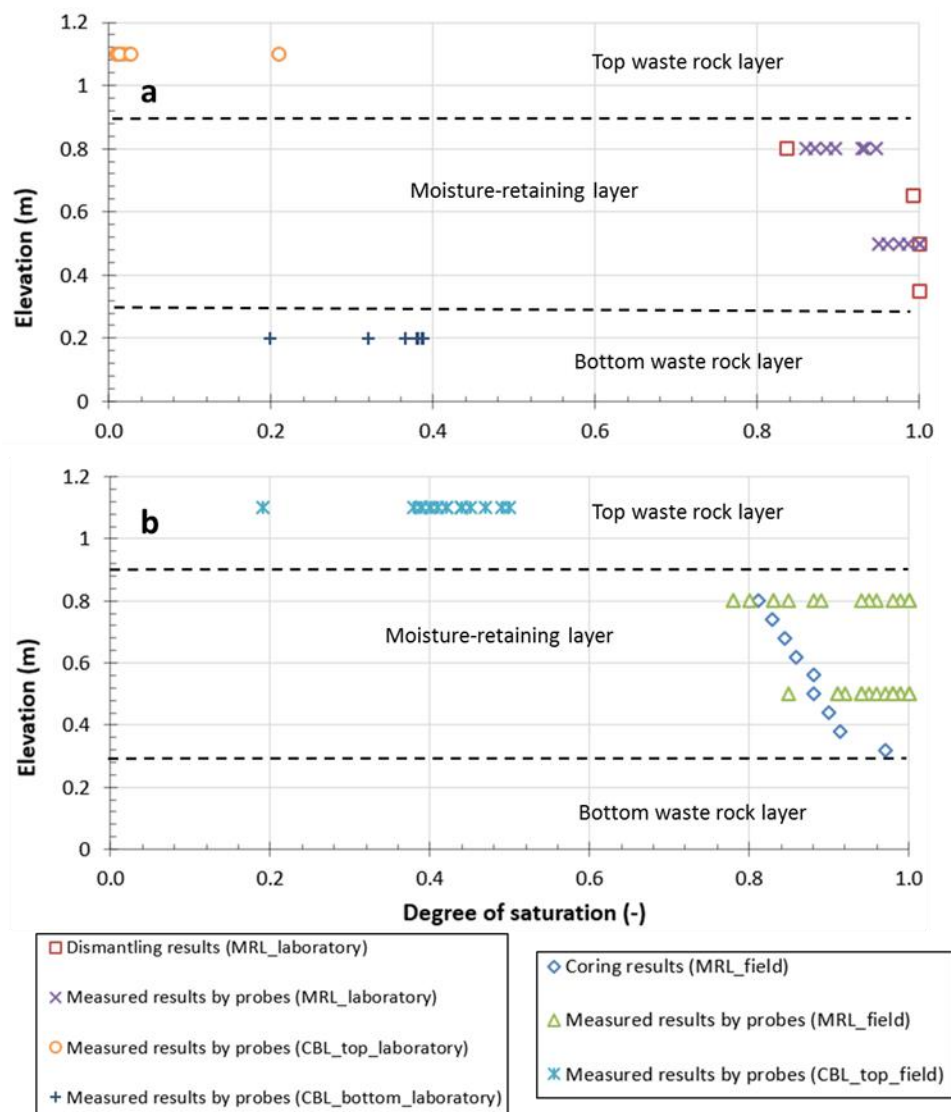


Figure 6.7 Degree of saturation measured in the MRL and CBL and post testing measurements: (a) laboratory column and (b) field cell.

Figure 6.8 shows suction versus the degree of saturation based on the measured results (θ, ψ) by probes in the MRL of the CCBE column and field cell. These data are compared to the water retention curves (WRC) that were previously determined for the MRL material in the laboratory. Similar S_w - ψ values (when measured simultaneously) are observed in the column and field experimental cell. The S_w - ψ points from the column are very close to the laboratory WRC, while data from the field experimental cell are slightly more scattered. Differences between probes values and the laboratory WRC could be due to differences in porosity between the different experiments (column, field experimental cell, and Tempe cell), as well as measurement errors of the probes (Table 6.2). However, the differences are relatively small and confirm that the water retention properties of the material used in the MRL of the column and field experimental cell are similar to what was expected.

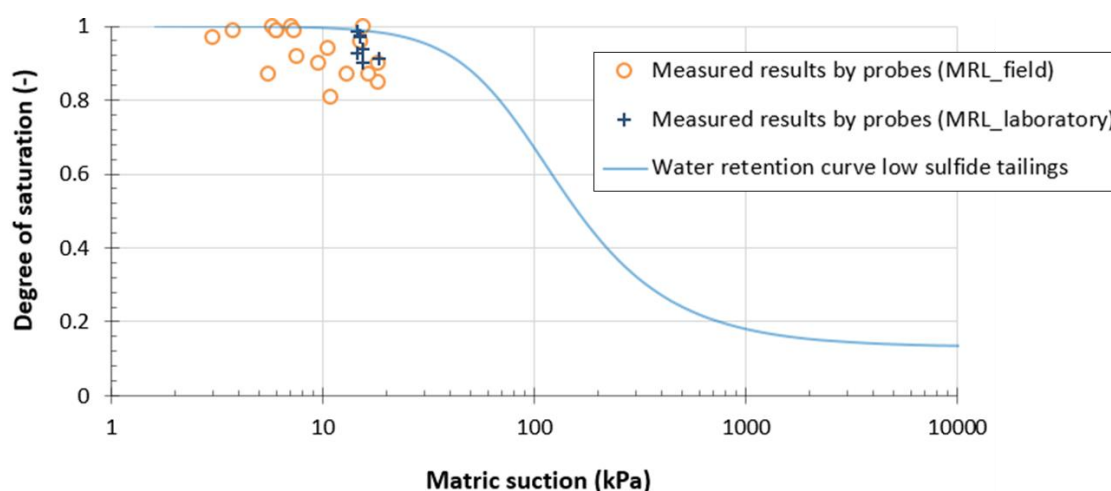


Figure 6.8 Degree of saturation and matric suction measured in the MRL compared to water retention curve of the low-sulfide tailings.

6.5.2 Water quality

Table 6.4 summarizes the physicochemical quality (min, max, mean, and standard deviation) of leachates collected at the base of the laboratory column and the field cell. The table also presents the geochemical behavior of the control column and cell in order to assess the CCBE's performance with respect to controlling the generation of contaminants. Average, minimum, and maximum

laboratory values were generally higher than those of field values, while the standard deviation of values followed the same trend.

Figure 6.9 shows pH values, sulfate concentrations, and concentrations of different metals in drainage waters of the laboratory CCBE column and field experimental cell. In the field, the periods from 200 to 350 days and 520 to 720 days correspond to the winter periods during which leachates were not sampled because of frozen conditions.

6.5.2.1 Laboratory columns

Results from the laboratory CCBE column show clearly two distinct behaviors; i.e., one before 300 days and one after 300 days. The initial sulfate concentration (26 g/L) and the pH values before 300 days ($\text{pH} < 5$) were influenced by the reactive tailings' initial interstitial water quality: $\text{pH} = 1.87$ and $\text{Fe} = 2.35$, $\text{Zn} = 2.94$, and $\text{SO}_4 = 22.02$ g/L. In this early period, concentrations of Fe varied from 226 to 1400 mg/L and concentrations of Zn ranged from 3 to 240 mg/L. Concentrations of Ca varied from 430 to 650 mg/L and concentrations of Mg varied from 40 to 80 mg/L. The concentrations of Ni and Pb ranged from 0.01 to 3 mg/L and from 0.4 to 0.8 mg/L, respectively. Concentrations of Ni decreased rapidly from the beginning of the test. Concentrations of As and Cu remained below the detection limits of the method (DLM, 0.06 mg/L for As and 0.003 mg/L for Cu). Concentrations of other elements, such as Al, Mn, Na, and Si (not presented here) decreased continuously over time.

For the period between day 300 and day 504, concentrations of Fe varied from 2 to 250 mg/L and concentrations of Zn ranged from <DLM to 0.6 mg/L. The concentrations of these two metals showed a decrease from 300 days due to increasing pH values. Concentrations of Ca varied from 550 to 700 mg/L and concentrations of Mg varied from 20 to 40 mg/L, with both decreasing continuously over time. Concentrations of Ni and Pb ranged from <DLM to 0.01 mg/L and ~0.02 mg/L, respectively. Lead concentrations decreased to <DLM (0.02 mg/L) at 300 days.

The pH of leachates in the laboratory control column varied between 1.2 and 2 (Table 6.4). High concentrations of metals and sulfate were measured in the leachates of the control column, with average values of: $\text{Fe} = 1560$, $\text{Zn} = 230$, $\text{Ca} = 300$, $\text{Mg} = 50$, $\text{As} = 0.14$, $\text{Pb} = 0.5$, $\text{Ni} = 2.0$, $\text{Cu} = 32$, and $\text{SO}_4 = 6300$ mg/L. Differences in the mean concentrations of analytes in the control column

and CCBE column were between 1 and 3 orders of magnitude. More information on the geochemical behavior of the laboratory control column can be found in the companion paper [22].

Tableau 6.4 Summary of the water quality results from laboratory control column, field control cell, CCBE column and cell.

	Lab control column			Lab column with CCBE			Field control cell			Field cell with CCBE		
	Min/Max	Mean	STD	Min/Max	Mean	STD	Min/Max	Mean	STD	Min/Max	Mean	STD
pH	1.2/2.0	1.6	0.23	1.9/7.8	5.4	1.7	1.1/5.1	2.3	0.77	5.1/7.5	6.5	0.56
Fe (mg/L)	65/3210	1560	1142	1.7/1400	373	424	495/14700	4325	4050	9.5/491	140	148
Zn (mg/L)	7/2940	230	662	0/232	29	73	57/368	163	100	4.3/40	16	14
Sulfates (mg/L)	1533/22000	6300	4424	364/25951	3523	5511	4660/47644	18022	10083	58/3559	2219	896
Ca (mg/L)	23/660	300	214	427/693	557	71.4	307/447	369	41	491/614	540	35
Mg (mg/L)	0.8/400	50	87	17/80	43	20	69/621	298	150	57/104	76	15
As (mg/L)	0.06/0.48	0.14	0.12	< DLM	N.D.	N.D.	0.06/34	3.9	7.5	< DLM	N.D.	N.D.
Cu (mg/L)	8.53/72	32	19	< DLM	N.D.	N.D.	0.3/73	15	15	< DLM	N.D.	N.D.
Ni (mg/L)	0.028/30	2.0	7.0	0.004/2.75	0.36	0.86	0.7/3.0	2.0	0.6	0.02/0.33	0.11	0.06
Pb (mg/L)	0.13/2.0	0.5	0.40	0.020/0.76	0.30	0.28	0.34/35	7.0	0.79	< DLM	N.D.	N.D.
S (mg/L)	650/7600	2100	1527	516/1660	855	14	0.1/11900	5618	3615	0.1/933	674	223
EC (mS/cm)	2.5/11	5	2.3	1.2/14	2.8	2.7	4.2/20	10	4.3	1.4/7.7	2.8	1.2
Alkalinity	< DLM	N.D.	N.D.	0/147	44	58	< DLM	N.D.	N.D.	1/219	95	85
Acidity	900/14000	1500	3542	21/1470	553	481	447/34020	15864	11128	23/1136	360	375

STD: Standard deviation; Alkalinity and acidity: (mg CaCO₃/L); Redox potential: (mV); DLM: detection limit of the method; N.D.: Not determined

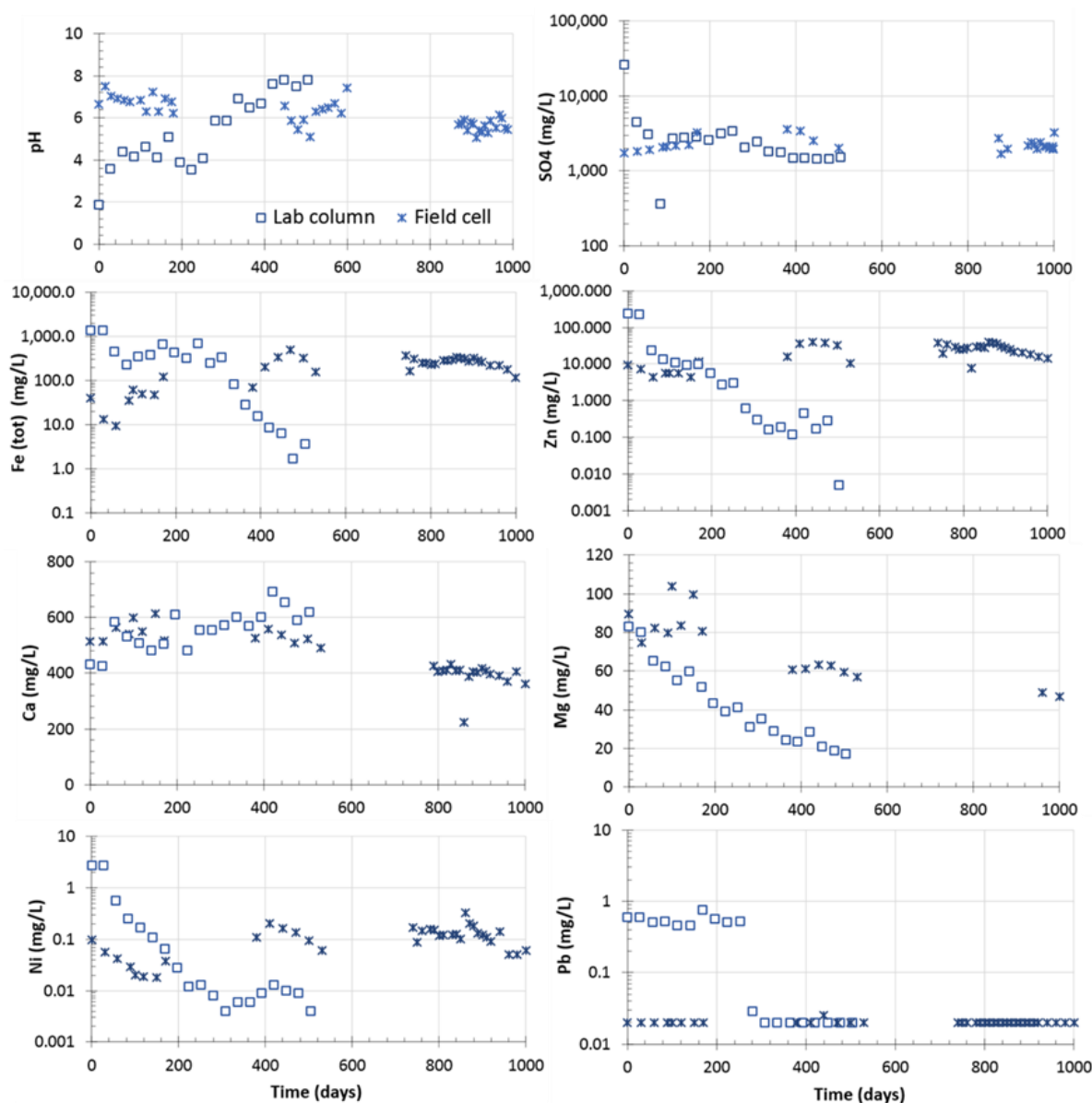


Figure 6.9 Evolution of leachate quality for the CCBE column and field cell.

6.5.2.2 Experimental cells

The pH of the leachates from the field CCBE cell varied from 5.0 to 7.5 and sulfate concentrations ranged from 60 to 3600 mg/L. Concentrations of Fe varied from 10 to 500 mg/L and concentrations of Zn ranged from 4 to 40 mg/L. Concentrations of these two metals increased at about 500 days (Summer 2018) due to the slight decrease in pH. Concentrations of Ca varied from 500 to 600 mg/L and concentrations of Mg varied from 60 to 100 mg/L. Nickel concentrations ranged from

0.02 to 0.33 mg/L. Similarly to the laboratory, concentrations of As, Cu, and Pb in leachates remained below the DLM during the three years of monitoring of the experimental cell. Concentration of other elements (Al, Mn, Na, and Si) continuously decreased over time. Unlike in the CCBE column test, the geochemical behavior of the field cell was relatively stable throughout the study period. This was likely because the tailings were taken directly from the TSF, in a portion of the site where the tailings were not already oxidized.

The pH of leachates in the field control cell varied between 1.0 and 5 (Table 6.4; more information can be found in the companion paper [22]). As with the control column, high concentrations of metals and sulfate were measured in field control cell. Average values were: Fe = 4330, Zn = 170, Ca = 370, Mg = 300, As = 4.0, Pb = 7.0, Ni = 2.0, Cu = 15, and SO₄ = 18,000 mg/L. Mean concentrations of Fe, Mg, Ca, As, Pb, and SO₄ in the control cell were generally higher than concentrations in the control column. Differences in the mean concentrations of analytes in the field control cell leachates and CCBE field cell leachates were also between 1 to 3 orders of magnitude. More information on the geochemical behavior of the field control cell can be found in the companion paper [22].

6.5.3 Oxygen fluxes

6.5.3.1 Oxygen consumption test

The decreases in oxygen concentrations over time recorded for the laboratory columns and field experimental cells were converted into steady-state oxygen fluxes passing through the cover (Section 6.4.2). The average oxygen fluxes passing through the surface of the MRL were 25 moles/m²/yr for the CCBE column and 35 moles/m²/yr for the CCBE field cell (Figure 6.10). For the control column and field control cell, oxygen fluxes averaged 650 and 750 moles/m²/yr, respectively, demonstrating the high reactivity of the material [48]. The values presented here are the average of the OCT results that were performed three times (beginning, middle, and end of the testing period) in the laboratory, and four times during the monitoring period in the field. Variations in oxygen fluxes between the tests were between 15 and 20%. The oxygen fluxes observed in the CCBE column and CCBE field cell demonstrate the ability of the CCBE to limit the migration of oxygen. These tests confirm that a CCBE made of low-sulfide mine wastes can significantly reduce the oxygen fluxes reaching reactive tailings (by a factor of 25 to 30).

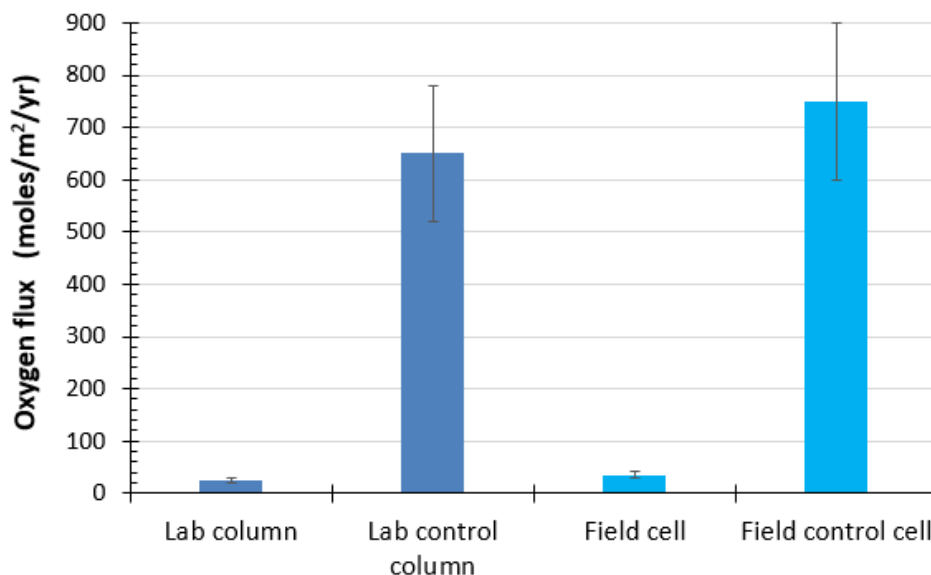


Figure 6.10 Oxygen fluxes passing through the surface of the MRL.

Surface oxygen fluxes at the top of the cover were greater than the oxygen fluxes expected at the base of the cover. The desulfurized/low-sulfide tailings used here in the MRL contain 0.3% pyrite. These residual sulfides consume a portion of the oxygen migrating through the cover toward the underlying tailings [5, 19]. This means that the flux at the bottom of the MRL, which will be available for consumption by the reactive tailings, is lower than the one measured at the top of the MRL; this is discussed further in Section 6.6.2.

6.5.3.2 Oxygen gradient method

Oxygen concentration gradients were obtained from in situ measurements performed at three different elevations in the MRL. Typical results for 2017 and 2018 are presented in Figure 6.11.

Generally, the average interstitial oxygen concentration varied from 20 to 11% at 0.4 and 0.8 m depth in the MRL, respectively. These gradients were converted into oxygen fluxes using Fick's first law, assuming steady-state conditions and D_e values estimated from average S_w and n values (see Section 6.4.2 for details). The average oxygen flux in the MRL for the three measurements in the field experimental cell was 4.5×10^{-1} moles/m²/yr. The minimum and maximum oxygen fluxes were 3.4×10^{-1} and 5.2×10^{-1} moles/m²/yr, respectively.

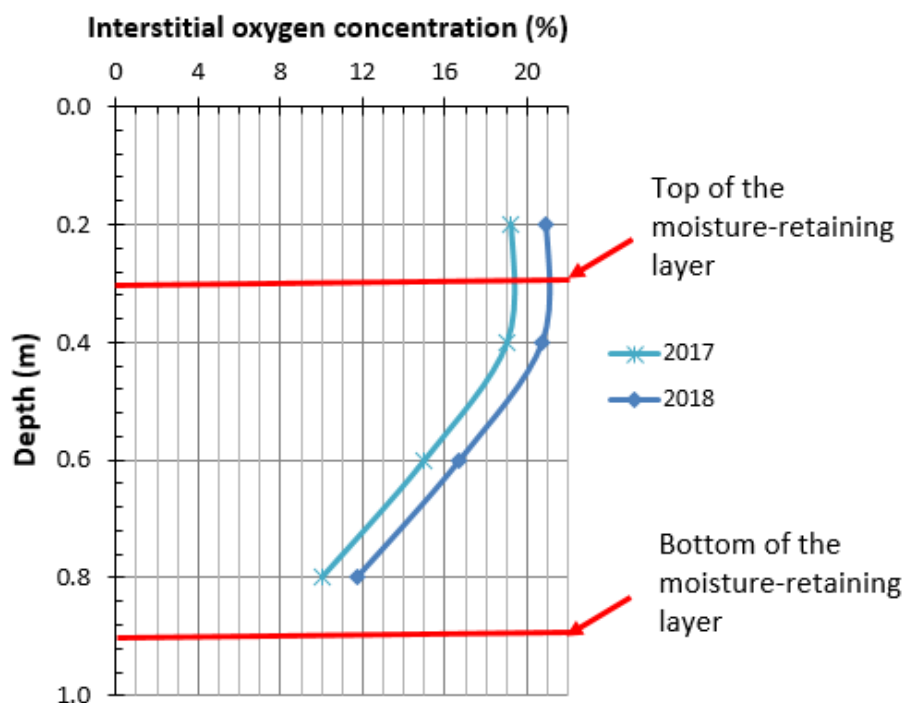


Figure 6.11 Interstitial oxygen concentration values obtained in the field cell (measured in August 2017 and August 2018).

6.5.3.3 Sulfate-release method

As a reminder, assumptions made for converting sulfate produced into oxygen fluxes were that oxygen was the only oxidizing agent, which is realistic at near-neutral pH, and that there was no sulfate storage in the system before measuring its concentration [28]. These assumptions were not valid for the first 300 days of the column tests during which the pH was low (~ 1.8 – 4.5). For this reason, the SRM was considered valid only for the monitoring period from 300 to 504 days. For the field cell, the SRM was considered valid for the entire monitored period.

Figure 6.12 presents the oxygen fluxes obtained using this method. The average oxygen fluxes calculated using the SRM were 49 and 28 moles/m²/yr for the CCBE column and field cell, respectively. As with the OCT method, these calculated oxygen fluxes correspond to the top of the MRL and include the reactivity of the MRL (assuming that the waste rock in the top CBL is not reactive).

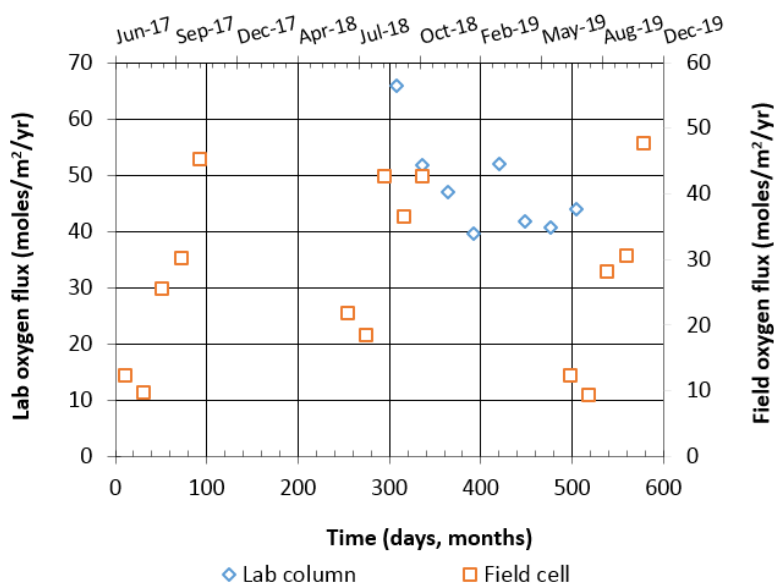


Figure 6.12 Oxygen fluxes calculated using the sulfate release method for CCBE column and CEBC field cell.

6.6 Cover efficiency

In this study, the effectiveness of the CCBE was evaluated in terms of its ability to reduce the generation of contaminants and its ability to reduce oxygen fluxes reaching the reactive tailings underlying the cover.

6.6.1 Efficiency with respect to controlling contaminant generation

The efficiency of the CCBE with respect to limiting the production of soluble contaminants can be expressed by the following equation [5]:

$$\text{Efficiency (\%)} = 100 \times \left(1 - \frac{\text{Cumulative mass in covered column/cell leachates}}{\text{Cumulative mass in control column/cell leachates}} \right) \quad [6.2]$$

The CCBE column and field cell were compared with the control column and field cell. Efficiencies were calculated for Fe, Zn, Cu, Ni, Al, and Mn (Fig. 6.13).

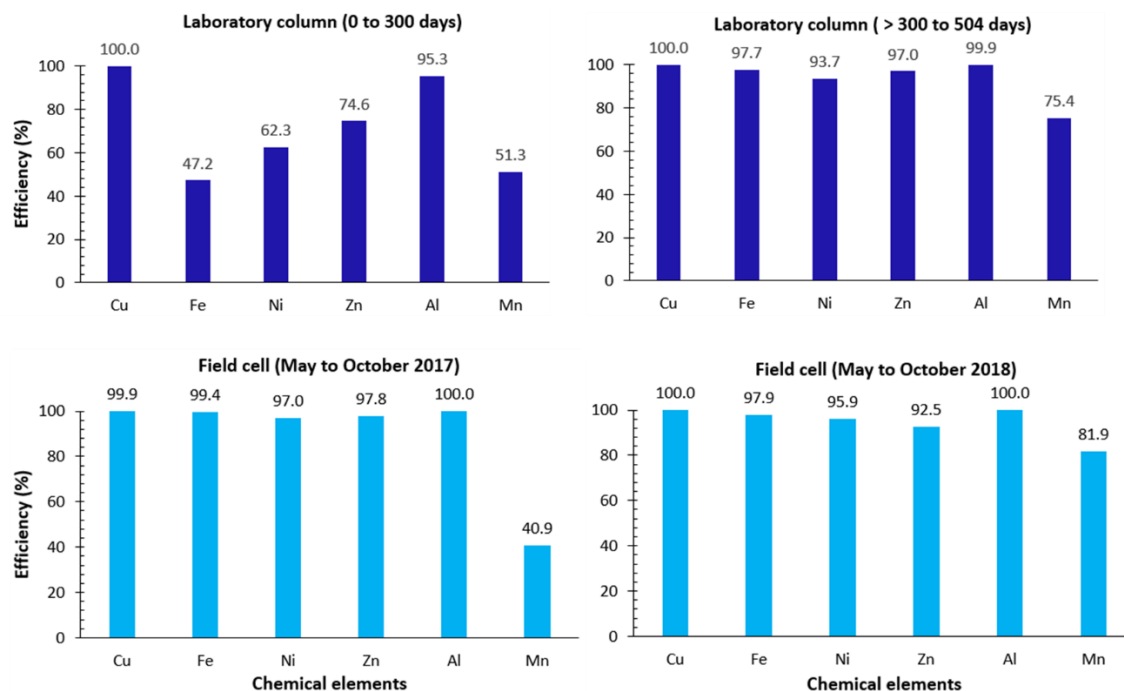


Figure 6.13 Efficiency with respect to limiting contaminant production for the CCBE column and field cell.

The efficiency of the CCBE column was calculated separately for the period between 0 to 300 days and the period between 300 and 504 days. The latter period corresponds to the geochemical equilibrium state (or the time needed to expulse the initial pore water contamination) during which the pH stayed above 6 and fluctuations in the concentrations of contaminants were minimal. The CCBE field cell efficiency was calculated for the years 2017 and 2018. The results were split into two graphs to see the change in efficiency from one year to the other. The geochemical results of reactive tailings alone (i.e., the control column and field control cell) are summarized in Table 6.4 and were presented in the companion article [22].

In general, the cover efficiency was greater for the field tests (2017 and 2018) compared to the laboratory tests for the first 300 days. For example, the field and laboratory efficiencies with respect to Fe, Zn, Cu, and Ni were (lab/field): Fe = 47.2/98.7%, Zn = 74.6/95.2%, Cu 100/99.9%, Ni = 62.3/96.5%. However, in the laboratory, after the pH rose above 6 (300 to 504 days), the efficiency of the CCBE improved considerably and reached between 75 and 100% for the monitored contaminants. The efficiency values obtained at the field scale in 2017 and 2018 were similar, but

with a decrease for Zn in 2018. These results confirm that the cover contributed significantly in limiting contamination by the LaRonde tailings. Despite the high efficiency of the CCBE in limiting the release of metal contaminants, sulfate concentrations (average of 2000 to 3500 mg/L, Figure 6.9) in the CCBE column and field cell leachates indicated that some sulfide oxidation still took place. The concentrations of Fe and Zn exceeded standard regulation criteria imposed in Quebec, Canada, which were respectively of 3 mg/L and 0.5 mg/L.

6.6.2 Efficiency with respect to controlling oxygen fluxes at the base of the CCBE

The presence of a residual sulfide content in the MRL can have a beneficial short-to-mid-term effects on the CCBE's performance with respect to limiting the diffusion of oxygen into the reactive tailings [5]. In addition to serving as a barrier to oxygen diffusion, a CCBE made of materials with a small residual sulfide content will consume some of the diffusive oxygen that migrates downward. Mbonimpa et al. [38] developed the following equation to assess the steady-state oxygen flux $F_{sR,L}$ ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$) below the oxygen-barrier layer ($z = L$) of an MRL having a thickness of L (m):

$$F_{sR,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \left(1 + 2K_r^* \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \quad [6.3]$$

where C_0 is the concentration of oxygen in the atmosphere (0.28 kg/m^3) and $D^* = D_e/\theta_{eq}$ the bulk diffusion coefficient [$\text{L}^2\cdot\text{T}^{-1}$].

This equation provides an estimate of oxygen fluxes at the base of a cover. It was developed for the following boundary conditions: i) oxygen concentrations at the upper boundary are equal to atmospheric conditions, ii) oxygen concentrations at the lower boundary are equal to zero (i.e., oxygen is fully consumed by the reactive material below the cover), iii) initial oxygen concentrations inside the pores of the cover material are equal to zero, and iv) D_e and θ_{eq} are considered constant over the entire thickness of the MRL. In the case of the CCBE column and field cell, the analytical solution gives oxygen fluxes at the base of the MRL (thickness of 0.60 m) of $1 \times 10^{-3} \text{ moles/m}^2/\text{yr}$ and $6 \times 10^{-3} \text{ moles/m}^2/\text{yr}$, respectively. Oxygen flux reduction efficiency was calculated using Equation 6.4 [12], where expressions $F_{\text{base cover}}$, represents the oxygen flux at

the base of the covers and F_{control} , the oxygen flux at the surface of the control column or control cell.

$$= 100 * \frac{(F_{\text{control}} - F_{\text{base cover}})}{F_{\text{control}}} \quad [6.4]$$

Efficiency results are presented in Table 6.5 and were approximately 99% for the CCBE column and field cell. This efficiency value is similar to that obtained using fluxes calculated from the oxygen gradient method for the field cell. The efficiency results for the CCBE column and field cell obtained from oxygen fluxes calculated using the sulfate-release method and the surface fluxes (OCTs) are also presented in Table 6.5. Lower efficiencies were expected for these methods since these fluxes integrate, in addition to the flux from the reactive tailings, the reactivity of the MRL, which contains a small amount of pyrite.

It is usually accepted in the literature that cover systems should limit oxygen fluxes to values below 0.5 to 2 moles/m²/yr in order to control the generation of AMD and other contaminants generation from non-oxidized, reactive tailings [3, 25, 42, 49]. However, the results obtained here show that this criteria may not be directly applicable to fresh or pre-oxidized, highly reactive tailings since in this experiment the concentrations of some contaminants (e.g., Fe and Zn) exceed regulatory criteria even when oxygen fluxes reaching the reactive tailings were very low.

Tableau 6.5 Efficiency values for CCBE column and field cell.

Parameters	Analytical solution		Oxygen gradient method		Sulfate-release method		Oxygen consumption test method	
	Lab column	Field cell	Lab column	Field cell	Lab column	Field cell	Lab column	Field cell
Porosity (n)	0.39	0.40						
Effective diffusion coefficients (D_e , m ² /s)	2×10^{-12}	2×10^{-11}						
Pyrite content over mass of dry tailings (C_p , kg/kg)	2.5×10^{-3}	2.5×10^{-3}						
F_{control} (moles/m ² /yr)	650	750	650	750	650	750	650	750
$F_{\text{base cover}}$ (moles/m ² /yr)	1×10^{-3}	6×10^{-3}	N.C.	4.5×10^{-1}	49	28	25	35
Efficiency (%)	99.9	99.9	N.C.	99.9	92.5	96.3	96.2	95.3

N.C.: not calculated

6.7 Conclusions

The LaRonde mine site is currently engaged in the process of identifying an optimal reclamation scenario for its highly reactive tailings. One of the promising reclamation options for controlling AMD from the LaRonde tailings is the use of a CCBE made with low-sulfide mine wastes. However, the capacity of such a cover to control contaminant generation in the tailings storage facility is uncertain because of the high reactivity of the LaRonde tailings. The main objective of this research was to study the hydrogeochemical behavior of the highly reactive tailings protected by a CCBE made with low-sulfide mine wastes (i.e., desulfurized tailings and non-acid-generating waste rocks).

The geochemical results and the extrapolation of the results of kinetic tests indicated that the reactive tailings were highly acid-generating and the cover materials were not acid-generating. Additionally, the low-sulfide mine wastes that were used in this study had suitable hydrogeological and geochemical properties to be used as CCBE materials (see the companion article [22]).

The results presented in the present study highlight the capacity of the tested cover system to control oxygen migration and to reduce the generation of contaminants from the LaRonde tailings. The hydrogeological behaviors of the CCBE column and field cell show that the average degree of saturation was between 89 to 96% in the moisture-retaining layer of the CCBE. Average suction values were usually lower than the air entry value of the MRL in the CCBE column and field cell. Oxygen fluxes at the base of the MRL that actually reached the reactive tailings were on the order of 1×10^{-3} and 5×10^{-3} moles/m²/yr for the laboratory and field tests, respectively. These oxygen fluxes correspond to an efficiency of approximately 99% compared to the uncovered reactive tailings.

The efficiency of the cover with respect to limiting the production of contaminants was evaluated in the laboratory and in the field. Field and laboratory results (after 300 days of testing) were similar for Fe, Zn, Cu, and Al (95 to 100%). However, the CCBE was not able to reduce Fe and Zn concentrations to below the regulatory limits imposed in Quebec, Canada in either the lab or the field.

This study showed that the previous oxygen flux design targets proposed in the literature for fresh non-oxidized tailings may not always be directly applicable to fresh or pre-oxidized highly reactive tailings. Therefore, there is a need to better select oxygen flux targets for highly reactive tailings. In the case of the LaRonde mine, it would be possible to increase the performance of the CCBE to control oxygen migration. This improvement may consist of either increasing the thickness of the MRL, changing the hydrogeological properties of the cover materials, or adding a passive treatment polishing step [50–52].

Finally, differences between testing scales were observed for metal and sulfate concentrations measured in the drainage waters. Typically, concentrations in the columns were higher at the beginning of the tests. But over time, laboratory concentrations became lower compared to field concentrations. This difference at the beginning of the test could be due to the initial geochemical conditions of the reactive tailings placed in the columns. In the field, the reactive tailings were introduced into the cell just after sampling, while, in the laboratory, the reactive tailings were submerged in water for several weeks prior to the column's construction. Differences in the hydrological and gas-transport conditions (e.g., water infiltration and oxygen supply), and physical factors (e.g., temperature, low liquid to solid ratio (LSR), and contact times between liquid and solid phases) between the two scales could also have an impact on the release rates of contaminants [53,54].

6.8 Acknowledgments

The authors would like to acknowledge the partners of the UQAT-Polytechnique Research Institute on Mines and the Environment (RIME), as well as the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Site Reclamation for their financial support. The LaRonde mine environmental team is thanked for their involvement and collaboration throughout the project. The Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale (URSTM) staff is thanked for their technical assistance.

6.9 References

1. Aubertin, M.; Chapuis, R.P.; Aachib, M.; Bussière, B.; Ricard, J.F.; Tremblay, L. Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. In *Ecole Polytechnique de Montréal*; Rapport NEDEM/MEND: Ottawa, ON, Canada, **1995**.

2. Ricard, J.F.; Aubertin, M.; Firlotte, F.W.; Knapp, R.; McMullen, J. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, Canada, 31 May–6 June **1997**; pp. 1515–1530.
3. Ricard, J.F.; Aubertin, M.; Garand, P. Performance d'un recouvrement multicouche au site Barrick-Bousquet de Les Terrains Aurifères. In *the 20th Symposium on Wastewater*, Delisle, C.E., Bouchard, M.A., Eds.; Collection Environnement de l'Université de Montréal: Montréal, Canada, **1997**; Volume 10, pp. 291–305.
4. Aachib, M.; Aubertin, M.; Chapuis, R.P. Essais en colonne sur des couvertures avec effets de barrière capillaire. In Proceedings of the 51st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton, AB, Canada, 4–7 October, **1998**; Volume 2, pp. 837–844.
5. Bussière, B.; Benzaazoua, M.; Aubertin, M.; Mbonimpa, M. A laboratory study of covers made of low sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environ. Geol.* **2004**, *45*, 609–622, doi: 10.1007/s00254-003-0919-6.
6. Kalonji-Kabambi, A.; Bussière, B.; Demers, I. Hydrogeological Behaviour of cover with Capillary Barrier Effect made of Mining Materials. *Geotech. Geol. Eng. J.* **2017**; *35*, 1199–1220.
7. Pabst, T.; Bussière, B.; Aubertin, M.; Molson, J. Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro geochemical assessment. *J. Contam. Hydrol.* **2018**, *214*, 39–53, doi:10.1016/j.jconhyd.2018.05.006.
8. Maqsoud, A.; Bussière, B.; Turcotte, S.; Roy, M. Performance Evaluation of Covers with Capillary Barrier Effects under Deep Groundwater Conditions Using Experimental Cells. In Proceedings of the Géo Ottawa Conference, Ottawa, ON, Canada, 1–4 October, **2017**; p. 256.
9. Larochelle, C.G.; Bussière, B.; Pabst, T. Acid-generating waste rocks as capillary break layers in covers with capillary barrier effects for mine site reclamation. *Water Air Soil Pollut.* **2019**, *230*, 57, doi: 10.1007/s11270-019-4114-0.
10. Yanful, E.K. Engineering soil covers for reactive tailings management: Theoretical concepts and laboratory development. In Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, QC, Canada, 16–18 September, **1991**; pp. 461–485.
11. Dagenais, A.-M.; Aubertin, M.; Bussière, B.; Martin, V. Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. In Proceedings of the Post-Mining, Nancy, France, 16–17 November **2005**.
12. Demers, I.; Bussière, B.; Benzaazoua, M.; Mbonimpa, M.; Blier, A. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Miner. Eng.* **2008**, *21*, 317–329.
13. Pabst, T.; Aubertin, M.; Bussière, B.; Molson, J. Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. *Water Air Soil Pollut.* **2014**, *225*, 1841, doi: 10.1007/s11270-013-1841-5.
14. Pabst, T.; Molson, J.; Aubertin, M.; Bussière, B. Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer Cover. *Appl. Geochem.* **2017**, *78*, 219–233.
15. Aubertin, M.; Bussière, B.; Chapuis, R.D.; Barbera, J.M. Construction of experimental cells with covers on acid producing tailings. In Proceedings of the 49th Canadian Geotechnical Conference, St-John's, NL, Canada, 23–25 September, **1996**; pp. 655–662.
16. Aubertin, M.; Bussière, B.; Barbera, J.M.; Chapuis, R.P.; Monzon, M.; Aachib, M. Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, BC, Canada, 31 May–6 June **1997**; Volume 2, pp. 715–730.
17. Adu-Wusu, C.; Yanful, E.K. Performance of engineered test covers on acidgenerating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Can. Geotech. J.* **2006**, *43*, 1–18.

18. Bussière, B.; Aubertin, M.; Mbonimpa, M.; Molson, J.; Chapuis, R. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Can. Geotech. J.* **2007**, *44*, 245–265.
19. Demers, I.; Bussière, B.; Benzaazoua, M.; Mbonimpa, M. Preliminary optimization of a single-layer cover made of desulfurized tailings: Application to the Doyon Mine tailings impoundment. *SME Trans.* **2009**, *326*, 21–33.
20. Demers, I.M.; Bouda, M.; Mbonimpa, M.; Benzaazoua, D.; Bois, M.; Gagnon, M. Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerals Eng.* **2015**, *76*, 117–125.
21. Plante, B.; Bussière, B.; Benzaazoua, M. Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. *J. Geochem. Explor.* **2014**, *137*, 37–47, doi:10.1016/j.gexplo.2013.11.004.
22. Kalonji-Kabambi, A.; Bussière, B.; Demers, I. Hydrogeochemical behavior of reclaimed highly reactive tailings, Part 1: Characterization of reclamation materials. *Miner. J.* **2020**, *10*, 596.
23. Bussière, B.; Nicholson, R.V.; Aubertin, M.; Servant, S. Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: Column tests investigation. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, Canada, 31 May–6 June, **1997**; volume 2, pp. 763–778.
24. Aachib, M. Étude en Laboratoire de la Performance de Barrières de Recouvrement Constituées de Rejets Miniers Pour Limiter le DMA. Ph.D. Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, **1997**.
25. Dagenais, A.M. Techniques de Contrôle du Drainage Minier Acide Basées sur les Effets Capillaires. Ph.D. Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, **2005**.
26. Kalonji-Kabambi, A. Évaluation de la Performance des Recouvrements en Matériaux Miniers Pour la Restauration d'un parc à Résidus Miniers Hautement Reactifs. Ph.D. Thesis, École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue), Rouyn-Noranda, QC, Canada, **2020**.
27. Kalonji-Kabambi, A.; Demers, I.; Bussière, B. Short term in situ performance of a CCBE made entirely of mining materials to control acid mine drainage. In Proceedings of the 12th International Conference on Mine Closure, Leipzig, Germany, 3–7 September **2018**.
28. Elberling, B.; Nicholson, R.V.; Reardon, E.J.; Tibble, P. Evaluation of sulphide oxidation rates: A laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Can. Geotech. J.* **1994**, *31*, 375–383, doi: 10.1139/t94-045.
29. Elberling, B.; Nicholson, R.V. Field Determination of Sulphide Oxidation Rates in Mine Tailings. *Water Resour. Res.* **1996**, *32*, 1773–1784.
30. Elberling, B.; Langdahl, B.R. Natural heavy-metal release by sulphide oxidation in the High Arctic. *Can. Geotech. J.* **1998**, *35*, 895–901, doi: 10.1139/T98-047.
31. Elberling, B. Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrostaffected area. *Water Resour. Res.* **2001**, *37*, 99–107, doi: 10.1029/2000WR900259.
32. Dagenais, A.-M.; Mbonimpa, M.; Bussière, B.; Aubertin, M. A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotech. Test. J.* **2012**, *35*, doi: 10.1520/GTJ103621.
33. Yanful, E.K. *Development of Laboratory Methodology for Evaluating the Effectiveness of Reactive Tailings Covers*; Final report; Centre de Technologie Noranda: Pointe-Claire, QC, Canada, **1991**.
34. Millington, R.J.; Shearer, R.C. Diffusion in aggregated porous media. *Soil Sci.* **1971**, *111*, 372–378.
35. Aachib, M.; Aubertin, M.; Mbonimpa, M. Laboratory Measurements and Predictive Equations for Gas Diffusion Coefficient of Unsaturated Soils. In Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHC-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Niagara Falls, ON, Canada, 20–23 October, **2002**; pp. 163–172.

36. Aachib, M.; Mbonimpa, M.; Aubertin, M. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in the unsaturated media, with applications to soil covers. *Water Air Soil Pollut.* **2004**, *156*, 163–193.
37. Mbonimpa, M.; Aubertin, M.; Dagenais, A.-M.; Bussière, B.; Julien, M.; Kissiova, M. Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers. In Proceedings of the 55th Canadian geotechnical conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS groundwater specialty conference, Niagara Falls, ON, Canada, 20–23 October, **2002**; pp. 147–154.
38. Mbonimpa, M.; Aubertin, M.; Aachib, M.; Bussière, B. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Can. Geotech. J.* **2003**, *40*, 916–932.
39. Mbonimpa, M.; Aubertin, M.; Bussière, B. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: Interpretation and numerical assessment. *Can. Geotech. J.* **2011**, *48*, 878–890.
40. Ullom, W.L. Soil gas sampling. In *Handbook of Vadose Zone Characterization & Monitoring*; Wilson, L.G., Everett, L.G., Cullen, S.J., Eds.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, **1995**; pp. 555–567.
41. Bussière, B.; Nicholson, R.V.; Aubertin, M.; Benzaazoua, M. Evaluation of the effectiveness of covers built with desulfurized tailings for preventing Acid Mine Drainage. In Proceedings of the 50th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, ON, Canada, 20–22 October, **1997**; pp. 17–25.
42. Aubertin, M.; Bussière, B.; Monzon, M.; Joanes, A.M.; Gagnon, D.; Barbera, J.M.; Aachib, M.; Bédard, C.; Chapuis, R.P.; Bernier, L. *Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II, Essais en place*; Rapport de Recherche, Projet CDT P1899.NEDEM/MEND 2.22.2c.: Ottawa, ON, Canada, **1999**.
43. Nicholson, R.V.; Gillham, R.W.; Reardon, E.J. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochim. Cosmochim. Acta* **1988**, *52*, 1077–1085.
44. Nicholson, R.V.; Gillham, R.W.; Cherry, J.A.; Reardon, E.J. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.* **1989**, *26*, 1–8.
45. Akindunni, F.F.; Gillham, R.W.; Nicholson, R.V. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Can. Geotech. J.* **1991**, *28*, 446–451.
46. Morel-Seytoux, H.J. L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *Hydrol. Cont.* **1992**, *7*, 117–128.
47. Aubertin, M.; Bussière, B.; Aachib, M.; Chapuis, R.P.; Crespo, J.R. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie* **1996**, *1*, 3–13.
48. Tibble, P.A.; Nicholson, R.V. Oxygen consumption on sulphide tailings and covers: Measured rates and applications. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, Canada, 31 May–6 June, **1997**; volume 2, pp. 647–661.
49. Nastev, M.; Aubertin, M. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec. In Proceedings of the 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, QC, Canada, 15–18 October, **2000**; pp. 311–318.
50. Neculita, C.M.; Zagury, G.J.; Bussière, B. Passive treatment of AMD in the bioreactors using sulfate-reducing bacteria: Critical review and research needs. *J. Environ. Qual.* **2007**, *36*, 1–16.
51. Genty, T.; Bussière, B.; Zagury, G.J.; Benzaazoua, M. Passivetreatment of high iron acid mine drainage using sulphate reducing bacteria: Comparison between eight biofilter mixtures. Wolkersdorfer & Freud. In Proceedings of the IMW A, Sydney, NS, Canada, 5–9 September **2010**.
52. Skousen, J.; Zipper, C.E.; Rose, A.; Ziemkiewicz, P.F.; Naim, R.; McDonald, L.M.; Kleinmann, R.L. Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water and the Environ.* **2017**, *36*, 133–153.
53. Amos, R.T.; Blowes, D.W.; Bailey, B.L.; Sego, D.C.; Smith, L.; Ritchie, A.I.M. Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Appl. Geochem.* **2015**, *57*, 140–156.

54. RoyChowdhury, A.; Sarkar, D.; Datta, R. Remediation of acid mine drainage impacted water. *Curr. Pollut. Rep.* **2015**, *1*, 131–141, doi: 10.1007/s40726-015-0011-3.

CHAPITRE 7 ARTICLE 4: IN SITU MONITORING OF AN INCLINED COVER MADE WITH MINE WASTE MATERIALS TO CONTROL WATER INFILTRATION ON A REACTIVE WASTE ROCK DIKE

Cet article est soumis à la revue *Journal of Contaminant Hydrology*

Alex Kalonji-Kabambi^a, Bruno Bussière^a, Isabelle Demers^a

^aUQAT-Polytechnique Research Institute on Mine and Environment (RIME), Canada

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 blvd. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

7.1 Abstract

The development of a cover for inclined acid-generating areas, such as the external face of dykes and the slope of waste rock piles, is undoubtedly one of the biggest technical reclamation challenges at several mine sites. The LaRonde mine site, owned and operated by Agnico Eagle Mines (Quebec, Canada) is currently engaged to identify an optimal reclamation scenario for the Dyke 1 of its acid-generating tailings storage facilities. One of the promising reclamation options for controlling water infiltration in the acid-generating waste rock on the Dyke 1 is the use of an inclined cover built with available mine waste materials. An instrumented inclined cell with an inclination angle of 18.3 degrees was built on a slope of this dyke to validate if low sulfide tailings and non potentially acid-generating waste rock can be used as cover material to reclaim the Dyke 1. The instrumented inclined cell was monitored for 3 years (2017 to 2019) using volumetric lysimeters, suction sensors, and volumetric water content sensors. The monitoring was done under natural climatic conditions and artificial wetting events. Under natural conditions, less than 1% (5 mm) of incident rainfall percolated in the volumetric lysimeters installed along the slope of the inclined cell. Under controlled conditions associated with artificial wetting events of 6.4 mm/h over a period of 12 hours, net percolation values between 1 and 9% (4 to 60 mm) of the sum of incident precipitation were measured. The distance between the top of the cell and the Down Dip Limit (DDL) point was greater than the slope length of the cover under natural conditions and the

DDL point moved from the bottom toward the top to reach values between 12 to 20 m from the top of the slope when the wetting events were applied on the cover. These results confirmed the suitability of mining materials as an inclined cover material to control water infiltration in reactive mine waste rocks.

Keywords

Inclined cover, acid mine drainage, dyke reclamation, field cell tests, water infiltration, mine waste materials.

7.2 Introduction

Acid mine drainage (AMD) from sulfide mine wastes is a critical environmental problem facing the mining industry (e.g., Blowes et al., 2003; 2014; Rimstidt and Vaughan, 2003; Nordstrom et al., 2015). Reclamation methods often used to control the generation of AMD aims at limiting the availability of one or more of the three main components associated with oxidation reactions of sulfides minerals: water, oxygen and sulfides (e.g., SRK, 1989; Aubertin et al., 2002; Lottermoser, 2010). AMD control methods are usually adapted to the needs and conditions of the mine site to be reclaimed (climate, water balance, size of mine site, material availability, reactive tailings or waste rock) in order to obtain the best performance for the lowest possible costs (Wilson et al., 1997; Aubertin et al., 1997a). Another important aspect is the geometry of the site that can influences the performance of the systems installed to control AMD (Aubertin et al., 1997b; Zhan et al. 2001; Bussière et al., 2003). Hence, the reclamation of inclined portion of mine sites must be addressed in a specific manner to optimize mine site reclamation. The development of a cover for an inclined acid-generating areas, such as the external face of dykes (15° to 20° of angle) and the slope of waste rock piles, where the angle can reach 35° (eg., Aubertin et al., 2016), is undoubtedly one of the biggest technical challenges at several mine sites.

In humid climates, despite the large volumes of water coming from precipitation, one option for the inclined portions of the tailings storage facilities (TSF) and waste rock piles (WRP) consists in controlling water infiltration to reactive mine wastes (Aubertin et al., 2009). Inclined covers made of natural materials with low saturated hydraulic conductivity have been used to control water infiltration on some WRP (e.g., Yanful et al., 1993, O'Kane et al., 1998). The average measured infiltration from lysimeters placed at the base of the cover system was in the range of 2 to 5% of precipitation. Another option to divert water and control water infiltration is by the use of the

capillary barrier effects (Frind et al., 1976; Ross, 1990; Stormont, 1995ab, Aubertin et al., 2009). In recent years, various researchers have evaluated the influence of different parameters (e.g., type of material, inclination and length of the slope, and recharge rate) on the performance of inclined capillary barrier covers to control water infiltration using analytical equations that represents water movement (Steenhuis et al., 1991; Morel-Seytoux, 1994; Stormont, 1995ab; Parent et Cabral, 2006; Bussière et al., 2007). Other studies were performed to better understand the impact of these parameters of influence on the hydrogeological behavior of inclined capillary barriers using laboratory infiltration tests and numerical modelling (Bussière et al., 1998, 2003; Kämpf et al., 2003; Tami et al., 2004; Aubertin et al., 2009; Qian et al., 2010; Ng et al., 2015). Results show that the thickness of layers plays a critical role in governing the performance of the capillary barrier to divert water. The system performance was also shown to be extremely sensitive to the hydraulic functions of cover materials. Investigation of the performance of inclined capillary barriers to divert water under high precipitation-intensity and high evaporation conditions was conducted by Li et al. (2013) and Zhan et al. (2014). The main results show that inclined capillary barrier covers made of natural materials perform well under both prolonged light rainfall and short time heavy rainfall conditions; low amounts of percolated water were recovered after a breakthrough in the capillary barrier under prolonged heavy rainfalls. Some field studies related to the capacity of inclined capillary barrier covers to control water infiltration can be found in the literature. Abdolazadeh et al. (2011) assessed the performance of inclined capillary barrier covers to control percolation into a waste disposal facility, and a comparison between observed diversion length of the capillary barrier and predictions with steady state and transient state numerical modeling was realised by Lacroix-Vachon et al. (2015). Hopp et al. (2011) used field tests and numerical modeling to study the mechanisms that produce lateral subsurface flow and vertical percolation in an inclined cover system. Studies were conducted by Rahardjo et al. (2012) to evaluate the performance of an instrumented slope covered by a capillary barrier cover system to divert water, and consequently, to improve slope stability.

Results of most of these studies showed that the hydrogeological behavior of an inclined cover and its ability to reduce the infiltration of water depend on several parameters, including thickness and length of cover layers, slope angle, unsaturated hydrogeological properties of materials, and climate conditions. Given the high number of parameters that influence inclined capillary barrier covers, the general conclusion is that there is no "one-size-fits-all" approach for designing such

covers and that lab and intermediate field tests should be performed before applying the technology at the real scale.

The objective of this article is to assess the hydrogeological behavior of a field experimental cell simulating an inclined capillary barrier cover made entirely of mine wastes materials to control water infiltration on a reactive waste rock dyke at the LaRonde mine site. First, the design, construction and instrumentation of the inclined field experimental cell are presented. Then, the hydrogeological behavior of the inclined cover is presented using 1) matric suction (ψ) and volumetric water content (θ) measurements, 2) percolation rate into volumetric lysimeters located along the slope into the underlying reactive waste rock layer and 3) runoff and lateral percolation measurements for the different layers. The inclined cover was monitored under natural conditions and artificial wetting events conditions that simulate important precipitation events. Finally, the water balance calculation, the capacity of the inclined cover to control water infiltration, and the water diversion capacity of the inclined cover system are addressed in a discussion section.

The main originality of this study is related to the use of mining materials in an inclined cover used to control water infiltration on reactive waste rocks. If the approach is demonstrated successful, it could be applied to other sites and help reducing the footprint of mine sites by limiting the use of natural soil in covers used to control water infiltration into reactive mine wastes.

7.3 Description of the inclined experimental cell and monitoring

7.3.1 Location of the site and problem statement

The LaRonde mine site, owned and operated by Agnico Eagle Mines (AEM, Canada), is located approximately 47 km west of Rouyn-Noranda, Quebec, Canada (48° 15' 16" N, 78° 26' 4" W). The polymetallic LaRonde deposit produces copper and zinc concentrates and gold and silver lingots. The mine generates approximately 2.4 Mt of acid-generating tailings annually, disposed of in a 165 ha TSF (see Fig. 7.1A). LaRonde tailings have highly acid-generating potential (AP) and negative net neutralization potential (NNP) of the order of 531 kg CaCO₃/t and -528 kg CaCO₃/t, respectively (see Kalonji-Kabambi, 2020 for details).



Figure 7.1 Acid generating LaRonde tailings storage facility.

The LaRonde mine site is currently engaged in a process to identify an optimal reclamation scenario for its acid-generating TSF. One of the promising options for controlling AMD generation in the LaRonde TSF is the use of a cover with capillary barrier effects (CCBE) made with low-sulfide mine wastes. Technically, this option can not be extended on the 1.5 km of the Dyke 1 built in 1988 with acid-generating waste rocks (Fig. 7.1B). Moreover, the Dyke 1 is considered hydraulically separated from the horizontal part of the LaRonde TSF. One of the reclamation options for controlling water infiltration in the AMD waste rock on the Dyke 1 is the use of a inclined cover built with available mine waste materials.

7.3.2 Construction of the inclined experimental cell

An instrumented inclined experimental cell was built on a portion of Dyke 1 in the Fall of 2016. The inclined cell has a length of about 20 m, a width of 10 m and a cover inclination angle of approximately 18.3 degrees. To construct the cell, a hydraulic excavator was used to remove larger boulders of waste rock on Dyke 1 (see Figs. 7.2a,b). Four 2 m × 2 m × 0.1 m volumetric lysimeters placed 4 m apart (with the first located at 4 m from the top) were installed at the base of the experimental inclined cell along the slope (see Fig. 7.2c). The volumetric lysimeters were filled with the surrounding LaRonde waste rock and placement density was the same as the material outside the lysimeters. The experimental cell cover is made of (from bottom to top): the reactive waste rock that constitute Dyke 1 which were used as bottom capillary break layer (CBL), low sulfide tailings (TG) as 0.8 m fine-grained layer placed over the reactive waste rock, and non-acid-generating waste rock (WL) to create a 0.3 m top CBL (see Fig. 7.3).

The material was compacted in successive layers to ensure uniform density. Samples were taken during the construction of the fine-grained layer with a cylindrical ring of known volume for quality control of the material. The main controlled parameters were the porosity (n) and initial gravimetric water content (w). The TG tailings layer had an initial w ranging from 13.8% to 14.4% and a n ranging from 0.32 to 0.35. In situ dry density and initial w were also measured with a nucleodensimetre in the WL layer. The initial w and dry density in the WL waste rock layer ranging from 3.3% to 4.2% and from 2000 to 2400 kg/m³, respectively. The sides of the cell were sloped with a hydraulic excavator to obtain the desired size and geometry (see Fig. 7.3).



Figure 7.2. Photos illustrating construction of the inclined experimental cell.

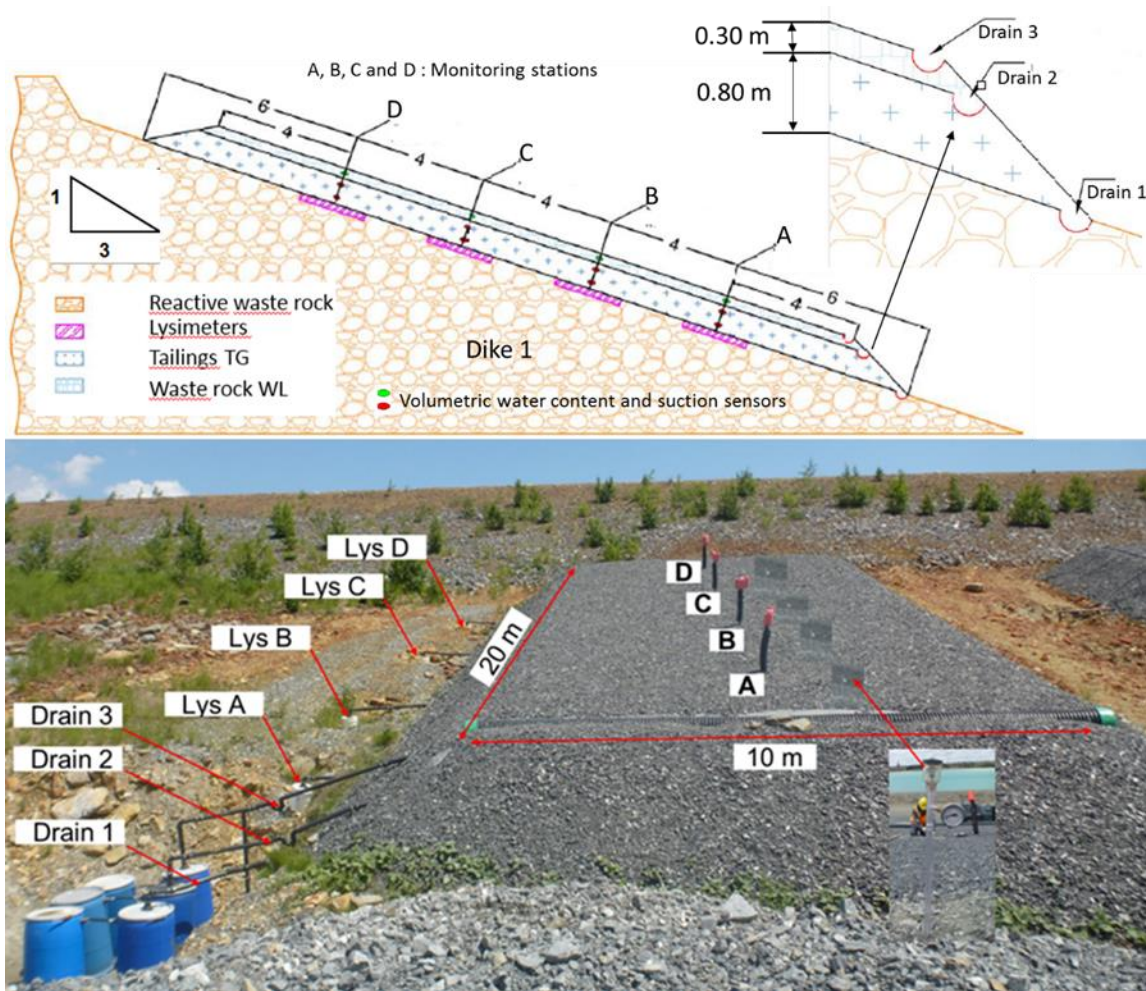


Figure 7.3. Design and final configuration of the experimental cell with instrumentation location.

7.3.3 Monitoring and top boundary conditions

7.3.3.1 Intrumentation

The water balance of a cover system is a key component of the performance assessment of any cover system used to control water infiltration (Albright et al., 2010). The water balance of a sloping cover system can be described by the following equation (Meiers et al., 2009):

$$\text{PPT} = \text{R} + \text{AE} + \text{NP} + \Delta\text{S} + \text{LP} \quad [7.1]$$

where: PPT is precipitation, R is surface runoff, ΔS is the change in water storage within the cover material, NP is the net percolation, LP is lateral percolation or interflow, and AE is the actual evaporation (often deduced from the other components of the water balance). The meteorological

parameters obtained from Environment Canada's meteorological station at Val d'Or airport (located approximately 50 km south-east of the LaRonde mine site) included rainfall, relative humidity, wind speed, air temperature and wind direction.

The changes in θ with time is used to calculate water storage variations (ΔS) by integrating θ at 0.50 and 0.70 m depths in the fine-grained material during the monitoring period (e.g., Benson et al., 2001; Albright et al., 2004; Waugh et al., 2008; Knidiri et al., 2016). Four monitoring stations were installed along the slope near the central axis of the cell and above the volumetric lysimeters (see Figs. 7-2d and 7-3) to assess variations in θ and ψ at three different strategic depths: in the WL waste rock layer (-0.20 m) and near the top and bottom of the fine-grained layer (-0.50 and -0.70 m) (see Fig. 7-3). 5TM and GS3 sensors (Decagon Devices, Inc.) were used to monitor θ in tailings and waste rock layers, respectively. The 5TM and GS3 probes were calibrated for each material to improve measurement accuracy. When calibrated with a specific material, both probes have an accuracy of $\pm 0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ for a range of 0 to 100% humidity (see Kalonji-Kabambi, 2020 for details). The volumetric water content sensor was connected to an EM-50 datalogger for automatic data recording. The measurement interval was fixed at four hours for θ . Watermark probes (IRROMETER Compagny, Inc.) were used to monitor ψ in the different layers and were placed close to volumetric water content sensors. Four Jet Fill tensiometers (2725ARL of SOILMOISTURE EQUIPMENT CORP) were also used to measure suction just above the interface between the reactive waste rock and the TG tailings layers (at 1 m next to each monitoring station). This type of sensor is known as being more sensitive and precise than the Watermark probes (Bulut and Leong, 2008). Suction near the interface is of interest to validate the presence of capillary barrier effects at the interface. Indeed, when the water pressure exceeds the water-entry value (WEV) (or water-entry pressure) of the underlying coarse-grained material, a breakthrough of the capillary break occurs, and the cover is no longer effective in controlling water percolation (Ross, 1990; Steenhuis et al., 1991; Aubertin et al., 2009). The measurement range and accuracy of Watermark probes are 0 to 200 kPa and 1 kPa, respectively. The measurement range of Jet Fill tensiometers is 0-100 kPa with an accuracy of 0.5-1 kPa. The ψ values were taken manually every two weeks.

Percolation was measured by weekly sampling of the volumetric lysimeters (Figs. 7.2c and 7.3) while surface runoff and lateral percolation (in the slope direction) were measured also weekly using drainage systems (Figs. 7.2e,f). Surface runoff, lateral percolation and net percolation water

were conveyed through pipes to buckets and barrels in order to quantify the water volume (Fig. 7.3). The percolation water in the volumetric lysimeters was also used to estimate the location where capillary barrier effects disappear and where the cover is no longer effective to divert water (called Down Dip Limit, DDL point).

7.3.3.2 Top boundary conditions applied to the inclined experimental cell

The hydrogeological behavior of the inclined experimental cell was monitored from May 2017 to October 2019. The monitoring was performed under natural conditions and under controlled conditions simulating artificial wetting events. Wetting events (in 2018 and 2019) were carried out to better assess the diversion capacity of the cover when important precipitation events occur. Two wetting events were applied based on data of the intensity, duration and frequency of short-term rainfall events at the Rivière Heva station (19 km from the mine site) published on the Environment Canada web site. In August 2018, an artificial wetting event of 77 mm over a period of 12 hours (or 6.4 mm/h) was applied, and in July 2019, the artificial wetting event applied was of 76 mm over a period of 8 hours (or 9.5 mm/h). They both correspond to precipitation events with a return period between 50 and 100 years.

The wetting events were simulated using drip irrigation tubes installed on the inclined cover surface and connected to a water supply pipe (Fig. 7.4a). The water used was pumped from a basin located close the experimental set up (Figs. 7.4b,c,d).

A total of 40 drip irrigation tubes separated by 50 cm were used. Two water filters (ACTION MACHINING Inc) placed in parallel and an electronic flow meter (ABB PROCESSMASTER) were installed at the entrance of the irrigation system to filter and to quantify the volume of water added (Fig. 7.4b). During the application of the artificial wetting events, the measurement interval was fixed at 5 minutes for θ and the ψ values were taken manually every 15 minutes.



Figure 7.4 Photos illustrating the drip irrigation tubes on the inclined experimental cell

7.4 Materials properties

7.4.1 Characterization methods

The grain size distribution (GSD) of TG was determined using a Malvern Mastersizer laser particle size analyser (Lee Black et al., 1996). The GDS of WL was determined by mechanical sieving according to ASTM standard D422 (ASTM, 2007) for particles larger than 425 μm , and using laser particle size analyser for finer grain sizes. The specific gravity (G_s) of each material was determined by a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330) according to ASTM standard D5550-14 (ASTM, 2014).

TG saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) was evaluated using a standard rigid-wall permeameter according to ASTM standard D5856 (ASTM, 2007). WL k_{sat} was measured using the constant head permeability test in large high-density polyethylene (HDPE) columns (80 cm in height and 30 cm in diameter) using the method proposed by Peregoedova et al. (2013). TG water retention curve (WRC) was determined using a pressure cell (Tempe Cell) following ASTM D3152-72 (ASTM, 2000). WL WRC was obtained through column drainage tests following the procedure proposed by Peregoedova et al. (2014). Experimental data of both materials were fitted with the Retention Curve (RETC) software (van Genuchten et al., 1991) using the van Genuchten (1980) model.

7.4.2 Cover materials properties

The main physical and hydrogeological characterization results are presented in Table 7.1. According to USCS classification (McCarthy, 2007), the GDS of TG and WL were typical of plastic silt (ML) and well-graded sand (SW), respectively. G_s values of TG and WL were of 2.7 and 2.8, respectively. The k_{sat} values obtained during the permeability tests ranged from 2×10^{-2} cm/s ($n = 0.35$) for WL and 5×10^{-5} cm/s ($n = 0.45$) for TG. The air entry values (AEV), obtained from the materials WRCs, were 2.5 ($n = 0.43$) and 0.003 m ($n = 0.35$) of water for the TG and WL, respectively. The suction (ψ_r) at residual volumetric water content (θ_r) values were of the order of 50 and 0.15 m of water for the TG and WL, respectively. The WEV of the LaRonde reactive waste rock, defined in a previous study, was about 2 kPa (Kalonji-Kabambi, 2014).

Tableau 7.1 Physical and hydrogeotechnical properties of the cover materials.

Parameters		Low-sulfide tailings (TG)	Waste rock (WL)
Physical and hydrogeological properties	Units		
D ₁₀	mm	0.0026	0.165
D ₅₀	mm	0.016	10
D ₆₀	mm	0.022	15
G_s	-	2.68	2.76
n (in field)	-	0.31-0.35	0.25-0.30
θ_r	m ³ /m ³	0.07	0.05
k_{sat}	cm/s	5×10^{-5}	2×10^{-2}
AEV	kPa	25	0.03
ψ_r	kPa	500	1.5

D_x-particle diameter corresponding to x% passing in the cumulative grain-size distribution, θ_r - residual volumetric water content, n-porosity and -: dimensionless parameter

7.5 Main field results

7.5.1 Climatic conditions

The average daily air temperatures and daily precipitations close to the site area measured during the testing period (May 2017 to October 2019) are shown in Figure 7.5. The highest and lowest average daily air temperatures were 26 °C and -34 °C respectively, with an average temperature during the active monitoring periods (May to October) of 15 °C. The average cumulative annual precipitation at the site was 985 mm, with approximately 70% under rainfall and 30% under snow

form². The liquid precipitation in 2017, 2018 and 2019 including artificial wetting events (in 2018 and 2019) were 579, 733 and 603 mm, respectively.

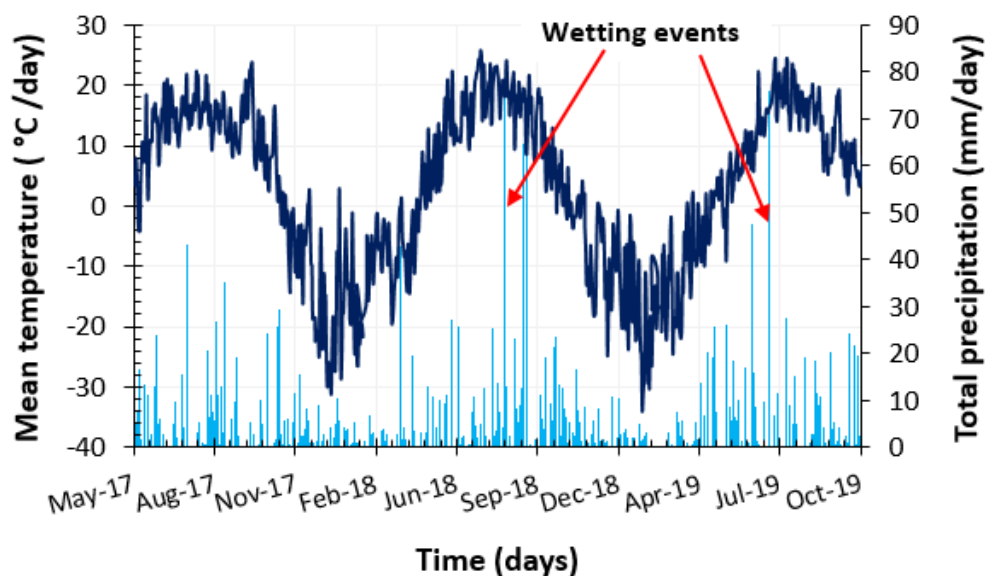


Figure 7.5. Daily mean temperature and total precipitation around the site area.

7.5.2 Hydrogeological behavior under natural conditions

7.5.2.1 Volumetric water content measurements

Figure 7.6 shows θ values in the cover materials for the different monitoring stations from May 2017 to October 2019. The overall behavior can be summarized as follow. In spring (May), θ values were higher due to snowmelt. In summer (July and August) θ values tended to decrease and stabilized at values that varied depending on the measuring stations. In the fall (September-October), θ values in the TG layer tended to increase due to more frequent precipitation events. The θ measured by the probes in the winter periods corresponded to unfrozen volumetric water content; this explains the significant drops during the winter period where part of the water is transformed into ice.

A more detailed description of θ evolution at the different monitoring stations during the active monitoring period (when the cover is unfrozen) shows that at station A (bottom of the slope), θ

² http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html

values varied between 0.28 and 0.35 at the bottom of the TG layer, 0.15 and 0.30 at the top of TG layer and between values of 0.05 and 0.15 in the WL layer. The θ average value for station A was 0.32 at the bottom of the TG layer, 0.23 at the top of this same layer and 0.10 in the WL layer. At station B, θ values varied between 0.16 and 0.32 in the TG layer, with no significant difference between the bottom and the top of the layer, and between 0.05 and 0.16 near the WL layer. The average θ value for station B was 0.24 in the TG layer and 0.11 in the WL layer.

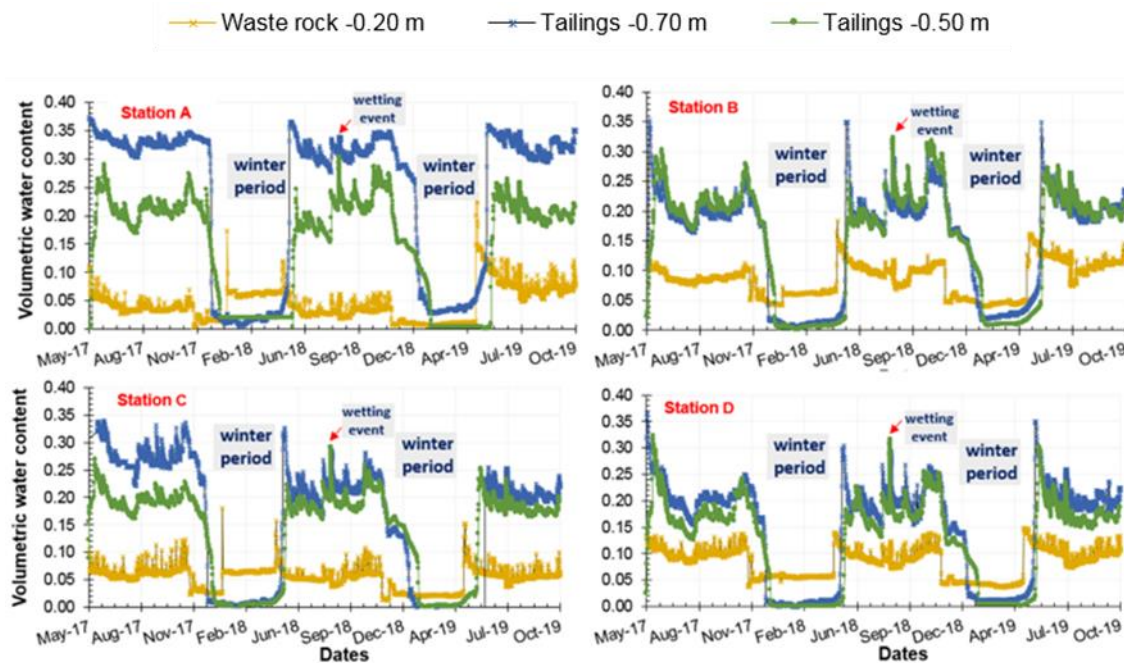


Figure 7.6. Volumetric water content evolution at depths of 0.20, 0.50 and 0.70 m for the 4 monitoring stations in the inclined experimental cell ; station A located near the bottom of the slope and station D near the top of the slope.

At station C, θ values varied between 0.16 and 0.32 in the TG layer and between values of 0.03 and 0.12 in the WL layer with several peaks alone. The average θ value for station C was 0.24 in the TG layer and 0.08 in the WL layer. At station D, θ varied typically between values of 0.13 and 0.32 in the TG layer and between values of 0.05 and 0.14 in the WL layer. The θ average value for station D was 0.23 in the TG layer and 0.01 in the WL layer.

7.5.2.2 Matric suction measurements

Figure 7.7 gives an overview of ψ values measured in different layers over the testing period. The values at 0.20, 0.50 and 0.70 m depth were measured with Watermark probes while at 1.00 m depth Jet Fill tensiometers were used. Suctions were not measured at 1 m depth in 2019 due to technical problems with tensiometers. Average ψ values lower than 20 kPa are measured in the TG layer at the different monitoring stations and for the 3 years of monitoring, with the exception of station D where some ψ values approached 20 kPa between July and August 2017 and 2018. Near the top of the WL layer that is subjected to evaporation, the maximum ψ values measured reached 29, 50 and 26 kPa, respectively in 2017, 2018 and 2019. For the 3 years of monitoring, the average ψ values for stations A, B, C and D were respectively 11, 12, 14 and 16 kPa in the TG layer and 13, 14, 12 and 16 kPa in the WL layer.

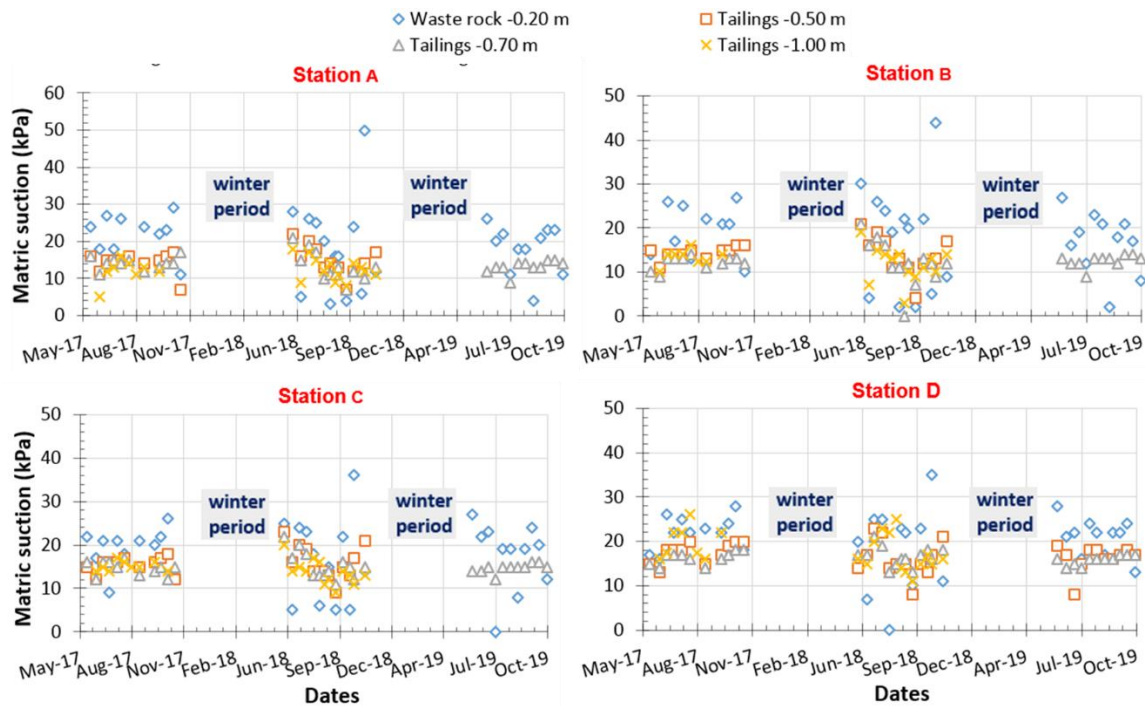


Figure 7.7. Suction values measured over the testing period by Watermark probes (Waste rock - 0.20 m, Tailings -0.50 m, and Tailings -0.70 m) and Jet Fill tensiometers (Tailings -1.00 m).

Average ψ values slightly increased from bottom of the slope (station A) to top of the slope (station D) in both layers of the inclined cover. The ψ values near the interface between the reactive waste rock and the TG layer (1.0 m depth) are greater (average of 12 kPa) than the WEV of the reactive waste rock (about 2 kPa). It is worth mentioning that the trend in matric suction at the depth of 1.0

m (close to the interface between the fine-grained layer and bottom CBL, measured with the Jet Fill tensiometer) and at the depth of 0.70 m (measured with Watermark probes) was generally similar for the four stations.

7.5.3 Hydrogeological behavior during wetting events

7.5.3.1 Volumetric water content measurements

The evolution of θ values in the different layers of the experimental cell before, during and after the simulated wetting events is presented in Figure 7.8. As can be observed, the evolution of θ was similar for the two artificial wetting events. Indeed, during the two wetting events, the probes located at 0.20, 0.50 and 0.70 m depth of all monitoring stations were affected but with a slightly different kinetic (see Fig. 7.9).

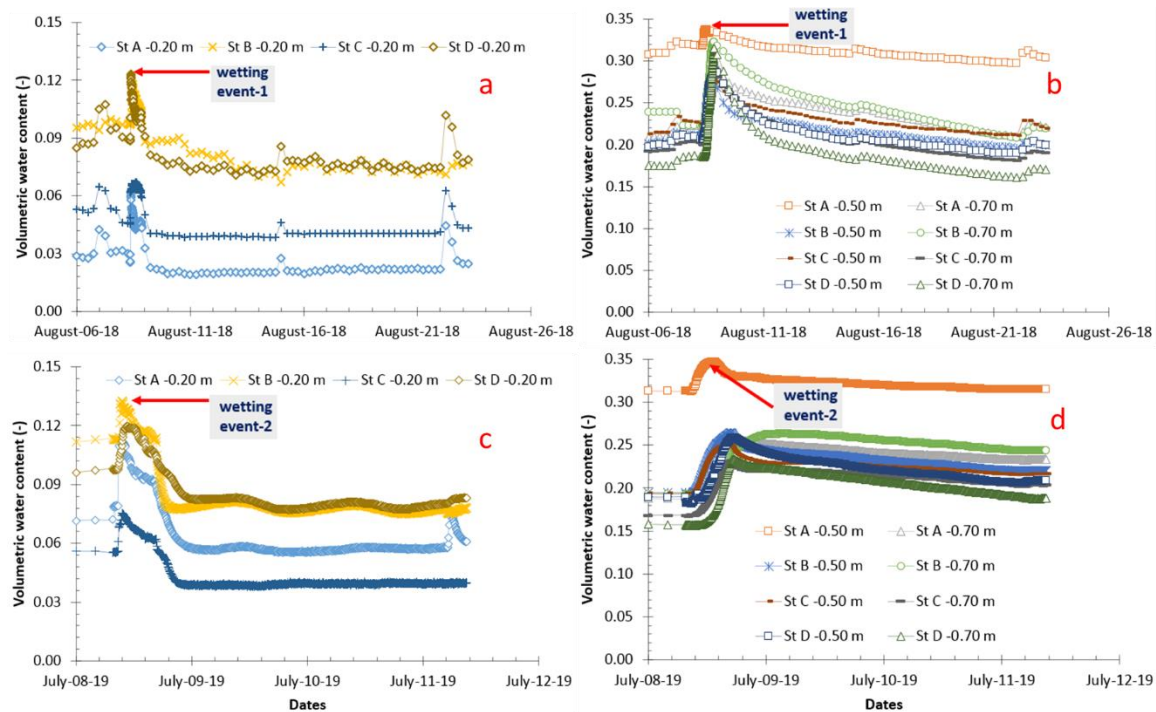


Figure 7.8. Volumetric water content evolution during artificial wetting events : (a and b) wetting event #1 (77 mm for 12h); (c and d) wetting event #2 (76 mm for 8h); (a and c) is in WL layer and (b and d) is in TG layer.

During the wetting events, it took approximately less than an hour to notice the start of an increase in θ in the WL layer at station A, B, C and D with a water arrival first at station A, followed by

station B, C and D (Figs. 7.8a,c). For the TG layer, it took about 2 hours to notice the start of an increase in θ at 0.50 m depth at station A, B, C and D, 3 hours at 0.70 m depth at station A, B, C and 4h at 0.70 m depth at station D (Figs. 7.8b,d). The increase in θ in the TG layer was gradual and continued until the end of the two wetting events. The increase in θ values was more pronounced at 0.50 m than 0.70 m depth during the wetting events. It can also be observed that, as expected (Bussière et al., 2003), the θ values were usually higher close to the bottom of the slope (stations A and B) with values reaching the saturation value (= porosity) of 0.35 at station A at 0.50 m. Lower maximum θ values were observed at station B, C and D for the second wetting event. This could be due, at least in part, to slightly lower initial θ values before the wetting event. It is also interesting to note that θ values at the end of the two testing periods came back to similar values, close to those before the test.

7.5.3.2 Matric suction measurements

The ψ measurement results during the two wetting events are presented in Figure 7.9. The Watermark probes located at 0.50 m at stations A, B and C were defective during the second wetting event. For the first wetting event (Fig. 7.9a), the wetting front took about an hour to reach 0.20 m depth at all monitoring stations and it took between 8 and 10 hours to lower the matric suction to values less than or equal to 5 kPa at 0.50 m depth at stations A, B and D. At the same depth but at station C, the suction stabilized at 7 kPa after 5 hours. At the depth of 0.70 m, the suction reached 5 kPa after 6, 9 and 10 hours, respectively at stations A, B and C. At the same depth but at station D, suction decreased and stabilized at 10 kPa at the end of the test. For the second wetting event (Fig. 7.9b), the wetting front took also about an hour to reach 0.20 m depth at all measurement stations and it took 6 hours to lower the matric suction to values less than or equal to 5 kPa at 0.70 m depth at station A. At the same elevation, suction values decreased and stabilized between 10 to 13 kPa at the end of the test at stations B, C and D. Based on these results, it is clear that the wetting events have much more influence near the bottom of the slope (station A) compared to near the top of the slope (station D). It can also be observed that, for a same station, the bottom of the TG layer (elevation 0.70 m) was less influenced by the wetting event than the top (elevation 0.50 m).

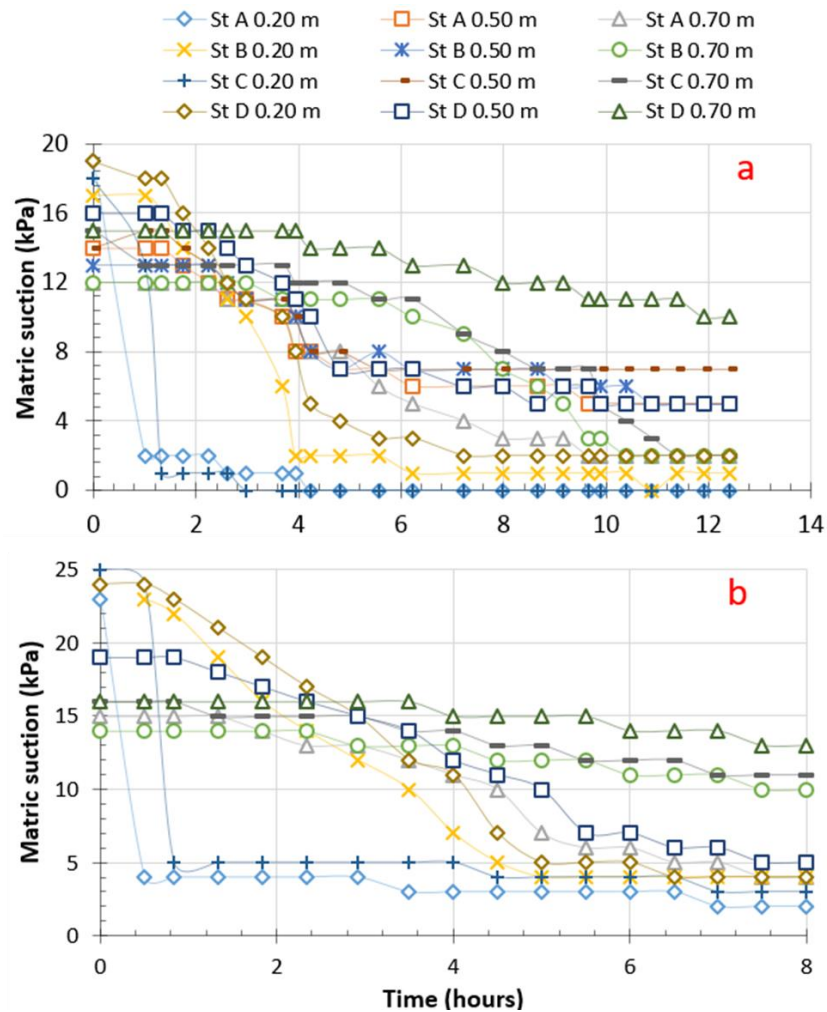


Figure 7.9. Matrix suction evolution during artificial wetting events : (a) wetting event #1 (77 mm for 12h); and (b) wetting event #2 (76 mm for 8h).

During the first wetting test, ψ values measured at the bottom of the TG layer (0.70 m depth) reached the WEV (about 2kPa) of the underlying reactive waste rock after approximately 10 hours at stations A and B and after 11 hours at station C. At station D, the ψ value measured at the end of the test was 10 kPa. For the second wetting test, the ψ values measured at the bottom of the TG layer reached 2 kPa after 7 hours at station A, and stabilized at 3, 11 and 13 kPa, respectively at the end of the test at stations B, C and D. This would mean that the disappearance of the capillary barrier effects was located between station A and B for this test (see Section 7.6.2).

7.5.4 Net percolation measurements

NP estimated from the four volumetric lysimeters are presented in Figure 7.10. The water heights (m) of lysimeters were estimated by dividing the volume of water (m^3) from the lysimeters and

collected in the buckets by the surface of the lysimeter (m^2). The results obtained, under natural climatic conditions, indicated that the inclined cover system configuration limited water NP to values less than 1% of incident rainfall (less than 5 mm of rainfall) from May to October 2017 (see Fig. 7.10a). During the 2017 monitoring period, NP water was collected in lysimeters A, B and C only in May, just after snowmelt.

In 2018, when the wetting event of 77 mm in August was combined to natural conditions, water percolation values increased at all stations. NP rates had reached 9% of total precipitation at station A, 4% at station B, 5% at station C and 1% at station D (see Fig. 7.10b). More than 70 percent of the NP volume was recorded three weeks after the wetting events. This is aligned with suction and volumetric water content measurements that indicate a disappearance of capillary barrier effects at the bottom interface (suction lower than the WEV of the waste rock and saturation of the TG layer) during the wetting event. The second level of increased in NP in 2018 is due to a significant precipitation (approximately 30 mm) recorded in one day in September 2018.

In 2019, when the wetting event of 76 mm was combined with natural conditions in July, NP values slightly increased at stations A and B. The inclined cover system configuration limited water percolation to values to less than 1% of incident rainfall (less than 5 mm of rainfall) from May to October 2019 (see Fig. 7.10c).

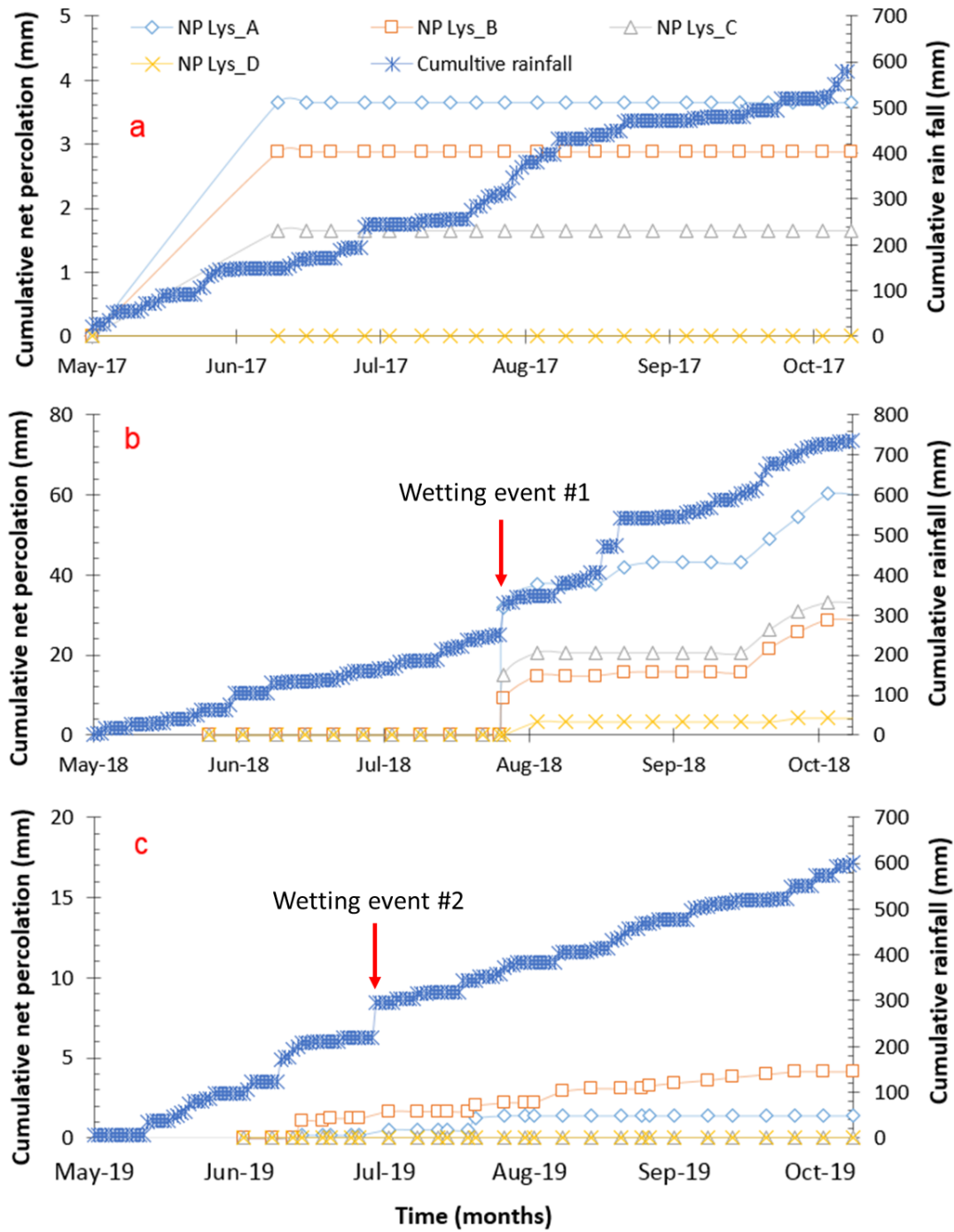


Figure 7.10. Percolation measurements for the 4 lyimeter for the 4 stations : (a) in 2017 in natural conditions, (b) and (c) in 2018 and 2019 with wetting events.

7.5.5 Runoff and lateral percolation measurements

Values of R and LP are presented in Fig. 7.11. The sum of the volume of water recovered in the reservoirs related to R and LP were divided by the surface of the inclined cover to obtain an

equivalent water height. For the years 2017, 2018 and 2019, these values corresponded to 19 mm, 49 mm and 58 mm of water, respectively (Figs. 7.11a,b,c). These last three values represent 3, 7 and 10% of total precipitation for the years 2017, 2018 and 2019, respectively.

The results obtained also indicate that generally the cumulative volume water of LP between the TG layer-reactive waste rock layer (drain_1, see Fig. 7.3 for drains location) is the larger value, followed by R (drain_3) and the LP between the WL layer and the TG layer (drain_2). However, in 2017, the volume of R was greater than the volume of LP between the WL layer-TG layer and TG layer-reactive waste rock layer.

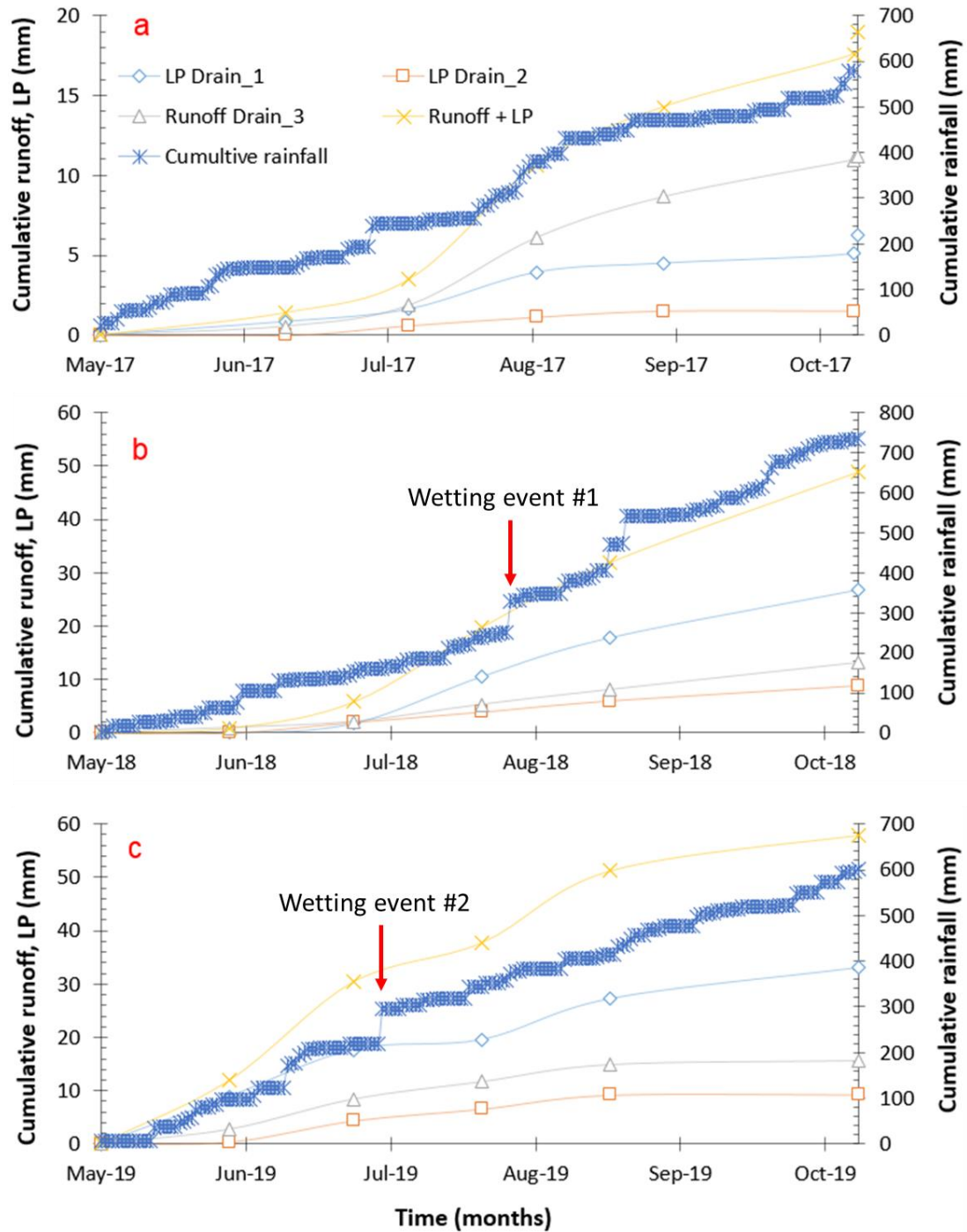


Figure 7.11. Runoff and lateral percolation measurements on the surfaces and between the layers : (a) in 2017; (b) in 2018 and (c) in 2019.

7.5.6 Water storage

ΔS in the TG material was determined by integrating the θ profile during the monitoring period. Table 7.2 presents monthly water storage in TG layer. The highest monthly storage was generally

noticed in October while July and August are usually associated to low water storage (except when artificial wetting event is applied). Cumulative storage in height of water in the TG layer was higher in 2018 (28 to 58 mm) compared to 2019 (2 to 11 mm) and 2017 (-8 to 37 mm). Results showed that there is no clear trend between location along the slope and water storage.

7.5.7 Actual Evaporation

AE was calculated from the other components of the water balance (see Equation 7.1). In 2017 during the monitoring under natural conditions, the calculated cumulative AE values were 388, 384, 384 and 309 mm at stations A, B, C and D, respectively from June to October. In 2018, when the wetting event of 77 mm was applied in August, the calculated cumulative AE values were 521, 463, 446 and 446 mm at stations A, B, C and D, respectively from June to October. From May to October 2019, when the wetting event of 76 mm was applied in July, the calculated cumulative AE values were 314, 313, 310 and 305 mm at stations A, B, C and D, respectively.

The maximal annual AE rate is 388 mm in 2017 (Lys-A), 521 mm in 2018 (Lys-A) and 314 mm in 2019 (Lys-A) indicating that the AE rate was higher in the lower portion of the slope where water was more available for transfer to the atmosphere.

Tableau 7.2 Water storage in the TG layer and actual evaporation for the four stations from June to October from years 2017 to 2019

Monitoring periods	Water storage in the TG layer (mm)				Actual Evaporation (mm)				
		St. A	St. B	St. C	St. D	St. A	St. B	St. C	St. D
Year 2017	Jun-17	32.2	-67.6	-45.9	-65.8	91	113	111	13
	Jul-17	-8.1	-11.3	-8.9	-17.9	68	70	77	67
	Aug-17	18.2	23.2	18.5	31.3	150	145	137	150
	Sep-17	-8.2	0.3	-7.2	-8.4	30	22	31	31
	Oct-17	32.8	46.4	31.9	53.2	49	35	28	48
	Cumulative (mm)	36.9	-9	-11.6	-7.6	388	384	384	309
Year 2018	Jun-18	-1.0	-2.5	3.1	-19	98	81	76	80
	Jul-18	30.3	41.7	9.7	28.4	58	45	76	56
	Aug-18	-6.5	-15.8	-11.75	-11.5	159	151	142	119
	Sep-18	9.1	2.6	3.74	-4.5	153	145	145	134
	Oct-18	26.2	46.6	23.4	45.7	53	40	63	57
	Cumulative (mm)	58.1	72.6	28.2	39.1	521	463	446	446
Year 2019	Jun-19	-3.0	-6.1	-2.8	-3.1	114	117	114	114
	Jul-19	-19.1	-20.3	-6.8	-22	113	114	101	116
	Aug-19	-4.8	-4.2	-6.5	-1.4	35	34	37	32
	Sep-19	10.5	7.2	5.5	8.0	38	41	43	40
	Oct-19	18.5	25.3	17.1	29.3	13	6	15	3
	Cumulative (mm)	2.1	1.9	6.5	10.8	314	313	310	305

7.6 Discussion

The results of this study described the hydrogeological behavior of an inclined field experimental cell built on a slope of the Dyke 1 of the LaRonde mine TSF. This section presents first a comparison between the water balance observed in this study and others found in the literature for mine covers. The capacity of the inclined cover to control water infiltration and the water diversion capacity of the inclined cover system is then discussed in more details.

7.6.1 Water balance

Figure 7.12 presents the water balance results for the non-frozen period (June to October) for year 2017 and shows the dynamic between the components. In the spring, the soil is usually frozen and the water seeps little and it has no choice but to runoff. This behavior is further favored by the slope of the cell. Then, evaporation increases progressively until it exceeds precipitation during the summer. At the end of the summer, evaporation decreases and drops below precipitation in the fall. As evaporation is generally greater than precipitation during the summer, this creates a water deficit and storage is reduced. This is the case for stations B, C and D in 2017 where the cumulative ΔS are negative (Table 7.2). However, when precipitation increase in the fall and evaporation is reduced, water storage starts to increase and the cover accumulates water in TG layer. Results also indicate a different hydrogeological behavior across the stations, suggesting that the location along the slope affects the hydrogeological behavior of the inclined experimental cell. It is worth mentioning that the dynamic presented in Figure 7.12 is representative of those of years 2018 and 2019.

For 2017, when combining all the stations, AE was the main component of the water balance, with a contribution of 75%, followed by R (13%), LP (9%), ΔS (3%), and by NP (2%) (see Figure 7.12e). Results of the annual water balance for the years 2018 and 2019 is presented in Table 7-3. The year 2019 is very similar to 2017 while year 2018 has a slightly different behavior with a greater NP and ΔS values (10 and 16%, respectively), and a lower proportion of R (4%) (Table 7.3).

Tableau 7.3 Water balance components between June 01 and October 31 for the years 2018 and 2019.

	Parameters	Station A	Station B	Station C	Station D	All stations
Year 2018	AE (%)	57	57	59	62	59
	ΔS (%)	15	21	11	16	16
	LP (%)	9	10	13	15	11
	NP (%)	16	8	12	2	10
	R (%)	3	4	5	5	4
Year 2019	AE (%)	75	75	75	74	75
	ΔS (%)	1	1	2	4	2
	LP (%)	17	17	17	16	17
	NP (%)	1	1	0	0	0
	R (%)	6	6	6	6	6

Other studies had presented field water balance of engineered cover estimated through the use of lysimeters in climate conditions similar to the one of the studied site (see Table 7.4). A first study was conducted over one year with experimental cells simulating two multilayer covers of 1.3 m of thickness installed over mine tailings in the Abitibi region. The covers were horizontal and without vegetation. The objective of the cover was to control gas migration and water infiltration to the underlying mine tailings (Woyshner & Yanful, 1995). A second study was conducted over 3 years on a 0.5 m thick compacted till (0.20 m) and non-compacted till (0.30 m) cover installed on a waste rock dump at the Equity Silver Mine (Canada). The side slopes of the dump were graded to a constant slope with a maximum of 21° (O’Kane et al., 1998). The objective of the cover was to limit oxygen and water fluxes to underlying waste rocks. A third study was conducted over 5 years on a 1,5 m thick landfill monolayer cover installed in Iowa, USA, in a warm continental climate (Albright et al., 2004; Apiwantragoon, 2014). The covers had a slope of 5% and were vegetated. The objective of the cover was also to control water infiltration. A fourth study was conducted over 4 months on 0.50 m thick horizontal covers made of compacted and uncompacted overburden and top soil (vegetated or not) tested in horizontal lysimeters, in the Abitibi region (Quebec, Canada) (Chevé et al., 2018). The lysimeters had an area varying from 64 to 71 m² and a depth of 1 m. The

objective was to quantify the effect of covers and vegetation on the water balance of waste rock materials.

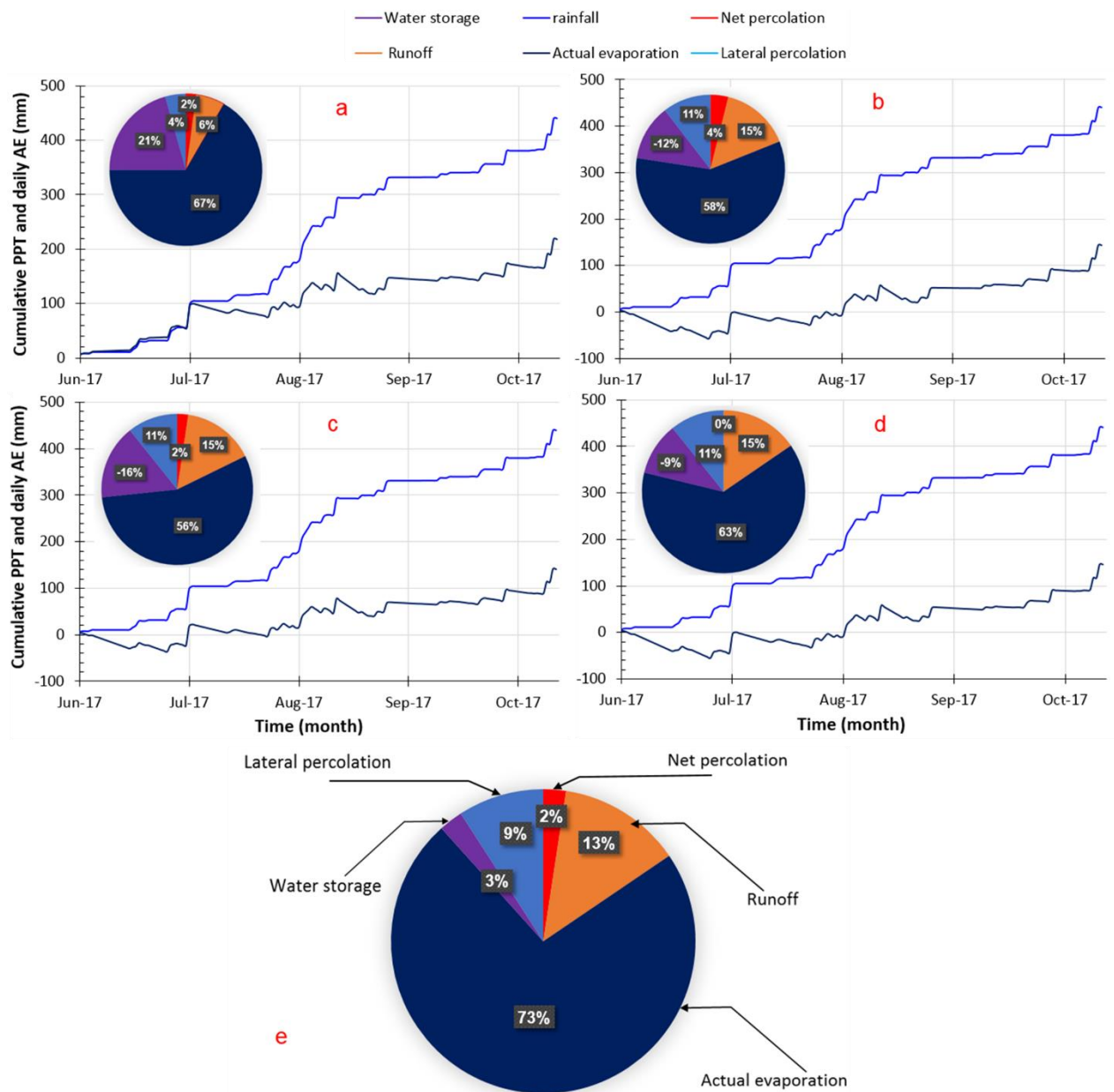


Figure 7.12. Water balance components between June 01 and October 31, 2017 of (a) Lys-A; (b) Lys-B; (c) Lys-C, (d) and (e) all combined stations.

In four studies, AE was the main component of the water balance, as observed in the present study. AE corresponding to 74% of annual precipitations was measured in Iowa, between 64 to 87% of

the rainfall from June to October for the experiments located in the Abitibi region (first and fourth studies) and between 54 to 65% of annual precipitations at the Equity Mine site (Weeks and Wilson, 2006). These results are well aligned with those of the present study, with values between 56% and 75% depending on the year of monitoring and the measurement station.

The second most important component of the water balance in the previously mentioned studies was NP, with a value of 23% of the annual rainfall in Iowa and 10% to 40% of the cumulative rainfall of June to October for the Abitibi experiments (first and fourth studies). Preferential flow path was however observed in Iowa, which increased cumulative percolation. For the second study, the average measured infiltration from lysimeters placed at the base of the soil cover system was 5% of precipitation for the 3 years of monitoring. Once more, the percentage of percolation measured in the context of the actual study (2% under natural conditions and up to 10% under controlled conditions associated with artificial wetting events) remain within the range of values measured in these studies, even if there were differences in soil layer thickness, in the vocation and the geometry of the covers.

Finally, ΔS was always a small component of the water balance, with annual values varying from -5% to 6% in Iowa, and from -1% to 4% for the experiments performed in Abitibi (first and fourth studies). ΔS was not measured in the second study. In the present study, ΔS values vary more significantly, ranging from 3% in natural monitoring conditions and 2% to 16% when the wetting events were applied to the inclined experimental cell. It is interesting to note that R was estimated to 5% of the annual precipitation at the Iowa landfill site, and ranging from 3% to 15% in the present study depending on the year of monitoring.

Tableau 7.4 Synthesis of previous field studies presenting the water balance components of covers

Studies	Location	Objectives	Results	References
Cells simulating two multilayer covers of 1.3 m thick installed over mine tailings (one year of monitoring)	Abitibi region (Quebec, Canada)	Control gas migration and water infiltration to underlying mine tailings	AE was the main component of the water balance, corresponding to 71% of the rainfall, and the percolation was 10% of the cumulative rainfall (from June to September)	Woyshner & Yanful (1995)
A 0.5 m thick compacted till (0.20 m) and non-compacted till (0.30 m) cover installed at the Equity Silver Mine on the waste rock dump (three years of monitoring)	Houston, (British Columbia, Canada)	Limit oxygen and water fluxes to underlying waste rock.	AE was the main component of the water balance and was between 54% and 65%. The average measured infiltration was 5% of precipitation	O’Kane et al. (1998); Weeks and Wilson (2006)
A 1,5 m thick landfill monolayer cover (five years of monitoring)	Iowa, in a warm continental climate (United states)	Control water infiltration	AE was the main component of the water balance at 74% of annual precipitations. The percolation was 23% of the annual rainfall	Albright et al. (2004); Apiwantragoon (2014)
A 0.50 m thick of compacted and uncompacted overburden with top soils built on five lysimeters containing waste rocks	Abitibi region (Quebec, Canada)	Quantify the effect of vegetation and covers on the water balance of waste rock	AE was the main component of the water balance and was between 58% and 87%. The percolation was 12% to 40% of precipitation from July to October	Chev�� et al. (2018)

7.6.2 Water diversion capacity of the inclined cover system

The control of water infiltration in the tested cover system was performed by different phenomena such as runoff, evaporation, storage and lateral diversion. The diversion capacity of inclined covers that generate capillary barrier effects can be estimated by analytical solutions. However, these solutions such as those proposed by Ross (1990), Steinhuis et al. (1991), and Morel-Seytoux (1994) are valid for conditions that are not representative of the tested inclined experimental cell: steady-state condition, infinitely thick coarse-grained material layer, constant pressure (or suction) at a given distance from the interface along the slope, and a deep phreatic surface. The other option to estimate the diversion capacity of the inclined capillary barrier is by analysing the suction evolution (Figs. 7.7 and 7.9) close to the interface between reactive waste rock and TG tailings during the monitoring period, both under natural and artificial wetting conditions. Under natural conditions, suction values near the interface (1 m depth) remained greater than the WEV of the reactive waste rock (Fig. 7.7), which indicates that all along the slope, the water does not tend to infiltrate the coarse-grained reactive waste rock. For the first wetting test, suction values measured at the bottom of the TG layer reached the WEV of the underlying reactive waste rock after approximately 10 hours at stations A and B and after 11 hours at station C (Fig. 7.9a), which indicate that the capacity to divert water evolved over time. Water started to infiltrate the reactive waste rock layer near the bottom of the slope, and with time, the infiltration moved upward to reach between 12 to 16 m from the top of the slope. During the second wetting test, the suction values measured at the bottom of the TG layer reached the WEV of reactive waste rock layer after approximately 10 hours at stations A (Fig. 7.9b), which indicate that the location of infiltration was between 16 and 20 m from the top of the slope. As demonstrated by Aubertin et al. (2009), this upward movement of the infiltration point (called DDL point in the article) continued during the transient period until it stabilized when the steady state was reached.

During the wetting events, the percolation of water in the volumetric lysimeters was aligned with suction measurements close to the interface. Water started to flow into the lysimeters when the suction measured at the bottom of the TG layer (0.70 m depth) reached the WEV (about 2kPa) of the underlying reactive waste rock. More than 70% of the percolation water was recovered in lysimeters A and B (located between 12 and 16 m from the top of the slope) for the first wetting event and only in lysimeter A (located at 16 m from the top of the slope) for the second event.

7.7 Conclusion

This study assesses the ability of an inclined cover made of mine waste materials to control water infiltration on a reactive waste rock dike at the LaRonde mine site. This reclamation scenario was assessed under natural climatic conditions and artificial wetting events. Continuous monitoring of volumetric water content, matric suction, net percolation rate, lateral percolation and runoff was used to evaluate the hydrogeological behavior of the inclined capillary barrier cover. The data presented in this paper represent three years of monitoring. The main conclusions drawn from this in situ study can be summarized as follows:

- Results from the inclined experimental cell built at the LaRonde mine site demonstrated that inclined capillary barrier cover made of mining materials to control water infiltration on reactive waste rocks can be an attractive alternative to control water infiltration.
- The percolation rate results indicated that the cover system configuration limits water net percolation to values less than 1% (5 mm) of incident rainfall under the 2017 natural climatic conditions.
- The percolation rate values reached a maximum of 10% (60 mm of precipitation) when wetting events simulating significant precipitation (with a period of return between 50 to 100 years) were applied once a year to the inclined experimental cell.
- The water balance of the inclined experimental cell showed that the control on infiltration was mainly due to evaporation, with a contribution reaching 75%, followed by runoff and lateral percolation.
- Water was diverted at the interface between WL and TG during wetting events for a certain distance that varied during the test. At the end of the two wetting tests, the infiltration point (or DDL point) was located between 12 to 20 m from the top of the slope.
- The observed hydrogeological behavior of the inclined experimental cell indicated that the cover was able to return to his initial hydrogeological behavior in about a week and subsequently regained its capacity to divert water for the next wetting event.

Results obtained from this study showed the potential of a cover made of mining material to control water infiltration on an inclined surface made of waste rock. The next step in the design process would be to develop a numerical model to optimise the cover configuration. If this scenario is selected for the reclamation of the Dyke 1 of LaRonde TSF, the use of mining materials would

reduce the use of natural soil, would valorize an unused waste, and would demonstrate environmental and social responsibility of mine operators by reducing natural land disturbance.

7.8 Acknowledgments

The authors would like to acknowledge the partners of UQAT-Polytechnique Research Institute on Mines and the Environment (RIME), as well as the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Site Reclamation for their financial support. The LaRonde mine environmental team is thanked for their involvement and collaboration throughout the project. The Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale (URSTM) staff is thanked for their technical assistance.

7.9 References

- Abdollahzadeh, A. M., Lacroix Vachon, B. and Cabral, A. R. 2011. Evaluation of the effectiveness of a cover with capillary barrier effect to control percolation into a waste disposal facility. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(7): p.996-1009.
- Albright, W. H., Benson, C. H. and Waugh, J. W. 2010. "Water balance covers for waste containment: principles and practice". *American Society of Civil Engineers (ASCE)*.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Roesler, A.C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B.F., Rock, S.A., 2004. 'Field water balance of landfill final covers' *J. Environ. Qual.* 33(6), 2317-2332.
- Apiwantragoon, P, Benson, CH & Albright, WH 2014, 'Field hydrology of water balance covers for waste containment', *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 141, no 2, p.04014101.
- ASTM. 2014. D5550-14, Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer (ASTM D5550-14). ASTM International, West Conshohocken, PA
- ASTM. 2007. D422, Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils. *In American Society for Testing and Materials (ASTM)*, West Conshohocken, PA.
- ASTM. 2007. D5856-07, Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Materials Using Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter. *In American Society for Testing and Materials (ASTM)*, Conshohocken, PA.
- ASTM. Reapproved 2000. D3152-72, Standard Test Method for Capillary-Moisture Relationships for Fine-Textured Soils by Pressure-Membrane. *In American Society for Testing and Materials (ASTM)*, West Conshohocken, PA.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. 2016. Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites. Paper presented at the *Geo-Chicago: Sustainability, Energy and the Geoenvironment*, Chicago, August 14–18.
- Aubertin M, Cifuentes E, Apithy SA, Bussière B, Molson J, Chapuis RP. 2009. Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal* 46(10):1146-1164.
- Aubertin, M., Bussière, B., and Bernier, L. 2002. *Environnement et Gestion des Rejets Miniers*. Presses Polytechnique Int., Québec, Canada
- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J.M., Chapuis, R.P., Monzon, M., and Aachib, M. 1997a. Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. *In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, BC, 31 May – 6 June, 2: 715–730.

- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bouchentouf, A., and Bussière, B. 1997b. Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. In *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, B.C., 31 May – 6 June, 2: 731–746.
- Benson, C.H., Abichou, T., Albright, W.H., Gee, G.W., Roesler, A.C. 2001. Field evaluation of alternative earthen final covers. *International Journal of Phytoremediation*, 3:105-127.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., Weisener, C., Paktunc, D., Gould, W., & Johnson, D. 2014. The geochemistry of acid mine drainage.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., and Weisener, C.G. 2003. The geochemistry of acid mine drainage. In *Environmental Geochemistry - Treatise on Geochemistry*: Edited by Holland, H.D. et Turekian, K.K., vol. Oxford, 9, p.149–204.
- Bulut, R., and Leong, E.C. 2008. Indirect Measurement of Suction. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6):633-644
- Bussière, B., Aubertin, M. and Zhan, G. 2007. "Design of Inclined Covers with Capillary Barrier Effect by S.-E. Parent and A. Cabral." *Geotechnical and Geological Engineering* 25(6): 673-678.
- Bussière, B., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2003. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers: *Canadian Geotechnical Journal*, 40: 512–535.
- Bussière, B., Aubertin, M., Morel-Seytoux, H.J., and Chapuis, R.P. 1998. A laboratory investigation of slope influence on the behaviour of capillary barriers. In *Proceedings of 51st Canadian Geotechnical Conference*, Edmonton, 2: 831-836.
- Chevé, N., Guittonny, M., Bussière, B. 2018. Water budget of field experimental cells with vegetated and non-vegetated soil layers placed on waste rock. *12th Int Conf on Mine Closure 2018*, 3 – 7 September 2018, Leipzig, Germany.
- Frind, E.O., Gillham, R.W., Pickens, J.F. 1976. Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. In *Proceedings of the First International Conférence on Finite Elements in water Resources*, Princeton University.
- Hopp, L., McDonnell, J. J. and Condon, P. 2011. "Lateral Subsurface Flow in a Soil Cover over Waste Rock in a Humid Temperate Environment." *Vadose Zone Journal* 10(1): 332-332.
- Kämpf, M., Holfelder, T. and Montenegro, H. 2003. "Identification and parameterization of flow processes in artificial capillary barriers." *Water Resources Research* 39 (10). DOI: 10.1029/2002WR001860.
- Kalonji-Kabambi, 2020. Évaluation de la Performance des Recouvrements en Matériaux Miniers pour la Restauration d'Un Parc à Résidus Miniers Hautement Reactifs. Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue), Rouyn-Noranda, Québec.
- Kalonji-Kabambi, A. Étude du Comportement Hydrogéologique D'une Couverture Avec Effets de Barrière Capillaire Faite Des Matériaux Miniers à L'aide de Modélisations Physique et Numérique. Master's Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 2014.
- Knidiri, J., Bussière, B., Hakkou, R., Bossé, B., Maqsoud, A., Benzaazoua, M. 2016. Hydrogeological Behaviour of an Inclined Store-and-Release Cover Experimental Cell Made with Phosphate Mine Wastes. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(1): p.102-116.
- Lacroix-Vachon, L. B., Abdolazadeh, A. M. and Cabral, A. R. 2015. "Predicting the diversion length of capillary barriers using steady state and transient state numerical modeling: case study of the Saint-Tite-des-Caps landfill final cover." *Canadian Geotechnical Journal* 52(999): 1-8.
- Lee Black, D., McQuay, M. Q., & Bonin, M. P. 1996. Laser-based techniques for particle-size measurement: A review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in Energy and Combustion Science*, 22(3): 267-306.
- Li, J.H., L. Du, R. Chen, L.M. Zhang 2013. Numerical investigation of the performance of covers with capillary barrier effects in South China. *Computers and Geotechnics* 48 (2013) 304–315.
- Lottermoser, B. 2010. *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. Springer; 3rd ed. 2010 edition.

- Meiers, P. G., O’Kane, M., Barbour, S. L. 2009. Measuring Net Percolation Rates for Waste Storage Facility Cover Systems. *Canadian Geotechnical Conference. GeoAlifax 2009*.
- McCarthy DF 2007. Essentials of soil mechanics and foundations: basic geotechnics. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Morel-Seytoux, H. 1994. "Steady-state effectiveness of a capillary barrier on a sloping interface". *Proceedings of the 14th Hydrology Days Conference*, Fort Collins, Colorado, USA.
- Ng Charles W.W., Jian Liu, Rui Chen, Jie Xu. 2015. Physical and numerical modeling of an inclined three-layer (silt/gravelly sand/clay) capillary barrier cover system under extreme rainfall. *Waste Management* 38, 210–221.
- Nordstrom, D.K., Blowes, D.W., Ptacek, C.J. 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry* 57: 3-16.
- O’Kane, M., Wilson, G. W., Barbour, L. 1998. Instrumentation and monitoring of a engineered soil cover system for mine waste rock. *Canadian Geotechnical Journal*, 35: 828-845.
- Parent, S-E. and Cabral, A. 2006. Design of inclined covers with capillary barrier effect. *Geotechnical and Geological Engineering*, 24: 689–710.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. 2014. Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. *GeoRegina 2014*, paper 247.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. 2013. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. *GeoMontréal 2013*, paper 165.
- Qian, Lijuan Huo and Dongye Zhao. 2010. Laboratory Investigation Into Factors Affecting Performance of Capillary Barrier System in Unsaturated Soil. *Water Air Soil Pollution*. 206:295–306.
- Rahardjo H, Santoso VA, Leong EC, Ng YS, Hua CJ. 2012. Performance of an instrumented slope covered by a capillary barrier system. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 138(4): 481-490.
- Rimstidt, J. D., & Vaughan, D. J. 2003. Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(5), 873–880. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(02\)01165-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(02)01165-1).
- Ross, B. 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resour. Res.* 26(10), 2625-2629.
- Steenhuis, T.S., Parlange, J.-Y., and Kung, K.-J.S. 1991. Comment on “The diversion capacity of capillary barriers” by Benjamin Ross. *Water Resources Research*, 27(8): 2155–2156. doi: 10.1029/91WR01366.
- Stormont, J.C. 1995a. The performance of two capillary barriers during infiltration. *Landfill Closures. Environmental Protection and Land Recovery*, Geotechnical Special Publication No 53, ASCE, 77-92.
- Stormont, J.C. 1995b. The effect of constant anisotropy on capillary barrier performance. *Water Resources Research*, 31:783-785.
- SRK. 1989. Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering.
- Tami, D; Rahardjo, H.; Leong, E-C., Fredlund, D.G. 2004. Design and laboratory verification of a physical model of sloping capillary barrier. *Canadian Geotechnical Journal*, 41(5): 814-830.
- Van Genuchten, M. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils 1 (Vol. 44).
- Van Genuchten, M., Leij, F. J., & Yates, S. R. 1991. The RETC code for quantifying hydraulic functions of unsaturated soils.
- Waugh, W.J., Kastens, M.K., Sheader, L.R.L., Benson, C.H., Albright, W.H., Mushovic, P.S., 2008. Monitoring the performance of an alternative landfill cover at the Monticello, Utah, uranium mill tailings disposal site. *Waste Management Conf.* Phoenix, AZ, USA, p 24-28.
- Weeks, B. and Wilson, G. W. 2006. Prediction of evaporation from soil slopes. *Canadian Geotechnical Journal*. 43(8): 815-829.

- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., and Barbour, S.L. 1997. The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34, 145-155.
- Woyshner, MR & Yanful, EK 1995, 'Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings', *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 32, no.4, pp.601-609.
- Yanful, E.K., Bell, A.V. & Woyshner, M.R. 1993. Design of a composite soil cover for an experimental waste rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, 30, 578-588.
- Zhan Tony L.T., He Li, Jia G.W., Chen Y.M., and Fredlund D. G. 2014. Physical and numerical study of lateral diversion by three-layer inclined capillary barrier covers under humid climatic conditions. *Canadian Geotechnical Journal* 51: 1438–1448.
- Zhan, G., Mayer, A.B., McMuller, J., Aubertin, M. 2001. Slope effect study on the capillary cover design for a spent leach pad. *In Proceedings of Tailings and Mine Waste '01*. Fort Collins, Colorado, USA.

CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE

Les modélisations du transport réactif du comportement géochimique de résidus miniers hautement réactifs dans différentes conditions environnementales ont été présentées au chapitre 4. La performance à l'échelle de laboratoire et de terrain d'une CEBC constituée de matériaux miniers (résidus et stériles) à contrôler le DMA issu de résidus hautement réactifs a été évalué aux chapitres 5 et 6. Et enfin, le comportement hydrogéologique d'une couverture inclinée faite entièrement de matériaux miniers pour réduire l'infiltration d'eau sur une digue de stériles réactifs a été évalué au chapitre 7. Que ce soit à partir de simulations physiques au laboratoire (colonnes instrumentées) et sur terrain (cellules expérimentales), les résultats obtenus s'accordent tous sur le potentiel de valorisation des matériaux miniers en tant que composante des recouvrements pour la restauration minière. Bien que les résultats présentés précédemment aient permis de comprendre le comportement géochimique et environnemental de résidus hautement réactifs seuls et dans un système de recouvrement en matériaux miniers peu réactifs, et de comprendre le comportement hydrogéologique d'un recouvrement incliné en matériau minier pour contrôler l'infiltration d'eau, certains points méritent d'être discutés davantage, confrontés ou encore approfondis. Ces différents points seront utiles pour les travaux de recherche futurs et à la prise des décisions au sujet de la restauration du parc à résidus LaRonde. Plus spécifiquement, les points suivants seront abordés: (i) l'influence de la minéralogie des résidus miniers et des flux d'oxygène sur la performance géochimique globale de recouvrements; (ii) la comparaison des résultats géochimiques de résidus réactifs seuls ou recouverts par une CEBC à différentes échelles; (iii) la validation du comportement hydrogéologique du modèle physique de la cellule inclinée par la modélisation numérique; et (iv) la présentation des problèmes techniques survenus pendant le suivi de la colonne 8 (voir chapitre 3, Fig. 3.2) au laboratoire et leurs impacts sur le comportement géochimique et la performance du recouvrement.

8.1 L'influence de la minéralogie des résidus miniers et des flux d'oxygène sur la qualité de l'eau de recouvrements

Cette section a pour objectif de montrer que la performance d'un recouvrement à contrôler la contamination n'est pas fonction que du flux d'oxygène mais aussi de la minéralogie (réactivité) des résidus miniers à restaurer. Pour illustrer cela, la minéralogie de résidus miniers LaRonde ont été remplacés par ceux de l'ancienne mine Doyon (présenté au Tableau 8.1) dans le modèle

hydrogéochimique simplifiée (conditions saturées en eau, avec recharge d'eau et infiltration vers le bas) présenté au chapitre 4. L'eau interstitielle initiale de résidus LaRonde (Tableau 4.4, chapitre 4) a été considérée comme condition géochimique initiale.

Tableau 8.1 Minéralogie de quelques résidus miniers de mines d'or en roches dures

Minéralogie	Résidus LaRonde	Résidus Doyon*
	Quartz 53%	Quartz 56%
	Pyrite 24%	Albite 19%
	Albite 8,2%	Chlorite 9%
	Pyrrhotite 4,5%	Calcite 6%
	Chlorite 4,4%	Pyrite 5%
	Sphalerite 2%	Muscovite 3%
	Muscovite 1,8%	Anhydrite 1%
	Gypsum 1,4%	
	Chalcopryrite 0,9%	
	Rutile 0,39%	
PA	531	99
PN	3	36
PNN	-528	63
PN/PA	0,006	0,36

*La minéralogie des résidus Doyon a été tirée de Larochelle et al. (2019)

Les principaux résultats obtenus sont présentés à la Figure 8.1. La concentration d'oxygène dans l'eau de recharge utilisée dans le modèle numérique a été de 0,05 et 0,1 mg/L. Ces valeurs d'oxygène dissous correspondent à un flux d'oxygène de 0,67 à $1,34 \times 10^{-3}$ g/m²/année comparable à l'application d'une méthode de restauration jugée efficace pour prévenir le DMA des résidus réactifs (voir Chapitre 4).

Il ressort des résultats présentés à la Figure 8.1 pour une période de 600 jours que le pH simulé du lixiviat est passé de 1,8 à 5,5-6,0 après plus de 500 jours dans le cas de résidus LaRonde. Pour ce qui est de résidus Doyon, le pH simulé est passé de 1,8 à 8,5. Les concentrations simulées des sulfates et des métaux, ont diminué rapidement. La réduction de concentration de SO₄ est passée de 22 000 mg/L à 220 et 125 mg/L respectivement dans le cas de résidus LaRonde avec 0,1 et 0,05 mg/L d'oxygène dans l'eau de recharge et de 22 000 mg/L à moins de 45 mg/L dans le cas résidus Doyon avec 0,1 mg/L d'oxygène dans l'eau de recharge. La concentration du Fe total est passée de 4700 à 60-80 mg/L dans le cas de résidus LaRonde et de 4900 à 12 mg/L dans le cas de résidus

Doyon. Pour ce qui est de la concentration du Zn, elle est passée de 3000 à 3 mg/L dans le cas résidus LaRonde et de 3000 à moins de 1 mg/L dans le cas de résidus Doyon.

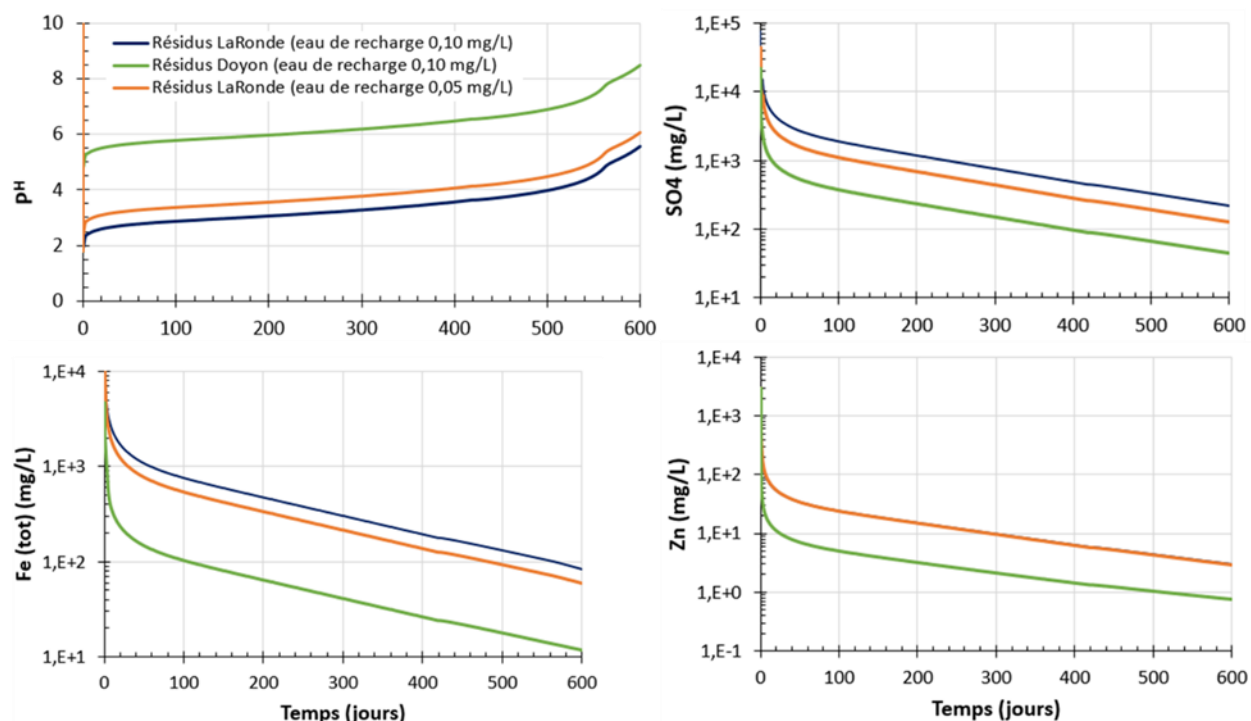


Figure 8.1 Évolution géochimique simulée du lixiviat de résidus réactifs dans des conditions saturées.

Les résultats numériques présentés montrent que la qualité géochimique des lixiviats après recouvrement est influencée par la minéralogie de résidus réactifs à restaurer. Après une réduction de la concentration d'oxygène dissous dans l'eau de recharge, la qualité géochimique du lixiviat dans le cas de résidus LaRonde ne s'est pas améliorée autant que celle obtenue avec les résidus Doyon. Cela signifie que le niveau de performance des recouvrements à atteindre en terme de flux d'oxygène pour la restauration d'aires d'entreposage génératrices d'acide est fonction de la réactivité des résidus miniers à restaurer et n'est pas une valeur identique pour tous les sites (tel que suggéré par Pabst et *al.*, 2018). Également, la modélisation numérique pourrait être utilisée pour faire une estimation préliminaire du flux d'oxygène minimal qui garantit une qualité d'eau acceptable.

8.2 Comportement géochimique des matériaux de recouvrement et des CEBC à différentes échelles

Cette section a pour objectif d'évaluer l'influence de l'échelle des tests réalisés sur le comportement géochimique des résidus réactifs seuls et lorsque recouverts par une CEBC. Le comportement géochimique des résidus réactifs et des résidus recouverts par une CEBC a été suivi en colonne au laboratoire et en cellule expérimentale de terrain. Les principales différences observées entre les deux échelles en terme de taux de relargages instantanés des contaminants sont également présentées. La comparaison des essais de laboratoire et les essais en cellule *in situ* nécessite le rappel de certains paramètres de chaque type d'essais qui sont indispensables à la compréhension de l'effet d'échelle sur le comportement géochimique. Ces paramètres sont résumés dans le Tableau 8.2.

Tableau 8.2 Paramètres des essais sur la colonne au laboratoire et sur la cellule de terrain

Essai (CEBC)	Matériaux et épaisseurs de couches	Granulométries	Échantillonnage et conditions de mise en place	Rinçage et durée de l'essai
Colonne de laboratoire (forme cylindrique, rayon 15 cm)	Stérile WL (30 cm)	0-50 mm	Résidus (réactif et TG) échantillonnés dans les parcs à résidus et stériles (WL et WP) échantillonné sur des tas de stériles concassés. Immersion de résidu réactif dans l'eau pendant quelques semaines avant le montage de la colonne.	Une fois par mois (504 jours de suivi) avec 2 L d'eau déionisée
	Résidu TG (60 cm)	<365 μ m		
	Stérile WP (30 cm)	0-50 mm		
	Résidu réactif (30 cm)	<387 μ m		
Cellule de terrain (forme pyramide tronquée, surface supérieure de 144 m ²)	Stérile WL (30 cm)	0-50 mm	Résidus (réactif et TG) échantillonnés dans les parcs à résidus et stériles (WL et WP) échantillonné sur des tas de stériles concassés. Construction de la cellule juste après échantillonnage.	Collecte des lixiviats une fois aux deux semaines (3 ans de suivi, à raison de 6 mois par année, de Mai à Octobre), fréquence et volume de rinçage selon les précipitations
	Résidu TG (60 cm)	<365 μ m		
	Stérile WP (30 cm)	0-50 mm		
	Résidu réactif (100 cm)	<387 μ m		

8.2.1 Résultats géochimiques de résidus réactifs et flux d'oxygène

Les résultats géochimiques de lixiviats de résidus réactifs sont présentés aux Figures 8.2 et 8.3. Les pH est compris entre 1,2 et 2 en colonne de laboratoire et entre 1 et 5 en cellule de terrain. Les concentrations du Fe sont compris entre 65 et 3210 mg/L en colonne de laboratoire et entre 495 et 14 700 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 1556 et 4325 mg/L, respectivement. Les concentrations en Zn sont compris entre 7 et 2940 mg/L en colonne de laboratoire et entre 57 et 368 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain pour cet élément sont de 227 et 163 mg/L, respectivement.

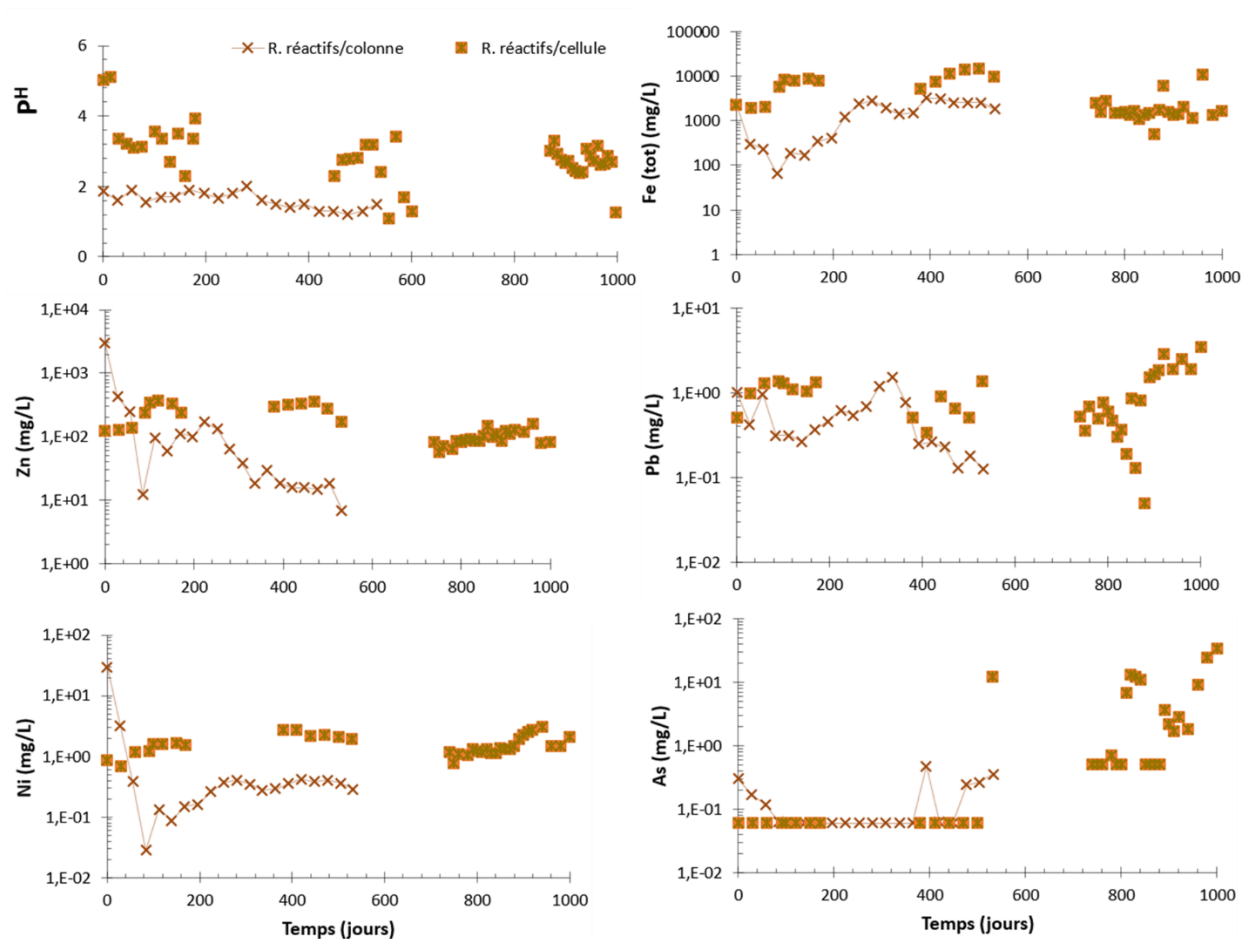


Figure 8.2 Comparaison des paramètres (pH, Fe, Zn, Pb, Ni et As) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et sur terrain

Les concentrations du Pb sont de l'ordre de 0,1 et 1,54 mg/L en colonne de laboratoire et de 0,05 et 3,45 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 0,5 et 1 mg/L, respectivement. Quant au Ni, les concentrations varient entre 0,02 et 29,6 mg/L

en colonne de laboratoire et entre 0,68 et 3 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont similaires à 1,9 et 1,6 mg/L, respectivement.

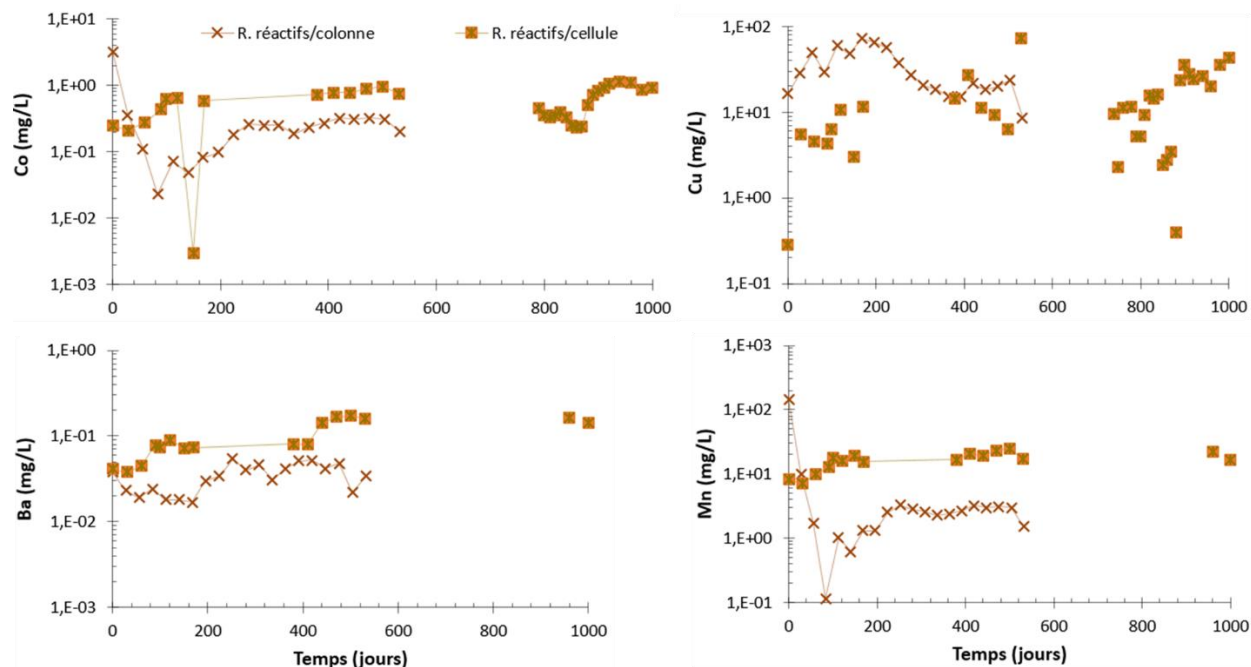


Figure 8.3 Comparaison des paramètres (Co, Cu, Ba et Mn) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et sur terrain

Les concentrations de l'As dans les lixiviats varient entre 0,06 et 0,48 mg/L en colonne de laboratoire et entre 0,06 et 34 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 0,14 et 3,9 mg/L, respectivement. Les concentrations du Cu dans les lixiviats varient entre 8,5 et 72 mg/L en colonne de laboratoire et entre 0,29 et 73 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 32 et 14,8 mg/L, respectivement.

D'autres éléments moins critiques ont également été analysés, tel que le cobalt, le manganèse et le barium. Pour ces trois éléments, les valeurs dans la cellule de terrain sont systématiquement supérieures à celles au laboratoire. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain pour ces 3 éléments sont de 0,35 et 0,6 mg/L (Co), de 10 et 16 mg/L (Mn), et de 0,03 et 0,1 mg/L (Ba). Les valeurs moyennes mesurées au laboratoire et sur le terrain sont présentées à la Figure 8.4. On remarque que les taux de réaction moyens sont habituellement dans le même ordre de grandeur et

que selon l'élément, les concentrations moyennes peuvent être plus élevées dans la colonne que dans la cellule (Zn, Ni, Cu) ou l'inverse, plus élevée dans la cellule que dans la colonne (Fe, Pb, As, Co, Mn, Ba).

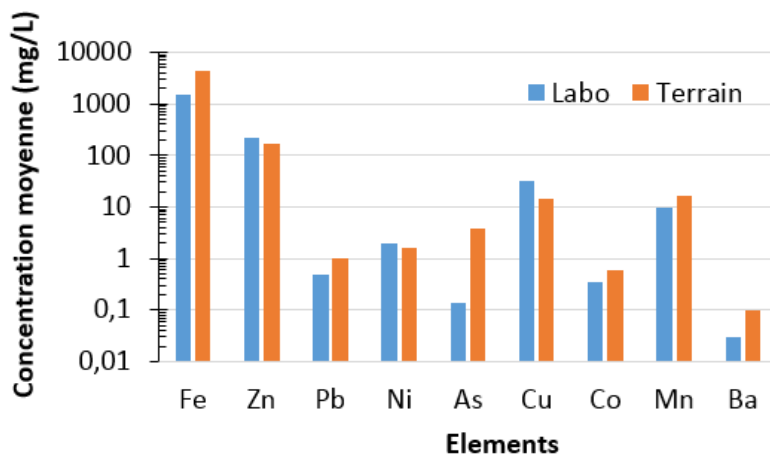


Figure 8.4 Concentrations moyennes dans le lixiviat de résidus LaRonde mesurées au laboratoire et sur le terrain

La différence en terme de consommation d'oxygène de résidus réactifs entre les conditions de laboratoire et de terrain a aussi été évaluée. Les valeurs présentées à la Figure 8.5 sont les moyennes des résultats de tests de consommation d'oxygène qui ont été réalisés trois fois (début, milieu et fin de la période de test) en laboratoire, et quatre fois pendant la période de suivi sur le terrain. Pour la colonne de contrôle au laboratoire et la cellule de contrôle sur le terrain, les flux d'oxygène étaient en moyenne de 650 moles/m²/an et 750 moles/m²/an, respectivement. Considérant la précision et la variabilité des mesures de consommation d'oxygène (Coulombe, 2012), on peut considérer ces valeurs comme étant similaires.

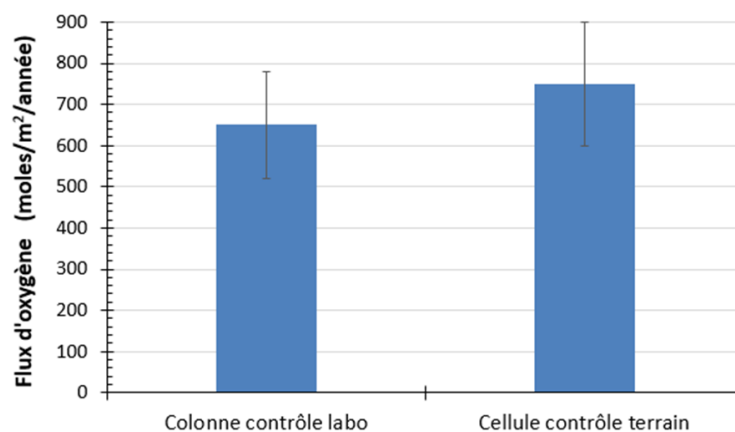


Figure 8.5 Flux d'oxygène consommés par les résidus réactifs au laboratoire et sur terrain

8.2.2 Résultats géochimiques et flux d'oxygène des résidus recouverts par une CEBC

Les compositions chimiques des eaux de lixiviat de la colonne et de la cellule de terrain avec recouvrement ont aussi été déterminées et comparées (Figs. 8.6 et 8.7). Seuls les principaux paramètres qui ont un intérêt pour la compréhension de l'effet d'échelle sont présentés dans ce qui suit (pH, conductivité électrique, alcalinité, acidité, Fe, Zn, Pb, Ni, As, Co, Cu, Ba, Mn).

Les valeurs de pH de la cellule de terrain (5,1-7,5) sont légèrement supérieures à celles mesurées au laboratoire (1,9-7,8). Les concentrations du Fe dans les lixiviats des recouvrements sont comprises entre 1,7 et 1400 mg/L en colonne de laboratoire et entre 9,5 et 491 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 373 et 215 mg/L, respectivement. Les concentrations du Zn dans les lixiviats des recouvrements sont comprises entre 0,05 et 232 mg/L en colonne de laboratoire et entre 4,3 et 40 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont similaires (29 et 22 mg/L, respectivement). Le Zn a une forte tendance à la baisse à partir du troisième jour au laboratoire. Ce comportement ne se reproduit pas dans la cellule de terrain. Les concentrations du Pb dans les lixiviats des recouvrements sont de l'ordre de 0,02 et 0,7 mg/L en colonne de laboratoire et de 0,02 et 0,03 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 0,3 et 0,02 mg/L, respectivement. Les concentrations du Ni dans les lixiviats des recouvrements varient entre 0,004 et 2,8 mg/L en colonne de laboratoire et entre 0,02 et 0,33 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 0,36 et 0,11 mg/L, respectivement.

Les concentrations du Co dans les lixiviats des recouvrements sont compris entre 0,004 et 0,41 mg/L en colonne de laboratoire et entre 0 et 0,07 mg/L en cellule de terrain. Les concentrations moyennes au laboratoire et sur terrain sont de 0,07 et 0,04 mg/L, respectivement.

Les données ponctuelles de l'As, Cu et Ba sont du même ordre de grandeur entre le laboratoire et le terrain et demeurent clairement sous la valeur de 1 mg/L. Les concentrations de Ca dans les lixiviats au laboratoire (présentées graphiquement au chapitre 6) (427-700 mg/L) sont du même ordre de grandeur que les essais *in situ* (223-614 mg/L). Les concentrations de Mn dans le lixiviat au laboratoire (2,3 mg/L) sont inférieures aux mesures de terrain (6,6 mg/L).

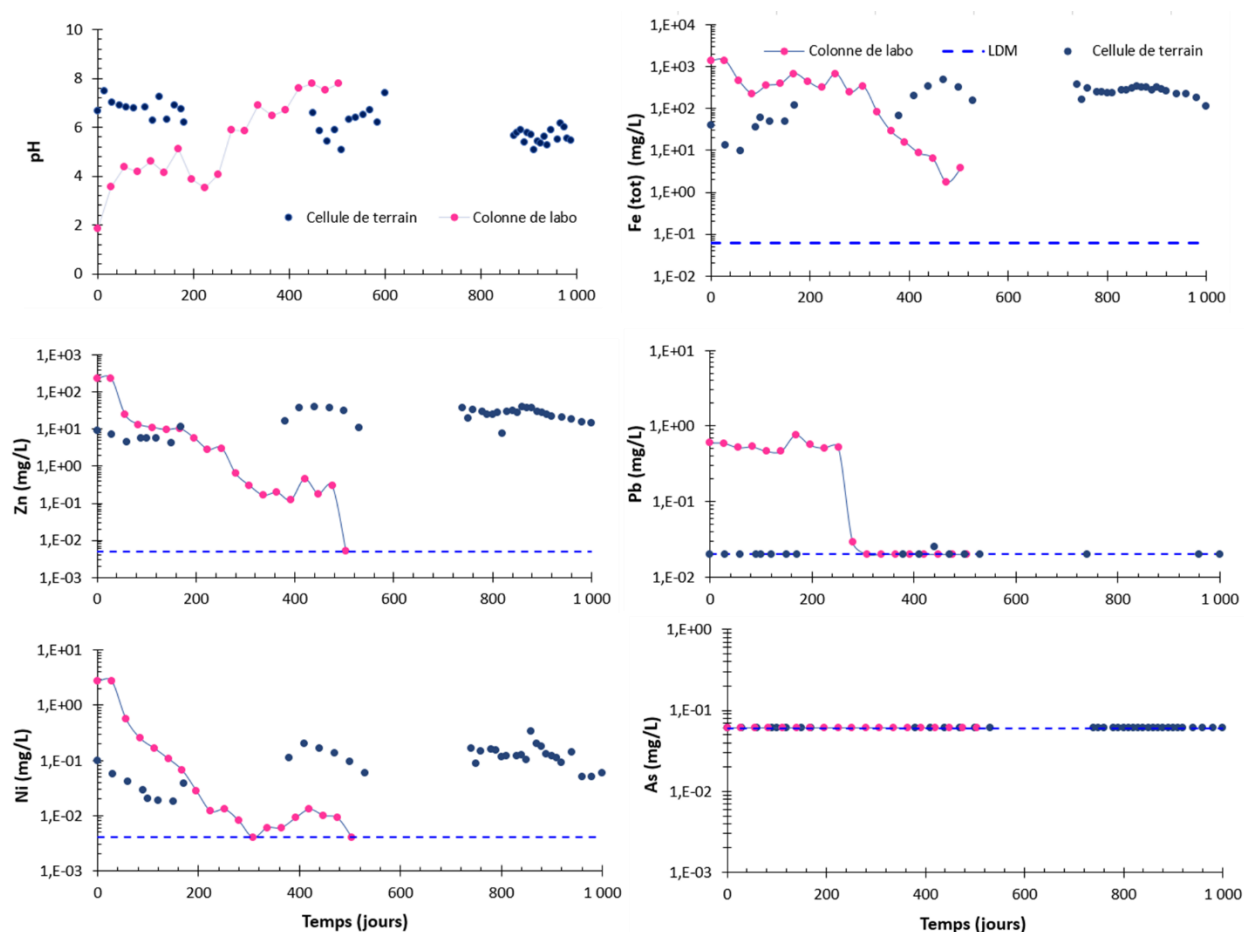


Figure 8.6 Comparaison des paramètres (pH, Fe, Zn, Pb, Ni et As) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et *in situ* avec la limite de détection de la méthode (LDM)

Les mesures des concentrations moyennes des sulfates au laboratoire et sur terrain (présentées graphiquement au chapitre 6) sont de 3500 et 2200 mg/1, respectivement. Les mesures de la conductivité électrique (non présentées graphiquement ici) traduisent la quantité des anions et cations en solution. Les conductivités électriques mesurées *in situ* (1,4-7,7) sont plus élevées que celles mesurées au laboratoire (1,2-4,3) en dehors de la valeur initiale (premier rinçage) de laboratoire (13,6) qui est influencé par l'eau interstitielle de résidu réactif.

Les valeurs d'alcalinité des lixiviats (non présentées graphiquement ici) *in situ* oscillent entre 1 et 219 mg CaCO_3/L , plus élevées que celles mesurées au laboratoire (variant entre 0 et 147 mg CaCO_3/L). Cette différence entre le terrain et le laboratoire suggère la plus grande dissolution des carbonates des matériaux de recouvrement sur le terrain comparativement au laboratoire.

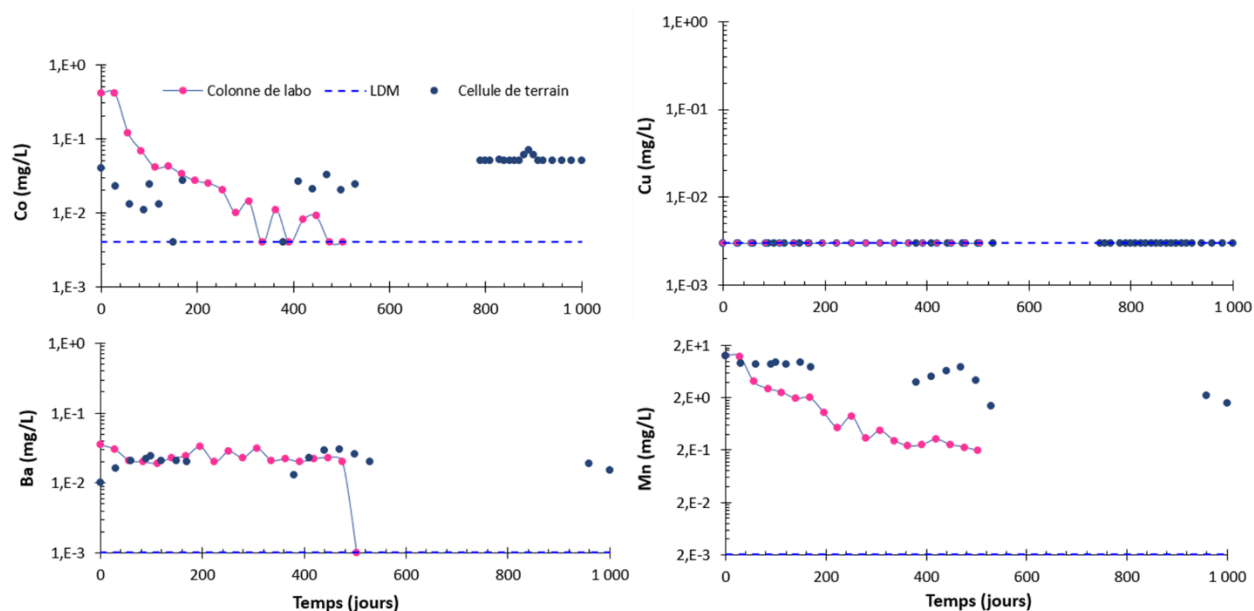


Figure 8.7 Comparaison des paramètres (Co, Cu, Ba et Mn) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et *in situ* avec la limite de détection de la méthode (LDM)

Les valeurs moyennes mesurées au laboratoire et sur le terrain sont présentées à la Figure 8.8.

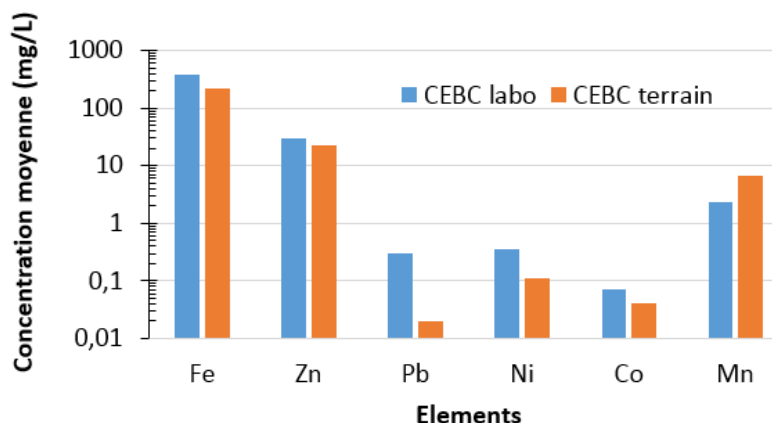


Figure 8.8 Concentrations moyennes dans le lixiviat de résidus recouverts par une CEBC mesurées au laboratoire et sur le terrain

Les valeurs moyennes des résultats de tests de consommation d'oxygène sur les recouvrements au laboratoire et sur terrain sont présentées à la Figure 8.9. Les valeurs moyennes traversant la surface de la couche de rétention d'humidité des recouvrements étaient de l'ordre de 25 moles/m²/an pour la colonne de laboratoire et de 35 moles/m²/an pour la cellule de terrain. Considérant la précision et la variabilité des mesures réalisées, on peut dire que les deux échelles donnent des résultats similaires.

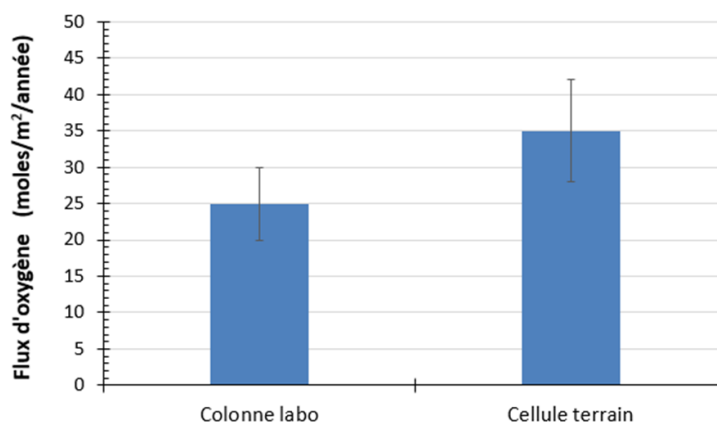


Figure 8.9 Flux d'oxygène traversant la surface de la couche de rétention d'humidité de recouvrements au laboratoire et sur terrain

8.2.3 Taux de relargage instantané des résidus recouverts par une CEBC

Le taux de relargage est le taux auquel un élément chimique est libéré d'une unité de masse par unité de temps (Sapsford et *al.*, 2009; Plante et *al.*, 2014). Dans la présente étude, les taux de

libération instantanée des éléments ont été évalués à partir de la masse élémentaire cumulée dans le temps, normalisée au volume (en m^3) de résidus réactifs recouverts par une CEBC dans la colonne de laboratoire ou dans la cellule expérimentale de terrain au fil du temps (jours, d). La masse élémentaire estimée (mg) s'écoulant de la colonne de laboratoire ou de la cellule expérimentale de terrain a été calculée en utilisant le volume total de lixiviat (V, en L), la concentration (C, en mg/L) et l'intervalle de temps (t, en jours). Les taux moyens de libération instantanée de certains éléments provenant des tests en laboratoire et sur le terrain sont présentés dans la Figure 8.10. Les résultats présentés pour la cellule expérimentale sur le terrain correspondent à la période de surveillance de l'année 2018; un comportement similaire a été observé en 2017. Des différences de taux de libération instantanée sont observées pour la plupart des éléments. Les taux de libération suivent généralement l'ordre: colonne de laboratoire avec CEBC > cellule de terrain avec CEBC et montrent entre 1 et 3 ordres de grandeur de différence entre les échelles. Les résultats de la colonne CEBC de laboratoire montrent clairement deux comportements distincts; c'est-à-dire un avant 300 jours et un après 300 jours. Entre les jours > 300 et 504 (atteinte de l'état d'équilibre géochimique ou le temps nécessaire pour expulser la contamination initiale de l'eau interstitielle), les taux de relargage entre le laboratoire et le terrain étaient similaires pour le Fe; ont été réduits d'un ordre de grandeur de différence pour Ca, Pb, As, Ni et Mg; et n'ont pas été modifiés pour le Zn par rapport à toute la période de suivi de la colonne de laboratoire (voir Fig. 8-10). Ainsi les différences de grandeur, pour la période entre 300 et 504 jours au laboratoire, sont de 1 ordre pour Fe, Zn et Cu, 2 ordres pour S, Ca, Mg, As et Ni et 3 ordres pour Pb.

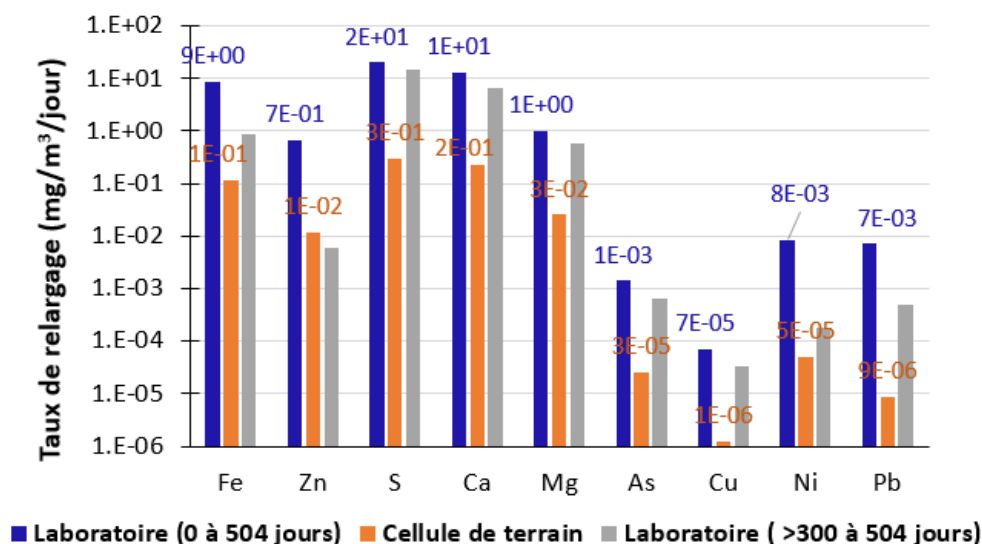


Figure 8.10 Comparaison entre le laboratoire et le terrain du taux de relargage normalisé des résidus recouverts par une CEBC

8.2.4 Causes des différences entre l'échelle laboratoire et terrain

8.2.4.1 Précipitation de minéraux secondaires

Les différences entre les échelles pourraient être dues à la précipitation de minéraux secondaires. Certains éléments pour lesquels des différences d'ordre de grandeur sont observées dans les taux de relargage entre les échelles sont souvent impliqués dans la précipitation des minéraux secondaires. Visual Minteq ver. 3.0 (Felmy et *al.*, 1984) a été utilisé pour l'analyse du lixiviat de des résidus recouverts par une CEBC au laboratoire et sur le terrain. Les indices de saturation obtenus ($IS > 0$) indiquent que les conditions de précipitation de minéraux secondaires contenant Fe, Al, K, Mn et Si semblent plus favorables dans la cellule expérimentale de terrain que dans la colonne de laboratoire (voir le Tableau 8.3 pour les indices de saturation). Les minéraux secondaires potentiels sont les oxyhydroxydes de fer, le sulfate hydraté d'aluminium et de potassium sous forme d'alunite et les minéraux silicateux secondaires tels que l'hallowsite.

Tableau 8.3 Indices de saturation des minéraux secondaires possibles pour les scénarios avec recouvrement

Minéraux secondaires	Formules chimiques	Indices de saturation (IS)	
		Terrain	Laboratoire
Basaluminite	$\text{Al}_4 (\text{OH})_{10} \text{SO}_4 (\text{s})$	6,503	1,106
Alunite	$\text{KAl}_3 (\text{SO}_4)_2 (\text{OH})_6$	6,786	6,304
Bixbyite	$(\text{Fe}, \text{Mn})_2\text{O}_3$	29,064	22,534
Diaspore	$\text{AlO} (\text{OH})$	3,474	2,209
Ferrihydrite	$\text{Fe}^{3+} 2\text{O}_3 \cdot 0.5 (\text{H}_2\text{O})$	5,951	5,521
Goethite	$\alpha \text{Fe}^{3+} \text{O} (\text{OH})$	8,902	8,23
Halloysite	$\text{Al}_2 \text{Si}_2 \text{O}_5 (\text{OH})_4$	4,243	2,846
Hematite	Fe_2O_3	20,156	18,859
Imogolite	$\text{Al}_2 \text{SiO}_3 (\text{OH})_4$	4,256	2,293
Lepidocrocite	$\text{Fe}^{3+} \text{O} (\text{OH})$	8,39	7,35
Magnesioferrite	$\text{MgFe}^{3+} 2\text{O}_4$	10,669	7,902

8.2.4.2 Effet de la température sur les taux de relargage instantané des éléments

La loi d'Arrhenius qui est décrite par l'équation générale ci-dessous permet de mettre en évidence l'effet de la température sur la variation de la vitesse d'une réaction chimique (i.e. taux d'oxydation des sulfures, McQuarrie, 2012) :

$$k = A e^{\frac{-E_a}{RT}} \quad [8.1]$$

k : taux d'oxydation (mg/s)

A : constante appelée aussi facteur de fréquence (même unité que k)

E_a : énergie d'activation (J/mol)

R: constante universelle des gaz parfaits (8,314472 kJ.mol⁻¹. K⁻¹)

T: température (Kelvin, K)

Pour deux températures (T₁ et T₂) avec T₂ > T₁, avec T₁ et T₂ représentant respectivement la température du terrain et du laboratoire, l'équation de la loi d'Arrhenius devient :

$$\ln \frac{k_2}{k_1} = \frac{E_a}{R} \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right) \quad [8.2]$$

La pyrite est le minéral sulfureux le plus abondant dans les résidus LaRonde (voir Tableau 8.1). Pour les matériaux de recouvrement, les résidus TG contiennent 0,3% pyrite, le stérile WP 1,4% pyrite et le stérile WL 0,5% pyrite.

L'énergie d'activation (E_a) de la pyrite varie en fonction du pH. Par exemple, les valeurs de E_a sont comprises entre 4 et 92 kJ/mol pour des pH entre 6 et 8 (Nicholson et *al.*, 1988, 1994; Blowes et *al.*, 2003). Pour avoir une idée de l'effet de la température sur les taux de réaction de la pyrite, les scénarios pour des températures variant entre 1 et 24°C et pour des énergies d'activation de 5, 20, 40, 80 et 94 kJ/mol ont été simulés (Fig. 8.11; Edahbi, 2018). Le paramètre $k(24)/k(T)$ représente le rapport des taux d'oxydation entre la température du terrain $k(T)$ et la température du laboratoire $k(24)$.

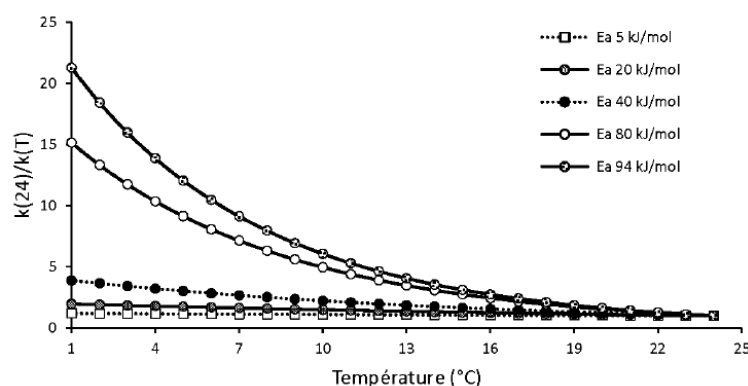


Figure 8.11 Rapport du taux d'oxydation de la pyrite en fonction de la température (tirée de Edahbi, 2018)

Ces scénarios montrent d'importantes différences entre les conditions des essais de terrain et de laboratoire en termes du taux d'oxydation de la pyrite. D'autres chercheurs ont fait la même observation (e.g., Day et *al.*, 2005; Plante et *al.*, 2010;2014).

Pour les températures moyennes de laboratoire et de terrain rencontrées, la température peut modifier la vitesse de réaction de la pyrite d'un facteur important, avec une vitesse plus rapide dans les conditions de laboratoire (Plante et *al.*, 2014). Le facteur de correction de la température peut réduire les taux de libération en laboratoire d'environ la moitié à un ordre de grandeur (e.g., Bennett et *al.*, 2000; Malmström et *al.*, 2000).

Les résidus recouverts par une CEBC au laboratoire sont restés à environ 25 °C pendant toute la période de suivi, tandis que les résidus avec recouvrement dans la cellule expérimentale sur le terrain ont été soumis à des températures extérieures (avec une valeur moyenne de 15,6 °C) pendant la période de suivi (sans inclure les mois d'hiver). À des températures auxquelles se sont déroulées les essais de laboratoire et de terrain, les taux d'oxydation sont environ 2 fois plus rapides en laboratoire pour l'énergie d'activation (E_a) égale à 94 kJ/mol. Durant l'oxydation-neutralisation, on suppose que les taux de génération des autres éléments pourraient être influencés par un facteur similaire à celui de l'oxydation de la pyrite vu que les neutralisants se dissolvent en réponse à l'oxydation des sulfures. Par conséquent, les taux de génération des principaux métaux générés ont été corrigés pour l'effet de la température par un facteur de 2 (division par 2 des taux en laboratoire). Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 8.12.

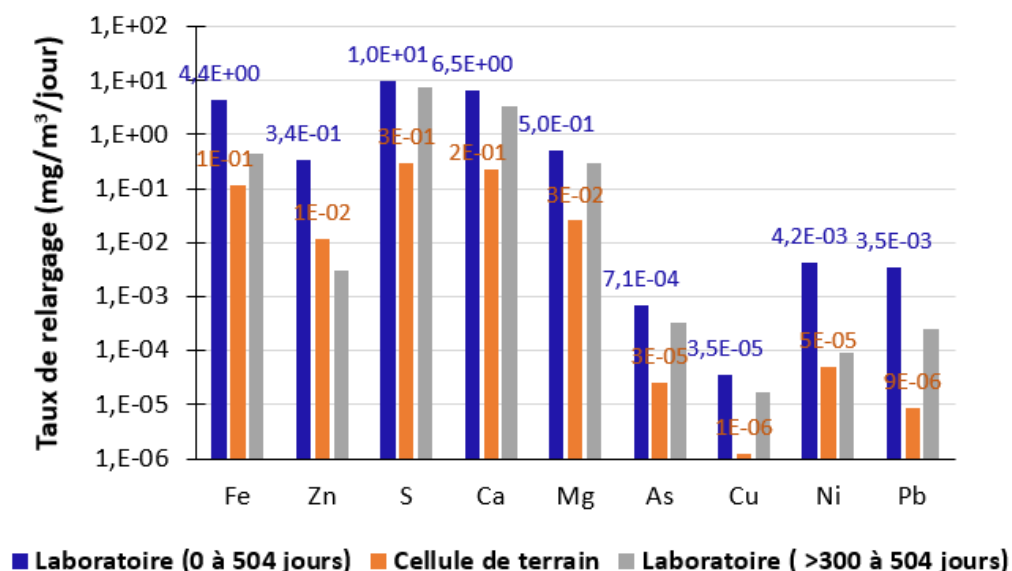


Figure 8.12 Comparaison entre le laboratoire et le terrain du taux de relargage normalisé et corrigé des résidus recouverts par une CEBC

Malgré cette correction, les taux de relargages instantanés issus de la colonne de laboratoire restent supérieurs à ceux issus de la cellule de terrain pour tous les éléments présentés ici. Ces résultats confirment que les différences de température entre le laboratoire et le terrain ne peuvent expliquer totalement les différences observées de taux de génération des métaux entre ces deux échelles.

8.2.4.3 Autres causes potentielles des différences entre l'échelle laboratoire et terrain

Les différentes conditions hydrogéologique (ex. bilan hydrique) et l'épaisseur de la couche de résidus réactifs des essais au laboratoire et sur terrain peuvent avoir un impact sur les taux de relargage. En effet, les contrôles d'équilibre sont favorisés par des facteurs hydrologiques qui contribuent à des concentrations plus élevées en éléments aqueux, comme le rapport liquide-solide (RLS) faible et le temps de contact élevés entre phases liquide et solide (Plante et *al.*, 2014). Ces conditions sont plus susceptibles d'être rencontrées sur terrain qu'en laboratoire. Cela pourrait expliquer, à tout le moins en partie, les différences de taux de relargage observées entre le laboratoire et le terrain pour certains éléments chimiques. La mobilité des contaminants sur le terrain peut être réduite par rapport aux tests de laboratoire via plusieurs processus géochimiques tels que la précipitation des minéraux secondaires résultant de l'équilibre thermodynamique et géochimique des solutions (Zendah et *al.*, 2013). La réactivité des minéraux porteurs de contaminants dépend des paramètres hydrogéologiques, géochimiques et minéralogiques (Zendah et *al.*, 2013).

8.2.4.4 Synthèse des résultats sur l'effet d'échelle

Des différences des concentrations des métaux ont été observées entre les résultats de laboratoire et de terrain dans le cas de résidus réactifs seuls et celui des résidus recouverts par une CEBC. Des différences de taux de libération instantanée sont aussi observées pour la plupart des éléments dans le cas des résidus recouverts par une CEBC. La réactivité des résidus était généralement plus élevée dans les conditions des essais sur terrain que celles des essais au laboratoire. Les valeurs de consommation d'oxygène des résidus réactifs sont légèrement plus élevées sur terrain qu'en laboratoire. Les taux de libération des éléments pour le cas des résidus recouverts par une CEBC suivent généralement l'ordre: colonne de laboratoire > cellule de terrain et montrent entre 1 et 3 ordres de grandeur de différence entre les échelles. La température, les conditions hydrogéologiques (rapport liquide-solide, le temps de contact liquide-solide), la précipitation des minéraux secondaires, les paramètres géochimiques et minéralogiques peuvent expliquer les différences entre les échelles. Basé sur ces observations, on peut conclure que les résultats des tests

de laboratoire ne reflètent pas nécessairement les résultats des tests sur le terrain en termes de concentrations de contaminants et de taux de réaction. Les résultats géochimiques obtenus démontrent qu'il est encore difficile de prédire les résultats de terrain à partir uniquement des tests de laboratoire pour tous les contaminants. Pour le scénario de restauration, les expériences sur le terrain à l'échelle intermédiaire pour prédire la performance des scénarios de couverture à l'échelle réelle restent indispensables.

8.3 Validation du comportement hydrogéologique de la cellule inclinée par la modélisation numérique

Il est important de rappeler que l'objectif principal de la construction de la cellule inclinée était d'évaluer la capacité d'un recouvrement constitué de rejets miniers à dévier l'eau pour empêcher son infiltration dans les stériles de la Digue 1 du parc à résidus LaRonde. Le comportement hydrogéologique de trois années de suivi de cette cellule, dans les conditions naturelles et de mouillage artificielles contrôlées, ont montré qu'il était possible, avec la configuration du système de recouvrement évalué en cellule inclinée de contrôler l'infiltration d'eau. Les résultats obtenus indiquent que le recouvrement incliné limite la percolation de l'eau à des valeurs inférieures à 1% des précipitations incidentes (moins de 5 mm de précipitations) dans des conditions naturelles. Lorsque des événements de mouillage importants ont été appliqués, les valeurs du taux de percolation on atteint un maximum de 10% (60 mm de précipitations).

Dans l'objectif de valider que le comportement hydrogéologique observé dans le modèle physique sur le terrain représente bien le comportement attendu d'un point de vue théorique, des modélisations numériques ont été réalisés avec le logiciel SEEP/W de la suite GeoStudio (GEO-SLOPE International Ltd.)

Ce logiciel par éléments finis permet de simuler le flux et le transport d'eau liquide ou de vapeur, de chaleur et de gaz à travers des milieux poreux saturés et non saturés à la fois en régime permanent et transitoire. Le code prend en compte les caractéristiques hydrogéologique et thermiques des matériaux et intègre l'effet des conditions climatiques. SEEP/W résout l'équation de Richards pour l'écoulement de l'eau avec comme hypothèses que le milieu poreux est indéformable, homogène et isotrope et que le fluide est incompressible. Les lois de Fick sont intégrées dans le logiciel pour simuler le transport

diffusif de l'oxygène. L'équation de Penman-Wilson (Wilson, 1990; Wilson et *al.*, 1994) est utilisée par le logiciel pour simuler les interactions entre le sol, la végétation et l'atmosphère grâce à la fonction d'interaction sol-climat (LCI; Geo-Slope International Ltd., 2017). Six paramètres climatiques sont utilisés pour définir les conditions aux limites de la surface: température de l'air, précipitations, humidité relative, vitesse du vent, rayonnement solaire et albédo. Ce code a déjà été utilisé par plusieurs auteurs pour simuler le comportement hydrogéologique des systèmes de couverture utilisés pour contrôler la génération de DMA et d'autres systèmes de sols non saturés (Chapuis et *al.*, 1993, 2001; Bussière et *al.*, 2001; 2003; Dagenais, 2005; Martin et *al.*, 2005; Aubertin et *al.*, 2009; Pabst et *al.*, 2017a; Kalonji-Kabambi et *al.*, 2017, Larochelle, 2019; Hotton et *al.*, 2019).

8.3.1 Géométrie du modèle numérique

Les dimensions du modèle numérique sont basées sur les dimensions réelles de la cellule expérimentale (voir Chapitre 7). Le modèle numérique mesure 7,4 m de haut (au maximum) et 20 m de long. Les stériles réactifs de la digue ont une hauteur maximale de 6,3 m. La géométrie de la cellule est représentée par une couche de résidus TG de 0,8 m d'épaisseur sur laquelle est placée une couche de stériles WL de 0,30 m d'épaisseur. La cellule est inclinée d'un angle de 18° (3H :1V). La taille de la maille des éléments est de 6 cm. Le modèle est composé d'un total de 9385 nœuds et de 10 348 éléments quadrilatéraux et triangulaires (Fig. 8.13).

8.3.2 Propriétés des matériaux

Les modèles van Genuchten (1980) et Mualem (1976) ont respectivement été utilisés pour décrire les courbes de rétention d'eau mesurées au laboratoire et prédire les fonctions de perméabilité des matériaux utilisés dans la simulation numérique (Fig. 8.14). Les propriétés hydrogéologiques (AEV , θ_r et k_{sat}) des différents matériaux (voir Tableau 7.1, Chapitre 7) ont été ajustées dans la simulation numérique. Cette calibration a été effectuée au moyen d'ajustements successifs (itératifs) pour reproduire de manière acceptable le comportement observé sur le terrain et considéré comme représentatif du comportement hydrogéologique réel de la cellule inclinée. Cependant, les modifications apportées aux différents matériaux ont été minimisées afin de rester au plus près des propriétés mesurées en laboratoire.

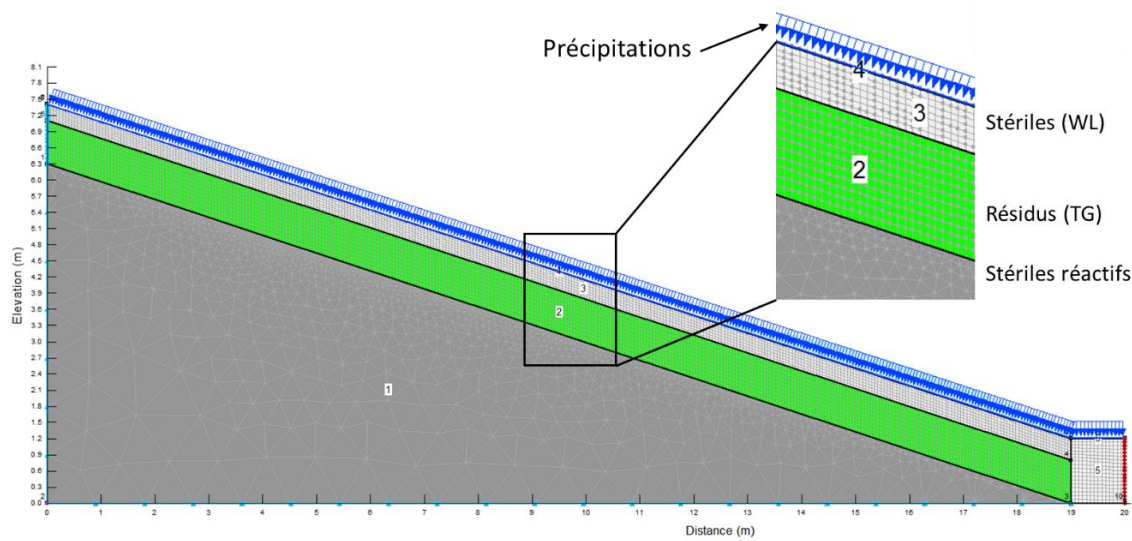


Figure 8.13 Modèle numérique de la cellule expérimentale inclinée

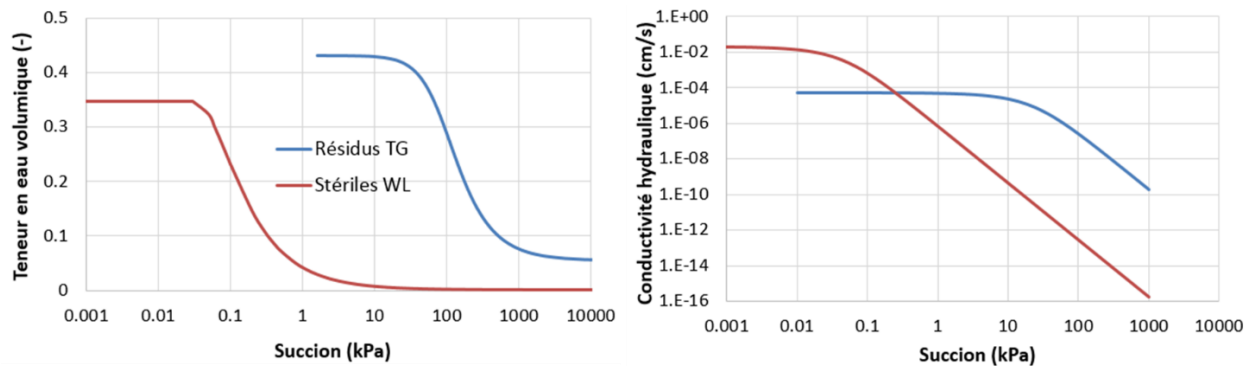


Figure 8.14 Courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité des matériaux utilisés dans les simulations

8.3.3 Conditions frontières et état initial

Une charge totale d'eau constante ($h = 6,3$ m) a été simulée à la base du modèle ($z = 0$ m) en régime permanent pour obtenir un état initial du modèle. Ces conditions correspondent à des conditions hydrogéologiques équivalentes à celles trouvées après la fonte des neiges printanière en Mai 2017 (voir Chapitre 7). Une condition limite sans flux est affectée au bord latéral gauche ($x = 0$ m et $y = 7,4$ m) et une pression hydraulique nulle a été appliquée au bord latéral droit ($x = 20$ m et $y = 0$ m). A partir de ces conditions initiales, des simulations en régime transitoire ont été réalisées en tenant compte des mêmes conditions frontières qu'en régime permanent auxquelles on a ajouté des

conditions aux limites LCI à la surface. Les données météorologiques naturelles de l'année 2017 (184 jours hors période gelée, de Mai à Octobre) sont utilisées. Les Figures 8.15 à 8.17 présentent les valeurs de précipitations, de températures, de l'humidité relative, de la vitesse du vent, de flux de rayonnement solaire et de l'albedo appliquées au modèle numérique en régime transitoire. Les valeurs d'albedo chute de 0,82 à 0,20 à cause de la fonte de neige.

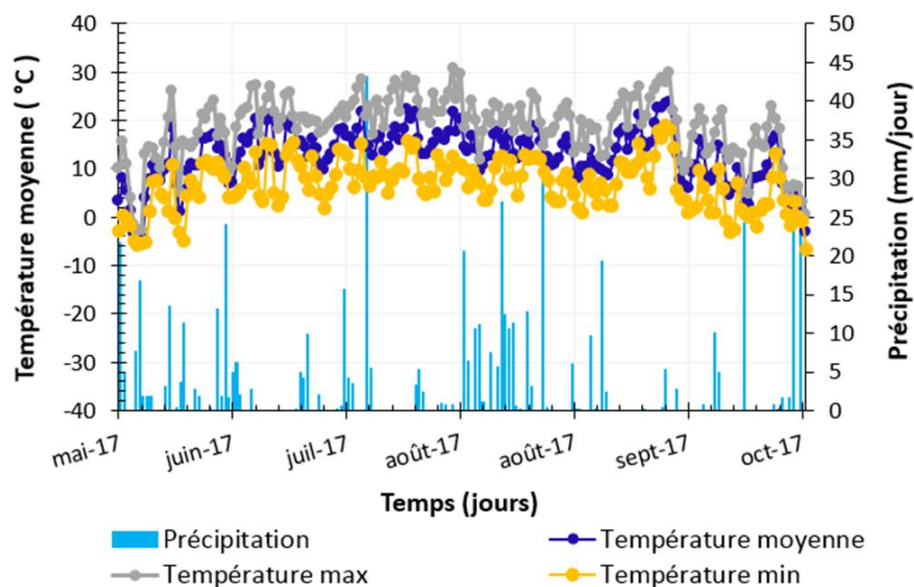


Figure 8.15 Précipitations et températures utilisées comme condition frontière LCI dans le modèle numérique

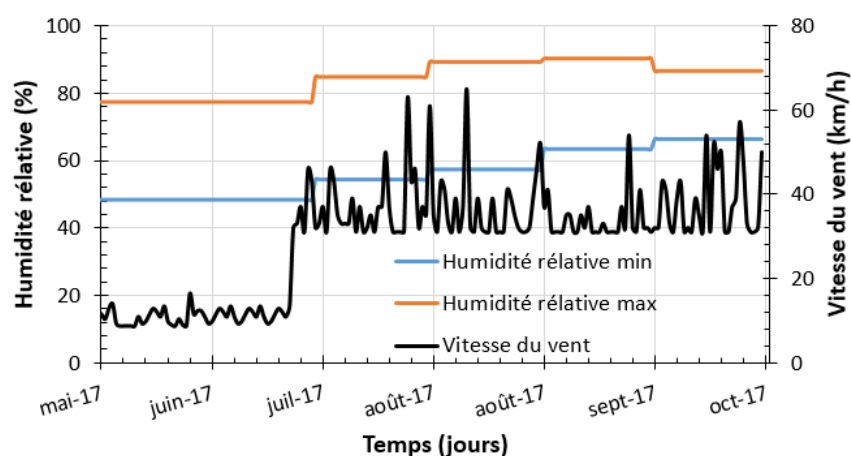


Figure 8.16 Humidité relative et vitesse du vent utilisées dans les simulations

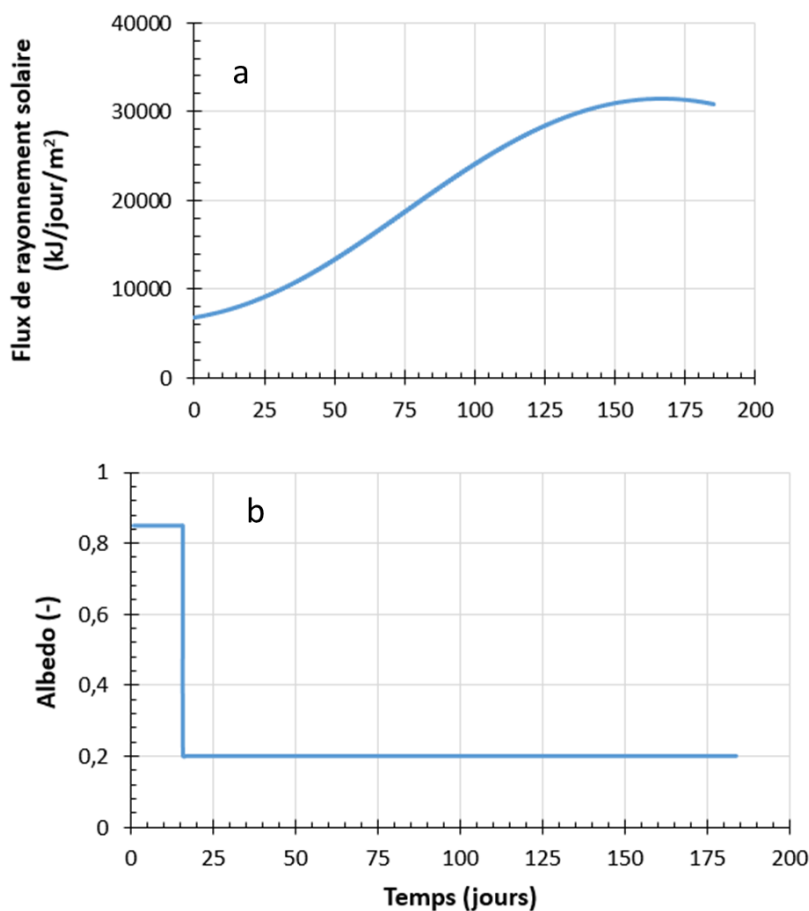


Figure 8.17 Flux de rayonnement solaire estimé (a) et valeurs d'albedo (b), tirées de Brutsaert (2005) utilisés dans les simulations

8.3.4 Résultats des modélisations numériques

Le comportement hydrogéologique de la cellule inclinée a été simulé dans des conditions naturelles et pendant un événement de mouillage.

8.3.4.1 Teneur en eau volumique et profil de succion pour les conditions naturelles

Le modèle numérique a été validé en comparant les mesures sur le terrain de mai à octobre 2017 avec des données simulées. L'objectif de cette étude étant d'évaluer la capacité de ce recouvrement incliné à limiter l'infiltration verticale de l'eau durant la période sans gel; on fait ici l'hypothèse que les périodes gelées ne sont pas critiques quant au contrôle du mouvement de l'eau à travers le recouvrement. La Figure 8.18 montre le profil de teneurs en eau volumique moyenne simulée et

mesurée. Les valeurs moyennes de succion mesurées dans différentes couches sont présentées à la Figure 8.19.

Les valeurs simulées de teneur en eau volumique se situent dans la même plage et suivent la même tendance que les mesures sur le terrain à différentes stations. L'augmentation progressive de la teneur en eau volumique mesurée au début de la période de suivi (Mai) est due à la fonte progressive de la neige et n'est pas captée dans le modèle. Généralement, les valeurs de teneur en eau volumique se situent dans la plage de l'erreur des capteurs ($\pm 0,03$, Soilmoisture, CA, Meter Group Inc.). Les profils de succion simulés ont également été comparés aux valeurs mesurées. De manière générale, les profils simulés sous-estiment légèrement les valeurs de succion mesurées à toutes les stations. La différence entre les valeurs simulées et mesurées est de l'ordre de 3 à 5 kPa selon la station de mesure (Fig. 8.19). Considérant la bonne concordance entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites, autant pour la teneur en eau volumique que pour la succion, le modèle numérique pour la période non gelée est considéré comme représentatif du comportement réel.

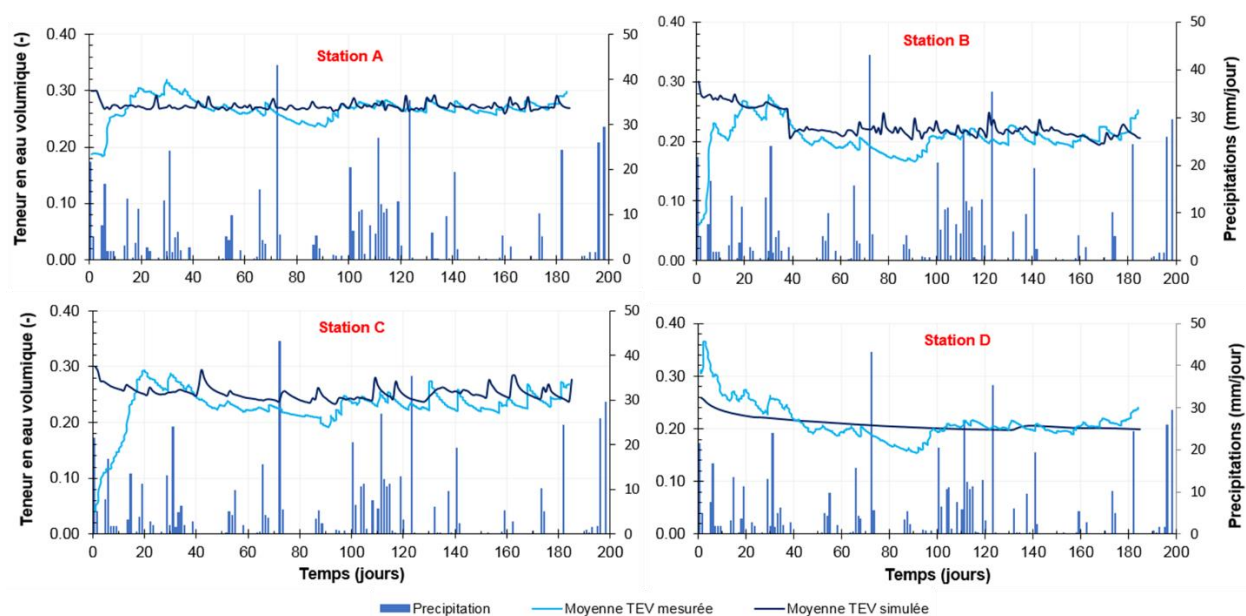


Figure 8.18 Comparaisons entre les variations de teneur en eau volumiques mesurées et simulées dans la couche de matériaux fins pour l'année 2017 (Mai à Octobre): (Station A en bas de pente et station D, en haut de pente).

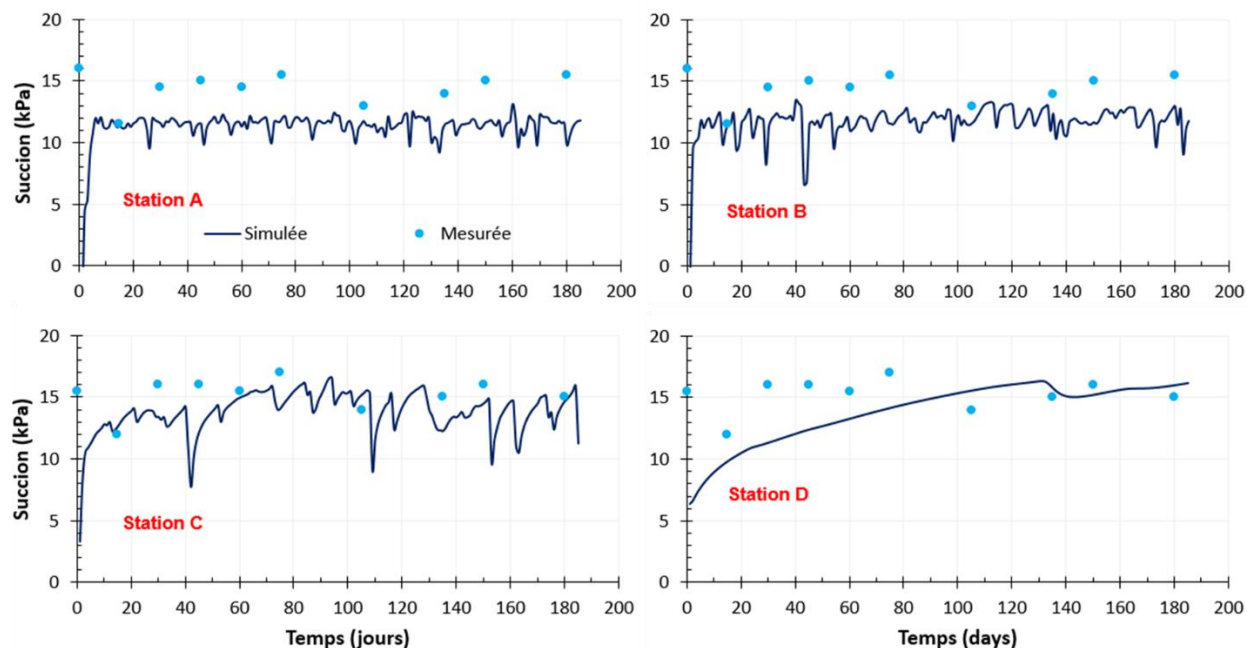


Figure 8.19 Comparaisons entre les variations de succions mesurées et simulées dans la couche de matériaux fins pour l'année 2017 (Mai à Octobre).

8.3.4.2 Teneur en eau volumique et profil de suction durant l'événement de mouillage

Le comportement hydrogéologique de la cellule inclinée lors de l'événement de mouillage artificiel réalisé en 2018 a également été simulé. La Figure 8.20 présente les résultats obtenus. Le modèle numérique a tendance à sous-estimer les valeurs de teneur en eau volumique au début du test de mouillage et à les surestimer au bout de 3 à 8 heures après le début du test, selon les stations de mesure. En général, les valeurs de teneur en eau volumique simulées étaient dans la plage de l'erreur des capteurs ($\pm 0,03$, Soilmoisture, CA, Meter Group Inc.). La teneur en eau volumique augmente généralement dans la couche de matériaux fins au début du test de mouillage. Les eaux d'infiltration et de ruissellement s'accumulent au bas de la pente où la teneur en eau volumique a atteint une valeur de 0,33 à la station A. Aux autres stations, la teneur en eau volumique a atteint des valeurs comprises entre 0,28 et 0,30. Les vecteurs d'écoulement simulés ont montré que l'eau d'infiltration est détournée le long de l'interface entre les résidus TG et les stériles WL et s'écoule à la limite droite du modèle numérique.

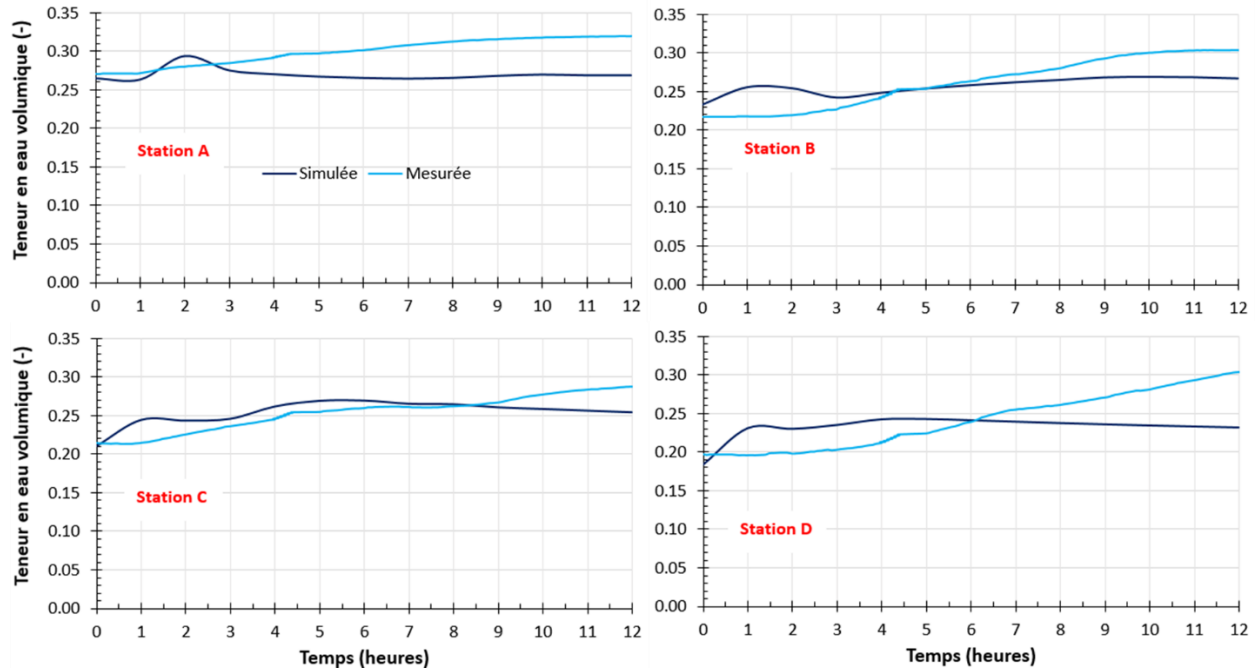


Figure 8.20 Comparaisons entre les variations de la teneur en eau volumique mesurée et simulée dans la couche de matériaux fins pendant l'événement de mouillage

Les valeurs de succion mesurées et modélisées lors de l'évènement de mouillage ont également été comparées (Fig. 8.21). Après le début de l'essai de mouillage, la succion a commencé à diminuer, indiquant l'infiltration progressive de l'eau. La décroissance était rapide dans le modèle numérique comparée aux mesures de terrain. La différence entre les valeurs modélisées et mesurées est plus importante en haut de la pente qu'en bas et, est de l'ordre de 2 à 8 kPa selon les stations de mesure. Cette différence a tendance à diminuer avec le temps et à pratiquement rejoindre la valeur mesurée à la fin de l'essai.

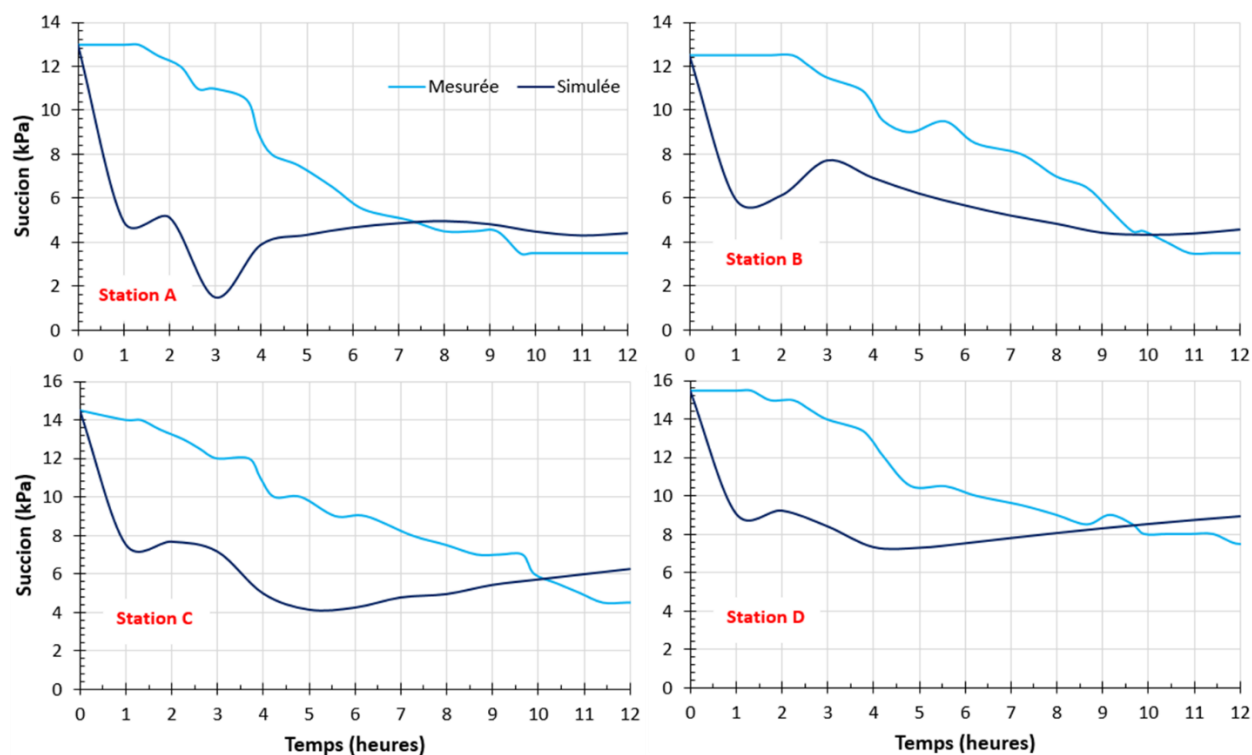


Figure 8.21 Comparaisons entre les variations de la succion mesurée et simulée dans la couche de matériaux fins pendant l'événement de mouillage

8.3.4.3 Bilan hydrique

La Figure 8.22 présente les résultats du bilan hydrique de la période non gelée de 184 jours (juin à octobre) pour l'année de suivi 2017 dans les conditions naturelles. Comme il avait été observé avec les mesures des composantes du bilan hydrique sur le modèle physique de terrain (Fig. 7.12, Chapitre 7), l'évaporation réelle (AE pour Actual Evaporation) est la principale composante du bilan hydrique, avec une contribution de 58%, suivi du ruissellement R (27%), du stockage ΔS (9%) et de la percolation NP (6%). Cependant, par rapport aux mesures sur terrain, le modèle numérique sous-estime la composante évaporation qui a été estimée à environ 73% (Tableau 8.4). Rappelons que pour les résultats du modèle physique de terrain, la composante évaporation a été déduite des autres composantes du bilan hydrique, ce qui pourrait être une source d'erreur (Scanlon et *al.*, 2005; Evett et *al.*, 2012a, b). D'un autre côté, dans le modèle numérique, AE a été calculé à l'aide de L'équation de Penman-Wilson grâce à la fonction d'interaction sol-climat. Cette équation

théorique n'est pas parfaite et pourrait dans certains cas s'éloigner de la réalité (Tran et *al.*, 2016; Tran, 2013, Dunmola, 2012).

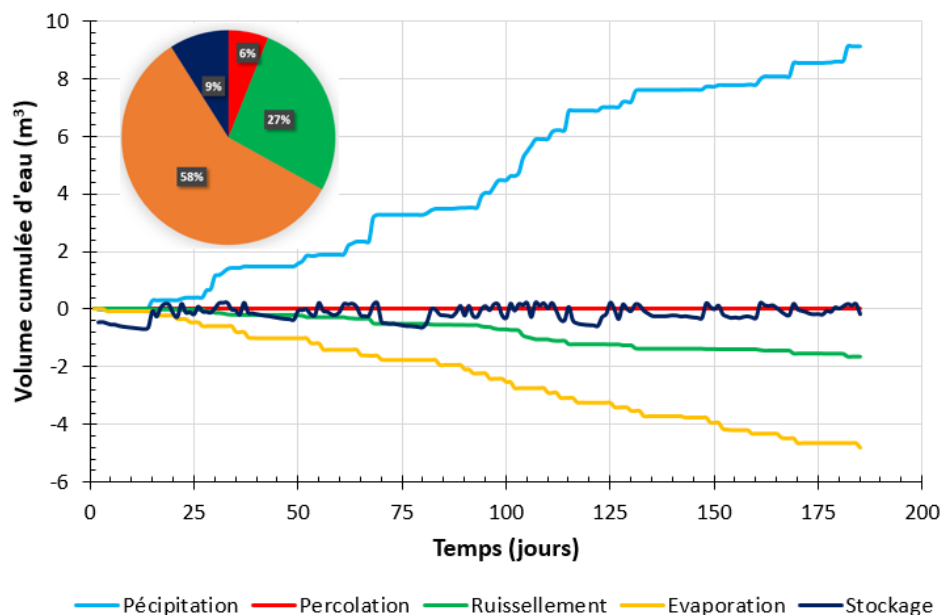


Figure 8.22 Composantes du bilan hydrique simulé entre Juin et Octobre 2017 de la cellule inclinée

Tableau 8.4 Différentes composantes du bilan hydriques mesurées et modélisées

	Paramètres	Paramètres mesurés (toutes les stations)	Paramètres modélisés
Année 2017	Évaporation réelle (%)	73	58
	Stockage (%)	3	9
	Percolation laterale (%)	9	n.m
	Percolation nette (%)	2	6
	Ruissellement (%)	13	27

n.m : non modélisé

8.4 Comportement géochimique de résidus désulfurés Z5 et de la colonne 8

Les résidus désulfurés Z5 ont été produits par flottation à partir du minerai Z5. Ce minerai a été échantillonné à une granulométrie tronquée à 50 mm (Fig. 8.23a). Après les étapes de concassage et de broyage, la désulfuration de ce minerai a été réalisée par flottation non sélective en colonne de flottation au laboratoire URSTM-UQAT (Fig. 8.23b). Afin de construire un des scénarios de

recouvrement avec de rejets désulfurés dans la CRH, des rejets désulfurés Z5 à 0,18 % S et 1,17% C ont été produits. Ce matériau a été utilisé dans la colonne 3 (voir Fig. 3.1 du Chapitre 3) pour l'étude de son comportement géochimique et comme couche de rétention d'humidité dans la colonne 8 (voir Fig. 3.2 du Chapitre 3). Les résidus désulfurés Z5 était plus fin (D_{90} de 55 μm) que les résidus TG (D_{90} de 80 μm) utilisés dans les CRH des colonnes 6 et 7 (voir Fig. 3.2 et Annexe D).

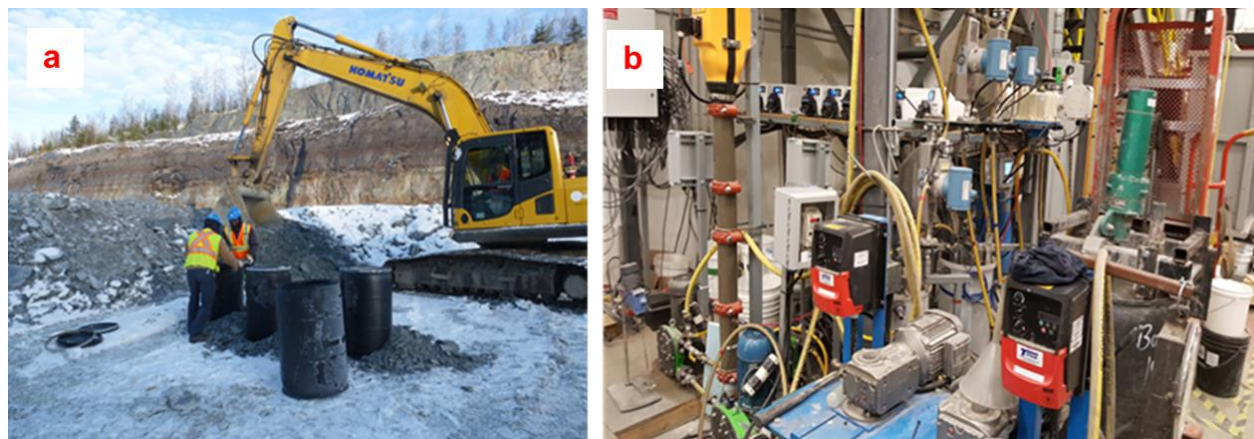


Figure 8.23 Échantillonnage de minerais Z5 (a) et désulfuration en colonne de flottation (b)

Le suivi du comportement géochimique des résidus désulfurés Z5 et du recouvrement simulé dans la colonne 8 a été fait au laboratoire pendant respectivement 392 et 504 jours. Les résultats sont présentés à la Figure 8.24.

Les résidus désulfurés LZ5 sont non générateurs d'acide. Le pH de la colonne témoin ne contenant que ce matériau est compris entre 7,2 et 9,6. La concentration moyenne de sulfates est de 685 mg/L. Les concentrations moyennes de Fe, Zn, Cu et Ni dans le lixiviat sont respectivement de 0,05 mg/L, 0,4 mg/L, 0,035mg/L et 0,029 mg/L.

Pour ce qui est de la colonne 8 où le résidus désulfurés Z5 ont été utilisés dans la CRH, le pH est compris entre 2 et 4. La concentration moyenne de sulfates est de 3450 mg/L. Les concentrations moyennes de Fe, Zn, Cu et Ni dans le lixiviat sont respectivement de 477 mg/L, 169 mg/L, 1,76 mg/L et 1,89 mg/L. Le comportement géochimique de la colonne 8 présenté à la Figure 8.19 n'est pas celui qui était attendu pour ce scénario de restauration. En effet, dès le premier cycle de suivi, la colonne 8 ne s'est pas drainée. Pour pallier à cette situation, une pompe péristaltique a été utilisée pour faciliter le drainage de la colonne pendant les 5 premiers cycles. A partir du 6^{ème} cycle il a été

observé un drainage très rapide de cette colonne par rapport à ce qui était observé pour les autres colonnes. Le drainage de la colonne 8 prenait environ 1h au lieu d'au moins 24 h. Au démontage de la colonne après 19 cycles (504 jours), il a été remarqué que l'utilisation de la pompe péristaltique a créé des voies d'écoulements préférentiels entre les parois de la colonne et la CRH. Ces voies d'écoulements ont servi de passage de l'eau et de l'oxygène à partir du 6^{ème} cycle jusqu'à la fin de suivi de cette colonne (19^{ème} cycle). Ce dysfonctionnement n'a pas permis à la couche de rétention d'humidité de jouer son rôle de barrière à l'oxygène. Cette situation n'a pas permis l'amélioration du comportement géochimique et la performance globale du recouvrement comme attendu et observé pour les cas de recouvrements simulés dans les colonnes 6 et 7.

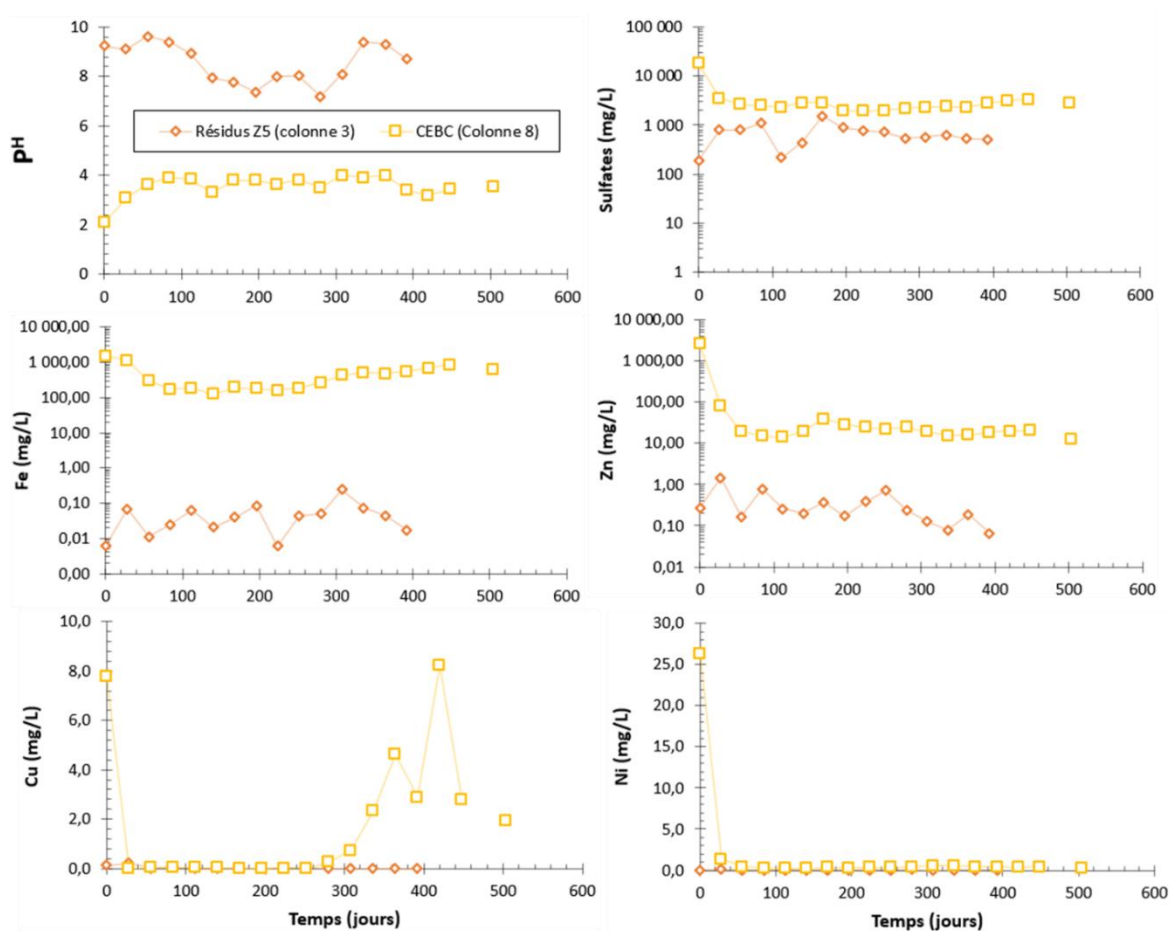


Figure 8.24 Comportement géochimique de résidus désulfurés Z5 (colonne 3) et de la colonne avec recouvrement (colonne 8)

Basé sur cette expérience, on recommande d'être prudent avec l'utilisation de pompes péristaltiques lorsque l'on veut faciliter le drainage des colonnes avec recouvrement. La vitesse

d'aspiration de l'eau (vitesse du rotor) doit être maintenue plus basse que possible afin de ne pas créer des voies d'écoulement préférentiels qui viendront modifier la performance réelle des recouvrements. Si de tels chemins d'écoulement se créent, les résultats obtenus ne peuvent être valorisés.

CHAPITRE 9 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

9.1 Contexte et rappel de l'objectif général de la thèse

Beaucoup de progrès ont été réalisés au niveau de la gestion environnementale des rejets miniers générateurs de contaminants au cours des vingt dernières années. Actuellement, de plus en plus de travaux de recherche sur les systèmes de recouvrement d'ingénierie sont initiés pour évaluer leur capacité à prévenir ou à contrôler la formation du drainage minier acide (DMA) à long terme. La finalité de ces travaux vise ultimement à améliorer les techniques existantes et/ou à proposer de nouvelles techniques de restauration d'aires d'entreposage de rejets miniers solides adaptées aux conditions climatiques locales et à la disponibilité des matériaux de recouvrement. En climat humide (ou tempéré), les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC), sont souvent considérées comme une des options la plus appropriée pour contrôler le DMA. Ce type de recouvrement utilise des matériaux fins et grossiers qui ont un contraste hydrogéologique important, favorisant la création d'effets de barrière capillaire aux interfaces, la rétention des eaux météoriques dans les matériaux fins et un drainage rapide dans les matériaux grossiers. Le maintien d'une couche de rétention d'humidité à un haut degré de saturation permet de contrôler les flux d'oxygène de la surface vers les rejets réactifs, ce qui permet de contrôler la génération de DMA. Toutefois jusqu'à ce jour, les CEBC qui ont été étudiées ou appliquées au niveau d'aires d'entreposage de rejets miniers, ont principalement été constituées de matériaux naturels ou en partie de matériaux miniers. Les difficultés d'approvisionnement (coût associé au transport et au décapage), lorsque les matériaux d'origine naturelle appropriés ne sont pas disponibles à proximité du site à restaurer, augmentent considérablement le coût de construction des recouvrements. En fonction de la taille du site à restaurer et de l'approche envisagée, les coûts de construction peuvent augmenter de manière importante si les matériaux de recouvrement sont situés loin du site. C'est pourquoi les entreprises minières sont de plus en plus intéressées à mettre sur pied des stratégies de valorisation des rejets (concept de l'économie circulaire), et à étudier davantage l'utilisation des matériaux miniers (roches stériles et résidus de concentrateur) dans les recouvrements.

Cependant, des questions subsistent quant à la géochimie des eaux de lixiviat d'une CEBC composée exclusivement de matériaux miniers peu réactifs et placée sur des résidus hautement réactifs, pour lesquels l'eau interstitielle est alors déjà acide et fortement contaminée. Il existe également des incertitudes concernant la capacité des modèles de transport réactifs traditionnels

comme MIN3P à simuler efficacement les principaux mécanismes géochimiques clés dans les résidus hautement réactifs ayant une capacité de neutralisation nulle ou très faible dans différentes conditions environnementales. L'utilisation de couverture composée de rejets miniers peu réactifs visant à dévier l'eau dans les pentes des aires d'entreposage des rejets miniers a été proposée récemment (Aubertin et *al.*, 2009; Martin et *al.*, 2017) mais aucune étude à l'échelle pilote n'a été réalisée sur des pentes abruptes constituées de stériles miniers.

L'objectif principal de la présente thèse consistait à évaluer le comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements constitués de rejets miniers (stériles et rejet de concentrateur) et ce, en vue du contrôle d'un DMA (par le contrôle des flux d'oxygène ou des infiltrations d'eau) issu d'un résidu minier hautement réactif. Cette étude a notamment été effectuée dans le cadre d'une démarche visant à identifier le mode de restauration optimal du parc principal à résidus de la mine LaRonde (Québec, Canada). L'approche opérée dans la présente étude pour atteindre l'objectif principal peut être subdivisée en quatre étapes:

1. Chapitre 4- Modélisation du comportement géochimique de résidus hautement réactifs avec et sans recouvrement. La réalisation d'essais en colonnes au laboratoire et les modélisations numériques ont permis d'étudier le comportement géochimique de résidus hautement réactifs provenant de la mine LaRonde. À cette étape, le comportement géochimique des rejets lorsque recouverts par un recouvrement de type CEBC constitué totalement de rejets miniers faiblement réactifs a également été étudié en colonne et à l'aide du modèle de transport réactif MIN3P. L'objectif principal de cette étape était de valider la capacité de MIN3P à identifier efficacement et simuler les mécanismes géochimiques clés dans des résidus hautement réactifs et d'évaluer une approche de modélisation simplifiée pour prédire le comportement géochimique de la colonne des résidus réactifs avec recouvrement.

2. Chapitre 5 - Comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs restaurés, Partie 1: Caractérisation des matériaux de restauration. Des expériences en laboratoire ont été menées pour caractériser de façon détaillée les propriétés physiques, hydrogéologiques, géochimiques, minéralogiques et environnementales des résidus réactifs et des matériaux miniers de recouvrement. La caractérisation des matériaux de couverture a été effectuée afin de vérifier si les résidus et les stériles à faible teneur en sulfures disponibles avaient des propriétés convenables pour

une utilisation dans une CEBC, et d'évaluer la réactivité des résidus hautement réactifs de la mine LaRonde en laboratoire et sur le terrain.

3. Chapitre 6 - Comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs restaurés, Partie 2: Résultats de laboratoire et de terrain des couvertures faites avec des matériaux miniers. Afin d'étudier davantage l'utilisation de matériaux miniers à faible teneur en sulfures dans la restauration des résidus hautement réactifs, une grande colonne de laboratoire et une cellule de terrain simulant une CEBC ont été construites. Le recouvrement testé dans la cellule de terrain avait la même configuration et les mêmes matériaux que la colonne de laboratoire. Cette partie de l'étude a permis également d'analyser et de comparer les résultats hydrogéochimiques et le flux d'oxygène obtenus à partir de la colonne de laboratoire et de la cellule expérimentale de terrain exposée à des conditions climatiques réelles.

4. Chapitre 7 - Suivi *in situ* d'un recouvrement incliné fait de matériaux miniers pour contrôler l'infiltration d'eau sur une digue de stériles réactifs. La réalisation d'essais (à l'échelle pilote sur site) directement sur la Digue 1 du parc à résidus minier LaRonde, a permis d'évaluer la capacité d'un recouvrement incliné constitué de matériaux miniers à réduire l'infiltration d'eau sur une digue de stériles réactifs. À noter que la configuration testée dans la cellule expérimentale inclinée a été soumise à des conditions climatiques naturelles et à des essais de mouillage artificiel.

Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes. D'une manière générale, ce projet de doctorat a permis de confirmer le potentiel des résidus miniers et des stériles miniers ayant des propriétés physiques, environnementales et hydrogéologiques adéquates comme matériaux de recouvrement de type CEBC pour restaurer des résidus miniers fortement réactifs. Il a été démontré, par des travaux de laboratoire (colonnes instrumentées avec conditions contrôlées) et de terrain (cellule instrumentée de terrain et exposée à des conditions climatiques réelles) qu'une telle CEBC serait efficace à réduire le flux d'oxygène et la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs. Cependant, malgré une réduction très importante de la quantité de contaminants produits par les rejets fortement réactifs grâce à la CEBC, il n'a pas été possible d'amener les concentrations sous les critères réglementaires actuels. À noter que le comportement géochimique des résidus réactifs (avec et sans recouvrement) a également été prédit par un modèle numérique de transport réactif confirmant que les matériaux testés dans les essais réalisés ont eu un comportement près de celui attendu théoriquement.

Il a aussi été démontré par cette étude qu'une couverture inclinée faite des matériaux miniers pour contrôler l'infiltration d'eau sur les stériles réactifs des digues des ouvrages miniers peut être une alternative intéressante pour contrôler les infiltrations d'eau et limiter le débit de DMA à traiter en climat humide. La proportion des précipitations qui s'infiltre à travers le recouvrement testé a été de l'ordre de 1% en conditions normales et de l'ordre de 1 à 9% selon les stations de mesure lorsque des précipitations importantes ont été appliquées.

Les conclusions spécifiques de chacune des étapes de l'étude (chapitres 4, 5, 6 et 7) sont résumées dans les sections suivantes.

9.2 Chapitre 4

Dans ce chapitre, les essais en colonnes au laboratoire et les modélisations numériques (avec le code MIN3P) du comportement géochimique de résidus hautement réactifs seuls et recouverts par une CEBC ont été réalisés. L'objectif était de valider la capacité de MIN3P à identifier efficacement et simuler des mécanismes géochimiques clés dans des résidus hautement réactifs et d'évaluer une approche de modélisation simplifiée pour prédire le comportement géochimique de la colonne des résidus réactifs avec recouvrement.

Les principales conclusions tirées de cette étape sont les suivantes:

- Le modèle de transport réactif MIN3P peut prédire le comportement géochimique des résidus hautement réactifs.
- Les prédictions montrent que même après 10 ans, les résidus non couverts dans la colonne génèrent encore beaucoup d'acidité.
- Les prédictions sur 10 ans ont montré que l'épuisement des principaux sulfures (pyrite, pyrrhotite et sphalérite) obtenus dans le cas de résidus réactifs non couverts soumis aux cycles de mouillage-drainage et saturés est respectivement d'environ 50 et 20%.
- La mise en place d'une CEBC permet de contrôler la génération de contaminants.
- La simulation intégrale de la CEBC avec MIN3P n'a pas été possible mais une approche simplifiée où l'on utilise un flux d'oxygène provenant de l'oxygène dissous dans l'eau d'infiltration équivalent à celui qui aurait passé à travers la CEBC a permis de prédire le comportement géochimique de la colonne avec recouvrement.

- Les résultats géochimiques du système simplifié indiquent une diminution de la concentration de sulfate et de la plupart des métaux dans le lixiviat comparativement aux résidus réactifs non couverts.

9.3 Chapitre 5

L'objectif principal de cette partie de la thèse était d'étudier le comportement hydrogéochimique de résidus hautement réactifs couvert par une CCBE faite entièrement de matériaux miniers à faible réactivité (résidus et roches stériles). Étant donné que tous les matériaux de recouvrement peuvent avoir une influence sur les comportements hydrogéologique et géochimique du recouvrement, un travail de caractérisation multidisciplinaire a d'abord été mené en laboratoire pour caractériser les propriétés physiques, hydrogéologiques, géochimiques, environnementales et minéralogiques des résidus réactifs et des matériaux miniers de recouvrement. Les principales conclusions tirées des résultats obtenus sont les suivantes :

- Les résidus réactifs sont fortement générateurs d'acide avec un lixiviat d'essai cinétique ayant un pH proche de 2, des concentrations élevées de métaux et de sulfates.
- Les matériaux de recouvrement, soient des rejets de concentrateur faiblement sulfureux, et des stériles peu ou pas réactifs (TG, WP et WL), ne sont pas générateurs d'acide ou ne lixivient pas des métaux.
- Les propriétés hydrogéologiques des matériaux testés étaient similaires à celles trouvées dans la littérature pour les résidus et les stériles et sont appropriées comme matériaux d'une CEBC.
- Les résidus à faible teneur en sulfure ont une valeur k_{sat} de l'ordre de 10^{-5} cm/s et un AEV de 2,5 m d'eau; ces valeurs sont similaires aux valeurs de matériaux utilisés dans le passé dans les CEBC efficaces.
- Les stériles testés dans cette étude ont de propriétés hydrogéologiques typiques de celles attendues pour les couches de matériaux grossiers d'une CCBE, avec une valeur k_{sat} élevée (10^{-2} cm/s) et une faible capacité de rétention d'eau (AEV = 0,002-0,003 m d'eau).

9.4 Chapitre 6

Comme les résultats du chapitre 5 ont montré que les rejets faiblement réactifs étudiés avaient les propriétés requises pour être utilisés comme composantes de recouvrements pour contrôler le DMA, des essais en colonne et sur le terrain ont permis d'évaluer leur performance comme matériaux de recouvrement. Le comportement hydrogéochimique de la CEBC a été évalué à partir de données hydrogéologiques, de flux d'oxygène, des mesures des paramètres physico-chimiques ainsi que des analyses de sulfates et métaux dissous dans les lixiviats sur une période d'un an et demi (d'octobre 2017 à avril 2019) pour les colonnes de laboratoire et 3 ans (2017-2019) pour les cellules de terrain.

On retient de ses travaux les conclusions suivantes :

- Une CEBC constituée de matériaux miniers serait efficace à réduire le flux d'oxygène et limiter la production de DMA provenant de résidus hautement réactifs.
- L'efficacité moyenne de la couverture à limiter la production de contaminants solubles dans l'environnement par rapport aux résidus réactifs non recouverts est comprise entre 95 et 100%, respectivement en laboratoire et sur terrain.
- Le niveau d'efficacité ne permet pas de réduire les concentrations de Fe et Zn au niveau exigé par la réglementation québécoise et canadienne actuelle.
- Les résultats de cette étude indiquent également que les objectifs de conception de recouvrement en terme de flux d'oxygène précédemment élaborés pour les résidus non oxydés frais ou les résidus pré-oxydés (flux d'oxygène < 2 moles d'oxygène/m²/an) ne peuvent pas être directement appliqués aux résidus frais ou pré-oxydés hautement réactifs. Par conséquent, il est nécessaire de mieux sélectionner les cibles de flux d'oxygène pour les résidus hautement réactifs.
- Les résultats ont également montré des différences d'ordre de grandeur des concentrations de métaux et de sulfates dans les lixiviats entre les deux échelles de test. Généralement, les concentrations de laboratoire étaient plus élevées que celles de terrain.

9.5 Chapitre 7

Pour rappel, l'objectif de ce chapitre était d'évaluer la capacité d'un recouvrement constitué de rejets miniers à dévier l'eau pour empêcher son infiltration dans les stériles de la Digue 1 du parc à résidus LaRonde. Pour atteindre cet objectif, une cellule expérimentale inclinée simulant une couverture a été construite sur la Digue 1 du parc à résidus LaRonde afin de tester ce scénario de restauration dans des conditions climatiques naturelles et des essais de mouillage artificiel. Un suivi continu sur trois années (2017-2019) de la teneur en eau volumique, de la succion matricielle, du taux de percolation net, de la percolation latérale et des ruissellements a été utilisé pour évaluer le comportement hydrogéologique du recouvrement incliné.

Les principales conclusions tirées de cette étude *in situ* sont les suivantes:

- Les résultats de taux de percolation net indiquent que la configuration du système de couverture limite la percolation de l'eau à des valeurs inférieures à 1% des précipitations incidentes (moins de 5 mm de précipitations) dans des conditions climatiques naturelles.
- Les valeurs du taux de percolation net ont atteint un maximum de 10% (60 mm de précipitations) lorsque des événements de mouillage (un en 2018 et un en 2019) simulant des précipitations importantes (avec une période de retour entre 50 et 100 ans) ont été appliqués à la cellule expérimentale inclinée.
- Le bilan hydrique de la cellule expérimentale inclinée montre que le contrôle de l'infiltration est principalement dû à l'évaporation, avec une contribution atteignant 75%, suivie du ruissellement et de la percolation latérale.
- L'eau est détournée à l'interface entre les stériles (WL) et les résidus (TG) pendant les événements de mouillage sur une certaine distance qui varie pendant le test. À l'issue des deux tests de mouillage artificiel, le point d'infiltration (ou point DDL) était situé entre 12 et 20 m du haut de la pente.
- Le comportement hydrogéologique observé de la cellule expérimentale inclinée montre que la couverture était capable de revenir à son comportement hydrogéologique initial en une semaine environ après un événement de mouillage important et de retrouver par la suite sa capacité à détourner l'eau du prochain événement de mouillage.

En somme, une couverture inclinée faite de matériaux miniers pour contrôler l'infiltration d'eau sur les stériles réactifs de la Digue 1 du parc à résidus de la mine LaRonde peut être une alternative intéressante pour contrôler les infiltrations d'eau et limiter le débit de DMA à traiter.

9.6 Chapitre 8

Ce chapitre visait à éclaircir certains points soulevés dans les chapitres précédents, mais qui méritaient d'être discutés davantage, confrontés ou encore approfondis. Plus spécifiquement, les différents points abordés sont: (i) l'influence de la minéralogie des résidus miniers et du flux d'oxygène sur la performance géochimique globale des recouvrements; (ii) la comparaison des résultats géochimiques des résidus réactifs seuls ou recouverts par une CEBC à différentes échelles; iii) la validation du comportement hydrogéologique du modèle physique de la cellule inclinée par la modélisation numérique; et (iv) la présentation des problèmes techniques survenus pendant le suivi de la colonne 8 au laboratoire et leurs impacts sur le comportement géochimique et la performance du recouvrement.

Les principales conclusions peuvent être résumées en quelques points suivants :

- À l'aide de la modélisation du transport réactif, on a montré que le niveau de performance des recouvrements à atteindre en terme de flux d'oxygène pour la restauration d'aires d'entreposage génératrices d'acide est fonction de la réactivité des résidus miniers à restaurer et n'est pas une valeur unique pour tous les sites.
- Au niveau des effets d'échelle (colonne vs cellule expérimentale de terrain), les résultats ont montré que les taux de réaction moyens de résidus réactifs seuls sont habituellement du même ordre de grandeur et que selon l'élément, les concentrations moyennes peuvent être plus élevées dans la colonne que dans la cellule ou l'inverse.
- Toujours en lien avec les effets d'échelle, les taux de libération des contaminants des résidus réactifs couverts par une CEBC suivent généralement l'ordre: colonne de laboratoire avec CEBC > cellule de terrain avec CEBC et montrent entre 1 et 3 ordres de grandeur de différence entre les échelles.
- Les principales causes des différences entre l'échelle laboratoire et terrain sont la précipitation de minéraux secondaires, la température, les conditions hydrogéologiques

(rapport liquide-solide, temps de contact, etc) et les paramètres géochimiques et minéralogiques.

- Le comportement hydrogéologique observé dans le modèle physique de la cellule inclinée sur le terrain représente bien le comportement attendu d'un point de vue théorique (par modélisation numérique). Cependant, on remarque que les résultats numériques suggèrent une moins grande évaporation et une plus grande déviation par ruissellement et écoulement latéral.
- La mise en place de colonnes et de cellules expérimentales doit être réalisée avec soin pour obtenir des résultats réalistes. Dans cette étude, malgré tous les efforts lors de la construction des colonnes, une de celles-ci s'est avérée dysfonctionnelle. Pour régler un problème de drainage, l'utilisation de pompes péristaltiques doit être faite avec prudence afin de ne pas créer des voies d'écoulement préférentiels qui viendront modifier la performance réelle des recouvrements.

9.7 Recommandations

Les travaux réalisés dans ce projet ont permis d'évaluer le comportement hydrogéochimique de résidus hautement réactifs seuls et couverts par une CEBC constituée de matériaux miniers (rejets de concentrateur et stériles miniers) et la capacité d'un recouvrement constitué de rejets miniers à dévier l'eau pour empêcher son infiltration dans les stériles de la Digue 1 du parc à résidus LaRonde. Même si les résultats se sont avérés concluants dans la plupart des composantes de l'étude, des investigations supplémentaires seraient requises pour mieux comprendre certains aspects soulevés dans ce projet de doctorat et pour améliorer l'efficacité des scénarios de recouvrement évalués dans cette étude :

- Du traitement de polissage des effluents (par exemple traitement passif) pourrait être ajouté au scénario de restauration évalué dans cette étude pour s'assurer de minimiser les impacts environnementaux du site restauré et respecter les critères de d'effluent final.
- Des techniques d'amendement de résidus LaRonde avant la mise en place du recouvrement pourraient être testées pour réduire la réactivité de ces résidus et favoriser la précipitation des éléments contenus dans l'eau interstitielle avant la restauration.

- Si le rejet minier peu réactif de la couche de rétention d'humidité ne peut atteindre le niveau de saturation voulu pour agir comme une barrière à l'oxygène suffisamment efficace, des techniques des modifications (amélioration) des propriétés hydrogéologiques des matériaux pourraient aussi être évaluées (ex., ajout de bentonite).
- Des travaux doivent se poursuivre pour améliorer l'utilisation de la modélisation de transport réactif aux scénarios de restauration complexes tels que les CCBE constitués de matériaux géologiques pour les étapes de conception ultérieures. En effet, dans cette étude, il n'a pas été possible d'obtenir des résultats probants lorsque l'on a intégré les aspects hydrogéologiques et les aspects géochimiques dans le système hétérogène que constitue la CEBC placée sur les rejets hautement réactifs LaRonde.
- Une étude numérique paramétrique pourrait être réalisées afin d'optimiser la configuration du recouvrement incliné si c'est ce scénario qui est retenu pour la restauration de la Digue 1. Les paramètres que l'on pourrait faire varier sont l'épaisseur des couches, les propriétés des matériaux, et ainsi évaluer la performance de ces nouveaux scénarios par rapport à des événements climatiques extrêmes.
- Une autre étude numérique paramétrique qui pourrait être réalisée (à l'aide de MIN3P) viserait à mieux définir le lien entre les caractéristiques environnementales des rejets réactifs et le flux d'oxygène minimal qui garantit une qualité d'eau acceptable.
- Des études supplémentaires pourraient également être réalisées pour évaluer l'influence de la végétation sur le comportement hydrogéologique dans les conditions inclinées, sachant que la remise en végétation est une étape essentielle de la restauration de sites miniers.

9.8 Dernières remarques

Cette étude fait partie d'un programme de recherche visant à évaluer les systèmes de recouvrement constitués de matériaux alternatifs aux matériaux naturels. Les chapitres 4, 5, 6, 7 et 8 de la présente étude ont apporté des éléments de réponse à la problématique initiale qui consistait à évaluer à l'échelle de laboratoire et de terrain, le comportement hydrogéologique et géochimique des scénarios de restauration du parc à résidus LaRonde avec exclusivement des matériaux miniers. Au-delà de la demande de plus en plus pressante de l'industrie minière pour développer de meilleures techniques de contrôle de drainage contaminé efficaces à long terme et économiques,

cette étude s'inscrit également dans le cadre de la gestion intégrée de rejets miniers et de l'économie circulaire (réduction des coût de gestion des rejets miniers et de restauration, réduction de l'emprunt au milieu naturel par valorisation des rejets miniers, amélioration d'acceptabilité sociale des projets miniers, réduction des aires d'entreposage des rejets miniers). Dans le cas de la mine LaRonde des mines Agnico Eagle Limitée, l'application des connaissances développées dans cette étude a permis de mieux connaître et comprendre certains scénarios prometteurs; cette information sera intégrée dans le processus de sélection du meilleur scénario de restauration du parc à résidus de cette mine. La mine a maintenant également accès à des informations de pointe en lien avec les propriétés hydrogéologiques et géochimiques de leurs matériaux miniers. Ces informations pourront être utiles lors de la conception des méthodes de restauration qui seront choisies pour le site.

Au niveau scientifique, la thèse a permis de contribuer à l'avancement des connaissances au niveau des points suivants :

- La valorisation des rejets miniers peu réactifs (roches stériles et résidus de concentrateur) dans les recouvrements en vue du contrôle d'un DMA (par le contrôle des flux d'oxygène ou des infiltrations d'eau) issu d'un résidu minier hautement réactif.
- La capacité des modèles de transport réactifs traditionnels comme MIN3P à simuler efficacement les principaux mécanismes géochimiques clés dans les résidus hautement réactifs ayant une capacité de neutralisation nulle ou très faible.
- L'évaluation de la performance de recouvrement en proposant une approche de modélisation simplifiée non stratifiée, exempt de changements brusques de propriétés hydrogéologiques et de conditions géochimiques pour une évaluation préliminaire de performances géochimiques de méthodes complexes de restauration minière.
- L'interprétation des tests sur le terrain à l'échelle intermédiaire pour prédire la performance des scénarios de couverture à l'échelle réelle.
- L'utilisation de couverture composée de rejets miniers peu réactifs visant à dévier l'eau dans les pentes abruptes des aires d'entreposage des rejets miniers constituées de stériles miniers en climat humide.

- De souligner que le critère de $2 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ qui n'est pas suffisant pour réduire les concentrations en métaux dans l'effluent dans le cas d'un rejet hautement réactif; le critère de flux doit être corrélé à la minéralogie.

BIBLIOGRAPHIE

- Aachib, M., Mbonimpa, M., and Aubertin, M. 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in the unsaturated media, with applications to soil covers: *Water, Air and Soil Pollution*, 156: p.163–193.
- Aachib, M., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 1998. Essais en colonne sur des couvertures avec effets de barrière capillaire. In *Proceedings of the 51st Canadian Geotechnical Conference*, Edmonton. Canadian Geotechnical Society, 2: p.837–844.
- Aachib, M. 1997. Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Thèse de doctorat, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Abdolahzadeh, A. M., Lacroix Vachon, B. and Cabral, A. R. 2011. Evaluation of the effectiveness of a cover with capillary barrier effect to control percolation into a waste disposal facility. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(7): p.996-1009.
- Adu-Wusu, C., and Yanful, E.K. 2007. Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(4): p.496-506.
- Adu-Wusu, C., and Yanful, E. K. 2006. Performance of engineered test covers on acid generating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, 43: p.1–18.
- Akindunni, F.F., Gillham, R.W., and Nicholson, R.V. 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 28: p.446 - 451.
- Alakangas, L., Lundberg, A., and Ohlander, B. 2008. Pilot-scale studies of different covers on unoxidised sulphide-rich tailings in Northern Sweden, oxygen diffusion. In *Proceedings of 10th International Mine Water Association Congress, Mine Water and the Environment*, April 2-5, (2008), Karlovy Vary, République Tchèque.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Abichou, T., McDonald, E.V., Tyler, S.W., and Rock, S.A. 2006a. Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(11): p.1393-1403.
- Albrecht B A and Benson C. H. 2001. Effect of desiccation on compacted natural clays. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 127(1) : p.67–7.

- Alfnes, E., Kinzelbach, W. and Aagaard, P. 2004. Investigation of hydrogeologic processes in a dipping layer structure : 1. The flow barrier effect. *Journal of contaminant hydrology*, 69(3-4): p157-172.
- Amos, R.T., Blowes, D.W., Bailey, B.L., Sego, D.C., Smith, L. and Ritchie, A.I.M., 2015. Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Apply Geochemistry*, 57: p140-156.
- Amos, R. T., Mayer, K. U., Bekins, B. A., Delin, G. N. and Williams, R. L. 2004. Use of dissolved and vapour phase gases as natural tracers in a petroleum hydrocarbon contaminated aquifer. *Water Resour. Res.*, 41, doi:10.1029/2004WR003433.
- Anawar, H. Md. 2015. "Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge." *J. Environmental Management*, 158:p111-121
- Anterrieu, O., Chouteau, M. and Aubertin, M. 2010. Geophysical characterization of the large-scale internal structure of a waste rock pile from a hard rock mine. *Bulletin of Geological Engineering and the Environment*, 69, p.533-548.
- Apithy, S.A. 2003. Étude du comportement de couvertures à effets de barrière capillaire placées sur des haldes à stériles en climat semi-aride. Mémoire M. Sc. A. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.
- ASTM. 2004. E11 - 04. Standard Specification for Wire Cloth and Sieves for Testing Purposes. Subcommittee E29.01 on Sieves, Sieving Methods, and Screening Media.
- ASTM. 2006. D2434-68. Permeability of granular soils (constant head). In ASTM Annual CDs of standards, vol. 04.08. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA.
- ASTM. 2014. D5550-14. Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA.
- ASTM. 2012. D854-10. Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. In ASTM Annual CDs of standards, American Society for Testing and Materials , West Conshohocken, PA.
- ASTM. 2007. D422. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA.
- ASTM. 2007. D5856-07. Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Materials Using Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter. 100 Barr Harbor Drive, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States.

- ASTM. 2000. D3152–72. Standard Test Method for Capillary-Moisture Relationships for Fine-Textured Soils by Pressure-Membrane. 100 Barr Harbor Drive, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States Published March 1972. 2 Annual Book of ASTM Standards, vol. 04.08.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., and Mbonimpa, M. 2016. Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites. Paper presented at the Geo-Chicago 2016, p343-348: Sustainability, Energy and the Geoenvironment, Chicago, August 14–18.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B. et James, M. 2015. Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA: Symposium 2015 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 14-17 juin 2015, 67.
- Aubertin, M. 2013. Waste rock disposal to improve the geotechnical and geochemical stability of piles. Communication présentée à Proceedings of the world mining congress, 11-15 août 2013, Montreal, Canada.
- Aubertin, M. 2011. Stabilité des sites d'entreposage de rejets miniers : revue de l'état des connaissances et recommandations pour les critères du guide de restauration du MRNF. Rapport rédigé pour le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec(MRNF).
- Aubertin M, Cifuentes E, Apithy SA, Bussière B, Molson J, Chapuis RP. 2009. Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. Canadian Geotechnical Journal 46(10): p.1146-1164.
- Aubertin, M. 2013. Waste rock disposal to improve the geotechnical and geochemical stability of piles. In proceedings of the World Mining Congress. Montréal, Canada.
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Chouteau, M., Anterrieu, O., Hernandez Orellana, A.M., Chapuis, R.P., Bussière, B., Lahmira, B. & Lefebvre, R. 2008. Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Symposium 2008 sur l'environnement et les mines, Canada.
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R.P., and Chouteau, M. 2005. Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles CD-Rom. Symposium 2005 sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., and Bernier, L. 2002a. Environnement et Gestion des Rejets Miniers. Presses Polytechnique Int., Québec, Canada.
- Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A., Chouteau, M. and Chapuis, R.P. 2002b. Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles. Défis et perspectives: Symposium 2002 sur l'environnement et les Mines. Rouyn-Noranda, Canada

- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., and Bernier, L. 1999. Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II, Essais en place. Rapport de Recherche, Projet CDT P1899.NEDEM/MEND 2.22.2c.
- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J.M., Chapuis, R.P., Monzon, M., and Aachib, M. 1997a. Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, BC, 31 May – 6 June, 2: p.715–730.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bouchentouf, A., and Bussière, B. 1997b. Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C., 31 May – 6 June, 2, p.731–746.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A.-M., Bussière, B. and Chapuis, R. P. 1997c. Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers, Report NEDEM/MEND, Project 2.22.2b. Ottawa.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R.P., and Crespo, J.R. 1996a. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, 1: p.3-13.
- Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.D. and Barbera, J.M. 1996b. Construction of experimental cells with covers on acid producing tailings. Proc. 49th Canadian Geotechnical Conference, St-John's, p.655-662.
- Aubertin, M. Aachib, M., Bussière, B. and Chapuis, R.P. 1996d. Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide : Études en laboratoire et in situ. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement : Symposium International, Paris, p.180-199.
- Aubertin, M. 1996. Recouvrement multicouche pour le parc à résidus du site minier Lorraine. Rapport soumis au MRNQ (SDM-R-96-23). 30 p.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., and Tremblay, L. 1995. Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Ecole Polytechnique de Montréal, Rapport NEDEM/MEND Projet 2.22.2a, Ottawa.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bussière, B. and Aachib, M. 1993. Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le DMA. Symposium International Géologie et Confinement des Déchets Toxiques, Géoconfiné'93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, p.299-308.
- Aubertin, M. and Chapuis, R.P. 1991a. Critères de conception pour les ouvrages de retenue des résidus miniers dans la région de l'Abitibi. 1ère Conférence canadienne de géotechnique environnementale, p.113-127.

- Aubertin, M. and Chapuis, R.P. 1991b. Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. 2ième Conférence Internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, Québec, 3 : p.1-22.
- Aubertin, M. and Chapuis, R.P. 1990. Projet de recherche, Parc à résidus miniers Manitou- Barvue, Devis Technique, Rapport soumis au Centre de recherches minérales, Projet C.D.T P1537.
- Awoh, A. S.; Mbonimpa, M., Bussière, B., Plante, B. and Hassan Bouzahzah, H. 2014. Laboratory Study of Highly Pyritic Tailings Submerged Beneath a Water Cover Under Various Hydrodynamic Conditions. *Mine Water Environ* (2014) 33:p.241–255.
- Awoh, A.S., Mbonimpa, M., Bussière, B. 2013. Field study of the chemical and physical stability of highly sulphide-rich tailings stored under a shallow water cover. *Mine Water Environ.*, 32 (1) : p.42–55.
- Awoh, 2012. Étude expérimentale du comportement géochimique de résidus miniers hautement sulfureux sous un recouvrement en eau. Ph.D. Thesis, UQAT, Rouyn Noranda, Canada.
- Azam, S., Wilson, G. W., Herasymuik, G., Nichol, C. et Barbour, L. S. 2007. Hydrogeological behavior of an unsaturated waste rock pile : a case study at the Golden 167 Sunlight Mine, Montana, USA. *Bulletin of engineering geology and the environment*, 66(3): p.259-268.
- Aznar-Sánchez, José A., José J. García-Gómez., Juan F. Velasco-Muñoz and Anselmo Carretero-Gómez. 2018. Mining Waste and Its Sustainable Management: Advances in Worldwide Research. *Minerals*, 8: p.284.
- Bain, J. G., K. U. Mayer, J. W. H. Molson, D. W. Blowes, E. O. Frind, R. Kahnt and U. Jenk, 2001. Assessment of the suitability of reactive transport modeling for the evaluation of mine closure options, *Journal of Contaminant Hydrology*, 52:p.109-135.
- Baker, E.G., Hartley, J.N. and Freeman, H.D. 1994. Asphalt Emulsion Radon Barrier System for Uranium Mill Tailings-A Summary of Technology, 6th Symposium on Uranium Mill Tails Management, Fort Collins, Colorado, p.235-244.
- Belem, T., Benzaazoua, M., Bussière, B. et Dagenais, A. 2002. Effects of settlement and drainage on strength development within mine paste backfill. *Taylor & Francis*, p. 139.
- Ben Abdelghani, F., Aubertin, M., Simon, R. and Therrien R. 2015. Numerical simulations of water flow and contaminants transport near mining wastes disposed in a fractured rockmass. *Int J Min Sei Technol*. 25:p.37-45.
- Bennett, J.W., Comarmond, M. J., Jeffrey, J., 2000. Comparison of Sulfidic Oxidation Rates Measured in the Laboratory and the Field. *Proceedings from the 5th ICARD, Denver*, 1: p. 171–180.

- Benson, C.H., Abichou, T., Albright, W.H., Gee, G.W., Roesler, A.C. 2001. Field evaluation of alternative earthen final covers. *International Journal of Phytoremediation*, 3:p.105-127.
- Benson, C.H., Abichou, T.H., Olson, M.A. et Bosscher, P.J. 1995. Winter effects on hydraulic conductivity of compacted clay. *Journal of Geotechnical Engineering*, vol. 121, no 1, p. 69-79.
- Benson, C.H., Khire, M.V., and Bosscher, P.J. 1993. Final cover hydrologic evaluation , Phase II. Environmental Geotechnics Report, University of Wisconsin at Madison, WI.
- Benzaazoua, M., and Kongolo, M. 2003. Physico-chemical properties of tailing slurries during environmental desulphurization by froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 66: p. 221–234.
- Bernier, L., Bédard, C., Lemieux, J. & Latour, F. 2005. Plan de fermeture et restauration du parc à résidus miniers de la mine Bouchard-Hébert. Symposium 2005 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Institut canadien des mines, de la métallurgie et du pétrole (ICM), [on CDRom].
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., Johnson, D.B., 2013. The geochemistry of acid mine drainage. In: Lollar, B.S., Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*, vol. 9, second ed. Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., and Weisener, C.G., 2003. The geochemistry of acid mine drainage. In *Environmental Geochemistry - Treatise on Geochemistry*: Edited by Holland, H.D. et Turekian, K.K., vol. Oxford, 9, p.149–204.
- Blowes, D.W., and Ptacek, C.J. 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. *In Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor. Mineralogical Association of Canada, Nepean, 22: p.271–292.
- Bouchentouf, A. 1996. Modélisation de l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé : Cas d'une barrière de recouvrement. Master Thesis (unpublished), Department of Mineral Engineering, École Polytechnique de Montréal, 222 p.
- Boulanger-Martel, V. 2019. Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique. (Ph.D. thesis), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Bourrel, S. 2008. Rapport de stage. Chaire industrielle CRSNG Polytechnique - UQAT en environnement et gestion de rejets miniers. École Polytechnique de Montréal, Canada.

- Bouwer, H. 1986. Intake rate : cylinder infiltrometer. *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. 2nd Ed. Agronomy No 9. American Society of Agronomy, Madison, WI. p. 825-844.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., and Benzaazoua, M. 2015a. Field experimental cells to assess the hydrogeological behaviour of store-and-release covers made with phosphate mine waste. *Canadian Geotechnical Journal*, 52(9): p.1255-1269.
- Bossé, B., Bussière, B., Maqsoud, A., Hakkou, R., and Benzaazoua, M. 2015b. Hydrogeological behavior of a store-and-release cover: a comparison between field column tests and numerical predictions with or without hysteresis effects. *Mine Water Environment*.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., and Benzaazoua, M. 2015c. Influence of extreme events and hydrogeological properties on the release capacity of store-and-release covers in a semiarid climate. In: *GéoQuébec 2015, the 68th Canadian Geotechnical Conference*.
- Brookfield A. D., W. Blowes, and K. U. Mayer. 2006. Integration of field measurements and reactive transport modeling to evaluate contaminant transport at a sulfide mine tailings impoundment, *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 88, p. 1-22.
- Brutsaert, W. 2005. *Hydrology: an introduction*: Cambridge University Press.
- Bussière, B.; Plante, B.; Broda, S.; Aubertin, M.; Chen, D.; Medina, F. 2015. Water infiltration control in waste rock piles with capillary barrier effects: Design, construction and instrumentation of the experimental waste rock pile in the Lac Tio mine (in French). In *Proceedings of the Symposium on Environment and Mines*, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 14–17 June 2015.
- Bussière, B., Demers, I., and Benzaazoua, M. 2013. Note technique PU-2013-03-784: État de la situation de la réutilisation des rejets miniers solides.
- Bussière, B., Demers, I., Dawood, I. et al. 2011. Comportement géochimique et hydrogéologique des stériles de la mine lac Tio. *Symposium sur les Mines et l'Environnement*, Rouyn-Noranda, Québec, 6-9 novembre 2011.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.M., Aubertin, M., Maqsoud, A., Cyr, J. 2009. Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Déchets - Revue Francophone d'écologie industrielle* - N° 54 - 2è trimestre 2009.
- Bussière, B. 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44: p.1019–1052.

- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J., and Chapuis, R. 2007a. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3): p.245–265.
- Bussière, B., Aubertin, M. and Zhan, G. 2007b. Design of Inclined Covers with Capillary Barrier Effect by S.-E. Parent and A. Cabral. *Geotechnical and Geological Engineering*, 25(6): p.673-678.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Matschuk, J., McMullen, J., Julien, M. 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Québec. *CIM Bulletin*, 1(6): p.1-11.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., and Mbonimpa, M. 2004. A laboratory study of covers made of low sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45: p.609–622.
- Bussière, B., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. 2003. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers: *Canadian Geotechnical Journal*, 40: p.512–535.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P. 2002. A laboratory set up to evaluate the hydraulic behavior of inclined capillary barriers. *International Conference on Physical Modelling in Geotechnics*, St.Jonh's, Newfoundland, 10-12 July. Edited by R. Phillips, P.J. Guo, R Popescu, p.391-396. Rotterdam : A. A. Balkema.
- Bussière, B., Aubertin, M., and Julien, M. 2001. Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide, aspect théoriques et pratiques. *Vecteur Environnement*, 34(3), p37-50.
- Bussière, B. 1999.  tude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées avec l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines,  cole Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Morel-Seytoux, H.J., and Chapuis, R.P. 1998. A laboratory investigation of slope influence on the behaviour of capillary barriers. In *Proceedings of 51st Canadian Geotechnical Conference*, Edmonton, 2: p.831-836.
- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., et Benzaazoua, M. 1997a. Evaluation of the effectiveness of covers built with desulfurized tailings for preventing Acid Mine Drainage. In *Proceedings of the 50th Canadian Geotechnical Conference*, Ottawa, Ontario, p17-25.
- Bussière, B., Nicholson, R.V., Aubertin, M. et Servant, S. 1997b. Effectiveness of covers built with desulphurized tailings : column tests investigation. *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver B.C., 2: p.763-778.

- Bussière, B., Aubertin, M., Aachib, M., Chapuis, R.P., Crespo, R.J. 1995. Unsaturated flow modelling of covers for reactive tailings. CAMI'95. Proceedings of the Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry, Montréal, p.853-862.
- Bussière, B. 1993. Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire de Maîtrise inédit, 171p, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Cabral, A., Racine, I., Bumotte, F., and Lefebvre, G. 2000. Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier." Canadian Geotechnical Journal, 37(1): p.201–217.
- Cabral, A., Lefebvre, G., Proulx, M.F., Audet, C., Labbe, M., and Michaud, C. 1997. Use of deinking residues as cover material in the prevention of AMD generation at an abandoned mine site. In Proceedings of Tailings and Mine Waste 97, Balkema, p.257-266.
- Caldwell, T.G., T. Wöhling, M.H. Young, D.P. Boyle, and E.V. McDonald. 2013. Characterizing disturbed desert soils using multiobjective parameter optimization. Vadose Zone J. 12.
- Canada. Environnement Canada. 2009. Guide de pratiques écologiques pour les mines des métaux. In environment Canada. Directives, objectifs, codes de pratiques <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (page consultée le 10 Août 2020)
- Cedergren, H.R. 1977. Seepage, Drainage and Flow Nets. 2ième édition, John Wiley and Sons, New York.
- Černý, R. 2009. Time-domain reflectometry method and its application for measuring moisture content in porous materials: A review. Measurement, 42:p.329–336.
- Chandler, D.G., M. Seyfried, M. Murdock, and J.P. McNamara. 2004. Field calibration of water content reflectometers. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:1501–1507.
- Chapuis, R.P., Masse, I., Madinier, B., and Aubertin, M. 2007. A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials. Geotechnical Testing Journal, 30(2):p.83–89.
- Chapuis, R., 2004. Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio: Canadian Geotechnical Journal, 41(5), p.787–795.
- Chapuis, R.P., and Aubertin, M., 2003. On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils: Canadian Geotechnical Journal, 40, p.616–628.
- Chapuis, R.P. 1995. Filtration des sols pulvérulents et des sols fins : critères et exemples. Vecteur Environnement, 28 (4): p. 19-29.

- Chapuis, R.P. 1992. Similarity of internal stability criteria for granular soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 29, p.711-713.
- Chapuis, R.P., Chenaf, D., Bussière, B., Aubertin, M., and Crespo, R.J. 2001. A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(5):p.1113-1126.
- Chapuis, R.P., Crespo, R., Chenaf, D., and Aubertin, M. 1993. Evaluation of ground water f.e.m. Software for steady and unsteady state conditions. 46th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, p. 61-70.
- Charles W.W. Ng, Jian Liu, Rui Chen, Jie Xu. 2015. Physical and numerical modeling of an inclined three-layer (silt/gravelly sand/clay) capillary barrier cover system under extreme rainfall. *Waste Management*, 38, p.210–221.
- Choo, L.-P., and Yanful, E.K. 2000. Water flow through cover using modeling and experimental methods. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126: p.324–334.
- Christensen, D., Barbour, S.L., O'Kane, M., and Meiers, G. 2002. Long-term performance of dry cover systems for reactive mine waste. In *Proceedings of the 1 st Symposium sur l'Environnement et les Mines*, (2005), Rouyn-Noranda, QC.
- Cifuentes, E., Aubertin, M., Chapuis, R.P., Molson, J., Bussière, B. 2006. Analyses of the water diversion length of inclined, layered soil covers. 59th Canadian Geotechnical Conference and 7th Joint CGS/IAH Groundwater Specialty Conference Sea to Sky Geotechnique, Vancouver, Canada, p.1744-1749.
- Cissokho, F. 2004. Étude des bris de succion pour limiter la désaturation des couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC) inclinées. Rapport de stage. Chaire industrielle Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers.
- Cissokho, F. 2007. Études numériques des effets de la configuration des couvertures à effets de barrières capillaires inclinées sur la diffusion de l'oxygène. Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal-UQAT.
- Collin, M. et Rasmuson, A. 1990. Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Acid Mine Drainage: Designing for Closure*. GAC-MAC Annual Meeting, pp. 311-333.
- Coulombe, V. 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux. Mémoire de maîtrise. École Polytechnique de Montréal.
- Cosset, G. 2009. Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, Québec.

- Cosset, G., and Aubertin, M. 2010. Physical and numerical modelling of a monolayer cover placed on reactive tailings. *In* Proceedings of the 63rd Canadian Geotechnical Conference & 1st Joint CGS/CNC-IPA Permafrost Specialty Conference, Calgary 12-16 September 2010. Canadian Geotechnical Society, p.1197–1204.
- Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M., Bussière, B., and Aubertin, M. 2012. A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical Testing Journal*, 35(1).
- Dagenais, A.M., Aubertin, M. and Bussière, B. 2006. Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. *In* Proceedings of the 7th ICARD, St-Louis.
- Dagenais, A.M. 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de doctorat, Département CGM, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. 2005. Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. *In* Proceedings of Post-Mining 2005, November 16-17, Nancy, France.
- Dagenais, A.M., Aubertin, M., Bussière, B., CYR, J., and Fontaine, R. 2002. Auscultation et suivi du recouvrement multicouche construit au site minier Lorraine, Latulipe, Québec. *In* Proceedings of Symposium (2002) sur l'Environnement et les Mines, November 3-5, (2002), Rouyn Noranda, QC.
- Dahwood, I. and Aubertin, M. 2009. A numerical investigation of the influence of internal structure on the unsaturated flow in a large waste rock pile. *In* Proceedings of the 62st Canadian Geotechnical Conference & 10th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Halifax, NS.
- Daniel, D.E., Estornell, P.M. 1990. Compilation of information on alternative barriers for cover and cover systems, EPA/600/2-91/002.
- Davé NK, Paktunc AD 2003. Surface reactivity of high-sulfide copper mine tailings under shallow water cover conditions. *In*: Proceedings of the 6th ICARD, p. 241–251.
- Day, S., Sexsmith, K., MacGregor, D., Mehling, P., Shaw, S., and Kestler, U. 2005. Cold temperature effects on geochemical weathering. Proceedings from the 1st joint British Columbia-MEND MLIARD workshop, Challenges in the prediction of drainage chemistry. Vancouver, British Columbia, Canada.
- Degré Aurore, Martine Van der Ploeg J., Todd Caldwell, and Harm P.A. Gooren. 2017. Comparison of Soil Water Potential Sensors: A Drying Experiment. *Soil Science Society of America*, Vol. 16, Iss. 4, 2017 5585 Guilford Rd., Madison, WI 53711 USA.

- Demers, I., M. Benzaazoua, M. Mbonimpa, M. Bouda, D. Bois et M. Gagnon. 2015a. Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerais Engineering*, 76, p. 109-116.
- Demers, I., M. Bouda, M. Mbonimpa, M. Benzaazoua, D. Bois et M. Gagnon. 2015b. Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerais Engineering*, 76, p. 117-125.
- Demers I., Molson, J., Bussière B., Laflamme D. 2013. Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Applied Geochemistry*, 33, p. 346-356.
- Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., and Aubertin, M. 2010. Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage, *Water Air Soil Pollut.*, p. 1-16.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A. 2009a. Preliminary optimisation of single-layer cover made of desulphurized tailings: Application to the Doyon mine tailings impoundment. *Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, SME Annual Transactions*, 326: p.21-33.
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. 2009b. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46: p.454-469.
- Demers, I. 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Thèse de doctorat, UQAT, Rouyn-Noranda, Québec.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., and Blier, A. 2008a. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Mineral Engineering*, 21, p.317-329.
- Demers, I., & Bussière, B. 2008b. Repeatability evaluation of instrumented column tests in acid mine drainage prediction and cover efficiency evaluation. In *Proceedings of GeoEdmonton '08, 61th Canadian Geotechnical and 9th Joint IAHC-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences*, September 21-24, (2008), Edmonton, AB.
- Desjarlais C, Allard M, Bélanger D, Blondlot A, Bouffard A, Bourque A, Chaumont D, Gosselin P, Houle D, Larrivée C, Lease N, Pham AT, Roy R, Savard JP, Turcotte R, Villeneuve C 2010. *Savoir s'adapter aux changements climatiques*. Ouranos, Montréal, QC, Canada, 128 p.

- Dimech, A.; Chouteau, M.; Martin, V.; Aubertin, M.; Bussière, B.; Plante, B. 2018. 3D Time-Lapse geoelectrical monitoring of moisture content in an experimental waste rock pile: Validation using hydrogeological data. Symp. Appl. Geophys. Eng. Environ. Prob.
- Dimech, A.; Chouteau, M.; Aubertin, M.; Bussière, B.; Martin, V.; Plante, B. 2019. Three-Dimensional Time-Lapse Geoelectrical Monitoring of Water Infiltration in an Experimental Mine Waste Rock Pile. *Vadose Zone J.* 18, p.1–19.
- Dobchuk B, Nichol C, Wilson G, Aubertin M. 2013. Évaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 50 (7): p.777-792.
- Doughty, C. 2007. Modeling geologic storage of carbon dioxide, Comparison of non-hysteretic and hysteretic characteristic curves. *Energy Convers. Manage.*, 48, p.1768–1781.
- 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 *Proceedings of the 70th Canadian Geotechnical Conference*, Ottawa, ON, Canada, 1–4 October 2017.
- Dubuc, J. 2010. Étude du comportement hydrogéologique d’une couche de contrôle des écoulements placée à la surface d’une halde à stériles expérimentale. Mémoire de maîtrise. Département CGM, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada.
- Dunmola, A.S. 2012. Predicting evaporative fluxes in saline soil and surface deposited thickened mine tailings. Ph.D. thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, Carleton University, Ottawa, Ont.
- Elberling, B., Balié-Zunié, T., Edsberg, A. 2003. Spatial variations and controls of acid mine drainage generation. *Environmental Geology* 43, p.806-813.
- Elberling, B. and Nicholson, R.V. 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, 32, p.1773-1784.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., Reardon, E. J., et Tibble, P. 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(3): p.375-383.
- Ethier, M.-P. 2017. Évaluation de la performance du système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d’un parc à résidus abandonné. Thèse de doctorat, Institut de Recherche en Mines et en Environnement. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Canada.

- Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., and Pabst, T. 2018a. In situ evaluation of the performance of the reclamation measures implemented on an abandoned reactive tailings disposal site. *Revue canadienne de géotechnique*, 55(12): p.1742-1755.
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Broda, S. and Aubertin, M. 2018b. Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26 (4): p.1201-1219.
- European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau (EIPPCB). 2003. Bests available Techniques for management of tailings and waste-rock in mining activities. Draft reference document, Institute for Prospective Technologies – Technologies for Sustainable Development, 464 p.
- Evangelou, V.P., and Zhang, Y.L. 1995. A review, pyrite-oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2): p.141–199.
- Evet, S.R., Kustas, W.P., Gowda, P.H., Anderson, M.C., Prueger, J.H., Howell, T.A., 2012a. Overview of the Bushland evapotranspiration and agricultural remote sensing experiment 2008 (BEAREX08): A field experiment evaluating methods for quantifying ET at multiple scales. *Advances in Water Resources* 50, p.4-19.
- Evet, S.R., Schwartz, R.C., Howell, T.A., Baumhardt, R.L., Copeland, K.S., 2012b. Can weighing lysimeter ET represent surrounding field ET well enough to test flux station measurements of daily and sub-daily ET? *Advances in Water Resources*, 50, p.79-90.
- Fala, O. 2008. Analyses des conditions d'écoulement non saturés dans les haldes à stériles. Doctoral Thesis, Département de Génie Civil Géologique et des Mines, Ecole Polytechnique de Montréal, QC.
- 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. Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 26-30 March 2006, St. Louis, Missouri, R.I. Barnhisel (ed.). The American Society of Mining and Reclamation, p. 582-597.
- Fala, O., Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B. 2005. Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine Water and Environment*, 24(4): p.172-185.
- Fala, O., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., Wilson, G., Chapuis, R., and Martin, V. 2003. Numerical modelling of unsaturated flow in uniform and heterogeneous waste rock piles. 6th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Cairns, Australia, Publication Series, 3, p.895-902.

- Fala, O. 2002. Étude des écoulements non saturés dans les haldes à stériles à l'aide de simulations numériques. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Génie Minéral, Dépt. CGM, École Polytechnique de Montréal, 295p.
- Fayer, M. J. and Gee, G. W. 2006. Multiple-year water balance of soil covers in a semiarid setting. *Journal of environmental quality*, 35(1): p.366-377.
- Fayer, M.J. 2000. UNSAT-H version 3.0, Unsaturated soil water and heat flow model, Pacific Northwest Laboratory, Richland, USA.
- Fayer, M.J., Rockhold, M.L., Campbell, M.D. 1992. Hydrologic modeling of protective barriers: comparison of field data and simulation results. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, 56: p.690-700.
- Ferré, T.P.A., H.H. Nissen, and J. Šimůnek. 2002. The effect of the spatial sensitivity of TDR on inferring soil hydraulic properties from water content measurements made during the advance of a wetting front. *Vadose Zone J.* 1:p.281–288.
- Finsterle, S., Doughty, C., Kowalsky, M.B., Moridis, G.J., Pan, L., Xu, T., Zhang, Y., and Pruess, K. 2008. Advanced vadose zone simulations using Tough. *Vadose Zone Journal*, 7(2), p.601-609.
- Frind, E.O., Gillham, R.W., Pickens, J.F. 1976. Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. *Proceedings of the First International Conference on Finite Elements in water Resources*, Princeton University.
- Furman, A. 2008. Modeling coupled surface-subsurface flow processes , a review. *Vadose Zone Journal*, 7(2), p.741-756.
- Gaillot, A. 2007. Caractérisation des propriétés hydrogéologiques de rejets miniers. Rapport de stage. Chaire industrielle CRSNG Polytechnique - UQAT en environnement et gestion de rejets miniers. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Gee, G.W., Benson, C.H., Albright, W.H., 2006. Comment on evaluation of evapotranspiration covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern USA. *Vadose Zone J.* 5,p. 809-812.
- Geo-Slope International Ltd. 2017. Heat and mass transfer modeling with GeoStudio 2018. Calgary, AB, Canada.
- Gerke, H.H., Frind, E.O., and Molson, J.W. 1998. Modelling the effect of chemical heterogeneity on the acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *J. Hydrol.*, 209, p.166-185.
- Germain, D., Tassé, N., and Cyr, J. 2003. Treatment of acid mine effluents using a wood- waste caver. Sudbury 2003 Mining and the Environment, Sudbury, Canada.

- Golder A. 2015. ANNEXE 8-7. Mise à jour du concept de restauration de la mine Canadian Malartic. Projet d'extension de Canadian Malartic. Memorandum. N° de référence: 037-13-1221-0020-3070-RevC.
- Gosselin, M. 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Mémoire de maîtrise, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, p. 216.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Martin, V. 2007. An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. ICAST'07, 10-12 December 2007, Ghana.
- Gray, J.E., Meier, A.L., O'Leary, R.M., Outwater, C., and Theodorakos, P. 1996. Environmental geochemistry of mercury deposits in south western Alsaka – mercury contents in fish, stream-sediment, and stream-water samples: In U.S. Geological Survey Bulletin, 2152, p. 17–29.
- Hayashi M, Quinton W L 2004. A constant-head well permeameter method for measuring field-saturated hydraulic conductivity above an impermeable layer. Canadian Journal of Soil Science, 84(3): p.255–264.
- Henderson T. H., K. U. Mayer, B. L. Parker, and T. A. Al., 2009. Three-dimensional density-dependent flow and multicomponent reactive transport modeling of chlorinated solvent oxidation by potassium permanganate, Journal of Contaminant Hydrology, 106, p. 183-199.
- Henry, E.J. 2007. Analytical and numerical modeling assessment of capillary barrier performance degradation due to contaminant-induced surface tension reduction. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 133(2), p.231-236.
- Hernandez, M.A. 2007. Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée. Mémoire de maîtrise. Département des Génies Civil, Géologique et des Mines. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Holtz, R.D. et Kovacs, W.D. 1981. An Introduction to Geotechnical Engineering. Prentice-Hall Inc., englewood Cliffs, N.J.
- Hotton, G. 2019. Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire: étude du cas Lorraine. Mémoire de maitrise. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), Rouyn-Noranda, Canada.
- Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, É. Roy, P. 2020. Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. Hydrogeology Journal, 28, p.763–779.

- Hudson-Edwards, A.K., Dold, B., 2015. Mine waste characterization, management and remediation. *Minerals* 5, p.82-85.
- Hutchison, I.P., Ellison, R.D. (eds.). 1992. *Mine Waste Management*. California Mining Association. International Commission on Large Dams, Committee on Mine and Industrial Tailings Dams (ICOLD), 1996. “A Guide to Tailings Dams and Impoundment”, *ICOLD Bulletin 106*, ICOLD, Paris.
- Jambor, J.L., 1994. Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, Jambor J.L., Blowes, D.W. (eds.): Mineralogical Association of Canada., vol. Special , p.59–102.
- James, M. 2009. The use of waste rock inclusions to control the effects of liquefaction in tailings impoundments. Ph.D Thesis, École Polytechnique de Montreal, Qc, Canada.
- Jones, C.E., Wong, J.Y. 1994. Shotcrete as a cementitious cover for acid generating waste rock piles. Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, 2, p.104-121.
- Jurjovec, J., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., and Mayer, K.U. 2004. Multicomponent reactive transport modeling of acid neutralization reactions in mine tailings. *Water Resour. Res.*, 40, 11p.
- Jurjovec, J., Ptacek, C.J., and Blowes, D.W. 2002. Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings, A laboratory column experiment. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 66(9): p1511-1523.
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., Demers, I. 2018. Short term in situ performance of a CCBE made entirely of mining materials to control acid mine drainage. 12th Int Conf on Mine Closure 2018, 3 – 7 September 2018, Leipzig, Germany.
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., Demers, I. 2017. Hydrogeological Behaviour of cover with Capillary Barrier Effect made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering Journal*, 35:p.1199-1220.
- Kalonji Kabambi, A., Demers, I., Bussière, B. 2016. Numerical modeling of covers with capillary barrier effects made entirely of mining materials. Tailings and Mines Wate Conference 2016. Keystone, Colorado, October 2-5, 2016.
- Kalonji Kabambi, A. 2014. Étude du comportement hydrogéologique d’une couverture avec effets de barrière capillaire faite des matériaux miniers à l’aide de modélisations physique et numérique. Mémoire de maîtrise, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec.
- Kämpf, M., Holfelder, T. and Montenegro, H. 2003. Identification and parameterization of flow processes in artificial capillary barriers. *Water Resources Research*, 39 (10), p.1-9.

- Keith, C.N., and Vaughan, D.J. 2000. Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock mine drainage. In *Environmental Mineralogy , Microbial Interactions, Anthropogenic Influences, Contaminated Land and Waste Management: The Mineralogical Society, Series 9*, p.117–140.
- Kesimal, A., Yilmaz, E., and Ercikdi, B. 2004. Evaluation of paste backfill mixtures consisting of sulphide-rich mill tailings and varying cement contents. *Cement and Concrete Research*, 34 (10): p.1817-1822.
- Khire, M.V., Benson, C.H. et Bosscher, P.J. 1999. Field Data from a Capillary Barrier and Model Predictions with UNSAT-H. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125 (6): p.518-527.
- Kim, H., Benson, C.H. 2003. Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, 71: p.193-218.
- Kleinmann, R.L.P., Crera, D., and Pacelli, R.R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 33: p300–306.
- Knidiri, J. 2015. Évaluation de l'effet de la pente sur le comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif de type stockage-relargage constitués de rejets calcaires phosphatés en climat aride. Mémoire de maîtrise, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec.
- Larochelle, C. G., Bussière B., & Pabst, T. 2019. Acid-generating waste rocks as capillary break layers in covers with capillary barrier effects for mine site reclamation. *Water Air Soil Pollut*, 230:57. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4114-0>.
- Larochelle, C. G. 2019. Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effet de barrière capillaire. (M. Sc. A. thesis), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Larson, T.H., Keefer, D.A., Albrecht, K.A. and Cartwright, k. 1988. Infiltration through layered soil trench covers : response to an extended period of rainfall. *Journal of Contaminant Hydrology*, 3: p.251-261.
- Laverdière, A. 2019. Effet de la granulométrie sur le comportement géotechnique de roches stériles concassées utilisées comme surface de roulement sur des routes minières. (M. Sc. A. thesis), École Polytechnique de Montréal.
- Lavoie-Deraspe, J. 2019. Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effets de barrière capillaire sur une halde à stériles de grande dimension. (M. Sc. A. thesis), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

- Lazrag, T., Kacem, M., Dubujet, P., J.Sghaier, and Bellagi., A. 2012. Détermination des propriétés hydrauliques non saturées à partir d'un essai de drainage gravitaire. XXe Rencontres Universitaires de Génie Civil. Chambéry, 6 au 8 Juin 2012.
- Lefèbvre, S., Hockley, D., Smolensky, J., and Gelinas, P. 2001a. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage – 1 , Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, p.137-164.
- Lefèbvre, S., Hockley, D., Smolensky, J., and Gelinas, P. 2001b. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage – 2 , Applications of numerical simulation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, p.165-186.
- Lefèbvre, R. 1994. Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes à stériles. Thèse de Doctorat, Université Laval, Québec.
- Lessard, G. 2011. Essais d'infiltration sur la halde à stériles Petit-Pas de la mine Tio, Havre-St-Pierre. Rapport de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Lessard, F., Bussière, B., Côté, J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V., and Marcoux, L. 2018. Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 2 desulphurized tailings as cover material. In *Journal of Cleaner Production*, 186, p883-893.
- Lessard, F. 2018. Évaluation des couvertures isolantes avec effets de barrière capillaire faites des résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en conditions nordiques. (M. Sc. A. thesis), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- 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), École Polytechnique de Montréal.
- Lindsay, M.B.J., Moncur, M.C., Bain, J.G., Jambor, J.L., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., 2015. Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Appl. Geochem.*, 57: p.157-177.
- Linklater, C.M., Sinclair, D.J., Brown, P.L. 2005. Coupled chemistry and transport modelling of sulphidic waste rock dumps at the Aitik mine site, Sweden. *Appl. Geochem.*, 20, p.275–293.
- Liu, H.H., and Illangasekare, T.H. 2008. Preface, Recent advances in modeling multiphase flow and transport with the Tough family of codes. *Vadose Zone Journal*, 7(1): p.284-286.

- Liu Jian, Rui Chen, and Charles W.W. Ng. 2015. Discussion of Physical and numerical study of lateral diversion by three-layer inclined capillary barrier covers under humid climatic conditions *Can. Geotech. J.* 52: p.530–531 (2015) [dx.doi.org/10.1139/cgj-2014-0548](https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0548).
- Longo, S. et Wilson, W. 2007. Paste Rock: Part of the Future for Mine Waste Management? *Canadian Mining Journal*, Oct. 2007, 128 (8).
- Lottermoser, B.G., 2010. *Mine Wastes e Characterization, Treatment and Environmental Impact*. Springer, Berlin, 400p. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-12419-8>.
- Lundgren, T. 2001. The Dynamics of Oxygen Transport into Soil Covered Mining Waste Deposits in Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 74: p.163-173.
- Maest, A.S., Kuipers, J.R., Travers, C.L., and Atkins, D.A. 2005. Predicting Water Quality at Hardrock Mines : Methods and Models, Uncertainties, and State-of-the-Art. Kuipers & Associates and Buka Environmental.
- Malazian, A., P. Hartsough, T. Kamai, G.S. Campbell, D.R. Cobos, and J.W. Hopmans. 2011. Evaluation of MPS-1 soil water potential sensor. *J. Hydrol.* 402:p.126–134. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.03.006.
- Malmström, M.E., Destouni, G., Banwart, S.A., Strömberg, B.H.E., 2000. Resolving the scale-dependence of mineral weathering rates. *Environ. Sci. Technol.*, 34 (7): p.1375–1378.
- Mancarella, D., Doglioni, A. and Simeone, V. 2012. On capillary barrier effects and debris slide triggering in unsaturated layered covers. *Engineering Geology* 147 : p.14-27.
- Manieri J M, Vaz C M P, De Maria I C 2007. TDR spiral probe for moisture measurement in the soil profile. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 31(2): p.191–198.
- Maqsoud A., Bussière B., Turcotte ., Roy M. 2017. Performance evaluation of covers with capillary barrier effects (CCBE) under deep groundwater conditions using experimental cells. *Géo Ottawa* 2017.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Chouteau, M., and Mbonimpa, M. 2011. Field investigation of a suction break designed to control slope-induced desaturation in an oxygen barrier. *Canadian Geotechnical Journal* 48 : p.53–71.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Plante, B., and Gelinas, J.B. 2008. Column test investigation on the use of calcium carbonate by product as moisture-retaining layer to prevent acid mine drainage. In *Proceedings of GeoEdmonton'08, 61st Canadian Geotechnical and 9th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences*, Septembre 21-24, (2008), Edmonton, AB.

- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Wilson, W.G. 2007. Instrumentation and monitoring techniques for oxygen barrier covers used to control acid mine drainage. Paper presented at the Mining Industry Conference, CIM, Montréal CD-rom.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Cissokho, F., Aubertin, M. 2005. Suction break to control slope-induced desaturation in covers used as gas barrier. 6th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 58th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, Saskatchewan, Canada, 18-21 September 2005. Comptes-Rendus sur CD-ROM.
- Maqsoud, A. and Bussière, B. 2003. Évaluation de la performance à long terme de la CEBC installée sur le site LTA. Partie II. Rapport non publié pour la Société Aurifère Barrick, 36 p.
- 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. and Chen, D. 2017. Controlling water infiltration in waste rock piles: Design, construction, and monitoring of a large-scale in-situ pilot test pile. GeoOttawa 2017, Canadian Geotechnical Society, Ottawa, QC, Canada.
- Martin, V., Aubertin, M., Bussière, B., Mbonimpa, M., Dagenais, A.M., and Gosselin, M. 2006. Measurement of oxygen consumption and diffusion in exposed and covered reactive mine tailings. In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), p.1156-1169, March (2006), St Louis, MI.
- Martin, V., Aubertin, M., Zhan, G., Bussière, B., Chapuis, R.P. 2005. An investigation into the hydrological behavior of exposed and covered waste rock dumps. Proceedings, SME Annual Meeting, Toronto, p. 885-894.
- Martin, V., Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P. 2004. Evaluation of unsaturated flow in mine waste rock. 57th Canadian Geotechnical Conference and the 5th joint CGS-IAH Conference, 24-27 October 2004, Quebec city, Session 7D, p.14-21.
- Martin, V. 2003. Études des propriétés non saturées des stériles miniers. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise ès sciences appliquées, École polytechnique de Montréal.
- Mayer K. U., Amos R. T., Molins S., and Gérard F. 2012. Reactive Transport Modeling in Variably Saturated Media with MIN3P : Basic Model Formulation and Model Enhancements. Groundwater Reactive Transport Models, 2012, p.186-211.
- Mayer, K.U., Frind, E.O., Blowes, D.W. 2002. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. Water Resources Research, 38: p.131-1321.

- Mayer, K.U., Benner, S.G., Frind, E.O., Thornton, S.F., Lerner, D.N. 2001a. Reactive transport modeling of processes controlling the distribution and natural attenuation of phenolic compounds in a deep sandstone aquifer. *J. Contam. Hydrol.*, 53: p.341-363.
- Mayer, K.U., Blowes, D.W., Frind, E.O. 2001b. Reactive transport modeling of an in situ reactive barrier for the treatment of hexavalent chromium and trichloroethylene in groundwater. *Water Resour. Res.*, 37 (12).
- Mayer, K.U. 2000. MIN3P V1.0 User Guide. University of Waterloo, Department of Earth Sciences, ON.
- Mayer, K.U., Benner, S.G., and Blowes, D.W. 1999. The reactive transport model min3p- Application to acid mine drainage generation and treatment - Nickel Rim Mine site, Sudbury, Ontario. In *Proceedings of Sudbury'99 Conference on Mining and the Environment*, Sudbury, ON.
- Mbonimpa, M., M. Bouda, I. Demers, M. Benzaazoua, D. Bois et M. Gagnon. 2016. «Preliminary geotechnical assessment of the potential use of mixtures of soil and acid mine drainage neutralization sludge as materials for the moisture retention layer of covers with capillary barrier effects». *Canadian Geotechnical Journal*, 53(5): p. 828-838.
- Mbonimpa, M., Awoh, A.S., Aubertin, M. 2012. A simple interpretation for the modified oxygen consumption test on sulphide tailings. 65th Canadian geotechnical conference, September 30-October 3, Winnipeg, Manitoba, Canada, Proceedings on CD-ROM.
- Mbonimpa M, Aubertin M, Bussière B. 2011. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(6) :p. 878-890.
- Mbonimpa, M., Mantoy, T. 2011. Parcelles expérimentales PARC I- Mine DOYON : suivi de mai 2009 à septembre 2010. Rapport présenté à M. Mario Gagnon, Iamgold – Mine Doyon, Preissac (Québec), mars 2011, 88p..
- Mbonimpa, M., M. Aubertin, M. Aachib and B. Bussière. 2003. Diffusion and Consumption of Oxygen in Unsaturated Cover Materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5): p.916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., and Bussiere, B. 2002a. Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20: p.235-259.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., and Kissiova, M. 2002b. Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers. 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference Niagara Falls, Ontario.

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B. 2002c. Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials. Rapport Technique EPMRT- 2002-04, École Polytechnique de Montréal.
- McKeown, R., Barbour, L., Rowlett, D., et Herasymuik, G. 2000 Characterization of the grain-size distribution for waste rock from metal mines – a review of the existing data and an evaluation of the implications for hydrogeologic behavior. Annual conference Abstract: Canadian Society of Civil Eng. London, Ontario, 103 p.
- Mckim, H.L., J.E. Walsh and D.N. Arion. 1980. Review of techniques for measuring soil moisture in situ. United States Army Corps of Engineers, Cold Regions Research and Engineering Lab., Special Report 80-31.
- McLemore, V. T., Fakhimi, A., Zyl, D. V., Ayakwah, G. F., Anim, K., Boakye, K., Ennin, F., Felli, P., Fredlund, D., Gutierrez, L. A. F., Nunoo, S., Tachie-Menson, S., et Viterbo, V. C. 2009. Literature Review of other rock piles: characterization, weathering, and Stability, Questa Rock Pile Weathering Stability Project. 101 pages. http://geoinfo.nmt.edu/staff/mclemore/documents/ofr_517.pdf.
- McQuarrie, D. A., 2012. Gallogly E. B., Rock P. A. Chimie générale. Ed De Boeck, 3ème édition, ISBN-13 9782804171278.
- Meiers, G. P., Barbour, L. S., Meiers, M. K. 2003. The use of field measurements of hydraulic conductivity to characterise the performance of reclamation soil covers with time. In: Proceedings of Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, p.1085–109.
- Merkus, H., G. 2009. Particle size measurements: fundamentals, practice, quality. Springer Science & Business Media.
- Milczarek, M., Orellana, R., Ludwick, W., Zhan, G., Bauman, W. Rice, R.C. Yao, T.M., Keller, J. 2011. Final results of the cover system test panel trials at the Pierina mine. Tailings and Mine Waste 2011. Vancouver, BC, November 6 to 9, 2011.
- Mine Environment Neutral Drainage (MEND). 2004b. Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings, Report 2.21.4. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada, p. 86.
- Mine Environment Neutral Drainage (MEND). 2001. Mine environment neutral drainage. Manual, Report 5.4.2, Volume 4 -Prevention and Control. Secretariat CANMET, Ottawa, Ontario.
- Mine Environment Neutral Drainage (MEND). 1999. Mine environment neutral drainage. Manual, Vol. 4. Étude de laboratoire sur le recouvrement construits avec des résidus miniers. MEND 2.22.2c, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), Canada.
- Miyazaki, T. 1988. Water flow in unsaturated soil in layered slopes. Journal of Hydrology, 102: p.201–214.

- Mohammad R. H. Gorakhki¹ and Christopher A. Bareither. 2017. The Viability of Using the Mixtures of Mine Tailings and Waste Rock in Water Balance Covers. *Geotechnical Frontiers 2017 GSP* 276.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., and Benzaazoua, M. 2008. Geochemical transport modeling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23: p.1-24.
- Molson, J.W., Frind, E.O., Aubertin, M., and Blowes, D. 2005. POLYMIN v3.0 , 2d reactive mass transport model with oxygen diffusion, sulfide oxidation and geochemical speciation. User guide. Polymin (2005).
- Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B. and Joanes, A.-M. 2004. Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers. 57th Canadian Geotechnical Conference and 5th Joint CGS/IAH-CNC Conference, CD-Rom, Session 8D, p.29-36.
- Moncur, M. C., Ptacek, C.J., Lindsay, M.B.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L. 2015. Long-term mineralogical and geochemical evolution of sulfide mine tailings under a shallow water cover. *Applied Geochemistry*, 57: p.178–193.
- Moncur, M. C., Ptacek, C.J., Lindsay, M.B.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L. 2012. Long-term storage of sulfide-rich tailings under a shallow water cover. *Proceedings from: 9th International Conference on Acid Rock Drainage*, held May 20-26, 2012 in Ottawa, Ontario, Canada. W.A. Price (Ed.).
- Moncur, M. C., Ptacek, M.B.J., Blowes, D.W., Jambor Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 20 : p.639–659.
- Morel-Seytoux, H.J. 1992. L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *Hydrologie continentale*, 7: p.117-128.
- Morin, K.A., and Hutt, N.M. 1997. *Environmental Geochemistry of Mine site Drainage, Practical Theory and Case Studies*. MDAG Publishing, 333p.
- Morin, K. A., Gerencher, E., Jones, C. E., and Konasewich, D. E. 1991. Critical literature review of acid drainage from waste rock. Canadian Mine Environmental Neutral Drainage (MEND) Program. Canada Centre for Mineral and Energy Technology.
- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., Van Vuuren, D. P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weynant, J.P. and Wilbanks, T.J. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282): p.747-756.

- Nastev, M., Aubertin, M. 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec. 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, Québec, p.311-318.
- Ng Charles W.W., Jian Liu, Rui Chen, Jie Xu. 2015. Physical and numerical modeling of an inclined three-layer (silt/gravelly sand/clay) capillary barrier cover system under extreme rainfall. *Waste Management*, 38: p.210–221.
- Nicholson, R.V., Rinker, M. J., Acott, G., Venhuis, M. A. 2003. Integration of field data and a geochemical transport model to assess mitigation strategies for an acidgenerating mine rock pile at a uranium mine. *Sudbury 2003: Mining and the Environment*, Sudbury, Canada.
- Nicholson, R.V., and Tibble, P. A. 1995. Elevated water table as a control on acid generation rates : literature review and feasibility modelling. *Rapport pour SENES Consultants*, projet 31706, 35 p.
- Nicholson, R.V., and Scharer, J.M. 1994. Pyrrhotite oxidation kinetics. In *The Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation.*, in American Chemical Society Symposium, Ser., 550, p.14–30.
- Nicholson, R.V., Akindunni, F.F, Sydor, R.C., Gillham, R.W. 1991. Saturated tailings covers above the water table : The physics and criteria for design. *Proc. 2nd Int. Conf. on Abatement of Acidic Drainage*, Montréal, NEDEM/MEND 1991, p.443-460.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., and Reardon, E.J. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26: p.1–8.
- Nordstrom, D.K., 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters: *International Geology Review*, 42: p499–515.
- O’Kane, M., Wilson, G. W., Barbour, L. 1998. Instrumentation and monitoring of a engineered soil cover system for mine waste rock. *Canadian Geotechnical Journal*, 35: p828-845.
- O’Kane, M., Mchaina, D.M. and Haug, M.D. 1997. The design of a soil cover system for long term ecological and physical stability at the Myra Falls Operation, *Proceeding of the 21st Annual BC Mine Reclamation Symposium*, Cranbrook, BC, September 22-25.
- Oldenburg, C.M., and Pruess, K. 1993. On numerical modeling of capillary barriers. *Water Resources Research*, 29: 1045–1056.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., and Zagury, G.J. 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air and Soil Pollution*, 213: p.437–458.

- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Zagury, G.J., 2009. Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Appl. Geochem.*, 24: p.1312– 1323.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., and Bussière, B. 2007. Predicting the performance of an elevated water table for preventing acid mine drainage. In *Proceedings of the 60th Canadian Geotechnical Conference and the 8th joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference*, 1470-1477, (2007), Ottawa, ON.
- Ouangrawa, M. 2007. Etude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement submergés. Thèse de doctorat, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal. 428p.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, Zagury, G., and Bussière, B. 2006. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings , a laboratory and numerical modelling study. In *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 1473-1482, March 26-30, (2006), St. Louis, MI.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G.J., and Bussière, B. 2005. An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings. In *Proceedings of Geosask(2005), 58th Canadian Geotechnical conference and 6th Joint IAH-CNC*, (2005), Saskatoon, SK.
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., Molson, J. 2018. Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214: p.39-53.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., Molson, J. 2017a. Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotech. Geol. Eng.*, 35:p.1421–1438. DOI 10.1007/s10706-017-0185-0.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. 2017b. Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer Cover. *Applied Geochemistry* ,78 : p.219-233.
- Pabst, T. 2011. Etude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrement placé sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de doctorat. Département de génie civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Québec.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J. 1999. User's guide to PHREEQC (Version2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. U.S.Geological Survey , Water-Resource sInvestigations Report, 310p.

- Patterson R. J. 1992. Mine closure planning at equity silver mine Ltd Proceedings of the 16th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium in Smithers, BC, 1992. The Technical and Research Committee on Reclamation.
- Peng, S., and Jiang., H. 2009. A review on soil cover in waste and contaminant containment: design, monitoring, and modeling. *Frontiers of Earth Science. China* 2009, 3(3): p.303–311.
- Peppas, A., Komnitsas, K., and Halikia, I. 2000. “Use of organic covers for acid mine drainage control.” *Mineral Engineering*, 13(5): p.563.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. 2013. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. *GeoMontréal 2013*, paper 165.
- Peregoedova, A. 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire: École Polytechnique de Montréal, Québec.
- Perkins, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C., and Mycroft, J. 1995. Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Report 1.42.1, Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Pétel, K. 2017. Évaluation en laboratoire de recouvrement spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé. Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi Temiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec, pp. 283.
- Petruk, W. 2000. Applied mineralogy in the mining industry. Amsterdam ; New York, Elsevier Science BV.
- Petruk, W 1986. The MP-SEM-IPS image analysis system. CANMET Report 87-1E (CANMET, Dept Energy, Mines, And Resources, Canada).
- 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: p.37–47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.11.004>.
- Plante, B., Benzaazoua, M., and Bussière, B. 2010. Predicting Geochemical Behaviour of Waste Rock with Low Acid Generating Potential Using Laboratory Kinetic Tests. *Mine Water and the Environment*, 30(1) : p.2-21. doi:10.1007/s10230-010-0127-z.
- Plante, 2010. Évaluation des principaux facteurs d’influence sur la prédiction du drainage neutre. Thèse de doctorat. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), Québec, Canada.
- Plante, B. 2012. Note de cours Hydrogéochimie environnemental dans un contexte minier (GNM 1017), UQAT.

- Plummer, D. A., Caya, D., Frigon, A., Côté, H., Giguère, M., Paquin, D., and De Elia, R. 2006. Climate and climate change over North America as simulated by the Canadian RCM. *Journal of Climate*, 19(13): p.3112-3132.
- Plumlee, G.S. 1999. The environmental geology of mineral deposits. Processes, Techniques and Health Issues. Reviews in Economic: In *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, Part A, 6A: p.71-116.
- Poaty, B. 2020. Comportement Hydrogéochimique Des Stériles D'une Halde Expérimentale Visant à Limiter la Production du Drainage Neutre Contaminé par Contrôle des Écoulements. Ph.D. Thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada.
- Poirier, C. 2008. Etude paramétrique de l'écoulement de l'eau dans un drain de pierre calcaire par analyses numériques selon des variables granulométriques, géométriques et hydrauliques. Mémoire de maîtrise, Département CGM, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Pruess, K. 2004. The TOUGH codes, A family of simulation tools for multiphase flow and transport processes in permeable media. *Vadose Zone J.*, 3: p.738–746.
- Pruess, K., Oldenburg, C., and Moridis, G. 1999. TOUGH2 user's guide. Version 2.0. LBNL-43134. Lawrence Berkeley Natl. Lab., Berkeley, CA.
- Pruess, K. 1991. TOUGH2, A general-purpose numerical simulator for multiphase fluid and heat transfer. Lawrence Berkeley Laboratory, 102p.
- Qing, S. 2010. Physical and numerical modeling of preferential flow and oxygen diffusion in inclined multilayer soil covers over acid generating mine waste rock. Doctor of Philosophy thesis, Department of civil and environmental engineering, University of Western Ontario.
- Qiu, Y. J., and Sego, D. C. 2001. Laboratory properties of mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 38, 183-190.
- Quine, R. L. 1993. Stability and deformation of mine waste Dumps in North-Central Nevada. Ph. D. Thesis, University of Nevada, Reno, 402 p.
- Rahardjo H, Santoso VA, Leong EC, Ng YS, Hua CJ. 2012. Performance of an instrumented slope covered by a capillary barrier system. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 138(4): p.481-490.
- Rahardjo, H. and Leong. E.C. 2006. Suction measurements. *Proceedings of the 4th International Conference on Unsaturated Soils. UNSAT 2006*, April 2-6, Carefree, Arizona, Geotechnical Special Publication No. 147, ASCE, GEO Institute, G. A. Miller, Zapata, C.E., Houston, S.L. & Fredlund, D.G. (eds), 1: p 81-105.

- Rasmuson, A., and Erikson, J.C. 1986. Capillary barriers in covers for mine tailings dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.
- Raymond, K., E., Seigneur, N., Su, D., Poaty, B., Plante, B., Bussière, B., and Ulrich Mayer, K. 2020. Numerical Modeling of a Laboratory-Scale Waste Rock Pile Featuring an Engineered Cover System. *Minerals*, 10(8), p.652; <https://doi.org/10.3390/min10080652>.
- Rey, N., Demers, I., and Bussière, B. 2014. Experimental study of tailings percolation into waste rock. *GeoRegina2014*, paper 218.
- Rey, N. 2019. Étude expérimentale et conceptuelle de la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée incluant l'utilisation de résidus désulfurés. (Ph.D. thesis), Université du Québec en Abitibi-Témiscaninge.
- Reynolds, K.A., and Petrik, L. 2008. The use of fly ash for the control and treatment of acid mine drainage. *In* Proceedings of 10th International Mine Water Association Congress , Mine Water and the Environment, April 2-5, (2008), Karlovy Vary, République Tchèque.
- Ricard, J. F., Aubertin, M., Firlotte, F.W., Knapp, R., and McMullen, J. 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. *In* Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, 31 May – 6 June (1997), 31: p.1515-1530.
- Ricard, J.F. 1994. Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. M.Sc. thesis, Department of Mineral Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC.
- Rietveld, H. M., 1993. Chapter 2. The Rietveld method, R.A. Young, Oxford University Press, Oxford.
- Rimstidt, J. D., and Vaughan, D. J. 2003. Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67 (5): p.873-880.
- Ritchie, A.I.M. 1994. The waste-rock environnement. Chapter 5, The waste-rock environnement. *In* Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor.
- Ritcey, G.M. 1989. *Tailings Management*: New York.
- Roger, J.S. and Selim, H.M. 1989. Water flow through layered anisotropic bedded soil with subsurface drains. *Soil Science Society American Journal.*, 53 : p.18-24.
- Romano, C. G., Mayer, K.U., Jones, D.R., Ellerbroek, D.A., and Blowes, D.W., 2003. Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulphide oxidation of mine tailings. *Jour. of Hydrology*, 271: p.171-187.

- Ross, B. 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resour. Res.* 26(10) : p.2625-2629.
- Rouleau, A., et Gasquet D. 2017. Introduction au portrait du développement durable de l'industrie minière dans l'espace francophone. Tirée de l'industrie minière et le développement durable – Une perspective internationale francophone. Institut de la Francophonie pour le développement durable (IFDD) 2017. ISBN : 978-2-89481-241-9.
- Rowe, R.K., Brooker, J.R., and Fraser, M.J. 1998. POLLUTE v6 and POLLUTE-GUI user's guide. GAEA Environmental Engineering Ltd. London, ON.
- Roy, P. 2015. Synthèse des changements climatiques pour le secteur minier. Annexe 3 de 1 'Analyse de risque et de vulnérabilité liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois. Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles, MERN-URSTM, 2017. Ouranos, Montréal, QC, Canada, 56p.
- Saavedra, L.F. 2008. Caractérisation et modélisation physique du comportement hydrogéologique de résidus réactifs avec recouvrement monocouche. Mémoire de maîtrise, Département CGM, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., Dwyer, S.F., 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern USA. *Vadose Zone J.* 4: p.55-71.
- Scanlon, B.R., K. Keese, R.C. Reedy, J. Šimunek, and B.J. Andraski. 2003. Variations in flow and transport in thick desert vadose zones in response to paleoclimatic forcing (0–90 kyr): Field measurements modeling, and uncertainties. *Water Resour. Res.* 39:1179. doi:10.1029/2002WR001604.
- Sakaki, T. and Smits, K.M. 2015. Water Retention Characteristics and Pore Structure of Binary Mixtures. *Vadose Zone J.* doi:10.2136/vzj2014.06.0065.
- Smuda, J.; Dold, B.; Spangenberg, J.E.; Friese, K.; Kobek, M.R.; Bustos, C.A.; Pfeifer, H.-R. 2014. Element cycling during the transition from alkaline to acidic environment in an active porphyry copper tailings impoundment, Chuquicamata, Chile. *J. Geochem. Explor.* 140: p.23–40.
- Souto F J, Dafonte J, Escariz M 2008. Design and air-water calibration of a waveguide connector for TDR measurements of soil electric permittivity in stony soils. *Biosystems Engineering*, 101(4): p.463–471.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., and Dwyer, S.F. 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the Southwestern USA. *Vadose Zone Journal*, 4(1): p. 55-71.
- Scanlon, B.R., Christman, M., Reedy, R.C., Poro, I., Simunek, J., and Flerchinger, G.N. 2002. Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semi arid regions. *Water Resources Research*, 38: p.1323-1339.

- Selim, H.M. 1988. Water flow in layered soils with sloping surface. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 114: p.442–462.
- Selim, H.M. 1987. Water seepage through multilayered anisotropic hillside. *Soil Science Society American Journal*, 51: p.9-16.
- Shackelford, C.D., and Benson, C.H. 2006. Selected factors affecting water-balance predictions for alternative covers using unsaturated flow models. In *Proceedings of GeoCongress (2006), Geotechnical Engineering in the Information Technology Age*.
- Simms, P.H. and Yanful, E.K. 1999. Some insights into the performance of an experimental soil cover near London, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, 36: p.846-860.
- Simunek, J., van Genuchten, M.T., and Sejna, M. 2008a. Development and applications of the Hydrus and Stanmod software packages and related codes. *Vadose Zone Journal*, 7(2) : p.587-600.
- Simunek, J., and van Genuchten, M.T. 2008b. Modeling nonequilibrium flow and transport processes using Hydrus. *Vadose Zone Journal*, 7(2): p.782-797.
- Simunek, J., van Genuchten, M.Th., and Sejna, M. 2005. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, & multiple solutes in variably saturated media. Version 3.0. HYDRUS Software Ser. 1. Dep. of Environmental Sciences, Univ. of California, Riverside.
- Simunek J., Jarvis, N.J., van Genuchten, M.T., and Gardenas, A. 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *J. Hydrol.*, 272: p. 14–35.
- Simunek, J., van Genuchten, M.Th., Sejna, M., Toride, N., and Leij, F.J. 1999. The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection–dispersion equation. Versions 1.0 and 2.0. IGWMC-TPS-71. Int. Ground Water Modeling Ctr., Colorado School of Mines, Golden.
- Singh, D.N., and Kuriyan, S.J. 2003. Estimation of unsaturated hydraulic conductivity using soil suction measurements obtained by an insertion tensiometer: *Canadian Geotechnical Journal*, 40: p. 476–483.
- Sjoberg Dobchuck, B., Wilson, G.W., and Aubertin, M. 2003. Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. In *Proceedings of the International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (2003), July 14-17, (2003), Cairns, Australia*.
- Sjoberg, B., Wilson, G.W., and Aubertin, M. 2001. Field and laboratory characterization of desulphurized tailings cover system. In *Proceedings of the 54th Canadian Geotechnical Conference, September 16-19, (2001), Calgary, AB*.

- Smersud, J. K., and Selker, J. S. 2001. "Effect of soil particle size contrast on capillary barrier performance." *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 127(10): p. 885-888.
- Smith, L.J.D., Bailey, B.L., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Smith, L., Sego, D.C. 2013. The Diavik Waste Rock Project: initial geochemical response from a low sulfide waste rock pile. *Appl. Geochem.*, 36: p.210-221.
- Smuda, J.; Dold, B.; Spangenberg, J.E.; Friese, K.; Kobek, M.R.; Bustos, C.A.; Pfeifer, H.-R. 2014. Element cycling during the transition from alkaline to acidic environment in an active porphyry copper tailings impoundment, Chuquicamata, Chile. *J. Geochem. Explor.* 140: p.23–40.
- Solanki Bharat, Yagom Gapak and T.V.Bharat. 2016. Capillary Barrier Effects in Unsaturated Layered Soils. International Conference on soil and environment. 22-23 July 2016, IISC Bangalore.
- SRK. 1989. Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering.
- SRK. 1991. Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide (Draft Rock Drainage Technical Guide, 1989, BC AMD Task Force). Centre de recherche minérale du ministère de l'Énergie et des Ressources.
- Stannard, D.I. 1999. Tensiometers-Theory, construction and use. In *Ground water and vadose zone Monitoring*, ASTM STP 1053, D. M. Neilson and A.I. Johson, Eds., ASTM, Philadelphia, PA, p.34-51.
- Stantec Consulting Ltd 2004. Priority assessment of metal leaching in neutral drainage. Draft report submitted to MEND Initiative, CANMET, Ref. 631-22996, July 2004.
- St-Arnaud, L., Yanful, E.K., Prairie, R., Dave, N.K. 1989. Evolution of acidic pore water at the Wait Amulet tailings site, Noranda, Québec. *Tailings and Effluent Management*, CIM, Pergamon Press, p.93-102.
- Steenhuis, T. S., Parlange, J. Y. and Kung, K. J. S. 1991. "Comment on the diversion capacity of capillary barriers by B Ross." *Water Resources Research* 27: p.2155-2156.
- Stormont, J.C. 1996. The effectiveness of two capillary barrier on a 10 % slope. *Geotechnical and Geological Engineering*, 14: p.243-267.
- StormontT, J.C. 1995a. The performance of two capillary barriers during infiltration. *Landfill Closures. Environmental Protection and Land Recovery*, Geotechnical Special Publication No 53, ASCE, p.77-92.
- StormontT, J.C. 1995b. The effect of constant anisotropy on capillary barrier performance. *Water Resources Research*, 31:p.783-785.

- Song, Q., and Yanful, E.K. 2008. Monitoring and modeling of sand-bentonite cover for ARD mitigation. *Water Air and Soil Pollution*, 190: p.65-85.
- Swanson, D.A., Barbour, S.L., Wilson, G.W. and O’Kane, M. 2003. Soilatmosphere modelling of an engineered soil cover for acid generating mine waste in a humid, alpine climate. *Canadian Geotechnical Journal*, 40: p.276-292.
- Tami, D, Rahardjo, H.; Leong, E-C., Fredlund, D.G. 2004. Design and laboratory verification of a physical model of sloping capillary barrier. *Canadian Geotechnical Journal*, 41(5): p.814-830.
- Tassé, N., Germain, D., Dufour, C. and Tremblay, R. 1996. Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan : au-delà de la barrière d’oxygène. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de drainage dans l’Environnement Minier, Rouyn-Noranda, p.106-128.
- Taylor, G., Spain, A., Nefiodovas, A., Timms, G., Kuznetsov, V., and Bennett, J. 2003. Determination of the reasons for deterioration of the Run Jungle waste rock cover. Australian Centre for Mining Environmental Research: Brisbane, Australia.
- Taylor, J. C. and Hinczak, I. 2001. Rietveld made easy : a practical guide to the understanding of the method and successful phase quantifications. University of Wollongong.
- Therrien, R., McLaren, R.G., Sudicky, E.A., Panday, S.M., AMEC Inc. 2010. HydroGeoSphere A Three-dimensional Numerical Model Describing Fully-integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport. University of Waterloo. 430 p.
- Therrien, R., McLaren, R.G., Sudicky, E.A., & Panday, S.M. 2007. HydroSphere: A threedimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute transport: user manual. Université Laval and University of Waterloo, Canada, 379 p.
- Therrien, R. et E.A. Sudicky, 1996. Three-dimensional analysis of variably saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 23(6): p.1-44.
- Tran, D.T.Q. 2013. Re-Visitation of actual evaporation theories. Ph.D. thesis, University of Alberta, Edmonton, Alta.
- Tran, D. T.Q. Tran, Delwyn G. Fredlund, and Dave H. Chan. 2016. Improvements to the calculation of actual evaporation from bare soil surfaces. *Can. Geotech. J.* 53: p.118–133.
- Trautwein, S.J. and Boutwell, G.P. 1994. In-situ hydraulic conductivity tests for compacted soil liners and caps. *Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil*. ASTM STP 1142, Daniel, D.E., Trautwein, S.J. (eds), p.184-223.

- Tremblay R, .L . 1993. Étude sur l'efficacité d'une barrière humide construite à partir de résidus forestiers : le projet East Sullivan. NEDEM'93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Val d'Or. p.123-142.
- Todd, D.K., and Mays, L.W. 2005. Groundwater Hydrology. Wiley, New York.
- Topp, G. C., Davis, J. L., and Annan, A. P. 1980. Electromagnetic Determination of Soil Water Content and Electrical Conductivity Measurement Using Time Domain Reflectometry," Water Resources Research, 16: p.574-582.
- To-Viet, N., Min, T.-K., and Shin, H. 2013. Using inverse analysis to estimate hydraulic properties of unsaturated sand from one-dimensional outflow experiments. Engineering Geology, 164: p.163-171.
- Twarakavi, N.K.C., Simunek, J., and SEO, S. 2008. Evaluating interactions between groundwater and vadose zone using the Hydrus-based flow package for Modflow. Vadose Zone Journal, 7(2), p.757-768.
- Van Genuchten, M., Leij, F., and Yates, S. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/2-91/065.
- Vereecken, H., M. Young, P. Troch, and P. Bertsch. 2014. Strategies to observe and understand processes and drivers in the biogeosphere. Eos Trans. AGU 95(2):16. doi:10.1002/2014EO020004.
- Villeneuve, M. 2004. Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. Mémoire de maîtrise. École polytechnique de Montréal. Montréal, Canada.
- Vick, S.G. 1990. Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams. BiTech Publishers, Vancouver, 369 p.
- Vriens, B., Holly P., Laurenzi, L., Smith, L., Celedonio Aranda, K. Ulrich Mayer, Roger D. Beckie. 2019. Long-term monitoring of waste-rock weathering at the Antamina mine, Peru Chemosphere, 215: p.858-869.
- Wallach, R., and Zaslavsky, D. 1991. Lateral flow in a layered profile of an infinite uniform slope. Water Resources Research, 27: p.1809–1818.
- Walter, A.L., Frind, E.O., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., and Molson, J.W. 1994a. Modeling of multicomponent reactive transport in groundwater. 1. Model development and evaluation. Water Resources Research, 30(11), p.3137-3148.
- Walter, A.L., Frind, E.O., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., and Molson, J.W. 1994b. Modeling of multicomponent reactive transport in groundwater. 2. Metal mobility in aquifers impacted by acidic mine tailings discharge. Water Resources Research, 30(11), p.3149-3158.

- Warrick, A.W., Wierenga, P.J. et Pan, L. 1997. Downward water flow through sloping layers in the vadose zone : analytical solutions for diversions. *Journal of Hydrology*, 192: p.321-337.
- Whalley, W.R., E.S. Ober, and M. Jenkins. 2013. Measurement of the matric potential of soil water in the rhizosphere. *J. Exp. Bot.*, 64:p.3951–3963. doi:10.1093/jxb/ert044.
- White, I. et Zegelin, S.J. 1995. Electric and dielectric methods for monitoring soil-water content. *Handbook of vadoze zone characterization and monitoring*. Wilson, L.G., Everett, L.G. et Cullen, S.J. éditeurs. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- White, I., Sully, M.J. et Perroux, K.M. 1992. Measurement of surface-soil hydraulic properties : disk permeameters, tension infiltrometers, and other techniques. *Advances in Measurement of Soil Physical Properties : Bringing Theory into Practice*. Soil Science Society of America Special Publication, 30: p. 69-103.
- Wickland, B. E., Wilson G. W., Wijewickreme D., Klein B. 2006. Design and evaluation of mixtures of mine waste rock and tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 43: p.928-945.
- Wilson, D., Amos, R.T., Blowes, D.W., Langman, J.B., Ptacek, C.J., Smith, L., and Sego, D.C. 2018. Diavik waste rock project: A conceptual model for temperature and sulfide-content dependent geochemical evolution of waste rock – Laboratory scale. 2018a. *Applied geochemistry* 89: p.160-172. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.12.007>.
- Wilson, D., Amos, R.T., Blowes, D.W., Langman, J.B., Smith, L., and Sego, D.C. 2018b. Diavik Waste Rock Project: Scale-up of a reactive transport model for temperature and sulfide-content dependent geochemical evolution of waste rock. *Applied geochemistry* 96, p.177-190. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.07.001>.
- Wijewickreme, D., Sanin, M. V., and Greenaway, G. 2005a. Cyclic Shear Response of Fine-grained Mine Tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 42: p.1408-1421.
- Williams, D.J. 2000. Assessment of embankment parameters. *In Slope Stability in Surface Mining*, Society for Mining Metallurgy. p. 275-284.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., and Barbour, S.L. 1997. The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34: p.145-155.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G. et Barbour, S.L. 1994. Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Can. Geotechn. J.*, 31(2): p.151-161.
- Wilson, G.W. 1990. Soil Evaporative Fluxes for Geotechnical Engineering Problems. Ph.D. Thesis, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK, Canada.

- Wu, Y.S., and Forsyth, P.A. 2008. Efficient schemes for reducing numerical dispersion in modeling multiphase transport through heterogeneous geological media. *Vadose Zone Journal*, 7(1), p.340-349.
- Wunderly, M.D., Blowes, D.W., Frind, E.O., and Ptacek, C.J., 1996. Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: A numerical model. *Water Resour. Res.* 32(10): p.3173-3187.
- Yanful EK, Verma A, Straatman AS 2000. Turbulence driven metal release from suspended pyrrhotite tailings. *J Geotech. Geoenviron. En.,g* 126: p.1157–1165.
- Yanful, E.K., Simms, P.H., and Payant, S.C. 1999b. Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air and Soil Pollution*, 114: p.347-375.
- Yanful, E.K., Riley, M.D, Woyshner, M.R., and Duncan, J. 1993. Construction and monitoring of a composite soil cover on an experimental waste-rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, 300: p.588-599.
- Yanful, E.K. and St-Arnaud, L.C., 1992. Migration of acidic pore waters at the Waite Amulet tailings site near Rouyn-Noranda, Québec, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, 29: p.466-476.
- Yanful, E.K. and St-Arnaud, L.C., 1991. Design, instrumentation, and construction of engineering soil covers for reactive tailings management. In *Proceeding of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montreal, QC, September 16-18, 1991, p.487-504.
- Yanful, E.K. 1991a. Engineering soil covers for reactive tailings management: theoretical concepts and laboratory development. In *Proceedings Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montréal, Québec, p.461-485.
- Yanful, E.K. 1991b. Development of laboratory methodology for evaluating the effectiveness of reactive tailings covers. Final report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Québec).
- Yang, H., Rahardjo, H., Wibawa, B., Leong, E.C. 2004. A soil column apparatus for laboratory infiltration study. *Geotech. Test. J.*, 27(4),: p.347-355.
- Yeh, T.C., Guzman, A., Srivastava, R., and Gagnard, P.E. 1994. Numerical simulation of the wicking in liner systems: *Ground water*, 32: p.2-11.
- Zaslavsky, D., and Sinai, G. 1981a. Surface hydrology : III — Causes of lateral flow. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, 107 (HY1) : p.37–52.

Zegelin, S.J., White, I. and Russell, G.F. 1992. A critique of the time domain reflectometry technique for determining field soil-water content. *Advances in measurement of soil physical properties: bringing theory into practice*. Soil Science Society of America. SSSA Special Publication no 30.

Zhan, G., Schafer, W., Milczarek, M., Myers, K., Giraudo, J., and Espell, R. 2006. The evolution of evapotranspiration cover systems at Barrick Goldstrike Mines. *In Proceedings of 7th ICARD Conference*, St. Louis, Missouri, 26-30 March 2006. ASMR, Lexington, KY, pp. 22.

Zhan, G., Mayer, A.B., McMuller, J., Aubertin, M. 2001a. Slope effect study on the capillary cover design for a spent leach pad. *In Proceedings of Tailings and Mine Waste '01*. Fort Collins, Colorado, USA.

Zhan Tony L.T., He Li, Jia G.W., Chen Y.M., and Fredlund D. G. 2014. Physical and numerical study of lateral diversion by three-layer inclined capillary barrier covers under humid climatic conditions. *Can. Geotech. J.*, 51: p.1438–1448 (2014) dx.doi.org/10.1139/cgj-2013-044.

<https://www.mcan.gc.ca/our-natural-resources/minerals-mining/les-mineraux-et-leconomie/20604> (page consultée le 10 Août 2020.

ANNEXE A ÉCOULEMENT SATURÉ ET NON SATURÉ EN MILIEU POREUX

A-1 Loi de Darcy

L'équation définissant un écoulement non saturé en milieu poreux, basée sur la loi de Darcy ainsi que le principe de conservation de la masse, sont rappelés dans la présente Annexe. Pour plus d'information sur ces notions fondamentales, le lecteur pourra également consulter (Darcy, 1856; Hillel, 1980;1998; Fredlund et Rahardjo, 1993; Delleur, 1999; Miyazaki, 2006; Fredlund et al., 2012). Pour rappel, lorsque le sol est saturé, tout l'espace des pores entre les particules solides est rempli d'eau et la conductivité hydraulique du milieu est constante. L'écoulement de l'eau dans un tel milieu est alors fonction d'un gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique saturée (qui est une constante). C'est la loi expérimentale de Darcy ou loi de Darcy qui régit l'écoulement dans ces conditions :

$$q = -k \cdot i$$

Où : q est le débit spécifique ou vitesse moyenne d'écoulement de l'eau [LT^{-1}] ;

k est la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) ou coefficient de perméabilité de Darcy [LT^{-1}]

et i est le gradient hydraulique [LL^{-1}]

A-2 Équation d'un écoulement non saturé en milieu poreux

L'écoulement de l'eau dans la zone située au-dessus de la nappe phréatique (zone vadose), qui correspond à la zone où sont souvent installés les recouvrements, correspond à un écoulement en milieu non saturé. Dans un tel milieu, l'écoulement de l'eau s'effectue dans des conditions de pression négative (ou succion). Cette pression correspond à la différence ($u_a - u_w$) de pression de l'air (u_a) et de l'eau dans les pores (u_w). La pression de l'air étant plus grande que la pression de l'eau. La conductivité hydraulique n'est alors plus une constante (elle est une fonction de la succion ψ ou de la teneur en eau volumique θ). Richards (1931) a développé à partir de la loi de Darcy et de l'équation de continuité ou de conservation de masse, une équation pouvant décrire l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[\left[k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right] \right] = c(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t}$$

où : $C(\psi)$ est la capacité de stockage défini par $d\theta/d\psi$; x et z - coordonnées horizontale et verticale.

A-3 Propriétés hydrogéologiques des matériaux meubles en milieux non saturé

Afin de représenter le comportement d'un sol en milieu non saturé, on utilise habituellement deux caractéristiques importantes : la courbe de rétention d'eau (CRE) et la fonction de perméabilité (FP).

A-3-1 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La CRE, aussi appelée courbe caractéristique de succion, représente la relation entre la teneur en eau volumique (θ) (ou le degré de saturation) et la succion matricielle (ψ) en conditions d'équilibre. Cette relation est particulière pour chaque matériau. Trois zones caractérisent la CRE: une zone de saturation où θ est égale à la teneur en eau à saturation θ_s ($\approx$ porosité n), une zone transitoire où θ diminue avec une augmentation de la ψ et une zone résiduelle où θ est proche de la teneur en eau résiduelle θ_r quelle que soit l'augmentation de la succion (Barbour, 1998). Deux paramètres importants obtenus à partir de la CRE d'un sol délimitent ces trois zones : la pression d'entrée d'air (air entry value, AEV ou ψ_a), correspondant au début de la désaturation et la pression (ψ_r) exercée à la teneur en eau résiduelle θ_r .

Il existe plusieurs méthodes permettant d'évaluer la valeur de ψ_a à partir de la relation θ - ψ . La première, et la plus utilisée est la méthode des tangentes (Fredlund and Xing, 1994). Une deuxième méthode consiste à estimer ψ_a comme l'inverse du paramètre α du modèle descriptif de van Genuchten qui peut être obtenu par la procédure d'ajustement des points expérimentaux (van Genuchten, 1980). Enfin une troisième méthode consiste à déterminer ψ_a comme la succion correspondant à 90% de saturation des matériaux (Aubertin et al., 1998). Les valeurs de ψ_a obtenues selon la deuxième méthode sont souvent imprécises, car elles ne sont pas sensibles au changement de la pente des CRE des différents matériaux dans la zone transitoire (compris entre ψ_a et la AEV ou water entry value, WEV) de la courbe (Aubertin et al., 1998).

Les techniques d'évaluation de la CRE au laboratoire permettent d'obtenir plusieurs points dans le plan θ - ψ . Habituellement, on recourt aux méthodes appelées descriptives pour obtenir la CRE sur l'ensemble du domaine à partir des données expérimentales (θ - ψ). Les modèles descriptifs les plus utilisés sont ceux développés par Brooks and Corey (1964), van Genuchten (1980) et Fredlund et Xing (1994). Les avantages et inconvénients de divers modèles de lissage des CRE ont été discutés par Leong and Rahardjo (1997a). Le modèle van Genuchten (1980), développé à partir des modèles Brook et Corey (1964) et Gardner (1958), est le plus couramment utilisé dans la littérature pour sa simplicité et la possibilité de déduire une équation explicite de la conductivité hydraulique non saturée. Il s'étend sur une plus grande gamme de succion et s'applique à de faibles teneurs en eau. van Genuchten et al. (1991) ont aussi développé le logiciel RETC (Retention Curve) pour lisser la CRE à partir des données expérimentales. En utilisant le logiciel RETC avec le modèle van Genuchten (1980), on arrive à estimer les valeurs des paramètres α_v , n_v et m_v par régression non linéaire.

A-3-2 Fonction de perméabilité (FP)

La capacité d'un sol à transporter ou à conduire l'eau dans des conditions non saturées est liée à la FP, aussi appelée la conductivité hydraulique non saturée, notée $k(\theta)$ ou $k(\psi)$ ou k_u . Une fois que la valeur de AEV est atteinte dans le sol, l'air commence à entrer dans les plus gros pores, ces derniers se vident et ne contribuent plus à l'écoulement de l'eau. Les pores qui sont remplis d'eau sont de plus en plus petits et de moins en moins conducteurs. La tortuosité du chemin d'écoulement d'eau est alors augmentée et la capacité du sol à conduire l'eau diminue. Lorsque la pression de l'eau dans les pores devient de plus en plus négative, suite à la désaturation du sol, la conductivité hydraulique diminue sensiblement. Il ressort de ce qui vient d'être dit que la capacité du sol à conduire l'eau dépend de la quantité d'eau présente dans le sol (qui est représentée par la CRE).

Il existe dans la littérature plusieurs modèles (empiriques, macroscopiques et statistiques) permettant de passer de la relation $\theta(\psi)$ (CRE) à la relation $k(\psi)$ (FP) à partir de la conductivité hydraulique saturée k_{sat} et de la conductivité hydraulique relative k_{rel} . Les modèles statistiques (appelés aussi théoriques) sont habituellement utilisés pour prédire k_{rel} . La majorité de ces modèles de prédiction supposent un écoulement laminaire et posent plusieurs hypothèses simplificatrices pour permettre leur utilisation (Mualem, 1986). On suppose d'abord que dans le milieu poreux, les pores sont interconnectés et repartis de façon aléatoire. Cette distribution est uniforme à la grandeur

du milieu poreux. L'équation Hagen-Poiseuille est également considérée valide au niveau d'un pore (i.e. peut être utilisée pour estimer la conductivité dans ce pore). En intégrant tous les pores qui contribuent à l'écoulement, il est possible d'estimer la k_{rel} globale du milieu poreux. On pose également l'hypothèse que la forme de la CRE est analogue à la fonction de distribution du rayon des pores utilisés par la loi de capillarité de Kelvin (Leong et Rahardjo, 1997). La plus grande différence entre les différentes méthodes statistiques réside dans l'interprétation de la configuration géométrique du pore élémentaire et l'évaluation de la contribution de cette configuration dans la fonction de perméabilité totale. Une analyse plus ou moins détaillée de ces différents modèles peut être trouvée dans Mualem (1986) et Brutsaert (2005). La performance des modèles statistiques à prédire k_{rel} a été présentée par Mbonimpa et *al.* (2006) et Assouline et Or (2013).

A-4 Modèles de prédiction des propriétés hydrogéologiques

Dès les premières phases d'un projet, il est souvent intéressant d'avoir un aperçu de la CRE et du k_{sat} avant même les essais de laboratoire. On peut, pour se faire, avoir recours aux méthodes prédictives pour déterminer ces deux paramètres. Pour la CRE, il existe différentes méthodes prédictives (appelées aussi fonctions de pédotransfert) basées sur les propriétés géotechniques de base des sols (paramètres granulométriques, indice des vides, etc.). Les méthodes prédictives présentent comme avantage d'être peu coûteuses, faciles et rapides à utiliser. Cependant, elles ne peuvent remplacer les mesures directes aux étapes avancées d'un projet.

A-4-1 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

De nombreuses équations empiriques ont été développées pour estimer la valeur de k_{sat} des sols en se basant sur la distribution granulométrique des particules (e.g. Hazen, 1911; Ahuja et al., 1984; Ahuja et al., 1989a; Ahuja et al., 1989b; Shepherd, 1989; Green et al., 2003). Plusieurs de ces équations ont des restrictions quant à leur application à différents types de sols (Chapuis and Aubertin, 2003; Chapuis, 2004). Les variables qui contrôlent la valeur de k_{sat} dans ces équations peuvent être regroupées comme suit (Kovacs, 1981) : les paramètres qui représentent l'effet de la porosité, les propriétés des particules (comme distribution granulométrique et la forme des grains) et les paramètres caractéristiques du fluide utilisé. Les modèles de prédiction les plus souvent utilisés pour estimer la valeur de k_{sat} sont Kozeny-Carman (KC) et Kozeny-Carman modifié (KCM).

A-4-2 Courbe de rétention d'eau (CRE)

Des modèles ont été développés afin de prédire la CRE des matériaux à partir de leurs propriétés géotechniques (ou physiques) de base (Arya and Paris, 1981; Haverkamp and Parlange, 1986; Haverkamp et al., 1999; Arya et al., 1999). Kovacs (1981) a aussi proposé un modèle de ce type appelé modèle de Kovac (K). Ce modèle a été modifié et son application généralisée à une grande variété de milieux poreux incluant les sols granulaires et fins (Aubertin et al., 1998; Aubertin et al., 2003). La version du modèle modifié (MK) est basé sur l'hypothèse que la rétention d'eau résulte de l'action combinée des forces capillaire et d'adhésion (Aubertin et al., 2003). Ainsi, la saturation totale S_w inclut celle créée par la force capillaire (S_c) (avec une contribution plus importante à faibles suctions) et celle créée par les forces adhésives (S_a) (avec une contribution plus importante

Références

- Ahuja, L.R., Cassel, D.K., R.R. Bruce, A., and Barnes, B.B., 1989a. Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data: Soil Science Society of America Journal, 148: p.404–411.
- Ahuja, L.R., J.W. Naney, A., and Nielsen, D.R., 1984. Scaling soil-water properties and infiltration modeling: Soil Science Society of America Journal, 48: p.970–973.
- Ahuja, L.R., Nofziger, D.L., D. Swartzendruber, A., and Ross, J.D., 1989b. Relationship between Green and Ampt parameters based on scaling concepts and field measured hydraulic data: Water Resources Research, 25: p.1766–1770.
- Arya, L.M., and Paris, J.F., 1981. A physico-empirical model to predict the soil moisture – characteristic from particle size distribution and bulk density data: Soil Science Society of America, 45: p.1023–1030.
- Arya, L.M., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., and Shouse, P.J., 1999. Scaling parameter to predict the soil water characteristic from particle-size distribution data: Soil Science Society of America Journal, 63: p.510–519.
- Assouline, S., and Or, D., 2013. Conceptual and parametric representation of soil hydraulic properties: Vadose Zone Journal, 12(4). (doi:10.2136/vzj2013.07.0121).
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., and Chapuis, R.P., 2003. A model to predict the unsaturated hydraulic conductivity from basic geotechnical properties: Canadian Geotechnical Journal, 40(6): p.1104–1122.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., and Chapuis, R.P., 1998. A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines: Canadian Geotechnical Journal, 35 (1): p. 55–69.
- Barbour, S. L. 1998. Nineteenth Canadian Geotechnical Colloquium: The soil-water characteristic curve: A historical perspective. Canadian Geotechnical Journal, 35: p.873 - 894.

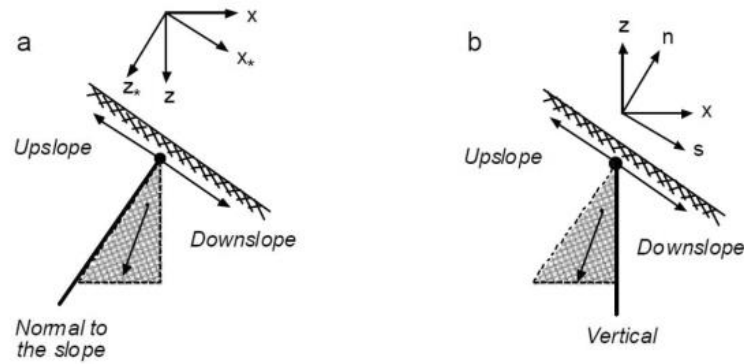
- Brooks, R., and Corey, A., 1964. Hydraulic properties of porous medium. Hydrology paper 3, Colorado State University (Fort Collins), Colorado.
- Brutsaert, W., 2005. Hydrology—An introduction. Cambridge University Press, UK.
- Chapuis, R.P., and Aubertin, M., 2003. On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils: Canadian Geotechnical Journal, 40: p. 616–628.
- Chapuis, R., 2004. Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio: Canadian Geotechnical Journal, 41(5): p.787–795.
- Delleur, J.W., 1999. The Handbook of Groundwater Engineering. CRC Press.
- Fredlund, D., and Xing, A., 1994. Equations for the soil-water characteristic curve: Canadian Geotechnical Journal, 31: p. 521–532.
- Fredlund, D.-G., and Rahardjo, R., 1993. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. A Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, R., and Fredlund, M.D., 2012. Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. John Wiley & Sons.
- Gardner, W., 1958. Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table: Soil Science, 85: p. 228–232.
- Green, T.R., L.R. Ahuja, and J.G.B., 2003. Geoderma: Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties, 116: p. 3–27.
- Hazen, A., 1911. Discussion of dams on sand foundation, transactions: American Science of civil Engineering, 73: p.199–203.
- Haverkamp, R., and Parlange, J.-Y., 1986. Predicting the water retention curve from particle size distribution: Sandy soils without organic matter: Soil Science, 142: p. 325–339.
- Haverkamp, R., Bouraoui, F., Zammit, C., and Angulo-Jaramillo, R., 1999. Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone. In The handbook of groundwater engineering. Edited by J.W. Delleur, CRC Press, New York. 5.1–5.47.
- Hillel, D., 1998. Environmental Soil Physics. Academic Press.
- Hillel, D., 1980. Fundamentals of soil physics. Academic Press Inc., New York, 413 p.
- Kovacs, G., 1981. Seepage hydraulics. Elsevier.
- Leong, E. C. et Rahardjo, H., 1997. Permeability functions for unsaturated soils: Canadian Geotechnical Journal, 31: p.533–546.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Bussière, B., 2006. Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovacs (MK) model and statistical models: Canadian Geotechnical Journal, 43(8): p.773–787.
- Miyazaki, T., 2006. Water Flux in Soils. Published by CRC Press.

- Mualem, Y., 1986. Hydraulic conductivity of unsaturated soils : Prediction and formulas. Methods of Soil Analysis, Part 1, 2nd edition, A. Klute (ed.), Agronomy Monograph. No. 9, ASA and SSSA, Madison, WI, p.799-823.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums, Journal of Applied Physics, 1: p.318–333.
- Shepherd, R.G., 1989. Correlations of permeability and grain size: Ground water, 27(5): p. 633–638.
- Van Genuchten, M., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America, 44: p.892–898.
- Van Genuchten, M., Leij, F., and Yates, S., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/2-91/065.

ANNEXE B ÉCOULEMENT DE L'EAU DANS LES COUCHES INCLINÉES

B-1 Introduction

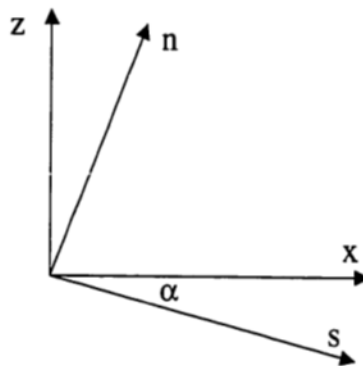
L'annexe A a traité des principes fondamentaux de l'écoulement de l'eau dans un système considéré horizontal et unidimensionnel. Plusieurs travaux ont montré que pour de tels systèmes, une simulation unidimensionnelle pouvait prédire de façon acceptable le comportement hydrique. Cependant plusieurs résultats dans la littérature ont confirmé que l'inclinaison et la longueur de la pente d'un sol (en plusieurs couches) en pente uniforme influencent les profils de teneur en eau et de succion (e.g., Garber et Zaslavsky, 1977; Zaslavsky et Sinai, 1981ab; Nieber et Walter, 1981; Stagnitti et *al.*, 1986, 1992; McCord et Stephens, 1987; Selim, 1988; Miyazaki, 1988, 1993; Wallach et Zaslavsky, 1991; Jackson, 1992; Steenhuis et *al.*, 1999; Bussière, 1999). D'une manière générale, le régime d'écoulement ou la répartition de l'humidité sur une pente homogène et isotrope est un processus physique transitoire, à saturation variable régi par les caractéristiques des précipitations, la géométrie de la pente et les propriétés hydrogéologiques des matériaux (e.g., Hewlett et Hibbert, 1963). Les principaux mécanismes du mouvement de l'humidité sont la gravité et les gradients du potentiel matriciel ou de teneur en eau (e.g., Sinai et *al.*, 1981; McCord et Stephens, 1987). Le flux d'écoulement sur une pente homogène et isotrope saturée sous la force motrice de la pesanteur et d'une limite de pression constante à la surface de la pente est, bien que non uniforme, dans des conditions transitoire et permanente, toujours dans la direction latéralement descendante (e.g., Tóth, 1963; Freeze et Cherry, 1979; Reid, 1997). Cependant, dans des conditions de saturation variable, les gradients de gravité et de teneur en humidité (ou les gradients de potentiel matriciels parce que corrélativement liés à la teneur en eau) entraînent un mouvement de fluide conduisant à des modèles de flux complexes (Sinai et *al.*, 1981; Torres et *al.*, 1998; Silliman et *al.*, 2002; Thorenz et *al.*, 2002; Ning et *al.*, 2011). En général, le champ d'écoulement près de la surface du sol est saturé et transitoire de façon variable, et la direction de l'écoulement pourrait être latéralement descendante, latéralement vers le haut (Ning et *al.*, 2011).



Il est bien connu que la stratification et l'hétérogénéité peuvent favoriser un fort écoulement latéral (e.g., Zaslavsky et Sinai, 1981a; Miyazaki, 1988; Ross, 1990; Warrick *et al.*, 1997; Reid, 1997). Les profils de précipitations et les interactions avec la végétation (e.g., Redding et Devito, 2008) peuvent également induire un écoulement d'eau non-saturé, non-Darcien et en régime non permanent (e.g. Swartzendruber, 1963; Hassanizadeh et Gray, 1987; Ritsema *et al.*, 1993; Sinai et Dirksen, 2006). Pour une pente homogène et isotrope avec une distribution d'humidité initialement uniforme, l'existence possible d'écoulement latéral a été étudiée par Zaslavsky et Sinai (1981a) et McCord et Stephens (1987), qui ont découvert que l'écoulement insaturé peu profond se déplace presque parallèlement à la surface de pente et converge dans des zones topographiquement concaves en pentes naturelles (Ning *et al.*, 2011).

B-2 Equation d'écoulement dans les conditions inclinées en régime permanent

En régime permanent, les débits d'écoulement, selon deux axes n et s et pour les hypothèses mentionner précédemment s'évalue à l'aide de l'équation de Darcy :



$$q_s = k \sin \alpha \quad (1)$$

$$q_n = -k \left[\left(\frac{\partial \psi}{\partial n} + \cos \alpha \right) \right] \quad (2)$$

La direction s est parallèle à la pente et la direction n est perpendiculaire à celle-ci). On considère une uniformité selon la direction s (c'est à dire qu'il n'y a pas variation des paramètres succion, perméabilité, etc selon cette direction). Cette hypothèse entrainera des écarts entre la réalité et les valeurs prédites pour une barrière capillaire inclinée puisque, la succion ne sera pas toujours la même pour un même n selon la position sur la pente (en haut ou au bas de la pente). On suppose également une pente homogène et un sol isotrope en tout temps.

Les débits selon les axes x et z peuvent être définie à partir des transformations géométriques de deux équations précédentes.

$$q_x = -k \left[\left(\frac{\partial \psi}{\partial x} \right) \right] \quad (3)$$

$$q_z = -k \left[\left(\frac{\partial \psi}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right] \quad (4)$$

B-3 Equation d'écoulement dans les conditions inclinées en régime transitoire

Certains auteurs ont étudié l'écoulement en pente dans les milieux non homogènes et dans les conditions transitoires (e.g., Wallach et Zaslavsky, 1991). Les débits selon les axes n et s sont décrits par les équations (1) et (2). On sait que l'équation de continuité généralisée peut s'écrire comme

suit :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left[\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) \left(\frac{\partial q_y}{\partial y} \right) \left(\frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \right] \quad (5)$$

En remplaçant, les équations (1 et 2) dans l'équation de continuité généralisée ci-dessous (Équation 5), en posant l'axe n positif vers le bas et en se rappelant de l'hypothèse qui dit que toutes les

quantités physiques sont indépendantes de l'axe s (Équation 7), on obtient selon Wallach et Zaslavsky, 1991) l'équation 7.

$$\left[\left(\frac{\partial q_s}{\partial s} \right) \right] = 0 \quad (6)$$

$$\frac{\partial}{\partial n} \left[k \left(\frac{\partial \psi}{\partial n} - \cos \alpha \right) \right] = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (7)$$

Connaissant l'équation 8, dans laquelle $C(\psi)$ est la capacité de stockage et en insérant ce terme dans l'équation de Wallach et Zaslavsky, 1991(Équation 7) on obtient l'Équation 9.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \left[\left(\frac{\partial \theta}{\partial \psi} \frac{\partial \psi}{\partial t} \right) \right] = c(n, \psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (8)$$

$$\frac{\partial}{\partial n} \left[\left(k \frac{\partial \psi}{\partial n} - \cos \alpha \right) \right] = c(n, \psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (9)$$

Avec les conditions au frontière à l'interface des deux couches et à la surface pour un système non homogène incliné et à l'aide de l'équation Wallach et Zaslavsky (1991; Équation 7), on peut connaître en tout point le comportement hydrogéologique d'un sol non homogène incliné.

Références

- Bussière, B. 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées avec l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Freeze, R. and Cherry, J. 1979. Groundwater. Prentice-Hall of Canada, Toronto.
- Garber, M., and Zaslavsky, D. 1977. Flow in soil layer underlain by an impermeable membrane. Soil Science, 123: p.1–9.
- Hassanizadeh, S. M., and W. G. Gray. 1987. High velocity flow in porous media, Transp. Porous Media, 2(6): p.521–531.

- Hewlett, J. D., and A. R. Hibbert. 1963. Moisture and energy conditions within a sloping soil mass during drainage, *J. Geophys. Res.*, 68(2): p. 1081–1087.
- McCord, T.J., and Stephens, D.B. 1987. Lateral moisture flow beneath a sandy hillslope without an apparent impeding layer. *Hydrological Process*, 1: p.225–238.
- Miyazaki, T. 1993. *Water flow in soils*. Marcel Dekker, New York.
- Miyazaki, T. 1988. Water flow in unsaturated soil in layered slopes. *Journal of Hydrology*, 102: p.201–214.
- Nieber, J.L., and Walter, M.F. 1981. Two-dimensional soil moisture flow in a sloping rectangular region: experimental and numerical studies. *Water Resources Research*, 17: p.1722–1730.
- Ning Lu, Basak Sener Kaya, Jonathan W. Godt. 2011. Direction of unsaturated flow in a homogeneous and isotropic hillslope. *Water Resources Research*. DOI: 10.1029/2010WR010003.
- Redding, T. E., and K. J. Devito. 2008. Lateral flow thresholds for aspen forested hillslopes on the Western Boreal Plain, Alberta, Canada, *Hydrol. Processes*, 22(21): p. 4287–4300, doi:10.1002/hyp.7038.
- Reid, M. E. 1997. Slope instability caused by small variations in hydraulic conductivity, *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 123(8): p.717–725.
- Ritsema, C. J., L. W. Dekker, J. M. H. Hendrickx, and W. Hamminga. 1993. Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil, *Water Resour. Res.*, 29(7): p.2183–2193.
- Ross, B. 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resour. Res.* 26(10): p. 2625-2629.
- Selim, H.M. 1988. Water flow in layered soils with sloping surface. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 114:p. 442–462.
- Sinai, G., and C. Dirksen. 2006. Experimental evidence of lateral flow in unsaturated homogeneous isotropic sloping soil due to rainfall, *Water Resour. Res.*, 42, W12402, doi:10.1029/2005WR004617.
- Sinai, G., D. Zaslavsky, and P. Golany 1981. The effect of soil surface curvature on moisture and yield, Beer-Sheva observation, *Soil Sci.*, 132(2): p. 367–375.
- Stagnitti, F., Parlange, M.B., Steenhuis, T.S., and Parlange, J.-Y. 1986. Drainage from uniform soil layer on a hillslope. *Water Resources Research*, 27: p.2155–2156.

- Stagnitti, F., Parlange, J.-Y., Steenhuis, T.S., Parlange, M.B., and Rose, C.W. 1992. A mathematical model of hillslope and watershed discharge. *Water Resources Research*, 28: p.2111–2122.
- Steenhuis, T.S., Parlange, J.-Y., Sanford, W.E., Heilig, A., Stagnitti, F., and Walter, M.F. 1999. Can we distinguish Richards' and Boussinesq's equations for hillslopes?: The coweeta experiment revisited. *Water Resources Research*, 35: p.589–593.
- Swartzendruber, D. 1963. Non-Darcy behavior and flow of water in unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 27: p.491–495.
- Thorenz, C., G. Kosakowski, O. Kolditz, and B. Berkowitz. 2002. An experimental and numerical investigation of saltwater movement in coupled saturated-partially saturated systems, *Water Resour. Res.*, 36(6): p.1069, doi:10.1029/2001WR000364.
- Tóth, J. 1963. A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basin, *J. Geophys. Res.*, 68: p.4759–4812.
- Torres, R., W. E. Dietrick, D. R. Montgomery, S. P. Anderson, and K. Loague. 1998. Unsaturated zone processes and the hydrological response of a steep unchanneled catchment, *Water Resour. Res.*, 34(8): p.1865–1879.
- Wallach, R., and Zaslavsky, D. 1991. Lateral flow in a layered profile of an infinite uniform slope. *Water Resources Research*, 27: p.1809–1818.
- Warrick, A.W., Wierenga, P.J. and Pan, L. 1997. Downward water flow through sloping layers in the vadose zone : analytical solutions for diversions. *Journal of Hydrology*, 192, p.321-337.
- Zaslavsky, D., and Sinai, G. 1981a. Surface hydrology : III — Causes of lateral flow. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, 107 (HY1) : p.37–52.
- Zaslavsky, D. et Sinai, G. 1981b. Surface hydrology : N - Flow in sloping, layered soil. *Jortnal of the Hydrnicfics Division, ASCE*, 107 (HY I) : p.53-64.

ANNEXE C MODELISATION DE TRANSPORT REACTIF

C.1 Équations d'écoulement à saturation variable

Le modèle MIN3P résout l'équation de Richard (Neuman 1973; Panday et al., 1993) dans un milieu poreux à saturation variable. Sous l'hypothèse d'un fluide incompressible, d'une phase d'air passive, pas d'hystérésis et en négligeant le flux convectif d'O₂, La conservation de la masse pour l'équation de la phase aqueuse peut s'écrire (Mayer et al., 2012):

$$S_w S_s \frac{\partial h}{\partial t} + n \frac{\partial S_w}{\partial t} - \nabla \cdot [k_{rw} \bar{K} \nabla h] - Q_w = 0, \quad (1)$$

où S_w est la saturation de la phase aqueuse ($m^3 m^{-3}$), S_s est le coefficient de stockage spécifique (m^{-1}), h est la charge hydraulique (m), t est le temps (s), n est le porosité (-), Q_w est un terme source (s^{-1}), k_{rw} est la perméabilité relative du milieu poreux par rapport à la phase aqueuse (-), et $\bar{K}$ est le tenseur de conductivité hydraulique saturé ($m s^{-1}$).

Les paramètres S_w et k_{rw} sont définis dans MIN3P sur la base des équations de van Genuchten (1980) et Mualem (1976) -van Genuchten (1980), respectivement.

C.2 Équations de transport réactif à plusieurs composants

Les équations pour le transport réactif des composants dissous de N_c dans un milieu à saturation variable peuvent s'écrire (Mayer et al., 2002; Mayer et al., 2012):

$$\frac{\partial}{\partial t} [S_w n \cdot T_j^w] + \frac{\partial}{\partial t} [S_g n \cdot T_j^g] + \nabla [q_w T_j^w] - \nabla [S_w n \cdot D_w \nabla T_j^w] - \nabla [S_g n \cdot D_g \nabla T_j^g] - Q_j^{w,w} - Q_j^{w,s} - Q_j^{w,ext} - Q_j^{g,ext} = 0; \quad [j = 1 \text{ to } N_c] \quad (2)$$

où S_g est la saturation en phase gazeuse (-), T_j^w et T_j^g ($kg m_{H_2O}^{-3}$) sont les concentrations totales en phase aqueuse et gazeuse du composant j , respectivement, q_w ($m s^{-1}$) est le flux de fluide de Darcy, D_w et D_g ($m^2 s^{-1}$) sont les tenseurs de dispersion pour les composants de la phase aqueuse et

gazeuse, respectivement (y compris la dispersion et la diffusion hydrodynamiques dans la phase aqueuse et la diffusion dans la phase gazeuse). Les termes source $Q_j^{w,w}$ et $Q_j^{w,s}$, représentent respectivement les contributions à T_j^w des réactions intra-aqueuses et précipitation-dissolution. De même, $Q_j^{w,ext}$ et $Q_j^{g,ext}$ représentent respectivement les sources externes pour les phases aqueuse et gazeuse. La loi de conservation de changement de masse minérale dû aux processus de dissolution et de précipitation est donnée par:

$$\frac{\partial \varphi_i}{\partial t} = V_i^m \cdot R_i^m ; [i = 1 \text{ to } N_m] \quad (3)$$

où φ_i est la fraction volumique du minéral ($m_{min}^3 m_{bulk}^{-3}$), V_i^m est le volume molaire du minéral ($L_{min} L^{-1}$), R_i^m est la vitesse de réaction globale du minéral ($mol L_{bulk}^{-3} s^{-1}$), qui contrôle les réactions de précipitation/dissolution, et N_m est le nombre de minéraux. Selon les mécanismes de réaction impliqués (contrôlés à l'équilibre, contrôlés cinétiquement et contrôlés par le transport (ou la diffusion)), la vitesse de réaction globale dans l'équation 3 peut être formulée différemment pour chaque minéral. Les deux formulations pour les réactions contrôlées en surface sont exprimées comme:

$$R_i^m = -k_i^{m,eff} [1 - IAP_i/K] \text{ et} \quad (4)$$

$$R_i^m = -S_i k_i^m [T_k]^n, \quad (5)$$

où $k_i^{m,eff}$ est un coefficient de vitesse effective ($mol L_{bulk}^{-3} s^{-1}$), IAP_k est le produit d'activité ionique, K est la constante d'équilibre, k_i^m est la constante de vitesse spécifique ($mol^{1-n} L_{H_2O}^n m_{mineral}^{-2} s^{-1}$), S_i est la surface réactive des grains ($m_{min}^2 L_{bulk}^{-1}$) et T_k est la concentration en phase aqueuse ($mol L_{H_2O}^{-3}$) du composant régulateur de vitesse k .

On peut supposer que la réactivité minérale reste constante ou peut être fonction de la fraction volumique minérale dépendante du temps (Mayer et al., 2002). L'oxydation des sulfures minéraux peut être décrite dans MIN3P comme étant contrôlée par le transport (diffusion), dans laquelle le taux global dépend du taux de diffusion de l'oxygène à travers un revêtement minéral. Par exemple,

le modèle de noyau rétrécissant (MNR), qui suppose une géométrie de grain sphérique, est souvent utilisé pour simuler l'oxydation minérale locale de sulfure contrôlée par diffusion d'O₂ (Davis et Ritchie, 1986). En utilisant MNR comme base, la vitesse de réaction du sulfure peut être écrite comme (Mayer, 1999; Mayer et al., 2017) :

$$R_i^m = -10^3 S_i \left(\frac{r_i^p}{(r_i^p - r_i^r) \cdot r_i^r} \right) \cdot \left(\frac{D_i^m}{v_i^m} \right) [O_{2(aq)}] \quad (6)$$

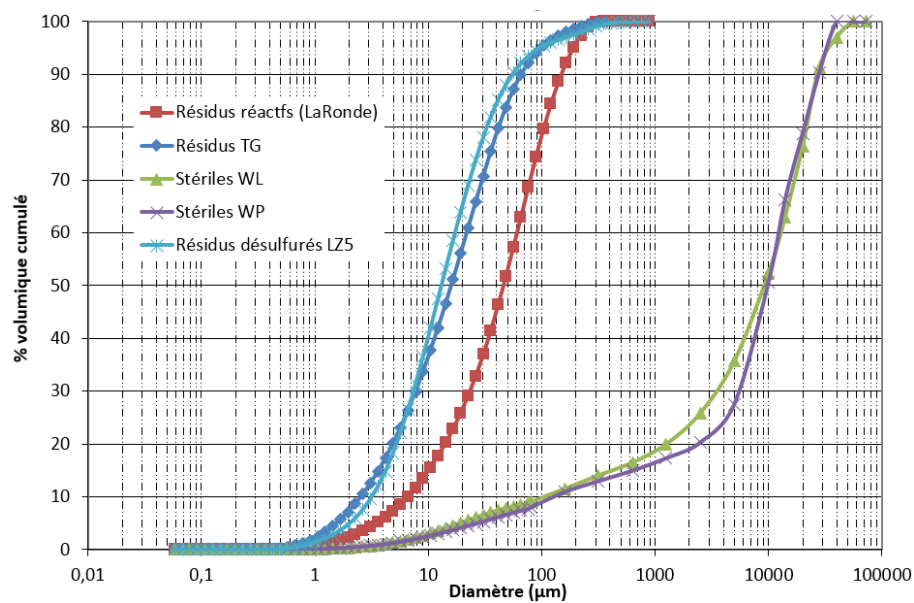
où 10^3 est un facteur de conversion (L m⁻³), S_i est le facteur d'échelle, qui tient compte de la tortuosité de la surface minéral ou des altérations sur la surface minérale, D_i est le coefficient de diffusion en phase libre (m²s⁻¹) du réactif primaire dans l'eau (dans ce cas O₂ aqueux), r_i^p est le rayon des particules (m), r_i^r est le rayon de la portion de la particule n'ayant pas réagi (m), et v_i^m est le coefficient stœchiométrique d'O₂ dans la réaction d'oxydation du sulfure. Les paramètres S_i , r_i^r et r_i^p sont spécifiés dans le fichier d'entrée spécifique au problème. Les paramètres restants ne sont pas spécifiques au problème et sont donc définis dans la base de données (Mayer et al., 2017). Des détails plus spécifiques sur les équations (réactions d'échange d'ions et de précipitation-dissolution minérale) et l'approche de la solution numérique utilisés dans le modèle MIN3P peuvent être trouvés dans Mayer (1999) et Mayer et al. (2002).

Références

- Davis, G. B., and Ritchie, A. I. M. 1986. "A model of oxidation in pyritic mine waste. Part 1: equations and approximate solution." *Applied Mathematical Modelling*, 10: p.314-322.
- Mayer K. Ulrich, Mingliang Xie and Danyang Su. 2017. MIN3P-THCm. A Three-dimensional Numerical Model for Multicomponent Reactive Transport in Variably Saturated Porous Media User Manual (Draft).
- Mayer K. U., Amos R. T., Molins S., and Gérard F. 2012. Reactive Transport Modeling in Variably Saturated Media with MIN3P : Basic Model Formulation and Model Enhancements. *Groundwater Reactive Transport Models*, 2012: p.186-211.
- Mayer, K.U., Frind, E.O., Blowes, D.W., 2002. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.* 38 (9): p.1174.

- Mayer, K. U. 1999. A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media. Ph.D. thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12: p.513-522.
- Neuman, S. P. 1973. Saturated-unsaturated seepage by finite elements. *Journal of Hydrology Division, American Society Civil Engineers*, 99: p.2233-2250.
- Panday, S., Huyakorn, P. S., Therrien, R. and Nichols, R. L. 1993. Improved three-dimensional finite-element techniques for field simulation of variably-saturated flow and transport. *J. Contam. Hydrol.* 12: p.33, 1993.
- van Genuchten, M. Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44 : p.892-898.

ANNEXE D COURBES GRANULOMÉTRIQUES DES MATÉRIAUX



ANNEXE E DENSITÉS RELATIVES DES MATÉRIAUX

Nom échantillon	Résidus réactifs (LaRonde)		
Densité relative	3,217492		
Version number	"AccuPyc 1330 V2,02 "		
Serial number	0		
Report type = analysis	"Analysis"		
Start date	"02/12/16", "11:27:41"		
End date	"02/12/16", "11:48:49"		
Temperature	28,193882		
Sample ID	" "		
Sample Weight	13,478200		
Number of purges	5		
Equilibration rate	0,005000		
Cell volume	11,966229		
Expansion volume	9,046225		
Average volume	4,189040		
Volume standard deviation	0,000970		
Average density	3,217492		
Density standard deviation	0,000745		
Number of runs	5		
Run precision	0		
Percent full scale	0,050000		
P1	P2	Average calculation	Elapsed time
19,623085	9,071994	1	479
19,623825	9,072084	1	674
19,645889	9,082414	1	871
19,652973	9,084505	1	1063

Nom échantillon	Résidus TG		
Densité relative	2,677574		
Version number	"AccuPyc 1330 V2,02 "		
Serial number	0		
Report type = analysis	"Analysis"		
Start date	"02/12/16", "12:20:33"		
End date	"02/12/16", "12:42:06"		
Temperature	28,291788		
Sample ID	" "		
Sample Weight	11,098000		
Number of purges	5		
Equilibration rate	0,005000		
Cell volume	11,966229		
Expansion volume	9,046225		
Average volume	4,144797		
Volume standard deviation	0,000684		
Average density	2,677574		
Density standard deviation	0,000442		
Number of runs	5		
Run precision	0		
Percent full scale	0,050000		
P1	P2	Average calculation	Elapsed time
19,644590	9,109791	1	516
19,656773	9,114408	1	711
19,627504	9,101232	1	908
19,644440	9,108716	1	1091

Nom échantillon	Steriles WL		
Densité relative	2,742943		
Version number	"AccuPyc 1330 V2,02 "		
Serial number	0		
Report type = analysis	"Analysis"		
Start date	"02/12/16", "14:33:55"		
End date	"02/12/16", "14:56:00"		
Temperature	28,399920		
Sample ID	" "		
Sample Weight	10,141900		
Number of purges	5		
Equilibration rate	0,005000		
Cell volume	11,966229		
Expansion volume	9,046225		
Average volume	3,697452		
Volume standard deviation	0,000598		
Average density	2,742943		
Density standard deviation	0,000444		
Number of runs	5		
Run precision	0		
Percent full scale	0,050000		
P1	P2	Average calculation	Elapsed time
19,638556	9,379009	1	523
19,634295	9,376199	1	715
19,629873	9,373995	1	915
19,639402	9,378618	1	1114

Nom échantillon	Steriles WP		
Densité relative	2,722719		
Version number	"AccuPyc 1330 V2,02 "		
Serial number	0		
Report type = analysis	"Analysis"		
Start date	"02/12/16", "15:23:20"		
End date	"02/12/16", "15:43:43"		
Temperature	28,429829		
Sample ID	" "		
Sample Weight	12,566000		
Number of purges	5		
Equilibration rate	0,005000		
Cell volume	11,966229		
Expansion volume	9,046225		
Average volume	4,615240		
Volume standard deviation	0,000514		
Average density	2,722719		
Density standard deviation	0,000303		
Number of runs	5		
Run precision	0		
Percent full scale	0,050000		
P1	P2	Average calculation	Elapsed time
19,672636	8,819533	1	491
19,672825	8,819424	1	669
19,661434	8,814784	1	852
19,666218	8,816496	1	1033

ANNEXE F ANALYSES ÉLÉMENTAIRES DES MATÉRIAUX PAR ICP-AES ET DIGESTION PAR MICRO-ONDE

URSTM Unité de recherche et de service en technologie minière
de l'École Technologique
des Arts et Métiers
Région de la Capitale-Nationale
Tél. (418) 752-1077 poste 2050 • Fax (418) 757-6072

Analyses chimiques ICP-AES de Digestions micro-onde

Préparation: Mélanie Béanger
Analyse: Mélanie Béanger
Date d'analyse: 5 mai 2017
Vérification: Marc Paquin
Projet: Prélève X3 document

Éléments LDM	Al 60	As 3	Ba 3	Be 3	Bi 3	Ca 60	Cd 3	Co 3	Cr 3	Cu 10	Fe 10	K 1	Mg 13	Mn 3	Mo 3	Nb 1	Ni 3	Pb 3	S 200	Ti 25	Zn 50
Residu Lafonde P40 (J26439)	32280	<5	139	<5	<5	6801	<5	<5	88	88	163000	6220	1714	440	<5	3510	<5	<5	151200	1362	970
Residu Solides CR-5 (J26440)	80060	<5	389	<5	<5	36330	<5	<5	133	<10	23000	5490	16340	381	<5	34500	<5	<5	2066	1078	<5
Residu Solides Corrosif (J26441)	80590	<5	356	<5	<5	32690	<5	<5	95	<10	21210	5070	14180	331	<5	35100	<5	<5	1876	930	<5
Steriles Ligne (J26442)	78790	<5	513	<5	<5	11840	<5	<5	315	<10	46610	16600	24610	619	<5	12500	<5	<5	3109	2386	60
Steriles Panna (J26443)	58140	<5	356	<5	<5	12710	<5	<5	<5	<10	24940	18000	7397	855	<5	10600	<5	<5	5636	1660	155

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/kg
À moins d'avis contraire, la digestion est totale par HNO₃/H₂O₂/HCL.

 Marc Paquin
2017.06.08
14:46:50 -04'00'

Approuvé par:

URSTM Unité de recherche et de service en technologie minière
de l'École Technologique
des Arts et Métiers
Région de la Capitale-Nationale
Tél. (418) 752-1077 poste 2050 • Fax (418) 757-6072

Analyses chimiques ICP-AES de Digestions micro-onde

Préparation: Mélanie Béanger
Analyse: Mélanie Béanger
Date d'analyse: 13 février 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: Prélève X3 document

Éléments LDM	Al 60	As 3	Ba 3	Be 3	Bi 3	Ca 60	Cd 3	Co 3	Cr 3	Cu 10	Fe 10	K 1	Li 3	Mg 13	Mn 3	Mo 3	Nb 1	Ni 3	Pb 3	S 200	Ti 25	Zn 50
Residu Odeur/Ligne L25 (J27022)	67360	<5	721	<5	<5	20370	<5	<5	289	<10	42550	26800	12	13280	1414	<5	3250	<5	<5	1341	6343	<5

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/kg
À moins d'avis contraire, la digestion est totale par HNO₃/H₂O₂/HCL.

 Marc Paquin
2018.04.27
10:43:30 -04'00'

Approuvé par:

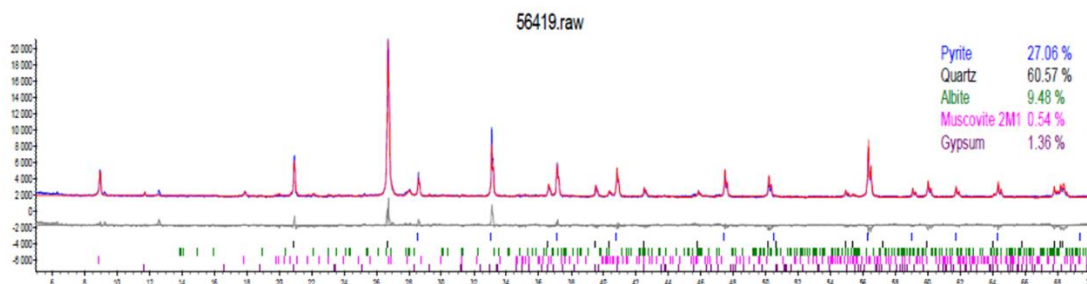
ANNEXE G ANALYSES MINÉRALOGIQUES DES MATÉRIAUX

URSTM Unité de recherche et de service en technologie minérale
 Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT)
 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4
 tél. 819.762.0971 poste 2378-2569 | fax 819.797.6672 | uqat.ca

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Alex
 Préparation : Patrick Bernèche
 Analyse : Yassine Taha
 Date : 16 juin 2017

U56419

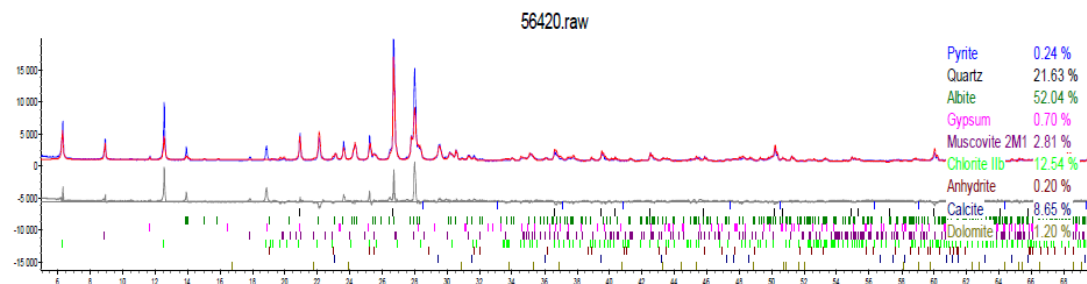


URSTM Unité de recherche et de service en technologie minérale
 Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT)
 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4
 tél. 819.762.0971 poste 2378-2569 | fax 819.797.6672 | uqat.ca

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Alex
 Préparation : Patrick Bernèche
 Analyse : Yassine Taha
 Date : 16 juin 2017

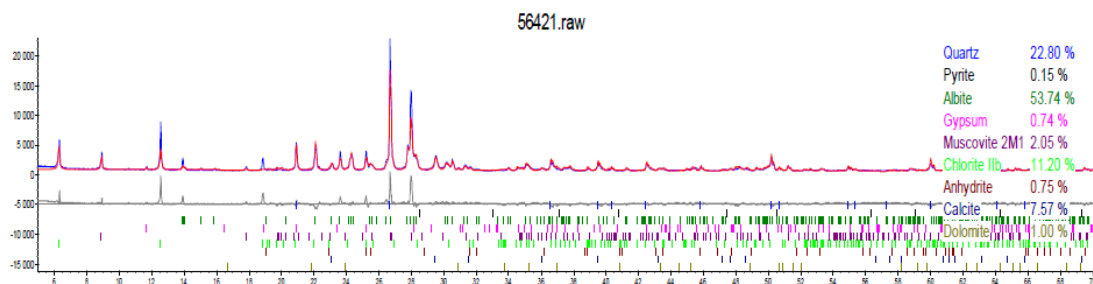
U56420



Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Alex
 Préparation : Patrick Bernèche
 Analyse : Yassine Taha
 Date : 16 juin 2017

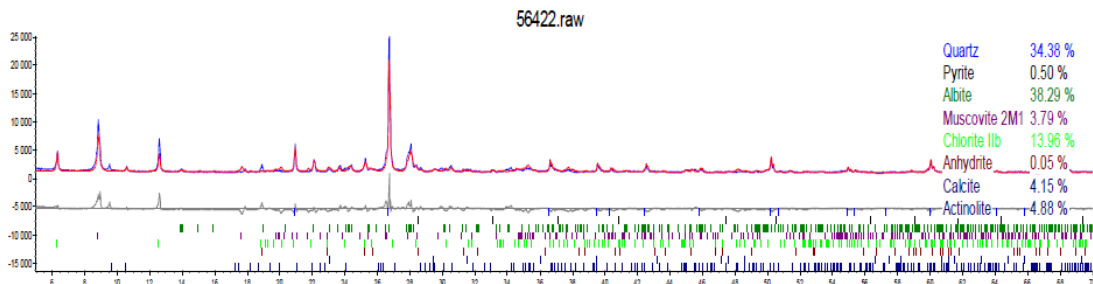
U56421



Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Alex
 Préparation : Patrick Bernèche
 Analyse : Yassine Taha
 Date : 16 juin 2017

U56422

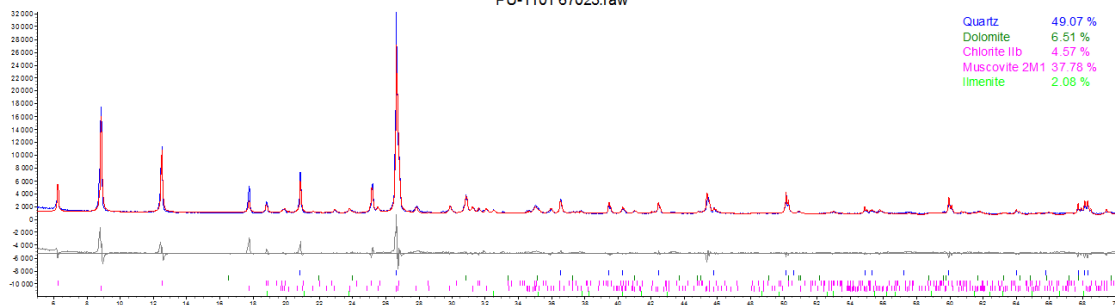


Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Préparation : Joël Beauregard
 Analyse : Mohamed Edahbi
 Date : 14 février 2018

67023 (désulfuré LZ5)

PU-1101 67023.raw

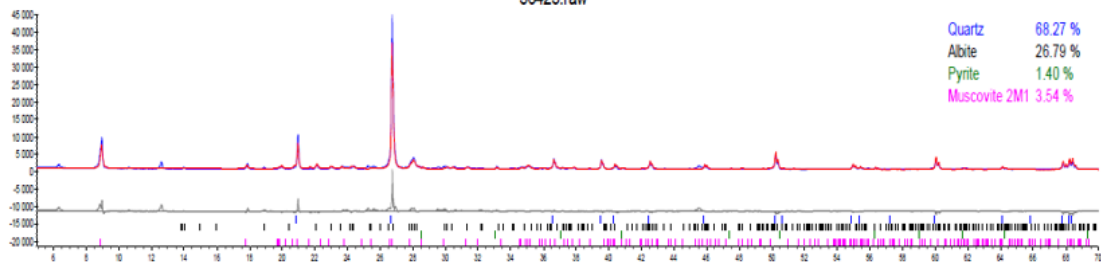


Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Alex
 Préparation : Patrick Bernèche
 Analyse : Yassine Taha
 Date : 16 juin 2017

U56423

56423.raw



#56419 R LaRonde

#56420 R Goldex CR-5

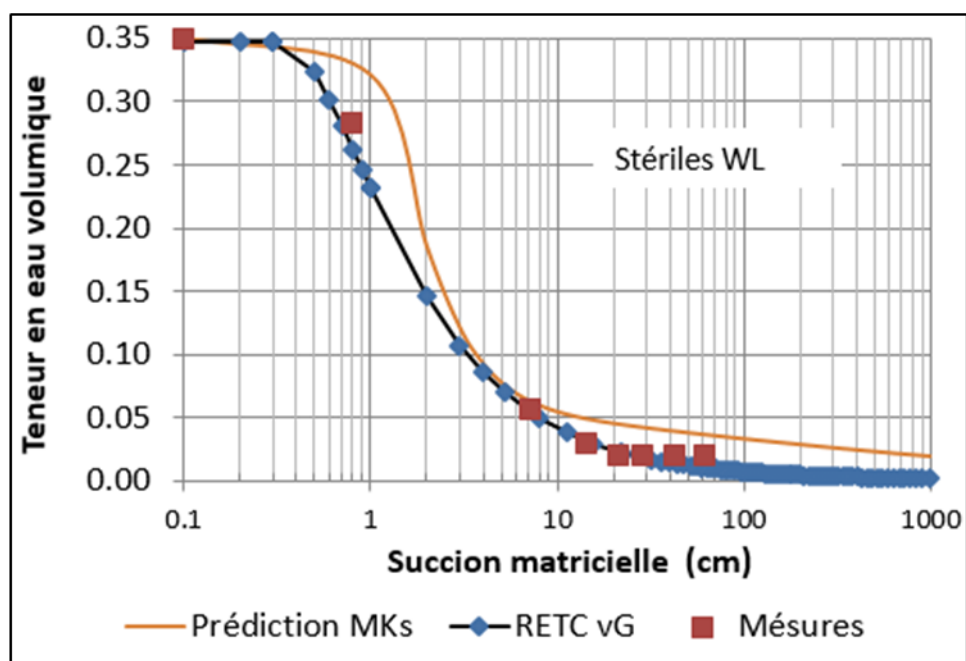
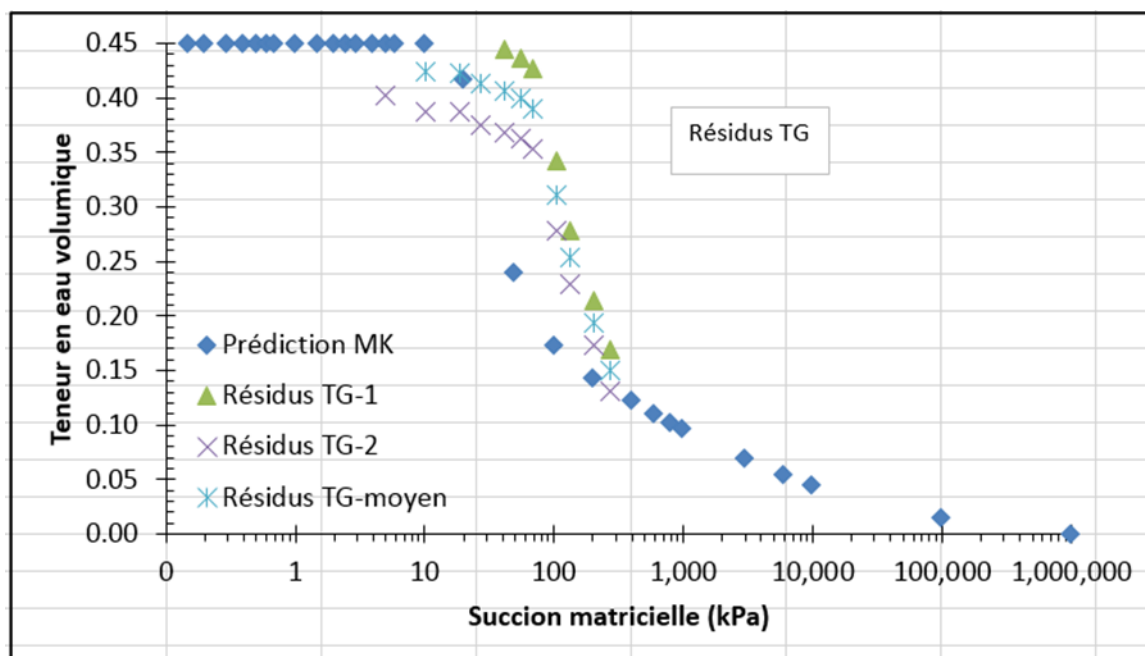
#56421 R Goldex colonne

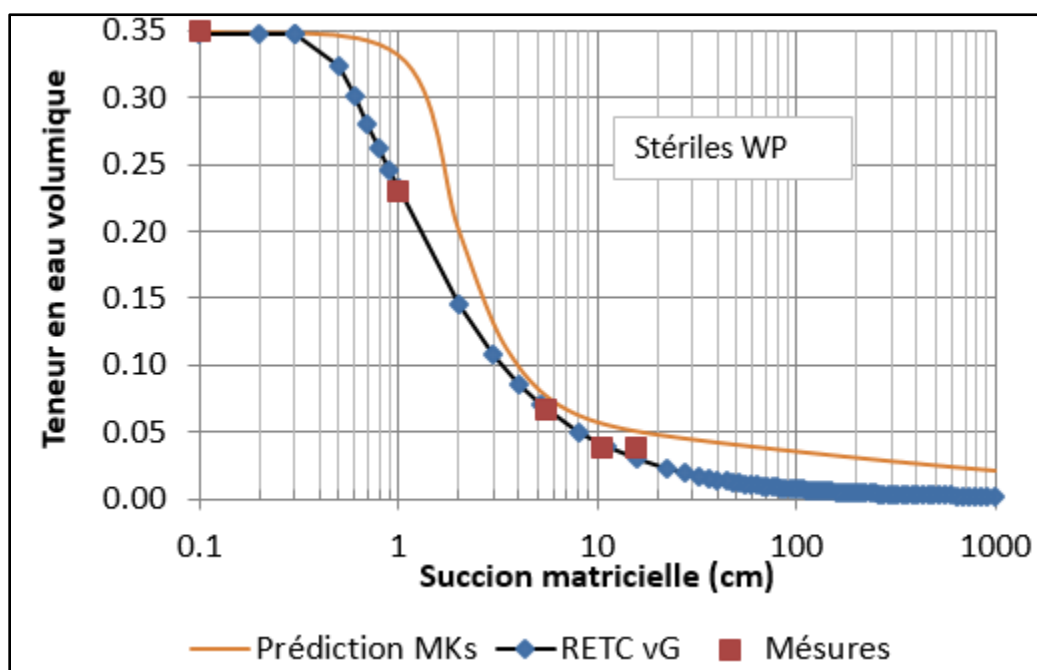
#56422 St Lapa

#56423 St Penna

#67023 LZ 5 désulfuré

ANNEXE H COURBES DE RÉTENTION D'EAU DES MATÉRIAUX





ANNEXE I CONTRÔLE QUALITÉ PENDANT LA CONSTRUCTION DES CELLULES EXPERIMENTALES

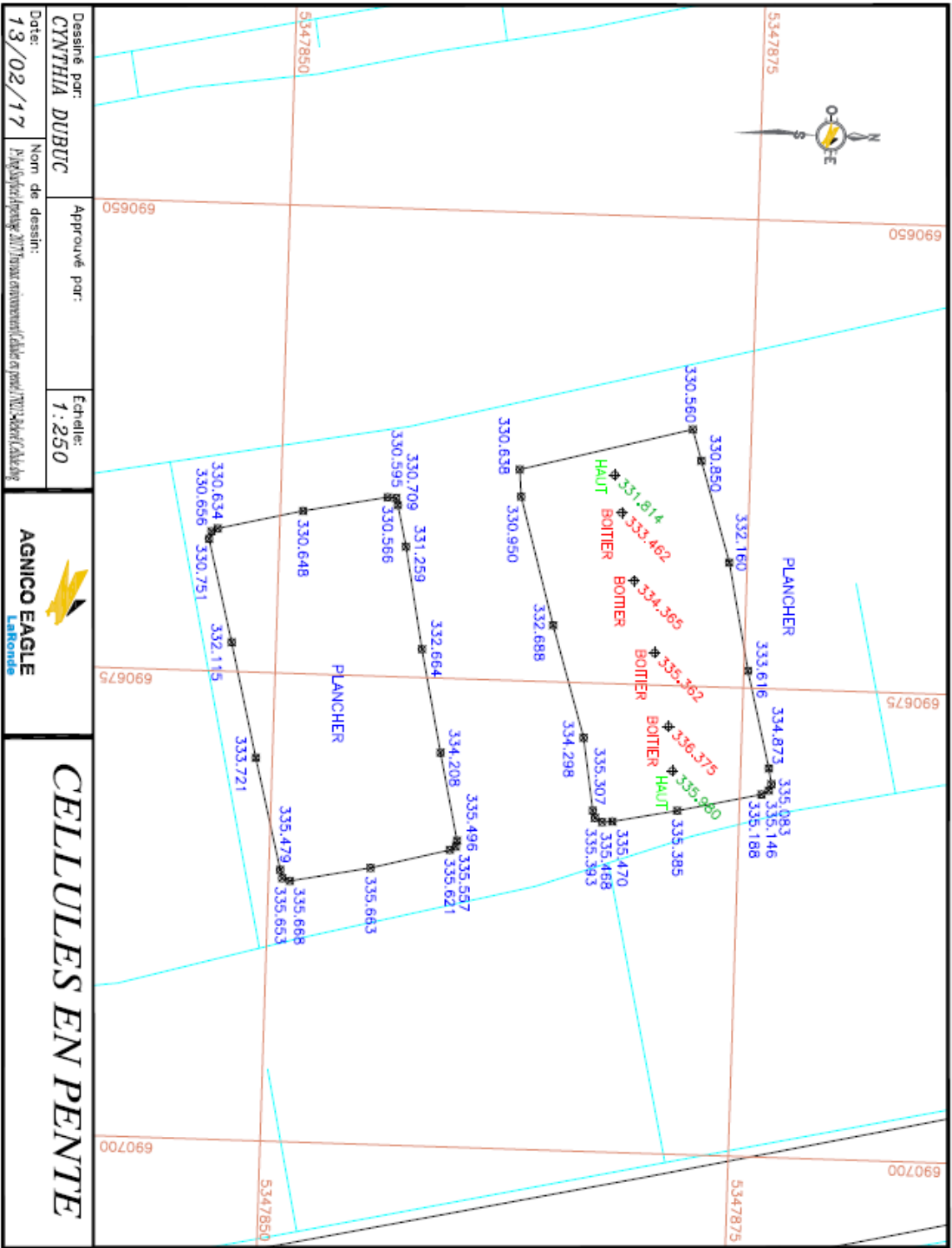
Échantillons de contrôle qualité pendant la construction des cellules expérimentales				
Cellules expérimentales	Configuration et épaisseur de la couche de recouvrement du haut vers la base de la cellule	Échantillonnage	Analyse au laboratoire	Analyse sur le terrain
1- Cellule horizontale	0,3 m de stériles (NPAG) concassés 0-50 mm	2 échantillons	- Teneur en eau massique sur tous - Granulométrie laser sur résidus - Granulométrie combinée sur sable et stériles - Analyse soufre/carbone sur tous	- Porosité en place par la méthode d'anneau à volume connu sur résidus Goldex - Densité en place avec le nucléodensimètre à chaque couche de stériles mise en place et compactée
	0,6 m de résidus miniers Goldex	3 par couche de 30 cm, d'où un total de 6 échantillons		
	0,3 m de stériles PAG concassés 0- 50 mm	3 échantillons		
	1 m de résidus PAG	2 échantillons		
2- Cellule inclinée	0,3 m de stériles (NPAG) concassés 0-50mm	2 échantillons	- Teneur en eau massique sur tous - Granulométrie Laser sur résidus Goldex - Granulométrie combinée sur stériles - Analyse soufre/carbone sur tous	- Porosité en place par la méthode d'anneau à volume connu sur résidus Goldex - Densité en place avec le nucléodensimètre sur couche de stériles mise en place et compactée
	0,8 m de résidus miniers Goldex	3 échantillons par dépôt de 40 cm, total de 6 échantillons		
	Stériles PAG (digue 1)	-		

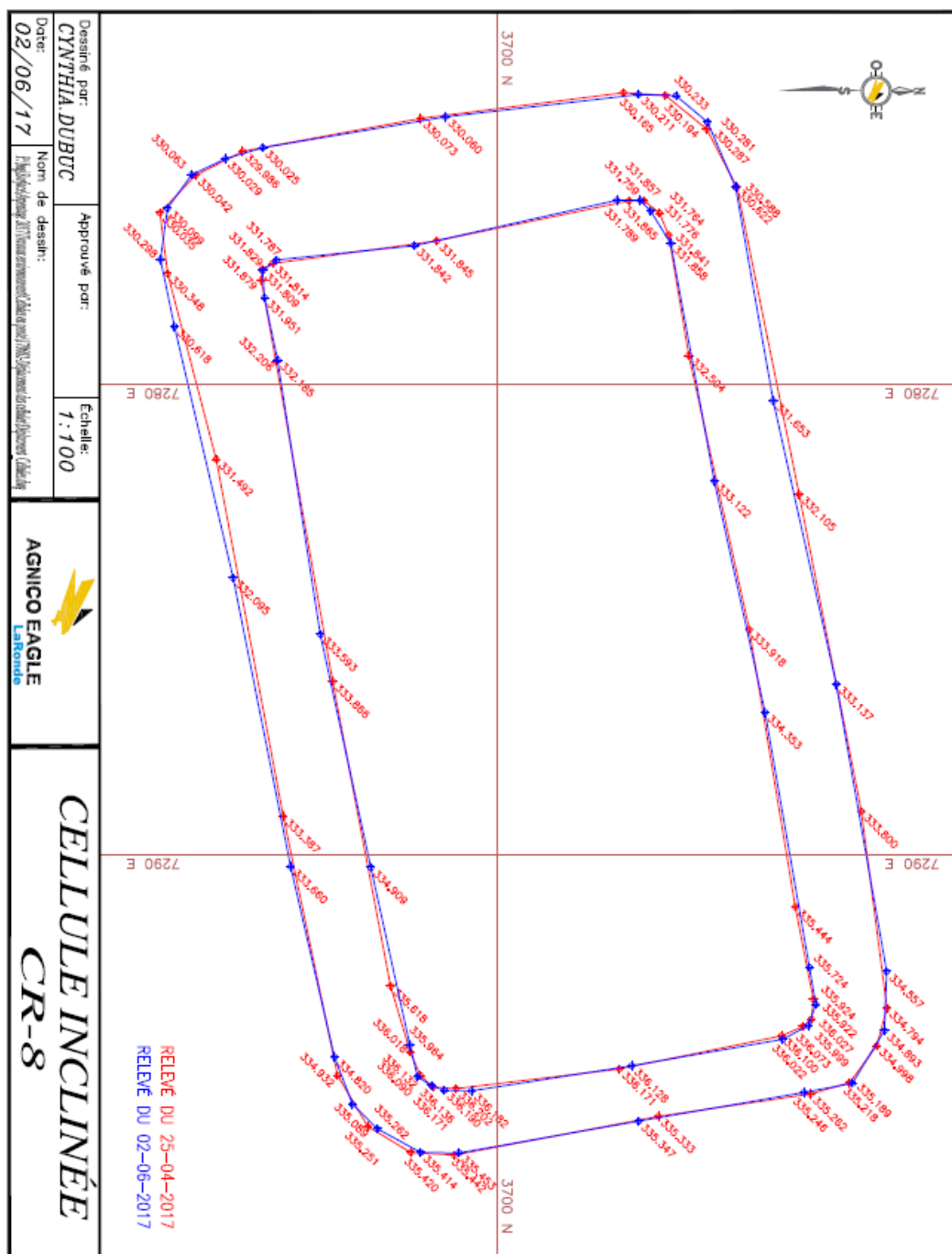
ANNEXE J RESULTATS CONTRÔLE QUALITÉ PENDANT LA CONSTRUCTION DES CELLULES EXPERIMENTALES

Cellule horizontale (17 septembre 2016)			
Contrôle de compactage au nucléodensimètre de la couche de stérile WL (0-50 mm) Bris capillaire			
Aux points cardinaux (1 à 4) et au centre			
DD=densité humide			
WD=densité sec			
Numéro	%W	WD(kg/m ³)	DD(kg/m ³)
1	3	2082	2023
2	2,7	2162	2105
3	3,3	2206	2137
4	2,9	2143	2083
5	3,1	2183	2118
Cellule horizontale (20 septembre 2016)			
Contrôle de compactage au nucléodensimètre de la couche de stérile WP (0-50 mm) Bris capillaire			
Aux points cardinaux (1 à 4)			
Numéro	%W	WD(kg/m ³)	DD(kg/m ³)
1	2,5	2100	2049
2	2,9	2035	1979
3	3,3	2113	2044
4	2,9	2105	2045
Cellule inclinée (14 octobre 2016)			
Contrôle de compactage au nucléodensimètre de la couche de stérile WL (0-50 mm) Bris capillaire			
A 6 endroits de forme rectangulaire			
Numéro	%W	WD(kg/m ³)	DD(kg/m ³)
1	3,3	2375	2260
2	4,2	2350	2160
3	3,4	2077	2009
4	3,6	2082	2011
5	3,6	2122	2049
6	3,6	2180	2105

Cellule horizontale Résidus TG			
Échantillons	Masse humide (g)	Masse sèche (g)	Porosité (-)
1	209,76	180,14	0,382
2	192,76	165,49	0,433
3	215,87	183,47	0,371
4	206,02	176,27	0,396
5	192,53	165,82	0,431
6	192,49	165,92	0,431
Cellule horizontale inclinée TG			
Échantillons	Masse humide (g)	Masse sèche (g)	Porosité (-)
1	241,10	187,95	0,354
2	235,83	188,22	0,353
3	253,41	199,75	0,313
4	238,73	192,62	0,338
5	234,93	193,55	0,335
6	248,62	198,51	0,318
Cellule horizontale Résidus réactifs			
Échantillons	Masse humide (g)	Masse sèche (g)	Porosité (-)
1	274,15	233,27	0,337
2	267,29	226,18	0,357

ANNEXE K LEVES TOPOGRAPHIQUES DE LA CELLULE INCLINÉE



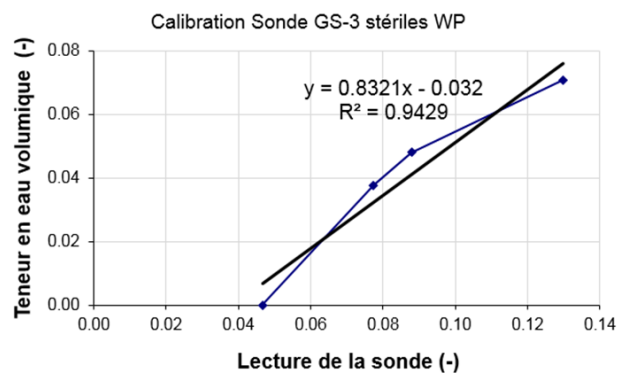
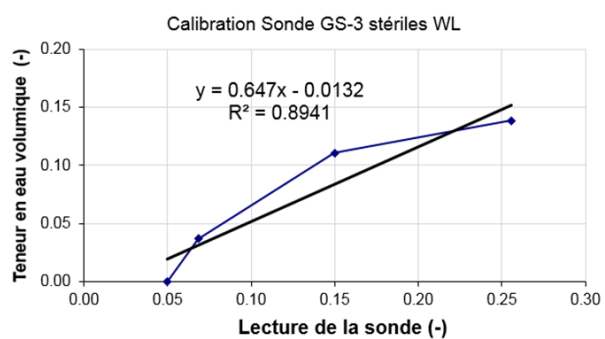
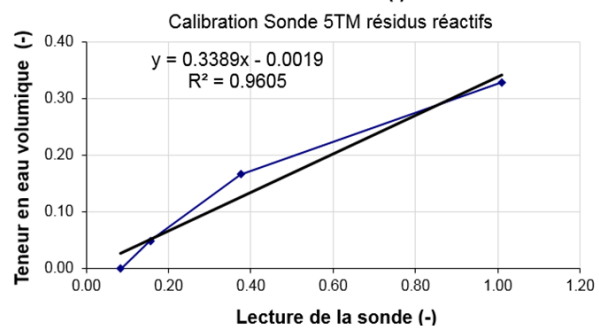
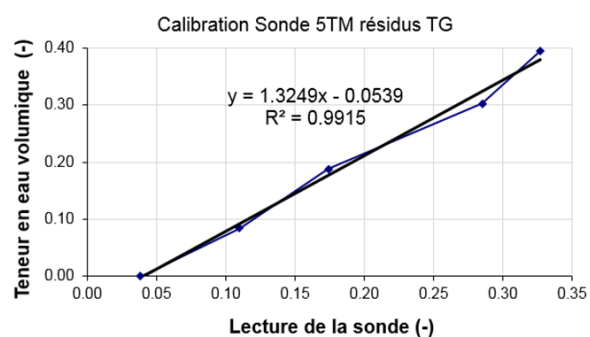
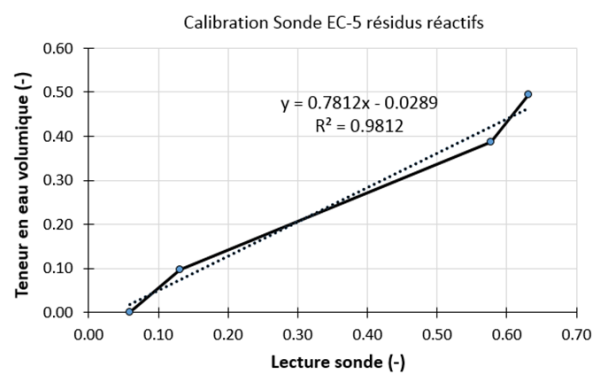
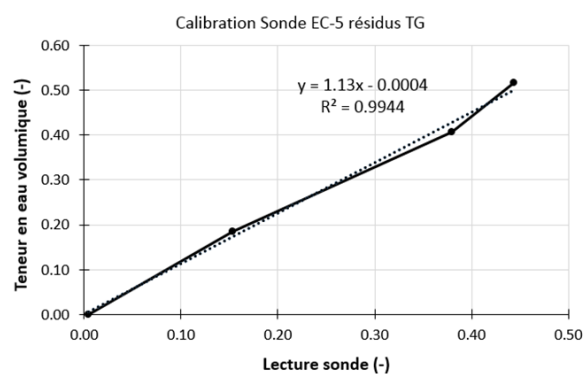


ANNEXE L VERIFICATION DE LA TENEUR EN EAU VOLUMIQUE DANS LA CELLULE HORIZONTALE



	Valeur de teneur en eau volumique (TEV) Sondes		Valeur de teneur en eau volumique (TEV) échantillons			
	11 juillet 2018		11 juillet 2018			
Profondeurs	0,50 m	0,80 m	Profondeur	TEV	Profondeur	TEV
	0,304	0,293	0,06	0,373	0,36	0,337
	0,303	0,290	0,12	0,385	0,42	0,366
	0,303	0,288	0,18	0,356	0,48	0,344
	0,302	0,286	0,24	0,403	0,54	0,366
	0,300	0,284	0,3	0,350	0,6	0,379
	0,299	0,281				
Moyenne	0,302	0,287		0,373		0,358
Différence (-)				0,072		0,071
Porosité initiale	0,40					
Porosité à l'échantillonnage	0,41					

ANNEXE M COURBES DE CALIBRAGE DES SONDES ECH20 POUR LES MATERIAUX ETUDIÉS



**ANNEXE N ANALYSES CHIMIQUE PAR ICP-AES DE L'EAU
INTERSTITIELLE INITIALE DES RESIDUS LARONDE**

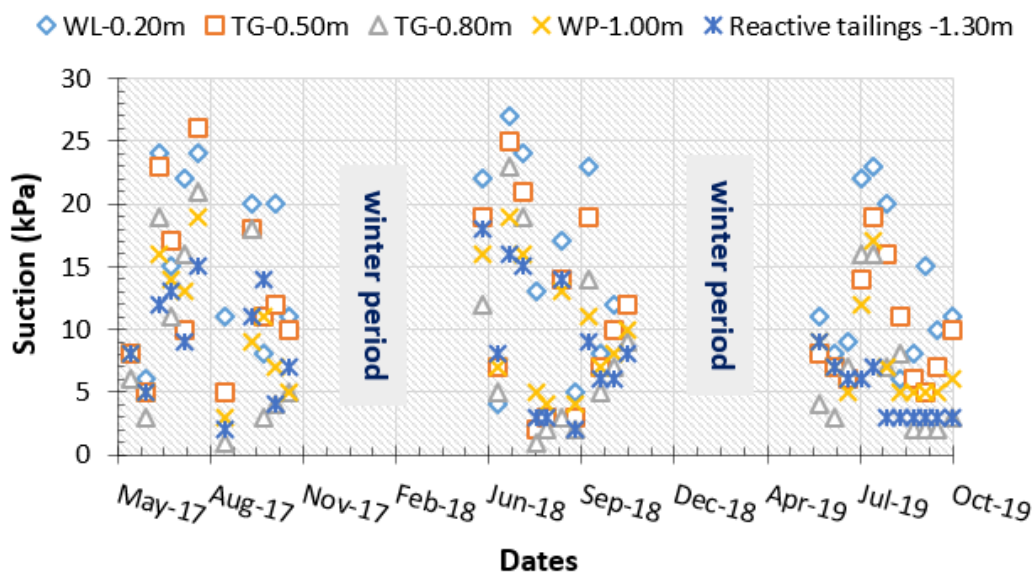
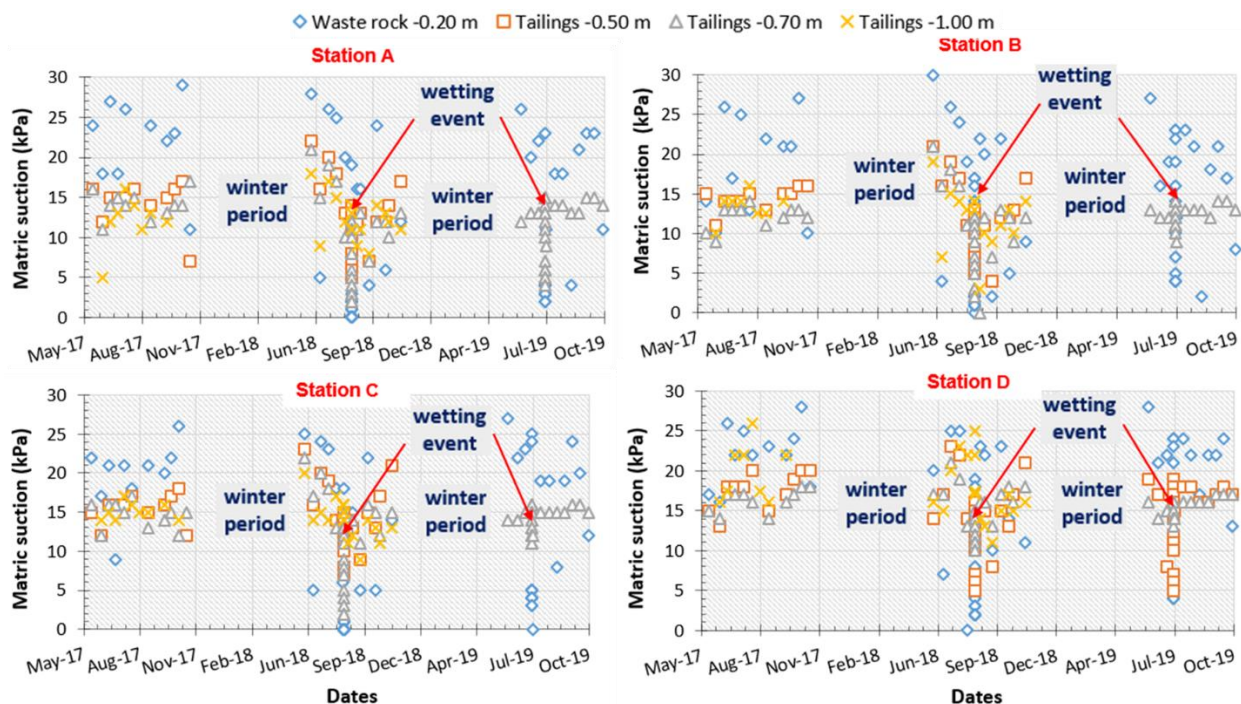
Eléments	Limite de détection (mg/L)	Résidus LaRonde (mg/L)
Al	0,010	1060
As	0,060	0,301
Ba	0, 001	0,038
Be	0,001	<0,001
Bi	0,020	<0,02
Ca	0,030	370
Cd	0,003	<0,003
Co	0,004	3,21
Cr	0,003	5,74
Cu	0,003	16,4
Fe	0,006	2350
K	n/d	1,02
Li	n/d	1,11
Mg	0,001	400
Mn	0,002	143
Mo	0,009	<0,009
Na	n/d	1390
Ni	0,004	29,6
Pb	0,020	1,02
S	0,090	7570
Se	0,100	0,394
Si	0,040	193
Sr	n/d	4,41
Te	n/d	0,000
Ti	0,002	0,011
Zn	0,005	2940

**ANNEXE O RESULTATS GEOCHIMIQUES DE L'EAU DE
RUISSELLEMENT DE LA CELLULE INCLINÉE**

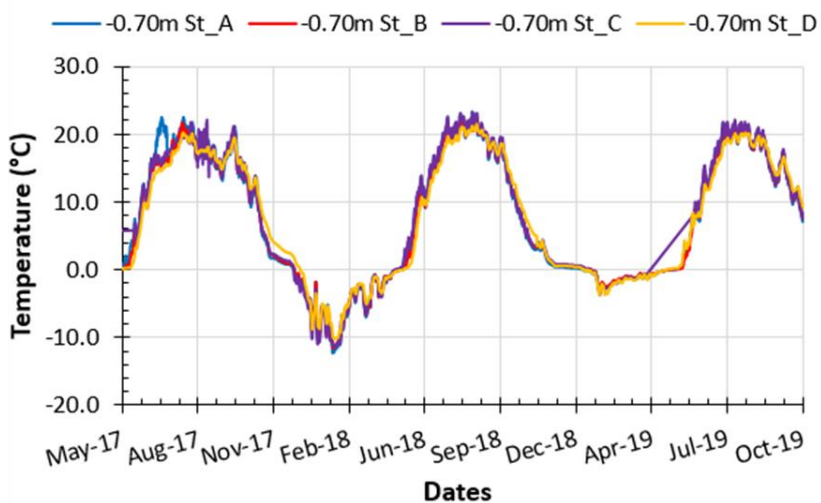
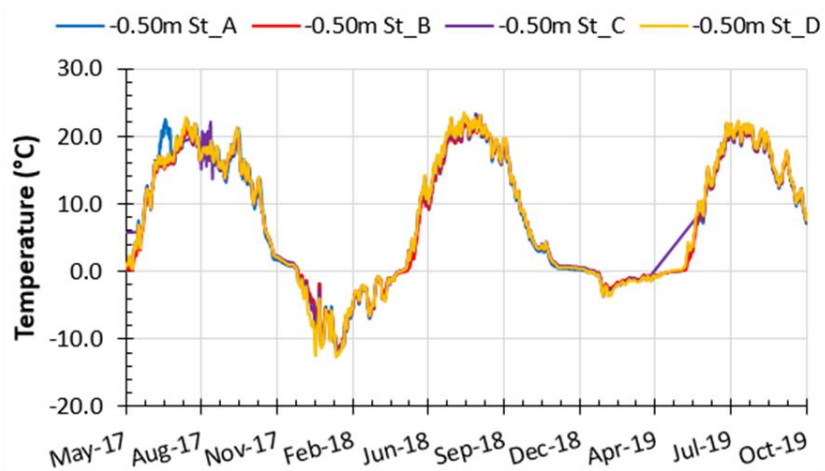
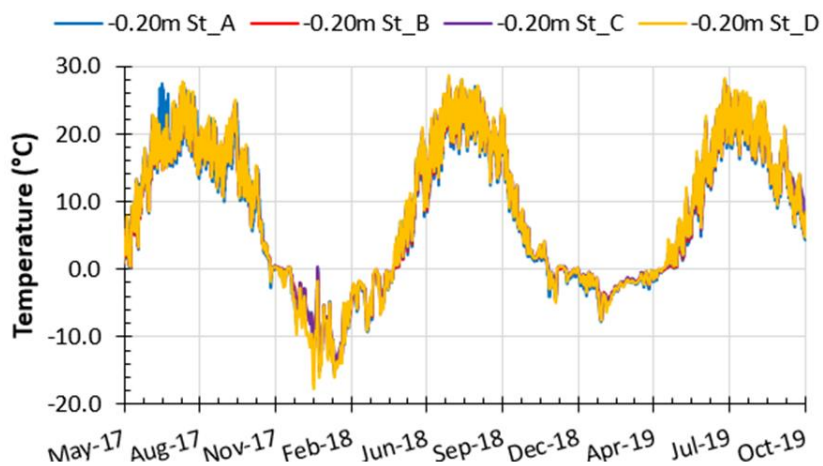
Dates	Drain	pH	Eh (RmV)	CE (mS)
1-Jun-17	Drain 1	7.72	654	4.17
15-Jun-17	Drain 1	8.44	538	3.05
27-Jul-17	Drain 3	7.2	280	0.702
24-Aug-17	Drain 1	7.5	264	3.26
22-Sep-17	Drain 1	7.05	255	2.88
18-Oct-17	Drain 3	7.54	261	2.55
1-Nov-17	Drain 1	6.7	317	2.56
14-Jun-18	Drain 3	7.7	264	3.26
12-Jul-18	Drain 2	6.5	504	0.932
7-Aug-18	Drain 1	6.85	253	2.5
6-Sep-18	Drain 1	8.1	236	1.98
4-Oct-18	Drain 1	7.5	289	3.9
1-Nov-18	Drain 1	7.5	289	3.9

Date/Éléments		Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Pb (mg/l)	Fe (mg/l)	Ni (mg/l)	Co (mg/l)	As (mg/l)	Ca (mg/l)
Limite de détection		0.05 mg/L	0.05 mg/L	0.5 mg/L	0.05 mg/L	0.05 mg/L	0.05 mg/L	0.5 mg/L	0.005 mg/L
06-Jun-19	drain 1	< 0.05	0.3	< 0.5	< 0.05	< 0.05		< 0.5	
	drain 2	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.45	< 0.05		< 0.5	
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.14	< 0.05		< 0.5	
13-Jun-19	drain 1	< 0.05	0.32	< 0.5	0.63	0.06		< 0.5	
20-Jun-19	drain 1	< 0.05	0.48	< 0.5	0.34	< 0.05		< 0.5	
	drain 2	< 0.05	0.1	< 0.5	1.82	< 0.05		< 0.5	
	drain 3	< 0.05	0.1	< 0.5	2.76	< 0.05		< 0.5	
27-Jun-19	drain 1	< 0.05	0.47	< 0.5	0.42	0.07		< 0.5	
	drain 3	< 0.05	0.09	< 0.5	1.04	< 0.05		< 0.5	
04-Jul-19	drain 1	< 0.05	0.45	< 0.5	0.08	< 0.05	0.06	< 0.5	455
	drain 2	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.15	< 0.05	0.06	< 0.5	72.7
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.61	0.06	0.05	< 0.5	19
11-Jul-19	drain 1	0.07	1.64	< 0.5	34	< 0.05	0.06	< 0.5	423
	drain 2	< 0.05	0.1	< 0.5	0.8	0.07	0.06	< 0.5	394
	drain 3	0.06	0.26	< 0.5	3.57	0.08	0.07	< 0.5	317
18-Jul-19	drain 1	< 0.05	0.43	< 0.5	< 0.05	< 0.06	< 0.05	< 0.5	423
	drain 2	< 0.05	0.34	< 0.5	9.89	0.06	< 0.05	< 0.5	72.8
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.07	< 0.05	< 0.05	< 0.5	255
25-Jul-19	drain 1	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.6	< 0.05	< 0.05	< 0.5	283
01-Aug-19	drain 1	0.18	0.31	< 0.5	0.12	< 0.05	0.09	< 0.5	452
	drain 2	0.14	0.07	< 0.5	0.65	< 0.05	0.08	< 0.5	245
	drain 3	0.13	0.1	< 0.5	0.57	< 0.05	0.08	< 0.5	162
08-Aug-19	drain 1	< 0.05	0.61	< 0.5	2.54	< 0.05	< 0.05	< 0.5	446
	drain 2	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.14	< 0.05	< 0.05	< 0.5	191
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.15	< 0.05	< 0.05	< 0.5	116
15-Aug-19	drain 1	< 0.05	0.34	< 0.5	0.38	< 0.05	< 0.05	< 0.5	423
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.18	0.07	< 0.05	< 0.5	66.6
22-Aug-19	drain 1	< 0.05	0.39	< 0.5	0.1	0.08	< 0.05	< 0.5	250
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	462
29-Aug-19	drain 1	< 0.05	0.39	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	416
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	78.4
05-Sep-19	drain 1	< 0.05	0.22	< 0.5	0.24	< 0.05	< 0.05	< 0.5	419
	drain 2	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.08	< 0.05	< 0.05	< 0.5	82.4
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.22	< 0.05	< 0.05	< 0.5	43.2
12-Sep-19	drain 1	< 0.05	0.43	< 0.5	0.18	< 0.05	0.05	< 0.5	433
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.13	< 0.05	< 0.05	< 0.5	30.5
18-Sep-19	drain 1	< 0.05	0.53	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	459
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	21
26-Sep-19	drain 1	< 0.05	0.3	< 0.5	0.55	< 0.05	< 0.05	< 0.5	436
	drain 2	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.24	< 0.05	< 0.05	< 0.5	57.3
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.28	< 0.05	< 0.05	< 0.5	34
26-Sep-19	drain 1	< 0.05	0.42	< 0.5	0.28	< 0.05	< 0.05	< 0.5	428
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	0.15	< 0.05	< 0.05	< 0.5	29.1
02-Oct-19	drain 1	< 0.05	0.39	< 0.5	0.1	< 0.05	< 0.05	< 0.5	428
17-Oct-19	drain 1	< 0.05	0.39	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	400
	drain 2	< 0.05	< 0.05	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	48.8
	drain 3	< 0.05	< 0.05	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	16.3
24-Oct-19	drain 1	< 0.05	0.24	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	430
31-Oct-19	drain 1	< 0.05	0.31	< 0.5	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.5	406

ANNEXE P RESULTATS DE SUCCION MATRICIELLES DANS LES DIFFERENTES COUCHES DES CELLULES



ANNEXE Q TEMPÉRATURES DANS LES MATERIAUX DE RECOUVREMENT DE LA CELLULE INCLINÉE



ANNEXE R RÉSULTATS GEOCHIMIQUES DES LIXIVIATS

URSTM Unité de recherche et de service en technologie minière
de l'Abitibi-Témiscamingue
175, boulevard Edouard
Dumont, Rouville (Québec) J0C 1A 4
Tél. : (819) 737-6871 poste 1551 • Fax : (819) 737-6070

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Jennifer Dubuc
Analyse: 31 octobre 2017
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex KK doctorat
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat résidus LaRonde cyc 0 (U66654)	1060	0,301	0,038	<0,001	<0,02	370	<0,003	3,21	5,74	16,4	2350	1,02	1,11	400	143	<0,009	1390	29,6	1,02	7570	0,394	193	4,41	0,000	0,011	2940
Lixiviat résidus Goldex cyc 0 (U66655)	0,066	0,117	0,032	<0,001	<0,02	557	<0,003	0,005	<0,003	<0,003	0,107	26,3	0,000	138	0,013	0,042	236	0,018	<0,02	834	<0,1	6,52	10,8	0,034	<0,002	0,516
Lixiviat stériles Lapa cyc 0 (U66656)	<0,01	0,182	0,066	<0,001	<0,02	376	<0,003	0,013	<0,003	0,007	0,020	53,3	0,069	48,7	0,081	<0,009	20,3	0,094	<0,02	415	<0,1	6,55	2,33	0,016	<0,002	0,135
Lixiviat stériles Penna cyc 0 (U66657)	<0,01	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	375	<0,003	0,004	<0,003	0,017	0,017	15,0	0,012	11,5	0,270	<0,009	4,06	0,009	<0,02	360	<0,1	4,11	0,832	0,006	<0,002	0,213

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.12.21
11:15:25 -05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

URSTM Unité de recherche et de service en technologie minière
de l'Abitibi-Témiscamingue
405, boulevard de l'Université
Rouville (Québec) J0C 1A 4
Tél. : (819) 737-6871 poste 2058 • Fax : (819) 737-6070

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 22 novembre 2017
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex KK doc
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R Laronde cyc 1 (U66649)	113	0,167	0,023	<0,001	<0,02	487	<0,003	0,356	0,802	28,7	304	0,897	0,083	46,2	9,96	<0,009	94,8	3,13	0,422	1340	<0,1	73,0	1,27	0,000	<0,002	425
Lixiviat R Goldex cyc 1 (U66650)	0,026	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	536	<0,003	0,020	<0,003	0,006	0,046	14,8	0,000	79,1	0,005	<0,009	59,0	0,008	<0,02	651	<0,1	7,34	8,38	0,009	<0,002	0,244
Lixiviat St Lapa cyc 1 (U66651)	0,038	0,214	0,064	<0,001	<0,02	165	<0,003	0,009	<0,003	0,003	0,020	40,8	0,039	26,8	0,018	<0,009	13,0	0,030	<0,02	188	<0,1	4,36	1,18	0,006	<0,002	0,066
Lixiviat St Penna cyc 1 (U66652)	0,024	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	524	<0,003	0,017	<0,003	0,011	0,036	20,5	0,014	15,5	0,159	<0,009	5,40	0,011	<0,02	514	<0,1	5,23	1,23	0,008	<0,002	0,299
Lixiviat CIBC 1 cyc 1 (U66653)	4,46	<0,06	0,022	<0,001	0,077	429	<0,003	0,276	<0,003	<0,003	1190	39,4	0,173	144	12,5	<0,009	253	2,64	0,856	1600	<0,1	44,5	4,93	0,000	<0,002	147
Lixiviat CIBC 2 cyc 1 (U66654)	20,3	<0,06	0,030	<0,001	0,102	427	<0,003	0,407	<0,003	<0,003	1400	13,9	0,111	80,4	12,2	<0,009	133	2,75	0,592	1660	<0,1	59,7	3,16	0,000	<0,002	232

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.12.14
14:42:13 -05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste



Unité de recherche et de service en technologie minière
de l'Université TÉLUQUÉ
480, boul. de l'Université
Rouyn-Noranda (Québec) J0Y 0P4
Tél.: (819) 762-0071 poste 2500 • Fax: (819) 767-0872

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:

Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 11 janvier 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PI-Alex KK doctorat

Éléments LDM	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R Laronde cycle 2 (U67487)	67,3	0,118	0,019	<0,001	<0,02	609	<0,003	0,112	0,688	49,3	231	10,8	0,081	9,93	1,73	<0,009	4,91	0,382	0,965	981	<0,1	92,1	0,782	0,000	<0,002	245
Lixiviat R Goldex cycle 2 (U67488)	0,074	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	670	<0,003	0,018	<0,003	0,015	0,140	13,8	0,010	35,6	0,011	<0,009	24,5	0,011	<0,02	665	<0,1	9,44	9,17	0,003	<0,002	0,358
Lixiviat R LZ5 cycle 1 (U67489)	0,033	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	88,2	<0,003	0,004	<0,003	0,134	<0,006	68,3	0,003	42,2	0,213	0,029	18,4	0,029	<0,02	140	<0,1	4,35	0,118	0,005	<0,002	0,277
Lixiviat St Penna cycle 2 (U67490)	0,046	<0,06	0,035	<0,001	<0,02	652	<0,003	0,017	<0,003	0,015	0,089	27,0	0,030	24,6	0,071	<0,009	9,82	0,015	<0,02	612	<0,1	5,99	1,36	0,014	<0,002	0,331
Lixiviat St Penna cycle 2 (U67491)	0,071	0,232	0,052	<0,001	<0,02	135	<0,003	0,011	<0,003	0,004	0,025	38,8	0,035	25,9	0,012	0,009	8,69	0,022	<0,02	162	<0,1	4,70	0,850	0,006	<0,002	0,033
Lixiviat CEBC-1 cycle 2 (U67492)	2,90	<0,06	0,015	<0,001	<0,02	601	<0,003	0,141	<0,003	<0,003	361	53,1	0,074	72,7	3,23	<0,009	64,9	0,869	1,19	932	<0,1	48,0	5,71	0,000	<0,002	36,7
Lixiviat CEBC-2 cycle 2 (U67493)	2,93	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	585	<0,003	0,119	<0,003	<0,003	463	52,5	0,058	65,4	4,03	<0,009	88,1	0,572	0,517	1000	<0,1	53,7	3,94	0,000	<0,002	24,3
Lixiviat CEBC-3 cycle 1 (U67494)	720	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	464	<0,003	3,16	1,26	7,78	1550	0,438	0,904	377	100	<0,009	628	26,3	0,821	4890	0,216	111	3,83	0,000	<0,002	2620

Notes:

Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.03.07
14:36:10
-05'00'

Approuvé par:

Marc Paquin, Chimiste



Unité de recherche et de service en technologie minière
de l'Université TÉLUQUÉ
480, boul. de l'Université
Rouyn-Noranda (Québec) J0Y 0P4
Tél.: (819) 762-0071 poste 2500 • Fax: (819) 767-0872

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:

Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 23 janvier 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PI-Alex KK

Éléments LDM	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cycle 3 (U69241)	13,2	0,064	0,024	<0,001	<0,02	594	<0,003	0,023	0,181	29,3	65,3	3,71	0,008	0,819	0,116	<0,009	0,455	0,028	0,313	648	0,119	14,7	0,584	0,000	<0,002	12,2
Lixiviat R Goldex cycle 3 (U69242)	0,039	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	625	<0,003	0,020	<0,003	0,013	0,029	10,6	0,000	22,7	0,004	<0,009	16,6	0,010	<0,02	594	<0,1	9,53	10,5	0,009	<0,002	0,205
Lixiviat St Penna cycle 3 (U69243)	0,070	0,213	0,039	<0,001	<0,02	87,9	<0,003	0,013	<0,003	0,005	0,018	26,1	0,035	27,6	0,011	0,012	8,81	0,021	<0,02	119	<0,1	4,87	0,714	0,004	<0,002	0,027
Lixiviat St Penna cycle 3 (U69244)	0,041	<0,06	0,035	<0,001	<0,02	521	<0,003	0,014	<0,003	0,012	0,025	24,0	0,021	20,9	0,042	<0,009	8,72	0,013	<0,02	505	<0,1	5,72	1,31	0,010	<0,002	0,264
Lixiviat St CEBC-1 cycle 3 (U69245)	1,83	<0,06	0,015	<0,001	<0,02	543	<0,003	0,063	<0,003	0,006	163	53,8	0,059	52,4	1,42	<0,009	41,6	0,311	0,982	715	0,110	39,1	6,45	0,000	<0,002	15,2
Lixiviat St CEBC-2 cycle 3 (U69246)	2,19	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	531	<0,003	0,068	<0,003	<0,003	226	45,3	0,038	62,5	2,99	<0,009	72,2	0,254	0,530	770	0,116	47,8	6,32	0,000	<0,002	13,3

Notes:

Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.03.07
14:59:47
-05'00'

Approuvé par:

Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Maude Hamilton
Analyse: 23 février 2018
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex KK doctorat
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cyc 4 (U71183)	49,0	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	532	<0,003	0,071	0,763	59,4	190	3,72	0,054	10,1	1,03	<0,009	2,50	0,134	0,313	1030	0,133	61,1	0,465	0,000	0,003	94,8
Lixiviat R Goldex cyc 4 (U71184)	0,073	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	592	<0,003	0,017	<0,003	0,012	0,033	9,84	0,005	17,8	0,002	<0,009	10,4	0,010	<0,02	568	<0,1	10,1	6,78	0,005	<0,002	0,194
Lixiviat R LZ5 cyc 3 (U71185)	0,064	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	83,1	<0,003	<0,004	<0,003	0,021	0,011	26,8	0,000	28,3	1,04	<0,009	2,68	0,012	<0,02	87,2	<0,1	3,41	0,061	0,000	<0,002	0,166
Lixiviat St Lapa cyc 4 (U71186)	0,099	0,213	0,030	<0,001	<0,02	85,8	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,011	22,0	0,022	18,0	0,006	0,011	5,46	0,015	<0,02	111	<0,1	4,26	0,472	0,000	<0,002	0,023
Lixiviat St Penna cyc 4 (U71187)	0,081	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	496	<0,003	0,014	<0,003	0,012	0,026	22,3	0,021	19,0	0,030	<0,009	5,94	0,011	<0,02	510	<0,1	6,27	0,829	0,000	<0,002	0,230
Lixiviat CIBC-1 cyc 4 (U71188)	1,75	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	529	<0,003	0,041	<0,003	<0,003	256	56,4	0,042	51,8	1,44	<0,009	36,0	0,147	0,998	756	0,103	46,4	4,57	0,000	<0,002	10,00
Lixiviat CIBC-2 cyc 4 (U71189)	2,10	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	507	<0,003	0,041	<0,003	<0,003	352	46,7	0,041	55,3	2,54	<0,009	49,5	0,167	0,462	1020	<0,1	56,8	4,20	0,000	<0,002	11,1

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.03.07
15:41:04 -05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 17 avril 2018
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex KK
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat résidus LaRonde cycle 6 (U72434)	60,0	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	542	<0,003	0,082	1,18	71,7	342	1,65	0,044	13,6	1,32	<0,009	4,20	0,149	0,364	965	<0,1	81,9	0,658	0,000	0,004	112
Lixiviat résidus Goldex cycle 6 (U72435)	0,039	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	605	<0,003	0,009	<0,003	<0,003	0,120	8,21	0,000	11,1	0,008	<0,009	7,41	0,007	<0,02	581	<0,1	9,78	8,77	0,017	<0,002	0,380
Lixiviat résidus LZ5 cycle 5 (U72436)	0,028	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	144	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,065	19,7	0,005	41,2	2,63	<0,009	1,77	0,015	<0,02	178	<0,1	3,02	0,117	0,011	<0,002	0,261
Lixiviat St Lapa cycle 6 (U72437)	0,053	0,191	0,022	<0,001	<0,02	83,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,049	18,6	0,018	12,7	0,006	<0,009	4,88	0,010	<0,02	104	<0,1	3,25	0,618	0,007	<0,002	0,045
Lixiviat St Penna cycle 6 (U72438)	0,025	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	413	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,124	17,6	0,011	15,7	0,022	<0,009	5,16	0,007	<0,02	423	<0,1	5,64	1,03	0,020	<0,002	0,196
Lixiviat CIBC-1 cycle 6 (U72439)	1,43	<0,06	0,018	<0,001	0,050	529	<0,003	0,031	<0,003	<0,003	518	58,6	0,021	44,2	1,26	<0,009	41,2	0,049	1,15	895	<0,1	43,6	6,61	0,000	<0,002	6,48
Lixiviat CIBC-2 cycle 6 (U72440)	2,53	<0,06	0,024	<0,001	0,065	505	<0,003	0,033	<0,003	<0,003	682	47,7	0,023	52,0	1,99	<0,009	43,3	0,066	0,762	986	<0,1	54,2	7,02	0,000	<0,002	10,2

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.05.09
11:08:05 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Alex Kk
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 20 mars 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PI-Alex Kk

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat CEBC-3 Cycle 3 (U71812)	3,08	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	572	<0,003	0,108	0,004	0,027	299	50,9	0,072	40,3	1,89	<0,009	19,4	0,423	0,355	827	0,145	48,4	1,76	0,000	<0,002	19,8
Lixiviat R LaRonde cycle 5 (U71930)	31,5	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	512	<0,003	0,048	0,527	47,5	171	2,29	0,036	6,69	0,627	<0,009	2,05	0,087	0,268	758	0,106	44,3	0,415	0,000	0,002	60,0
Lixiviat R Goldex cycle 5 (U71931)	0,015	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	563	<0,003	0,014	<0,003	0,019	0,034	8,47	0,008	11,6	0,010	<0,009	7,17	0,009	<0,02	538	<0,1	8,34	6,17	0,014	<0,002	0,313
Lixiviat R LZS cycle 4 (U71932)	<0,01	<0,06	0,057	<0,001	<0,02	293	<0,003	0,012	0,003	0,054	0,025	39,7	0,011	92,0	5,41	<0,009	3,89	0,060	<0,02	389	<0,1	4,55	0,209	0,005	<0,002	0,787
Lixiviat St Lapa cycle 5 (U71933)	0,040	0,205	0,028	<0,001	<0,02	85,7	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,011	18,9	0,023	14,6	0,006	<0,009	4,85	0,013	<0,02	110	<0,1	3,15	0,471	0,007	<0,002	0,037
Lixiviat St Panna cycle 5 (U71934)	0,011	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	412	<0,003	0,009	<0,003	0,007	0,030	17,9	0,021	15,5	0,023	<0,009	5,26	0,010	<0,02	426	<0,1	5,14	0,761	0,017	<0,002	0,213
Lixiviat CEBC-1 cycle 5 (U71935)	2,05	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	490	<0,003	0,038	<0,003	<0,003	392	49,0	0,032	44,5	1,31	<0,009	34,6	0,085	1,15	785	<0,1	38,9	4,31	0,000	<0,002	8,74
Lixiviat CEBC-2 cycle 5 (U71936)	1,75	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	481	<0,003	0,042	<0,003	<0,003	391	39,7	0,043	60,1	1,90	<0,009	47,0	0,108	0,465	813	<0,1	44,7	4,31	0,000	<0,002	9,62

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

 Marc Paquin
2018.04.26
14:44:51 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 9 mai 2018
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex Kk
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat résidu LaRonde cycle 7 (U72905)	59,7	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	657	<0,003	0,098	1,42	65,6	412	3,18	0,049	13,1	1,31	<0,009	4,16	0,160	0,464	1040	<0,1	95,3	0,556	0,000	0,005	99,7
Lixiviat résidu Goldex cycle 7 (U72906)	0,048	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	750	<0,003	0,011	<0,003	0,003	0,055	10,6	0,003	9,28	0,010	<0,009	6,54	0,011	<0,02	713	<0,1	11,3	7,43	0,019	<0,002	0,282
Lixiviat résidu LZS cycle 5 (U72907)	0,057	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	190	<0,003	<0,004	0,003	<0,003	0,021	20,9	0,009	53,0	3,03	0,011	1,78	0,017	<0,02	244	<0,1	3,33	0,099	0,010	<0,002	0,204
Lixiviat stérile Lapa cycle 7 (U72908)	0,092	0,274	0,051	<0,001	<0,02	225	<0,003	0,007	<0,003	<0,003	0,019	30,2	0,034	20,0	0,007	<0,009	6,88	0,024	<0,02	277	<0,1	4,43	1,17	0,014	<0,002	0,092
Lixiviat stérile Panna cycle 7 (U72909)	0,064	<0,06	0,037	<0,001	<0,02	477	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,038	19,8	0,014	16,2	0,027	<0,009	4,34	0,012	<0,02	522	<0,1	6,39	0,816	0,019	<0,002	0,297
Lixiviat CEBC-1 cycle 7 (U72910)	1,47	<0,06	0,022	<0,001	0,049	602	<0,003	0,031	<0,003	<0,003	478	69,3	0,024	48,2	1,000	<0,009	38,5	0,034	1,15	967	<0,1	39,4	5,29	0,000	<0,002	4,10
Lixiviat CEBC-2 cycle 7 (U72911)	1,73	<0,06	0,033	<0,001	0,055	611	<0,003	0,027	<0,003	<0,003	437	50,5	0,023	43,6	1,03	<0,009	32,1	0,028	0,562	855	<0,1	47,4	5,13	0,000	<0,002	5,78
Lixiviat CEBC-3 cycle 5 (U72912)	2,34	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	740	<0,003	0,071	0,003	0,035	189	68,5	0,075	29,3	1,87	<0,009	12,8	0,273	0,388	935	0,243	66,6	1,33	0,000	<0,002	14,1
Lixiviat R. Dés. LZS Cycle 2 (U72551) reprise	0,089	0,073	0,101	<0,001	<0,02	255	<0,003	0,007	0,006	0,212	0,068	74,1	0,004	102	2,93	0,013	13,0	0,118	0,032	548	<0,1	7,99	0,225	0,020	<0,002	1,48

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

 Marc Paquin
2018.05.28
14:33:29 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 6 juin 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PI-Alex Kk

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat résidu LaRonde cycle 8 (U73634)	90,9	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	385	<0,003	0,179	3,10	56,4	1220	2,58	0,118	30,7	2,54	<0,009	4,63	0,280	0,624	1840	<0,1	78,2	0,383	0,000	0,027	172
Lixiviat résidu Goldex cycle 8 (U73635)	<0,01	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	549	<0,003	0,012	<0,003	0,010	0,059	6,63	0,001	6,66	0,002	<0,009	4,29	0,007	<0,02	505	<0,1	8,53	5,23	0,006	<0,002	0,222
Lixiviat résidu desulf. LZR cycle 7 (U73636)	0,019	<0,06	0,041	<0,001	<0,02	274	<0,003	0,013	0,003	0,027	0,040	17,8	0,003	87,4	3,98	<0,009	2,22	0,019	<0,02	359	<0,1	4,66	0,150	0,000	<0,002	0,374
Lixiviat stérile Lapa cycle 8 (U73637)	0,050	0,172	0,021	<0,001	<0,02	72,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,017	17,1	0,021	10,1	0,006	<0,009	2,80	0,010	<0,02	90,7	<0,1	3,81	0,395	0,000	<0,002	0,038
Lixiviat stérile Penna cycle 8 (U73638)	0,011	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	382	<0,003	0,008	<0,003	0,008	0,028	13,4	0,013	12,8	0,021	<0,009	2,84	0,008	<0,02	391	<0,1	5,39	0,662	0,000	<0,002	0,206
Lixiviat CIBC-1 cycle 8 (U73639)	1,01	<0,06	0,018	<0,001	0,049	473	<0,003	0,025	<0,003	<0,003	431	52,4	0,023	44,7	0,603	<0,009	28,8	0,018	0,918	804	<0,1	30,4	5,05	0,000	<0,002	2,45
Lixiviat CIBC-2 cycle 8 (U73640)	0,850	<0,06	0,020	<0,001	0,037	481	<0,003	0,025	<0,003	<0,003	320	32,1	0,018	39,2	0,531	<0,009	24,7	0,012	0,508	749	<0,1	27,7	4,79	0,000	<0,002	2,82
Lixiviat CIBC-3 cycle 6 (U73641)	1,69	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	486	<0,003	0,069	<0,003	0,032	127	40,2	0,063	24,4	1,75	<0,009	7,15	0,257	0,377	631	0,146	47,9	0,890	0,000	<0,002	20,2

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.06.14
13:29:46 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 30 juillet 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PI-Alex Kk

Éléments LDM	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cycle 9 (U74245)	108	<0,06	0,054	<0,001	<0,02	390	<0,003	0,261	4,08	37,2	2370	5,18	0,144	36,5	3,31	<0,009	6,71	0,367	0,540	1780	<0,1	102	0,569	0,000	0,079	132
Lixiviat R Goldex cycle 9 (U74246)	0,032	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	649	<0,003	<0,004	<0,003	0,007	0,192	7,75	<0,003	5,98	0,010	<0,009	5,33	0,011	<0,02	612	<0,1	10,4	7,56	0,003	<0,002	0,223
Lixiviat R desulf LZS cycle 8 (U74247)	0,034	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	205	<0,003	<0,004	0,003	<0,003	0,084	17,5	0,004	59,8	2,09	0,010	2,84	0,012	<0,02	258	<0,1	4,80	0,151	0,002	<0,002	0,171
Lixiviat St Lapa cycle 9 (U74248)	0,079	0,241	0,039	<0,001	<0,02	129	<0,003	<0,004	<0,003	0,050	24,2	0,029	14,4	0,006	0,014	4,93	0,016	<0,02	156	<0,1	4,72	0,953	0,003	<0,002	0,055	
Lixiviat St Penna cycle 9 (U74249)	0,049	<0,06	0,037	<0,001	<0,02	478	<0,003	<0,004	<0,003	0,007	0,051	25,8	0,018	14,4	0,023	<0,009	3,66	0,009	<0,02	498	<0,1	6,61	1,11	0,007	<0,002	0,265
Lixiviat CIBC-1 cycle 9 (U74250)	0,706	<0,06	0,026	<0,001	0,049	553	<0,003	0,019	<0,003	<0,003	588	57,9	0,022	40,2	0,616	<0,009	26,3	0,017	0,782	909	<0,1	33,7	7,88	0,000	<0,002	2,54
Lixiviat CIBC-2 cycle 9 (U74251)	0,704	<0,06	0,028	<0,001	0,057	554	<0,003	0,020	<0,003	<0,003	685	39,8	0,017	41,4	0,870	<0,009	31,7	0,013	0,521	947	<0,1	33,3	8,11	0,000	<0,002	3,05
Lixiviat CIBC-3 cycle 7 (U74252)	3,00	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	582	<0,003	0,095	0,004	<0,003	193	42,6	0,077	32,6	2,27	<0,009	7,25	0,376	0,529	781	0,155	61,1	1,36	0,000	<0,002	39,2

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.08.08
15:42:34 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 2 août 2018
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex Kk
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
	LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002
Lixiviat résidu LaRonde Cyc 10 (U75132)	91,0	<0,06	0,040	<0,001	<0,02	274	<0,003	0,251	3,57	27,2	2790	2,18	0,102	30,2	2,87	<0,009	5,71	0,404	0,684	2420	<0,1	97,0	0,348	0,000	0,083	64,0
Lixiviat résidu Goldex Cyc 10 (U75133)	0,015	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	549	<0,003	0,006	<0,003	0,005	<0,006	4,49	<0,003	2,93	<0,002	<0,009	2,92	0,008	<0,02	518	<0,1	8,89	3,76	0,006	<0,002	0,090
Lixiviat résidu desulf L25 Cyc 5 (U75134)	<0,01	<0,06	0,036	<0,001	<0,02	247	<0,003	0,005	0,003	0,028	<0,006	16,3	0,003	74,2	2,97	<0,009	2,51	0,016	<0,02	306	<0,1	4,59	0,148	0,006	<0,002	0,385
Lixiviat St Lapa Cyc 10 (U75135)	0,045	0,209	0,034	<0,001	<0,02	170	<0,003	<0,004	<0,003	<0,006	17,4	0,020	12,8	0,004	<0,009	3,09	0,014	<0,02	195	<0,1	3,51	0,949	0,000	<0,002	<0,005	
Lixiviat St Penna Cyc 10 (U75136)	0,017	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	355	<0,003	0,004	<0,003	<0,006	11,4	0,008	11,3	0,017	<0,009	2,28	0,007	<0,02	377	<0,1	4,87	0,651	0,006	<0,002	0,096	
Lixiviat CIBC-1 Cyc 10 (U75137)	0,310	<0,06	0,023	<0,001	0,028	538	<0,003	0,018	<0,003	<0,003	339	42,4	0,018	34,5	0,368	<0,009	18,0	0,008	0,521	768	<0,1	28,0	5,67	0,000	<0,002	0,941
Lixiviat CIBC-2 Cyc 10 (U75138)	0,044	<0,06	0,023	<0,001	0,025	556	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	246	25,2	0,013	31,1	0,330	<0,009	16,8	0,008	0,029	717	<0,1	23,3	5,54	0,000	<0,002	0,633
Lixiviat CIBC-3 Cyc 8 (U75139)	3,58	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	576	<0,003	0,088	0,006	0,003	179	33,6	0,064	31,1	1,59	<0,009	5,50	0,344	0,587	721	0,107	55,4	1,02	0,000	<0,002	29,2

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.08.10
09:58:07 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 26 septembre 2018
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex Kk
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cycle 12 (U76865)	63,3	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	134	<0,003	0,185	1,54	18,5	1410	3,19	0,071	25,4	2,27	<0,009	4,16	0,274	1,54	1720	<0,1	79,4	0,193	0,000	0,064	18,4
Lixiviat R Goldex cycle 12 (U76866)	0,029	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	99,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,069	8,08	0,007	2,46	0,037	<0,009	2,82	0,004	<0,02	69,9	<0,1	7,59	1,29	0,000	<0,002	0,063
Lixiviat R desulfure L25 cycle 11 (U76867)	0,014	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	193	<0,003	0,005	0,188	<0,003	0,877	13,7	<0,003	63,0	1,38	<0,009	1,79	0,081	<0,02	229	<0,1	4,35	0,105	0,004	<0,002	0,242
Lixiviat St Lapa cycle 12 (U76868)	0,073	0,093	0,010	<0,001	<0,02	45,9	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,036	9,26	0,010	7,58	0,032	<0,009	1,29	0,006	<0,02	55,4	<0,1	1,80	0,241	0,002	<0,002	0,016
Lixiviat St Penna cycle 12 (U76869)	0,019	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	338	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	0,043	10,8	0,007	11,1	0,041	<0,009	1,84	0,007	<0,02	341	<0,1	4,58	0,553	0,005	<0,002	0,200
Lixiviat CIBC-1 cycle 12 (U76870)	0,013	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	568	<0,003	0,012	<0,003	<0,003	151	33,7	0,020	35,5	0,271	<0,009	15,0	0,006	<0,02	667	<0,1	27,0	5,57	0,000	<0,002	0,999
Lixiviat CIBC-2 cycle 12 (U76871)	<0,01	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	602	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	81,5	20,8	0,010	29,0	0,303	<0,009	12,1	0,006	<0,02	612	<0,1	24,9	6,16	0,000	<0,002	0,163
Lixiviat CIBC-3 cycle 10 (U76872)	5,59	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	555	<0,003	0,091	0,006	<0,003	185	23,7	0,064	28,8	1,41	<0,009	4,48	0,394	0,706	690	<0,1	56,4	0,810	0,000	<0,002	22,9

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.10.19
15:21:18 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 7 novembre 2018
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex Kik
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cycle 13 (U77599)	82,6	<0,06	0,042	<0,001	0,035	93,6	<0,003	0,234	1,99	15,2	1510	2,17	0,088	29,5	2,41	<0,009	5,15	0,292	0,762	1930	<0,1	76,3	0,191	0,000	0,096	29,7
Lixiviat R Goldex cycle 13 (U77600)	0,011	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	37,9	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,039	3,27	<0,003	2,30	<0,002	0,019	2,80	<0,004	<0,02	13,1	<0,1	7,66	0,882	0,002	<0,002	0,049
Lixiviat R LZ5 cycle 12 (U77601)	0,031	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	157	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,244	16,3	0,006	52,8	0,806	<0,009	1,36	0,007	<0,02	215	<0,1	3,83	0,098	0,004	<0,002	0,126
Lixiviat St Lapa cycle 13 (U77602)	0,029	0,185	0,024	<0,001	<0,02	99,9	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,022	15,1	0,016	11,2	0,008	0,012	2,33	0,011	<0,02	125	<0,1	3,66	0,549	0,007	<0,002	0,064
Lixiviat St Penna cycle 13 (U77603)	<0,01	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	334	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,042	11,6	0,007	10,9	0,017	<0,009	2,04	0,007	<0,02	373	<0,1	5,03	0,574	0,008	<0,002	0,280
Lixiviat CEB-1 cycle 13 (U77604)	0,032	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	535	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	65,8	31,4	0,017	30,4	0,177	<0,009	13,6	0,006	<0,02	660	<0,1	26,6	5,98	0,000	<0,002	1,94
Lixiviat CEB-2 cycle 13 (U77605)	<0,01	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	570	<0,003	0,011	<0,003	<0,003	28,5	18,8	0,010	24,4	0,239	<0,009	10,9	0,006	<0,02	611	<0,1	23,3	6,38	0,000	<0,002	0,194
Lixiviat CEB-3 cycle 11 (U77606)	12,1	<0,06	0,021	<0,001	0,026	518	<0,003	0,109	0,024	0,262	263	28,9	0,089	27,3	1,30	<0,009	4,53	0,455	1,000	775	<0,1	58,7	0,822	0,000	<0,002	24,8

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.12.17
14:16:36-05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 27 novembre 2018
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex Kik
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde Cycle 14 (U78484)	97,2	0,480	0,051	<0,001	0,103	56,5	<0,003	0,271	2,11	15,3	3210	3,35	0,101	42,4	2,68	<0,009	4,59	0,351	0,249	2890	<0,1	44,2	0,121	0,000	0,174	18,7
Lixiviat R Goldex Cycle 14 (U78485)	0,025	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	31,3	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,082	7,08	<0,003	2,77	<0,002	<0,009	2,68	<0,004	<0,02	6,87	<0,1	7,37	0,695	0,000	<0,002	0,023
Lixiviat R LZ5 Cycle 13 (U78486)	0,011	0,062	0,020	<0,001	<0,02	196	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,073	30,2	0,009	70,0	0,401	0,016	1,69	0,012	<0,02	270	<0,1	4,20	0,118	0,007	<0,002	0,080
Lixiviat St Penna Cycle 14 (U78487)	0,016	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	245	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,035	10,2	0,004	9,81	0,013	<0,009	1,45	0,009	<0,02	269	<0,1	3,85	0,354	0,006	<0,002	0,162
Lixiviat St Lapa Cycle 14 (U78488)	0,068	0,179	0,013	<0,001	<0,02	56,4	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,032	13,8	0,012	8,31	0,002	<0,009	1,81	0,008	<0,02	69,3	<0,1	2,48	0,283	0,000	<0,002	0,022
Lixiviat CEB-1 Cycle 14 (U78489)	0,036	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	563	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	27,5	27,2	0,012	28,5	0,134	<0,009	10,8	0,010	<0,02	636	<0,1	23,2	5,84	0,000	<0,002	1,45
Lixiviat CEB-2 Cycle 14 (U78490)	<0,01	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	601	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	15,9	17,5	0,008	23,7	0,250	<0,009	8,98	0,009	<0,02	618	<0,1	23,4	6,06	0,000	<0,002	0,122
Lixiviat CEB-3 Cycle 12 (U78491)	21,4	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	516	<0,003	0,133	0,048	0,744	424	24,7	0,097	35,6	1,66	<0,009	4,46	0,588	1,20	896	<0,1	64,0	0,736	0,000	<0,002	19,6

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2019.01.11
15:04:20 -05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 15 janvier 2019
Vérification: Marc Paquin
Projet: PI-Alex Kk

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cycle 15 (U78960)	96,2	0,062	0,052	<0,001	0,107	97,8	<0,003	0,323	2,08	21,6	3160	5,50	0,110	51,8	3,22	<0,009	6,18	0,422	0,262	2710	<0,1	99,6	0,233	0,009	0,188	15,8
Lixiviat R Goldex cycle 15 (U78961)	0,068	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	32,5	<0,003	<0,004	0,003	<0,003	0,036	4,87	<0,003	3,80	<0,002	<0,009	3,29	0,005	<0,02	5,94	<0,1	9,06	0,790	0,010	<0,002	0,038
Lixiviat R LZ5 cycle 14 (U78962)	0,068	0,100	0,021	<0,001	<0,02	197	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,045	25,2	0,005	75,3	0,152	<0,009	1,66	0,012	<0,02	254	<0,1	4,42	0,126	0,019	<0,002	0,188
Lixiviat St Penna cycle 15 (U78963)	0,070	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	437	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,050	15,6	0,009	19,3	0,022	<0,009	2,82	0,014	<0,02	444	<0,1	6,60	0,785	0,032	<0,002	0,462
Lixiviat St Lapa cycle 15 (U78964)	0,108	0,184	0,030	<0,001	<0,02	133	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,023	19,7	0,018	16,3	0,007	<0,009	2,83	0,019	<0,02	151	<0,1	3,92	0,768	0,026	<0,002	0,141
Lixiviat CEBC-1 cycle 15 (U78965)	0,063	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	652	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	13,8	31,7	0,015	35,4	0,129	<0,009	11,9	0,013	<0,02	669	<0,1	24,7	7,61	0,019	<0,002	1,61
Lixiviat CEBC-2 cycle 15 (U78966)	0,063	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	693	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	8,73	21,2	0,012	28,7	0,319	<0,009	9,75	0,013	<0,02	651	<0,1	26,9	7,61	0,024	<0,002	0,448
Lixiviat CEBC-3 cycle 15 (U78967)	33,8	<0,06	0,022	<0,001	0,025	615	<0,003	0,145	0,099	2,33	514	29,1	0,111	45,0	1,75	<0,009	4,90	0,615	1,42	971	<0,1	70,4	0,903	0,009	<0,002	15,5

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L

Marc Paquin
2019.01.23
14:18:17
-05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 31 janvier 2019
Vérification: Marc Paquin
Projet: PI-Alex Kk

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cycle 16 (U79487)	104	<0,06	0,042	<0,001	0,108	91,0	<0,003	0,312	1,68	18,2	2540	3,41	0,106	45,2	2,99	<0,009	5,85	0,381	0,229	2650	<0,1	79,5	0,179	0,000	0,183	15,9
Lixiviat R Goldex cycle 16 (U79488)	0,035	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	26,2	<0,003	0,008	<0,003	0,010	0,064	5,84	0,003	3,13	<0,002	<0,009	2,77	<0,004	<0,02	6,77	<0,1	7,62	0,523	0,001	<0,002	0,031
Lixiviat R LZ-5 cycle 15 (U79489)	<0,01	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	168	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,017	9,88	0,003	60,2	0,175	<0,009	1,02	0,008	<0,02	225	<0,1	3,94	0,091	0,005	<0,002	0,066
Lixiviat St Penna cycle 16 (U79490)	0,021	<0,06	0,024	0,001	<0,02	375	<0,003	0,012	<0,003	0,008	0,041	11,9	0,007	15,2	0,018	<0,009	2,26	0,010	<0,02	374	<0,1	5,86	0,556	0,000	<0,002	0,231
Lixiviat St Lapa cycle 16 (U79491)	0,066	0,138	0,015	<0,001	<0,02	62,7	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	0,009	11,3	0,015	8,30	0,006	<0,009	1,74	0,009	<0,02	78,1	<0,1	2,59	0,299	0,018	<0,002	0,039
Lixiviat CEBC-1 cycle 16 (U79492)	0,010	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	621	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	7,96	26,9	0,014	29,2	0,109	<0,009	10,2	0,011	<0,02	689	<0,1	22,3	6,10	0,020	<0,002	1,41
Lixiviat CEBC-2 cycle 16 (U79493)	<0,01	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	656	<0,003	0,009	<0,003	<0,003	6,50	17,7	0,012	20,9	0,254	<0,009	7,55	0,010	<0,02	665	<0,1	24,8	5,74	0,016	<0,002	0,176
Lixiviat CEBC-3 cycle 14 (U79494)	31,2	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	570	<0,003	0,125	0,134	4,63	475	24,0	0,088	35,2	1,37	<0,009	4,65	0,434	1,57	997	<0,1	67,3	0,770	0,000	<0,002	16,0

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L

Marc Paquin
2019.02.20
09:19:04 -05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: 18 février 2019
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex Kk
Projet:

Éléments LDM	Al 0,010	As 0,060	Ba 0,001	Be 0,001	Bi 0,020	Ca 0,030	Cd 0,003	Co 0,004	Cr 0,003	Cu 0,003	Fe 0,006	K n/d	Li 0,003	Mg 0,001	Mn 0,002	Mo 0,009	Na n/d	Ni 0,004	Pb 0,020	S 0,090	Se 0,100	Si 0,040	Sr n/d	Te n/d	Ti 0,002	Zn 0,005
Lixiviat R LaRonde (U80132)	104	0,240	0,048	<0,001	0,060	78,4	<0,003	0,323	1,52	19,8	2560	3,06	0,102	48,7	3,13	<0,009	6,30	0,403	0,128	2720	<0,1	95,8	0,180	0,000	0,185	15,1
Lixiviat CIBC-1 (U80133)	<0,01	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	562	<0,003	<0,004	<0,003	5,49	25,5	25,5	0,010	23,9	0,105	<0,009	8,04	0,011	<0,02	586	<0,1	24,5	5,61	0,028	<0,002	1,10
Lixiviat CIBC-2 (U80134)	<0,01	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	589	<0,003	<0,004	<0,003	1,74	16,6	16,6	0,011	18,7	0,226	<0,009	7,14	0,009	<0,02	585	<0,1	27,4	5,26	0,023	<0,002	0,295
Lixiviat CIBC-3 (U80135)	44,8	<0,06	0,020	<0,001	0,054	478	<0,003	0,135	0,151	2,90	555	19,8	0,102	36,9	1,68	<0,009	4,49	0,478	1,49	965	<0,1	86,7	0,622	0,000	<0,002	18,6

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2019.03.01
09:57:48 -05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Bélanger
Analyse: 15 avril 2019
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PI-Alex
Projet:

Éléments LDM	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde Cycl 18 (U80774)	126	0,264	0,022	<0,001	<0,02	77,3	<0,003	0,309	1,63	23,6	2567	4,90	0,095	49,7	3,00	<0,009	6,49	0,364	0,179	2902	<0,1	65,0	0,185	0,380	0,186	18,5
Lixiviat CIBC-1 Cycl 18 (U80775)	<0,01	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	587	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	4,53	25,2	<0,003	21,7	0,092	<0,009	7,96	<0,004	<0,02	548	<0,1	17,9	5,76	0,000	<0,002	0,761
Lixiviat CIBC-2 Cycl 18 (U80776)	<0,01	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	621	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	3,74	20,7	<0,003	17,3	0,192	<0,009	6,48	<0,004	<0,02	516	<0,1	21,1	5,53	0,000	<0,002	<0,005
Lixiviat CIBC-3 Cycl 15 (U80777)	63,8	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	522	0,012	0,105	0,281	8,23	698	18,0	0,087	41,4	1,84	<0,009	4,36	0,377	1,40	1097	<0,1	65,1	0,637	0,051	<0,002	20,1

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2019.05.07
15:36:26 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Mélanie Bélanger
Analyse: 01 mai 2019
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: Pi-Alex K
Projet:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
Lixiviat R LaRonde cycle 18 (U81188)	59,7	0,357	0,034	<0,001	0,062	23,4	0,007	0,202	0,757	8,53	1817	1,97	0,038	24,0	1,53	<0,009	2,92	0,285	0,126	1762	<0,1	25,6	0,085	0,000	0,142	7,00
Lixiviat CECB-3 cycle 18 (U81200)	70,4	<0,06	0,028	<0,001	0,068	489	0,060	0,144	0,312	2,78	854	17,0	0,099	37,8	1,99	<0,009	4,12	0,412	1,19	1197	<0,1	79,6	0,573	0,000	<0,002	20,4

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2019.05.17
13:12:44 -04'00'
Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Mélanie Belanger
Analyse: 15 juin 2017
Date d'analyse: Marc Paquin
Vérification: PU-2017-04-1115
Projets:

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U60111)	44,1	<0,06	0,041	<0,001	0,134	445	0,195	0,246	0,129	0,285	2310	5,94	0,156	84,9	8,33	<0,009	6,28	0,875	0,508	2230	<0,1	30,9	0,673	0,000	<0,002	125
CR-2 (U60112)	78,5	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	458	0,025	0,212	0,308	1,36	434	9,89	0,091	43,8	3,65	<0,009	19,9	0,772	<0,02	877	<0,1	51,6	0,485	0,000	0,006	33,1
CR-3 (U60113)	13,3	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	359	<0,003	0,072	0,045	0,373	62,0	12,6	0,025	18,1	1,06	<0,009	26,4	0,271	<0,02	443	<0,1	20,3	0,591	0,000	<0,002	4,89
CR-4 (U60114)	27,5	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	499	0,017	0,248	0,019	0,609	44,4	24,8	0,018	44,6	3,66	<0,009	33,1	0,314	<0,02	621	<0,1	26,6	1,05	0,003	<0,002	11,7
CR-5 (U60115)	0,021	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	513	<0,003	0,040	0,004	<0,003	39,8	27,9	0,052	89,5	12,4	<0,009	138	0,097	<0,02	627	<0,1	6,34	2,08	0,008	<0,002	9,34
CR-6 (U60116)	0,022	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	500	<0,003	0,045	<0,003	<0,003	0,948	87,7	0,013	82,1	3,41	0,051	921	0,008	<0,02	1770	<0,1	2,06	1,56	0,015	<0,002	0,064
CR-7 (U60117)	0,017	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	533	<0,003	0,029	0,003	<0,003	16,6	29,8	0,041	56,2	10,4	<0,009	229	0,086	<0,02	712	<0,1	6,60	1,13	0,012	<0,002	9,83
CR-8A (U60206)	0,014	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	715	<0,003	0,056	<0,003	0,022	0,043	52,3	0,081	94,8	4,86	<0,009	167	0,037	<0,02	588	<0,1	6,60	3,58	0,015	<0,002	2,44

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.07.04
11:54:51 -04'00'
Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Annie-Claude Drouin, Mélanie Bélanger et étudiants
Analyse: Annie-Claude Drouin
Date d'analyse: 13 juillet 2017
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2017-04-1115

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U60978)	128	<0,06	0,038	<0,001	<0,02	431	0,192	0,212	0,399	5,47	1890	6,01	0,142	69,7	7,04	<0,009	5,43	0,678	0,979	1000	<0,1	53,8	0,705	0,000	<0,002	128
CR-2 (U60979)	72,0	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	451	0,010	0,287	0,155	0,957	311	10,8	0,104	35,6	4,17	<0,009	26,8	0,816	<0,02	593	<0,1	49,8	0,519	0,000	<0,002	18,9
CR-3 (U60980)	16,4	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	383	<0,003	0,204	0,023	0,368	93,4	13,4	0,035	21,2	3,22	<0,009	19,5	0,465	<0,02	374	<0,1	26,5	0,727	0,018	<0,002	6,59
CR-4 (U60981)	23,8	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	492	0,005	0,342	0,010	0,469	88,4	29,0	0,027	41,8	5,43	<0,009	49,2	0,423	<0,02	482	<0,1	27,7	1,18	0,026	<0,002	11,8
CR-5 (U60982)	<0,01	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	515	<0,003	0,023	<0,003	<0,003	13,3	25,9	0,047	74,9	9,00	<0,009	139	0,056	<0,02	462	<0,1	5,79	2,64	0,038	<0,002	7,38
CR-6 (U60983)	0,040	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	511	<0,003	0,032	<0,003	<0,003	1,36	85,1	0,012	64,7	3,85	0,044	760	0,009	<0,02	775	<0,1	2,35	1,76	0,046	<0,002	0,279
CR-7 (U60984)	0,052	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	519	<0,003	0,020	<0,003	<0,003	16,0	36,1	0,040	40,7	9,00	<0,009	217	0,038	<0,02	489	<0,1	5,93	1,15	0,039	<0,002	6,59

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.07.26
13:34:24
-04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Jennifer Dubuc
Analyse: Jennifer Dubuc
Date d'analyse: 6 septembre 2017
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2017-04-1115

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,006	n/d	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CR-8 (U62012)	0,027	0,448	0,064	<0,001	<0,02	118	<0,003	0,011	<0,003	<0,003	0,039	20,4	0,013	10,8	0,024	<0,009	4,50	0,016	<0,02	142	<0,1	1,75	0,831	0,001	<0,002	0,013
CR-9 (U62013)	0,034	0,321	0,068	<0,001	<0,02	243	<0,003	<0,004	<0,003	0,028	26,3	0,024	13,8	0,010	<0,009	13,7	0,021	<0,02	258	<0,1	2,84	1,70	0,002	<0,002	0,014	
CRT-1 (U62014)	99,6	<0,06	0,045	<0,001	0,075	447	0,164	0,279	0,509	4,53	2030	8,38	0,172	84,8	9,93	<0,009	8,39	1,19	1,31	2190	<0,1	52,9	1,21	0,000	0,029	136
CR-2 (U62015)	87,5	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	486	<0,003	0,364	0,114	1,37	352	8,75	0,124	39,5	5,86	<0,009	16,0	1,45	<0,02	987	<0,1	65,8	0,656	0,000	<0,002	23,0
CR-3 (U62016)	21,8	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	398	<0,003	0,151	0,011	0,421	141	13,3	0,049	26,4	3,13	<0,009	17,9	0,834	<0,02	666	<0,1	38,6	1,04	0,000	<0,002	7,09
CR-4 (U62017)	29,9	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	536	<0,003	0,302	0,008	1,18	87,1	31,9	0,025	35,6	5,73	<0,009	34,1	0,716	<0,02	821	0,133	38,1	1,50	0,000	<0,002	11,5
CR-5 (U62018)	0,027	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	563	<0,003	0,013	0,003	<0,003	9,52	25,2	0,049	82,4	8,62	<0,009	150	0,042	<0,02	828	0,143	7,13	3,23	0,009	<0,002	4,43
CR-6 (U62019)	0,020	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	560	<0,003	0,024	<0,003	0,012	3,45	83,6	0,022	63,1	3,86	0,049	640	0,006	<0,02	1450	0,157	3,38	2,11	0,012	<0,002	0,097
CR-7 (U62020)	0,017	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	534	<0,003	0,017	<0,003	<0,003	15,2	37,5	0,038	41,9	7,69	<0,009	224	0,018	<0,02	855	0,137	7,36	1,36	0,005	<0,002	3,65

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.09.18
14:18:28
-04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Alex
Analyse: Jennifer Dubuc
Date d'analyse: 11 septembre 2017
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2017-04-1115

Éléments LDM	Al 0,010	As 0,060	Ba 0,001	Be 0,001	Bi 0,020	Ca 0,030	Cd 0,003	Co 0,004	Cr 0,003	Cu 0,003	Fe 0,006	K n/d	Li n/d	Mg 0,001	Mn 0,002	Mo 0,009	Na n/d	Ni 0,004	Pb 0,020	S 0,090	Se 0,100	Si 0,040	Sr n/d	Te n/d	Ti 0,002	Zn 0,005
CRT-1 (U64057)	398	<0,06	0,090	<0,001	0,440	401	0,965	0,645	2,64	10,6	7880	4,91	0,327	256	16,2	<0,009	14,0	1,62	1,10	7130	<0,1	65,4	1,19	0,000	<0,002	368
CR-2 (U64058)	92,0	<0,06	0,046	<0,001	0,107	469	0,034	0,362	0,125	0,861	1480	11,7	0,155	94,4	8,03	<0,009	35,4	1,50	0,024	1930	<0,1	48,4	0,638	0,000	<0,002	35,3
CR-3 (U64059)	51,7	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	421	<0,003	0,340	0,026	0,566	287	12,8	0,046	52,9	5,23	<0,009	31,7	1,34	<0,02	779	<0,1	38,4	0,767	0,000	<0,002	7,30
CR-4 (U64060)	8,69	<0,06	0,037	<0,001	0,044	523	0,032	0,151	<0,003	0,027	456	38,3	0,022	49,4	3,85	<0,009	56,2	0,502	<0,02	883	<0,1	23,4	1,55	0,000	<0,002	17,4
CR-5 (U64061)	0,016	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	549	<0,003	0,013	0,004	<0,003	49,9	24,5	0,053	83,4	8,71	<0,009	132	0,019	<0,02	721	<0,1	7,27	4,11	0,000	<0,002	5,79
CR-6 (U64062)	0,013	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	538	<0,003	0,027	<0,003	0,011	2,94	66,7	0,019	46,1	3,07	0,047	486	0,006	<0,02	1240	<0,1	3,10	1,77	0,010	<0,002	0,095
CR-7 (U64063)	0,011	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	517	<0,003	0,010	0,003	<0,003	28,6	29,2	0,030	35,9	7,81	<0,009	122	0,026	<0,02	644	<0,1	6,45	1,28	0,001	<0,002	4,35
CRT-1 (U63159)	228	<0,06	0,079	<0,001	0,367	413	0,593	0,433	1,81	4,33	5670	9,31	0,255	188	13,1	<0,009	11,7	1,20	1,39	5110	<0,1	53,9	1,19	0,000	<0,002	244
CR-2 (U63160)	54,9	<0,06	0,038	<0,001	0,048	457	0,016	0,278	0,069	0,646	724	10,2	0,115	53,0	5,40	<0,009	30,5	1,31	<0,02	996	<0,1	45,6	0,600	0,000	<0,002	21,4
CR-3 (U63161)	36,2	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	321	<0,003	0,159	0,047	0,550	172	14,3	0,050	29,0	2,25	<0,009	38,3	0,790	<0,02	587	<0,1	31,3	0,698	0,000	<0,002	4,74
CR-4 (U63162)	6,79	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	505	0,004	0,181	<0,003	0,131	205	35,4	0,015	36,9	3,71	<0,009	49,9	0,565	<0,02	730	<0,1	24,4	1,30	0,000	<0,002	8,66
CR-5 (U63163)	0,031	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	540	<0,003	0,011	0,004	<0,003	35,3	24,8	0,045	79,8	8,70	<0,009	134	0,029	<0,02	703	<0,1	7,53	3,32	0,000	<0,002	5,54
CR-6 (U63164)	0,031	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	539	<0,003	0,021	<0,003	0,006	4,73	73,9	0,010	54,0	3,12	0,045	552	0,007	<0,02	1310	<0,1	3,43	1,78	0,008	<0,002	0,135

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.09.19
08:49:59
-04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Jennifer Dubuc
Analyse: Jennifer Dubuc
Date d'analyse: 17 octobre 2017
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2017-04-1115

Éléments LDM	Al 0,010	As 0,060	Ba 0,001	Be 0,001	Bi 0,020	Ca 0,030	Cd 0,003	Co 0,004	Cr 0,003	Cu 0,003	Fe 0,006	K n/d	Li n/d	Mg 0,001	Mn 0,002	Mo 0,009	Na n/d	Ni 0,004	Pb 0,020	S 0,090	Se 0,100	Si 0,040	Sr n/d	Te n/d	Ti 0,002	Zn 0,005
Eau pluie site LaRonde (U63947)	0,177	<0,06	0,009	<0,001	<0,02	3,02	<0,003	<0,004	0,004	0,006	0,333	0,348	0,000	0,293	1,12	<0,009	0,560	0,004	<0,02	1,68	<0,1	0,544	0,015	0,000	0,008	0,045
CR-8 (U63157)	0,037	0,114	0,036	<0,001	<0,02	690	<0,003	0,018	<0,003	0,012	0,092	27,0	0,018	131	0,403	<0,009	156	0,043	<0,02	852	<0,1	10,5	12,3	0,050	<0,002	1,48
CR-9 (U63158)	0,022	0,177	0,091	<0,001	<0,02	606	<0,003	0,028	<0,003	0,013	0,040	84,9	0,088	88,9	0,158	<0,009	38,8	0,157	<0,02	674	<0,1	9,26	3,95	0,020	<0,002	0,127
CR-7 (U63165)	0,055	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	582	<0,003	0,036	0,045	0,008	35,0	37,0	0,041	54,0	9,04	<0,009	180	0,086	<0,02	821	<0,1	7,56	1,86	0,015	<0,002	5,03

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.12.14
08:53:28 -05'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 13 novembre 2017
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2017-04-1115

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CR-8 (U64335)	<0,01	0,076	0,031	<0,001	<0,02	650	<0,003	0,021	<0,003	0,010	0,368	23,9	0,000	116	0,118	<0,009	142	0,024	<0,02	695	<0,1	8,80	10,4	0,013	<0,002	1,35
CR-9 (U64336)	<0,01	0,171	0,070	<0,001	<0,02	652	<0,003	0,034	<0,003	0,007	0,289	79,7	0,057	78,5	0,121	<0,009	21,7	0,168	<0,02	668	<0,1	8,30	4,23	0,017	<0,002	0,091
CRT-1 (U64337)	401	<0,06	0,073	<0,001	0,280	421	<0,003	0,633	2,09	6,32	8520	12,6	0,378	290	18,1	<0,009	16,4	1,62	1,31	6520	<0,1	53,3	1,56	0,000	<0,002	349
CR-2 (U64338)	91,7	<0,06	0,043	<0,001	0,068	493	<0,003	0,352	0,084	0,697	1660	14,0	0,141	125	9,13	<0,009	38,9	1,49	0,072	1720	<0,1	42,5	0,839	0,000	<0,002	43,4
CR-3 (U64339)	46,9	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	445	<0,003	0,298	0,020	0,484	356	14,0	0,031	68,8	5,06	<0,009	34,0	1,26	<0,02	770	<0,1	32,6	0,994	0,000	<0,002	7,32
CR-4 (U64340)	6,49	<0,06	0,037	<0,001	0,025	561	<0,003	0,146	<0,003	<0,003	453	44,2	0,001	58,4	3,83	<0,009	55,2	0,455	0,026	868	<0,1	21,6	1,97	0,000	<0,002	15,7
CR-5 (U64341)	0,018	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	598	<0,003	0,024	<0,003	<0,003	60,8	26,5	0,030	104	9,25	<0,009	139	0,020	<0,02	705	<0,1	7,23	5,57	0,000	<0,002	5,57
CR-6 (U64342)	<0,01	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	593	<0,003	0,031	<0,003	0,011	4,07	73,2	0,000	57,5	3,23	0,046	488	0,007	<0,02	991	<0,1	3,34	2,35	0,014	<0,002	0,107
CR-7 (U64343)	0,010	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	558	<0,003	0,029	<0,003	<0,003	36,3	30,5	0,000	41,9	7,48	<0,009	127	0,025	<0,02	639	<0,1	6,77	1,59	0,000	<0,002	4,13
CRT-1 (U65275)	373	<0,06	0,072	<0,001	0,368	419	<0,003	0,617	1,77	3,01	8890	5,73	0,336	320	19,5	<0,009	17,1	1,63	1,05	6720	<0,1	44,6	1,70	0,000	<0,002	329
CR-2 (U65277)	80,1	<0,06	0,038	<0,001	0,068	495	<0,003	0,297	0,027	0,593	1600	13,4	0,135	130	9,57	<0,009	34,6	1,47	0,067	1680	<0,1	40,8	0,846	0,000	<0,002	44,1
CR-3 (U65278)	31,3	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	401	<0,003	0,151	0,003	0,377	422	13,4	0,039	67,1	3,64	<0,009	33,6	0,930	0,020	740	<0,1	28,8	1,19	0,000	<0,002	6,76
CR-4 (U65279)	2,61	<0,06	0,038	<0,001	0,021	574	<0,003	0,112	<0,003	<0,003	399	50,2	0,000	55,0	3,25	<0,009	49,8	0,378	0,025	817	<0,1	21,1	2,04	0,000	<0,002	10,4
CR-5 (U65280)	<0,01	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	614	<0,003	0,018	<0,003	<0,003	48,5	25,7	0,014	99,8	9,36	<0,009	142	0,018	<0,02	733	<0,1	7,09	6,38	0,000	<0,002	4,29
CR-6 (U65281)	<0,01	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	593	<0,003	0,034	<0,003	0,008	5,61	66,4	0,000	51,0	2,91	0,036	435	0,008	<0,02	921	<0,1	3,28	2,37	0,010	<0,002	0,146
CR-7 (U65282)	0,145	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	552	<0,003	0,019	<0,003	0,004	42,5	28,3	0,000	36,9	5,47	<0,009	123	0,018	<0,02	616	<0,1	6,69	1,53	0,000	<0,002	3,19
CR-8 (U65283)	<0,01	0,060	0,029	<0,001	<0,02	693	<0,003	0,021	<0,003	0,009	0,107	24,2	0,000	125	0,054	<0,009	138	0,023	<0,02	737	<0,1	8,36	11,1	0,019	<0,002	1,26
CR-9 (U65284)	<0,01	0,089	0,022	<0,001	<0,02	118	<0,003	0,005	<0,003	0,004	0,032	10,2	0,000	8,35	0,015	<0,009	4,21	0,009	<0,02	106	<0,1	0,892	0,737	0,011	<0,002	0,031

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.12.20
09:33:42 -05'00'

Approuvé par:

Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation: Melanie Belanger
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 22 novembre 2017
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2017-04-1115

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U65912)	403	<0,06	0,073	<0,001	0,339	356	<0,003	0,589	3,45	11,5	7860	14,2	0,328	293	15,7	<0,009	16,2	1,55	1,34	5090	<0,1	55,0	1,19	0,000	<0,002	241
CR-2 (U65913)	41,4	<0,06	0,028	<0,001	0,046	391	<0,003	0,143	0,010	0,321	790	10,6	0,085	67,8	4,49	<0,009	40,3	0,766	0,027	920	<0,1	29,3	0,570	0,000	<0,002	18,1
CR-3 (U65914)	18,8	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	297	<0,003	0,080	<0,003	0,247	259	11,7	0,031	46,4	1,92	<0,009	32,0	0,629	<0,02	540	<0,1	22,2	0,921	0,000	<0,002	4,85
CR-4 (U65915)	1,19	<0,06	0,030	<0,001	0,021	473	<0,003	0,069	<0,003	<0,003	328	39,7	0,007	49,1	2,06	<0,009	48,8	0,240	<0,02	710	<0,1	18,2	1,67	0,000	<0,002	7,57
CR-5 (U65916)	0,010	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	518	<0,003	0,027	<0,003	<0,003	120	23,2	0,023	80,5	7,56	<0,009	101	0,038	<0,02	669	<0,1	7,24	6,16	0,000	<0,002	11,8
CR-6 (U65917)	0,011	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	486	<0,003	0,031	<0,003	0,003	5,16	51,7	0,000	40,6	2,27	0,019	379	0,006	<0,02	829	<0,1	2,87	1,97	0,014	<0,002	0,185
CR-7 (U65918)	0,012	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	424	<0,003	0,022	<0,003	<0,003	41,1	19,9	0,000	25,2	3,60	<0,009	87,0	0,014	<0,02	502	<0,1	6,05	1,12	0,000	<0,002	2,62
CR-8 (U65919)	0,012	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	544	<0,003	0,017	<0,003	0,005	0,040	17,3	0,000	97,5	0,034	<0,009	106	0,019	<0,02	650	<0,1	7,08	8,78	0,021	<0,002	1,000
CR-9 (U65920)	0,018	<0,06	0,057	<0,001	<0,02	131	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,032	5,91	0,000	22,6	0,057	0,011	132	0,008	<0,02	246	<0,1	4,72	0,521	0,007	<0,002	0,072

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2017.12.18
15:39:57 -05'00'

Approuvé par:

Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 6 juillet 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2018-04-1202

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CR-8 (U73843)	0,029	0,093	0,021	<0,001	<0,02	48,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,006	6,80	0,005	3,79	0,010	0,016	1,25	0,008	<0,02	48,9	<0,1	1,37	0,248	0,003	<0,002	0,032
CR-9 (U73844)	0,028	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	0,330	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,013	0,075	<0,003	0,048	0,003	<0,009	0,145	<0,004	<0,02	0,693	<0,1	0,146	0,002	0,000	<0,002	0,054
CRT-1 (U73845)	364	<0,06	0,081	<0,001	0,305	413	<0,003	0,719	2,29	14,3	5150	4,50	0,586	231	16,7	<0,009	13,7	2,71	0,505	4640	<0,1	71,2	0,889	0,000	<0,002	303
CR-2 (U73846)	94,9	<0,06	0,031	<0,001	0,061	402	<0,003	0,373	0,219	2,78	1010	8,53	0,104	64,1	8,53	<0,009	20,1	1,15	0,039	1480	<0,1	45,8	0,506	0,000	0,007	65,0
CR-3 (U73847)	12,3	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	273	<0,003	0,043	0,029	0,287	118	10,6	0,028	23,9	1,36	<0,009	30,7	0,390	<0,02	461	<0,1	22,2	0,709	0,000	<0,002	4,37
CR-4 (U73848)	7,09	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	421	<0,003	0,020	<0,003	0,229	89,4	17,4	0,017	31,9	0,853	<0,009	47,1	0,124	<0,02	593	<0,1	19,7	0,940	0,000	<0,002	6,05
CR-5 (U73849)	0,025	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	527	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	68,8	20,3	0,036	60,9	3,97	<0,009	56,9	0,109	<0,02	676	<0,1	6,13	5,44	0,000	<0,002	16,0
CR-6 (U73850)	0,039	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	520	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	9,82	31,2	0,031	33,7	4,73	<0,009	240	0,015	<0,02	760	<0,1	3,33	1,76	0,003	<0,002	0,725
CR-7 (U73851)	0,045	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	381	<0,003	0,014	<0,003	<0,003	80,1	18,9	0,015	22,4	4,09	<0,009	76,9	0,201	<0,02	542	<0,1	6,71	0,996	0,000	<0,002	20,8

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.08.08
14:21:04 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 1 août 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2018-04-1202

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U74565)	429	<0,06	0,080	<0,001	0,333	407	<0,003	0,780	3,10	26,9	7690	0,773	0,669	292	20,5	<0,009	16,9	2,69	0,343	5350	<0,1	78,3	1,26	0,000	<0,002	321
CR-2 (U74566)	72,4	<0,06	0,027	<0,001	0,049	425	<0,003	0,258	0,142	1,36	725	9,49	0,139	54,8	6,56	<0,009	25,4	1,000	0,040	1160	<0,1	49,8	0,645	0,000	0,003	38,4
CR-3 (U74567)	10,6	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	301	<0,003	0,053	0,012	0,211	94,7	10,6	0,043	24,0	1,22	<0,009	20,5	0,459	<0,02	445	<0,1	26,9	0,879	0,000	<0,002	2,64
CR-4 (U74568)	3,78	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	511	<0,003	0,056	<0,003	0,110	144	26,9	0,025	34,3	1,74	<0,009	38,3	0,246	<0,02	685	<0,1	25,5	1,87	0,000	<0,002	5,54
CR-5 (U74569)	0,046	<0,06	0,023	<0,001	0,021	559	<0,003	0,026	<0,003	<0,003	206	23,7	0,053	61,3	5,00	<0,009	59,4	0,205	<0,02	798	<0,1	8,17	7,93	0,000	<0,002	36,6
CR-6 (U74570)	0,037	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	553	<0,003	0,013	<0,003	<0,003	3,53	28,3	0,043	27,2	3,60	<0,009	180	0,010	<0,02	738	<0,1	4,36	2,37	0,004	<0,002	0,110
CR-7 (U74571)	0,045	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	387	<0,003	0,023	<0,003	<0,003	104	18,1	0,025	20,1	3,76	<0,009	84,9	0,112	<0,02	513	<0,1	8,00	1,32	0,000	<0,002	14,9
CR-8 (U74572)	0,042	0,194	0,048	<0,001	<0,02	183	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,022	19,8	0,026	10,9	<0,002	<0,009	3,65	0,023	<0,02	195	<0,1	3,74	1,79	0,004	<0,002	0,028
CR-9 (U74573)	0,071	0,220	0,088	<0,001	<0,02	286	<0,003	<0,004	0,043	<0,003	0,209	48,9	0,071	26,8	0,006	0,024	13,1	0,021	<0,02	333	<0,1	2,06	2,17	0,007	<0,002	0,026
Eau de pluie site LaRonde (U74589)	0,041	<0,06	0,004	<0,001	<0,02	7,61	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,042	0,475	<0,003	0,336	0,002	<0,009	0,502	<0,004	<0,02	4,18	<0,1	0,334	0,035	0,001	<0,002	0,018

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.08.08
15:55:31
-04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 27 août 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2018-04-1202

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U75318)	543	<0,06	0,142	<0,001	0,630	372	<0,003	0,773	5,22	11,1	11300	9,40	0,664	350	19,5	<0,009	21,8	2,19	0,911	8630	<0,1	80,5	0,925	0,000	<0,002	339
CR-2 (U75319)	202	<0,06	0,053	<0,001	0,062	403	<0,003	0,430	1,03	3,20	1350	9,77	0,300	116	7,33	<0,009	34,4	1,78	0,096	2120	<0,1	80,7	0,495	0,000	0,078	27,6
CR-3 (U75320)	45,7	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	379	<0,003	0,159	0,168	0,720	256	12,5	0,104	62,5	2,75	<0,009	13,7	1,10	<0,02	766	<0,1	51,8	1,14	0,000	0,019	4,29
CR-4 (U75321)	99,1	<0,06	0,045	<0,001	<0,02	558	<0,003	0,931	0,035	1,46	305	34,3	0,079	64,2	12,1	<0,009	22,0	1,09	0,032	1230	<0,1	58,7	1,73	0,000	<0,002	15,7
CR-5 (U75322)	0,148	<0,06	0,029	<0,001	0,030	537	<0,003	0,021	<0,003	<0,003	345	24,5	0,053	63,5	6,59	<0,009	46,0	0,162	0,025	862	<0,1	10,00	6,18	0,000	<0,002	40,1
CR-6 (U75323)	0,033	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	532	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	5,96	25,0	0,033	22,7	2,68	<0,009	166	0,008	<0,02	711	<0,1	4,69	1,69	0,010	<0,002	0,053
CR-7 (U75324)	1,40	<0,06	0,032	<0,001	0,023	369	<0,003	0,032	<0,003	<0,003	253	18,9	0,023	24,0	3,94	<0,009	80,6	0,143	<0,02	648	<0,1	9,74	1,01	0,000	<0,002	23,7
CR-8 (U75325)	0,022	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	580	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,098	19,0	<0,003	69,2	0,245	<0,009	71,4	0,021	<0,02	693	<0,1	9,74	8,61	0,008	<0,002	0,952
CR-9 (U75326)	0,023	0,149	0,054	<0,001	<0,02	425	<0,003	0,010	0,012	<0,003	0,171	42,4	0,044	44,8	0,020	<0,009	57,2	0,131	<0,02	529	<0,1	9,04	1,83	0,010	<0,002	0,071

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.09.18
09:21:48 -04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 6 septembre 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2018-04-1202

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U76292)	941	<0,06	0,167	<0,001	0,676	345	<0,003	0,881	5,61	9,20	13800	11,0	0,716	439	23,0	<0,009	25,9	2,22	0,647	11600	<0,1	84,4	0,951	0,000	0,003	356
CR-2 (U76293)	68,5	<0,06	0,039	<0,001	0,088	379	<0,003	0,181	0,198	0,799	1240	7,38	0,170	81,1	5,50	<0,009	24,0	1,11	0,044	1520	<0,1	64,6	0,515	0,000	0,015	28,9
CR-3 (U76294)	10,5	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	221	<0,003	0,065	0,007	0,143	110	10,3	0,039	26,3	1,54	<0,009	37,0	0,527	<0,02	428	<0,1	43,3	0,731	0,000	<0,002	1,48
CR-4 (U76295)	63,7	<0,06	0,036	<0,001	0,038	449	<0,003	0,972	0,006	0,897	580	25,6	0,064	55,9	11,6	<0,009	23,0	1,01	0,025	1000	<0,1	60,6	1,38	0,000	<0,002	16,3
CR-5 (U76296)	0,140	<0,06	0,030	<0,001	0,047	508	<0,003	0,032	<0,003	<0,003	491	24,0	0,053	62,9	7,54	<0,009	49,0	0,135	<0,02	933	<0,1	12,5	6,02	0,000	<0,002	37,6
CR-6 (U76297)	0,014	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	535	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	14,5	20,9	0,033	22,2	2,73	<0,009	139	0,007	<0,02	718	<0,1	5,52	1,58	0,000	<0,002	0,131
CR-7 (U76298)	0,328	<0,06	0,026	<0,001	0,020	339	<0,003	0,033	<0,003	<0,003	226	18,6	0,021	24,4	3,97	<0,009	79,2	0,139	<0,02	618	<0,1	11,4	0,967	0,000	<0,002	22,2
CR-8 (U76299)	0,011	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	572	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	0,092	18,2	<0,003	67,3	0,105	<0,009	82,5	0,017	<0,02	693	<0,1	10,6	8,96	0,005	<0,002	0,928
CR-9 (U76300)	0,020	0,151	0,047	<0,001	<0,02	479	<0,003	0,014	<0,003	<0,003	0,044	39,2	0,037	54,6	0,010	<0,009	82,0	0,134	<0,02	632	<0,1	9,69	1,70	0,005	<0,002	0,145

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.10.19
14:41:07
-04'00'

Approuvé par: Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 7 novembre 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2018-04-1202

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U77146)	861	<0,06	0,171	<0,001	0,733	352	<0,003	0,970	5,42	6,27	14700	15,6	0,735	621	25,0	<0,009	31,5	2,12	0,516	11900	<0,1	68,7	0,937	0,000	<0,002	278
CR-2 (U77147)	65,2	<0,06	0,034	<0,001	0,059	335	<0,003	0,142	0,232	0,712	817	7,48	0,137	61,5	3,56	<0,009	30,0	0,771	0,049	1230	<0,1	62,8	0,457	0,000	0,030	22,0
CR-3 (U77148)	23,5	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	293	<0,003	0,081	0,041	0,321	102	8,75	0,047	27,3	1,12	<0,009	17,2	0,561	<0,02	483	<0,1	38,5	0,827	0,000	0,002	1,66
CR-4 (U77149)	57,4	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	503	<0,003	0,419	0,008	0,668	275	24,9	0,049	65,5	5,02	<0,009	29,9	0,752	<0,02	890	<0,1	50,0	1,62	0,000	<0,002	15,0
CR-5 (U77150)	0,083	<0,06	0,026	<0,001	0,031	522	<0,003	0,020	<0,003	<0,003	322	20,5	0,040	59,4	4,22	<0,009	61,8	0,094	<0,02	830	<0,1	12,6	5,06	0,000	<0,002	31,6
CR-6 (U77151)	<0,01	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	537	<0,003	0,007	0,023	<0,003	19,4	17,4	0,035	21,6	2,59	<0,009	122	0,016	<0,02	669	<0,1	5,06	1,42	0,000	<0,002	0,329
CR-7 (U77152)	0,093	<0,06	0,024	<0,001	0,020	309	<0,003	0,033	<0,003	<0,003	208	17,0	0,025	21,0	3,75	<0,009	70,1	0,112	<0,02	536	<0,1	11,0	0,862	0,000	<0,002	24,4
CR-8 (U77153)	<0,01	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	573	<0,003	0,011	<0,003	<0,003	0,115	16,7	<0,003	64,1	0,040	<0,009	85,3	0,015	<0,02	661	<0,1	7,64	8,73	0,013	<0,002	0,864
CR-9 (U77154)	<0,01	0,142	0,051	<0,001	<0,02	439	<0,003	0,019	<0,003	<0,003	0,063	36,0	0,033	55,6	0,005	<0,009	99,0	0,132	<0,02	605	<0,1	7,44	1,48	0,012	<0,002	0,162

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.12.17
14:20:57 -05'00'

Approuvé par:
Marc Paquin, Chimiste

Analyses chimiques ICP-AES de Lixiviats

Préparation:
Analyse: Melanie Belanger
Date d'analyse: 19 novembre 2018
Vérification: Marc Paquin
Projet: PU-2018-04-1202

Éléments	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
LDM	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	0,003	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004	0,020	0,090	0,100	0,040	n/d	n/d	0,002	0,005
CRT-1 (U77859)	841	12,1	0,160	<0,001	0,672	372	<0,003	0,753	20,2	72,8	9960	22,7	0,632	392	17,2	<0,009	25,6	1,91	1,39	9170	<0,1	164	0,789	0,000	0,248	173
CR-2 (U77860)	45,2	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	266	<0,003	0,086	0,196	0,599	339	6,01	0,077	31,3	1,42	<0,009	20,4	0,507	0,041	726	<0,1	50,5	0,276	0,000	0,042	4,01
CR-3 (U77861)	7,33	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	307	<0,003	0,029	0,010	0,038	52,0	11,2	0,016	18,3	0,377	<0,009	9,61	0,318	<0,02	431	<0,1	18,4	0,685	0,000	<0,002	0,608
CR-4 (U77862)	28,2	<0,06	0,023	<0,001	0,020	455	<0,003	0,134	0,004	0,311	172	21,0	0,029	59,7	2,13	<0,009	14,2	0,337	<0,02	783	<0,1	35,6	1,20	0,000	<0,002	4,43
CR-5 (U77863)	0,140	<0,06	0,020	<0,001	0,024	491	<0,003	0,024	<0,003	<0,003	157	17,2	0,021	56,9	1,41	<0,009	56,8	0,060	<0,02	746	<0,1	13,3	4,36	0,000	<0,002	10,7
CR-6 (U77864)	0,013	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	530	<0,003	0,014	0,003	<0,003	23,9	15,0	0,027	24,3	2,29	<0,009	99	0,013	<0,02	702	<0,1	4,94	1,18	0,013	<0,002	0,915
CR-7 (U77865)	0,255	<0,06	0,020	<0,001	0,020	251	<0,003	0,026	<0,003	<0,003	131	15,1	0,019	15,4	2,50	<0,009	49,8	0,087	<0,02	442	<0,1	10,3	0,599	0,000	<0,002	9,68
CR-9 (U77867)	0,013	0,072	0,022	0,001	<0,02	490	<0,003	0,025	0,003	<0,003	0,086	26,5	0,011	42,4	0,008	<0,009	185	0,015	<0,02	701	<0,1	6,66	7,61	0,025	<0,002	0,509

Notes: Tous les résultats sont exprimés en mg/L.

Marc Paquin
2018.12.18
10:51:04 -05'00'

Approuvé par:
Marc Paquin, Chimiste