POLYPUBLIE
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title: Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique

Auteur: Author: Vincent Boulanger-Martel

Date: 2019

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Citation: Boulanger-Martel, V. (2019). Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique [Ph.D. thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/4113/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL: https://publications.polymtl.ca/4113/

Directeurs de recherche: Advisors: Bruno Bussière, & Jean Côté

Programme: Program: Génie minéral

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique

VINCENT BOULANGER-MARTEL

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Décembre 2019

© Vincent Boulanger-Martel, 2019.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique

Présentée par **Vincent Boulanger-Martel**

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

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

Richard SIMON, président
Bruno BUSSIÈRE, membre et directeur de recherche
Jean CÔTÉ, membre et codirecteur de recherche
Serge OUELLET, membre
Guy DORÉ, membre externe

DÉDICACE

À moi, par passion.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur Bruno Bussière et mon codirecteur Jean Côté pour leur appui et encadrement, ainsi que pour leurs précieux conseils. Je remercie aussi Richard Simon, Serge Ouellet et Guy Doré d'avoir accepté d'évaluer cette thèse.

Mes remerciements vont à la chaire industrielle CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers, à l'Institut de Recherche en Mines et Environnement UQAT-Polytechnique et au CRSNG pour m'avoir permis de réaliser ce projet et fourni un support financier. Je reconnais aussi le support, la collaboration et l'accueil de toute l'équipe du département de géotechnique de la mine Meadowbank. Plus spécialement, je remercie Thomas Lépine, Frédérick Bolduc, Alexandre Lavallée, Patrice Gagnon, Rebecca Cousineau, Bruno Lessard, Thomas Dahm, Jérôme Collard et Jean-Michel Dubé qui ont été impliqués plus directement dans ce projet.

L'équipe technique de l'URSTM est aussi remerciée pour leur aide lors de ce projet. Un merci spécial à mes collègues et amis Alain Perrault, Patrick Bernèche et Yvan Poirier pour leur soutien et bonne humeur. L'équipe vouée à l'administration de l'UQAT / IRME est aussi remerciée pour leur apport tout au long de mon cheminement. Je pense plus particulièrement à Nancy Labonté (et Lucie Landry) ainsi qu'à Patrick Charron. Merci à Arash Khosravi de Polytechnique Montréal et Olivier Lachance de l'Université Laval pour leur aide lors de certains essais de laboratoire.

J'aimerais remercier les stagiaires qui ont été impliqués à différentes étapes de ce projet : Sabrina Lord, Charles Batzenschlager et Audrey Goulet. Merci à tous mes amis et collègues étudiants, que vous soyez à l'UQAT, à la Polytechnique ou ailleurs.

Je dois un merci spécial à Gary Schudel pour son aide éditoriale lors de la rédaction des articles présentés dans cette thèse.

Je remercie du fond du cœur ma famille. Merci à ma mère et mon père pour leur appui inconditionnel et leurs sages conseils; j'ai eu une chance inestimable de pouvoir discuter mes questionnements avec vous de la maternelle au doctorat. Finalement, toutes mes reconnaissances vont à ma conjointe Joannie et à mes enfants Agathe, Laurent et Arnaud, sans qui tout aurait été bien différent.

RÉSUMÉ

En présence de conditions froides et de pergélisol, les mécanismes de génération du drainage minier acide (DMA) dans les rejets miniers sont ralentis par les basses températures. La présence de conditions froides (eau gelée) contribue aussi à limiter le transport des contaminants dans l'environnement. Cependant, malgré ce constat, du drainage minier acide peut être généré en conditions froides durant la période de dégel d'où la nécessité de restaurer ces sites. Plusieurs types de recouvrements existent pour limiter la génération de DMA par les résidus miniers contenus dans les parcs à résidus miniers dans l'Arctique, notamment le recouvrement isolant. Le recouvrement isolant utilise favorablement les conditions climatiques de l'Arctique afin de limiter l'oxydation des sulfures en intégrant les résidus miniers au pergélisol et en contrôlant leur température. Pour être performant, le recouvrement isolant doit maintenir les résidus miniers sous une température à partir de laquelle l'oxydation des résidus miniers est négligeable. Puisque le recouvrement isolant ne vise qu'à contrôler la température des résidus miniers, sa performance à long terme peut être source d'incertitude.

La performance des recouvrements isolants doit donc être démontrée pour chaque site minier en fonction des projections climatiques anticipées. La couverture isolante avec effets de barrière capillaire (CIEBC) présente une approche alternative aux recouvrements isolants qui pourrait s'avérer plus robuste dans un contexte de changements climatiques. Ce type de recouvrement se base sur les propriétés isolantes du recouvrement pour réduire la période où les résidus miniers sont au-dessus de la température cible de réactivité et sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux afin de favoriser de hauts degrés de saturation dans une couche du recouvrement (couche de rétention d'eau) pour limiter les flux d'oxygène disponibles pour les réactions d'oxydation lorsque la température cible n'est plus atteinte. Même si théoriquement l'approche semble intéressante, plusieurs aspects liés à la performance de la CIEBC doivent être validés avant l'application à grande échelle. Ces aspects incluent notamment les effets du temps sur les propriétés des matériaux et leur capacité à atteindre la performance réelle lorsqu'exposé aux conditions *in situ*.

Dans ce contexte, la présente étude vise à évaluer l'efficacité à court et long termes de différentes configurations de recouvrements construits à la mine Meadowbank pour limiter l'oxydation des sulfures. Les configurations de recouvrements testées comprennent des recouvrements isolants de 2 et 4 m d'épaisseur faits en stériles miniers non potentiellement générateurs d'acidité (NPAG) et

d'une CIEBC de 2 m faite d'un bris capillaire et d'une couche de protection de stériles NPAG lâches et d'une couche de rétention d'eau de stériles NPAG compactés. Plus spécifiquement, ce projet de recherche vise à déterminer au laboratoire les principales propriétés thermo-hydro-géotechniques des matériaux de recouvrement et des résidus miniers, évaluer la performance des différentes configurations de recouvrement à partir de données obtenues au laboratoire et par le biais de cellules expérimentales de terrain, évaluer au laboratoire la durabilité des matériaux de recouvrement face aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage, analyser à l'aide d'outils numériques le comportement thermique des recouvrements isolants à long terme et à développer une approche de conception généralisée des recouvrements isolants.

Les travaux de caractérisation des matériaux montrent que les stériles lâches et compactés ont des propriétés hydrogéologiques adéquates pour être utilisés comme matériaux de couches de bris capillaire et de rétention d'eau, respectivement. Une différence de conductivité hydraulique saturée de quatre ordres de grandeur est observée entre les deux matériaux (1×10^{-1} versus 1×10^{-5} cm/s) et la succion résiduelle (125 cm d'eau) des stériles lâches est atteinte avant la valeur d'entrée d'air des stériles compactés (250 – 300 cm d'eau). Les essais de diffusion de l'oxygène réalisés sur les stériles compactés démontrent que les stériles compactés adoptent un comportement coefficient de diffusion de l'oxygène – saturation similaire aux matériaux granulaires. Les essais de consommations de l'oxygène réalisés au laboratoire à différentes températures ont permis d'identifier que le taux de réaction des résidus miniers de Meadowbank devient négligeable à 0 °C; la température cible d'entreposage des résidus de Meadowbank est donc établie à cette valeur. Les caractérisations thermiques montrent que la conductivité thermique des solides est de 4,80 et 5,80 W/m K pour les matériaux de recouvrement et les résidus miniers, respectivement. Un modèle de prédiction de la conductivité thermique a été calibré pour représenter les données obtenues au laboratoire. Aucun effet d'échelle et de structure significatif sur la conductivité thermique n'a été observé pour les unités de stériles miniers. Ainsi, les modèles calibrés peuvent être étendus aux conditions de terrain avec confiance.

Le comportement thermique et hydrogéologique des deux cellules expérimentales de terrain de recouvrements isolant a été suivi pour une période de 4,5 années. Les résidus miniers et 50 cm de matériaux à la base du recouvrement sont saturés. Ces conditions d'humidité ont un impact sur la conductivité thermique des matériaux et donc, sur la distribution des températures internes. Le suivi des températures internes montre que la conduction est le principal mécanisme contrôlant le

comportement thermique des recouvrements étudiés. Le recouvrement de 2 m a montré des températures à l'interface résidus-recouvrement supérieures à 0 °C pour 94 à 124 jours par année, tandis que la température des résidus miniers sous le recouvrement de 4 m a toujours été sous 0 °C. Les essais de consommation d'oxygène montrent une réduction de 70 à 90% des flux d'oxygène consommés par les résidus recouverts comparativement aux résidus non recouverts. Les calculs de flux d'oxygène annuel totaux indiquent que les flux d'oxygène sont inférieurs à 2 mol/m^2/an, ce qui confirme l'efficacité des recouvrements isolants à contrôler l'oxydation des résidus miniers de Meadowbank.

Le comportement thermique et hydrogéologique de la cellule expérimentale de terrain CIEBC construite à Meadowbank a été suivi pour 3,5 années. Les résultats montrent que la profondeur de dégel a périodiquement atteint les résidus miniers et que la température à l'interface résidus-recouvrement a été supérieure à 0 °C pour 39 à 57 jours par année. Lorsque la température à l'interface résidus-recouvrement était supérieure à 0 °C, le degré de saturation moyen de la couche de rétention d'eau était de 84 %. Dans ces conditions, des flux d'oxygène annuel total passant à travers la couche de rétention d'eau inférieurs à 2 mol/m^2/an ont été calculés, confirmant l'efficacité du système de recouvrement CIEBC à titre de barrière à l'oxygène. Dans un contexte de changements climatiques, le concept de CIEBC représente une alternative intéressante aux recouvrements isolants, spécialement lorsque les résidus miniers sont très réactifs.

Les travaux d'évaluation de la durabilité de l'unité de stériles miniers indiquent que les pertes de masses observées suite aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage sont caractéristiques de matériaux résistants. Des variations acceptables des propriétés physiques et mécaniques des carottes de roches intactes testées ont aussi été observées après 20 et 80 cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. La durabilité de l'unité de stériles est principalement attribuée à sa haute densité, à ses faibles capacités d'absorption d'eau et sa faible porosité apparente. Les résultats suggèrent qu'aucune complication reliée à l'intégrité physique des matériaux de recouvrement ou à qualité des eaux de drainage ne devrait être attendue à long terme. Les résultats des essais de durabilité montrent que l'unité de stériles NPAG de Meadowbank n'est pas significativement affectée par les cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage et qu'elle constitue un excellent matériau pour la construction du recouvrement isolant de Meadowbank.

L’ensemble des données obtenues lors de la caractérisation des matériaux et du suivi des cellules expérimentales de terrain ont été utilisées pour développer des modèles numériques qui évaluent le comportement thermique à long terme de recouvrements isolants de configurations similaires à ceux testés à Meadowbank. En considérant une augmentation de la température de l’air de 6,0 °C sur 100 ans et des conditions thermiques post-opérations, les températures des résidus miniers sous les recouvrements de 2 et 4 m diminuent dans les premières 25 – 35 années dues au processus de gel. Ensuite, la température de l’interface résidus-recouvrement augmente graduellement à cause de l’impact de l’augmentation de la température de l’air dans le temps. La température des résidus miniers sous le recouvrement de 2 m est constamment sous 0 °C à partir de 4 ans, tandis que la température à l’interface résidus-recouvrement devient momentanément supérieure à 0 °C à l’année 82 et est supérieure à 0 °C pour 120 jours à l’an 100. Sous le recouvrement de 4 m, la température des résidus miniers devient constamment sous 0 °C après 9 ans et la température des résidus miniers est toujours maintenue sous 0 °C une fois la période de gel passée. L’analyse paramétrique indique que l’épaisseur du recouvrement, l’épaisseur de la couche des résidus miniers, les variations de l’augmentation de la température de l’air et les conditions de saturations sont les principaux facteurs qui affectent le comportement thermique et la performance des recouvrements isolants à limiter l’oxydation des sulfures. Ultimement, un cadre de conception général des recouvrements isolants en huit étapes est proposé. Cette approche de conception généralisée fournit un cadre utile à l’industrie minière pour la conception de recouvrements isolants dans l’Arctique.

ABSTRACT

In arctic regions where permafrost is present, the mechanisms leading to the generation of acid mine drainage (AMD) by mine tailings are slown down by the low temperatures. The occurrence of frozen conditions also contributes to limiting the transport of contaminated water into the receiving environment. Even though such conditions are observed, AMD-generation can still be observed in arctic conditions and mine site reclamation must be achieved. Many types of covers are available to control AMD-generation from tailings storage facilities located in the Arctic, including the insulation cover. The insulation cover seeks to integrate reactive mine tailings into the natural permafrost and control the tailings temperature to limit the generation of AMD. In order to be effective, an insulation cover must permanently maintain the tailings below a target temperature at which the oxidation of sulfide minerals is negligible. However, this approach can be vulnerable to changes in climatic conditions as its long-term performance is strictly based on controlling the temperature of tailings. For this reason, its performance must be demonstrated based on anticipated future changes in climatic conditions.

In this context, a more robust alternative could be the use of insulation covers with capillary barrier effects (ICCBEs) because they control both the tailings temperature and the vertical migration of oxygen. ICCBEs use the temperature lowering properties of an insulation cover to reduce the period of time at which the temperature of the tailings are greater than the target temperature and the contrast in the hydrogeological properties of the cover layers to limit flux of oxygen available to the oxidation reactions during the periods when the temperature at the tailings-cover interface are greater than the target temperature. Even if this alternative approach is appealing, many aspects related to its performance must be validated before being implemented at full scale, including the effect of time on the properties of cover materials and their capacity to be effective under field conditions.

This study aims at evaluating the short- and long-term performance of several covers constructed at Meadowbank mine for controlling sulfide oxidation. The tested covers include two insulation covers (2- and 4-m-thick) made of non-potentially acid-generating (NPAG) waste rocks and a 2 m-thick ICCBE constructed with a moisture-retaining layer made of fine compacted NPAG waste rocks and protective and capillary break layers made of raw non-compacted NPAG waste rocks. More specifically, this research project seeks to determine the main thermo-hydro-geotechnical

properties of the cover materials and tailings, assess the performance of several cover configurations based on laboratory characterizations and field experimental cells, assess the durability of the NPAG waste rock unit to freeze-thaw and wet-dry cycles at the laboratory, analyze the long-term behaviour of insulation covers in the long-term using numerical modelling, and develop a generalized design framework for insulation covers.

Laboratory characterizations showed that the loose and compacted waste rocks have the hydrogeological properties required to be used as capillary break and moisture-retaining layers, respectively. A difference in saturated hydraulic conductivity of four orders of magnitude was observed between the two materials (1×10^{-1} vs 1×10^{-5} cm/s), and residual suction conditions (125 cm of water) are reached in the loose waste rocks before the air entry value (250 – 300 cm of water) of the compacted waste rocks is reached. Oxygen diffusion tests performed on compacted waste rocks indicated a effective oxygen diffusion coefficient – saturation behaviour similar to typical granular materials. Oxygen consumption tests performed at the laboratory on tailings at different temperatures highlighted that the reaction rate of Meadowbank mine tailings becomes negligible at 0 °C. Accordingly, the target temperature of Meadowbank tailings was established at this temperature. Thermal characterizations indicated thermal conductivity of the solid particles of 4.80 and 5.80 W/m K for the waste rocks and tailings, respectively. A predictive thermal conductivity model was calibrated to best represent the data obtained in the laboratory. No significant scale and structural effects on the thermal conductivity were observed for the waste rocks. Therefore, the calibrated models can be extended to field conditions with confidence.

The thermal and hydrogeological behaviour of the two insulation cover field experimental cells was monitored for 4.5 years. The tailings and the lower 0.50 m of cover materials were saturated. These saturation conditions have an impact on the cover material's thermal conductivity and on the distribution of the internal temperatures. The monitoring of internal temperatures indicated that conduction is the main heat transfer mechanism controlling the thermal behaviour of the studied insulation covers. The 2-m insulation cover showed temperatures at the tailings-cover interface greater than 0 °C for 94 to 124 days every year, whereas under the 4-m cover, the temperatures at the tailings-cover interface stayed below 0 °C. The comparison of the oxygen fluxes measured for the uncovered versus covered tailings indicated that the oxygen fluxes were reduced by 70 to 90 % by the insulation covers.

The thermal and hydrogeological behaviour of the insulation cover with capillary barrier effects field experimental cell constructed at Meadowbank mine was monitored for 3.5 years. Results show thaw depths periodically reaching the tailings and temperatures at the tailings-cover interface greater than 0 °C for 39 to 57 days every year. During the period of time at which the temperature at the tailings-cover interface was greater than 0 °C, the average degree of saturation of the moisture-retaining layer was 84 %. In these saturation conditions, total yearly diffusive oxygen flux passing through the moisture-retaining layer inferior to 2 mol/m^2/yr were calculated, thus confirming the efficacy of the cover to act as an efficient oxygen barrier. Considering the potential for future changes in climate, ICCBEs represent an attractive alternative to insulation covers, especially when the tailings are highly reactive.

The laboratory tests performed to assess the durability of the waste rock unit with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles indicated acceptable mass losses. The variations in terms of the material's physical and mechanical properties after 20 and 80 freeze-thaw and wet-dry cycles were within the acceptable limits for materials of high durability. The high durability of the waste rock unit is owed to its high density, low water absorption index, and low apparent porosity. Based on the results, no problem related to the physical integrity of cover materials or water quality is to be expected from the weathering of the waste rock unit. Ultimately, Meadowbank mine's waste rock unit is an excellent and durable construction material for mine closure purposes.

Considering all the results obtained from laboratory characterizations and the monitoring of the field experimental cells, a numerical model was developed to assess the long-term behaviour of insulation cover configurations similar to those tested at Meadowbank. Considering an increase in air temperature of 6.0 °C over 100 years and post-operations ground thermal conditions, the models showed that the temperature of the tailings under the 2 and 4-m insulation covers decrease over the first 25 – 35 years due to the process of freezing. Then, the temperature at the tailings-cover interface gradually increase due to the impact of the increase in air temperature over time. The temperatures of the tailings under the 2-m cover become constantly below 0 °C after 4 years. Then the temperature at the tailings-cover interface becomes greater than 0 °C at year 82 and for 120 days at year 100. Under the 4-m cover, the temperature of the tailings becomes constantly below 0 °C after 9 years. The temperature at the tailings-cover interface is maintained below 0 °C year-round after the freezing period. A parametric demonstrated that the cover thickness, thickness of the tailings layer, variation in the increase in air temperature and moisture conditions are the main

factors affecting the thermal behaviour and performance to control sulfide oxidation of the cover configurations. Ultimately, a generalized design framework comprised of eight steps was proposed. This design approach provides a framework useful for the industry to design insulation covers in the Arctic.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT IX

LISTE DES TABLEAUX XX

LISTE DES FIGURES XXIV

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXXVII

LISTE DES ANNEXES XLV

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Pergélisol et implications en restauration minière 2

1.2 Problématique environnementale du drainage minier acide et restauration minière en conditions froides 2

1.3 Contexte minier et restauration à Meadowbank 7

1.4 Origine et objectifs du projet de recherche 10

1.5 Organisation de la thèse, contributions scientifiques et rôle de l'auteur 12

1.5.1 Organisation de la thèse 12

1.5.2 Contributions scientifiques 14

1.5.3 Rôle de l'auteur 15

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 17

2.1 Fonctionnement de base des approches de restauration à l'étude 17

2.1.1 Recouvrement isolant 17

2.1.2 Couverture isolante avec effets de barrière capillaire 20

2.2 Mécanismes et propriétés clés liés à l'analyse du comportement et de la performance des recouvrements miniers à l'étude 26

2.2.1 Mécanismes et propriétés liés au transfert et à la distribution de l'humidité 27

2.2.2 Mécanismes et propriétés liées aux transferts de chaleur 37

2.2.3 Mécanismes et propriétés responsables de la migration des gaz 44

2.3 Facteurs d'influence sur la performance des recouvrements construits dans l'Arctique 53

2.3.1 Facteurs affectant la profondeur de dégel 56

2.3.2 Effets des cycles environnementaux sur les propriétés des matériaux de recouvrements miniers 57

2.3.3 Impact des changements climatiques sur les approches de restauration 62

2.4 Outils d'auscultation des recouvrements isolants et des CIEBC 64

2.4.1 Évaluation de la performance *in situ* 64

2.4.2 Évaluation de la performance à long terme 68

2.5 Étude de cas pertinents 69

2.5.1 Mine Rankin Inlet (NU) 70

2.5.2 Mine Nanisivik (NU) 71

2.5.3 Mine Raglan (QC) 73

2.6 Synthèse de la revue de littérature et besoins en recherche 75

CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES, MINÉRALOGIQUES ET HYDRO-GÉOTECHNIQUES DES MATÉRIAUX DE RECOUVREMENT ET DES RÉSIDUS MINIERS 77

3.1 Provenance des matériaux et échantillonnage 79

3.2 Propriétés physico-chimiques et minéralogiques 80

3.2.1 Densité relative 80

3.2.2 Composition chimique élémentaire 80

3.2.3 Bilan acide-base 82

3.2.4 Composition minéralogiques des matériaux 83
3.3 Propriétés géotechniques de base 84
3.3.1 Essai de compactage 84
3.3.2 Distribution de la taille des grains 86
3.3.3 Surface spécifique 89
3.4 Propriétés hydrogéologiques 92
3.4.1 Conductivité hydraulique saturée 92
3.4.2 Influence des cycles de gel-dégel sur k_{sat} des stériles compactés 96
3.4.3 Courbe de rétention d'eau et fonction de perméabilité 98
3.4.4 Potentiel des stériles lâches et compactés à pouvoir induire des effets de barrière capillaire 108
3.5 Propriétés liées au mouvement des gaz 108
3.5.1 Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène 108
3.5.2 Réactivité des résidus miniers en fonction de la saturation et de la température 113
CHAPITRE 4 ARTICLE 1: THERMAL CONDUCTIVITY OF MEADOWBANK'S MINE WASTE ROCKS AND TAILINGS 121
Résumé 121
Abstract 121
4.1 Introduction 122
4.2 Background – the Côté and Konrad thermal conductivity model 123
4.3 Materials and methods 125
4.3.1 Materials 125
4.3.2 Experimental approach 128
4.3.3 Laboratory apparatuses 131
4.4 Results and discussion 131

4.4.1 Thermal conductivity of the solid particles 131
4.4.2 Thermal conductivity of moist and dry materials 134
4.4.3 Assessment of NPAG waste rock's structural effects on thermal conductivity 135
4.4.4 Fitting of the Côté and Konrad model 137
4.5 Conclusion 139
4.6 Acknowledgements 139
References 140
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: THERMAL BEHAVIOUR AND PERFORMANCE OF TWO FIELD EXPERIMENTAL INSULATION COVERS TO CONTROL SULFIDE OXIDATION AT MEADOWBANK MINE, NUNAVUT 142
Abstract 142
5.1 Introduction 143
5.2 Site general description 145
5.3 Laboratory characterization methods and field tests 146
5.3.1 Main thermal and hydrogeological characterization methods 146
5.3.2 Relationship between the tailings' reactivity and temperature 148
5.3.3 Experimental cell configurations, instrumentation, and monitoring 149
5.3.4 Construction of the experimental cells 150
5.3.5 Reactivity of the uncovered tailings 153
5.4 Results and analysis 153
5.4.1 Characterization results 153
5.4.2 Thermal behaviour of the experimental cells 158
5.5 Cover performance with respect to controlling sulfide oxidation 167
5.5.1 Temperature at the tailings-cover interface 167
5.5.2 Field oxygen consumption tests 168

5.5.3 Overall yearly oxygen fluxes 169
5.6 Conclusion 171
5.7 Acknowledgments 172
References 173
CHAPITRE 6 ARTICLE 3: INSULATION COVERS WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS TO CONTROL SULFIDE OXIDATION IN THE ARCTIC 182
Abstract 182
6.1 Introduction 183
6.1.1 Site description and materials 185
6.2 Materials and Methods 186
6.2.1 Physical and hydrogeological characterizations 186
6.2.2 Laboratory oxygen diffusion tests 189
6.2.3 Design, instrumentation, and monitoring of the field experimental cell 190
6.2.4 Experimental cell construction 192
6.3 Material characterization results and analysis 194
6.3.1 Physical and hydrogeological properties 194
6.3.2 Oxygen diffusion in compacted waste rocks 197
6.4 Thermo-hydrogeological behaviour of the field experimental cell 199
6.4.1 Climatic conditions 199
6.4.2 Sub-surface temperatures 199
6.4.3 Evolution of moisture conditions 201
6.5 Discussion on cover performance 203
6.5.1 ICCBE cover performance to control sulfide oxidation 203
6.5.2 Impact of ICCBE on oxygen flux 206
6.6 Conclusion 208

6.7 Acknowledgments 210

References 210

CHAPITRE 7 ARTICLE 4: RESISTANCE OF A WASTE ROCK UNIT TO FREEZE-THAW AND WET-DRY CYCLES: IMPLICATIONS FOR USE IN A RECLAMATION COVER IN THE CANADIAN ARCTIC 220

Abstract 220

7.1 Introduction 221

7.2 Materials and methods 224

7.2.1 Climate, geological setting, and NPAG waste rock unit 224

7.2.2 Existing laboratory methods to assess the durability of rocks 225

7.2.3 Selected index tests and testing procedures 227

7.2.4 Freeze-thaw and wet-dry cycles testing conditions 227

7.2.5 Tests on intact rock cores 228

7.2.6 Tests on rock slabs 230

7.2.7 Unconfined granular fractions freeze-thaw test 230

7.3 Results and analysis 232

7.3.1 Initial physical properties of the NPAG waste rock unit 232

7.3.2 Evolution of the physical properties of intact rock cores 233

7.3.3 Evolution of the mechanical properties of intact rock cores 235

7.3.4 Freeze-thaw and wet-dry durability of rock slabs 238

7.3.5 Effects of freeze-thaw cycles on unconfined aggregates 239

7.4 Discussion on the NPAG waste rock durability and expected field performances 241

7.5 Conclusions 244

7.6 Acknowledgements 245

References 245

CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE 256

CHAPITRE 9 CONCLUSION ET RECOMMANDATION 306

RÉFÉRENCES 316

ANNEXES 359

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Approches de restauration des parcs à résidus miniers actuellement utilisées en conditions nordiques. 6

Tableau 2.1 : Masse volumique et conductivité thermique de matériaux sélectionnés 43

Tableau 2.2 : Valeurs du coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air et dans l'eau en fonction de la température à pression atmosphérique 48

Tableau 2.3 (suite): Facteurs pouvant affecter la performance de recouvrements miniers situés en climat nordique (inspiré de MEND 2009, 2010a, 2010b, 2012 et d'Aubertin et al. 2015)....54

Tableau 2.3 (fin): Facteurs pouvant affecter la performance de recouvrements miniers situés en climat nordique (inspiré de MEND 2009, 2010a, 2010b, 2012 et d'Aubertin et al. 2015)....55

Tableau 2.4 : Pertinence des méthodes d'évaluation de la performance *in situ* des recouvrements isolants et CIEBC. 68

Tableau 2.5 : Description des sites miniers de Rankin Inlet, Nanisivik et Raglan. 70

Tableau 3.1: Densité relative des résidus et des stériles miniers. 81

Tableau 3.2 : Sommaire des analyse en carbone et souffre total au four à induction. 82

Tableau 3.3 : Potentiel acidogène des résidus miniers et des matériaux de recouvrement. 83

Tableau 3.4 : Composition minéralogique des résidus et des stériles miniers analysés par DRX. 85

Tableau 3.5 : Paramètres granulométriques caractéristiques des résidus miniers et des stériles testés au laboratoire. 87

Tableau 3.6 : Valeur au bleu de méthylène et surface spécifique des résidus miniers et de la fraction < 80 μm des résidus et des stériles miniers obtenues au spectrophotomètre. 90

Tableau 3.7 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur les résidus miniers. 93

Tableau 3.8 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur les stériles lâches. 94

Tableau 3.9 : Comparaison des valeurs de C_1, de k_{sat} prédites et de k_{sat} mesurées au laboratoire obtenues par Peregoedova (2012) et pour les stériles lâches de Meadowbank. 95

Tableau 3.10 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur la fraction 0 – 50 mm des stériles compactés. 96

Tableau 3.11 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur la fraction 0 – 20 mm des stériles compactés. 97

Tableau 3.12 : Sommaire des paramètres des courbes de rétention d'eau des résidus et des stériles lâches. 102

Tableau 3.13: Sommaire des paramètres de calcul de la courbe de rétention d'eau des stériles compactés. 108

Tableau 3.14 : Sommaire des conditions et des paramètres de modélisation des essais de diffusion de l'oxygène. 111

Tableau 3.15 : Paramètres de calcul utilisés pour les résidus miniers lors de l'interprétation numérique des essais de consommation d'oxygène à différentes S_r et K_r résultant. 118

Tableau 3.16 : Paramètres de calcul utilisés pour les résidus miniers lors de l'interprétation numérique des essais de consommation d'oxygène à différentes températures et K_r résultant. 119

Table 4.1: Mineralogical compositions of the tested materials. 127

Table 4.2: Basic physical properties of the tested materials. 127

Table 4.3: Summary of the tested materials and experimental program. 130

Table 4.4: Measured and estimated values of λ_s for the NPAG and PAG waste rocks and tailings. 132

Table 4.5: Mineralogical composition of the various NPAG samples quantified by XRD analyses. 133

Table 4.6: Thermal conductivity of relevant rock-forming minerals (from Côté and Konrad, 2005a). 134

Table 4.7: Thermal conductivity of moist and dry NPAG waste rocks, PAG waste rocks, and tailings. 135

Table 4.8: Summary of the fitted Côté and Konrad (2005a, 2009) model parameters. 139

Table 5.1: Summary of materials geotechnical properties. 154

Table 5.2: Thaw depth. 162

Table 5.3: Comparison of the temperature at the tailings-cover interface with temperature criteria and resulting yearly oxygen flux under the 2-m cover. 170

Table 6.1: Summary of the hydrogeological properties. 195

Table 6.2: Parameters used for the calculation of $FO2Tj$ for low- and high-reactivity tailings. . 207

Table 7.1: General freeze-thaw and wet-dry cycles test conditions. 228

Table 7.2 : Tested grain size fractions and their parameters. 231

Table 7.3 : Summary of the initial physical properties of the NPAG waste rock unit. 232

Table 7.4 : Summary of the water absorption index and apparent porosity test results. 235

Table 7.5 : Mass losses of the tested rock slabs due to 80 freeze-thaw and wet-dry cycles. 239

Table 7.6 : Mass loss of the tested grain-size fractions after the unconfined aggregate freeze-thaw test. 240

Table 7.7 : Mineralogical composition of the different fractions after testing. 241

Tableau 8.1 Résumé des modèles de matériaux disponibles dans TEMP/W et leur conditions d'utilisation (d'après Geo-Slope International Ltd., 2014) 262

Tableau 8.2 Paramètres du modèle et propriétés thermiques des matériaux calibrées 270

Tableau 8.3 Comparaison des températures et précipitations historiques avec celles mesurées durant la période de suivi. 274

Tableau 8.4 : Paramètres du modèle et propriétés thermiques utilisées pour les matériaux de fondation. 278

Tableau 8.5 : Propriétés thermiques modifiées utilisées pour évaluer l'influence des variations de propriétés thermiques sur le comportement des recouvrements isolants. 290

Tableau 8.6 : Sommaire des cas analysés par l'analyse paramétrique et principaux paramètres d'intérêt liés à l'évaluation du comportement thermique. 292

Tableau 8.7 : Impact des facteurs analysés sur le comportement thermique à court et long terme et la performance globale à limiter l'oxydation des recouvrements isolants. 297

Tableau A.1 : Résultats des analyses ICP-AES pour les résidus miniers. 359

Tableau A.2 : Résultats des analyses ICP-AES pour les stériles miniers 360

Tableau H.1 : Sommaire des propriétés physiques et mécaniques des échantillons utilisés pour les conditions initiales.....405

Tableau H.2 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de gel-dégel avant traitement. 406

Tableau H.3 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de gel-dégel après traitement. 407

Tableau H.4 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de mouillage-séchage avant traitement. 408

Tableau H.5 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de mouillage-séchage après traitement. 409

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Distribution des mines de métaux actives (A) et des 100 principaux projets d'exploration en importance (B) en 2018 (RNCanada 2018) 1

Figure 1.2 : Modèle thermophysique du pergélisol (tiré de Dobinski 2011) 3

Figure 1.3: Localisation de la mine Meadowbank (AEM 2015).....8

Figure 1.4: Configuration des recouvrements à l'étude.....10

Figure 2.1 : Schématisation du fonctionnement d'un recouvrement isolant (Adapté de Andersland et Ladanyi 2004).....18

Figure 2.2 : Schématisation du principe d'une CIEBC à trois couches faite d'un bris capillaire (CBC), d'une couche de rétention d'eau (CRE) et d'une couche de protection (CP).....21

Figure 2.3 : Principe hydrogéologique à la base des effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin et al. 2002a).....23

Figure 2.4 : Principaux facteurs influençant la performance des recouvrements isolants (tiré de Coulombe 2012).....28

Figure 2.5 : Similarité entre la courbe de rétention d'eau et la courbe caractéristique de gel (d'après Koopmans and Miller 1966). 31

Figure 2.6 : Solubilité de la glace dans une saumure de NaCl (tiré de Andersland et Ladanyi, 2004). 33

Figure 2.7 : Conductivités hydrauliques de milieux gelés et non gelés (Watanabe and Osada 2016). 34

Figure 2.8 : Diminution de la conductivité hydraulique par la présence de glace (tiré de McCauley et al. 2002).....35

Figure 2.9 : Régions de prédominance des différents mécanismes de transferts de chaleur en fonction du degré de saturation et de la granulométrie (Johansen 1975).....38

Figure 2.10 : Schématisation de l'évolution de l'énergie thermique d'un milieu poreux et influence de la chaleur latente (d'après Fredlund et al. 2012).....41

Figure 2.11 : Conductivité thermique (*k*) en fonction de la teneur en eau (*w*) et de la nature des grains secs de matériaux granulaires à l'état non gelé (A) et gelé (B) (Côté and Konrad 2005b). 44

Figure 2.12 : Valeurs du coefficient effectif de l'oxygène en fonction de la saturation pour différents sols, résidus miniers et géocomposites bentonitiques (tiré de Aubertin et al. 2000). 48

Figure 2.13 : Comparaison des coefficients de diffusion effectifs de l'oxygène mesurés à l'état gelé et non gelé (tiré de Elberling 1998).....50

Figure 2.14 : Représentation de la réactivité chimique (carrés clairs) et biologique (carrés opaques) de résidus miniers en fonction de la température par la loi d'Arrhénius (ligne pleine) (tiré de Elberling 2001).....52

Figure 2.15 : Profondeur de dégel estimées pour des stériles drainés et des résidus miniers saturés en fonction de l'indice de dégel (MEND 2004a). 57

Figure 2.16 : Exemple de stabilisation de la conductivité hydraulique saturée d'une argile inorganique vers le dixième cycle de gel-dégel (tiré de Dagenais 2005).....59

Figure 2.17 : Essai de consommation d'oxygène utilisé pour évaluer la réactivité des résidus non recouverts (A; d'après Coulombe et al., 2013) et recouverts (B; d'après Coulombe 2012). .66

Figure 2.18 : Configuration des cellules expérimentales de la mine Nanisivik (MEND 2004a)...72

Figure 3.1: (A) Tamisage manuel et (B) homogénéisation des échantillons. 80

Figure 3.2 : Masse volumique sèche (kg/m3) en fonction de la teneur en eau gravimétrique (%) des fractions 0 – 50 et 0 – 20 mm des stériles de Meadowbank.....86

Figure 3.3 : Distributions granulométriques types des matériaux.....87

Figure 3.4 : Distribution de la taille des grains des fractions 0 – 50 mm et 0 – 20 mm avant (état lâche) et après un effort Proctor modifié de compaction (état compacté). 88

Figure 3.5 : (A) Exemple de compaction et (B) de dégradation des stériles par le passage répété de l'équipement minier. 88

Figure 3.6 : Influence des cycles de gel-dégel sur la conductivité hydraulique saturée des stériles compactés. 98

Figure 3.7 : (A) Courbe de rétention d'eau et (B) fonction de perméabilité des résidus miniers. 101

Figure 3.8 : (A) Courbe de rétention d'eau et (B) fonction de perméabilité des stériles lâches. .101

Figure 3.9 : Extracteur à pression utilisé pour déterminer la courbe de rétention d'eau des stériles compactés. 103

Figure 3.10 : (A) Saturation des stériles compactés et (B) montage de l'extracteur à pression pour un essai de drainage.....104

Figure 3.11 : Exemple de résultat bruts obtenus pour l'échantillon SCCRE2 lors d'un essai de drainage sur les stériles compactés.....105

Figure 3.12 : (A) Courbes de rétention d'eau des stériles compactés exprimées en fonction de θ_w et (B) de S_r. 106

Figure 3.13 : Configuration, conditions frontières et initiales, paramètres de calcul et instrumentation des colonnes utilisées pour évaluer le D_e des stériles compactés. 109

Figure 3.14 : (A) Évolution de la concentration d'O_2 dans le temps des essais de diffusion d'oxygène et (B) comparaison des D_e modélisés avec le modèle de Aachib et al., (2004). 112

Figure 3.15 : Stériles fortement compactés et saturés retrouvés à la base de la couche de stériles lors des essais de diffusion de l'oxygène 1 et 2. 113

Figure 3.16 : (A) Schéma du moule et de l'instrumentation de l'essai de consommation de l'oxygène; (B) mise en place de l'échantillon et (C, D et E) montage du moule pour essai. 115

Figure 3.17 : (A) Résultats bruts des essais de consommation de l'oxygène et (B) évolution du taux de réaction avec la saturation. 117

Figure 3.18 : (A) Résultats bruts des essais de consommation de l'oxygène sélectionnés et (B) diminution du taux de réaction avec la température. 118

Figure 4.1: NPAG waste rocks' dry thermal conductivity as a function of porosity and best-fit curve to experimental data. 136

Figure 4.2: Calibrated Côté and Konrad (2005a, 2009) model for unfrozen materials. 138

Figure 4.3: Calibrated Côté and Konrad (2005a, 2009) model for frozen materials. 138

Figure 5.1: Schematic representation of the thermal regime within an insulation cover (adapted from Andersland and Ladanyi, 2004). 144

Figure 5.2: (A) Oxygen consumption test setup, (B and C) insulated, temperature-controlled thermal bath. 148

Figure 5.3: Design and instrumentation of the two experimental insulation covers. 150

Figure 5.4: (A) Trench reaching the frozen tailings; (B) holes showing numerous ice lenses; (C, D, and E) installation of the OCT setups and probe trees; (F and G) placement of the sensors during cover construction; (H) data loggers; and (I) final cover profiles. 152

Figure 5.5: (A) Influence of temperature on the temporal evolution of the O_2 concentrations measured during three selected oxygen consumption tests, and (B) determination of T_{target} based on the dependency of K_r on temperature. 155

Figure 5.6: Daily precipitation and daily average air and ground surface temperatures measured for the 2 and 4-m covers over the monitoring period. 158

Figure 5.7: Monthly average temperatures with respect to elevation from the tailings-cover interface; measured at St-1 for the 2-m (left) and 4-m covers (right). 160

Figure 5.8: Trumpet curves (based on a 6-h monitoring interval) measured at St-1 for the 2-m (left) and 4-m (right) covers in 2015, 2016, 2017, and 2018. 161

Figure 5.9: Evolution of moisture conditions at elevations 0.50 and 0.05 m in (A) 2014, (B) 2015, (C) 2016, (D) 2017 and (E) 2018. 164

Figure 5.10: Idealized representation of saturation conditions and frozen thermal conductivity with respect to depth. 165

Figure 5.11: Evolution of temperature at the tailings-cover interface ($T_{interface}$) and θ_u at the -0.05 m elevation for the 2 and 4-m cover configurations. 168

Figure 5.12: Oxygen fluxes consumed by uncovered and covered tailings as a function of temperature. 169

Figure 6.1: Schematic representation of an ICCBE. 185

Figure 6.2: Large pressure extractor designed to determine the compacted waste rocks' water retention curve. 189

Figure 6.3: Oxygen diffusion test setup. 190

Figure 6.4: Design of the ICCBE field experimental cell. 191

Figure 6.5: (A) Temporary insulation cover and capillary break layer shaping, (B and C) probe tree setup, (D and E) field installation methods, (F and G) construction and compaction of the MRL, (H) cover construction, and (I) final cover profile. 193

Figure 6.6: Range of GSDs for the 0 – 50 mm fraction of the waste rocks before and after compaction, and typical GSD of the raw waste rocks and tailings. 195

Figure 6.7: Experimental, fitted, and predicted water retention curves obtained for the loose and compacted waste rocks (WR) and the tailings. 196

Figure 6.8: (A) Measured and modeled oxygen concentrations over time, and (B) associated D_e values compared to the Aachib et al. (2004) model for all tests. 198

Figure 6.9: Evolution of the air temperature and precipitation over the monitored period. 199

Figure 6.10: Evolution of internal temperatures measured in the ICCBE cell at St-1. 200

Figure 6.11: Rainfall and average unfrozen volumetric water contents measured at selected elevations. 201

Figure 6.12: Evolution of $T_{interface}$ and the number of days above T_{target}. 203

Figure 6.13: Evolution of $T_{interface}$ and S_r during the period when $T_{interface}$ exceeded T_{target} in 2016 and 2018. 204

Figure 6.14: Oxygen fluxes related to the oxidation of sulfide minerals ($F_{O_2T_j}$) and diffusive oxygen flux at the base of the MRL ($F_{s,L,j}$) calculated for (A) low-reactivity tailings and (B) high-reactivity tailings, and associated mechanisms controlling the oxidation of sulfide minerals. 209

Figure 7.1 : Evolution of UCS and *E* values with freeze-thaw cycles. 236

Figure 7.2 : Evolution of UCS and E values with wet-dry cycles. 237

Figure 7.3 : NPAG waste rock heterogeneity and associated UCS / E. 238

Figure 7.4 : Grain-size distributions of the degraded unconfined NPAG waste rock aggregates. 241

Figure 7.5 : Evolution of cover materials' temperature with time at different depths in a 4.00 m NPAG waste rock insulation cover placed over Meadowbank's tailings storage facility. ..243

Figure 8.1 : Sommaire de l'approche de détermination des paramètres de modélisation. 264

Figure 8.2 : Comparaison des profils de températures moyennes obtenues aux stations St-1, St-2 et St-3 des cellules expérimentales de recouvrement isolant de 2 et 4 m pour les mois de mars, juin, septembre et décembre disponibles. 265

Figure 8.3 : Courbes de gel (A) et fonctions de conductivité thermique en fonction de la température (B) utilisées pour les résidus et les stériles miniers. 267

Figure 8.4 : Comparaison des courbes de gel des résidus miniers mesurées sur le terrain avec celle utilisée pour les modélisations numériques. 268

Figure 8.5 : Comparaisons entre les températures moyennes mensuelles mesurées et modélisées pour les mois de février, mai, août et novembre pour les recouvrements isolants de 2 et 4 m. 269

Figure 8.6 : Paramètres de calcul et valeurs obtenues pour les facteurs de modification de la température de l'air n_f (A) et n_t (B). 271

Figure 8.7 : Comparaison de la température de l'air mesurée avec la fonction sinusoïdale pour toute la période de suivi. 272

Figure 8.8 : Températures de la surface du sol estimées à partir de la fonction de la température de l'air et les facteurs de modifications pour le recouvrement isolant de 4 m durant la période ciblée par les modélisations numériques. 273

Figure 8.9 : Comparaison des températures moyennes observées entre 2014 et 2018 avec les températures moyennes observées entre 1997 et 2004 ainsi que les températures maximales et minimales de la base de donnée 50 ans. 275

Figure 8.10 : Températures internes mesurées et modélisées à partir de la fonction de température de l'air aux élévations 0,50 et 3,00 m. 275

Figure 8.11 : Conditions thermiques et hydrogéologiques du sol estimées sous la section nord du parc à résidus miniers de Meadowbank (tiré de AEM 2009) et position approximative des cellules expérimentales de terrain (recouvrements isolants et CIEBC). 277

Figure 8.12 : Modèle conceptuel (A) et conditions initiales (B) de température utilisées pour les modélisations de base. 280

Figure 8.13 : Approche de modélisation du comportement thermique à long terme de recouvrements isolants de 2 et 4 m. 282

Figure 8.14 : Condition frontière de température de l'air qui augmente de 0,06 °C / an durant 100 ans 283

Figure 8.15 : Conditions initiales utilisées pour évaluer le comportement thermique des recouvrements suite aux opérations. 284

Figure 8.16 : Courbes trompettes des recouvrements isolants de 2 et 4 m à l'équilibre avec les conditions climatiques actuelles (LT1) et effets de (A) l'augmentation de la température de l'air (LT2), (B) des conditions thermiques post-opérations (LT3), et (C) combiné de l'augmentation de la température de l'air et des conditions thermiques post-opérations (LT4) sur le profil thermique à l'an 100. 285

Figure 8.17 : Évolution de la température au milieu de la couche de résidus miniers dans le temps lorsque les conditions post-opérations sont considérés sans (cas LT3) et avec (cas LT4) une augmentation de la température de l'air (C.C.). 286

Figure 8.18 : Évolution de la température à l'interface résidus-recouvrement dans le temps lorsque les conditions post-opérations et une augmentation de la température de l'air de 0,06 °C/an sont considérés. 288

Figure 8.19 : Profondeurs de dégel modélisées en fonction de l'épaisseur des recouvrements à l'année 100. 293

Figure 8.20 : Approche de conception des recouvrements isolants. 300

Figure B.1 : DRX résidus miniers 361

Figure B.2 : DRX résidus miniers. 362

Figure B.3 : DRX stériles NPAG. 363

Figure B.4 : DRX stériles NPAG. 364

Figure B.5 : DRX stériles NPAG fraction 0 – 20 mm. 365

Figure B.6 : DRX stériles NPAG fraction 19 – 50 mm. 366

Figure B.7 : DRX stériles NPAG fraction 0,71 – 4,25 mm. 367

Figure B.8 : DRX stériles NPAG fraction fine. 368

Figure B.9 : DRX stériles NPAG fraction 0 – 1,25 mm. 369

Figure B.10 : DRX stériles NPAG fraction 1,25 – 5,00 mm. 370

Figure B.11 : DRX stériles NPAG intact. 371

Figure B.12 : DRX stériles NPAG intact. 372

Figure B.13 : DRX stériles NPAG. 373

Figure C.1 : Conception de l'extracteur pression © Rossit (2019). 374

Figure C.2 : Coupes détaillées de l'extracteur pression © Rossit (2019). 375

Figure C.3 : Montage qui utilise des sondes de pression Endress Hauser pour valider que la pression appliquée est aussi mesurée à l'intérieur de l'échantillon (essai préliminaire sur des résidus miniers).....376

Figure C.4 : Correspondance entre la pression appliquée et la pression mesurée à l'intérieure de l'échantillon (essais préliminaire sur résidus miniers). 377

Figure D.1 : Calibrage des sondes Endress Hauser utilisées pour valider que la pression appliquée dans la chambre de l'extracteur pression est mesurées dans les échantillons. 378

Figure D.2 : Courbe de calibrage des sondes 5TM dans les résidus miniers. 378

Figure D.3 : Courbe de calibrage des sondes GS3 dans les stériles lâches. 379

Figure D.4 : Courbe de calibrage des sondes GS3 dans les stériles compactés utilisés au laboratoire et sur le terrain. 379

Figure D.5 : Droite de calibrage des sondes Apogee. 380

Figure E.1 : Interprétation des essais de consommation de l'oxygène à différentes saturations. 381

Figure E.2 : Interprétation des essais de consommation de l'oxygène à différentes températures. 382

Figure E.3 : Essais de consommation de l'oxygène à différentes températures non quantifiés. .383

Figure F.1 : Localisation approximative des cellules expérimentales de terrain et des stations utilisées pour évaluer la réactivité des résidus miniers non-recouverts sur le parc à résidus minier nord de Meadowbank.....384

Figure F.2 : Photos du recouvrement temporaire et des excavations réalisées pour atteindre les résidus miners et pouvoir installer les arbres à sonde. 385

Figure F.3 : Installation des sondes sur les arbres à sonde avant l'installation sur le terrain.....386

Figure F.4 : Installation de l'instrumentation requise pour installer les essais de concommation d'oxygène sous les recouvrements isolants. 387

Figure F.5 : Installation des arbres à sonde et des essais de consommation d'oxygène dans les résidus miniers, remblai de la tranchée, construction du recouvrement et profil final. 388

Figure F.6 : Cellules expérimentales de terrain durant l'hiver et l'été. 389

Figure F.7 : Présence d'eau du côté est (A et B) et sud (C) des cellules expérimentales de terrain jusqu'à une élévation approximative de 0,5 m au-dessus de la surface des résidus miniers et accumulation d'eau sur le terrain naturel à proximité des cellules. 390

Figure F.8 : Accumulation de neige différentielle entre les cellules de 2 et 4 m au début de l'hiver (octobre; A et B) et épaisseur de neige près des stations de mesure du recouvrement de 2 m au mois de février (C et D). 391

Figure F.9 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 1 du recouvrement de 2 m. 392

Figure F.10 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 2 du recouvrement de 2 m. 392

Figure F.11 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 3 du recouvrement de 2 m. 393

Figure F.12 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 1 du recouvrement de 4 m. 393

Figure F.13 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 2 du recouvrement de 4 m. 394

Figure F.14 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 3 du recouvrement de 4 m. 394

Figure F.15 : Teneur en eau volumique non gelées mesurées sous le recouvrement de 4 m pendant la période de monitoring (à St-1). 395

Figure G.1 : Photos du recouvrement temporaire (A), de la construction de la couche de bris capillaire (B et C) et excavation de la couche de bris capillaire pour l'installation des stations de mesure (D). 396

Figure G.2 : Photos de l'installation des sondes GS3 (A), 5TM (B) et RT-1 (C) sur les arbres à sondes. Enregistreur de données EM50 et boitier protecteur (D). 397

Figure G.3 : Excavation des résidus miniers gelés (A) qui montrent des lentilles de glace de 3 à 5 cm d'épaisseur (B). Installation des arbres à sondes (C et D) et des essais de consommation d'oxygène (C et E) dans les résidus miniers. 398

Figure G.3 : Photos des méthodes de compaction de la couche de rétention d'eau.....399

Figure G.4 : Des mesures de la densité des matériaux de la couche de rétention d'eau ont été faites à trois endroits (A et B). La couche de protection a été installée (C) et les enregistreurs ont été démarrés (D).....400

Figure G.5 : Les pentes et le chemin d'accès ont été sécurisés (A et B) pour obtenir le profil final de la CIEBC (C et D). 401

Figure G.6 : Travaux d'excavation de la couche de rétention d'eau (A) faits pour mesurer la densité *in situ* des stériles compactés. Dessus de la couche de rétention d'eau (B) et interface entre les couches de protection et de rétention d'humidité (C et D). Texture des stériles compactés (D et E). 402

Figure G.7 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 2 de la CIEBC.....403

Figure G.8 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 3 de la CIEBC.....403

Figure G.9 : Comparaison des températures mesurées par les sondes RT-1 aux élévations 0.05 et 1.25 m pour les stations 1, 2 et 3 de la CIEBC. 404

Figure G.10 : Comparaison des profondeurs de dégel des recouvrements isolants de 2 et de 4 m et de la CIEBC avec des valeurs types suggérées par MEND (1996, 2004). Étant donné les conditions de saturation, les profondeurs de dégel des recouvrements 2 m (isolant et CIEBC) sont plus près des valeurs pour les résidus miniers saturés tandis que le recouvrement isolant de 4 m est plus près des valeurs suggérées pour les stériles miniers non saturés. 404

Figure I.1 : Conditions limites utilisées pour le calibrage des propriétés thermiques des recouvrements de 2 et 4 m.....410

Figure I.2 : (A) Conditions initiales et (B) configuration et conditions frontières des modélisations numériques pour le calibrage des propriétés thermiques des matériaux. 410

Figure I.3 : Comparaison de la température de la surface du sol mesurée avec celle calculée à partir de la température de l'air et les facteurs de modifications *n* pour le recouvrement isolant de 4 m. 411

Figure I.4 : Modèle conceptuel pour analyse préliminaire de l'influence de la température du sol à la profondeur d'amplitude annuelle zéro (TAAZ). 411

Figure I.5 : Courbe trompette (A) et température à l'interface résidus – recouvrement (B) modélisées pour un recouvrement de 4 m placé sur un sol à des températures à la profondeur d'amplitude annuelle zéro (TAAZ) entre -3,0 et -9,0 °C et à l'équilibre avec les conditions climatiques actuelles. 412

Figure I.6 : (A) Conditions initiales et température à l'équilibre le premier janvier ainsi que (B) profil de température à l'équilibre du sol avec les conditions climatiques actuelles. 412

Figure I.7 : Courbes trompettes des recouvrements de 2 et 4 m après 100 ans en conditions climatiques actuelles. 413

Figure I.8 : Température à l'interface résidus-recouvrement sur une période de 100 ans en conditions climatiques actuelles. 413

Figure I.9 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2, 4, 6 et 8 m avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans. 414

Figure I.10 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour le recouvrement isolant de 2 et CIEBC avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans. 415

Figure I.11 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2 m à différentes S_r avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans. 416

Figure I.12 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 4 m à différentes S_r avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans. 417

Figure I.13 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2 m de différentes λ avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.....418

Figure I.14 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 4 m de différentes λ avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.....419

Figure I.15 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus à différentes *n* modélisées pour un recouvrement de 2 m avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.....420

Figure I.16 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu de 5 et 30 m de résidus modélisées pour un recouvrement de 2 m avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans. 421

Figure I.17 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2 et 4 m avec une augmentation de T_{air} de 6 et 8 °C sur 100 ans.....422

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	*Aire*
A_{air}	Amplitude de la fonction de la température de l'air
AEM	Agnico Eagle Mines Ltd.
AEV	Air entry value ou valeur d'entrée d'air
AMD	Acid mine drainage
ASTM	American society for testing and materials
C	Concentration d'oxygène
C_a	Capacité thermique volumique de l'air
C_c	Capacité de stockage de chaleur ou coefficient de courbure
C_i	Capacité thermique volumique de la glace
C_{Qa}	Concentration d'oxygène dans l'air
C_{Ow}	Concentration d'oxygène dans l'eau
C_u	Coefficient d'uniformité
C_s	Capacité thermique volumique des solides
C_w	Capacité thermique volumique de l'eau
C_T	Capacité thermique volumique
C_0	Concentration d'oxygène à la surface
C_1	Facteur de forme du modèle de Taylor (1948) et Budhu (2011)
$C(\psi)$	Paramètre d'équilibre thermodynamique de Fredlund and Xing (1994)
CBC	Couche de bris capillaire
CCBE	Cover with capillary barrier effects
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire

CIEBC	Couverture isolante avec effets de barrière capillaire
C(I)EBC	CEBC et CIEBC
CP	Couche de protection
CRE	Couche de rétention d'eau
D	Diamètre des particules
d	Diamètre des particules
D_a^0	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air
D_e	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène
D_h	Diamètre équivalent des grains
D_i^0	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans la glace
D_w^0	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau
D_x	Diamètre au %p/p passant *x* sur la courbe granulométrique cumulative
D^*	Coefficient de diffusion global de l'oxygène
DDL	Down dip limit
DMA	Drainage minier acide
DRX	Diffraction des rayons-x
E	Module de Young
e	Indice des vides
E_a	Énergie d'activation
F_j	Flux d'oxygène journalier
$F_{oxygène}$	Flux d'oxygène
$F_{O_2 total}$	Flux de consommation d'oxygène annuel
$F_{O_2 r}$	Flux de consommation d'oxygène à la température de référence

$F_{O_2T_j}$	Flux de consommation d'oxygène à la température T_j
F_r	Flux d'oxygène de référence
F_{s0}	Flux d'oxygène à la surface des résidus miniers en régime permanant
$F_{s,L}$	Flux d'oxygène à travers une couche de rétention d'eau en régime permanant
$F_{s,L,j}$	Flux d'oxygène à travers une couche de rétention d'eau au jours j
$F_{s,L\ total}$	Flux d'oxygène à travers une couche de rétention d'eau annuel
g	Accélération gravitationnelle
G_s	Specific gravity
GSD	Grain size distribution
H	Constante de Henry
h_{co}	Remontée capillaire équivalente
h_u	Charge hydraulique non gelée
h_w	Charge hydraulique
HFM	Heat flux meter
I_p	Indice de plasticité
I_{af}	Indice de gel de l'air
I_{at}	Indice de dégel de l'air
I_{sf}	Indice de gel de la surface du sol
I_{st}	Indice de dégel de la surface du sol
ICCBE	Insulation cover with capillary barrier effects
IPCC	Panel intergouvernemental sur les changements climatiques
IRME	Institut de Recherche en Mines et en Environnement
ISRM	International society for rock mechanics

K_r^*	Taux de réactivité global
K_r	Taux de réactivité effectif
K_{r1}	Taux de réaction à la température T_1
K_{r2}	Taux de réaction à la température T_2
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée
k_w	Conductivité hydraulique non saturée
k_{wr}	Perméabilité relative à l'eau
L	Épaisseur de la couche de rétention d'eau
L_f	Chaleur latente de fusion
m	Paramètre de distribution des grains
m_{vm}	Constante d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) – Mualem (1976)
MAAT	Mean annual air temperature
NEDEM	Programme canadien de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement
n_f	Facteur de modification en phase de gel ou porosité à l'état gelé
n_u	Porosité à l'état non gelé
n_t	Facteur de modification en phase de dégel
n_{vm}	Constante d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) – Mualem (1976)
NP	Needle probe
NPAG	Non potentially acid-generating ou non-potentiellement générateur d'acidité
OCT	Oxygen consumption test
OS	Objectif spécifique
PA	Potentiel d'acidification
PAG	Potentially acid-generating ou potentiellement générateur d'acidité

PN	Potentiel de neutralisation
PNN	Potentiel net de neutralisation
Q	Flux total de chaleur
q	Flux spécifique de chaleur
q_w	Débit spécifique d'eau liquide
q_u	Débit spécifique d'eau non gelée
R	Constante universelle des gaz parfaits
RCP	Representative concentration pathways
S_a	Saturation due aux forces d'adhésion
S_c	Saturation due aux forces capillaires
S_r	Saturation
S_{rf}	Saturation gelée
S_{ru}	Saturation non gelée
S_s	Surface spécifique
T	Température
t	Temps
T_{air}	Température de l'air
T_{cible}	Température cible à l'interface résidus – recouvrement
T_f	Température de gel de l'eau
T_j	Température au jour j
T_K	Température en Kelvin
T_{max}	Température maximale
T_{min}	Température minimale

T_r	Température de référence
T_{target}	Target temperature at the tailings – cover interface
$t^*_{1/2}$	Demi-vie de dégradation
TMAA	Température moyenne annuelle de l'air
TSF	Tailings storage facility
UCS	Unconfined compressive strength
USCS	Unified soil classification system
V	Volume
VB	Valeur au bleu
α	facteur de forme des particules
α_{vm}	Paramètre du modèle de van Genuchten (1980) – Mualem (1976)
β	Paramètre empirique du modèle de Côté et Konrad (2009) lié aux effets de structure
γ_w	Poids volumique de l'eau
w	Teneur en eau gravimétrique
z	Distance le long de l'axe z
θ_a	Teneur en air volumique
θ_{eq}	Teneur en eau volumique équivalente
θ_i	Teneur en glace volumique
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation
θ_u	Teneur en eau volumique non-gelée
θ_w	Teneur en eau volumique
κ	Paramètre empirique du modèle de Côté et Konrad (2005a, 2009)

κ_{2P}	Paramètre empirique du modèle de Côté et Konrad (2009) lié aux effets de structure
λ	Conductivité thermique
λ_a	Conductivité thermique de l'air
λ_{dry}	Conductivité thermique des matériaux secs
λ_f	Conductivité thermique à l'état gelé
λ_i	Conductivité thermique de la glace
λ_s	Conductivité thermique des particules solides
λ_{sat}	Conductivité thermique des matériaux secs
$\lambda_{(sr)}$	Fonction de conductivité thermique
λ_u	Conductivité thermique à l'état non gelé
λ_w	Conductivité thermique de l'eau
λ_x	Conductivité thermique selon l'axe *x*
λ_y	Conductivité thermique selon l'axe *y*
λ_{2P}	Conductivité thermique d'un milieu à deux phases
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau
ρ	Masse volumique
ρ_d	Masse volumique du sol sec
ρ_i	Masse volumique de la glace
ρ_s	Masse volumique des grains
ρ_u	Masse volumique de l'eau non gelée
σ	Écart-type
ϕ :	Paramètre d'ajustement de la phase de la température de l'air
ψ	Succion

ψ_a	Valeur d'entrée d'air
ψ_r	Succion résiduelle

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Résultats des analyses ICP-AES 359

Annexe B Résultats des analyses DRX 361

Annexe C Dessins technique de l'extracteur pression et validation des pressions appliquées ... 374

Annexe D Courbes de calibrage des sondes de pression, teneur en eau et d'oxygène 378

Annexe E Interprétation des résultats des essais de consommation d'oxygène 381

Annexe F Compléments sur la construction et les résultats des cellules expérimentales de terrain de Recouvrements isolants 384

Annexe G Compléments sur la construction et les résultats de la cellule expérimentale de terrain CIEBC 396

Annexe H Sommaire des résultats des essais de durabilité 405

Annexe I Résultats complémentaires issus des modélisations numériques 410

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

L'industrie minière canadienne est un acteur important dans le développement économique des régions nordiques du Canada (MAC 2017) et de d'autres régions ailleurs dans le monde incluant l'Alaska, le nord des pays scandinaves, le Groenland et le nord de la Russie (Glomsrød et al. 2006; 2017). Proportionnellement, l'industrie minière canadienne est le premier employeur privé en importance dans l'embauche de personnel des premières nations (MAC 2017). La carte de la distribution des mines de métaux actives canadiennes (en date de 2018; voir Figure 1.1A) montre qu'une proportion considérable des activités minières sont conduites dans nos hautes latitudes (> *circum* 60 °N). De plus, la carte des 100 principaux projets d'exploration en importance (en date de 2018; voir Figure 1.1B) indique que beaucoup de travaux d'exploration sont actuellement en cours dans le nord. D'ailleurs, l'ICMM (2012) a qualifié le nord du Canada comme étant nouvelle frontière de l'industrie minière de demain. Ces dernières informations laissent entrevoir que l'avenir minier du Nord est prometteur et que plus en plus de projets miniers devrait voir le jour dans ces régions.

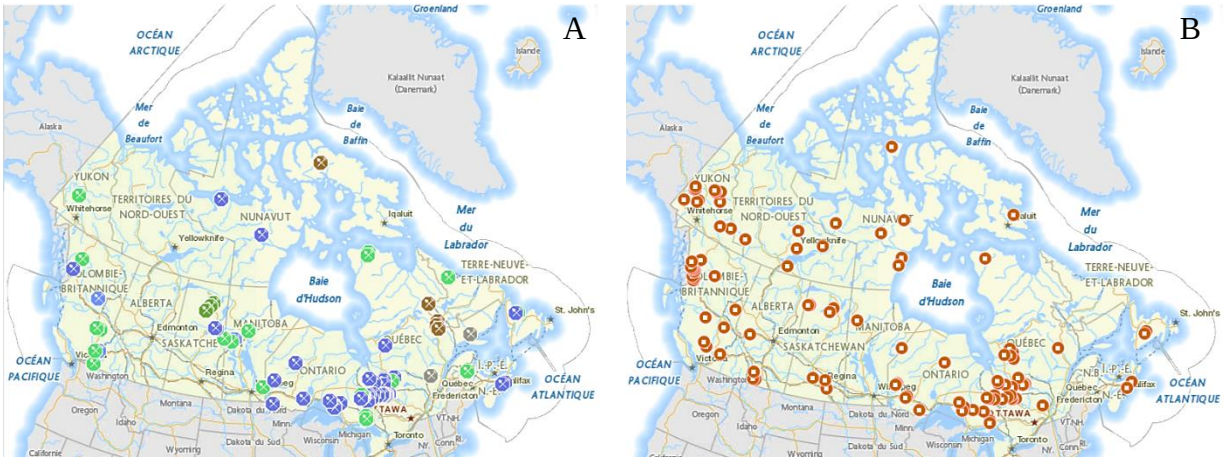


Figure 1.1 : Distribution des mines de métaux actives (A) et des 100 principaux projets d'exploration en importance (B) en 2018 (RNCanada 2018)

1.1 Pergélisol et implications en restauration minière

Pour les hautes latitudes, l'attribut géomorphologique le plus important qui caractérise le régime thermique des sols est la présence de pergélisol. Par définition, le pergélisol est un sol (incluant sol minéral, roc, glace et matière organique) qui observe une température égale ou inférieure à 0 °C pour au moins deux années consécutives (Van Everdingen 1998). Ainsi, le pergélisol est défini strictement sur un critère de température qui est indépendant de la présence d'eau et de son état (Van Everdingen 1998; Dobinski 2006, 2011; French 2007). Ceci implique que l'eau interstitielle dans le pergélisol peut-être soit gelée, non gelée ou partiellement gelé, laissant place à plusieurs processus thermo-hydriques d'importance. La Figure 1.2 présente un modèle thermophysique représentant les caractéristiques et termes reliés au pergélisol et aux environnements périglaciaux. L'isotherme 0 °C définit l'épaisseur du pergélisol qui est déterminée par la profondeur du front et de la table du pergélisol. La couche superficielle de sol qui est influencée par les cycles saisonniers de gel et de dégel est communément appelée couche active. La profondeur d'amplitude annuelle nulle est la profondeur à partir de laquelle aucune variation annuelle de température n'est observée (voir *depth of zero annual amplitude* dans Figure 1.2).

Plus de 50 % du sol canadien est constitué de pergélisol (Smith et al. 2010). Les régions où se retrouve du pergélisol sont caractérisées par des écoclimats allant de la forêt boréale dans le sud à la toundra dans le haut Arctique (Smith et al. 2010). Sa distribution peut être divisée en trois zones distinctes soit les zones de pergélisol continu, discontinu ou sporadique (French 2007; Smith et al. 2010). L'épaisseur du pergélisol est très variable, mais peut aller du mètre pour les régions plus au sud et près des masses d'eau et atteindre plus de 500m vers le nord et sur le continent (Smith and Burgess 1998; Fortier 2006).

1.2 Problématique environnementale du drainage minier acide et restauration minière en conditions froides

Les résidus et stériles miniers générés par les opérations minières doivent être entreposée en surface dans des parcs à résidus miniers et des haldes à stériles. Tout dépendamment de la composition minéralogique, il est possible que les résidus et/ou les stériles miniers contiennent suffisamment de sulfures pour qu'ils puissent générer du drainage minier acide (DMA). Le DMA est produit lorsque

les sulfures sont exposés à l'air et à l'eau et que les minéraux neutralisants contenus dans la roche ne peuvent pas contrebalancer la génération d'acidité (e.g. Sherlock et al. 1995; Blowes et al. 2014; Lindsay et al. 2015; Nordstrom et al. 2015). Ces eaux de drainage sont caractérisées par un pH faible, des concentrations élevées en métaux (Fe, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, etc.), en sulfates et en solides dissous (e.g. Lindsay et al. 2015; Nordstrom et al. 2015).

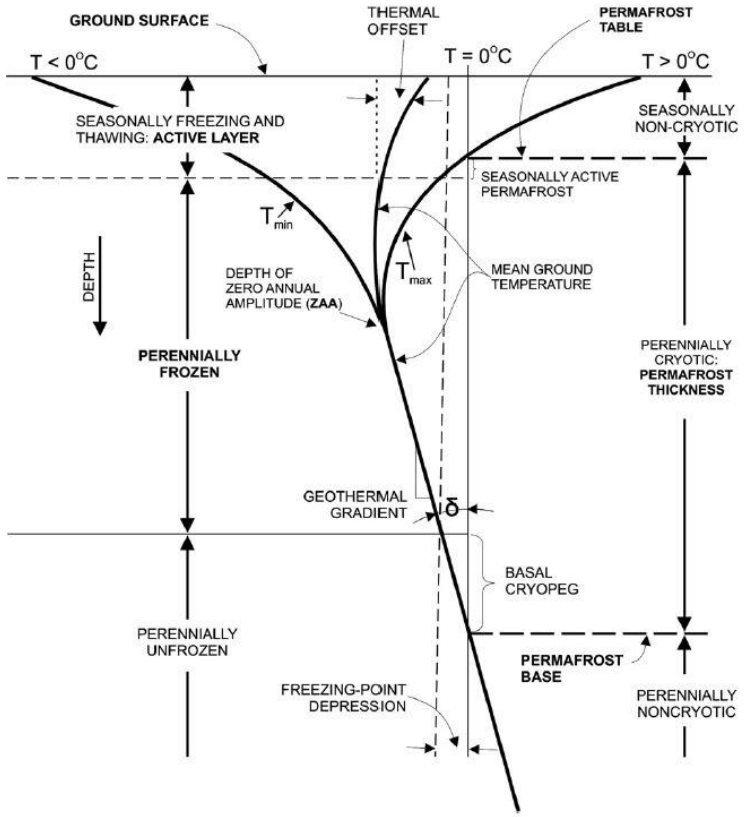


Figure 1.2 : Modèle thermophysique du pergélisol (tiré de Dobinski 2011)

Il est d'ailleurs bien reconnu que le DMA est le principal défi environnemental relié à l'exploitation des ressources minérales (e.g. Bussière and Aubertin 1999; Bussière and Haley 2010). Pour cette raison, plusieurs méthodes de prévention et de contrôle de la production de DMA par les parcs à résidus miniers sont disponibles. Ces techniques visent principalement à contrôler les conditions nécessaires à la génération de DMA ou à limiter le transport des produits de réaction dans le milieu récepteur (e.g. Aubertin et al. 2002a, 2015; MEND 2004b, 2012). Depuis la fin des années 80, les recouvrements en eau et les recouvrements d'ingénierie en sol ont beaucoup été étudiés pour des applications en climat tempéré, notamment dans le cadre d'études portées par le Programme

canadien de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier (e.g. MEND 1989, 1993a, 1994, 1996b, 1997, 2001b, 2002; Aubertin et al. 1995). Pour ces conditions climatiques, les recouvrements développés visent principalement à inhiber la production de DMA en limitant la disponibilité de l'oxygène et/ou l'infiltration d'eau. L'entreposage des résidus miniers sous un recouvrement en eau s'est avéré efficace pour limiter la disponibilité de l'oxygène, mais, due à ses difficultés techniques (brassage de l'eau, stabilité géotechnique, etc.) et à certaines limitations législatives (prohibition de déposer dans les lacs et cours d'eau), cette technique tend à être de moins en moins utilisée. Les systèmes de recouvrement faits de matériaux granulaires sont parmi les tendances actuelles puisqu'une fois en place, ils nécessitent beaucoup moins de surveillance et de suivi géotechnique à long terme. Les recouvrements d'ingénierie en matériaux granulaires sont des systèmes qui varient en complexité d'un recouvrement monocouche (simple) à des systèmes multicouches (plus complexes) composés de différents matériaux (matériaux naturels, matériaux concassés, résidus non réactifs, matériaux qui consomment l'oxygène, géosynthétiques ou géocomposites) aux propriétés hydrogéologiques distinctes (e.g. Aubertin et al. 1995, 2002a, 2015; MEND 2004b). Un recouvrement en sol a pour objectifs de contrôler l'érosion et la propagation des poussières, d'empêcher la production de DMA, de limiter le transport de contaminants et de fournir un milieu favorable à la végétation. Ils peuvent aussi remplir d'autres fonctions telles que contrôler le ruissellement et le drainage, stabiliser les surfaces, rétablir l'esthétique du site et faciliter l'utilisation du terrain (Aubertin and Chapuis 1991; Aubertin et al. 2002a)

Les réactions d'oxydation chimique, bactériologique et électrochimique conduisant à l'acidification des eaux de drainage et les réactions de neutralisation ne seront pas abordées en détails puisqu'elles sont bien connues (le lecteur intéressé peut se référer aux ouvrages de Kwong 1993; Evangelou and Zhang 1995; Sherlock et al. 1995; Keith et al. 2000; Nordstrom 2000; Rimstidt and Vaughan 2003; Abraitis et al. 2004; Lindsay et al. 2015 ou Nordstrom et al. 2015). Toutefois, la génération de DMA par les rejets miniers contenus dans les structures d'entreposage situées en conditions froides comporte certaines particularités : l'oxydation des sulfures est généralement diminuée par les basses températures et la présence de pergélisol. Les basses températures réduisent les cinétiques des réactions d'oxydation géochimiques et biochimiques des sulfures tandis que la présence de pergélisol favorise le gel, qui réduit le transport des contaminants (MEND 1996a; Elberling et al. 2000; Elberling 2005). Même si la présence de conditions froides

contribue à limiter la génération de DMA, des évidences d'oxydation des sulfures contenus dans des rejets miniers sont observées pour plusieurs sites miniers situés dans l'Arctique (e.g. MEND 1996a; Elberling 1998; Elberling et al. 2000; Godwaldt 2001; Meldrum et al. 2001; Coulombe 2012). Dans ces conditions climatiques, le DMA est principalement généré dans la couche active du pergélisol créé dans les rejets miniers lors de la saison estivale, lorsque les températures sont les plus élevées (MEND 1996a; Elberling 2001). Le dégel saisonnier de la couche active permet la fonte de la glace, l'oxydation des sulfures, la libération des métaux et leur transport dans l'environnement (Elberling 2001). Dans certains cas, une portion importante de la production annuelle totale de DMA pourrait être produite durant l'hiver (et pour des températures <0ºC) et atteindre des proportions représentant près de 40% (Elberling 2001).

Par conséquent, des méthodes de restauration doivent aussi être appliquées dans les régions froides pour remettre les sites miniers dans un état satisfaisant. La restauration des sites miniers situés en conditions froides a commencé à susciter l'intérêt de la communauté scientifique vers le milieu des années 90 (MEND 1993b, 1996a) et les efforts se sont intensifiés du début des années 2000 (Godwaldt 2001; Kyhn and Elberling 2001; Meldrum et al. 2001; MEND 2004a) jusqu'à aujourd'hui (e.g. MEND 2009, 2010a; 2012; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2012, 2013; Chi et al. 2013; Neuner et al. 2013; Pham et al. 2013; Smith et al. 2013a, b, c; Boulanger-Martel 2015; Boulanger-Martel et al. 2016). Pour les régions nordiques, plusieurs types de recouvrements miniers ont été utilisés dans les plans de fermeture de sites miniers. Ces approches de restauration comprennent notamment des barrières à l'oxygène (recouvrement en eau, recouvrement à nappe phréatique surélevée), à l'infiltration d'eau (recouvrement de faible conductivité hydraulique et recouvrement évapo-transpirant) et thermiques (recouvrement isolant) (e.g. MEND 2004a, 2009, 2010a). Un sommaire des approches de restauration actuellement utilisées en conditions nordiques est présenté au Tableau 1.1. Le Tableau 1.1 indique que la plupart des approches de restauration actuellement utilisées en conditions nordiques n'ont pas toutes été nécessairement conçues avec une perspective d'application en région froide et que les effets des conditions climatiques spécifiques à ces régions sur les performances des systèmes de recouvrement n'ont pas forcément été évaluées.

À ce jour, l'approche de restauration des parcs à résidus miniers situés en région de pergélisol continu la plus documentée est le recouvrement isolant (e.g. MEND 1996a, 2004a; Kyhn and

Elberling 2001; Meldrum et al. 2001; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2012). Cette technique (barrière thermique) vise à encapsuler les résidus réactifs sous une couche de matériaux granulaires qui permet à la fois de contrôler la température des résidus miniers pour limiter leur réactivité et de favoriser le gel pour limiter le transport des contaminants. Toutefois, certaines incertitudes reliées à l'évolution des performances thermiques de cette méthode à long terme (e.g. MEND 2009, 2011; Gouvernement of Nunavut 2012) poussent le développement de nouvelles approches de restauration qui vise à contrôler plus d'un mécanisme responsable de la génération du DMA (e.g. Elberling 2005; Boulanger-Martel et al. 2016; Lessard et al. 2018). Puisque de plus en plus de compagnies minières exploitent les ressources naturelles du nord, il devient nécessaire d'ajuster la conception des modes de restauration afin d'améliorer leur robustesse à long terme et de prévenir la contamination des écosystèmes fragiles du nord.

Tableau 1.1 : Approches de restauration des parcs à résidus miniers actuellement utilisées en conditions nordiques.

Type de recouvrement	Mécanisme de contrôle	Climat type	Exemples d'applications nordiques au Canada
En eau	Flux d'O_2	Tempéré	Polaris (NU), Cullaton Lake (NU) (MEND 2012)
Nappe phréatique surélevée	Flux d'O_2	Tempéré	Lupin (T.N.-O.) (MEND 2004a)
Faible conductivité hydraulique	Infiltration d'eau	Tous	Discovery (T.N.-O.), Port Radium (T.N.-O.), Venus (YN) (MEND 2009)
Évapo-transpirant	Infiltration d'eau	Aride / semiaride	Giant (T.N.-O.) (MEND 2009)
Isolant	Température	Nordique	Rankin Inlet (NU), Nanisivik (NU) (Kyhn and Elberling 2001; Meldrum et al. 2001)

Depuis, quelques méthodes de restauration additionnelles adaptées aux conditions froides de l'arctique ont été développées pour utiliser à profit les attributs des régions nordiques tels que (e.g. MEND 2012):

- des basses températures sont observées sur une période prolongée, ce qui favorise la pénétration du gel et un régime de pergélisol;

- les précipitations sont faibles et souvent sous forme de neige;
- une bonne partie de l'eau de précipitation est relâchée à la fonte de la neige sur une courte période;
- une haute évapotranspiration est observée durant l'été;
- le coefficient de ruissellement est élevé au printemps dû à la présence de pergélisol.

Ces approches comprennent le recouvrement avec bris capillaire de diversion saisonnière (Barbour et al. 2011), la couverture isolante avec effets de barrière capillaire (CIEBC; Boulanger-Martel, 2015; Boulanger-Martel et al., 2015, 2016) et les recouvrements hybrides pour lesquelles la température et l'infiltration d'eau sont à la fois contrôlées (MEND 2012). Ces approches n'ont toutefois pas encore été testées à grande échelle, mais sont considérées comme ayant un bon potentiel d'application.

À la lumière de ces informations, il est clair que le recouvrement isolant est la seule approche de restauration appliquée à grande échelle qui a été développée spécifiquement pour des conditions nordiques. La revue des approches potentielles indique que la CIEBC pourrait s'avérer prometteuse puisqu'elle permettrait de contrôler à la fois la température des résidus miniers et les flux d'oxygène traversant le recouvrement. Le concept de CIEBC représente l'application d'un système de couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) en milieu nordique (Boulanger-Martel 2015; Boulanger-Martel et al. 2016). En climat tempéré, les CEBC se sont avérés efficaces à limiter les flux d'oxygène et contrôler la génération de DMA provenant de résidus miniers réactifs (e.g. Aubertin et al. 1999, 2002b; Dagenais et al. 2002, 2005; Bussière et al. 2003b, 2004, 2006, 2007; Dagenais et al. 2005).

1.3 Contexte minier et restauration à Meadowbank

Dans le Nord canadien, plusieurs mines en opération font face à des défis reliés à la restauration des parcs à résidus miniers potentiellement générateurs de DMA. C'est notamment le cas du site minier de Meadowbank (propriété de *Agnico Eagle Mines Ltd*. [AEM]) qui est situé dans la région du Kivialliq au Nunavut (65ºN 96ºW) à environ 300 km à l'ouest de la baie d'Hudson et à 70 km au nord de la communauté de Baker Lake (Figure 1.3). Au site minier, les conditions climatiques

sont caractérisées par un écoclimat aride de bas arctique avec des températures variant typiquement entre 5 et -40 °C en hiver (octobre à mai) et entre -5 et 25 °C en été (juin à septembre). Les données climatiques historiques montrent une température moyenne de l'air de –11.1 °C et des précipitations qui atteignent 259 mm (neige et pluie combinée) (AEM 2018a; O'Kane 2015). De par sa localisation géographique, Meadowbank est située dans une zone de pergélisol continu (Smith and Riseborough 2002; Smith et al. 2010) où la température moyenne du sol à (ou près de) la profondeur d'amplitude annuelle nulle varie entre -1.1 et -9.8 °C (Smith et al. 2013d). Les études géotechniques de base réalisées durant la phase de développement de Meadowbank ont indiqué que l'épaisseur du pergélisol est estimée entre 450 et 550 m, dépendamment de la proximité des lacs et que l'épaisseur de la couche active varie de 1,3 m aux endroits où le mort terrain est de faible épaisseur à plus de 4,0 m près des lacs (Cumberland Ressources Ltd. 2005). La topographie aux alentours de Meadowbank est généralement plate avec des reliefs variant entre 10 et 60 m.



Figure 1.3: Localisation de la mine Meadowbank (AEM 2015).

La mine Meadowbank est opérée depuis 2010 et est constituée des mines à ciel ouvert *Portage, Goose, Vault, Phase*r et *BB Phaser* (AEM 2018b). Le concentrateur de Meadowbank a une capacité de traitement de 11 000 t/jours et génère des résidus miniers potentiellement générateurs de DMA qui sont entreposés sous forme de pulpe dans un parc à résidus miniers. Le parc à résidus miniers de Meadowbank est délimité par une série de digues qui ont été construites autour et à travers le bassin d'un lac dénoyé (bras nord-ouest du deuxième lac Portage). Le parc à résidus est divisé en deux cellules de déposition soit la cellule nord et la cellule sud. Dans les premières années d'opération, la déposition des résidus a été faite dans la cellule nord jusqu'à son profil final atteint en 2015. La déposition a débuté dans la cellule sud en 2014 et sera poursuivie jusqu'à la fin des

opérations à Meadowbank. La fin des opérations de Meadowbank était annoncée pour 2018. Toutefois, la durée de vie de Meadowbank a été prolongée afin de combler l'intervalle de temps entre la fin des opérations de Meadowbank et le démarrage de la production du gisement satellite d'Amaruq. Amaruq est situé à environ 50 km au nord-ouest de la mine Meadowbank et, à ce jour, Amaruq comprend l'exploitation à ciel ouvert du gisement *Whale Tail* et l'exploitation planifiée du gisement *IVR* (AEM 2018b). Les opérations satellites d'Amaruq sont reliées à Meadowbank via une route de 73 km qui sera utilisée pour acheminer le minerai d'Amaruq au concentrateur de Meadowbank pour traitement; 9 000 tonnes de minerai d'Amaruq par jour devraient être traitées au concentrateur. Afin d'augmenter la capacité de stockage du parc à résidus, AEM a procédé au rehaussement de digues à l'intérieur de la cellule nord en 2018 et étudie l'option de déposer ses résidus miniers à l'intérieur des ouvertures de *Portage* et *Goose* (AEM 2018b). Ces ajouts de capacité de stockage devraient fournir suffisamment de capacité de stockage pour accueillir les résidus des mines *Whale Tail* et *IVR*.

Durant les opérations, les stériles miniers sont ségrégés selon s'ils sont potentiellement générateurs de DMA (PAG) ou non (NPAG). Les stériles NPAG sont entreposés en surface afin d'être utilisés à titre de matériaux de construction et d'entretien associés aux ouvrages de transport et d'entreposage des rejets miniers. Les stériles NPAG sont générés en quantité suffisante pour qu'ils puissent être utilisés à titre de matériaux de recouvrement pour la restauration du parc à résidus et des haldes à stériles. À la fermeture du site, un recouvrement isolant d'un minimum de 2 m d'épaisseur fait des stériles NPAG sera placé sur les cellules nord et sud du parc à résidus miniers afin de contrôler la génération de DMA. Suite à la fin de la déposition dans la cellule nord, une restauration progressive de ce parc a été entreprise par la mise en place graduelle de 2 m stériles NPAG. Depuis, le parc nord a aussi été instrumenté de câbles à thermistances pour assurer le suivi du comportement thermique de l'ouvrage. L'utilisation de matériaux miniers NPAG dans la conception des recouvrements a pour objectifs de réduire la quantité de matériaux d'emprunt à produire en carrière, de valoriser les rejets miniers et de potentiellement réduire les coûts de construction.

1.4 Origine et objectifs du projet de recherche

La gestion des résidus miniers en cellule a fait que des études reliées à la restauration ont pu être entreprises dès l'été 2014 sur la cellule nord du parc à résidus. Les incertitudes quant à la performance des recouvrements isolants face aux changements climatiques poussent l'industrie minière à évaluer la robustesse de ces recouvrements. En ce sens, les performances de deux configurations de recouvrements isolants faits de stériles NPAG (épaisseur de 2 m et de 4 m) ont été étudiées par l'Institut de Recherche en Mines et Environnement (IRME) à Meadowbank (Figure 1.4). De plus, le potentiel d'une CIEBC faite de stériles grossiers NPAG lâches et de stériles fins NPAG compactés a aussi été étudié en parallèle. Ce dernier cas est étudié à Meadowbank afin d'évaluer l'efficacité du concept alternatif de CIEBC pour une application potentielle à des sites miniers situés dans des conditions climatiques similaires.

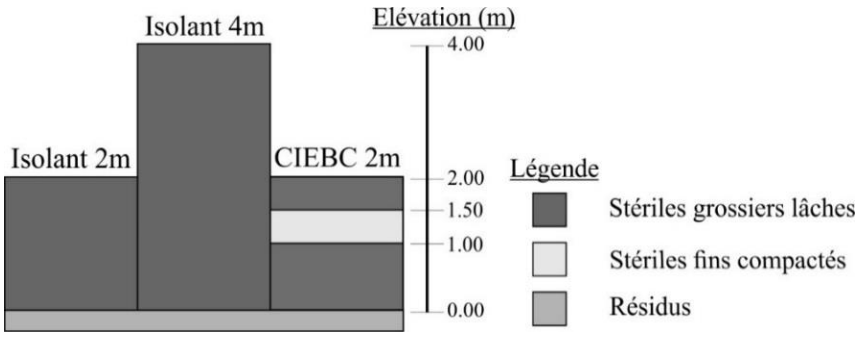


Figure 1.4: Configuration des recouvrements à l'étude.

Les stériles NPAG proviennent principalement d'une unité ultramafique (*soapstone*) qui, sur le terrain, indique une faible résistance à la compaction et au trafic d'équipement lourd. Pour cette raison, la compaction de la fraction fine du stérile NPAG pourrait permettre d'obtenir les propriétés adéquates pour la construction d'une couche de rétention d'eau (i.e. faible conductivité hydraulique saturée et forte capacités de rétention d'eau) dans un système de recouvrement de type CIEBC. Toutefois, puisque les stériles NPAG contiennent une forte teneur en chlorite et talc, cette lithologie soulève des préoccupations quant à sa stabilité physique à long terme et à sa durabilité face aux cycles de gel-dégel et mouillage-séchage dans le contexte d'une utilisation comme matériau de recouvrement minier.

L'objectif général de ce projet consiste à évaluer l'efficacité à court et long termes des différentes configurations de recouvrement construits à Meadowbank pour limiter l'oxydation des sulfures. La conception des systèmes de recouvrement est un processus itératif qui comprend plusieurs étapes allant de la caractérisation du site et des matériaux, en passant par l'analyse d'option à l'échelle de laboratoire et de terrain, à la prédiction des performances à long terme et en finissant par la construction, le suivi du comportement du recouvrement final et l'entretien post-construction (e.g. Aubertin et al. 2002a; Aubertin et al. 2015; MEND 2001a, 2004f, b, c, d, e, 2012; Yanful et al. 2006). Ainsi, ce projet de recherche utilise une stratégie de recherche qui contribue au développement des connaissances du site et à la caractérisation des matériaux et à l'évaluation et à la prédiction des performances des configurations de recouvrements construits à Meadowbanks à différentes échelles. Plus spécifiquement, ce projet de recherche se divise en cinq objectifs spécifiques (OS), soit :

OS1 : déterminer au laboratoire les principales caractéristiques physicochimiques, minéralogiques, géotechniques, hydrogéologiques et thermiques des matériaux de recouvrement et des résidus miniers;

OS2 : évaluer la performance de différentes configurations de recouvrement à partir de données obtenues au laboratoire et par le biais de cellules expérimentales de terrain;

OS3 : évaluer au laboratoire la durabilité des matériaux de recouvrement face aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage;

OS4 : analyser à l'aide d'outils numériques le comportement thermique des recouvrements isolants à long terme;

OS5 : développer une approche de conception généralisée des recouvrements isolants qui tient compte de l'ensemble des facteurs affectant leur performance.

Les conclusions de cette recherche serviront à développer des solutions de restauration applicables au cas de la mine Meadowbank et à d'autres sites miniers situés en conditions climatiques similaires.

1.5 Organisation de la thèse, contributions scientifiques et rôle de l'auteur

1.5.1 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. Ensuite, le corps de la thèse est constitué de deux chapitres rédigés en français (Chapitres 3 et 8), d'un article présenté à une conférence nationale (Chapitre 4) et de trois articles scientifiques soumis pour publication dans des revues avec comité de lecture (Chapitre 5, 6 et 7). Ces derniers chapitres sont rédigés en anglais.

Le chapitre 3 vise à présenter les méthodes et résultats de caractérisation des propriétés physicochimiques, minéralogiques, géotechniques et hydrogéologiques des matériaux de recouvrement et des résidus miniers. En plus de fournir les propriétés des matériaux, le potentiel des stériles lâches et compactés à pouvoir induire les effets de barrière capillaire requis pour la CIEBC est discuté dans ce chapitre. Ce chapitre donne aussi des détails sur les travaux détermination de la température critique d'entreposage des résidus miniers de Meadowbank et sur la capacité des stériles compactés à réduire les flux d'oxygène. Ce chapitre contribue à combler partiellement l'objectif spécifique 1 du projet de recherche.

Le chapitre 4 est constitué de l'article : Boulanger-Martel, V., Poirier, A., Côté, J. et Bussière, B. 2018. Thermal conductivity of Meadowbank's mine waste rocks and tailings. *71^{e} Conférence canadienne de géotechnique*, Edmonton, Alberta, Canada. Cet article présente les travaux de caractérisation des propriétés thermiques des matériaux qui ont été réalisés pour cette thèse. Les résultats présentés dans ce chapitre sont complémentaires au chapitre 3 et viennent compléter l'objectif spécifique 1.

Le chapitre 5 représente l'article : Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. 2019. Thermal behaviour and performance of two field experimental insulation covers to control sulfide oxidation at Meadowbank mine, Nunavut, soumis à la *Revue canadienne de géotechnique*, septembre 2019. Cet article présente un sommaire des travaux de caractérisation des propriétés des matériaux ainsi que des détails concernant la conception et la construction des deux cellules expérimentales de terrain avec recouvrements isolants. Dans ce chapitre, les résultats d'un suivi de 4,5 ans des

conditions thermiques et hydrogéologiques des cellules expérimentales sont aussi donnés. L'article présenté au chapitre 5 fournit aussi une analyse détaillée des processus de transferts de chaleur gouvernant les recouvrements isolants testés. Ultimement, la performance à limiter l'oxydation de sulfures des recouvrements isolants durant la période de suivi est analysée. Les résultats et conclusions issues du chapitre 5 visent à répondre partiellement à l'objectif spécifique 2 du projet de recherche.

Le chapitre 6 représente l'article : Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. 2019. Insulation covers with capillary barrier effects to control sulfide oxidation in the Arctic, soumis également à la *Revue canadienne de géotechnique*, octobre 2019. Cet article vise à évaluer la performance *in situ* de la CIEBC qui a été construite à Meadowbank. Un résumé des propriétés clés requises pour déterminer le potentiel des stériles compactés à titre de matériaux constituants d'une couche de rétention d'eau est d'abord donné. Ensuite, le comportement thermo-hydrique du recouvrement est discuté basé sur l'évolution des températures et teneurs en eau volumiques dans les résidus miniers et matériaux de recouvrement pendant les 3,5 années de suivi. Finalement, la performance globale du système à contrôler la température des résidus miniers et les flux d'oxygène est discutée. Les résultats et conclusions issues du chapitre 6 visent à compléter l'objectif spécifique 2 du projet de recherche.

Le chapitre 7 est l'article: Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. 2019. Resistance of a waste rock unit to freeze-thaw and wet-dry cycles : implications for use in a reclamation cover in the Canadian arctic. Soumis au *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* en juillet 2019. Cet article présente le développement de la méthodologie et les résultats de l'étude de la durabilité de l'unité de stériles NPAG face aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage qui a été réalisé. Ce chapitre vise à répondre à l'objectif spécifique 3.

Le chapitre 8 présente une discussion générale des résultats obtenus pour l'ensemble du projet de recherche. Les résultats obtenus par le suivi des cellules expérimentales de terrain sont d'abord utilisés pour élaborer un modèle numérique qui est utilisé pour évaluer le comportement et la performance à long terme des recouvrements isolants. Les modélisations numériques sont aussi utilisées pour évaluer les principaux paramètres qui influencent le comportement de ces recouvrements. Ensuite, l'ensemble des résultats obtenus (caractérisation au laboratoire, cellules

expérimentales de terrain et modélisations numériques) sont utilisés pour développer un cadre de conception générale des recouvrements isolants. Le chapitre 8 vient répondre aux objectifs spécifiques 4 et 5.

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.

Deux articles de conférence additionnels ont été rédigés, mais ne seront pas présentés dans la thèse. Ces articles sont disponibles publiquement et les références sont les suivantes :

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. 2017. Design, construction and preliminary results of an insulation cover with capillary barrier effects at Meadowbank mine, Nunavut. *70e Conférence canadienne de géotechnique*, Ottawa, Ontario, Canada.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. 2018. Évaluation de modes de restauration pour le parc à résidus minier de la mine Meadowbank. *Symposium sur les mines et l'environnement*, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

1.5.2 Contributions scientifiques

Les contributions scientifiques issues des travaux réalisés dans le cadre de cette étude sont majoritairement liées à la caractérisation des propriétés des stériles compactés, à l'évaluation du comportement et de la performance des recouvrements miniers implémentés dans l'Arctique, à l'évaluation de la durabilité des matériaux de recouvrements et à l'approche méthodologique de conception des recouvrements isolants (avec ou sans couche de rétention d'eau).

Un appareil permettant de mesurer la courbe de rétention d'eau de matériaux grossiers qui ont de fortes capacités de rétention d'eau a également été développé et testé avec les stériles compactés. De plus, des essais de diffusion de l'oxygène réalisés en colonne ont permis d'améliorer les connaissances des processus impliqués dans le mouvement de l'oxygène dans les matériaux grossiers compactés. Les travaux de caractérisation des propriétés thermiques des stériles ont permis de mesurer la conductivité thermique des matériaux sur différentes fractions (> 20 mm) et de tester les effets d'échelles et de structure sur la conductivité thermique. L'approche méthodologique qui a spécifiquement été développée pour ce projet a permis d'extrapoler les résultats de laboratoire à l'échelle de terrain avec confiance et pourrait être utilisée pour caractériser

des matériaux similaires. Un montage et une procédure expérimentale ont aussi été développés pour déterminer la dépendance de la réactivité des résidus miniers à la température. Cette approche a été utilisée pour déterminer la T_{cible} d'entreposage des résidus miniers de Meadowbank et pourra être utilisée dans le futur pour déterminer la T_{cible} d'autres résidus miniers entreposés dans l'Arctique.

Une contribution majeure de ce projet de recherche est l'approche qui a été utilisée pour évaluer la performance des recouvrements isolants. L'approche développée se base à la fois base sur la T_{cible} déterminée au laboratoire, des essais de consommations d'oxygène réalisés sur des résidus recouverts et non recouverts ainsi que sur le suivi du comportement thermique des recouvrements pour analyser la performance *in situ* des recouvrements isolants testés. Une relation réactivité – température a été développée et utilisée pour calculer les flux d'oxygène annuels totaux consommés par les résidus miniers recouverts en fonction de leur température. À la connaissance de l'auteur, une approche aussi complète n'a jamais été utilisée pour évaluer la performance des recouvrements isolants. Une autre contribution importante consiste d'avoir testé à l'échelle du terrain le concept de CIEBC. Ce concept avait été validé au laboratoire, mais jamais testé sur le terrain.

Les préoccupations soulevées par rapport à la stabilité physique et à la durabilité à long terme de l'unité de stérile NPAG ont amené à proposer un programme expérimental pour évaluer sa durabilité face aux cycles environnementaux. Cette approche originale n'avait jamais été appliquée à la restauration minière et pourra désormais être utilisée pour déterminer la durabilité des unités géologiques utilisées comme matériaux de recouvrement. Enfin, l'approche de conception généralisée des recouvrements isolants proposée fournit un cadre de conception utile à l'industrie minière pour le développement de scénarios de restaurations similaires en conditions nordiques.

1.5.3 Rôle de l'auteur

Des travaux ont donc été réalisés pour déterminer les propriétés des matériaux au laboratoire, déterminer certaines propriétés *in situ* des matériaux, suivre le comportement thermique et hydrogéologique de cellules expérimentales de terrain et analyser numériquement le comportement thermique des recouvrements isolants à long terme. Étant donné l'ampleur du projet, certaines

portions du travail présentées dans cette thèse ont été réalisées par différents stagiaires, techniciens et professionnels de recherche qui ont été impliqués dans les premières étapes du projet.

Les principales contributions des stagiaires au projet de recherche sont liées à caractérisation des propriétés de base des matériaux et à une aide fournie dans la construction des cellules expérimentales de terrain. Plus spécifiquement, Sabrina Lord (2013) a réalisé des travaux de caractérisation de certaines propriétés chimiques, physiques, minéralogiques et hydro-géotechniques des résidus miniers et des matériaux de recouvrement au laboratoire. Charles Batzenschlager (2014) a fourni un complément de caractérisation des propriétés chimiques et physiques des résidus miniers *in situ*, a participé à la construction des cellules expérimentales (recouvrements isolants) et a aussi réalisé une campagne de mesure de la réactivité des résidus miniers exposés sur le parc à résidus. Audrey Goulet (2015) a participé, avec l'auteur de cette thèse, à la construction de la cellule expérimentale de terrain CIEBC et a réalisé divers essais de caractérisation des propriétés hydro-géotechniques des stériles fins compactés au laboratoire et sur le terrain. Bien que certaines propriétés des matériaux et données de terrain aient été obtenues par les stagiaires, les différents résultats obtenus ont été utilisés à l'état brut et réinterprétés pour les fins de cette recherche.

La construction des cellules expérimentales de terrain a principalement été prise en charge par le personnel technique et professionnel de l'Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, en collaboration avec du personnel de la mine Meadowbank. Pour les cellules expérimentales de terrain de recouvrements isolants (2014), l'auteur a été impliqué au niveau de la conception des cellules avant la construction. En 2015, l'auteur a été impliqué dans la conception et la construction de la cellule expérimentale CIEBC. Par la suite, l'auteur a été en charge de réaliser des caractérisations complémentaires (et de validation) ainsi que de développer les essais de caractérisation avancée (e.g. courbe de rétention d'eau des stériles compactés, diffusion de l'oxygène dans les stériles compactés, réactivité des résidus miniers en fonction de la température et T_{cible}). L'auteur a été responsable du suivi du comportement des cellules expérimentales de terrain et de l'analyse de leur performance. L'auteur a aussi développé le programme expérimental utilisé pour déterminer la durabilité de l'unité de stériles NPAG, fait les analyses numériques utilisées pour décrire le comportement à long terme des recouvrements isolants et proposé un cadre de conception général des recouvrements isolants.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

L'objectif principal de cette revue de littérature projet consiste à établir le cadre théorique du projet de recherche qui vise à évaluer la performance à court et long terme de recouvrements isolants et d'une CIEBC construite dans l'Arctique. Ainsi, les principes à la base du fonctionnement des approches de restauration à l'étude sont d'abord présentés. Ensuite, les mécanismes et propriétés clés requis pour analyser le comportement hydrogéologique et thermique ainsi que le mouvement des gaz dans recouvrements isolants et les CIEBC sont discutés, après quoi les facteurs affectant la performance des recouvrements sont présentés. Par la suite, les outils d'auscultation disponibles pour évaluer la performance des recouvrements à l'étude sont donnés et des études de cas pertinents sont présentées. Finalement, les besoins en recherche par rapport aux recouvrements isolants et aux CIEBC sont mis en évidence.

2.1 Fonctionnement de base des approches de restauration à l'étude

2.1.1 Recouvrement isolant

2.1.1.1 Principe de fonctionnement

Comme il l'a été présenté brièvement en introduction, la réactivité des résidus miniers est limitée par la présence de faibles températures et de pergélisol. Les températures froides permettent de limiter les réactions biochimiques et géochimiques d'oxydation des minéraux sulfurés tandis que la présence de gel limite la migration des contaminants (MEND 1996a, 2009, 2010a, 2012; Elberling et al. 2000; Elberling 2005). Le recouvrement isolant tire avantage des conditions froides de l'Arctique pour intégrer les résidus miniers au pergélisol et contrôler leur température pour limiter l'oxydation des sulfures et limiter le transport des contaminants (MEND 1993b, 2004a). Cette approche de restauration adaptée pour l'Arctique est l'une des plus documentées (e.g., MEND, 1996, 2004; Kyhn and Elberling, 2001; Meldrum et al., 2001; Coulombe, 2012; Coulombe et al., 2012) et a été rapporté être efficace pour les sites miniers situés dans des régions pour lesquelles la température moyenne annuelle de l'air (TMAA) est inférieure à -7,5 °C et la

température du sol à la profondeur d'amplitude annuelle nulle est d'au plus -2 °C (MEND 2004a, 2009).

Le recouvrement isolant consiste essentiellement en une épaisseur (*z*; Figure 2.1) de matériaux non potentiellement générateurs d'acidité (NPAG) déposée par-dessus les résidus miniers réactifs (PAG). Dans la conception, *z* doit être suffisamment épaisse pour contenir la couche active du pergélisol et maintenir les résidus minier sous une température cible (T_{cible}; Figure 2.1) maximale à l'interface recouvrement-résidus; on considère qu'à cette température l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers devient négligeable. L'épaisseur du recouvrement doit être optimisée de manière à observer des températures sous T_{cible} en tout temps et à long terme. La T_{cible} est nécessairement inférieure à 0 °C, mais dépend principalement de la relation entre la réactivité des résidus miniers et la température (e.g. Meldrum 1998; Kyhn and Elberling 2001; Coulombe 2012).

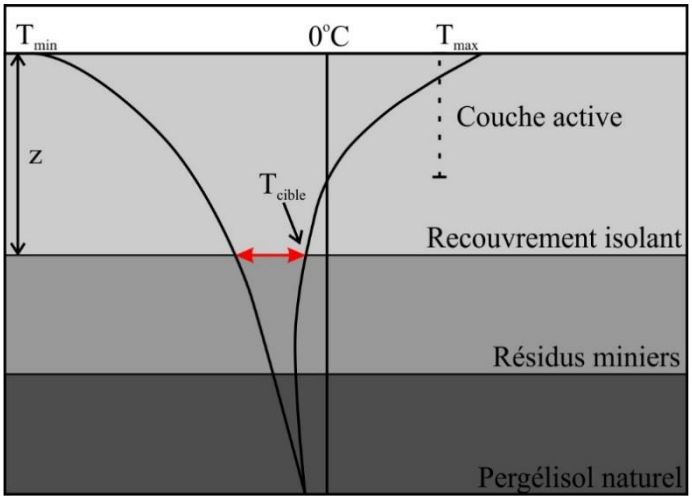


Figure 2.1 : Schématisation du fonctionnement d'un recouvrement isolant (Adapté de Andersland et Ladanyi 2004).

2.1.1.2 Réactivité des résidus miniers à différentes températures et température cible d'entreposage

Plusieurs auteurs ont tenté d'établir une T_{cible} d'entreposage des résidus miniers (Elberling et al. 1993; Meldrum 1998; Godwaldt 2001; Kyhn and Elberling 2001; Meldrum et al. 2001; Elberling 2005; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2012). Ces études, réalisées sur différents sites miniers,

ont montré que les résidus miniers peuvent être réactifs à des températures sous le point de congélation. Par exemple, Meldrum et al. (2001) ont observé au laboratoire l'oxydation des résidus miniers de la mine Rankin Inlet (NU) à une température de -2 °C. Cependant, aucune indication d'oxydation n'était présente à -10 °C malgré la présence d'eau non gelée. Elberling (2001) présente des résultats d'essais de consommation d'oxygène réalisés sur le terrain et en laboratoire sur des résidus miniers de la mine Nanisivik (NU) bien drainés. Ces résultats suggèrent que l'oxydation de résidus miniers est contrôlée par la température; des consommations d'oxygène atteignant 44 mol/m^2/an ont été mesurées pour des températures entre -1 et -3 °C tandis qu'aucune mesure de réactivité ne sont observées sous -4 °C. Les taux de réactivité mesurés en hiver représentent environ 25% de ceux mesurés en été. Pour ce même site, Elberling (2005) a mesuré des traces d'oxydation jusqu'à une température de -11 °C. L'oxydation à ces températures a été principalement attribuée à la présence de bactéries qui agiraient en présence d'eau non gelée et à une faible teneur en eau initiale des résidus miniers qui procure une bonne disponibilité de l'oxygène. En conditions de gel, une forte teneur en eau permet d'emprisonner une certaine portion du gaz interstitiel dans la glace (Elberling and Brandt 2003) et permet de réduire la disponibilité de l'oxygène dans les résidus miniers (Elberling 2005). Finalement, l'étude de Coulombe (2012) réalisée sur les résidus miniers de mine Raglan (QC) montre une consommation d'oxygène entre 0 et 22 moles/m^2/an pour des températures entre -2 et -6 °C. Pour les températures entre -2 et 0,5 °C, des consommations situées entre 4 et 312 moles/m^2/an sont plutôt mesurées. Dans ce cas, pour garantir une consommation inférieure à 10 moles/m^2/an, une température inférieure à -7,3 °C doit être atteinte. Les flux inférieurs à 10 moles/m^2/an ont été observés pour des teneurs en eau non gelée inférieures à 0,09 m^2/m^2 (Coulombe et al. 2013). Ces résultats montrent qu'il n'y a pas de valeur unique de température cible d'entreposage des résidus miniers, mais plutôt que la température où la réactivité des résidus miniers est négligeable doit être déterminée spécifiquement pour chaque site minier.

2.1.1.3 Configuration type

Dans la littérature, quelques configurations de recouvrements proposés et construits sont disponibles (MEND 2009). Il s'avère qu'un recouvrement isolant peut être composé d'une seule couche ou de plusieurs couches superposées de matériel. De manière générale, il est recommandé d'utiliser des matériaux fins puisqu'ils favorisent la saturation et produisent une meilleure isolation

par unité d'épaisseur (MEND 1993b, 2009). À son tour, la saturation élevée des matériaux de recouvrements peut agir dans le contrôle des flux d'oxygène (MEND 1993b, 2004a). Cependant, en régions nordiques, il est possible qu'aucune une source de matériaux fins ne soit disponible près du site de construction. Alors, une épaisseur plus importante de matériaux plus grossiers tels que des sables et graviers (e.g. Kyhn and Elberling 2001; MEND 2004a), des matériaux grossiers produits en carrière (e.g. Coulombe 2012) et des stériles miniers (Awoh et al. 2016) pourrait être requise. Le choix final en termes de matériaux de recouvrement est principalement basé sur l'accessibilité des matériaux ainsi que sur leurs propriétés thermiques et hydrogéologiques respectives.

2.1.2 Couverture isolante avec effets de barrière capillaire

2.1.2.1 Principe de fonctionnement et configuration type des CIEBC

En climat tempéré, les CEBC se sont avérées une approche efficace pour la restauration des parcs à résidus miniers générateurs de DMA (e.g. Aubertin et al. 1999, 2002b; Dagenais et al. 2002, 2005; Bussière et al. 2003b, 2004, 2006, 2007; Dagenais 2005;). Cette approche de restauration s'appuie sur la superposition de plusieurs couches de matériaux de granulométrie et de propriétés hydrogéologiques distinctes pour limiter la migration de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Une barrière à l'oxygène est créée lorsqu'un matériau de granulométrie fine est pris en «sandwich» entre deux couches de granulométrie plus grossière. Grâce aux effets de barrière capillaire créés à l'interface entre les couches grossières et la couche de granulométrie fine (appelée couche de rétention d'eau), un haut degré de saturation est favorisé dans la couche de rétention d'eau. Des saturations (S_r) supérieures à 85 – 90% permettent de contrôler la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs et ainsi limiter la génération de DMA (e.g. Collin and Rasmuson 1988; Nicholson et al. 1989; Yanful 1993; Aubertin et al. 1997, 1999; Bussière et al. 2003a, 2004, 2006, 2007). Typiquement, le recouvrement CEBC est composé d'au moins trois couches dont (Aubertin et al. 2002a, 2015):

- une couche de protection (CP; Figure 2.2) qui permet de faciliter l'écoulement de l'eau à la surface et réduire le gradient hydraulique de la couche de rétention d'eau sous-jacente. Cette couche aide aussi à limiter les remontées capillaires provenant de la couche de rétention

d'eau et permet de contrôler l'évaporation. Cette couche est habituellement d'une épaisseur de l'ordre de 30 à 60 cm et est composée de matériaux grossiers.

- une couche de rétention d'eau (CRE; Figure2.2) qui représente la principale barrière hydrogéologique entre l'atmosphère est les résidus miniers recouverts. Cette couche est typiquement construite de matériaux fins d'une épaisseur de 50 à 100 cm. Le matériau choisi doit avoir une bonne capacité de rétention d'eau, un faible k_{sat} et doit être résistant aux cycles de gel-dégel.
- une couche de bris capillaire (CBC; Figure 2.2) à la base qui favorise un haut degré de saturation de la couche de rétention d'eau par l'introduction d'effets de barrière capillaire. Cette couche doit aussi permettre d'empêcher la remontée capillaire du lixiviat contaminé provenant des résidus miniers recouverts. Cette couche est constituée d'au moins 30 cm de matériaux grossiers. Cet horizon doit aussi avoir de bonnes propriétés géomécaniques afin de permettre la circulation de l'équipement lourd lors de la construction du recouvrement.

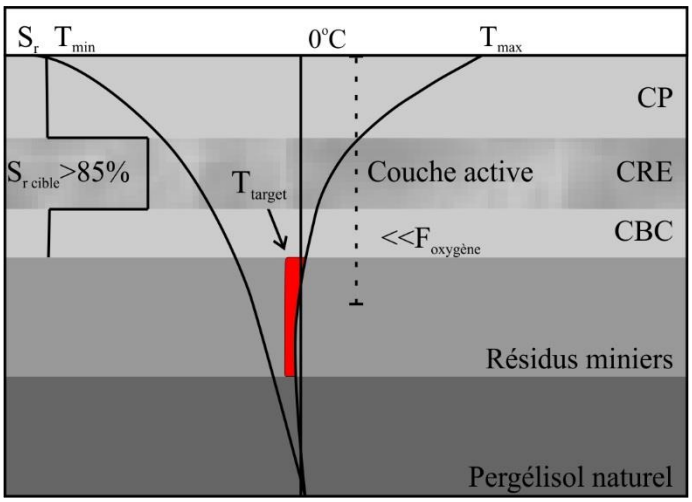


Figure 2.2 : Schématisation du principe d'une CIEBC à trois couches faite d'un bris capillaire (CBC), d'une couche de rétention d'eau (CRE) et d'une couche de protection (CP).

En climat nordique, l'application d'une CEBC combinée avec une composante d'isolation thermique est une option prometteuse pour la restauration de parcs à résidus miniers (Boulanger-Martel 2015; Boulanger-Martel et al. 2016; Lessard et al. 2018). Les propriétés isolantes du recouvrement permettraient de réduire la période où les résidus miniers sont au-dessus de la

température cible de réactivité et, dans un cas où cette température serait excédée, la couche de rétention d'eau permettrait de réduire le flux d'oxygène disponible aux réactions d'oxydation. Cette approche innovatrice, schématisée à la Figure 2.2, pourrait permettre contrôler toute l'année la réactivité des résidus miniers en contrôlant à la fois la température des résidus miniers et les flux d'oxygène ($F_{oxygène}$; Figure 2.2).

2.1.2.2 Effets de barrière capillaire

Tel que mentionné précédemment, les effets de barrière capillaire sont utilisés dans les CEBC et CIEBC (C(I)EBC) pour favoriser la rétention de l'humidité dans une couche (e.g. Rasmuson and Eriksson 1986; Nicholson et al. 1989; Morel-Seytoux 1992; Bussière et al. 2007). Les effets de barrière capillaire sont un concept important à la conception des CIEBC et la compréhension des mécanismes hydrogéologiques reliés à ce principe est primordiale. Une barrière capillaire est créée lorsque le matériau fin (la couche de rétention d'eau) est déposé au-dessus des matériaux plus grossiers (la couche de bris capillaire). Les effets de barrière capillaire sont créés par le contraste entre les propriétés hydrogéologiques du matériau grossier et celles du matériau fin. Ces différences en termes de propriétés hydrogéologiques sont représentées par les courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité des matériaux grossiers (représenté par un sable; Figure 2.3) et fins (représenté par un silt; Figure 2.3). Les fonctions de perméabilité montrent qu'à saturation, la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) du matériau grossier est nettement plus élevée que le matériau fin. Lorsqu'une phase de drainage est initiée (augmentation de la succion) et que la valeur d'entrée d'air (AEV ou ψ_a) du matériau grossier est dépassée, la capacité du matériau grossier à conduire l'eau devient rapidement inférieure à celle du matériau fin. La capacité du matériau grossier à conduire l'eau diminue drastiquement jusqu'à l'atteinte des conditions résiduelles représentées par la succion (ψ_r) et le teneur en eau volumique résiduelle (θ_r). Dans ces conditions de succion, l'AEV du matériau fin n'est toujours pas atteint (le matériau fin est très près de la saturation) et l'écoulement vertical entre le matériau fin et grossier est nettement limité par la faible capacité à conduire l'eau du matériau grossier. Ces conditions caractérisent les effets de barrière capillaire qui permettent de contrôler la succion à l'interface entre les couches de matériaux grossiers et fin et de favoriser la rétention d'eau dans la couche de rétention d'eau.

Typiquement, des effets de barrière capillaire importants sont créés lorsque l'AEV du matériau fin est plus grand que le ψ_r du matériau fin et que la différence en termes de k_{sat} entre le matériau fin et le matériau grossier est de plus de 3 ordres de grandeur (e.g. Aubertin et al. 1995, 2015, 2016). Toutefois, il est convenu que plus le contraste de propriétés entre les deux couches est grand, plus les transferts d'humidité seront limités (Morel-Seytoux 1992). De nombreux travaux de laboratoire et de terrain ont permis de valider le fonctionnement de ce principe hydrogéologique (e.g. Rasmuson and Eriksson 1986; Aubertin et al. 1995; Bussière 1999; Khire et al. 1999, 2000; Yanful et al. 1999, 2003; Lundgren 2001; Bussière et al. 2003a; Kämpf et al. 2003; Maqsoud et al. 2010; Boulanger-Martel et al. 2016).

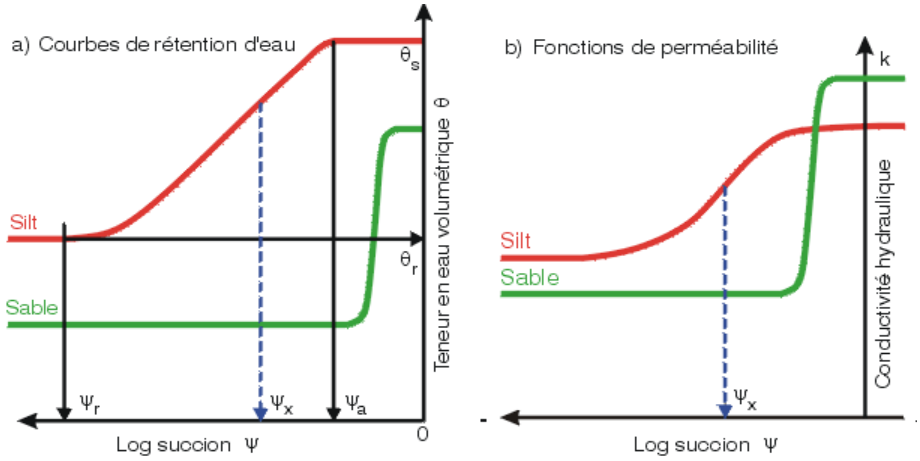


Figure 2.3 : Principe hydrogéologique à la base des effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin et al. 2002a)

2.1.2.3 Effet de la pente et capacité de déviation de l'eau des C(I)EBC

La géométrie du recouvrement est un facteur qui peut avoir une influence majeure sur la performance hydrogéologique du système en place (e.g. Ross 1990; Stormont 1996; Bussière 1999; Aubertin et al. 2007, 2009; Bussière et al. 2003a, b; Kämpf et al. 2003; Maqsoud et al. 2010;). Les CEBC sont habituellement construites avec une légère pente (1° – 3°) mais peuvent aussi recouvrir des digues et des pentes qui peuvent avoir des inclinaisons de plus de 20° ou des haldes à stériles de plus de 35° (Aubertin et al. 2015). Des résultats d'essais de laboratoire (e.g. Bussière 1999; Bussière et al. 2002a, 2003a; Kämpf et al. 2003; Tami et al. 2004), de terrain (e.g. Bussière 1999; Bussière et al. 2003a, 2006; Kelln et al. 2008; Maqsoud et al. 2010; Knidiri et al. 2016) et de

modélisations numériques (e.g. Bussière 1999; Bussière et al. 2003a; Tami et al. 2004; Aubertin et al. 2009) réalisés sur des CEBC et autres structures inclinées ont démontré que l'inclinaison et la longueur de la pente ont un effet significatif sur la distribution de l'eau. Ces études indiquent que la distribution de l'eau n'est pas uniforme le long de la pente et il peut devenir difficile de conserver la saturation de la couche de rétention d'eau pour toute la longueur de la pente. Une augmentation de la succion est généralement observée avec la distance le long de la pente ascendante (de la base vers le sommet), ce qui peut causer une désaturation progressive de la couche de rétention d'eau vers le sommet du recouvrement. Puisque les CEBC se basent sur le haut degré de saturation de la couche de rétention d'eau (et le D_e correspondant) pour limiter la migration de l'oxygène, la performance de ce type de recouvrement peut donc être significativement affectée par les effets géométriques. Cet effet est plus prononcé en haut de pentes (Bussière 1999; Bussière et al. 2003a, 2006; Maqsoud et al. 2010). Règle générale, plus l'angle d'inclinaison est élevé, plus les matériaux tendent à observer une désaturation importante pour une distance égale de la base de la pente. Ceci implique aussi qu'une pente plus longue peut provoquer une désaturation plus importante. L'installation de bris de succion dans la pente où une construction en palier (Bussière 1999; Aubertin et al. 1999, 2015) peut permettre de limiter la désaturation de la couche de rétention d'eau. Les bris de succion favorisent l'accumulation d'eau à certains endroits critiques de la pente pour réduire la succion près de zéro et «réinitialiser» la désaturation de la pente (Maqsoud et al. 2010). Bussière et al. (2003a) présentent une équation empirique (valide pour certaines conditions) pour estimer le D_e moyen de la couche de rétention d'eau de CEBC en pentes à partir des propriétés de rétention d'eau du matériau du bris capillaire et de la couche de rétention d'eau ainsi que de l'angle de la pente et du temps de drainage. À la phase de conception, l'utilisation d'outils numériques permet d'établir l'ampleur des effets de pente et de définir la nécessité d'incorporer des méthodes de contrôle de la succion ou non dans les structures en pente.

De par ses capacités de rétention d'eau, la CEBC permet aussi de limiter l'infiltration d'eau. Ce principe est d'ailleurs à l'origine des recouvrements de type *store-and-release* ou *store-divert-release* pour le contrôle des infiltrations (Stormont 1996; Aubertin et al. 2009; Bossé 2014; Bossé et al. 2015; Knidiri et al. 2016). Ainsi, les CEBC ont une certaine capacité à limiter l'infiltration d'eau qui est importante en haut de pente et qui diminue graduellement vers le bas de pente jusqu'à un point critique appelé point *DDL* (*Down Dip Limit*) (Ross 1990; Bussière 1999). La couche de

rétention d'eau a la possibilité de contenir l'eau d'infiltration jusqu'à ce que la pression exercée sur la couche de bris capillaire (matériaux grossiers) dépasse la valeur d'entrée d'eau de celle-ci et que les effets de barrière capillaire disparaissent (Morris and Stormont 1997; Aubertin et al. 2006, 2009; Cifuentes et al. 2006; Rahardjo et al. 2012). La limite *DDL* s'est avérée correspondre à la région où les effets de barrière capillaire se dissipent plutôt qu'à un point spécifique le long de la pente du recouvrement (Bussière 1999). La longueur de déviation représente la distance entre le point le plus haut et le point *DDL*. La longueur de déviation est influencée entre autres par les précipitations qui peuvent diminuer la longueur effective de la barrière capillaire et provoquer un déplacement du point *DDL* vers le haut de la pente (Zhan et al. 2014; Knidiri et al. 2016). La longueur de déviation peut être estimée par des solutions analytiques (Ross 1990; Steenhuis et al. 1991; Morel-Seytoux 1992;) mais devrait être obtenue par modélisation numérique (Bussière 1999; Aubertin et al. 2009).

La présence d'une barrière capillaire gelée et saturée devrait permettre de dévier latéralement l'eau de fonte de la neige et prévenir l'infiltration d'eau vers les résidus miniers réactifs (ou stériles miniers). Ce principe est d'ailleurs à la base de l'approche du recouvrement avec bris capillaire de diversion saisonnière par le gel (*seasonnally frozen capillary break cover*) développée par Barbour et al. (2011). Étant donné qu'une bonne portion de l'eau d'infiltration est générée à la fonte de la neige et les faibles taux d'infiltration dans les sols gelés, cet atout des CIEBC pourrait être favorable à la restauration, notamment des structures inclinées.

2.1.2.4 Configuration type et matériaux utilisés

Une multitude de matériaux peuvent être utilisés pour la construction des différentes couches des C(I)EBC. Les trois principales classes de matériaux pouvant être utilisés pour la construction de C(I)EBC sont les matériaux d'origine naturelle, d'origine minière et les matériaux composites (e.g. mélange sol-bentonite). Des exemples fonctionnels de la littérature ont démontré que les matériaux naturels et certains matériaux miniers non problématiques peuvent être utilisés pour construire des CEBC efficaces à long terme (e.g. Dagenais 2005; Dagenais et al. 2005; Bussière et al. 2006, 2009). Des matériaux granulaires naturels tels que des sables et des graviers peuvent être utilisés pour la construction de la couche de bris capillaire (et couche de protection). Il a aussi été démontré par le biais d'études de laboratoire que des stériles miniers NPAG ou faiblement réactifs pourraient aussi

être utilisés avec succès comme matériaux de bris capillaire (Pabst 2011; Kalonji-Kabambi 2014; Larochelle et al. 2019). Les matériaux de couches de rétention d'humidité peuvent être des matériaux fins naturels (idéalement silteux pour éviter les effets néfastes des cycles de gel-dégel) (Aubertin et al. 1993, 1995; Dagenais et al. 2005; Bussière et al. 2007, 2009) ou des résidus miniers NAPG (Aubertin et al. 1997; Bussière et al. 2004, 2006; Kalonji-Kabambi 2014). La désulfuration environnementale est une avenue intéressante qui peut permettre d'obtenir un matériau fin non réactif utilisable en restauration (Bussière et al. 2002b; Bois et al. 2005; Benzaazoua et al. 2008; Lessard 2018; Lessard et al. 2018). Pour ce qui est des mélanges sol-bentonite, ils pourraient s'avérer une option intéressante de matériaux de couche de rétention d'eau, surtout lorsque peu de matériaux fins sont disponibles près du site de construction (Boulanger-Martel et al. 2014; Boulanger-Martel 2015).

Puisque les C(I)EBC sont basés sur un principe hydrogéologique produit par le contraste des propriétés des matériaux (particulièrement entre le bris capillaire et la couche de rétention d'eau), le choix de matériaux aux propriétés adéquates est primordial. Les matériaux utilisés doivent avoir les propriétés hydrogéologiques nécessaires au fonctionnement du système, une compatibilité qui permet d'éviter l'érosion interne et la migration des fines et une résistance aux cycles climatiques (gel-dégel, mouillage-séchage, chocs thermiques, etc.). De plus, l'utilisation de matériaux disponibles à proximité du site de construction permet de limiter les coûts liés à l'exploitation et au transport des matériaux. En conditions nordiques, cette considération peut être d'impact majeur puisqu'il peut être difficile d'avoir accès à des matériaux fins. Dans un tel contexte, il peut s'avérer avantageux de réutiliser des matériaux issus des opérations minières lorsque des matériaux non générateurs de DMA sont disponibles.

2.2 Mécanismes et propriétés clés liés à l'analyse du comportement et de la performance des recouvrements miniers à l'étude

L'ajout d'un recouvrement isolant ou d'une CIEBC sur des résidus miniers réactifs vient affecter les régimes thermiques et hydrogéologiques de manière à limiter la génération de DMA. Tel qu'il l'est indiqué à la Figure 2.4, plusieurs facteurs différents sont responsables du comportement et de la performance des recouvrements isolants. Ce qui fait que ces recouvrements sont des systèmes

complexes qui requièrent l'analyse des mouvements de l'eau et des gaz ainsi que des transferts de chaleur pour évaluer leur performance. Dans le cas particulier des recouvrements construits dans l'Arctique, la présence du gel complexifie significativement l'analyse de la distribution et des conditions d'écoulement de l'eau ainsi que du transport la phase gazeuse (i.e. oxygène). D'autant plus que la présence de glace et de changements de phase a une influence significative sur les transferts thermiques. Selon le type de sol, une quantité significative d'eau interstitielle liquide peut être présente à des valeurs sous le point de congélation de l'eau (e.g. Williams 1964; Dillon and Andersland 1966; Konrad and Morgenstern 1980; Williams and Smith 1991; Spaans and Baker 1996). Les rapports volumiques d'eau gelée et non gelée dans le milieu poreux affectent directement les conditions et propriétés thermiques et hydrauliques du milieu ainsi que sa capacité à transporter les gaz. Dans l'évaluation du comportement et de la performance des recouvrements isolants et des CIEBC, ce sont ces conditions hydrogéologiques, thermiques et pneumatiques qui dictent l'efficacité des systèmes. Par conséquent, il est primordial d'avoir une bonne compréhension des principaux mécanismes et propriétés à la base du transfert et de la distribution de l'eau, des transferts de chaleur et du mouvement des gaz qui gouvernent le comportement thermo-hydrique de ces recouvrements miniers. Dans ce sens, cette section vise donc à présenter les principaux mécanismes de mouvement de l'eau, de la chaleur et des gaz dans les matériaux de recouvrement et les résidus miniers. Dans cette revue de littérature, un accent sera mis sur les phénomènes les plus significatifs à l'analyse du comportement des recouvrements isolants et des CIEBC. Puisque le principe de changement de phase et les processus qui y sont rattachés viennent affecter le volume occupé par l'eau (gelée ou non), les principales propriétés clés rattachées à l'analyse des milieux gelés et partiellement gelés sont aussi abordées.

2.2.1 Mécanismes et propriétés liés au transfert et à la distribution de l'humidité

Dans les matériaux meubles, l'eau peut être transportée soit par advection de l'eau liquide, par diffusion de la phase vapeur (diffusion reliée à la succion ou à la température) ou par convection en tant que composante du flux d'air (e.g. Cahill and Parlange 1998; Parlange et al. 1998; Fredlund et al. 2012; Zhang et al. 2016). Toutefois, dans la plupart des cas, l'advection de l'eau liquide est le mécanisme dominant du transfert de masse d'humidité et la contribution de la vapeur d'eau au

mouvement total d'humidité est négligée (e.g. O'Neill and Miller 1985; Harlan 1973; Zhang et al. 2015). De plus, lorsque la température tombe sous 0 °C, la densité de la vapeur d'eau devient très petite et son gradient peut être négligé dans la zone gelée (Tetens 1930). Par conséquent, le flux de vapeur présent au niveau de la zone gelée tend à se condenser en eau liquide pour laisser seulement l'eau liquide et la glace comme phase significative (e.g. Miller 1980; Shoop and Bigl 1997; Zhang et al. 2016). Pour cette raison, seulement les mécanismes de transfert d'eau liquide par advection sont présentés et discutés dans ce qui suit.

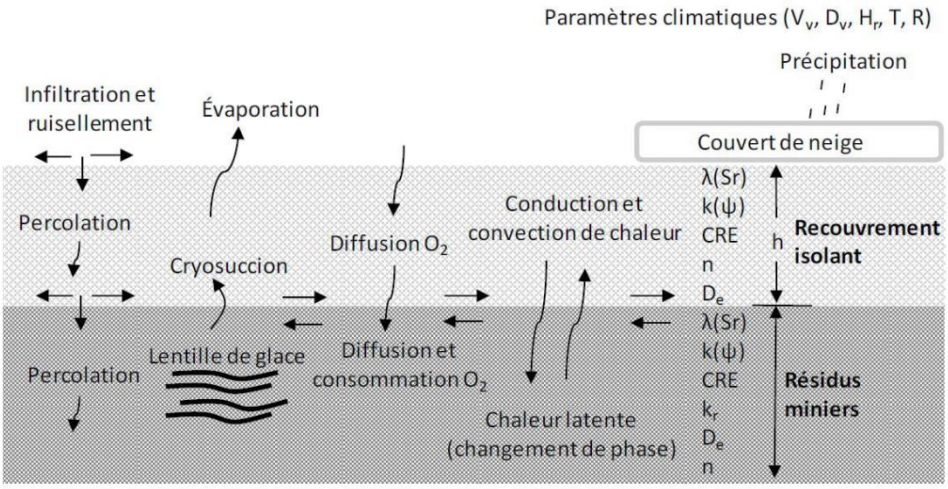


Figure 2.4 : Principaux facteurs influençant la performance des recouvrements isolants (tiré de Coulombe 2012).

2.2.1.1 Transfert de masse d'eau liquide

En milieu saturé, les transferts de masse d'eau liquide sont décrits par la loi de Darcy (1856). La loi de Darcy décrit que le débit d'eau spécifique q_w qui passe au travers d'un milieu poreux par unité de surface est proportionnel au k_{sat} du milieu en réponse à une différence de charge hydraulique entre deux points ∂h_w le long d'une hauteur z donnée (équation 2.1) :

$$q_w = -k_{sat}\frac{\partial h_w}{\partial z} \qquad [2.1]$$

Pour un écoulement en trois dimensions dans un milieu anisotrope, l'équation 2.1 devient :

$$q_w = -k_{sat}\nabla h_w \qquad [2.2]$$

La loi de Darcy montre que la capacité d'un matériau poreux à laisser passer l'eau est contrôlée par un gradient hydraulique et un coefficient de proportionnalité, k_{sat}. Pour un milieu poreux saturé, la conductivité hydraulique a une valeur normalement assumée constante. Cependant, lorsque le sol est non saturé, la conductivité hydraulique relative à l'eau du milieu dépend du degré de saturation $k_w(S_r)$ ou de la succion $k_w(\psi)$ dans les pores du sol. Par conséquent, pour les sols non saturés, le coefficient de proportionnalité décrivant la réponse d'un écoulement à un gradient hydraulique prend la forme d'une fonction tel que décrit par la fonction de perméabilité.

Pour les sols non saturés, la loi de Darcy a été validée pour décrire l'écoulement de l'eau liquide sans considération de la phase vapeur, tel que décrit par l'équation 2.3 (Buckingham 1907; Richards 1931; Childs and Collis-George 1950) :

$$q_w = -k_w \nabla h_w \qquad [2.3]$$

Et l'équation de continuité de la masse d'eau prend la forme suivante :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = -\nabla q_w \qquad [2.4]$$

où θ_w est la teneur en eau volumique et t est le temps.

En considérant l'équation de continuité, le transfert de masse d'eau liquide dans un milieu isotherme et hétérogène est souvent décrit par l'équation de Richards (1931) :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}\left[k_{w,x}(\psi)\frac{\partial h_w}{\partial x}\right] + \frac{\partial}{\partial y}\left[k_{w,y}(\psi)\frac{\partial h_w}{\partial y}\right] + \frac{\partial}{\partial z}\left[k_{w,z}(\psi)\frac{\partial h_w}{\partial z}\right] \qquad [2.5]$$

2.2.1.2 Changement de phase et succion par le gel

Lorsqu'un milieu poreux est en processus de gel, le changement de phase de l'eau interstitielle dégage de la chaleur latente qui s'oppose au refroidissement du milieu. En début de gel, ce relâchement de chaleur latente entraîne le maintien de la température du sol près de la température de congélation pour un certain temps. Cette discontinuité est appelée phase zéro (*zero curtain effect*) et se produit au front de gel dans la plupart des sols partiellement saturés (e.g. Harlan and Nixon 1978; Outcalt et al. 1990). Une fois la chaleur latente relâchée, une partie de l'eau libre gèle *in situ*. Par la suite, une diminution de la température du milieu est nécessaire pour permettre le gel de l'eau adsorbée autour des particules ou contenue dans les plus petits pores (Spaans and Baker

1996). Dans le cas où un sol est en phase de dégel, le même principe physique s'applique lors du changement de la phase solide à la phase liquide excepté que de la chaleur latente doit être absorbée par l'eau plutôt qu'être relâchée (Andersland and Ladanyi 2004). Pour ces systèmes gelés ou en phase de gel, la continuité de la phase aqueuse est définie basée sur la teneur en eau volumique non gelée (θ_u), la teneur en glace volumique (θ_i) et le rapport entre les masses volumiques de la glace ρ_i et de l'eau non gelée ρ_u (Harlan 1973):

$$\theta_w = \theta_u + \frac{\rho_i}{\rho_u}\theta_i \qquad [2.6]$$

Au fur et à mesure que l'eau interstitielle gèle, la quantité d'eau liquide contenue dans les pores diminue, laissant l'eau non gelée contenue dans des pores de plus en plus petits et à la surface des grains en mince couche d'eau adsorbée (Anderson and Tice 1972; Miller 1980; Spaans and Baker 1996). Analogiquement à la courbe de rétention d'eau, une réduction progressive de la teneur en eau liquide en faveur d'une teneur en glace produit une augmentation de la succion dans le sol (Koopmans and Miller 1966; Miller 1966). La relation entre la température et la teneur en eau non gelée est communément appelée la courbe caractéristique de gel (Black and Tice 1989; Koopmans and Miller 1966; Spaans and Baker 1996) et sera discutée plus en détail à la sous-section suivante. L'équation de Clausius–Clapeyron est habituellement utilisée pour décrire le changement de succion à l'équilibre induit par le changement de température d'un système donné. Plusieurs formes de l'équation de Clausius-Clapeyron sont disponibles (e.g. Edlefsen and Anderson 1943; Miller 1966; Kurylyk and Watanabe 2013; Ma et al. 2015). Toutefois, pour un système poreux où les phases air–eau liquide–glace existent et où la pression de la glace est considérée atmosphérique (hypothèse gel = séchage), la relation entre la succion dans le sol et la température est habituellement donnée par :

$$\psi(T) = \frac{L_f}{g} ln(\frac{T_f - T}{T_f}) \qquad [2.7]$$

où ψ est la succion, T est la température, L_f est la chaleur latente de fusion, g est l'accélération gravitationnelle et T_f est la température de gel de l'eau. Pour une température de gel près de 0°C et des conditions de pressions atmosphériques, l'augmentation de succion liée au gel suit une droite équivalente à environ 1250 kPa/°C (Konrad 1994).

2.2.1.3 Chute du point de congélation et courbe caractéristique de gel

La présence d'eau non gelée en fonction de la température sous 0 °C est affectée par plusieurs facteurs telles la surface spécifique des particules du sol (ou distribution granulométrique) (Dillon and Andersland 1966; Anderson and Tice 1972), les forces d'adsorption exercées par certaines particules du sol (en fonction de la minéralogie) (Koopmans and Miller 1966; Miller 1966; Miller 1980; Spaans and Baker 1996; Watanabe and Flury 2008) et la chimie de l'eau interstitielle (salinité) (Yong et al. 1979; Watanabe and Mizoguchi 2002; Arenson and Sego 2004).

La courbe caractéristique de gel est souvent décrite comme étant analogique à la courbe de rétention d'eau puisque les phénomènes contrôlant les cycles de mouillage-séchage et de gel-dégel sont semblables (e.g., Black and Tice 1989; Williams 1964; Harlan 1973; Koopmans and Miller 1966; Spaans and Baker 1996; Liu et al. 2012). Par conséquent, le gel de l'eau est retenu par des forces de succion similaires à celles qui limitent le drainage d'un milieu non-saturé (Spaans and Baker 1996). La formation de glace dans un sol en processus de gel peut donc être associée à l'entrée d'air dans un sol insaturé. Koopmans and Miller (1966) ont d'ailleurs noté que le gel/dégel pouvait montrer une hystérésis similaire au mouillage/séchage (Figure 2.5). Puisque l'équation de Clausius-Clapeyron peut être utilisée pour relier la succion à une température sous la température de gel, la courbe caractéristique de gel peut être représentée soit par une courbe teneur en eau non gelée – température ou une courbe de teneur en eau non gelée – succion.

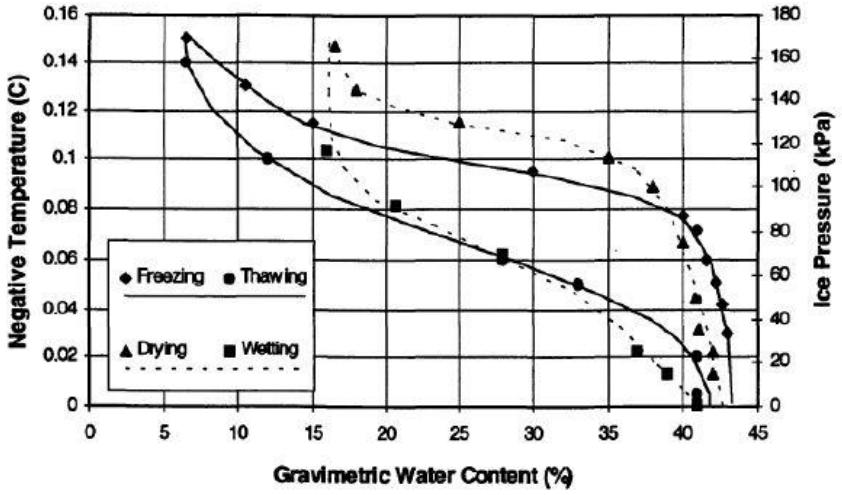


Figure 2.5 : Similarité entre la courbe de rétention d'eau et la courbe caractéristique de gel (d'après Koopmans and Miller 1966).

Pour les sols non salins, la majorité de l'eau liquide interstitielle gèle très près de 0 °C pour les matériaux grossiers tandis que des quantités significatives d'eau liquide peuvent être retrouvées en dessous de -10 °C pour matériaux fins tels que les argiles (e.g. Nersesova and Tsytovich 1963; Williams 1964; Anderson and Tice 1972; Yong et al. 1979; Konrad 1994). Dans un cas où l'eau interstitielle est chargée en sels dissous, le point de congélation de l'eau peut être abaissé, ce qui a un effet significatif sur les teneurs en eau non gelée et la progression du gel (Andersland and Ladanyi 2004). Ce principe peut être visualisé par l'exemple d'un système de saumure de NaCl–H_2O qui montre que la température de formation de la glace diminue rapidement avec une augmentation de la teneur en NaCl de la saumure (Figure 2.6). L'eau pure gèle à 0 °C. Cependant, il ne suffit qu'une solution à 3,5% NaCl pour diminuer la température de formation de la glace à -2,1 °C. La température minimale où la saumure sera liquide est celle du point eutectique, qui est de -21 °C pour le système H_2O–NaCl (Andersland et Ladanyi, 2004). Ceci illustre que la concentration et la composition de l'eau interstitielle sont des paramètres importants à considérer dans l'analyse des conditions de gel. En conditions de terrain, le gel de l'eau se produit à une vitesse relativement lente, ce qui permet à la glace de se former en rejetant la plupart des solutés dans l'eau non gelée (Konrad and McCammon 1990; Hivon and Sego 1995; Watanabe and Mizoguchi 2002; Arenson and Sego 2004;). Ce phénomène est appelé cryoconcentration. L'augmentation graduelle de la concentration des solutés dans la phase non gelée avec la température entraîne une baisse subséquente de la température de gel de l'eau interstitielle chargée.

En restauration minière, la baisse du point de congélation entraînée par la présence d'un soluté interstitiel est un phénomène souvent rencontré pour les résidus miniers (MEND 1996a, 1998, 2004a). Il a été reporté que, pour les résidus miniers, l'origine d'un fluide interstitiel chargé en sels peut être attribué soit à l'intrusion d'eau de mer (e.g. cas de Mine Rankin Inlet), à la présence de produits d'oxydation des résidus miniers (e.g. cas de Mine Nanisivik) ou à la présence d'eau de procédé (e.g. cas de Mine Mine Raglan) (MEND 2004a). Les travaux réalisés sur les rejets de la Mine Rankin Inlet en contact avec de l'eau de mer ont montré des teneurs en eau non gelée entre 0,11 et 0,01 pour des températures allant de -2 à -10 °C respectivement (Meldrum 1998; Meldrum et al. 2001). Elberling (2001) présente des valeurs de teneur en eau non gelée représentant 20% de la teneur en eau totale à -2 °C pour des résidus oxydés de la Mine Nanisivik. Ces valeurs atteignent près de 10% à -10°C. Une étude de laboratoire a montré une baisse du point de congélation de l'eau

de procédé libre (salinité de 28 g/L) de la mine Raglan de 0,7 °C. Dans ce cas, des températures entre -1,3 et -3,4°C sont suggérées pour réduire la teneur en eau dans les résidus sous 0.10 – 0.15 (EcoMetrix 2008). Lorsque la salinité augmente à 80 g/L, des températures entre -5,0 et -7,6 °C sont suggérés pour atteindre les mêmes teneurs en eau. Les données de terrain obtenues par Coulombe (2012) indiquent des teneurs en eau inférieures à 0,10 une fois qu'une température de -1,4 °C est atteinte.

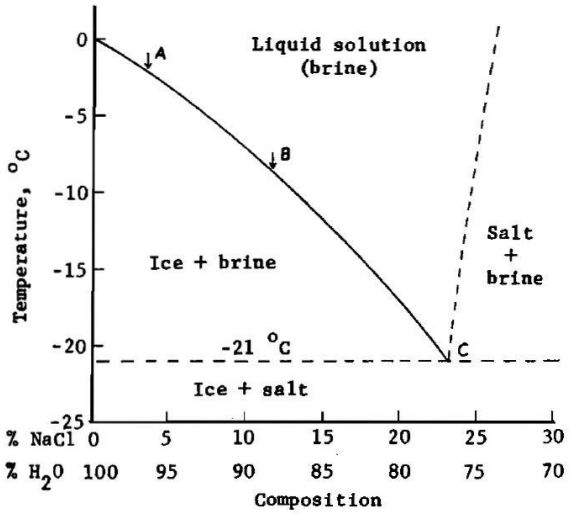


Figure 2.6 : Solubilité de la glace dans une saumure de NaCl (tiré de Andersland et Ladanyi, 2004).

2.2.1.4 Conductivité hydraulique des sols gelés et partiellement gelés

Pour les sols initialement près de la saturation (avant le gel), une transition entre l'état non gelé et gelé provoque rapidement une réduction de plusieurs ordres de grandeur de la conductivité hydraulique du milieu (McCauley et al. 2002; Watanabe and Flury 2008; Watanabe and Osada 2016). Par exemple, Horiguchi and Miller (1983) ont mesuré une diminution de conductivité hydraulique de cinq ordres de grandeur entre 0 et -0,35 °C. La diminution de la conductivité hydraulique des sols en phase de gel est expliquée par les mêmes phénomènes que pour les sols en phase de drainage (Miller 1980). Avec une diminution de la température sous le point de congélation, la formation de la glace dans les plus gros pores limite rapidement l'écoulement à travers les pores de plus en plus petits et le mince film d'eau non gelée présent à la surface des grains (Watanabe and Flury 2008). Ainsi, tout comme pour les sols non gelés et non saturés, la

valeur de la conductivité hydraulique des sols gelés et partiellement gelés prend forme d'une fonction (Figure 2.7).

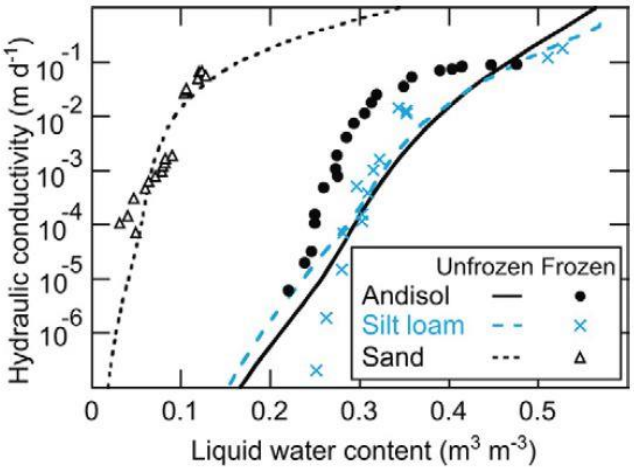


Figure 2.7 : Conductivités hydrauliques de milieux gelés et non gelés (Watanabe and Osada 2016).

La Figure 2.8 illustre que les sols à haut degré de saturation où une proportion importante de l'eau interstitielle est gelée (haute saturation en glace) peuvent être considérés comme étant une barrière imperméable (Andersland et al. 1996; Wiggert et al. 1997; McCauley et al. 2002; Andersland and Ladanyi 2004) qui peut permettre de limiter l'infiltration et forcer le ruissellement en surface (e.g. Watanabe et al. 2013; Walvoord and Kurylyk 2016). Ce principe d'imperméabilité des matériaux gelés à forte saturation en glace a été utilisé favorablement, entre autres, pour limiter la propagation de contaminants en phase non aqueuse (e.g. Wiggert et al. 1997; McCauley et al. 2002) et pourrait être utilisée avantageusement en restauration minière pour dévier l'eau lors de la fonte de la neige (Barbour et al. 2011). Cependant, dans le cas des sols non gelés non saturés, des écoulements significatifs peuvent avoir lieu à travers les macropores (Scherler et al. 2010), du moins durant la période avant que l'eau d'infiltration gèle en place et réduise subséquemment la conductivité hydraulique du milieu.

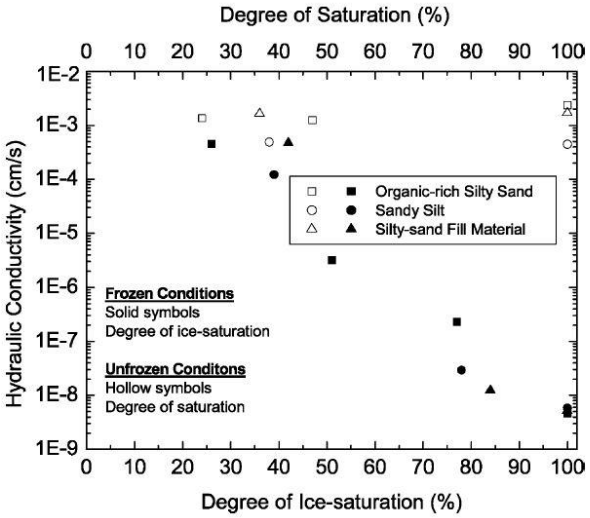


Figure 2.8 : Diminution de la conductivité hydraulique par la présence de glace (tiré de McCauley et al. 2002)

2.2.1.5 Écoulement de l'eau liquide en milieu partiellement gelés

Dans le cas des géomatériaux gelés et partiellement gelés, l'équation d'écoulement de l'eau liquide en milieu non gelées peut être modifiée pour représenter le cas où de la glace (représenté par θ_i et ρ_i) et de l'eau non gelée (représenté par θ_u et ρ_u) sont présentes (Harlan (1973) cas 1D):

$$\frac{\partial \theta_u}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(k_w(\psi)\frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{\psi}{\rho_u g} + z\right)\right) - \frac{\rho_i}{\rho_u}\frac{\partial \theta_i}{\partial t} \qquad [2.8]$$

où $k_w(\psi)$ est donné par la fonction de perméabilité basée sur la courbe caractéristique de gel et l'équation de Clausius-Clapeyron.

Cette dernière équation respecte l'équation de continuité de la masse d'eau pour les milieux gelés et partiellement gelés. L'équation de Harlan (1973) peut être étendue en 3-D pour décrire le débit spécifique d'eau non gelée liquide q_u:

$$\frac{\partial \theta_u}{\partial t} + \frac{\rho_i}{\rho_u}\frac{\partial \theta_i}{\partial t} = \nabla q_u = \nabla[k_w(\psi)\nabla h_u] \qquad [2.9]$$

où hu est la charge hydraulique non gelée.

2.2.1.6 Principe de transferts de masse d'eau liquide en milieu poreux gelé et partiellement gelé

Les informations présentées jusqu'à présent indiquent que le processus de gel (ou de dégel) doit considérer autant des transferts de chaleur que de masse d'eau. Ces phénomènes sont fortement couplés puisque le changement de phase entre l'eau liquide et la glace change à la fois les propriétés hydriques et thermiques du milieu. En présence d'un système eau liquide−glace (gradient de succion) et d'un gradient thermique, des mouvements de chaleur et d'humidité sont produits dans la direction de la température la plus basse (Harlan 1973; O'Neill and Miller 1985). Les gradients thermiques et de succion forcent le mouvement de l'humidité (si disponible) vers le front de gel. Le front de gel peut pénétrer dans le sol jusqu'à ce qu'il ne soit plus en mesure d'enlever la chaleur latente relâchée par le changement de phase.

Le gel de l'eau entraîne une augmentation de volume de 9% par rapport à son état non gelé (Andersland and Ladanyi 2004). Par conséquent, le gel de l'eau entraîne une réduction de l'espace disponible à l'écoulement, ce qui a pour effet de diminuer significativement la conductivité hydraulique à l'eau au travers de la frange de gel et la zone gelée. L'ampleur de la réduction de la conductivité hydraulique due à la présence de glace est similaire à celle due à la présence d'air dans un sol non saturé (Harlan 1973). Dans la nature où un régime de pergélisol est retrouvé, la différence entre les conductivités hydrauliques non gelée et gelé dicte la distribution et l'écoulement de l'eau. La couche active exerce un contrôle des conditions d'emmagasinement, de drainage et d'écoulement de l'eau à la surface et sous-surface (Walvoord and Kurylyk 2016). Lorsqu'un sol fortement saturé en glace (relativement imperméable) est retrouvé à la base de la couche active, la couche active agit à l'instar d'un aquifère perché qui contrôle le ruissellement et l'écoulement en réponse à la fonte des neiges et aux précipitations estivales (Yamazaki et al. 2006; Wright et al. 2009).

Pour les matériaux grossiers, le gel de l'eau interstitielle n'entraîne pas nécessairement une augmentation du volume de 9% (soulèvement au gel) puisque, dans la plupart de ces structures granulaires, une portion de l'eau interstitielle peut être redistribuée à l'extérieur du système (Andersland and Ladanyi 2004). Par contre, dans le cas des matériaux fins, les effets du gel sont fortement liés au taux de gel du sol. Un gel rapide (e.g. conditions de laboratoire) favorise le gel

de l'eau *in situ* tandis qu'un abaissement de la température graduel (e.g. tel que la plupart des conditions de terrain) peut permettre la création de couches parallèles de glace claires appelées lentilles de glace (Konrad and Morgenstern 1980). Des lentilles de glace peuvent se développer en épaisseurs allant du centimètre à plusieurs centimètres et sont surtout observées pour les sols silteux. La création de lentilles de glace requiert un faible taux d'extraction de chaleur, de l'eau liquide disponible et un sol fortement susceptible (Andersland and Ladanyi 2004). Plus de détails sur les mécanismes de formation des lentilles de glace sont disponibles, entre autres, dans Konrad and Morgenstern (1982), Konrad and Duquennoi (1993), Konrad (1994), Andersland and Ladanyi (2004) ou Azmatch et al. (2012).

2.2.2 Mécanismes et propriétés liées aux transferts de chaleur

Les trois principaux mécanismes de transfert de chaleur sont la conduction, la convection et la radiation thermique (Farouki 1981; Fredlund et al. 2012; Bergman et al. 2011). La conduction thermique est associée aux transferts d'énergie thermique initiés par l'agitation moléculaire. La convection thermique est plutôt attribuée à l'énergie cinétique transportée par mouvement de masse. Tandis que les transferts de chaleur liés à la radiation thermique proviennent de l'énergie électromagnétique émise par un corps qui est transmise à travers l'espace vers un autre objet. Une vue d'ensemble des principaux mécanismes de transfert de chaleur dans les sols et de leur prépondérance pour différentes conditions de saturation et granulométrique est présentée à la Figure 2.9 (Johansen 1975). La zone indiquée en blanc représente le domaine de prépondérance de la conduction thermique. Une plage de variation des conditions de teneur en eau type de la plupart des sols est proposée entre les lignes pointillées. Les zones 1 à 5 représentent les domaines où 1- la redistribution thermique de l'humidité, 2- la diffusion de vapeur, 3- la convection libre dans l'eau, 4- la convection libre dans l'air et 5- la radiation thermique peuvent jouer un rôle important (Johansen 1975). Ainsi, d'après cette figure, il est facile de comprendre que pour les sols non saturés la conduction thermique est souvent considérée comme étant le principal processus de transfert de chaleur. Plusieurs études ont établi que la conduction thermique est un processus plus important que la convection thermique (Nixon 1975; Taylor and Luthin 1978; Milly 1982; Farouki 1981; MEND 2010a) et que, dans certains cas, elle pouvait être négligée (e.g. Jame and Norum 1980; Wilson 1990; Bittelli et al. 2008;).

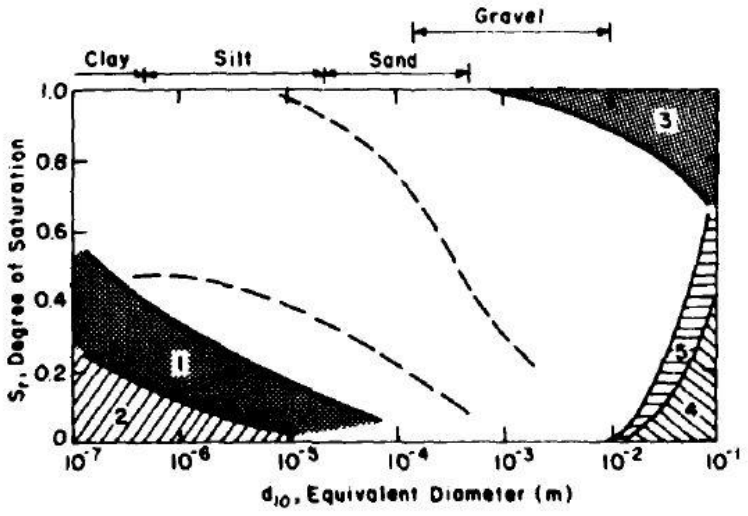


Figure 2.9 : Régions de prédominance des différents mécanismes de transferts de chaleur en fonction du degré de saturation et de la granulométrie (Johansen 1975).

Dans les scénarios de restauration considérés, à la fois des matériaux grossiers et des matériaux fins sont utilisés. Il est anticipé que les matériaux fins soient dans un état de saturation élevé, laissant la conduction thermique comme mécanisme dominant les transferts de chaleur. Les stériles utilisés pour la construction des recouvrements isolants et des couches de bris capillaire et de protection de la CIEBC sont grossiers et devraient observer des saturations près des conditions résiduelles. Ces conditions tombent dans des zones de la Figure 2.9 où il est possible d'observer une prédominance de la conduction, de la convection et de la radiation.

Johansen (1975) estime que l'apport de la radiation peut devenir important en conditions de terrain pour les graviers et matériaux plus grossiers. Il a été démontré par Fillion et al. (2011) que, pour des matériaux à très faible teneur en eau, l'influence de la radiation peut devenir significative lorsque le d_{10} est supérieur à 10 mm et dominant pour les matériaux à d_{10} supérieurs à 90 mm. Toutefois, la radiation thermique est souvent considérée comme un effet de surface qui est plutôt pris en compte comme condition limite (Lunardini 1991) ou utilisée dans le calcul de l'évaporation et la transpiration (Penman 1948; Wilson 1990; Fredlund et al. 2012;).

Ensuite, de la convection naturelle pourrait avoir lieu et favoriser le refroidissement du recouvrement (Arenson and Sego 2007; MEND 2010a). Toutefois, ce mécanisme n'est habituellement important que pour les structures de bonne épaisseur et de forte perméabilité

intrinsèque. MEND (2010a) présente des résultats de calculs de combinaison d'épaisseur de recouvrement, de différence de température (entre le dessus et la base d'un recouvrement), de perméabilité intrinsèque et de pentes pour lesquels de la convection naturelle devrait être observée. D'après les données présentées, la convection naturelle ne peut que se produire dans des matériaux de très haute perméabilité intrinsèque tels que les graviers propres et toutes autres fractions plus grossières avec de faibles teneurs en fines. Il est aussi démontré qu'une différence de température beaucoup moins élevée est nécessaire pour favoriser la convection naturelle dans les recouvrements en pentes (1:1 à 5:1) comparativement aux surfaces horizontales. Par exemple, pour un recouvrement de 1,0 m et pour une perméabilité intrinsèque de 1×10^{-7} m^2, de la convection naturelle peut se produire à partir d'une différence de température de 30°C pour une surface horizontale tandis que ce processus devient possible pour une différence de 2,5°C lorsque la pente est de 3:1. De manière générale, pour des conditions de terrain représentatives, la convection naturelle n'est possible que pour des perméabilités intrinsèques supérieures à 1×10^{-7} m^2 puisque des différences de température très importantes sont nécessaires pour produire de la convection naturelle dans des matériaux de perméabilités intrinsèques supérieures à 1×10^{-8} m^2. Des valeurs représentatives de perméabilités intrinsèques de 10^{-7} à 10^{-9} m^2 sont retrouvées pour les graviers et plutôt de 10^{-10} à 10^{-11} m^2 pour les sables (Freeze and Cherry 1979). Certains stériles miniers avec peu de fines peuvent avoir ces propriétés (MEND, 2010).

Puisque cette étude étudie des configurations de recouvrements isolants horizontaux et de faible épaisseur ainsi que des CIEBC, la conduction thermique est considérée comme étant le principal mécanisme de transfert de chaleur. De plus, en présence de sols en phase de gel et de dégel, le changement de phase introduit un autre mécanisme relié au relâchement ou au retrait de la chaleur latente qui doit aussi être pris en compte dans l'analyse des transferts de chaleur. Dans ces conditions, la revue de littérature vise à présenter les mécanismes de transferts de chaleur par conduction qui comprennent le changement de phase.

2.2.2.1 Conduction thermique

De manière générale, la conduction thermique peut être visualisée par un transfert d'énergie dû aux interactions entre les particules d'une région de forte activité moléculaire vers une région de plus faible activité moléculaire (Bergman et al. 2011). Ainsi, en présence d'un gradient thermique, les

mouvements de chaleur par conduction se produisent d'une zone de température élevée vers une zone de température plus faible. Les transferts de chaleur par conduction thermique sont gouvernés par des mécanismes semblables à l'écoulement de l'eau où la chaleur est conduite à travers un milieu de conductivité thermique λ en réponse à un gradient thermique $\frac{\partial T}{\partial z}$ appliqué le long d'une épaisseur *z* donnée. Le flux de chaleur conductif *q* est décrit par la loi fondamentale de Fourrier qui s'exprime en 1-D et 3-D selon les équation 2.10 et 2.11, respectivement (Bundschuh and Suarez Arriaga 2010) :

$$q = -\lambda \frac{\partial T}{\partial z} \quad [2.10]$$

$$q = \lambda \nabla T \quad [2.11]$$

où *T* est la température.

La conservation de l'énergie thermique requiert que le flux d'énergie passant à travers un volume élémentaire soit égal aux variations de capacité thermique volumique du sol C_T :

$$C_T \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla q \quad [2.12]$$

En considérant l'équation de continuité de l'énergie, l'équation 2.11 peut être adaptée pour un régime transitoire où le changement de phase est négligé.

$$C_T \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla [\lambda \nabla T] \quad [2.13]$$

2.2.2.2 Conduction thermique avec changement de phase

Le concept de changement de phase a été introduit précédemment. En termes d'énergie, ce principe implique qu'une quantité d'énergie reliée à la chaleur latente de fusion doit être relâchée lors du changement de phase d'un liquide à l'état solide ou absorbée lors du changement de phase de l'état solide à l'état liquide. Ainsi, les effets de la chaleur latente de fusion lors du changement de phase peuvent être conceptualisés comme une discontinuité dans l'évolution de l'énergie thermique dans le système poreux autour de la température de gel (Figure 2.10). Puisque L_f est lié au changement de phase de l'eau, l'énergie totale impliquée dépend de la quantité d'eau contenue dans le volume de sol et de la fraction du volume d'eau qui change de phase (Andersland and Ladanyi 2004).

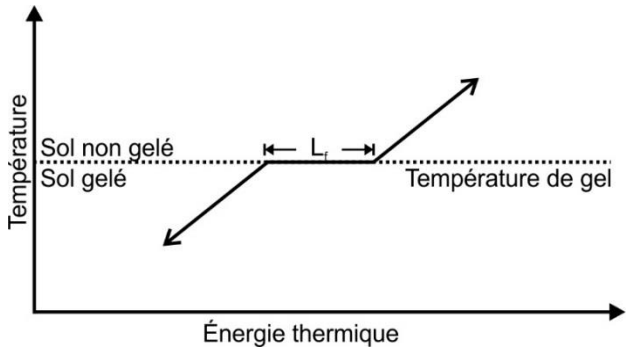


Figure 2.10 : Schématisation de l'évolution de l'énergie thermique d'un milieu poreux et influence de la chaleur latente (d'après Fredlund et al. 2012).

En considérant le processus de changement de phase, la loi de conservation de l'énergie devient telle que décrite par l'équation 2.14 :

$$\left(C_T - L_f \rho_i \frac{\partial \theta_i}{\partial T}\right) \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla q \qquad [2.14]$$

C_T est typiquement calculé basée sur la somme des capacités thermiques volumiques des phases solides C_s, de l'eau C_w, de la vapeur C_v et de la glace C_i multiplié par leur fractions volumiques représentatives (De Vries 1958) :

$$C_T = C_s(1-n) + C_w\theta_w + C_v\theta_a + C_i\theta_i \qquad [2.15]$$

où n est la porosité.

La formulation de Harlan (1973) permet de représenter les flux de chaleurs par conduction en considérant l'énergie consommée ou relâchée dans le système dû au changement de phase de l'eau :

$$C_T \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla[\lambda_c \nabla T] + L_f \rho_i \frac{\partial \theta_i}{\partial t} \qquad [2.16]$$

Cette dernière équation a été utilisée par de nombreux auteurs pour décrire les flux de chaleur par conduction dans les sols en phase de gel (Fredlund et al. 2012).

2.2.2.3 Conductivité thermique et principaux paramètres d'influence

Les équations présentées ci-haut indiquent que λ est l'un des principaux facteurs contrôlant les transferts de chaleur par conduction, et donc, le comportement thermique des recouvrements

isolants. Par ailleurs, λ est l'un des plus importants paramètres à obtenir pour la modélisation des échanges de chaleur (e.g. Côté and Konrad 2005b; Fredlund et al. 2012; Likos 2014).

Farouki (1981) présente une revue exhaustive des facteurs pouvant affecter λ et autres propriétés thermiques des matériaux granulaires. D'après ces travaux, les principaux facteurs d'influence sur λ sont (1) le ratio volumique des constituants et (2) les effets structuraux. Le Tableau 2.1 permet d'illustrer l'importance du ratio volumique des constituants puisqu'il est possible d'observer que les conductivités thermiques des différents constituants d'un sol non saturé gelé, partiellement gelé ou non gelé diffèrent grandement. Par exemple, la conductivité thermique des particules solides (λ_s) varie généralement entre 1 et 5 W/m^{o}K tandis que la conductivité thermique de l'air (λ_a), de l'eau (λ_w) et de la glace (λ_i) sont plutôt de l'ordre de 0,024, 0,6 et 2,24 W/m^{o}K respectivement (Côté and Konrad 2005a). Ceci laisse entrevoir que la conductivité thermique globale d'un système multiphasique tel que sont les matériaux de recouvrements et les résidus miniers (gelés, partiellement gelés ou non gelés) est fortement liée à la composition des particules solides et à la fraction occupée par l'air, l'eau ou la glace. Ainsi, on peut déduire que, pour une composition de matériau solide donné et une porosité donnée, la conductivité thermique du milieu est dictée par S_r et par l'état de la phase liquide (e.g. Kersten 1949; Johansen 1975; Harlan and Nixon 1978; Côté and Konrad 2005b). En considérant une composition de grains secs donnée, la Figure 2.11 illustre bien l'augmentation de λ (noté *k* sur Figure 2.11) avec la teneur en eau (gravimétrique : *w*; Figure 2.11) et l'augmentation de λ (noté *k* sur Figure 2.11) entre l'état non gelé (Figure 2.11A) et gelé (Figure 2.11B). Il est aussi admis que plus la conductivité thermique des solides est élevée, plus la conductivité thermique globale du milieu est élevée pour une teneur en eau et une masse volumique sèche (ρ_s) semblable (e.g. Johansen 1975; Sundberg 1988; Côté and Konrad 2005b). À son tour, λ_s est déterminé par l'assemblage des conductivités thermiques individuelles des minéraux contenus dans le solide (Woodside and Messmer 1961; Horai 1971; Sass et al. 1971).

En ce qui concerne les facteurs structuraux, Farouki (1981) fait mention de plusieurs facteurs qui peuvent affecter λ tel que l'arrangement, la taille et la forme des particules, la distribution granulométrique, la distribution de la taille des pores, la quantité et la nature des contacts grains-grains, les effets structuraux liés au gel et au dégel et les changements de densité. La structure de la matrice solide caractérise essentiellement la résistance des contacts et la continuité de la phase solide (Smith 1942; McGaw 1969; Kaviany 1995). En termes pratiques, les effets structuraux sont

souvent reliés à la porosité (ou masse volumique sèche) puisque cette propriété permet de tenir compte de plusieurs facteurs énumérés ci-haut. De manière générale, une augmentation de λ est observée avec une augmentation de la masse volumique sèche et de la porosité qui lui est associée (e.g. Farouki 1981; Côté and Konrad 2005a, b). Cette augmentation est notamment causée par une plus grande quantité de matière solide par unité de volume, une porosité réduite et un meilleur transfert de chaleur entre les contacts (Farouki 1981). L'influence des contacts et ponts thermiques à interfaces solide-solide a aussi été reconnue comme un facteur déterminant dans le transfert de chaleur (Smith 1942; McGaw 1968, 1969; Farouki 1981; Sundberg 1988; Carson et al. 2003) puisque c'est la conductivité thermique des contacts qui dicte la conductivité du milieu (Farouki 1966; Merrill 1969). Ce dernier principe s'est avéré plus important dans le cas des sols secs ou à faible teneur en eau. Pour les matériaux à plus forte saturation, les effets d'interface solide-liquide, solide–air, liquide–air et solide–solide conservent leur importance dans les transferts de chaleurs puisqu'ils gouvernent, entre autres, la distribution de l'eau et la quantité d'eau non gelée (Farouki 1981). Il est important de garder en tête qu'une portion de l'eau peut être retrouvée sous forme liquide, ce qui a un impact significatif sur la conductivité thermique (e.g. Côté and Konrad 2005a).

Tableau 2.1 : Masse volumique et conductivité thermique de matériaux sélectionnés

Materiau	**ρ [kg/m3]**	**λ [W/m°K]**	**Roche**	**ρ [g/cm3]**	**λ [W/m°K]**
Air (10°C)	1,25	0,026	**Anorthosite**	2,73	1,8
Eau (0°C)	999,87	0,56	**Basalte**	2,90	1,7
Eau (10°C)	999,73	0,58	**Diabase**	2,98	2,3
Glace (0°C)	900	2,21	**Gneiss**	2,75	2,6
Glace (-40°C)	900	2,66	**Quartzite**	2,65	5,0
Neige lâche	85	0,08	**Grès**	2,80	3,0
Neige dense	500	0,07	**Schiste**	2,65	1,5

Valeurs compilées par Andersland and Ladanyi (2004) et Côté and Konrad (2005a) provenant de différentes sources

D'autres facteurs tels que la présence d'agents liants et la forme des particules viennent affecter le contact solide–solide (Côté and Konrad 2009). La présence d'agents liants dans la structure (e.g. calcite, oxydes de fer, ciment, etc.) améliore le contact solide–solide et tend à augmenter la conductivité thermique du milieu poreux (Smith 1942; Woodside and Messmer 1961; Johansen 1975; Côté and Konrad 2009). De plus, il a été observé par certains auteurs (e.g. Kersten 1949; Johansen 1975; Côté and Konrad 2005a) que la conductivité thermique d'un matériau avec des

particules arrondies est systématiquement plus faible que celle mesurée pour un matériau de même composition minéralogique ayant des particules anguleuses. Ceci est expliqué par une meilleure surface de contact entre les particules plus anguleuses.

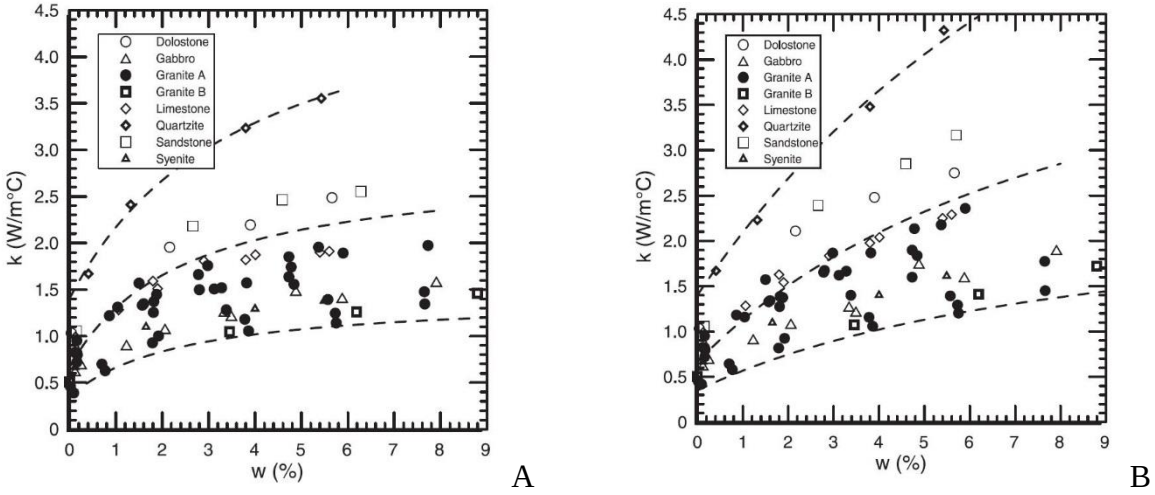


Figure 2.11 : Conductivité thermique (*k*) en fonction de la teneur en eau (*w*) et de la nature des grains secs de matériaux granulaires à l'état non gelé (A) et gelé (B) (Côté and Konrad 2005b).

2.2.3 Mécanismes et propriétés responsables de la migration des gaz

Le transport de masses d'air peut avoir une importance significative sur les flux de chaleur, sur le transport d'eau par phase vapeur et sur l'accessibilité de l'oxygène aux réactions d'oxydation des minéraux sulfurés (l'oxygène étant une composante de l'air). La migration de gaz dans les géomatériaux se fait soit par convection (de pression et thermique), par advection des gaz dissous dans l'eau d'infiltration ou par diffusion moléculaire. Dans les matériaux non saturés, l'air existe soit sous forme continue ou sous forme discontinue à titre d'occlusion de bulles d'air trappées. Il est admis que la phase gazeuse devient discontinue à des degrés de saturations supérieures à 85 % (Corey 1957). Par conséquent, lorsque le degré de saturation est inférieur à 85 %, l'écoulement de l'air libre peut se produire par convection. Cependant, pour les degrés de saturations supérieurs, la phase gazeuse devient discontinue et le principal mécanisme de transport des gaz est la diffusion de l'air dans l'eau (Matyas 1967). Selon les conditions d'écoulement, il peut y avoir une contribution de l'advection de l'air dissoute dans l'eau d'infiltration. L'apport de chacun des processus pour un géomatériau donné est fonction de plusieurs paramètres tels que le degré de

saturation, la porosité, la perméabilité intrinsèque ou la configuration topographique (e.g. pente, épaisseur de la structure, etc.) (e.g. MEND 1991; Mbonimpa and Aubertin 2003; Arenson and Sego 2007; Fredlund et al. 2012). Pour les haldes à stériles et les structures épaisses et inclinées, les mouvements convectifs peuvent s'avérer significativement supérieurs aux flux diffusifs (e.g. MEND 1991, 2010a; Lefebvre 1994). Cependant, il est généralement convenu que pour les résidus miniers et la majorité des recouvrements miniers pour les parcs à résidus miniers, c'est la diffusion moléculaire qui gouverne le transport des gaz (e.g. Collin and Rasmuson 1988; Nicholson et al. 1989; Yanful 1993; Elberling et al. 1994; Aubertin et al. 1995; Elberling and Nicholson 1996; Mbonimpa et al. 2002a, 2003; Aachib et al. 2004; Demers 2008). Ceci est principalement dû à la faible perméabilité intrinsèque, à la saturation élevée des matériaux ainsi qu'à la faible épaisseur et au profil majoritairement plat de ces structures. Ainsi, pour les besoins spécifiques de cette revue de littérature, les processus et paramètres clés liés à la diffusion des gaz dans les géomatériaux non réactifs et réactifs sont abordés. Le cas particulier de la diffusion moléculaire de l'oxygène sera traité puisque c'est le principal mécanisme lié au transport et à la disponibilité de l'oxygène dans les résidus miniers et matériaux de recouvrements (e.g. Yanful 1993; Elberling et al. 1994; Aubertin et al. 1995; Elberling and Nicholson 1996; Bussière et al. 2003a, 2006, 2007; Boulanger-Martel et al. 2016).

2.2.3.1 Lois de Fick

Lorsque la saturation du milieu est sous 85–90 %, la diffusion de l'oxygène se produit principalement dans les pores remplis d'air, représenté par θ_a (e.g. Mbonimpa et al. 2003; Aachib et al. 2004). Dans ce cas, la diffusion de l'oxygène est contrôlée par la concentration d'oxygène contenue dans l'air (C_{Oa} ~276,7 mg/L à 20 °C). Cependant, lorsque S_r est supérieur à 85%, la phase gazeuse devient discontinue (Corey 1957) et le transport de l'oxygène devient limité par la diffusion de l'oxygène dans les pores remplis d'eau, représentés par θ_w (e.g. Mbonimpa et al. 2003; Aachib et al. 2004). À partir de ce point, la quantité d'oxygène qui peut être diffusée est dictée par la concentration d'oxygène à l'équilibre dans l'eau (C_{Ow} ~9.2 mg/L à 20 °C), qui est environ 30 fois moins élevée que C_{Oa} (Mbonimpa et al. 2003). De plus, sachant que le coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau (D_w^0 = 2.2×10-9 m2/s à 20 °C) est environ 4 ordres de grandeur inférieurs à celui dans l'air (D_a^0 = 1.8×10-5 m2/s à 20 °C), il est facile de comprendre que le

transport dans les pores remplis d'eau est significativement plus faible que dans les pores remplis d'air. C'est pour cette raison que les recouvrements de type barrière à l'oxygène tels que les CEBC et CIEBC se basent sur la forte saturation d'une des couches pour limiter la disponibilité de l'oxygène aux résidus sous-jacents (e.g. Nicholson et al. 1989; Yanful 1993; Aubertin et al. 1997, 1999; Bussière et al. 2003a, 2006; Dagenais et al. 2005).

Les processus de diffusion moléculaire de l'oxygène dans les géomatériaux sont souvent décrits par les premières et deuxièmes lois de Fick. Pour les matériaux inertes, les lois de Fick décrivent l'évolution des concentrations d'oxygène dans le temps et l'espace en fonction des coefficients de diffusion de l'oxygène du milieu et d'un gradient de concentration entre l'atmosphère et les phases liquides et gazeuses interstitielles du matériau (Équation 2.17). Pour un cas unidimensionnel, le flux diffusif d'oxygène $F_{O_2}(z,t)$ en régime permanant est représenté par la première loi de Fick (e.g. Hillel 1998) :

$$F_{O_2}(z,t) = -D_e \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} = -\theta_{eq} D^* \frac{\partial C(z,t)}{\partial t} \quad [2.17]$$

où D_e et D^* ($D^* = \theta_{eq} D_e$) sont les coefficients de diffusion effectif et global de l'oxygène, C est la concentration d'oxygène, et θ_{eq} est la porosité équivalente de diffusion. La porosité équivalente est un paramètre qui a été développé pour tenir compte du transport de l'oxygène dans les phases liquide et gazeuse (Aubertin et al. 1999, 2000). L'introduction de ce paramètre est importante puisque θ_a dévie de θ_{eq} lorsque le degré de saturation est supérieur à 85-90% (Aachib et al. 2004). La porosité équivalente est définie comme suit :

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad [2.18]$$

où H est la constante d'équilibre de Henry (H ≅ 0,03 à 20 °C).

En régime transitoire, l'équations différentielle 1D de la distribution de la concentration d'oxygène diffusée dans l'espace et dans le temps est plutôt donnée par la 2e loi de Fick (e.g. Hillel 1998) :

$$\frac{\partial C}{\partial t}\left(\theta_{eq} C\right) = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) = \frac{\partial}{\partial z}\left(\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z}\right) \quad [2.19]$$

En présence de matériaux réactifs (i.e. présence de sulfures), une quantité de l'oxygène est consommée par les réactions d'oxydation. De ce fait, la deuxième loi de Fick peut être adaptée pour des matériaux réactifs en ajoutant une composante de réactivité effective du matériau K_r ou

(globale; $K_r^*=\theta_{eq}K_r$) qui suppose le principe généralement admis que la réaction cinétique d'oxydation des minéraux sulfurés est de premier ordre (Nicholson 1984; Shackelford 1991; Yanful 1993; Lefebvre 1994; Elberling and Nicholson 1996). La 2e loi de Fick pour un milieu réactif prend alors la forme suivante (e.g. Mbonimpa et al. 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\theta_{eq}C\right) = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e\frac{\partial C}{\partial z}\right) - K_rC = \frac{\partial}{\partial z}\left(\theta_{eq}D^*\frac{\partial C}{\partial z}\right) - \theta_{eq}K_r^*C \qquad [2.20]$$

2.2.3.2 Coefficient effectif de diffusion de l'oxygène et paramètres d'influence

Les premières et deuxièmes lois de Fick montrent que les flux d'oxygène sont contrôlés par un gradient de concentration appliqué proportionnellement au D_e. Le D_e est une propriété qui permet de caractériser la facilité qu'ont les molécules (e.g. d'oxygène) à se déplacer dans le milieu poreux pour rétablir l'équilibre des concentrations. Le D_e est une propriété de base qui dépend de l'état du milieu poreux. Ainsi, la valeur de D_e varie principalement en fonction des conditions de S_r et de mise en place (e.g. porosité, tortuosité) et de température (e.g. Sallam et al. 1984; Collin 1987; Collin and Rasmuson 1988; Renault and Sierra 1994; Aubertin et al. 2000; Aachib et al. 2004; Meslin et al. 2010; Fredlund et al. 2012; Nyameogo et al. 2018;). Cependant, S_r est normalement le facteur qui affecte le plus la valeur de D_e puisqu'il contrôle à la fois l'espace disponible pour la diffusion dans l'air (représenté par θ_a) et la tortuosité du milieu (Figure 2.12).

En milieu non gelé, l'influence de la température sur D_e se caractérise principalement par des changements en termes de C_{Ow}, C_{Oa} D_a^0 et D_w^0 (Nyameogo 2017; Nyameogo et al. 2018). L'effet de la température sur C_{Ow} et C_{Oa} est principalement décrit par l'effet de la température sur H. H représente le rapport de C_{Ow} par rapport à C_{Oa} (Mbonimpa and Aubertin 2003). La valeur de C_{Ow} diminue généralement avec une augmentation de la température (e.g. Hillel 1998; Appelo and Postma 2004; Haynes 2015), ce qui résulte à une valeur de H qui diminue aussi avec l'augmentation de la température. Pour des valeurs types de C_{Ow} et C_{Oa} à 5 et 25 °C, H varient entre 0,04 à 5 °C et 0,03 à 25 °C. Explicitement, les variations de H avec la température impliquent que plus d'oxygène dissous est disponible pour la diffusion lorsque la température est plus basse. Toutefois, en pratique, les variations de H sont plutôt utilisées pour estimer D_e à différentes températures (Boulanger-Martel et al. 2016; Nyameogo et al. 2018). L'influence de la température sur D_a^0 et D_w^0 a été exploré par quelques auteurs (Marrero and Mason 1972; Sallam et al. 1984; Denny 1993;

Renault and Stengel 1994) pour D_a^0 et d'autres auteurs (Wilke and Chang 1955; Himmelblau 1964; Broecker and Peng 1974; Renault and Stengel 1994) pour D_w^0. Des valeurs types de D_a^0 et de D_w^0 à plusieurs températures entre 0 et 25 °C sont présentées au Tableau 2.2. Ces valeurs indiquent qu'il n'y a qu'une légère augmentation du coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air (1,8 à 2,1 × 10^{-5} m^2/s) et dans l'eau (1,2 et 2,5 × 10^{-5} m^2/s) avec une augmentation de la température. Mais, puisque la solubilité des gaz dans l'eau diminue avec une augmentation de la température, il y a moins d'oxygène disponible à la diffusion et les effets de la température sur la migration d'oxygène et D_e entre 0 et 25 °C ne sont que minimes (Nyameogo 2017; Nyameogo et al. 2018).

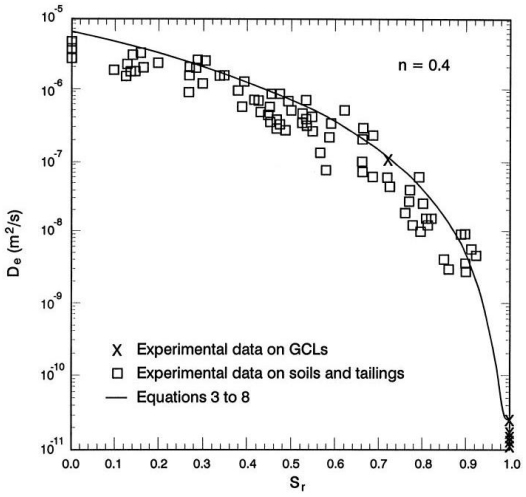


Figure 2.12 : Valeurs du coefficient effectif de l'oxygène en fonction de la saturation pour différents sols, résidus miniers et géocomposites bentonitiques (tiré de Aubertin et al. 2000).

Tableau 2.2 : Valeurs du coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air et dans l'eau en fonction de la température à pression atmosphérique

T (°C)	D_a^0 [×10^{-5} m^2/s]	Références	T (°C)	D_w^0 [×10^{-5} m^2/s]	Références
0	1,79	Marrero and Mason (1972)	0	1,17	Broecker and Peng (1974)
5	1,85	Marrero and Mason (1972)	5	1,36	Broecker and Peng (1974)
10	1,90	Marrero and Mason (1972)	10	1,50	Broecker and Peng (1974)
15	1,97	Marrero and Mason (1972)	15	1,80	Broecker and Peng (1974)
20	2,03	Marrero and Mason (1972)	20	2,06	Broecker and Peng (1974)
20	1,80	Elberling et al. (1993)	20	2,20	Fredlund et al. (2012)
20	2,05	Kawamoto et al. (2006)	20	2,50	Scharer et al. (1993)
25	1,98	Hillel (1998)	25	2,35	Broecker and Peng (1974)

En milieu gelé, la présence de glace montre des effets significatifs sur la diffusion moléculaire de l'oxygène (Elberling 1998; MEND 2006; Nyameogo et al. 2018). La Figure 2.13 compare les résultats d'essais de diffusion réalisés par Elberling (1998) sur des résidus miniers de la mine Nanisivik (Nunavut) à l'état gelé et non gelé. Les résultats obtenus montrent que le gel n'a pas d'effet significatif sur la diffusivité de l'oxygène dans les résidus miniers pour des degrés de saturation inférieurs à 30%. À partir de 30% de saturation, le gel entraîne une diminution graduelle de la valeur de D_e jusqu'à une différence d'un ordre de grandeur mesuré à 70% de saturation. Des résultats similaires ont été obtenus par Nyameogo et al. (2018) pour lesquels l'ordre de magnitude de la diminution du D_e d'échantillons de sable était fonction de la saturation initiale. À partir de ces résultats, il est possible de poser certaines hypothèses qui pourraient décrire le phénomène de diffusion dans les milieux gelés et partiellement saturés :

- de par le très faible coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans la glace [$D_0^i \cong 8{,}4 \times 10^{-11}$ m^2/s entre -4.5 et -16 °C (Bortkovskii 2012)], la présence de glace dans un milieu poreux agit comme facteur limitant à la diffusion de l'oxygène;
- l'augmentation de volume de 9% relié au changement de phase liquide–solide peut augmenter la tortuosité du milieu en bloquant des canaux d'écoulement qui étaient disponibles avant le gel;
- pour les degrés de saturation inférieurs à 30%, l'augmentation de volume entraîné par le gel de l'eau n'entraîne pas un blocage significatif des canaux d'écoulement disponibles à la diffusion dans l'air;
- pour les degrés de saturation supérieurs à 30%, l'augmentation de volume entrainé par le gel de l'eau provoque une augmentation de la tortuosité de la phase gazeuse;
- pour les degrés de saturation très élevées, il pourrait être anticipé d'observer des valeurs de D_e approchant celles mesurées dans la glace ($D_e \approx$ nulle).

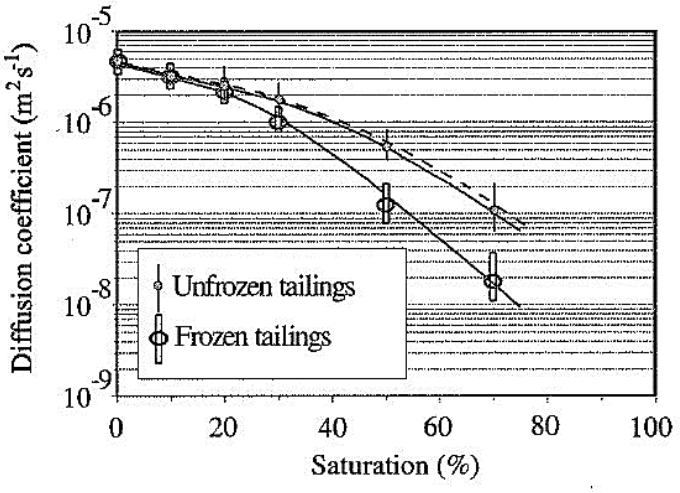


Figure 2.13 : Comparaison des coefficients de diffusion effectifs de l'oxygène mesurés à l'état gelé et non gelé (tiré de Elberling 1998).

2.2.3.3 Réactivité des résidus miniers et paramètres d'influence pertinents

Les équations de diffusion de l'oxygène en milieu poreux présentées ci-haut ont mis en évidence qu'il peut être nécessaire de considérer un milieu réactif pour décrire le mouvement de l'oxygène dans les rejets miniers. La présence de matériaux réactifs produit une consommation de l'oxygène qui dans le cas des résidus miniers, peut mener à une génération d'acide (Elberling et al. 1994; Elberling and Nicholson 1996; Mbonimpa et al. 2011; Dagenais et al. 2012) ou, dans le cas des recouvrements constitués de rejets faiblement sulfureux, permet de réduire les flux d'oxygène pouvant atteindre les résidus miniers (Bussière et al. 2002b, 2004; Mbonimpa et al. 2003; Demers et al. 2009).

D'une manière générale, K_r des rejets miniers dépend de la réactivité intrinsèque des minéraux sulfurés qu'ils contiennent et de leurs teneurs respectives (Collin 1987; Collin 1998). À son tour, la réactivité intrinsèque dépend de plusieurs facteurs tels que la composition minéralogique des sulfures (Jambor and Blowes 1998; Chopard et al. 2015; Lindsay et al. 2015), la teneur en métaux traces et la présence d'impuretés (Plumlee 1999; Janzen et al. 2000; Lehner et al. 2007), la présence de soufre natif à la surface des grains (McGuire et al. 2001a, b), la structure cristalline des sulfures (Orlova et al. 1988; Nicholson 1994; Rose and Cravotta 1998; Belzile et al. 2004), la disponibilité des surfaces de réaction (taille des particules, surface spécifique, etc.) (Nicholson 1984, 1994;

Nicholson and Scharer 1994; Janzen et al. 2000; Gosselin et al. 2007; Lottermoser 2010), les concentrations en Fe(III) (Singer and Stumm 1970; Williamson and Rimstidt 1994; Lottermoser 2010), la disponibilité de l'oxygène au noyau réactif (Davis and Ritchie 1986; Nicholson et al. 1988; Nicholson et al. 1990; Rimstidt and Vaughan 2003; Appelo and Postma 2004), le pH (Nordstrom 2000; Appelo and Postma 2004; Belzile et al. 2004; Lottermoser 2010), la présence de réactions galvaniques (Kwong 1993; Evangelou and Zhang 1995; MEND 1995; Nordstrom and Alpers 1999), l'activité bactérienne (Ahonen and Tuovinen 1992; Elberling et al. 2000; Nordstrom 2000) et la température (Ahonen and Tuovinen 1992; Elberling et al. 2000; Elberling 2005). Dans une optique de restauration minière en climat nordique, l'effet de la température sur la réactivité des résidus miniers est une des composantes à la base de la conception et la performance des approches de restauration. Pour cette raison, cet aspect est abordé plus en détail. Le lecteur intéressé par l'hydrogéochimie du DMA peut toutefois se référer à plusieurs ouvrages pertinents tels que Blowes et al. (2014), Lindsay et al. (2015) ou Nordstrom et al. (2015).

L'approche la plus fréquemment utilisée pour décrire les taux de réaction d'oxydation chimique et biologique des résidus miniers en fonction de la température est la loi d'Arrhenius, telle que décrite par l'équation 2.21 (Nicholson et al. 1988; Elberling 2001; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2013):

$$ln\frac{K_{r1}}{K_{r2}} = E_a\frac{T_1 - T_2}{RT_1T_2} \qquad [2.21]$$

où K_{r1} et K_{r2} sont les taux de réaction spécifiques aux températures T_1 et T_2 et E_a est l'énergie d'activation et R est la constante universelle des gaz parfaits.

Elberling (2001) constate que la loi d'Arrhenius s'avère plutôt efficace pour prédire les variations de taux de réaction chimique et biologique des résidus miniers au-dessus de 0 °C (trait plein; Figure 2.14). Cependant, pour les températures inférieures à 0 °C, ce paramètre semblerait mieux représenté par une régression linéaire (ligne pointillée; Figure 2.14). De plus, Elberling (2005) explique qu'il y a une modification de l'importance de la dépendance de la réactivité à la température à partir de températures entre 0 et -2 °C. Cette modification de la dépendance serait attribuée à une action combinée des effets de température et de la disponibilité de l'oxygène limitée par la glace. Finalement, basés sur des résultats d'essais de lixiviation au laboratoire et de consommation d'oxygène sur le terrain, des travaux réalisés dans les dernières années (Éthier 2011; Coulombe 2012) indiquent que la loi d'Arrhénius serait raisonnablement fiable pour extrapoler le

taux de réaction des matériaux miniers à des températures au-dessous de zéro. Même si les effets de la température sur l'oxydation des minéraux sulfurés sont complexes, plusieurs études admettent que la loi d'Arrhénius est une approximation valide des effets de la température sur la réactivité des minéraux sulfurés (e.g. MEND 1996a).

K_r est aussi influencé par plusieurs autres facteurs tels que la porosité, la taille des grains et l'état d'oxydation (Elberling et al. 2003; Mbonimpa et al. 2003; Gosselin 2007; Toussaint 2016). Certains auteurs ont aussi démontré que la valeur de K_r est influencé par le degré de saturation du milieu (Gosselin 2007; Ouangrawa 2007; Gosselin et al. 2007; Hamdi 2011). Gosselin et al. (2007) montrent que la valeur de K_r est plus faibles pour des degrés de saturation inférieurs à 20% et supérieures à 80% que pour des degrés de saturations moyens [20% < Sr > 80%]. Hamdi (2011) parle plutôt d'une augmentation de la valeur de K_r jusqu'à un degré de saturation de 40%, d'une stabilisation de K_r entre 40 et 60% et une diminution subséquente de K_r. Une étude de Ouangrawa (2007) montre qu'à des degrés de saturation supérieur à 85%, le taux d'oxydation des sulfures peut être significativement réduit. En milieu gelés, la présence d'eau non gelée dans les résidus miniers peut aussi avoir un effet significatif sur leur réactivité (Elberling 2001; Godwaldt 2001).

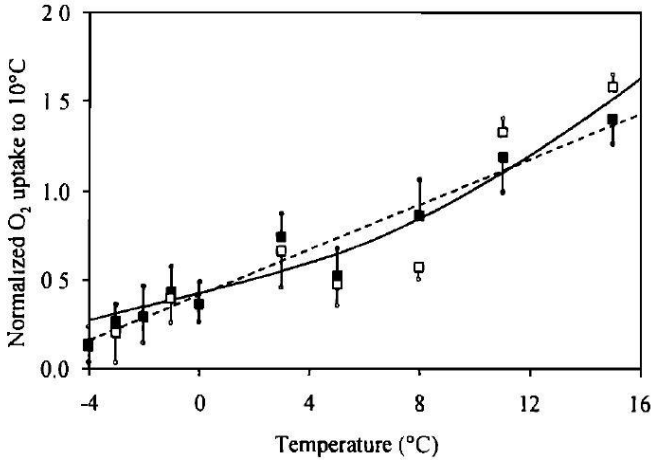


Figure 2.14 : Représentation de la réactivité chimique (carrés clairs) et biologique (carrés opaques) de résidus miniers en fonction de la température par la loi d'Arrhénius (ligne pleine) (tiré de Elberling 2001).

2.3 Facteurs d'influence sur la performance des recouvrements construits dans l'Arctique

À priori, la performance des recouvrements isolants est principalement basée sur le régime thermique du recouvrement tandis que la performance des recouvrements CIEBC est dictée à la fois par le régime thermique et hydrogéologique (en lien avec la diffusion de l'oxygène). Des conditions favorables à la faible diffusion de l'oxygène (haut degré de saturation) peuvent toutefois être observées et devraient être favorisées dans les recouvrements isolants. Toutefois, il ne s'agit pas de l'objectif principal de cette approche. Indépendamment du climat d'application, plusieurs facteurs peuvent venir affecter positivement ou négativement la performance des recouvrements miniers (e.g. Aubertin et al. 2002a). Une liste des principaux facteurs environnementaux, physiques et indirects liés à la construction pouvant affecter la performance des recouvrements en climat nordique, notamment les recouvrements isolants et les CIEBC est présentée au Tableau 2.3.

Certains facteurs environnementaux présentés au Tableau 2.3 ont été abordés indirectement dans les sections précédentes et ne seront pas abordés de nouveau. De plus, les facteurs physiques et indirects liés à la construction sont plutôt en lien avec les phases de conception et de construction et ne seront également pas discutés ici. Cette section vise à discuter d'avantage les facteurs qui peuvent affecter la profondeur de dégel, les effets des cycles environnementaux sur les propriétés et l'intégrité physique des matériaux ainsi que l'impact des changements climatiques sur la performance des systèmes de recouvrements à long terme. Il est à noter que les aspects liés à la stabilité mécanique et à la végétation des ouvrages de recouvrement n'ont pas été abordés dans cette revue de littératue. Le lecteur intéressé peut se référer à des ouvrages tels qu' Aubertin et al. (2002c), James (2009), Fell (2005) et Mitchell and Mitchell (1993) concernant la stabilité et à des ouvrages tels que MEND (2009, 2010a, 2012) concernant la végétation en climat nordique.

Tableau 2.3 (suite): Facteurs pouvant affecter la performance de recouvrements miniers situés en climat nordique (inspiré de MEND 2009, 2010a, 2010b, 2012 et d'Aubertin et al. 2015).

Facteurs environnementaux	
Phénomène	**Effets possibles**
Cycles de gel-dégel, de mouillage-séchage et chocs thermiques	- Modification des propriétés hydrogéologiques, thermiques et mécaniques dans le temps - Dégradation physique des matériaux dans le temps - Exposition physique des sulfures
Distribution de l'eau et de la glace	- Effet sur la profondeur de dégel - Consolidation au dégel - Soulèvement au gel et tassements différentiels - Modification de la résistance mécanique de conception
Accumulation de neige	- Diminution de la profondeur de gel - Quantité d'eau générée lors de la fonte - Modification du profil thermique
Précipitations (quantité, distribution et intensité), fonte de la neige, infiltration et drainage de l'eau de surface	- Modification des profils thermiques et hydrogéologiques - Recharge de la couche de rétention d'eau - Percolation et lixiviation - Érosion thermique reliée à l'eau d'infiltration
Évapotranspiration et durée de la période de drainage	- Modification du profil hydrogéologique - Désaturation de la couche de rétention d'eau - Augmentation de la percolation
Vent	- Érosion éolienne des matériaux de recouvrement - Convection forcée
Teneur en eau non gelée des résidus miniers	- Impact sur la réactivité des résidus miniers
Changements climatiques	- Augmentation des précipitations sous forme de pluie - Augmentation de l'intensité et de la fréquence des évènements extrêmes - Augmentation de la température moyenne annuelle de l'air et du sol - Dégradation du pergélisol

Tableau 2.4 (fin): Facteurs pouvant affecter la performance de recouvrements miniers situés en climat nordique (inspiré de MEND 2009, 2010a, 2010b, 2012 et d'Aubertin et al. 2015).

Facteurs physiques	
Type de matériaux	- Influence directe sur le comportement thermo-hydrique
Compatibilité des matériaux	- Absence d'effets de barrière capillaire - Érosion interne
Migration des particules fines	- Problème de qualité d'eau - Perte d'efficacité des effets de barrière capillaire
Épaisseur des couches	- Une épaisseur minimale permettant l'isolation thermique est requise pour prévenir la réactivité des résidus et/ou la dégradation du pergélisol - Épaisseur de la couche de rétention d'eau doit permettre la rétention d'eau et limiter la diffusion de l'oxygène - Désaturation de la couche de rétention d'eau - Augmentation des flux diffusifs d'oxygène
Géométrie de la structure	- Possible augmentation de l'importance des transferts thermiques par convection - Percolation plus importante - Stabilité mécanique de l'ouvrage - Solifluction - Glissement des couches inclinées
Facteurs indirects liés à la construction	
Disponibilité des matériaux	- Optimisation des matériaux selon les disponibilités - Nécessité de produire des matériaux en carrière ou matériaux composites qui requièrent un contrôle qualité à la production et à la pose
Pose des matériaux en conditions climatiques difficiles	- Performance inférieures dû à un mauvais contrôle de la compaction et de la teneur en eau - Présence de neige dans la structure granulaire
Hétérogénéité des matériaux installés	- Soulèvement au gel - Tassements différentiels - Variabilité en termes de performance

2.3.1 Facteurs affectant la profondeur de dégel

Les recouvrements isolants visent à contrôler la température des résidus miniers et maintenir la couche active dans la couche de matériaux de recouvrement inertes. Par conséquent, il est important de regarder ce qui peut affecter la profondeur de dégel (ou l'épaisseur de la couche active) afin de bien saisir ce qui peut influencer la performance de ces recouvrements. L'épaisseur de la couche active dépend de plusieurs facteurs incluant la température de l'air et de la surface du sol, les propriétés thermiques du sol, le couvert à la surface du sol, l'épaisseur de la neige et les conditions de saturations (e.g. French 2007). Puisque des paramètres climatiques sont impliqués, la profondeur de dégel peut varier chaque année en fonction des variations climatiques à court terme et des conditions hydrogéologiques (e.g. Van Everdingen 1998; Dobinski 2011).

La température de l'air est reliée à la température à surface du sol, mais il existe typiquement des différences significatives entre les températures de l'air et celles observées à la surface du sol (Smith and Burgess 2000; French 2007). La température du sol est, en moyenne, supérieure à la température de l'air et cette différence est attribuée aux effets combinés du relief et de la composition de la surface du sol, de l'orientation et de l'inclinaison de la surface, de la végétation, de l'albédo, de la radiation nette, du couvert de neige, du drainage en surface et des conditions thermiques du sol (e.g. Andersland and Ladanyi 2004; French 2007; Throop et al. 2012). L'épaisseur et la densité du couvert de neige sont reconnues pour avoir un impact majeur sur les températures du sol puisque la neige isole la surface du sol durant l'hiver et limite l'extraction de chaleur (Goodrich 1982; Osterkamp and Romanovsky 1999; Zhang 2005). Kyhn and Elberling (2001) montre que la présence d'une épaisseur de neige aussi mince que 5 cm peut avoir une importance significative sur les températures à la base d'un recouvrement isolant. Ultimement, c'est la température de la surface du sol qui est la principale condition frontière qui dicte la quantité de chaleur qui peut être échangée avec le sol. Toutefois, la profondeur de dégel est souvent exprimée en fonction de l'indice de dégel de l'air (I_{at}) (e.g. Van Everdingen 1998; MEND 2004a; Pham et al. 2013). I_{at} représente la somme de degré-jours où des températures de l'air supérieures à 0 °C sont observées durant une année de calendrier. Cette définition représente l'indice de dégel de l'air total, qui est souvent utilisé en ingénierie (Andersland and Ladanyi 2004; MEND 2004a).

La Figure 2.15 montre des profondeurs de dégel (*thaw depth*; Figure 2.15) estimées en fonction de I_{at} (*thawing index*; Figure 2.15) pour des stériles miniers drainés et pour des résidus miniers saturés

(MEND 2004a). Cette figure montre qu'il existe une différence marquée en termes de profondeur de dégel entre les résidus saturés et les stériles drainés. Cette différence est principalement attribuée aux conditions de saturation. Les stériles drainés montrent un espace poreux dominé par la conduction thermique où peu d'énergie de changement de phase est impliquée. Toutefois, pour les résidus miniers saturés, l'espace poreux est rempli d'eau et le processus de changement de phase réduit la profondeur de dégel dû à la chaleur latente (MEND 2004a). Cet exemple démontre l'importance des conditions de saturations sur la profondeur de dégel et montre qu'il pourrait s'avérer avantageux d'inclure une couche à haut degré de saturation (S_r) dans un recouvrement isolant. Cette couche contenant une grande quantité d'énergie sous forme de chaleur latente pourrait aider à réduire la profondeur de dégel des résidus miniers et contrôler leur température (MEND 2004a; Stevens et al. 2018).

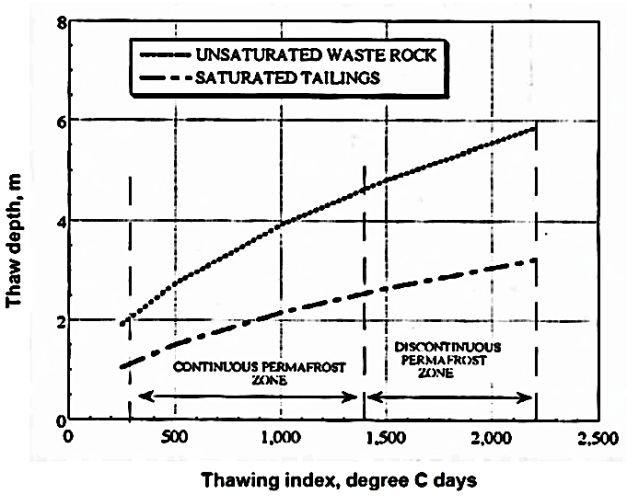


Figure 2.15 : Profondeur de dégel estimées pour des stériles drainés et des résidus miniers saturés en fonction de l'indice de dégel (MEND 2004a).

2.3.2 Effets des cycles environnementaux sur les propriétés des matériaux de recouvrements miniers

Il peut être anticipé que les processus physiques tels les cycles de gel-dégel, les cycles de mouillage-séchage et les chocs thermiques puissent être responsables de changements importants au niveau des propriétés hydro-géotechniques et physiques des matériaux de recouvrement. INAP (2003) suggère que les changements reliés à ces processus sont associés à quatre propriétés clés

soit la conductivité hydraulique saturée, la courbe de rétention d'eau, le coefficient effectif de diffusion de l'oxygène et l'intégrité physique du système de recouvrement. Les effets des cycles de gel-dégel sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux granulaires sont bien documentés et les principes généraux concernant ce sujet sont présentés en détails dans la littérature (e.g. Chamberlain and Gow 1979; Othman et al. 1993; Eigenbrod 1996). Un autre sujet peu documenté dans le domaine de la géotechnique minière qui pourrait avoir un impact sur la performance des systèmes de recouvrements est aussi abordé : la durabilité des roches intactes vis-à-vis les cycles de gel-dégel, de mouillage-séchage et les chocs thermiques.

2.3.2.1 Effets des cycles de gel-dégel sur les matériaux de recouvrement

Les effets des cycles de gel-dégel importants à considérer dans la conception des recouvrements isolants et CIEBC sont les variations de conductivité hydraulique, les modifications des propriétés de rétention d'eau et l'influence sur le D_e. En présence de matériaux grossiers (recouvrements isolants, bris capillaire et couche de protection de CIEBC), les degrés de saturation observés sont normalement faibles et ne permettent pas de procurer les conditions nécessaires au développement des mécanismes de détérioration des propriétés hydrogéologiques. De plus, des propriétés hydrogéologiques spécifiques ne sont pas nécessairement requises pour ces couches (excepté le cas d'un bris capillaire) et une légère variation des propriétés hydrogéologiques n'est pas problématique. Cependant, dans le cas où des matériaux fins sont utilisés, une attention plus particulière doit être portée à l'effet des cycles de gel – dégel. D'autant plus que des critères en termes de conductivité hydraulique saturée et de courbe de rétention d'eau (valeur d'entrée d'air) sont souvent spécifiés pour ces matériaux utilisés dans les recouvrements miniers. C'est d'ailleurs le cas pour les couches de rétention d'eau des CIEBC où des matériaux fins à forte rétention d'eau sont normalement retrouvés.

Les effets des cycles de gel-dégel liés à l'évolution des propriétés hydrogéologiques sont attribués à des modifications structurales liées à la consolidation, au retrait volumétrique et à la création de fissures verticales et de chemins préférentiels (Chamberlain and Gow 1979; Othman and Benson 1991; Kim and Daniel 1992; Othman et al. 1993; Aubertin et al. 1995; Chamberlain et al. 1995; Roy et al. 1995; Eigenbrod 1996; Chapuis 2002; Dagenais 2005; Graham et al. 2011). Il est reconnu que les matériaux de faible plasticité (I_p < 10%), tels que les argiles et silts de faible plasticité et

les résidus miniers (Aubertin et al. 1999; Eigenbrod 2003) ou les sols de forte plasticité (I_p > 100%), tels que les argiles gonflantes et les mélanges sol-bentonite (Wong and Haug 1991; Haug and Wong 1993; Kraus et al. 1997; Eigenbrod 2003;) possèdent un bon pouvoir d'auto cicatrisation et ne subissent pas de changements significatifs de leurs propriétés au dégel. Cependant, les matériaux cohésifs de plasticité supérieure à 10% et inférieure à 100% ont tendance à ne pas retrouver leur structure initiale et être affectés par les cycles de gel-dégel (Chamberlain and Gow 1979; Eigenbrod 1996, 2003; Konrad and Samson 2000). Il est à noter que les cycles de mouillage-séchage peuvent aussi produire des effets similaires (Albright et al. 2006).

Les principaux facteurs qui affectent l'ampleur des effets des cycles de gel-dégel sur les propriétés hydrogéologiques sont les propriétés du sol, la teneur en eau de mise en place, le compactage, les conditions de contraintes et le taux de gel (e.g. Konrad and Morgenstern 1982; Kim and Daniel 1992; Zimmie et al. 1992; Othman et al. 1993; Bowders and McClelland 1994; Waite et al. 1994; Viklander 1998; Viklander and Eigenbrod 2000; Chapuis 2002; Eigenbrod 2003). La plupart des études conduites sur des matériaux affectés par les cycles de gel-dégel indiquent que les variations en termes de propriétés hydrogéologiques se produisent rapidement dès les premiers cycles (< 10 cycles) et se stabilisent par la suite (ASTM 2013). La Figures 2.16 montre une évolution type de k_{sat} en fonction des cycles de gel-dégel pour des matériaux affectés par les cycles de gel-dégel. Dans cet exemple, la valeur de k_{sat} de cette argile inorganique a été stabilisée autour du dixième cycle de gel-dégel.

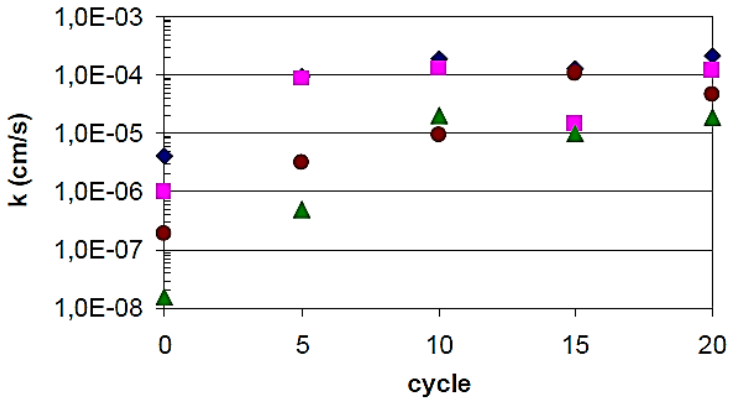


Figure 2.16 : Exemple de stabilisation de la conductivité hydraulique saturée d'une argile inorganique vers le dixième cycle de gel-dégel (tiré de Dagenais 2005).

2.3.2.2 Effet des cycles de gel – dégel, mouillage-séchage et chocs thermiques sur l'intégrité physique des matériaux de recouvrement

Plusieurs travaux d'ingénierie nécessitent le choix de matériaux géologique qui permettent de rencontrer les critères de conception de l'ouvrage. Ces matériaux doivent être choisis de manière à conserver leurs propriétés pour une période égale ou supérieure à la vie utile de l'ouvrage. Ceci implique que les matériaux choisis doivent pouvoir conserver leurs propriétés et résister aux effets du temps (Latham et al. 2006). Des travaux réalisés dans les domaines du génie du bâtiment et de l'architecture (e.g. Chaki et al. 2008; Chen et al. 2004; Takarli et al. 2008; Ruedrich et al. 2011; Bayram 2012; Martínez-Martínez et al. 2013; Khanlari and Abdilor 2014; Özbek 2014), de la géomorphologie (e.g. Hall 1999; Mackay 1999; Davis 2001; French 2007; Hall and Thorn 2011) et du génie côtier (e.g. Lienhart 1998; Lienhart 2003; Topal and Acir 2004; Latham et al. 2006; Graham et al. 2007; Ertas and Topal 2008; Morin and Dionne 2014) ont démontrés que les effets des cycles de gel-dégel, mouillage-séchage et les chocs thermiques peuvent être à l'origine d'une détérioration de l'intégrité et des propriétés physique de roches intactes. Par conséquent, en conditions de terrain, les matériaux utilisés pour la construction des recouvrements miniers pourraient voir leurs intégrité et propriétés évoluer dans le temps.

Les cycles de gel-dégel sont un puissant agent d'altération qui provoque la dégradation des propriétés physiques et mécaniques des roches intactes (Chen et al. 2004; Khanlari and Abdilor 2014; Park et al. 2015). La durabilité d'une unité géologique aux cycles de gel-dégel dépend principalement de la température, de la composition minéralogique, du nombre de cycles de gel–dégel et de la teneur en eau (Matsuoka 1990; Nicholson and Nicholson 2000; Nicholson 2001; Chen et al. 2004; Lisø et al. 2007; Takarli et al. 2008; Tan et al. 2011). Le principal mécanisme de dégradation des roches intactes par le gel-dégel se produit lorsque l'eau change de phase dans l'espace poreux. L'augmentation de volume de l'eau lors du changement de phase entraine une augmentation de la pression dans l'espace poreux. Lorsque cette pression dépasse la résistance en tension de la roche, des microfractures se créent et les fractures existantes s'accentuent (Young and MacLean 1992; Chen et al. 2004). Ce mécanisme illustre que la porosité initiale, la distribution de la taille des pores, la présence de fractures (Amoroso and Fassina 1983; Matsuoka 1990; Pardini et al. 1996; Mutlutürk et al. 2004; Yavuz et al. 2006; Lindqvist et al. 2007; Ruedrich et al. 2011;

Khanlari and Abdilor 2014) et plus spécialement de l'eau contenue dans les pores et joints (Park et al. 2015) sont à la base de la durabilité des roches intactes. Les principaux facteurs qui favorisent la dégradation sont les S_r supérieures à 70% (Chen et al. 2004), les porosités comprises entre 2 et 7% (Hale and Shakoor 2003) et la présence de minéraux de faible résistance (minéraux mafiques, argiles, etc) et de grains de grande taille (Lindqvist et al. 2007).

Quant aux cycles de mouillage-séchage, des impacts sur l'intégrité des roches et leurs propriétés sont entrainés par deux mécanismes principaux, soit la présence de minéraux gonflants et la dissolution des matériaux constituants ou cimentaires. En présence d'eau, les minéraux gonflants absorbent dans leur structure une portion de l'eau disponible. Le gonflement de ces minéraux entraine une augmentation de la pression inter-granulaire. À long terme, les cycles chargement et déchargement de force en tension entrainée par les cycles de mouillage-séchage peuvent causer une déstructuration de la matrice granulaire et une diminution de la qualité de la roche (Sarman et al. 1994; Hale and Shakoor 2003; Chen et al. 2004; Özbek 2014). La dissolution des matériaux cimentaires ou matriciels des roches sédimentaires peut se produire en présence d'eau, ce qui altère leur structure et réduit leur résistance. Ce processus peut aussi être associé à la précipitation de sels qui peuvent générer des tensions internes et contribuer à la détérioration par les cycles de mouillage-séchage (Bell 1992; Dove 1994).

Finalement, les chocs thermiques peuvent altérer l'intégrité des masses rocheuses basé sur le principe que les minéraux présents dans une roche se comportent différemment lorsque soumis à une variation de température. Pour un assemblage de minéraux donné, une variation des conditions thermiques peut causer une expansion (ou contraction) thermique différentielle entre les grains et entrainer la création de microfissures ou le développement de fissures déjà existantes (e.g. Heard 1980; Wang and Heard 1985; Hall 1999; Hale and Shakoor 2003; French 2007). Il est expliqué par French (2007) que la résistance aux chocs thermiques d'une lithologie donnée est fonction de facteurs tels que sa diffusivité thermique, sa résistance en tension, les coefficients d'expansion thermique des minéraux constituants et du module d'élasticité. La présence d'un contraste de température et d'une taille des pores suffisamment petite pour empêcher l'expulsion de l'eau interstitielle sont requis pour permettre la dégradation thermique (French 2007). La valeur minimale du taux de changement de température doit être supérieur à 2 °C/min pour permettre d'induire un choc thermique (Richter and Simmons 1974; Yatsu 1988). Dans la nature, ce

mécanisme est surtout attribué aux effets directs du soleil qui résultent en l'alternance de périodes de réchauffement et de refroidissement de la surface du sol (Selby 1985).

Il est généralement accepté que les processus liés au gel-dégel sont beaucoup plus agressifs que ceux liés aux cycles de mouillage-séchage et aux chocs thermiques, ce qui résulte en une dégradation des propriétés plus importante pour des matériaux soumis aux cycles de gel-dégel (e.g. Pardini et al. 1996; Yavuz 2011; Khanlari and Abdilor 2014; Özbek 2014;). Une altération sévère des matériaux de recouvrement par les cycles environnementaux pourrait avoir un impact majeur sur la performance des recouvrements. Par exemple, une dégradation des matériaux d'un bris capillaire (traduite par la fracturation des particules et une réduction du diamètre moyen des grains) pourrait réduire sa capacité à forcer la rétention d'eau dans la couche de rétention d'eau et mettre en péril l'efficacité du recouvrement à limiter la diffusion de l'oxygène. De plus, la dégradation des particules pourrait occasionner la production de particules fines qui une fois en suspension dans les eaux de drainage pourraient affecter la qualité d'eau.

2.3.3 Impact des changements climatiques sur les approches de restauration

Le lien entre les changements climatiques et l'activité humaine est bien connu (IPCC 2000, 2007; ACIA 2004, 2005). Les changements climatiques réfèrent généralement à un changement d'état du climat qui peut être identifié par un changement dans la moyenne et la variabilité de ses propriétés et qui persiste pour une période étendue (10 ans et plus) (IPCC 2007). Des changements climatiques sont déjà observés à l'échelle canadienne et mondiale (e.g. Smith and Burgess 1998; Zwiers 2002; Macdonald et al. 2005; French 2007; Pearce et al. 2010), et se traduisent principalement par une augmentation de la température de l'air, un changement dans la quantité et la forme des précipitations (pluie versus neige), un changement dans la fréquence et la magnitude des évènements extrêmes et une dégradation du pergélisol (French 2007; Pearce et al. 2010; MEND 2011). Dans le futur, une augmentation de l'effet des changements climatiques est anticipée, ce qui entraine une augmentation de la vulnérabilité de plusieurs infrastructures minières, incluant les systèmes de recouvrement et plus particulièrement le recouvrement isolant (MEND 2011; Gouvernement of Nunavut 2012).

Le Panel Intergouvernemental sur les Changements Climatiques (IPCC) a présenté plusieurs rapports sur les scénarios d'émission des gaz à effets de serre où des scénarios considérant différentes projections d'émission (RCP ou *Representative Concentration Pathways*) sont décrits (e.g. IPCC 2000, 2007, 2014). Ces modèles sont fréquemment actualisés (Moss et al. 2010) et constituent la base de plusieurs modèles climatiques globaux et régionaux développés pour projeter les changements climatiques. Au Canada, l'on retrouve entre autres le Centre canadien de la modélisation et de l'analyse du climat qui a élaboré un certain nombre de modèles climatiques. Plusieurs autres modèles sont disponibles et sont regroupés dans un projet d'intégration global sous le nom de *Coupled Model Intercomparison Project* (CMIP5) (Taylor et al. 2012). Les trois modèles d'émission des gaz à effets de serre de l'IPCC (2007) les plus utilisés sont le modèle pessimiste (RCP8.5), le modèle modéré (RCP6.0) et le modèle de faible croissance (RCP4.5). Un rapport de l'institut sur la Réduction des Pertes Catastrophiques (*Institute for Catastrophic Loss Reduction* ou ICLR) a montré que le scénario pessimiste de l'IPCC était le plus près des tendances observées et que les changements climatiques avancent à un rythme plus rapide qu'estimé par le passé (Bruce 2011). Lors du dernier siècle, l'augmentation de la température de l'air au Canada a été approximativement le double de la moyenne globale (NRTEE 2010). Il est anticipé que cette tendance continue avec un réchauffement de près de 3 fois la moyenne globale de prévue pour l'Arctique. Les prédictions de la Table Ronde Nationale sur l'Environnement et l'Économie basées sur 30 ans de données historiques projettent une augmentation de la température de l'air de 4°C pour la région du Nunavut où opère la mine Meadowbank d'ici 2050 (NRTEE 2010).

En ce qui concerne les précipitations, des modélisations climatiques réalisées par Ressources Naturelles Canada montrent une augmentation de la quantité de précipitation de 10 à 30% d'ici 2050 pour le Nunavut (Lemmen et al. 2008). Ces augmentations sont toutefois plus marquées en hiver pour l'ensemble du territoire. Avec l'augmentation de la température, il est aussi anticipé d'observer une augmentation de la quantité de précipitations sous forme de pluie (Macdonald et al. 2005). En plus du changement en termes de quantité, une augmentation de la fréquence des évènements de fortes précipitations est prévue (Bruce 2011; NRTEE 2010). Toutefois, il reste toujours difficile d'estimer quantitativement les changements reliés aux évènements extrêmes tels que les précipitations maximales probables (PMP) (Jakob et al. 2008).

Smith and Burgess (2004) ont classifié la sensibilité du pergélisol face aux changements climatiques anticipés pour le Canada. Ils ont établi que la sensibilité du pergélisol était plus précaire à la limite sud. Une dégradation du pergélisol implique la disparition du pergélisol discontinu à certains endroits et la modification de zones de pergélisol continu en pergélisol discontinu. Pour le Nunavut, la sensibilité du pergélisol est classifiée de faible à modéré et le principal changement anticipé est l'augmentation de la profondeur de la zone active (Lemmen et al. 2008).

L'évolution du climat dans le temps fait ressortir l'importance de concevoir pour les conditions climatiques futures. Les principaux impacts des changements climatiques pour le secteur minier en rapport avec le DMA se résument à l'augmentation de la température moyenne, des changements en termes de précipitations, la venue d'évènements extrêmes et la dégradation du pergélisol (MEND 2011; Bussière et al. 2017; Bresson and Roy 2018).

2.4 Outils d'auscultation des recouvrements isolants et des CIEBC

La performance des systèmes de recouvrement comporte deux aspects principaux, la performance à court (*in situ*) et à long terme. Pour les recouvrements isolants et les CIEBC, ces deux aspects de la performance sont principalement déterminés à l'aide d'essais de terrain (court terme) et d'outils numériques (long terme) et sont discutés dans cette section.

2.4.1 Évaluation de la performance *in situ*

Dans la littérature, la performance des recouvrements miniers situés en climat nordique est habituellement réalisée par analyse de profils de température obtenus sur le terrain (Meldrum et al. 2001; MEND 2004a; Coulombe et al. 2012). Par le passé, la profondeur de gel a été utilisée comme indicateur de performance (MEND 2004a). Cependant, il a été démontré que l'isotherme 0 °C n'était pas garant de la non-réactivité des résidus miniers. Alors, les profils de température mesurés ou modélisés à différentes profondeurs sont plutôt utilisés puisqu'ils permettent d'évaluer si le recouvrement satisfait le critère de température de conception à l'interface résidus-recouvrement. Cette méthode est adaptée tant pour les recouvrements isolants que les recouvrements de type CIEBC.

Des essais de consommation d'oxygène peuvent être utilisés pour mesurer la valeur *in situ* des flux d'oxygène consommés par les résidus miniers dans plusieurs contextes. L'essai de consommation d'oxygène développé par Elberling et al. (1994) et Elberling and Nicholson (1996) se base sur le principe que le flux d'oxygène passant à travers des résidus miniers (et/ou des recouvrements) peut être déterminé en mesurant la décroissance de la concentration d'oxygène en fonction du temps dans une chambre étanche située au-dessus des résidus miniers. La relation entre le flux d'oxygène et la décroissance de concentration en oxygène mesurée dans la chambre étanche est souvent basée sur une interprétation pseudo-statique de la 2e loi de Fick où le flux stationnaire d'oxygène à la surface de résidus miniers, exprimé pour une cinétique de réaction de premier ordre et pour des conditions frontière spécifiques, est formulé ainsi (Elberling and Nicholson 1996; Mbonimpa et al. 2002a):

$$F_{s0} = \theta_{eq} C_0 \sqrt{D^* K_r^*} = C_0 \sqrt{D_e K_r} \qquad [2.23]$$

Cette équation suppose un régime permanent où la concentration en oxygène à la surface est constante et atmosphérique $\left(C_0 = 20{,}9\%,\ \frac{\partial C}{\partial t} = 0\right)$ avec une condition initiale de C($z > 0$, t = 0) = 0 et des conditions limites où C($z = 0$, $t > 0$) = C_0 et C($z = \infty$, $t > 0$) = 0 (Elberling et al. 1994; Elberling and Nicholson 1996). Une résolution de cette dernière équation pour la continuité de l'oxygène consommée dans la chambre étanche permet l'interprétation des essais en fonction de l'aire A et du volume V du cylindre, de la pente du $ln\left(\frac{C}{C_o}\right)$ et du temps t:

$$ln\left(\frac{C}{C_o}\right) = -t\sqrt{K_r D_e}\,\frac{A}{V} \qquad [2.24]$$

Une analyse par régression linéaire d'un graphique de la pente de $ln(C/C_0)$ en fonction du temps permet de trouver la valeur de $\sqrt{K_r D_e}$ qui est ensuite employée dans le calcul du flux d'oxygène. L'analyse pseudo-statique requiert une faible baisse de concentration d'oxygène (2 à 3%) dans la chambre mesurée sur une courte durée (1 à 5h) et pour une faible hauteur de dégagement (e.g. Elberling and Nicholson 1996; Tibble and Nicholson 1997; Mbonimpa et al. 2002c, 2003, 2011; Bussière et al. 2004;). Une étude réalisée par Mbonimpa et al. (2011) sur des résidus miniers réactifs, indique qu'une interprétation pseudo-statique peut mener à une précision limitée dans l'analyse des résultats d'essais de consommation d'oxygène. D'après une comparaison d'analyse

de flux de surface réalisés par modélisation numérique en régime transitoire et par interprétation pseudo-statique, il a été déterminé que le flux de surface calculé selon la méthode pseudo-statique est toujours inférieur à celui modélisé en régime transitoire. De plus, la précision de la méthode est principalement influencée par la hauteur de dégagement, la durée de l'essai et la hauteur de dégagement. Pour ces raisons, certains travaux se sont aussi basés sur une approche numérique pour déterminer les flux d'oxygène plus précisément (e.g. Bussière et al. 2002c; Mbonimpa et al. 2002c, 2011; Dagenais 2005; Demers et al. 2008, 2009).

L'essai de consommation d'oxygène a été adapté pour pouvoir être réalisé à la fois sur des résidus miniers et sous des recouvrements miniers (Figure 2.17; Coulombe, 2012). Cet essai peut être conduit sur le terrain à l'aide de cylindres en acier inoxydable insérés directement dans les résidus miniers. L'essai de consommation d'oxygène installé directement dans les résidus non recouvert (Figure 2.17A) permet de mesurer la réactivité des résidus miniers non recouverts à plusieurs endroits et à différents moments de l'année sur un parc à résidus afin d'évaluer la variabilité de la consommation d'oxygène en fonction du temps et de l'espace (e.g. Tibble and Nicholson 1997; Elberling 2001; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2013). Ces résultats peuvent ensuite être comparés à des résultats d'essais de consommation d'oxygène installés sous un recouvrement (Figure 2.17B) afin d'évaluer l'efficacité de celui-ci (Coulombe 2012). Avec l'instrumentation adéquate, il devient aussi possible de tirer des conclusions sur l'influence de la température et de la teneur en eau (mesurées dans le recouvrement et les résidus miniers) sur la réactivité des résidus miniers et ainsi valider les bases de conceptions par rapport à la température cible d'entreposage.

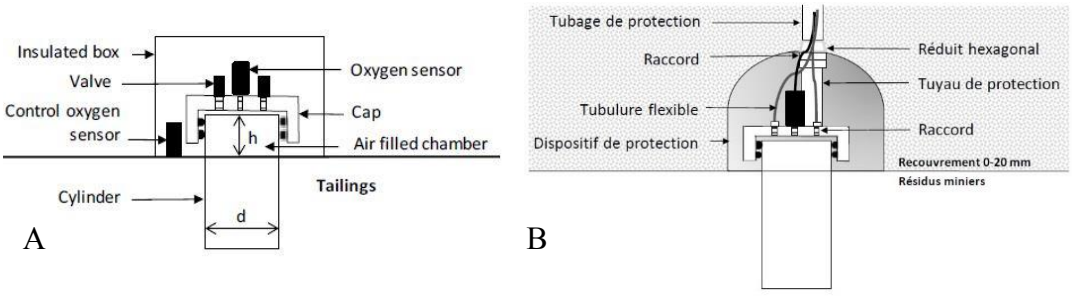


Figure 2.17 : Essai de consommation d'oxygène utilisé pour évaluer la réactivité des résidus non recouverts (A; d'après Coulombe et al., 2013) et recouverts (B; d'après Coulombe 2012).

Étant donné que la performance des CEBC (et donc des CIEBC) est principalement basée sur le régime hydrique dans le recouvrement, l'évaluation de la performance de ce type de recouvrement

doit nécessairement inclure une analyse des conditions hydrogéologiques (e.g. Aubertin et al. 1997, 1999, 2002a, 2002b; Bussière et al. 2003b, 2006, 2007, 2009; Dagenais 2005; Dagenais et al. 2005; Maqsoud et al. 2010; Boulanger-Martel et al. 2016). Parfois, les recouvrements isolants peuvent avoir un objectif secondaire de limiter la disponibilité de l'oxygène par l'incorporation d'une zone à plus haute S_r dans le recouvrement (e.g. cas de la mine Nanisivik; MEND 2004a; Claypool et al. 2009). Dans ce cas, une analyse du comportement hydrogéologique devient alors primordiale. Dans l'analyse des résultats, les S_r peuvent être convertis en D_e (e.g. par le modèle de Aachib et al. 2004) et comparées au critère de conception, typiquement dans l'ordre de 10^{-8} m^2/s pour les CEBC (Bussière 1999). Finalement, étant donné que le degré de saturation et la teneur en eau non gelée des résidus miniers influencent leur réactivité, il peut aussi être nécessaire d'évaluer ces conditions pour définir leur potentiel d'oxydation (e.g. Godwaldt 2001; Ouangrawa et al. 2006; Ouangrawa 2007; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2013).

Un autre paramètre important à obtenir pour l'évaluation de la performance des recouvrements miniers qui visent à contrôler l'apport en oxygène est le flux d'oxygène qui traverse le recouvrement (e.g. Bussière 1999; Mbonimpa et al. 2003; Dagenais 2005; Demers 2008; Boulanger-Martel et al. 2016). Quelques méthodes existent pour déterminer les flux d'oxygène passant à travers les barrières à l'oxygène soit la méthode du gradient d'oxygène, la méthode d'analyse du relâchement de sulfate, l'essai de consommation d'oxygène et le calcul du flux basé sur les conditions hydriques (e.g. Yanful 1993; Elberling et al. 1994; Elberling and Nicholson 1996; Aubertin et al. 1999; Bussière and Aubertin 1999; Elberling and Damgaard 2001; Mbonimpa et al. 2003; Bussière et al. 2004; Dagenais et al. 2012; Boulanger-Martel et al. 2016). Toutefois, de par sa simplicité d'application sur le terrain, la méthode d'interprétation basée sur les conditions hydrogéologiques est la plus approprié pour évaluer la performance *in situ* des CIEBC. L'approche basée sur les conditions hydrogéologiques requière que les conditions de teneur en eau (et les D_e qui y sont rattaché) et la valeur du K_r (le cas échéant) soient connues pour déterminer les flux d'oxygène passant à travers les matériaux. Ces calculs peuvent être faits en régime permanent ou transitoire et une analyse numérique peut être requise pour évaluer les flux d'oxygène (Mbonimpa et al. 2003). Dans la littérature, les recouvrements performants à limiter la génération de DMA montrent des critères de conception où les flux d'oxygène sont inférieurs à 2-10 $mol/m^2/an$

(Bussière 1999; Nastev and Aubertin 2000; Dagenais et al. 2001; Dagenais 2005; Demers et al. 2009).

Ultimement, l'efficacité d'un recouvrement est évaluée par la qualité de l'eau de l'effluent à savoir si les normes sont respectées ou non. Le débit d'exfiltration peut aussi être un indicateur de performance spécialement lorsqu'un contrôle de l'infiltration est requis. Un sommaire des principales méthodes d'évaluation de la performance des recouvrements isolants et des CIEBC est présenté au Tableau 2.4. La pertinence des différentes méthodes d'évaluation de la performance *in situ* des recouvrements isolants et des CIEBC disponibles est suggérée.

Tableau 2.5 : Pertinence des méthodes d'évaluation de la performance *in situ* des recouvrements isolants et CIEBC.

Méthode	Recouvrement Isolant	CIEBC
Profils de température	+++	++
Profils hydrogéologique	++	+++
Flux d'oxygène résidus	+++	++
Flux d'oxygène recouvrement	+	+++
Qualité d'eau	+++	+++
Débit d'exfiltration	+	+

+ : pertinent, ++ très pertinent, +++ critère nécessaire

2.4.2 Évaluation de la performance à long terme

L'évaluation de la performance à long terme des recouvrements isolants et des CIEBC requiert que le comportement thermique et hydrogéologique soit projeté dans le temps. Ces prédictions sont réalisées par le biais de modélisations numériques calibrées sur des données de laboratoire et de terrain (e.g. MEND 2001a, 2012; Yanful et al. 2006; Zhang and Horne 2010). Dans les prédictions à long terme, les effets des changements climatiques doivent être considérés. De telles considérations se font par le biais de modèles numériques qui incorporent comme condition frontière des fonctions de température (ou radiation) et de précipitations qui tiennent compte des prévisions futures du climat. Les modèles climatiques sont utilisés afin de générer des données du climat telles que la température (moyenne, minimale, maximale), les précipitations (annuelle, évènement extrême) ou la radiation solaire sur un horizon à plus long terme. Les changements du climat obtenus peuvent ensuite être utilisés pour ajuster une base de données historique pour site

spécifique afin de tenir compte des différents scénarios de RPC (MEND 2012). Les principaux défis résident dans l'obtention de données locales historiques fiables et dans la mise à l'échelle des données obtenues par les modèles de circulation globaux (NRTEE 2009). Ensuite, l'évolution du comportement d'un système de recouvrement peut être simulée à long terme, en considérant les changements climatiques par l'utilisation des données (conditions limites) ajustées aux RPC.

2.5 Étude de cas pertinents

Un bon nombre de sites miniers ont été opérés ou sont présentement en opération dans les hautes latitudes du Canada. Par exemple la mine de nickel Raglan au Québec, les mines de diamants Diavik et Ekati aux Territoires-du-Nord-Ouest et la mine d'or Meadowbank au Nunavut sont toujours en activité et envisagent l'utilisation d'un recouvrement isolant dans leur plan de restauration. De plus, certains sites abandonnés tels que ceux de Rankin Inlet et de Nanisivik au Nunavut ont mis en place un recouvrement isolant pour la restauration de leur parc à résidus. Dans la littérature, très peu de données concernant la restauration et la performance des recouvrements installés ou envisagés sont disponibles. Bien que le cas des haldes à stérile de la mine Diavik a été étudié intensément dans les dernières années (Chi et al. 2013; Neuner et al. 2013; Pham et al. 2013; Smith et al. 2013a, b, c), peu de données sont cependant disponibles pour le parc à résidus minier. Le recouvrement actuellement proposé comporte une épaisseur de 0,5m de till recouvert d'une épaisseur de 3,0m de stériles miniers inertes. Pour ce qui est de la mine Ekati, une déposition des résidus miniers dans un parc à résidus et en remblai de fosse a lieu (Diamond 2015; Koop et al. 2015). Les résidus miniers de Ekati ne présentent pas de problématique environnementale majeure alors, dans ce cas particulier, le recouvrement isolant est utilisé seulement afin d'améliorer la stabilité physique de l'aire d'entreposage, réduire l'érosion (éolienne et hydraulique) et favoriser la végétation (Reid and Naeth 2005; Koop et al. 2015). Un recouvrement minier de 1,5 à 2,0m de matériaux fins avec amendements est prévu pour ce site minier. En ce qui concerne le cas de la mine Meadowbank, un recouvrement d'au moins 2,0 m de stériles miniers est actuellement prévu. Étant donné que le présent projet de recherche est le premier en restauration sur ce site, peu de données publiques sont actuellement disponibles. Finalement, plus de données sont disponibles dans la littérature pour les sites miniers de Rankin inlet, Nanisivik et Raglan. Une description

sommaire des trois sites miniers d'intérêt est fournie au Tableau 2.5 tandis que les principales conclusions tirées des études réalisées sur ces sites miniers sont présentées plus en détails.

Tableau 2.6 : Description des sites miniers de Rankin Inlet, Nanisivik et Raglan.

Site	Latitude	TMAA	Exploitation	Résidus	Recouvrement final
Rankin Inlet Nunavut	62°48'N	-11,0 °C	1957 - 1962	4 – 20% pyrrhotite, traces chalcopyrite et pentlandite	Isolant fait de 1,0 m de matériaux d'esker
Nanisivik Nunavut	73°02'N	-15,2 °C	1976 - 2002	32 – 95% pyrite, traces galène et sphalérite	Isolant avec couche de chaleur latente fait de 1,0 m de shale saturé + couche superficielle de 0,25 m de sable/gravier
Raglan Québec	61°41'N	-10,3 °C	1997 - présent	10 – 20% pyrrhotite, traces pentlandite	En cours de conception

2.5.1 Mine Rankin Inlet (NU)

Dû à la proximité du site de la baie d'Hudson, les résidus miniers de Rankin Inlet étaient périodiquement inondés d'eau de mer, causant une forte salinité (jusqu'à 52 mg/l) de l'eau interstitielle. Les résidus miniers ont été laissés non recouverts jusqu'à 30 ans après la fermeture du site et des problèmes environnementaux reliés au transport aérien de poussières et aux fortes concentrations en métaux étaient observés sur le site. Par conséquent, des travaux de restauration ont été entrepris entre 1992 et 1994. Ces travaux ont visé à traiter près de 100 000 m^3 d'eau contaminée des parcs à résidus miniers et à réacheminer les 48 000 m^3 de résidus miniers entreposés en surface dans la section *Deep Pond*. Les résidus miniers ont ensuite été recouverts d'un recouvrement isolant fait de 1,0 m de matériaux d'esker (sable et gravier) (Erickson 1995).

La forte salinité de l'eau et le potentiel de génération de chaleur par les réactions d'oxydation a remis en question l'efficacité de la méthode en place. Alors, en 1997, un programme expérimental de laboratoire et de terrain a été mis en place pour aborder le problème (Meldrum et al. 2001; Meldrum 1998). Un programme de forages réalisé en mars 1997 a permis l'échantillonnage et l'installation de câbles à thermistances (10) dans le *Deep Pond*. Des essais de laboratoire réalisés sur les résidus miniers ont monté une baisse du point de congélation de 4ºC (Meldrum et al. 2001).

De plus, des essais de consommation d'oxygène réalisés en conditions contrôlées ont montré qu'une température de -2 °C réduit la réactivité sans toutefois l'arrêter. Une température de -10 °C est nécessaire pour ne plus observé d'oxydation des résidus miniers. Les profils de température mesurés lors des 4 premières années de suivi montrent une augmentation de l'épaisseur de la zone active de 1,0 m dans le sol naturel à 2,7 m dans les résidus miniers recouverts. En considérant un critère de performance de -2 °C, Meldrum et al. (2001) ont modélisés qu'une durée de 7 ans après la mise en place du recouvrement serait nécessaire pour que l'entière colonne de résidus miniers atteigne cette température et qu'une durée de plus 15 ans serait nécessaire pour atteindre -4 °C. Les mesures de température prises sur les 4 premières années ont montré un gel plus rapide que modélisé. Ceci est attribué à de plus faibles teneurs en eau qu'anticipé. En considérant que la température moyenne annuelle de l'air est de -11 °C et que la température moyenne du sol est de -7 °C, une performance prometteuse est projetée (Meldrum et al. 2001).

2.5.2 Mine Nanisivik (NU)

Afin de sélectionner la meilleure méthode de restauration pour le parc à résidus miniers de la mine Nanisivik, cinq cellules expérimentales de terrain ont été construites entre 1991 et 1992 à partir de matériaux disponibles à proximité du site. Les matériaux disponibles étaient un shale de taille sable et gravier, un till sableux, un sable et gravier naturel et un sable (MEND 2004a). Les cinq recouvrements isolants testés visaient aussi à évaluer l'influence de la compaction, l'albédo et le degré de saturation. Les configurations des cinq cellules expérimentales sont présentées à la Figure 2.18. Le comportement thermique des recouvrements a été suivi mensuellement entre 1992 et 2000 par des câbles à thermistances et des jauges de gel installés au centre des cellules (1 câble et une jauge par cellule). Entre 1993 et 2000, la profondeur de la couche active s'est avérée être entre 0,73 et 2,09 m dépendant de la configuration du recouvrement (voir Figure 2.18). Cette étude conclut que l'impact majeur influençant l'ampleur de la profondeur de dégel est le degré de saturation des matériaux de recouvrements. Le recouvrement de shale compacté et saturé (TP2) a montré la plus faible profondeur de dégel sur la période de 8 ans de suivi. De plus, il a été suggéré de favoriser l'utilisation de matériaux à haut albédo pour réduire d'avantage l'épaisseur de la zone active.

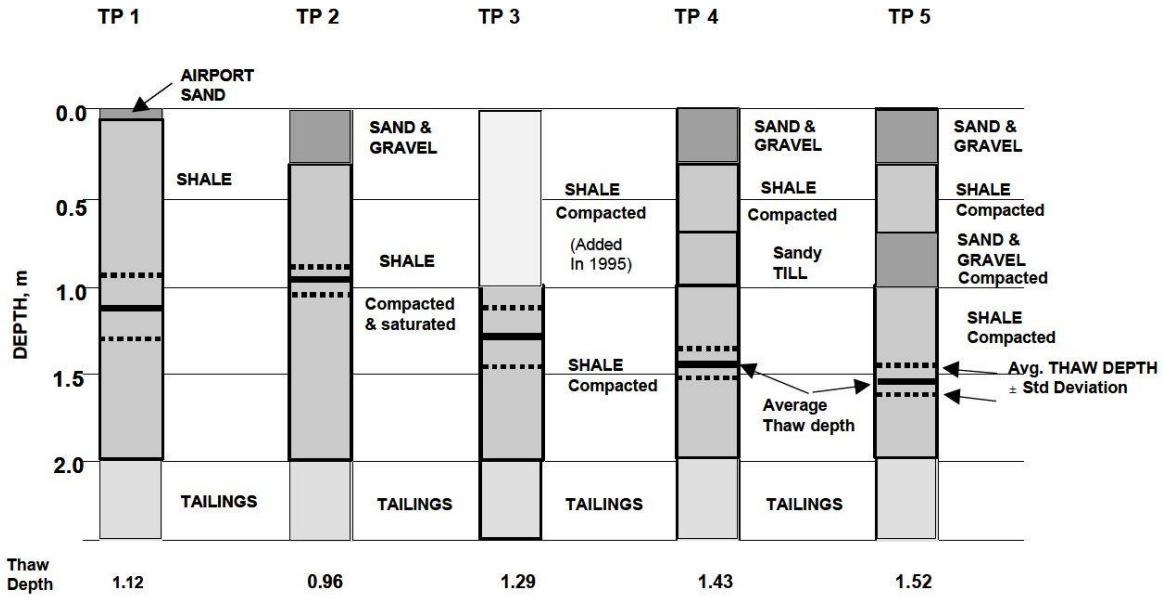


Figure 2.18 : Configuration des cellules expérimentales de la mine Nanisivik (MEND 2004a)

En parallèle, quelques études de terrain et de laboratoire ont réalisé par l'Institut de Géographie de l'Université de Copenhagen. Elberling (1998) présente des résultats d'essais de consommation d'oxygène réalisés sur le terrain entre août et septembre 1997 et des essais de diffusion du CO_2 (converti en comportement diffusif pour l'oxygène) au laboratoire effectués sur des résidus de Nanisivik gelés et non gelés. Ensuite, Elberling (2001) a évalué les effets de température sur la réactivité des résidus Nanisivik bien drainés, frais et oxydés à l'aide d'essais de consommation d'oxygène réalisés sur le terrain (été 1998, hiver 1998 et été 1999) et au laboratoire. Kyhn and Elberling (2001) ont calibré un modèle WinSoil sur les données de terrain obtenues pour les cellules TP1 et TP2 afin d'évaluer l'impact de l'accumulation de neige (entre 0, 5, 25 et 50 cm) et d'une variation dans l'épaisseur du recouvrement (entre 1, 2 et 3m). Les résultats ont montré qu'une T_{cible} de -5 °C serait difficilement atteinte même avec un recouvrement de 3m. Finalement, Elberling (2005) présente une interprétation de l'influence de la température et du contrôle de l'oxygène sur l'oxydation de la pyrite. La plupart des résultats pertinents obtenus par Elberling concernant la consommation de l'oxygène, sa dépendance à la température et la diffusion des gaz dans les résidus miniers gelés ont été présentés dans les sections précédentes et ne seront pas répétés ici.

Finalement, le concept retenu pour la restauration du site de Nanisivik consiste à un recouvrement de 1,0 m de shale saturé avec une couche superficielle de 0,25 m de sable et gravier (MEND 2004a). Cette configuration de recouvrement a été optimisée à partir d'un modèle thermique qui considère des changements climatiques et qui satisfait une période de récurrence de 1 :100 ans de chaleur extrême et une température de gel des résidus de 0 °C. Le recouvrement a été construit en 2004-2005. Les données de suivi des thermistances et des jauges de gel recueilli en 2008 indiquent une épaisseur de couche active de 1,1m en juillet et un recouvrement complètement gelé vers la fin du mois de septembre (Claypool et al. 2009). Les analyses de qualité d'eau à l'effluent final se sont avérées conformes de 2004 à 2008. Les résultats de suivi suggèrent que le recouvrement isolant agit efficacement pour limiter la génération de DMA.

2.5.3 Mine Raglan (QC)

Depuis le début des opérations, beaucoup de travaux ont été réalisés par des firmes de consultant et des universités pour caractériser le comportement thermo-hydro-géochimique de l'empilement et pour développer une méthode de restauration durable. Une première étude visant à sélectionner le recouvrement final a été réalisée par AMEC (2002). En s'appuyant sur une analyse des conditions climatiques locales du site, sur des analyses thermiques de plusieurs combinaisons de recouvrement et une cellule expérimentale de terrain, un recouvrement isolant constitué de 1,2 m de matériaux d'esker et de 1,2 m de matériaux concassés a été sélectionné comme le choix optimal pour la restauration (AMEC 2002; Nixon 2000). Cette conception s'est basée sur une température cible maximale des résidus de -0,5 °C, sur une TMAA de -8,8 °C et sur une période de récurrence d'un évènement de chaleur intense de 1:100 ans (Nixon 2000).

Une cellule expérimentale a été construite en 2001 pour tester ce scénario sur la pente nord-est du parc à résidus. Les matériaux utilisés sont un matériau d'esker concassé 0 – 20 mm pour le premier 1,2 m et une épaisseur de 1,2 m de matériaux tout-venant de carrière 0 – 600 mm pour la couche supérieure. Le suivi des thermistances installées dans le recouvrement expérimental a montré que la profondeur de dégel a atteint une profondeur de 1,95 m en 2002 et 1,90 m en 2003. Ces données suggèrent une température de -0,2 °C à l'interface résidus–recouvrement. L'isotherme -0,5 °C a atteint une profondeur de 2,75 m en 2002 et 2,55 m en 2003 (MEND 2004a). Avec l'information

disponible à cette époque, les résultats des cellules expérimentales suggèrent que la conception retenue ne permettait pas de maintenir les résidus assez froids pour satisfaire le critère établi.

À partir de 2002, Mine Raglan a débuté la mise en place du premier 1,2 m de matériaux d'esker concassé pour les sections où le profil final de résidus miniers était atteint. La remise en question des performances du recouvrement face à l'évolution du climat a poussé la minière à reporter le recouvrement final de leur parc à résidus en attendant une conception finale. À partir de ce moment, pour les endroits où le profil final était atteint, une couche de 0,4 m de matériaux 0 – 20 mm produits en carrière était tout de même déposé à titre de recouvrement partiel pour protéger les résidus de l'érosion hydraulique et éolienne.

Depuis, beaucoup de travaux ont été réalisés afin de caractériser l'impact des changements climatiques sur le comportement du recouvrement initial du parc à résidus (AMEC 2006), les conditions climatiques locales (e.g. INRS 2006), les conditions hydrologiques et de couvert de neige (e.g. SNC 2007, 2012) et les propriétés des résidus miniers (EcoMetrix 2008; SNC 2009). Des travaux ont aussi été entrepris par Garneau (2012) et Coulombe (2012) afin d'évaluer la performance du recouvrement partiel du parc à résidus. Les résultats obtenus par Coulombe (2012) indiquent que les recouvrements partiels de 1,2 m et de 0,4 m ne permettent pas d'augmenter de façon significative la période où les résidus sont considérés comme non réactifs (entre -2 et -6 °C), mais permettent de réduire la durée des périodes où les résidus sont très réactifs. Les résultats d'analyse des profils de température et des flux d'oxygène obtenus par Garneau (2012) et Coulombe (2012) indiquent que les recouvrements partiels ne permettent pas de contrôler totalement la génération de DMA.

Finalement, un complexe de quatre cellules expérimentales a été construit en juin 2012 pour évaluer la préfaisabilité de deux types de recouvrements isolants, une barrière à l'eau faite d'une géomembrane et d'une CIEBC faite d'un mélange gravier-bentonite. Les deux recouvrements isolants testés sont le cas de base proposé par AMEC (2002) et une version modifiée permettant le refroidissement convectif dans la couche supérieure. Pour cette dernière cellule, une couche de 40 cm de 0 – 20 mm est déposée à la base du recouvrement et une épaisseur additionnelle de 2,0 m de 65 – 200 mm est ajoutée. La CIEBC testée à Raglan consiste en la première application d'un recouvrement de ce genre en condition nordique et est constituée d'un bris capillaire de 40 cm fait

de 0–20 mm, d'une couche de rétention d'eau de 60 cm faite d'un mélange gravier–bentonite à 6,5% bentonite et d'une couche de protection ide 100 cm faite de 0–600 mm (SNC 2013). Les résultats de cette étude de terrain ne sont pas disponibles publiquement. Cependant, des travaux de recherche sur la caractérisation des matériaux (Peyronnard et al. 2013; Boulanger-Martel et al. 2014; Boulanger-Martel 2015) et la performance à limiter la migration d'oxygène (Boulanger-Martel 2015; Boulanger-Martel et al. 2015, 2016) de ce concept ont été réalisés. Les résultats de ces études ont indiqué que le concept de CIEBC est prometteur, mais que le mélange gravier-bentonite utilisé n'est pas adéquat puisqu'il est significativement affecté par les cycles de gel – dégel. À ce jour, des études sont encore en cours pour déterminer la solution de restauration la plus adéquate pour le parc à résidus miniers de mine Raglan. Plusieurs options de recouvrement sont actuellement à l'étude, notamment une configuration de CIEBC pour laquelle la couche de rétention d'eau est faite de résidus miniers désulfurés. Cette approche s'est avérée efficace à limiter les flux d'oxygène en conditions contrôlées de laboratoire (Lessard 2018; Lessard et al. 2018).

2.6 Synthèse de la revue de littérature et besoins en recherche

La revue de littérature montre que plusieurs paramètres doivent être considérés dans la conception des recouvrements isolants et de CIEBC. La température cible d'entreposage et les propriétés thermiques des matériaux de recouvrement sont deux paramètres importants à obtenir afin de pouvoir concevoir adéquatement des recouvrements isolants et des CIEBC. Dans le cas des CIEBC, s'ajoutent les propriétés hydrogéologiques des différentes couches constituantes. Toutefois, à ce jour, aucune approche méthodologique n'a été proposée pour déterminer la T_{cible} à partir d'essais de laboratoire. De plus, plusieurs méthodes de laboratoires existent pour déterminer les propriétés thermiques et hydrogéologiques des matériaux (sujet pas abordé dans la revue de littérature). Cependant, déterminer les propriétés thermiques et hydrogéologiques de matériaux grossiers compactés (à relativement faible k_{sat} et avec une bonne rétention d'eau) est un défi important dû à la taille limitée des appareils de mesure par rapport à la taille des particules.

Il a aussi été démontré que la performance des recouvrements isolants est principalement basée sur le régime thermique créé dans le recouvrement tandis que la performance des CIEBC est plutôt dictée à la fois par les régimes thermique et hydrogéologique. Les principaux mécanismes

hydrogéologiques, thermiques et de diffusion de gaz qui gouvernent le comportement et la performance des recouvrements isolants et des CIEBC sont relativement bien connus, à la fois pour les milieux gelés et non gelés. Plusieurs facteurs environnementaux, physiques et indirects liés à la construction peuvent cependant venir affecter la mise en œuvre et la performance des recouvrements testés. La durabilité des matériaux de recouvrement à résister aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage ainsi que les changements climatiques sont les deux principaux facteurs qui peuvent venir affecter ou mettre en péril l'efficacité à long terme des recouvrements isolants et des CIEBC. Les effets des cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage sur les propriétés hydrogéologiques et de diffusion des gaz de matériaux de recouvrement sont bien documentés dans la littérature. Bien que les cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage puissent avoir un impact sur l'intégrité physique de masses rocheuses, il ne s'agit pas d'un facteur qui est habituellement considéré en restauration minière. Une altération sévère de l'intégrité physique des matériaux de recouvrement par les cycles environnementaux pourrait avoir un impact majeur sur la performance des recouvrements. Puisque la performance des recouvrements isolants est dictée par le comportement thermique créé dans les matériaux de recouvrement, les changements climatiques sont une source d'incertitude quant à la performance à long terme de ces systèmes. Plus spécifiquement, les augmentations graduelles de la température de l'air anticipées font qu'il est nécessaire de concevoir les recouvrements isolants pour conditions climatiques futures.

Finalement, les études de cas présentées montrent qu'à ce jour, plusieurs configurations de recouvrements isolants ont été testées dans les régions nordiques canadiennes. Les conclusions de ces études indiquent que, même si des températures froides (TMAA < -10 °C) sont observées, la performance du recouvrement isolant n'est pas garantie. Il peut alors être nécessaire de contrôler plus d'un paramètre de la génération de DMA, tel que viser par le recouvrement CIEBC. Ces études ont aussi démontré qu'il est important de considérer les propriétés géochimiques des résidus miniers (notamment la relation entre la température et la réactivité) et les conditions thermo-hydriques *in situ* des aires de stockage afin d'évaluer la performance des systèmes de recouvrement.

CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION DES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES, MINÉRALOGIQUES ET HYDRO-GÉOTECHNIQUES DES MATÉRIAUX DE RECOUVREMENT ET DES RÉSIDUS MINIERS

Les recouvrements miniers sont des systèmes complexes qui requièrent l'analyse des mouvements de l'eau et des gaz ainsi que des transferts de chaleur pour évaluer leur performance. Par conséquent, il est primordial d'obtenir une bonne connaissance des propriétés à la base des transferts de masse d'air, de masse d'eau et de chaleur qui gouvernent le comportement thermohydrogéologique des recouvrements miniers. Puisque les recouvrements miniers entrent en interaction directe avec les résidus miniers, les propriétés de ces derniers doivent aussi être déterminées.

Par conséquent, les travaux de caractérisation ont été réalisés afin de déterminer les principales caractéristiques physico-chimiques, minéralogiques et géotechniques de base ainsi que les propriétés reliées au transport de masse d'eau, au mouvement des gaz et aux transferts de chaleur des stériles grossiers lâches, stériles fins compactés et des résidus miniers. La présente section vise à donner les méthodes utilisées et les résultats des travaux de caractérisation des propriétés physicochimiques et minéralogiques, géotechniques de base et reliées aux transferts de masse d'eau et d'oxygène. À noter que beaucoup de méthodes et résultats des travaux de caractérisation sont présentés ou abordés dans les chapitres cœurs (plus spécialement les Chapitres 5 et 6) de cette thèse. Par conséquent, le présent chapitre vise principalement à détailler les méthodes et résultats des travaux de caractérisation des principales propriétés des matériaux au laboratoire. Il est à noter que les propriétés responsables du transfert de chaleur ne sont pas abordées dans ce chapitre puisque le chapitre suivant (Chapitre 4) est entièrement dédié à présenter les méthodes et les résultats de caractérisation des propriétés thermiques des matériaux de recouvrement et des résidus miniers.

Les propriétés physico-chimiques et minéralogiques qui ont été déterminées comprennent la densité relative, la composition en souffre (%S) et en carbone (%C) et la composition chimique élémentaire, le potentiel net de neutralisation et la composition minéralogique. Ces propriétés sont essentiellement reliées à la nature des matériaux. Les propriétés déterminées pour ces stériles sont

représentatives à la fois des stériles grossiers lâches et fins compactés. Les propriétés géotechniques de base qui ont été déterminées comprennent des essais de compactage réalisés sur des stériles, la détermination des distributions granulométriques ainsi que la surface spécifique des résidus miniers et des matériaux de recouvrement. Les propriétés hydrogéologiques clés requises pour la conception des recouvrements et la modélisation numérique de leur performance incluent k_{sat}, la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité. Ces propriétés ont été déterminées (à l'exception de la fonction de perméabilité qui a été estimée) à la fois pour les résidus miniers, les stériles grossiers lâches et les stériles fins compactés. Les propriétés qui influencent le mouvement des gaz (plus spécialement l'oxygène) et qui sont d'intérêt pour ces travaux de recherche sont le coefficient de diffusion de l'oxygène dans les stériles fins compactés, la fonction de réactivité des résidus miniers avec la saturation et la dépendance de la réactivité des résidus miniers à la température. De plus, il peut être anticipé que des processus physiques tels que les cycles de gel-dégel puissent être responsables de changements importants au niveau des propriétés thermo-hydro-géotechniques des matériaux de recouvrement. Les changements associés à ce processus sont évalués pour les stériles fins compactés basés sur l'évolution k_{sat} avec les cycles de gel – dégel.

Il est à noter que, dans le présent chapitre, des explications limitées sont données dans les descriptions méthodologiques des essais standards et ceux fréquemment utilisés dans le domaine pour la caractérisation des propriétés des matériaux. Le lecteur intéressé par ces méthodes peut se référer aux documents pertinents cités pour plus de détails. Des explications plus détaillées sont toutefois données pour décrire et présenter les méthodes de laboratoire moins fréquemment utilisées ainsi que celles qui ont été développées dans le cadre de ce projet. Plus spécifiquement, des contributions à l'avancement des techniques de caractérisation des propriétés des matériaux ont été apportées dans les travaux de détermination de la courbe de rétention d'eau des stériles fins compactés ainsi que dans l'élaboration de la méthode de mesure de la fonction de réactivité des résidus miniers avec la température.

Les détails concernant la construction des cellules expérimentales de terrain ne sont également pas abordés dans ce chapitre mais sont plutôt présentés dans les articles cœurs de la thèse; des informations complémentaires concernant les travaux de terrain sont aussi donnés en annexe.

3.1 Provenance des matériaux et échantillonnage

Les résidus miniers ont été échantillonnés par le personnel de la mine Meadowbank en 2013 et 2015 et conservés sous l'eau dans des barils entreposés aux laboratoires de l'IRME-UQAT. L'échantillonnage des résidus miniers pour les différents essais a été réalisé par carottage à même les barils. Les stériles miniers utilisés pour ces travaux de laboratoire ont aussi été échantillonnés à deux reprises, en 2013 et 2015. Les échantillons recueillis en 2013 ont été échantillonnés par le personnel de la mine. Ces échantillons ont servi à réaliser les divers essais de caractérisation représentatifs des stériles grossiers lâches ainsi que quelques essais préliminaires sur les stériles fins compactés (Lord 2013). Les stériles grossiers lâches sont directement issus des opérations minières sans aucune classification granulométrique. Sur le terrain, la taille des particules des stériles grossiers varie des particules fines aux blocs métriques. L'échantillonnage de 2015 a été réalisé par l'équipe de l'IRME lors de la construction de la CIEBC et a permis de recueillir deux barils d'échantillons représentatifs des stériles fins utilisés pour la couche de rétention d'eau de la CIEBC. Ces stériles fins correspondent à la fraction fine résiduelle des stériles grossiers échantillonnée après sautage et ont une distribution granulométrique typiquement inférieure à 50 mm.

Pour des raisons pratiques et en tenant compte des limitations en termes de taille d'équipement, il peut être difficile, voire impossible de tester adéquatement au laboratoire la plupart des propriétés (i.e. hydrogéologiques et thermiques) de matériaux montrant une distribution granulométrique de l'ordre des stériles grossiers. Par conséquent, les travaux de caractérisation de ces propriétés ont été faits à partir d'échantillons de stériles de distribution granulométrique tronquée par tamisage à 20 et à 50 mm. Pour ce faire, une fois arrivés aux laboratoires de l'UQAT, les barils de stériles miniers (stériles grossiers de 2013 ainsi que les stériles fins de 2015) échantillonnés ont systématiquement été tamisés au tamis 50 mm (Figure 3.1A) et homogénéisés manuellement (Figure 3.1B). Les matériaux homogénéisés ont été séparés en fonction des essais à réaliser et entreposés dans des barils et des chaudières. Les matériaux passant 20 mm ont été obtenus par un tamisage additionnel réalisé avant les différents essais ciblés. Des essais ont été réalisés à l'état lâche (matériau représentant les stériles grossiers lâches) et à l'état compacté (matériau représentant les stériles fins compactés). Cette approche de caractérisation des stériles est pratique courante lors

de l'évaluation des propriétés des stériles miniers (e.g. Aubertin *et al.*, 2005 ; Peregoedova, 2012). À partir de ce point, les appellations stériles lâches et stériles compactés seront utilisées dans le texte pour désigner les stériles grossiers lâches NPAG et les stériles fins compactés NPAG utilisés pour les essais de laboratoire.



Figure 3.1: (A) Tamisage manuel et (B) homogénéisation des échantillons.

3.2 Propriétés physico-chimiques et minéralogiques

3.2.1 Densité relative

La densité relative des grains a été déterminée sur trois échantillons de résidus miniers et trois échantillons de stériles de Meadowbank en utilisant un pycnomètre à l'hélium (Micromeritics Accupyc 1330) tel que décrit par la procédure standard ASTM D5550-14 (ASTM 2014). Les résidus miniers ont été testés à l'état sec sans aucun broyage tandis que les échantillons de stériles ont été pulvérisés avant d'être analysés. Les résultats des différentes mesures réalisées sont présentés au Tableau 3.1. Des densités relatives moyennes des grains de 3,024 et de 2,904 ont été mesurées pour les résidus miniers et les stériles respectivement.

3.2.2 Composition chimique élémentaire

La composition chimique élémentaire des résidus miniers et des stériles miniers a été déterminée selon deux méthodes d'analyse. Premièrement, des analyses au four à induction (*LECO*) ont été réalisées sur 11 échantillons de résidus miniers et 2 échantillons de matériaux de recouvrement

pour déterminer la teneur en soufre et en carbone total. L'appareil utilisé est un Eltra CS-2000 *Carbon/Sulfur determinator* et a une limite de détection de 0,04% pour le carbone et de 0,004% pour le souffre. Des analyses par spectrométrie d'émission atomique au plasma à couplage inductif (ICP-AES) de digestions totales par HNO_3, Br_2, HF et HCL ont aussi été réalisées sur cinq échantillons de résidus miniers et quatre échantillons de stériles. Une analyse par ICP-AES pour les métaux lourds a aussi été faite sur un échantillon de résidus et un échantillon de stériles.

Tableau 3.1: Densité relative des résidus et des stériles miniers.

Densité relative des grains (-)		
	Valeurs	Moyenne
Résidus	3,011[1]	3,024
	3,019	
	3,042[1]	
Stériles	2,894	2,904
	2,895[1]	
	2,923[1]	

[1] : Mesures faites par Lord (2013)

Un sommaire des résultats des analyses de carbone/soufre est donné au Tableau 3.2. Les teneurs moyennes en carbone et en soufre sont de 0,28 et de 2,167 respectivement pour les résidus miniers. Les teneurs moyennes en carbone et en soufre sont plutôt de 1,97 et de 0,106 pour les stériles. À première vue, la forte teneur en soufre par rapport au carbone des résidus miniers suggère qu'un potentiel de génération d'acidité pourrait être observé. Le comportement contraire est observé pour les stériles, où beaucoup plus de carbone que de soufre est contenu dans les échantillons testés. Il est à noter que les résultats obtenus pour les résidus miniers sont issus d'échantillons récoltés à plusieurs endroits sur le parc à résidus Nord. Ces échantillons proviennent soit des barils échantillonnés en vrac (référé comme Vrac # dans Tableau 3.2) ou à des endroits spécifiques (référé comme St. # dans Tableau 3.2). Dans cette section, seulement les valeurs obtenues sont présentées sans localisation ni contexte afin de donner une vue d'ensemble des variations possibles des teneurs en soufre et en carbone total des résidus miniers. Ces données seront reprises plus tard pour interpréter et valider certains essais de laboratoire et de terrain.

Puisque les résultats d'ICP-AES ne seront pas utilisés extensivement pour l'interprétation des résultats de cette recherche, les résultats des analyses chimiques par ICP-AES pour les résidus

miniers et les stériles miniers sont présentés à l'annexe A. Ces résultats sont plutôt rendus disponibles à titre de résultats complémentaires. Les principaux éléments qui se retrouvent dans les résidus miniers sont l'aluminium et le fer tandis que l'aluminium, le fer et le magnésium sont les éléments dominants des stériles miniers.

Tableau 3.2 : Sommaire des analyse en carbone et souffre total au four à induction.

Matériau	**Échantillon**	**%C** (p/p)	**%S** (p/p)	**Moyenne %C** (p/p)	**Moyenne %S** (p/p)
Résidus	Vrac RM1[1]	0,50	1,404	0,28 (σ : 0,14)	2,17 (σ : 0,49)
	Vrac RM2[1]	0,33	1,619		
	Vrac RM3[2]	0.21	2.176		
	St. 4m[2]	0,36	1,979		
	St. 2m[2]	0,22	2,403		
	St. CIEBC	0.52	2,391		
	St. PAR 1[2]	0,28	1,946		
	St. PAR 2[2]	0,26	2,408		
	St. PAR 3[2]	0,13	2,520		
	St. PAR 4[2]	0,15	3,189		
	St. PAR 5[2]	0,08	2,391		
Stériles	Vrac S1[1]	1,92	0,089	1,97	0,11
	Vrac S2[1]	2,03	0,123		

[1] : Mesures faites par Lord (2013); [2] Mesures faites par Batzenchlager (2014); σ : écart-type

3.2.3 Bilan acide-base

Afin de connaitre le potentiel de génération d'acidité des résidus miniers et des matériaux de recouvrement, quatre essais statiques ont été réalisés (deux sur les résidus miniers et deux sur les stériles). Le potentiel de génération d'acidité des matériaux a été déterminé en réalisant un bilan acide-base (ou essai statique) selon la méthode de Sobek et al. (1978) modifiée par Lawrence and Wang (1997). Cette méthode de calcul du potentiel net de neutralisation (PNN) requière le calcul du potentiel d'acidification (PA) à partir de la teneur en soufre lié aux sulfures et l'obtention du potentiel de neutralisation (PN) basé sur les résultats d'un test de *fizz* et d'une titration au NaOH. Plus de détails sur la méthodologie et les limitations des essais statiques peuvent être retrouvés dans quelques ouvrages tels que Plante (2004, 2010) et Bouzahzah (2013).

Un sommaire des essais de détermination du potentiel acidogène des résidus miniers et des matériaux de recouvrement est présenté au Tableau 3.3. Les essais de laboratoire nécessaires au

calcul du bilan acide-base ont été réalisés par Lord (2013). Les résultats obtenus pour les résidus miniers montrent un PA moyen de 43,2 kg $CaCO_3$/t, un PN moyen de 24,8 kg kg $CaCO_3$/t et un PNN moyen de -18,4 kg $CaCO_3$/t. En ce qui concerne les stériles miniers, les moyennes du PA, PN et PNN atteignent des valeurs de 1,6, 120,4 et 118,9 kg $CaCO_3$/t respectivement. Les rapports de PN/PA (NPR) moyens sont de 0,6 pour les résidus miniers et de 87,5 pour les stériles. Basé sur les critères de potentiel de génération d'acidité de Miller et al. (1991) (générateur si PNN < 20 kg $CaCO_3$/t), de Morin and Hutt (1994) (générateur si NPR $\leq$ 1) et de Adam et al. (1997) (générateur si NPR $\leq$ 1), les résultats de PNN et de NPR obtenus pour les résidus miniers les classifient potentiellement générateurs d'acidité. De la même manière, les PNN et les NPR obtenus pour les stériles miniers indiquent que cette unité lithologique est non potentiellement génératrice d'acidité. Les critères de non-génération d'acidité sont un PNN > 20 kg $CaCO_3$/t (Miller et al. 1991) et un NPR $\geq$ 1,3 à 4 (Morin and Hutt 1994; Adam et al. 1997). Les résultats obtenus sont en accord avec ceux obtenus depuis le tout début du projet minier (Cumberland Ressources Ltd. 2005; Golder Associates Ltd. 2005).

Tableau 3.3 : Potentiel acidogène des résidus miniers et des matériaux de recouvrement.

Paramètres	**S_{total}** % (p/p)	**$S_{sulfate}$** % (p/p)	**$S_{sulfure}$** % (p/p)	**PA** kg $CaCO_3$/t	**PN** kg $CaCO_3$/t	**PNN** kg $CaCO_3$/t	**NPR** -
Méthode d'obtention	Four *LECO*	Lix. HCL et ICP-AES	S_{total} - $S_{sulfate}$	$S_{sulfure}$ × 31.25	*Fizz* et titration NaOH	PN - PA	PN/PA
Résidus	1,404	0,136	1,268	39,62	28,44	-11,18	0,7
	1,619	0,123	1,496	46,76	21,09	-25,67	0,5
Stériles	0,089	0,056	0,033	1,02	119,83	118,81	117,5
	0,123	0,056	0,067	2,11	121,03	118,92	57,4

3.2.4 Composition minéralogiques des matériaux

La composition minéralogique des résidus et des stériles miniers a été déterminée basée sur des analyses semi-quantitatives de diffraction des rayons X (DRX). Les diffractogrammes ont été acquis à l'aide d'un appareil *A.X.S. Advance D8* de Brucker en utilisant une configuration θ-2θ. Les acquisitions ont été faites à un taux de 0,02°/s sur une plage d'angle de diffraction (2θ) compris entre 5 et 70°. Les phases minérales présentes dans les échantillons ont été identifiées avec le

logiciel DIFFRACT.EVA tandis que la quantification minéralogique a été faite avec le logiciel TOPAS 4.2 de Brucker en utilisant la méthode de raffinement de Rietveld. Cette méthode de quantification permet de quantifier les phases minéralogiques avec une précision d'environ 1% (Bouzahzah et al. 2008).

La composition minéralogique des résidus et des stériles miniers analysés par semi-quantification DRX est présentée au Tableau 3.4 (les diffractogrammes sont disponibles à l'Annexe B). Les données présentées au Tableau 3.4 indiquent que les résidus miniers ont une forte teneur en quartz (43 – 60 %), une teneur en magnétite similaire avoisinant 11% et des teneurs variables en chlorite (8 – 26%), en albite (0 – 15%) et en actinolite (0 – 8%). Les minéraux en importance secondaire comprennent l'anthophyllite (0 – 1,5%), la biotite (0 – 3%), la dolomite (0 – 2%), la muscovite (0 -9%), la pyrite (1 – 2%), le rutile (0 – 2%) et le talc (2 – 5%). Des traces de pyrrhotite (< 0.5%) ont aussi été observées par Lord (2013) au microscope électronique à balayage, mais pas quantifié lors des analyses DRX. La quasi-absence de carbonate (i.e. calcite et dolomite) par rapport aux 1,4 à 2,0% pyrite observés pour ces échantillons appuie les résultats du bilan acide-base qui classe les résidus miniers comme potentiellement générateurs d'acidité. Les analyses DRX réalisées sur les stériles miniers révèlent que cette unité lithologique est principalement composée de chlorite (26 – 42%), de talc (23 – 31%), de dolomite (4 – 19%) et d'actinolite (9 – 12%). Les autres minéraux présents sont la biotite (0 – 11%), la calcite (4 – 9%) et le quartz (2 – 7 %). Dans le cas des stériles, la bonne quantité de carbonates (entre 8,5 et 26,7% p/p en comprenant la calcite et la dolomite) vient aussi appuyer les résultats du bilan acide-base qui suggèrent un bon potentiel de neutralisation. Les carbonates sont surtout retrouvés sous forme de veines et veinules de quartz-carbonates.

3.3 Propriétés géotechniques de base

3.3.1 Essai de compactage

Des essais de compactage Proctor modifié ont été réalisés sur des échantillons des fractions 50 mm et 20 mm passant des stériles lâches en se basant sur la méthode C de la norme ASTM D1557-12e1 (ASTM 2012). Un total de 5 échantillons de passant 50 mm et de 9 échantillons passant 20 mm ont été utilisés afin d'obtenir les relations entre la teneur en eau massique et la masse volumique sèche

du matériau après un effort de compactage modifié (2,700 kN-m/m^3). Ces résultats intègrent des essais faits par Lord (2013) et Goulet (2015).

Tableau 3.4 : Composition minéralogique des résidus et des stériles miniers analysés par DRX.

	Composition minéralogique (%p/p)								
	Résidus miniers					**Stériles**			
Minéral	**Vrac RM 1-2[1]**	**Vrac RM3[2]**	**St. 2m[2]**	**St. 4m[2]**	**St. CIEBC**	**Vrac S1**	**Vrac S2**	**Vrac S3**	**Vrac S4**
Actinolite	3.55	7.91	7.58	6.52	0	11.41	15.65	11.57	9.26
Anthophyllite	-	-	-	-	1.51	-	-	-	-
Albite	-	4.2	3.7	-	15.0	-	-	-	-
Biotite	-	2.7	0.9	1.3	-	-	10.6	-	-
Calcite	-	-	-	-	-	4.2	4.5	8.57	7.95
Chlorite	11.7	19.5	25.5	23.3	7.6	41.7	36.7	38.1	26.4
Dolomite	-	-	-	-	1.8	10.7	3.9	9.14	18.71
Magnétite	11.4	10.8	10.3	12.0	10.7	-	-	-	-
Muscovite	-	-	-	-	8.8	-	-	-	-
Pyrite	1.7	2.0	1.4	2.0	1.9	-	-	-	-
Quartz	60.1	47.0	43.1	48.3	48.2	1.8	5.2	3.0	7.0
Rutile	-	2.3	2.4	1.7	-	-	-	-	-
Talc	1.7	3.7	5.1	5.0	4.7	30.2	23.4	30.0	30.7

[1] : Lord (2013); [2] Batzenschlager (2014)

Les résultats des essais de compactage réalisés sur les fractions 0 – 50 et 0 – 20 mm des stériles sont présentés à la Figure 3.2. Les résultats obtenus pour la fraction 0 – 50 mm montrent qu'une masse volumique sèche optimale de 2555 kg/m^3 est obtenue à une teneur en eau massique de 2,65% tandis que pour la fraction 0 – 20 mm, la masse volumique sèche optimale est de 2515 kg/m^3 pour une teneur en eau massique de 2,90%. En considérant la densité relative moyenne des grains (2.904) des stériles, les masses volumiques sèches observées correspondent à des porosités de 0,12 et 0,13 pour le 50 et 20 mm passant respectivement.

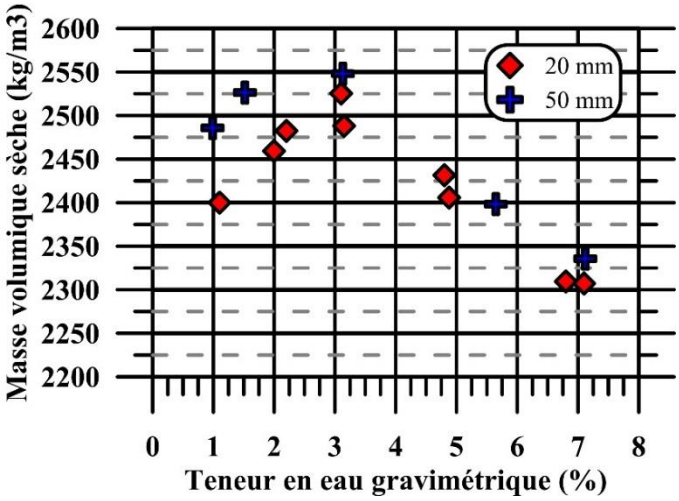


Figure 3.2 : Masse volumique sèche (kg/m3) en fonction de la teneur en eau gravimétrique (%) des fractions 0 – 50 et 0 – 20 mm des stériles de Meadowbank.

3.3.2 Distribution de la taille des grains

Dans la réalisation de ce projet de recherche, plusieurs courbes de distribution granulométriques ont été obtenues de différentes manières. En ce qui concerne les résidus miniers, deux analyses ont été faites à l'aide d'un analyseur de particules solides de type Mastersizer S de Malvern Instruments (Merkus 2009). La plage de la taille des grains analysée couvre une plage allant de 0,06 à 879 µm. En ce qui concerne les stériles, les distributions granulométriques des fractions 0 – 20 et 0 – 50 mm ont été déterminés par tamisage mécanique pour la fraction grossière et par diffraction laser (avec le Mastersizer S) pour la fraction fine. Le tamisage mécanique a été réalisé en suivant une procédure similaire à ASTM D6913-17 (ASTM 2017) en utilisant des tamis d'ouverture entre 56 mm et 125 µm. Sur le terrain, les paramètres reliés à la distribution granulométrique des stériles lâches produits sur le site ont été déterminés par trois analyses d'image faites par le biais d'un logiciel d'analyse de taille des particules de roche (Split Desktop). Ces analyses d'image ont été fournies par le département de géotechnique de la mine Meadowbank.

La Figure 3.3 présente des distributions granulométriques types des résidus et des stériles miniers (avant compaction). La Figure 3.3 montre aussi la distribution granulométrique moyenne *in situ* des stériles lâches. De plus, le Tableau 3.5 donne les paramètres granulométriques caractéristiques de ces matériaux, notamment les valeurs de D_{10}, D_{30}, D_{50}, D_{60} *et* D_{90} (D_x est le diamètre

correspondant au %p/p passant *x* sur la courbe granulométrique cumulative) et du coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60} / D_{10}$). Basé sur le *Unified Soil Classification System Classification* (USCS), les résidus miniers sont des silts non plastiques (ML) et les stériles utilisés au laboratoire sont considérés comme des graviers silteux avec fines (GM).

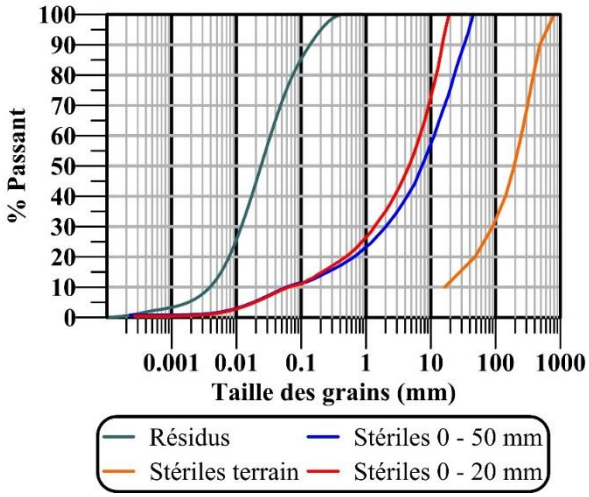


Figure 3.3 : Distributions granulométriques types des matériaux.

Tableau 3.5 : Paramètres granulométriques caractéristiques des résidus miniers et des stériles testés au laboratoire.

Paramètre	**Résidus** (µm)	**Stériles terrain** (mm)	**Stériles 0 – 50 mm** (mm)	**Stériles 0 – 20 mm** (mm)
D_{10}	3,91	15	0,06	0,03
D_{30}	11,96	90	2,00	1,35
D_{50}	24,07	200	7,34	4,62
D_{60}	33,60	250	12,02	6,81
D_{90}	136,78	500	33,10	15,13
C_U	8,6	0,06	200	225

Des courbes de distribution granulométrique ont aussi été réalisées sur certains échantillons après un effort de compaction Proctor modifié afin de quantifier la fragmentation des particules post-compactage (d'après les résultats de Lord (2013) et Goulet (2015)). Les courbes de distribution granulométriques présentées à la Figure 3.4 montrent qu'un compactage des stériles lâches entraine une fragmentation des particules, résultant en un matériau plus fin après compactage. Ce comportement entrainé par une sollicitation mécanique vient appuyer des observations de terrain

qui indiquent que cette unité a une faible résistance à la compaction et au trafic d'équipement lourd; au site minier, le passage répété de l'équipement minier sur les routes faites de cette unité de stériles se dégrade rapidement (Figure 3.5). Ce comportement est principalement attribué à la composition minéralogique de cette unité. La faible résistance mécanique est due à l'importante quantité de minéraux de faible résistance, tels que la chlorite et le talc, qui constituent entre 55 et 75% de la composition totale de cette lithologie. Il est à noter que les cassures présentes pour les distributions granulométriques montrées à la Figure 3.4 autour de 0,3 mm sont attribuées aux deux méthodes de mesures utilisées.

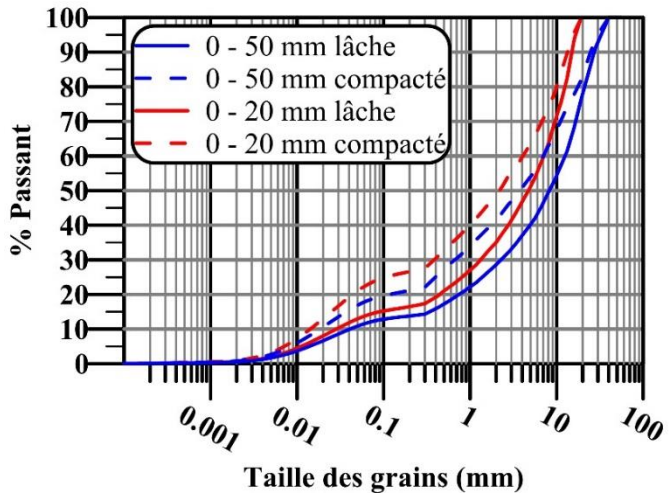


Figure 3.4 : Distribution de la taille des grains des fractions 0 – 50 mm et 0 – 20 mm avant (état lâche) et après un effort Proctor modifié de compaction (état compacté).



Figure 3.5 : (A) Exemple de compaction et (B) de dégradation des stériles par le passage répété de l'équipement minier.

Dans une optique de restauration minière, la fragmentation des particules et la création de particules fines suite à la compaction des stériles miniers pourrait s'avérer un comportement souhaitable. Ce comportement indique que la compaction des stériles fins pourrait permettre d'obtenir les propriétés adéquates pour la construction de la couche de rétention d'eau d'un système de recouvrement de type CIEBC. Par exemple, en comparant les valeurs de D_{10} et D_{50} de la fraction 0 – 50mm (tel que le stérile fin utilisé pour la couche de rétention d'eau de la CIEBC), avant et après compactage, une diminution d'un facteur deux de ces paramètres est observée après compactage. Les valeurs de D_{10} et de D_{50} des échantillons testés passent de 41,4 μm et 8,3 mm respectivement avant compactage à des valeurs 18,0 μm et 4,0 mm respectivement après compactage. Puisque le D_{10} et le D_{50} sont des paramètres granulométriques clés gouvernant le comportement hydrogéologique des matériaux (e.g. Aubertin et al. 1998, 2003; Mbonimpa et al. 2002b; Chapuis and Aubertin 2003; Peregoedova et al. 2013, 2014), il est raisonnable d'anticiper des changements importants en termes de propriétés hydrogéologiques des stériles avant et après leur compactage. Ces changements sont investigués en détail dans les travaux de caractérisation des propriétés hydrogéologiques, notamment la conductivité hydraulique saturée (sous-section 3.4.1) et la courbe de rétention d'eau (sous-section 3.4.3).

3.3.3 Surface spécifique

La surface spécifique (S_s) est une propriété déterminante des milieux poreux qui est fréquemment utilisée dans les équations de prédiction de la conductivité hydraulique saturée (e.g. Gardner 1958; Chapuis and Aubertin 2003), de la courbe de rétention d'eau (e.g. Aubertin et al. 1998, 2003) et de la teneur en eau non gelée (e.g. Anderson and Tice 1972; Côté and Konrad 2005a). Dans le cadre de la présente étude, des mesures de la surface spécifique ont d'abord été faites sur les résidus miniers et la fraction < 80 μm des résidus et des stériles miniers afin de pouvoir estimer la quantité d'eau non gelée à anticiper lors des essais de mesure de la conductivité thermique (résidus miniers et stériles lâches). Ces mesures ont été faites par absorption de bleu de méthylène et par titration combinée à des analyses d'absorbance au spectrophotomètre (e.g. Hang and Brindley 1970; Santamarina et al. 2002; Konrad and Valencia Gabezas 2008). Une solution de concentration de 9,46 g/l de bleu de méthylène a été utilisée pour réaliser les différents essais. À partir de la valeur au bleu de méthylène (*VB*), la surface spécifique totale est déterminée en supposant que chaque

molécule de bleu couvre une surface de 130 Å^2 et qu'elles sont disposées en une couche (couche monomoléculaire) parallèlement aux particules. La surface spécifique est calculée en utilisant la relation suivante pour un bleu de méthylène de poids moléculaire de 373 g/mol (Chiappone et al. 2004):

$$S_s[m^2/g] = 21 \times VB \quad [3.1]$$

Les résultats des essais de laboratoire réalisés sur les résidus miniers et la fraction < 80 µm des résidus et des stériles miniers pour déterminer la valeur au bleu de méthylène et la surface spécifique sont présentés au Tableau 3.6. Les résultats montrent que les valeurs au bleu sont entre 0,017 et 0,027 pour les résidus et de 0,100 pour les stériles. Les surfaces spécifiques calculées pour ces valeurs au bleu de méthylène sont situées entre 0,35 et 2,2 m^2/g.

Tableau 3.6 : Valeur au bleu de méthylène et surface spécifique des résidus miniers et de la fraction < 80 µm des résidus et des stériles miniers obtenues au spectrophotomètre.

Matériau	***VB* ($g_{bm}/100g_{sol}$)**	**S_s (m^2/g)**	**θ_u (m^3/m^3)**
Résidus	0,017	0,347	0.001
Résidus fraction <80µm	0,027	0,569	0.001
Stériles fraction <80µm	0,100	2,20	0.007

bm : bleu de méthylène

À partir de ces résultats, la teneur en eau volumique non gelée à anticiper dans les matériaux gelés (en négligeant la possible salinité) a été estimée à partir de la relation empirique d'Anderson and Tice (1972) exprimée en fraction volumique selon (Côté and Konrad 2005a):

$$\ln(\theta_u) = \ln(\rho_d) + 0{,}5519\ln(S_s) - 1.449\ln(-T)S_s^{-0{,}264} \quad [3.2]$$

où ρ_d est la masse volumique du sol sec; ρ_d, S_s et T sont exprimés en kg/m^3, m^2/g et °C respectivement.

Ces estimations ont été faites pour une température de -5 °C et pour des ρ_d représentatifs des essais de conductivité thermique (1,8 et 2,3 g/cm^3 pour les résidus miniers et les stériles, voir Chapitre 4). Les valeurs de θ_u estimées sont très faibles (entre 0.001 et 0.007 m^3/m^3) et suggèrent qu'aucune

quantité d'eau non gelée significative ne devrait être présente à -5 °C. Ces résultats sont d'ailleurs en concordance avec ce qui a été observé sur le terrain (voir Chapitre 5).

Ensuite, puisqu'il est difficile de mesurer directement la surface spécifique de la distribution granulométrique complète de matériaux tels que des stériles miniers, des modèles estimatifs tels que celui de Chapuis and Légaré (1992) peuvent être utilisés. Pour les sols granulaires pulvérulents, S_s peut être estimé à partir de l'analyse de courbe granulométrique obtenue en laboratoire basé sur les masses retenues entre deux tamis standards tel que décrit par Chapuis and Légaré (1992):

$$S_s \left[\frac{\mathrm{m2}}{\mathrm{kg}}\right] = \frac{\alpha}{\rho_s} \sum \frac{P_{NoD} - P_{Nod}}{d} \qquad [3.3]$$

où α [-] est un facteur de forme des particules (typiquement $\alpha \approx 6$), ρ_s est la masse volumique des grains, P_{NoD} [%] est le pourcentage massique des grains passant le tamis D, P_{Nod} [%] est le pourcentage massique des grains retenus au tamis inférieur d et d [m] est la taille de l'ouverture du tamis d.

Les fractions inférieures au tamis le plus fin d_{min} [m] sont prises en considération par un diamètre minimum équivalent $d_{min,\,eq}$ [m] calculé selon l'équation 3.3.

$$d_{min,eq} = \sqrt{\frac{d_{min}^2}{3}} \qquad [3.4]$$

Les équations 3.3 et 3.4 ont été utilisées afin de déterminer la valeur de S_s de trois échantillons basé sur la distribution granulométrique de la fraction 0 – 50 mm des stériles après un effort de compaction (après effort Proctor et après compaction pour essais de caractérisation hydrogéologique). Pour ces stériles, des valeurs de S_s allant de 76 à 244 m^2/kg ont été mesurées pour des échantillons ayant des C_u qui varient entre 190 et 388. La S_s moyenne des stériles mesurée après un effort de compaction est de 153 m^2/kg. Cette valeur est associée à un C_U moyen de 269. Les valeurs de S_s seront utilisées par la suite dans les travaux de caractérisation hydrogéologique afin de valider les résultats des essais de détermination de la courbe de rétention d'eau des stériles compactés.

3.4 Propriétés hydrogéologiques

3.4.1 Conductivité hydraulique saturée

Pour les résidus miniers, la méthode B (essai à charge variable avec niveau d'eau constant à la sortie) de la méthode standard ASTM D5856-15 (ASTM 2015) a été utilisée pour déterminer la conductivité hydraulique saturée de trois échantillons de résidus miniers. Toutefois, due aux particularités granulométriques des stériles miniers (taille des particules et distribution granulométrique) des méthodes d'essai qui utilisent des appareils de taille adaptée (hors normes) doivent plutôt être employées pour caractériser leurs conditions d'écoulement (e.g. Hernandez 2007; Aubertin et al. 2008; Peregoedova 2012; Kalonji-Kabambi 2014). L'une des principales exigences à rencontrer dans le choix d'un perméamètre est le rapport entre la taille de la plus grosse particule (d_{max}) et le diamètre interne du perméamètre (d_p). Un rapport d_p / d_{max} $\geq$ 6 à 10 est requis afin d'éviter les écoulements préférentiels et les mauvaises conditions de mise en place (Chapuis 2012). Ainsi, en raison de la taille limitée des perméamètres standards disponibles, des essais en colonnes expérimentales instrumentées ont été développés (Bédard 2003; Chapuis et al. 2007) pour des sols naturels et appliqués avec succès aux stériles miniers (e.g. Hernandez 2007; Peregoedova 2012; Kalonji-Kabambi 2014). La procédure expérimentale est similaire à celles décrites par ASTM D5856-15 (ASTM 2015) où des essais à charge constante et à charge variable sont réalisés dans des colonnes expérimentales équipées de drains et de points de mesure de la charge hydraulique. La méthode d'essai en colonne a été utilisée à la fois pour déterminer la conductivité hydraulique saturée des stériles lâches et compactés. Puisque la taille maximale des particules de ces matériaux est de 50 mm, une colonne de 30 cm de diamètre a été utilisée afin de respecter un rapport de d_C / d_{max} $\geq$ 6. La hauteur totale de la colonne était de 75 cm et la hauteur de sol contenue dans la colonne était de 50 à 57 cm dépendamment des essais. Une colonne a été montée pour évaluer la conductivité hydraulique saturée des stériles lâches (fraction 0 – 50 mm) en réalisant un essai à charge constante. La porosité des matériaux en place était de 0,38. Pour les stériles compactés, deux colonnes ont été utilisées pour réaliser des essais de perméabilités à charge variable sur la fraction 0 – 50 mm. Toujours pour les stériles compactés, trois essais additionnels ont été réalisés sur la fraction 0 – 20 mm en perméamètre standard de 23 cm. Ces essais ont été ajoutés afin de déterminer les effets d'échelle sur la conductivité hydraulique entre les deux

fractions granulométriques. Des porosités moyennes de 0,22 et de 0,20 ont été atteintes pour les essais en colonne et en perméamètre respectivement.

La saturation de tous les échantillons de résidus et de stériles miniers testés a été assurée par remontrée capillaire et par circulation d'eau du bas vers le haut (Chapuis et al. 1989). Les degrés de saturation des échantillons ont été validés pendant la phase de saturation et après la réalisation des essais en suivant les méthodes basées sur les relations masse-volume proposées par Chapuis et al. (1989) et Chapuis (2004).

Les résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur les résidus miniers sont présentés au Tableau 3.7. Les résultats observés montrent que tous les résidus miniers testés ont une conductivité hydraulique saturée très similaire. La conductivité hydraulique moyenne des résidus miniers est de $1{,}3\times10^{-5}$ cm/s. Les valeurs de conductivité hydraulique saturée mesurées sont représentatives de résidus miniers types issus des mines de roches dures (Bussière 2007).

Tableau 3.7 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur les résidus miniers.

Échantillon	**# essai**	**k_{sat} (cm/s)**	***n***	**$\frac{\Delta h}{\Delta l}$ initial**	**S_r à la fin de l'essai (%)**
RMKsat-1	1	$1{,}3\times 10^{-5}$	0,40	0,94	98
	2	$1{,}3\times 10^{-5}$		1,98	
RMKsat-2[1]	1	$1{,}1\times 10^{-5}$	0,37	6,16	94
RMKsat-3[1]	1	$1{,}6\times 10^{-5}$	0,40	7,47	100
k_{sat} (cm/s) moyen		$1{,}3\times 10^{-5}$			

[1] : Mesures faites par Lord (2013)

Pour les stériles lâches, les résultats de l'essai en colonne sont présentés au Tableau 3.8. La conductivité hydraulique moyenne mesurée est de $1{,}5\times 10^{-1}$ cm/s. La valeur obtenue concorde bien avec celles mesurées dans le cadre d'autres études conduites sur des stériles miniers similaires (e.g. Lessard 2011; Peregoedova 2012; Kalonji-Kabambi 2014). Toutefois, étant donné que seulement un échantillon a été utilisé pour déterminer la conductivité hydraulique saturée des stériles lâches, le modèle prédictif de Taylor (1948) et Budhu (2011) (Équation 3.5) a été utilisé pour valider les résultats de laboratoire. Parmi la multitude de modèles disponibles, celui de Taylor (1948) et Budhu (2011) s'est avéré être parmi les plus efficaces pour prédire la conductivité hydraulique saturée des stériles miniers, notamment parce qu'il utilise le D_{50} comme paramètre granulométrique du diamètre effectif (Peregoedova 2012).

$$k_{sat}(cm/s) = C_1 \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^3}{(1+e)} D_{50}^{1.5} \quad [3.5]$$

où; C_1 [-] est un facteur de forme basé sur des données de laboratoire, γ_w est le poids volumique de l'eau, μ_w est la viscosité dynamique de l'eau [1,002× 10^{-3} Ns/m^2 à 20ºC].

La valeur de C_1 est obtenue à partir de valeurs de la conductivité hydraulique saturée mesurées au laboratoire ($k_{sat\ lab}$) en utilisant l'Équation 3.6 pour un k_{sat} en cm/s et un D_{50} exprimé en cm.

$$C_1 = \frac{k_{satlab} \times \mu_w (1+e)}{D_{50}^2 \gamma_w e^3} \quad [3.6]$$

Tableau 3.8 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur les stériles lâches.

Échantillon	# mesure	k_{sat} (cm/s)	n [-]	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	S_r à la fin de l'essai (%)
SL50Ksat-CRE-1[1]	1	1,3× 10^{-1}	0,38	0,26	95
	2	2,0× 10^{-1}		0,23	
	3	1,4× 10^{-1}		0,22	
	4	1,4× 10^{-1}		0,21	
k_{sat} (cm/s) moyen		1,5× 10^{-1}			

[1] : Mesures faites par Lord (2013)

Pour les stériles lâches testés, la valeur du D_{50} était de 6,2 mm, résultant en un C_1 calculé de 0,0028. Puisque des valeurs mesurées ne sont disponibles que pour un échantillon de stériles lâches, il pourrait être trompeur d'utiliser directement le modèle de Taylor (1948) et Budhu (2011) (avec sa valeur calculée de C_1 basée sur la valeur de k_{sat} mesurée) pour valider les résultats de laboratoire. Pour cette raison, les résultats sont plutôt validés en comparant les valeurs de C_1 obtenus pour d'autres matériaux similaires et en utilisant le modèle de Taylor (1948) et Budhu (2011) pour prédire k_{sat} en utilisant ces dernières valeurs de C_1. Le Tableau 3.9 présente une comparaison entre les valeurs calculées de C_1, de conductivités hydrauliques saturées prédites et mesurées au laboratoire par Peregoedova (2012) et celles obtenues pour les stériles de Meadowbank.

Peregoedova (2012) rapporte des valeurs de C_1 obtenus à partir de résultats d'essais de perméabilité à l'eau similaires à ceux réalisés pour les stériles de Meadowbank pour une fraction 0 – 50 mm de stériles miniers (matériaux QIT1_50). La valeur moyenne de C_1 calculée par Peregoedova (2012) pour les stériles QIT1_50 est de 0,004 pour des valeurs qui varient entre 0,003 et 0,005. Bien que les stériles testés par Peregoedova (2012) aient des D_{50} et des indices des vides légèrement plus

faibles que pour les stériles de Meadowbank, le facteur de forme calculé pour les stériles lâches (C_1 = 0,0028) est semblable à ceux obtenus pour les stériles QIT1_50 (0,003 ≤ C_1 ≥ 0,005). Le Tableau 3.9 montre aussi que les conductivités hydrauliques saturées mesurées pour les stériles QIT1_50 (entre 0,4 et 4,3×10^{-1} cm/s) sont très près de celle mesurée pour les stériles lâches (1,5 ×10^{-1} cm/s). De plus, des estimations de la conductivité hydraulique saturée des stériles lâches ont été faites basées sur la valeur de C_1 calculée à partir des mesures de laboratoire et à partir de la valeur moyenne suggérée par Peregoedova (2012) pour les stériles QIT1_50 (C_1 = 0,004). Ces estimations donnent des conductivités hydrauliques saturées très similaires de 1,9 et 2,7×10^{-1} cm/s respectivement. Les rapports entre la conductivité hydraulique saturée prédite ($k_{sat\ prédit}$) versus la conductivité hydraulique saturée mesurée au laboratoire ($k_{sat\ labo}$) des stériles lâches pour les deux valeurs de C_1 utilisées montrent aussi une bonne correspondance entre les valeurs prédites et mesurées (rapports de 1,3 et 1,8). Ces rapports entre les k_{sat} prédites et mesurées sont aussi à l'intérieur des rapports maximums et minimums obtenus par Peregoedova (2012) pour les stériles QIT1_50.

Tableau 3.9 : Comparaison des valeurs de C_1, de k_{sat} prédites et de k_{sat} mesurées au laboratoire obtenues par Peregoedova (2012) et pour les stériles lâches de Meadowbank.

Matériaux / étude	C_1 **[-]**	D_{50} **(mm)**	e **[-]**	k_{sat} (×10^{-1} cm/s) Labo	Prédit	$\frac{k_{sat\ prédit}}{k_{sat\ labo}}$
QIT1_f1 / Peregoedova (2012)	0,004	4,23	0,22	0,4	0,6*	2,8
QIT1_f2 / Peregoedova (2012)	0,004	4,20	0,27	1,0	1,1*	1,4
QIT1_lâche / Peregoedova (2012)	0,005	4,20	0,43	4,3	3,8*	0,9
QIT1_l / Peregoedova (2012)	0,003	4,35	0,28	0,8	1,3*	1,8
SL50Ksat-CRE-1[1]	0,0028	6.2	0,61	1,5	1,9	1,3
SL50Ksat-CRE-1[1**]	0,004				2,7	1.8

*: Valeurs prédites par Peregoedova (2012) en utilisant un facteur de forme C_1 = 0,004
**: Données utilisées pour des raisons de comparaison basées sur la valeur moyenne de C_1 obtenue par Peregoedova (2012)

En définitive, la valeur de k_{sat} obtenue pour les stériles lâches est réaliste puisque (*i*) des mesures de k_{sat} semblables ont été obtenues pour des stériles miniers semblables (*ii*) le facteur de forme C_1 du modèle de Taylor (1948) et Budhu (2011) calculé pour les stériles lâches est semblable à ceux observés pour d'autres stériles miniers (*iii*) la valeur de k_{sat} peut être raisonnablement calculée à partir du modèle de Taylor (1948) et Budhu (2011) en utilisant le facteur C_1 obtenu à partir des

mesures expérimentales et (*iv*) la valeur de k_{sat} peut être raisonnablement calculée à partir du modèle de Taylor (1948) et Budhu (2011) en utilisant le facteur C_1 de stériles miniers similaires.

Les résultats des essais de perméabilité réalisés en colonne sur la fraction 0 – 50 mm des stériles compactés sont présentés au Tableau 3.10. Ces résultats montrent que les deux essais réalisés donnent des valeurs semblables avec une conductivité hydraulique saturée moyenne mesurée de $1{,}2\times10^{-5}$ cm/s. Des résultats similaires sont retrouvés pour les essais en perméamètre réalisés sur la fraction 0 – 20 mm (Tableau 3.11). La moyenne des valeurs de k_{sat} obtenus pour la fraction 0 – 20 mm du stérile compacté est de $1{,}0\times10^{-5}$ cm/s. Les k_{sat} similaires pour les fractions 0 – 50 et 0 – 20 mm indiquent que c'est la fraction la plus fine et la porosité des stériles compactés qui contrôle l'écoulement de l'eau.

Tableau 3.10 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur la fraction 0 – 50 mm des stériles compactés.

0 – 50 mm compacté – Colonne					
Échantillon	**# essai**	**k_{sat} (cm/s)**	***n*** **[-]**	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	**S_r à la fin de l'essai (%)**
SC50Ksat-1[1]	1	$1{,}1\times10^{-5}$	0,22	0,65	98
	2	$1{,}1\times10^{-5}$		1,01	
	3	$1{,}4\times10^{-5}$		1,50	
	4	$1{,}3\times10^{-5}$		1,98	
SC50Ksat-2	1	$1{,}1\times10^{-5}$	0,21	1,00	96
	2	$1{,}2\times10^{-5}$		2,02	
k_{sat} moyen		$1{,}2\times10^{-5}$			

[1] : Mesures faites par Goulet (2015)

3.4.2 Influence des cycles de gel-dégel sur k_{sat} des stériles compactés

Des k_{sat} similaires ont été mesurés pour les fractions 0 – 50 et 0 – 20 mm des stériles fins. Ces résultats confirment l'absence marquée d'effets d'échelle entre ces deux fractions granulométriques. Ainsi, afin de simplifier les procédures expérimentales des essais de perméabilité avec cycles de gel-dégel, des échantillons de 0 – 20 mm placés dans des perméamètres standards ont été utilisés. Pour ce faire, les échantillons SC20Ksat-2 et SC20Ksat-3 des stériles compactés (Tableau 3.11) ont été conservés et soumis à des cycles de gel-dégel jusqu'à la stabilisation de la valeur de k_{sat}. Les cycles de gel-dégel ont été réalisés en système fermé puisque

peu d'eau n'est habituellement disponible à la base d'une couche de rétention d'eau dans un recouvrement de type CEBC (ou CIEBC) conventionnel. Les phases de gel ont été réalisées en déplaçant le perméamètre dans un congélateur conventionnel (température moyenne -19.4°C) pour une durée de 48h. Pour le gel, le dessus du perméamètre était enlevé afin de limiter la pression de glace possiblement exercée par l'augmentation du volume de l'eau contenue dans la partie supérieure du perméamètre. Les phases de dégel consistaient à sortir le perméamètre à l'air ambiant (température moyenne du laboratoire de 22.1°C) pour une période de 48h. La valeur de k_{sat} des échantillons SC20Ksat-2 et SC20Ksat-3 a été évaluée après 3, 7, 12, 20 et 25 cycles de gel-dégel. Tel qu'expliqué à la sous-section précédente, des essais de perméabilité à l'eau à charge variable suivant la méthode B de ASTM D5856-15 (ASTM 2015) ont été utilisés pour déterminer k_{sat} des échantillons suite aux divers cycles de gel-dégel.

Tableau 3.11 : Résultats des essais de perméabilité à l'eau réalisés sur la fraction 0 – 20 mm des stériles compactés.

0 – 20 mm compacté – ASTM D5856-15					
Échantillon	**# essai**	**k_{sat} (cm/s)**	**n [-]**	**$\frac{\Delta h}{\Delta l}$**	**S_r à la fin de l'essai (%)**
SC20Ksat-1[1]	1	$1{,}4\times 10^{-5}$	0,23	0,63	100
	2	$1{,}5\times 10^{-5}$		1,00	
	3	$1{,}6\times 10^{-5}$		1,49	
	4	$1{,}7\times 10^{-5}$		1,93	
SC20Ksat-2	1	$1{,}0\times 10^{-5}$	0,20	1,44	96
SC20Ksat-3	1	$4{,}8\times 10^{-6}$	0,17	1,41	95
	k_{sat} moyen	$1{,}0\times 10^{-5}$			

[1] : Mesures faites par Goulet (2015)

La Figure 3.6 présente l'évolution k_{sat} des échantillons SC20Ksat-2 et SC20Ksat-3 avec l'augmentation du nombre de cycles de gel-dégel. La valeur de k_{sat} de l'échantillon SC20Ksat-2 passe de 1×10^{-5} cm/s à l'état initial à 3×10^{-5} cm/s autour de 20 cycles de gel-dégel. Compte tenu de la précision de ce type d'essai (habituellement à l'intérieur d'un demi-ordre de grandeur), aucun effet considérable des cycles de gel-dégel n'est observé sur la valeur de k_{sat} de l'échantillon SC20Ksat-2. Une conclusion similaire est observée pour l'échantillon SC20Ksat-3 qui ne montre aucun effet des cycles de gel-dégel (k_{sat} stable autour de 5×10^{-6} cm/s). Les résultats des essais de

gel-dégel sur k_{sat} indiquent que les stériles compactés ont une bonne résistance aux cycles de gel-dégel et devraient conserver leurs propriétés hydrogéologiques avec le temps.

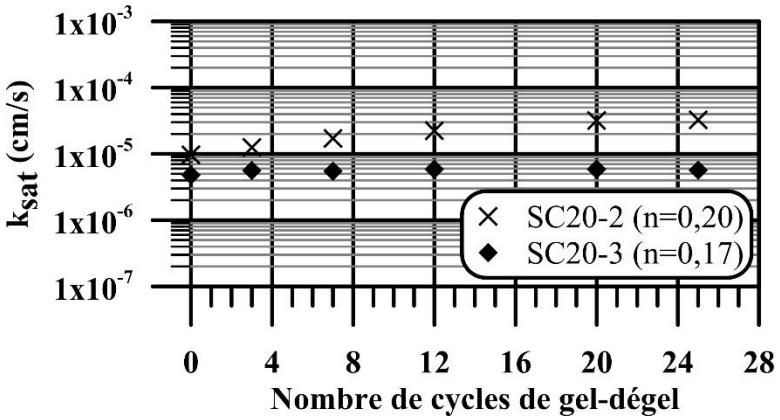


Figure 3.6 : Influence des cycles de gel-dégel sur la conductivité hydraulique saturée des stériles compactés.

3.4.3 Courbe de rétention d'eau et fonction de perméabilité

3.4.3.1 Généralités sur les méthodes de détermination de la courbe de rétention d'eau

Plusieurs méthodes de laboratoire ont été développées pour permettre de mesurer la courbe de rétention d'eau de matériaux de différentes granulométries. Ces différentes techniques sont d'ailleurs présentées dans de nombreux ouvrages (e.g. Delage and Cui 2000; Lal and Shukla 2004; Barroso et al. 2006; Blatz et al. 2008; Bulut and Leong 2008; Delage and Romero 2008; Marinho et al. 2008; Masrouri et al. 2008; Vanapalli et al. 2008; Fredlund et al. 2012; Ng et al. 2015). De manière générale, une courbe de rétention d'eau peut être déterminée en obtenant une série de points expérimentaux dans le domaine succion – quantité d'eau ($\theta_w - \psi$, $\omega - \psi$ ou $S_r - \psi$) d'un échantillon donné. Ces méthodes de laboratoire sont basées soit (*i*) sur la mesure de la quantité d'eau (ou de l'humidité relative autour de l'échantillon) et la mesure de la succion, soit (*ii*) sur la mesure de la quantité d'eau et le contrôle de la succion. Dans le premier cas, les méthodes de mesures de la succion les plus fréquemment utilisées sont les tensiomètres, les papiers filtres, les capteurs de conductivité thermique et les psychromètres. Dans le second cas, les méthodes de contrôle de la succion comprennent les colonnes de drainage (et contrôle de succion par colonnes suspendues), les techniques basées sur la translation d'axes (e.g. plaque pression, *Tempe Cell*, etc.),

l'équilibre vapeur (e.g. solutions salines saturées, solutions acides), l'équilibre osmotique et l'hygromètre à miroir refroidit. Les deux méthodes de mesure de la quantité d'eau les plus fréquemment utilisées consistent en (*i*) la mesure directe de la teneur en eau gravimétrique et, (*ii*) les sondes de mesure diélectriques. En conditions de laboratoire contrôlées, il est souvent plus simple de mesurer directement la teneur en eau gravimétrique à partir d'un échantillon de sol. Dans la plupart des cas, il faut cependant porter attention à la mesure des propriétés masse–volume pour permettre de convertir la valeur obtenue en teneur en eau volumique. Les méthodes diélectriques (e.g. *Time-Domain Reflectometry* ou *Frequency-domain*) utilisent les propriétés diélectriques (constante diélectrique) des sols pour mesurer la teneur en eau volumique (Starr and Paltineau 2002; Topp et al. 2003). Ces dernières méthodes requièrent un calibrage du signal des sondes utilisées spécifique au type de sol où la teneur en eau volumique désire être mesurée (Sakaki et al. 2008; Cobos and Chambers 2010; Wu et al. 2014).

3.4.3.2 Résidus miniers et les stériles lâches

De par sa simplicité et sa précision, la principale approche favorisée pour la détermination de la courbe de rétention d'eau des résidus miniers est la translation d'axe (e.g. Aubertin et al. 1995, 1997, 1998). Cette approche s'appuie sur le principe qu'une pression positive exercée sur un échantillon dans une chambre pressurisée peut être transposée en succion matricielle lorsque la pression à la sortie est atmosphérique. Les spécifications et procédures expérimentales de détermination de la courbe de rétention d'eau à l'aide des cellules de pression sont décrites par les méthodes B et C de la norme ASTM D-6836-16 (ASTM 2016). La méthode B de ASTM D-6836-16 a été suivie pour déterminer la courbe de rétention d'eau en drainage de deux échantillons de résidus miniers (RMCRE-1 et RMCRE-2). Les essais de détermination de la courbe de rétention d'eau ont été réalisés en duplicata et sur des échantillons de porosité de 0,39. La saturation initiale de tous les échantillons était de 100%.

Dans le cas des stériles lâches, la courbe de rétention d'eau a été déterminée par un essai de drainage gravitaire en colonnes instrumentées tel que décrit par Hernandez (2007), Peregoedova (2012), Peregoedova et al. (2014) et Kalonji-Kabambi (2014). Une telle approche est requise puisque les appareils standards disponibles ne sont pas adéquats pour déterminer la courbe de rétention d'eau des matériaux de faibles capacités de rétention d'eau tels que les stériles miniers, car leur taille

n'est pas suffisante pour avoir un volume élémentaire représentatif du matériau à tester et il est difficile d'obtenir une bonne précision étant donné que la teneur en eau peut décroitre significativement pour des succions entre 0 et 10 kPa (Chapuis et al. 2007; Peregoedova et al. 2014). D'une manière générale, cette approche consiste à laisser drainer une colonne de sol initialement saturé jusqu'à l'atteinte des conditions hydrostatiques et de mesurer la teneur en eau et la succion à plusieurs élévations dans la colonne. La courbe de rétention d'eau des stériles lâches a été déterminée en réalisant un essai de drainage sur l'échantillon SL50Ksat-CRE-1 suite à l'essai de perméabilité. Toutefois, lors de l'essai réalisé, les tensiomètres installés dans la colonne se sont avérés défectueux et la courbe de rétention d'eau a été obtenue par mesure des relations masse (teneur en eau gravimétrique) – volume à différente élévation. Dans ce cas, l'hypothèse d'équilibre hydrostatique a donc été prise en compte; la succion a été considérée égale à l'élévation à partir de la base de la colonne.

Les résultats des essais de détermination de la courbe de rétention d'eau des résidus miniers et des stériles lâches lissés par le modèle de van Genuchten (1980) sont présentés aux Figures 3.7A et 3.8A, respectivement. Les fonctions de perméabilité des résidus miniers et des stériles lâches ont été déterminées à l'aide de l'équation semi-analytique du modèle de Mualem (1976) proposée par van Genuchten (1980) et sont présentées aux Figures 3.7B et 3.8B. Le modèle van Genuchten (1980) décrit la courbe de rétention d'eau selon :

$$\theta_w = \left(\frac{\theta_s - \theta_r}{[1+(\alpha_{vm}\psi)^{n_{vm}}]^{m_{vm}}}\right) + \theta_r \qquad [3.7]$$

avec;

$$m_{vm} = 1 - \frac{1}{n_{vm}} \text{ où } 0 < m_{vm} > 1 \qquad [3.8]$$

α_{vm} est un paramètre du modèle qui représente approximativement l'inverse de la valeur d'entrée d'air (AEV) et où n_{vm} et m_{vm} sont des constantes d'ajustement du modèle. La valeur de n_{vm} est liée au taux d'extraction de l'eau du sol une fois la valeur d'entrée d'air dépassée (pente de désaturation) tandis que m_{vm} est plutôt relié aux conditions résiduelles.

La forme analytique de la fonction de perméabilité du modèle de Mualem (1976) prend la forme de l'équation 3.9 (Fredlund et al. 2012) pour décrire la perméabilité relative (k_{wr}).

$$k_{wr} = \frac{k_w(\psi)}{k_{sat}} = \frac{\left(1-(\alpha_{vm}\psi)^{nvm-1}(1+(\alpha_{vm}\psi)^{nvm})^{-mvm}\right)^2}{(1+(\alpha_{vm}\psi)^{nvm})^{0,5}} \quad [3.9]$$

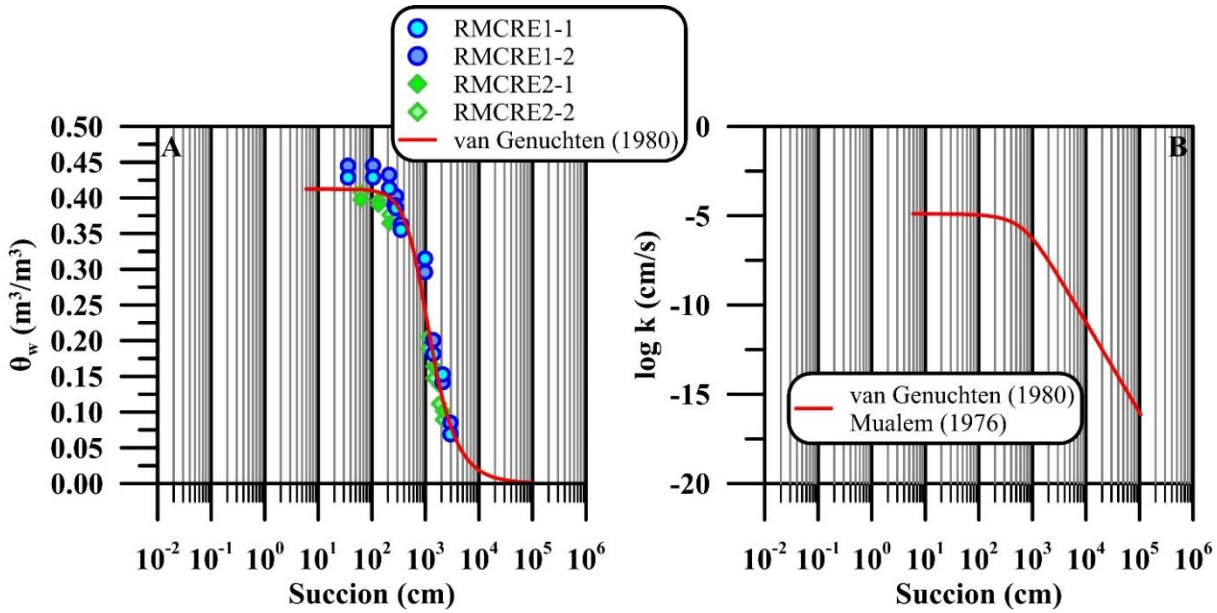


Figure 3.7 : (A) Courbe de rétention d'eau et (B) fonction de perméabilité des résidus miniers.

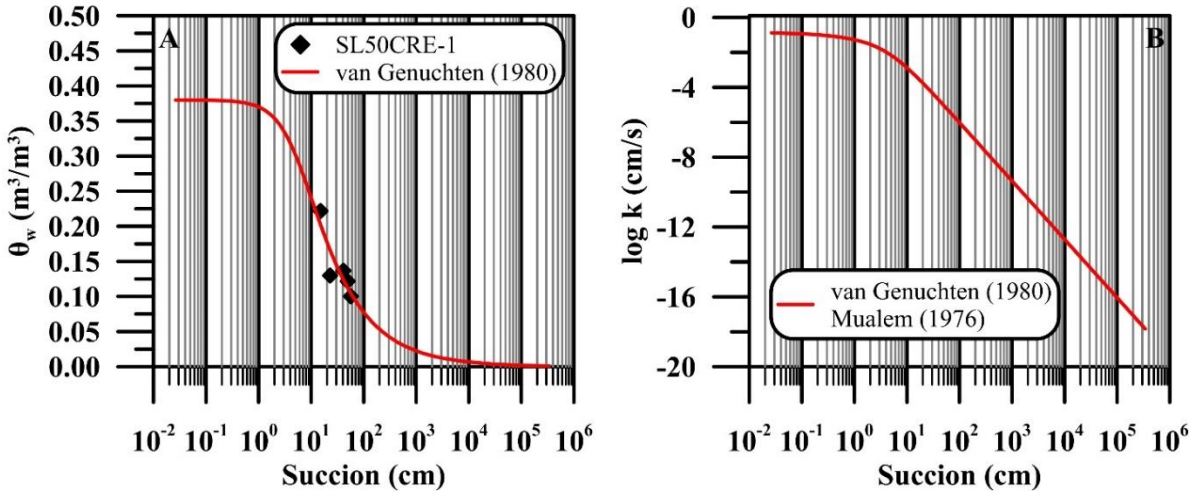


Figure 3.8 : (A) Courbe de rétention d'eau et (B) fonction de perméabilité des stériles lâches.

La courbe de rétention d'eau obtenue pour les résidus miniers est caractéristique de résidus miniers issus de mines de roches dures (Bussière 2007) avec une AEV de près de 300 cm, un ψ_r de 5000 cm et un θ_r de 0.03 m^3/m^3. Les résultats obtenus pour les stériles lâches montrent que ces matériaux ont une faible capacité de rétention d'eau (AEV = 2 cm), ce qui est typique pour les stériles miniers

(e.g. Peregoedova et al. 2013, 2014; Kalonji Kabambi et al. 2017; Larochelle et al. 2019). Pour les stériles lâches, les conditions résiduelles sont atteintes à une succion de 125 cm pour un θ_r de 0,02 m^3/m^3. Les valeurs de AEV, ψ_r et θ_r ont été déterminés d'après la méthode graphique des tangentes décrite par Fredlund and Xing (1994). Un sommaire des paramètres des modèles de van Genuchten (1980) ainsi que les paramètres clés de la courbe de rétention des résidus miniers et des stériles lâches est présenté au Tableau 3.12.

Tableau 3.12 : Sommaire des paramètres des courbes de rétention d'eau des résidus et des stériles lâches.

	Paramètres de van Genuchten (1980) / Mualem (1976)						Paramètres clés de CRE		
Matériau	θ_s (m^3/m^3)	$\theta_{r\text{-}vG}$ (m^3/m^3)	α (cm^{-1})	n (-)	m (-)	r^2	AEV (cm)	ψ_r (cm)	θ_r (m^3/m^3)
Résidus	0,41	0,00	0,00126	2,22	0,55	0,966	300	5000	0,03
Stériles lâches	0,38	0,005	0,18973	1,56	0,36	0,773	2,0	125	0,02

3.4.3.3 Stériles compactés

Puisque les stériles compactés ont à la fois des particules grossières (50 mm) et une capacité de rétention d'eau assez élevée, aucun appareil de laboratoire (standard ou non) qui respecte le rapport d_{max}/d_{moule} (> 6) requis pour assurer la représentativité de l'échantillon et éviter les mauvaises conditions de mise en place n'est disponible pour déterminer la courbe de rétention d'eau. Pour cette raison, un extracteur à pression en acier tel que présenté à la Figure 3.9 a été construit sur mesure afin de pouvoir déterminer la courbe de rétention d'eau de matériaux avec une taille des particules de 50 mm et moins dans la plage de pression 0 – 1 bar. Similairement à l'approche décrite par ASTM D-6836-16 (ASTM 2016), l'appareil développé se base sur le principe de translation d'axe pour obtenir des données dans le domaine $\theta_w - \psi$ et déterminer la courbe de rétention d'eau. Pour ce montage, la pression de la chambre est contrôlée par un système de manomètres reliés à une bombonne d'azote et θ_w est mesuré par des sondes diélectriques GS3 calibrées raccordées à un enregistreur de données *EM50* de *Meter Group*. L'approche générale suivie pour les essais de drainage sur les stériles compactés consistait en quatre étapes principales soit 1) préparer et mettre en place l'échantillon, 2) le saturer, 3) réaliser l'essai de drainage et 4) interpréter les résultats. Ces étapes sont résumées dans ce qui suit et des informations complémentaires concernant la

conception de l'extracteur pression (dessins techniques), les travaux de validation des pressions appliquées et la droite de calibrage des sondes GS3 utilisées sont disponibles aux Annexes C et D.

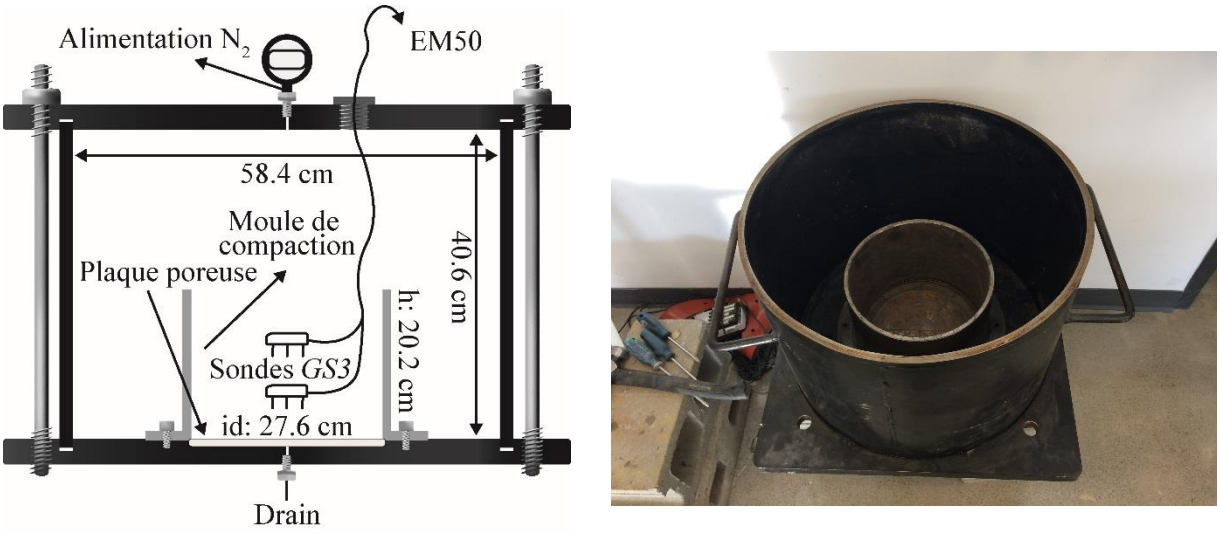


Figure 3.9 : Extracteur à pression utilisé pour déterminer la courbe de rétention d'eau des stériles compactés.

La préparation des matériaux avant la mise en place a consisté à ajuster la teneur en eau des matériaux granulaires de manière à favoriser à la fois la compaction et la saturation des matériaux. Pour ce faire, les stériles ont été amenés à une teneur en eau massique d'environ 6 – 7 % avant d'être mis en place et compactés dans le moule. La compaction des matériaux dans le moule a été faite à l'extérieur du système (i.e. au sol) de manière à ne pas abimer la plaque poreuse. La compaction a été faite en 5 à 7 couches successives. Les sondes *GS3* ont été positionnées lors de la mise en place à des élévations correspondantes au 1/3 et 2/3 de la hauteur totale. Une fois la mise en place de l'échantillon terminée, le moule a été fixé à la base de l'appareil pour procéder à la phase de saturation.

Un montage tel qu'illustré à la Figure 3.10A a été utilisé pour saturer les échantillons. Pour ce faire, une colonne d'eau a été branchée à la base de la colonne et le niveau d'eau dans la colonne a graduellement été augmenté afin de saturer par remontée capillaire les matériaux à tester. Une telle approche a notamment été suggérée par Chapuis et al. (1989) pour assurer la saturation d'échantillons destinés à des essais de perméabilité. Une augmentation du niveau d'eau d'environ

5 – 7 cm/jour a été suivi pour les essais réalisés. Tout au long de l'étape de saturation, les sondes *GS3* ont été connectées à l'enregistreur *EM50* afin de suivre l'évolution des conditions de saturations de l'échantillon. Une fois l'échantillon saturé, la cellule pression a été assemblée, le système de contrôle de la pression a été raccordé à la bombonne d'azote et un récipient a été placé sous la cellule pour recueillir l'eau de drainage (Figure 3.10B).

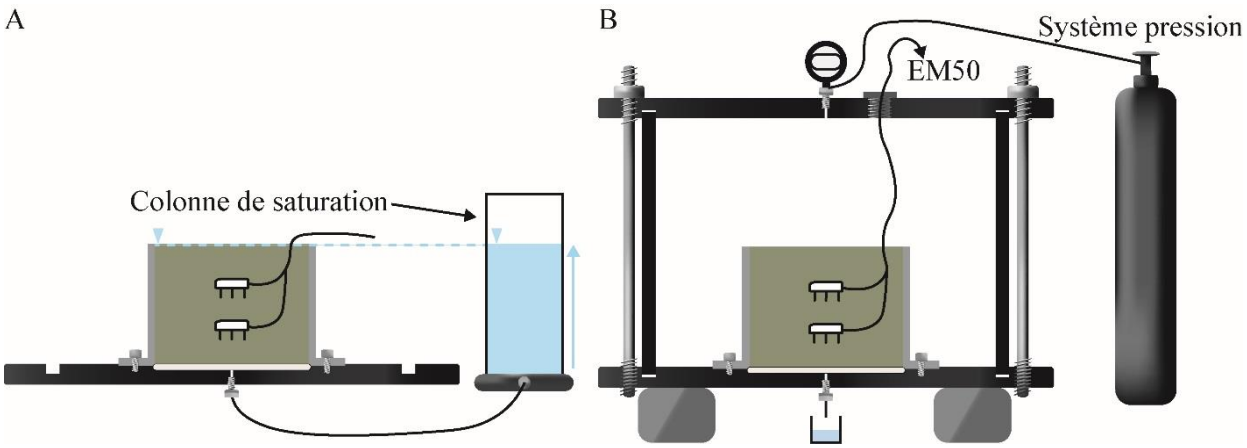


Figure 3.10 : (A) Saturation des stériles compactés et (B) montage de l'extracteur à pression pour un essai de drainage.

Les essais de drainage ont été réalisés suivant une approche similaire à ASTM D-6836-16 (ASTM 2016) où des paliers de pression ont été imposés à la cellule pour forcer le drainage des matériaux et où la quantité d'eau contenue dans les matériaux est mesurée à chaque palier. Plus spécifiquement, un palier de drainage était initié en augmentant la pression à l'intérieur de la cellule. Par la suite, l'évolution de θ_w a été suivie en continu par les sondes *GS3* jusqu'à l'atteinte de conditions d'équilibre dans l'échantillon. L'équilibre des valeurs de θ_w a aussi été confirmé par l'absence d'eau recueillie à la base du drain. Par la suite, la pression de la chambre et les valeurs de θ_w à l'équilibre étaient notées et un autre palier de pression était initié. La Figure 3.11 montre un exemple de résultats bruts avec les valeurs de pression de la cellule et de θ_w à l'équilibre à chaque palier. Ultimement, les échantillons ont été démoulés et séchés afin de valider la porosité finale des spécimens testés.

Dans le cadre de cette étude, deux échantillons (SCCRE1 et SCCRE2) ont été testés à des porosités moyennes de 0,20 et 0,18 respectivement. L'échantillon SCCRE1 a été testé pour des pressions allant de 0 à 75 kPa tandis que l'échantillon SCCRE2 a été testé entre 0 et 73 kPa. L'évolution de

θ_w en fonction de la succion des deux échantillons de stériles compactés testés est présentée à la Figure 3.12A. À la Figure 3.12A, les valeurs de θ_w à l'équilibre mesurées par les sondes situées dans le haut (i.e. SCCRE1-1 et SCCRE2-1) et dans le bas (i.e. SCCRE1-2 et SCCRE2-2) des échantillons testés montrent que pour un essai donné, le comportement mesuré par les deux sondes est similaire. Les valeurs de θ_w obtenues après la phase de saturation sont très proches (écart < 0,01m^3/m^3) des valeurs de θ_{sat} qui seraient obtenues à partir des porosités moyennes obtenues au démantèlement ($n_{démantèlement}$), suggérant que les droites de calibrage utilisées sont adéquates et que les matériaux étaient très près d'un degré de saturation de 100% avant le début des essais de drainage. Toutefois, puisque les porosités des matériaux testés sont quelque peu différentes, les courbes de rétention d'eau ont aussi été exprimées en fonction de S_r pour permettre leur comparaison. La Figure 3.12B montre que les deux matériaux testés exhibent des comportements similaires et que l'AEV des stériles compactés est de 250 – 300 cm (25 à 30 kPa).

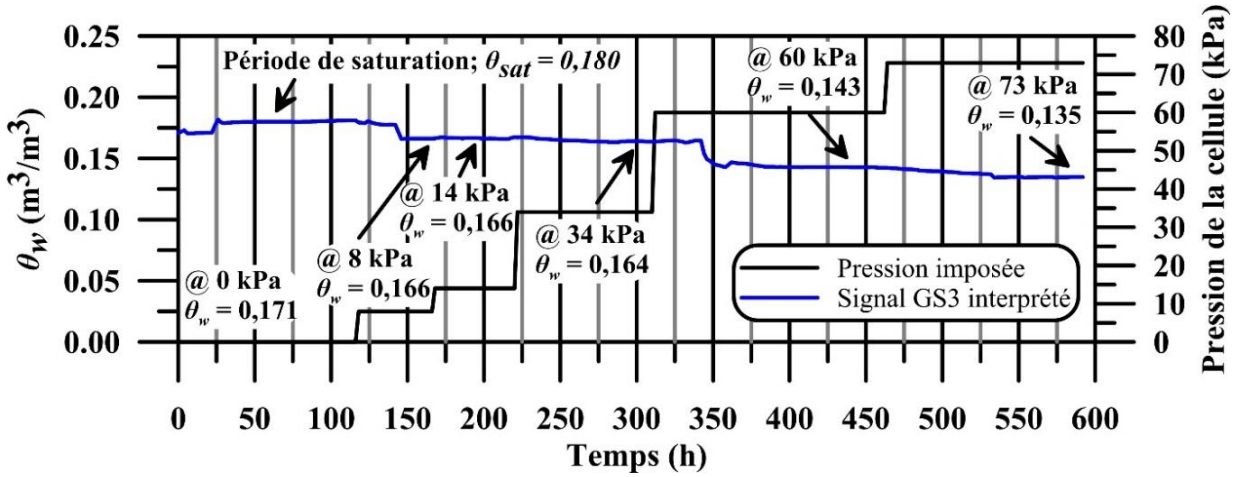


Figure 3.11 : Exemple de résultat bruts obtenus pour l'échantillon SCCRE2 lors d'un essai de drainage sur les stériles compactés.

Puisque aucune données n'étaient disponibles pour les plus fortes succions / faibles saturations, la courbe de rétention d'eau des stériles miniers a été comparée au modèle estimatif *MK*$_s$ (Peregoedova 2012; Peregoedova et al. 2014). Le modèle MK$_s$ calcule la saturation totale du milieu poreux basé sur la saturation due aux forces capillaires (S_c) et d'adhésion (S_a)

$$S_r = \frac{\theta_w}{n} = 1 - (1 - S_c)\langle 1 - S_a \rangle \qquad [3.10]$$

La composante S_c est obtenue à partir d'une fonction cumulative de la distribution de la taille des pores selon l'équation suivante (Peregoedova et al. 2014):

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi}\right)^2 + 1\right]^m exp\left[-m\left(\frac{h_{co}}{\psi}\right)^2\right] \quad [3.11]$$

où h_{co} est la remontée capillaire et m le paramètre de distribution de la taille des pores tels que décrit par les équations 3.12 et 3.13.

$$h_{co} = \frac{0.75}{eD_h} \quad [3.12]$$

$$m = \frac{1}{C_U} \quad [3.13]$$

où D_h est le diamètre équivalent des grains.

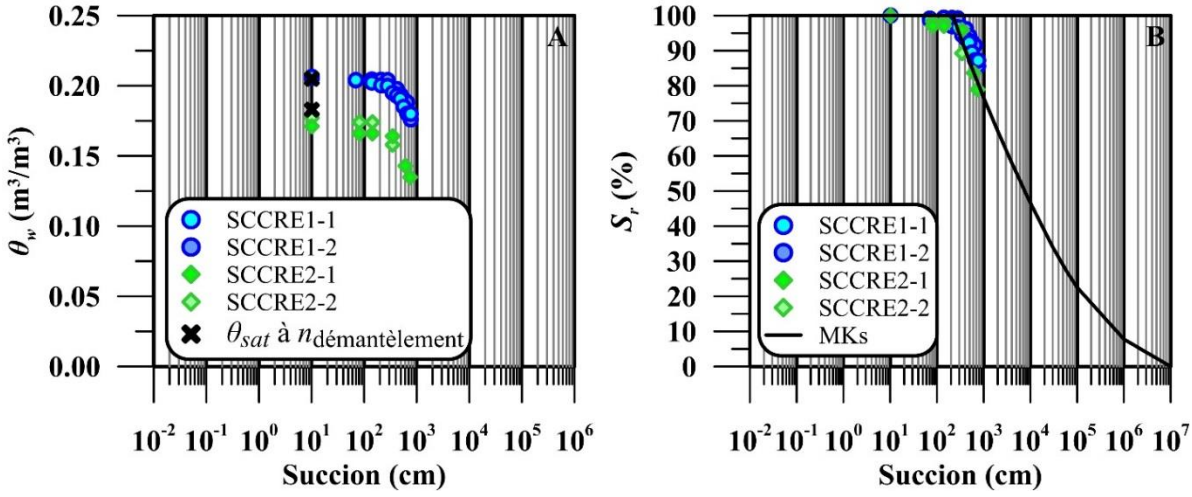


Figure 3.12 : (A) Courbes de rétention d'eau des stériles compactés exprimées en fonction de θ_w et (B) de S_r.

Dans le modèle *MK*$_s$, D_h est calculé à partir de la formulation de Kovács (1981) et de la S_s estimée d'après Chapuis and Légaré (1992), tel que (Peregoedova 2012; Peregoedova et al. 2014):

$$D_{h,S} = \frac{100\delta}{S_s\rho_d} \quad [3.14]$$

où δ est un facteur de forme (δ=6).

La composante S_a est donnée par une loi d'interaction de type Van der Waals entre la surface des grains et les dipôles aqueux selon l'équation suivante :

$$S_a = a_c C(\psi) \left[\frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n}\right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}}\left(\frac{\psi}{\psi_n}\right)^{\frac{1}{6}}} \right] \quad [3.15]$$

où a_c est le coefficient d'adhésion (a_c=*0.01*), $C(\psi)$ est le paramètre d'équilibre thermodynamique de Fredlund and Xing (1994) pour la valeur résiduelle tel que défini par l'équation 3.16 et ψ_n un paramètre normatif pour h_{co} et ψ (ψ_n= 1cm).

$$C(\psi) = 1 - \frac{\ln(1+\frac{\psi}{\psi_r})}{\ln(1+\frac{1\times10^6}{\psi_r})} \quad [3.16]$$

avec;

$$\psi_r = 0.86 h_{co}^{1.2} \quad [3.17]$$

L'estimation de la courbe de rétention d'eau a été réalisée basée sur les paramètres granulométriques et la porosité moyens des échantillons déterminés après avoir été testés. Les différents paramètres de calcul utilisés sont présentés au Tableau 3.13. Les résultats exprimés en fonction de S_r (Figure 3.12B) montrent que la courbe de rétention d'eau estimée est très similaire à celles mesurées dans le domaine de succion d'intérêt, ce qui contribue à valider les résultats expérimentaux. Des pressions plus élevées étaient initialement ciblées pour ces deux échantillons, toutefois des fuites d'air importantes ont été observées aux pressions maximales atteintes et les essais ont dû être arrêtés. Par conséquent, le comportement des stériles compactés n'a pas pu être déterminé pour des succions supérieures à 75 kPa. Ultimement, les travaux de caractérisation de la courbe de rétention d'eau des stériles compactés ont permis d'obtenir l'AEV et de démontrer que l'appareil développé permet de caractériser la courbe de rétention d'eau des matériaux grossiers avec une forte capacité de rétention d'eau grâce à la comparaison avec le modèle de prédiction MK_s. Cependant, des travaux supplémentaires seraient nécessaires pour valider sur l'ensemble du domaine de succion la CRE des stériles compactés.

Tableau 3.13: Sommaire des paramètres de calcul de la courbe de rétention d'eau des stériles compactés.

Paramètres de calcul du modèle MKs et						
n (-)	e (-)	D_{10} (cm)	C_U (-)	S_s (m^2/kg)	D_h (cm)	a_c (-)
0,19	0,23	0,06	269	153	$1{,}68\times10^{-3}$	0,01

3.4.4 Potentiel des stériles lâches et compactés à pouvoir induire des effets de barrière capillaire

Un contraste important en termes de propriétés hydrogéologiques est nécessaire afin de créer les effets de barrière capillaires désirés entre la couche de bris capillaire et la couche de rétention d'eau de la CIEBC (Morel-Seytoux 1992). Typiquement, un k_{sat} de la couche de rétention d'eau au moins trois ordres de grandeur inférieure à celui des matériaux du bris capillaire est requise pour une construction efficace. De plus, l'AEV des matériaux de la couche de rétention d'eau doit idéalement être supérieur au ψ_r du matériau grossier (e.g. Aubertin et al. 1995, 2015, 2016). Les résultats de caractérisation des propriétés hydrogéologiques des stériles lâches et compactés ont montré que la compaction des stériles de Meadowbank entraine une réduction de k_{sat} de quatre ordres de grandeur ($1{,}5 \times 10^{-1}$ cm/s vs $1{,}2 \times 10^{-5}$ cm/s) et que l'AEV des stériles compactés (25 – 30 kPa) est nettement supérieur au ψ_r des stériles lâches (12 kPa). Conséquemment, les propriétés hydrogéologiques déterminées indiquent que le contraste des propriétés entre les stériles lâches et compactés devrait être adéquat pour induire des effets de barrière capillaire et favoriser la rétention d'eau dans la couche de stériles compactés de la CIEBC.

3.5 Propriétés liées au mouvement des gaz

3.5.1 Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène

Le D_e des stériles compactés a été déterminé à l'aide d'essais de diffusion d'oxygène conduits en colonnes tels que décrit par Boulanger-Martel et al. (2015, 2016). Les essais ont été réalisés dans des colonnes de PEHD de 75 cm de hauteur par 30 cm de diamètre, chacune équipée de trois sondes *GS3*, d'un drain à la base, d'une valve de purge à l'élévation 23 cm et d'une sonde d'oxygène Apogee SO-110 (Figure 3.13). La configuration des colonnes testées consiste en une couche de

sable de faible AEV de 25 cm placée à la base des colonnes et de 50 cm de stériles compactés. La couche de sable à la base des colonnes a été placée à une teneur en eau résiduelle pour agir à titre de couche de bris capillaire. Pour ce type d'essai, la couche de bris capillaire a deux fonctions principales, soit de maintenir la saturation de la couche de stériles compactés et de fournir un espace poreux rempli de gaz qui sera utilisé comme chambre de diffusion. Puisque qu'il est anticipé que la S_r de la couche de rétention d'eau de la CIEBC soit élevée, les essais de diffusion de l'oxygène ont été réalisés sur des stériles compactés près de la saturation. Les essais ont été réalisés à des S_r cibles de 75, 85 et 90%. L'essai à 85% a été réalisé en duplicata. Pour chaque essai, les stériles ont été compactés en cinq couches mises en place à la teneur en eau requise pour atteindre la S_r cible à une porosité de 0,18. Une fois en place, une période de temps de 5 à 7 jours de repos a été laissée avant le début des essais pour permettre l'équilibre des conditions d'humidité. De plus, les colonnes ont été montées dans une chambre à atmosphère contrôlée afin de réaliser les essais de diffusion à une température de 5 °C.

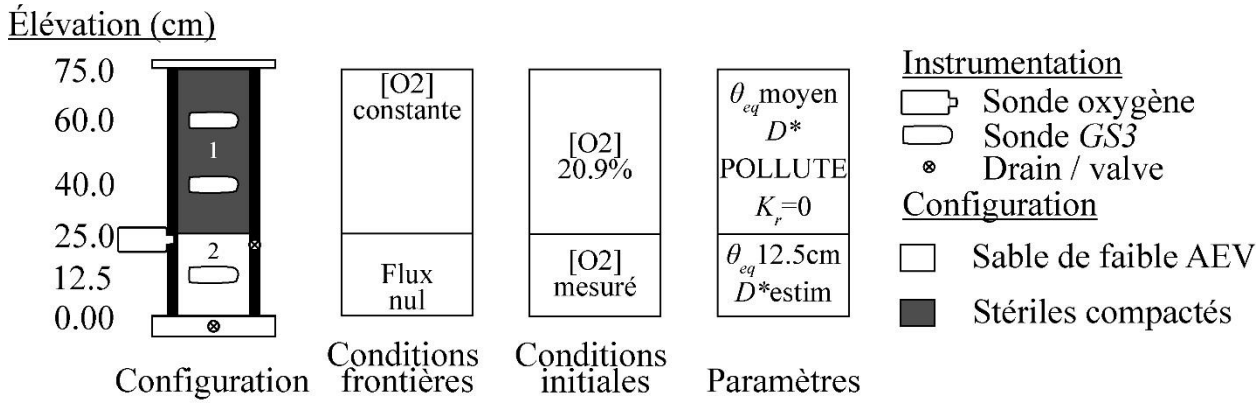


Figure 3.13 : Configuration, conditions frontières et initiales, paramètres de calcul et instrumentation des colonnes utilisées pour évaluer le D_e des stériles compactés.

L'essai de diffusion d'oxygène consiste essentiellement à un essai de diffusion à chambre simple avec une source de concentration constante (Shackelford 1991) adapté pour les matériaux grossiers. La première étape des essais de diffusion consistait à connecter une bombonne d'azote à la base de la colonne et à purger la couche de bris capillaire à l'azote. Durant la purge, l'évolution de la concentration d'O_2 a été suivie en continu à l'aide des sondes à oxygène (droite de calibrage disponible à l'Annexe D) connectée à un enregistreur de données analogue à quatre canaux *Onset HOBO*. Une fois que la concentration en O_2 était stable, près de 0%, le drain à la base et la valve

de purge ont été fermés. La diffusion de l'oxygène se produit alors en raison du gradient de concentration d'oxygène créé entre la couche de stériles compactés et le réservoir (couche de bris capillaire). L'évolution de la concentration en O_2 interstitielle dans la couche de bris capillaire a été enregistrée pendant 7 jours avec l'enregistreur de données.

Les D_e liés aux essais de diffusion de l'oxygène réalisés sur les stériles compactés ont ensuite été obtenus numériquement à partir des conditions de saturation, de l'évolution de la concentration d'O_2 dans le temps et du modèle POLLUTE v7 (Rowe and Booker 2004). POLLUTE est un modèle numérique qui a été développé pour prédire le transport des contaminants dans les milieux saturés. Ainsi, son utilisation classique résout les équations de flux et de conservation de masse. Toutefois, POLLUTE peut être utilisé pour résoudre les équations de Fick et modéliser la diffusion des gaz dans les milieux non saturés si certains paramètres sont ajustés (Rowe and Booker 1985). Dans le cas des matériaux non réactifs, la diffusion de l'oxygène peut être modélisée si θ_{eq} est utilisé à la place de n, la vélocité de Darcy est assignée comme étant nulle (v = 0), et le coefficient de dispersion hydrodynamique est remplacé par D^* (e.g. Aachib et al. 1993; Aubertin et al. 1995; Mbonimpa et al. 2003; Mbonimpa et al. 2011). Dans POLLUTE, θ_{eq} est utilisé pour tenir compte du transport de l'oxygène dans l'air et dans l'eau (e.g. Aubertin et al. 2000).

Un modèle conceptuel de diffusion de l'oxygène unidimensionnel à deux couches a été élaboré dans POLLUTE pour interpréter les résultats des essais de diffusion. Les deux couches étant la couche de bris capillaire et la couche de rétention d'eau. Une condition frontière de concentration d'oxygène constante (concentration atmosphérique de 20,9 %) a été fixée au-dessus de la colonne et une condition frontière de flux nul a été fixée à la base. Les conditions de concentration d'oxygène initiales ont été fixées aux valeurs mesurées à la fin de la purge pour la couche de bris capillaire et à 20,9 % pour la couche de rétention d'eau. Ensuite, puisque θ_w était stable et assez uniforme dans la couche de stériles compactés (et la couche de bris capillaire), un D^* a été modélisé pour la couche de stériles compactés basé sur le θ_{eq} moyen mesuré pour chaque essai de diffusion. Le D^* de la couche de bris capillaire a été estimé en utilisant le modèle de Aachib et al., (2004) en utilisant des valeurs de H, D_w^0 et D_a^0 types pour des matériaux à 5 °C. Des valeurs de 0,04 (Boulanger-Martel et al. 2016), 1,36 × 10^{-9} m^2/s (Broecker and Peng 1974) et de 1,85 × 10^{-5} m^2/s (Marrero and Mason 1972) ont été utilisées pour H, D_w^0 et D_a^0, respectivement. L'interprétation

numérique des résultats consistait à déterminer la valeur de D^* des stériles compactés pour chaque essai de diffusion de l'oxygène. Il est à noter que les cas modélisés ne considérait aucune réactivité dans les stériles compactés (K_r = 0). Le D^* des stériles compactés a été déterminé itérativement, de manière à modéliser la meilleure représentation possible de l'évolution des concentrations d'oxygène dans le temps. Ce processus était fait en ajustant la valeur du D^* jusqu'à l'obtention de la courbe la plus représentative des concentrations observées. Ultimement, le D^* déterminé numériquement a été converti à sa valeur de D_e analogue. Les différents paramètres du modèle sont résumés à la Figure 3.13. Un sommaire des conditions et des paramètres de modélisation est aussi donné au Tableau 3.14.

Tableau 3.14 : Sommaire des conditions et des paramètres de modélisation des essais de diffusion de l'oxygène.

Essai #	Bris capillaire					Stériles compactés			
	$[O_2]$ Init. (%)	**n (-)**	**S_r (%)**	**θ_{eq} (m^3/m^3)**	**D_e ESTIMÉ (m^2/s)**	**$[O_2]$ Init. (%)**	**n (-)**	**S_r (%)**	**θ_{eq} (m^3/m^3)**
1	0,94	0,29	0,14	0,251	$2{,}3\times10^{-6}$	20,9	0,14	75,8	0,043
2	0,55	0,29	0,14	0,251	$2{,}3\times10^{-6}$	20,9	0,14	82,9	0,033
3	0,96	0,29	0,14	0,251	$2{,}3\times10^{-6}$	20,9	0,17	83,1	0,035
4	0,55	0,29	0,14	0,251	$2{,}3\times10^{-6}$	20,9	0,17	93,3	0,019

Les évolutions des concentrations d'O_2 dans le temps et les D_e modélisés associés aux différents essais réalisés sont présentés à la Figure 3.14. Ces résultats ont été obtenus pour des stériles compactés mis en place à des valeurs de S_r de 75,8 % (essai # 1; Figure 3.14), 82,9 % (essai # 2; Figure 3.14), 83,1 % (essai # 3; Figure 3.14) et 93 % (essai # 4; Figure 3.14). Pour ces essais, la valeur de S_r dans la couche de bris capillaire était de 14 % et n'a pas évoluée dans le temps. Les résultats de D_e sont aussi été comparés au modèle de Aachib et al. (2004) à la Figure 14B. L'estimation de la relation entre D_e et S_r présentée à la Figure 3.14B a été faite pour des stériles compactés à une valeur de n de 0,16 et une température de 5 °C (même paramètre de H, D_w^0 et D_a^0 que pour la couche de bris capillaire).

Les résultats présentés à la Figure 3.14 montrent que les D_e des essais réalisés varient entre 2×10^{-8} to 6×10^{-10} m^2/s. Les essais 3 et 4 montrent des D_e qui sont très près des valeurs estimées par Aachib et al. (2004), ce qui laisse croire que ces essais montrent un comportement similaire à

la plupart des matériaux granulaires. Dans ce cas, l'essai à S_r de 83 % (essai 3) a montré une plus grande augmentation de la concentration d'oxygène (environ 3,5 %) durant la durée de l'essai de diffusion et un plus grand D_e (1,7 × 10-9 m2/s) comparativement à l'essai à S_r de 93 % (essai 4; environ 2,2 % d'augmentation d'O_2 et D_e de 7,5 × 10^{-10} m^2/s). Toutefois, les essais 1 et 2 ont montré des augmentations de la concentration d'oxygène et des D_e nettement inférieures à ceux prédits par rapport aux conditions de saturation. Les essais 1 et 2 ont montré des augmentations de la concentration d'oxygène de 1,2 et 0,4 % et des D_e de 7,8 et de 2,6 × 10^{-10} m^2/s, respectivement, malgré leur S_r entre 76 et 83%. Ce comportement peut être principalement attribué au fait qu'une couche de ±5 cm de matériaux fortement compacté et saturé s'est créée à la base de la couche de stériles suite à la compaction (Figure 3.15). Cette couche de matériaux saturés aurait contribué à limiter la diffusion de l'oxygène lors des essais de diffusion 1 et 2. Puisque cette couche de matériaux saturés n'a pas été prise en compte lors de l'interprétation des résultats, des D_e plus faibles ont été modélisés par rapport aux conditions de saturation mesurées par les sondes de teneur en eau.

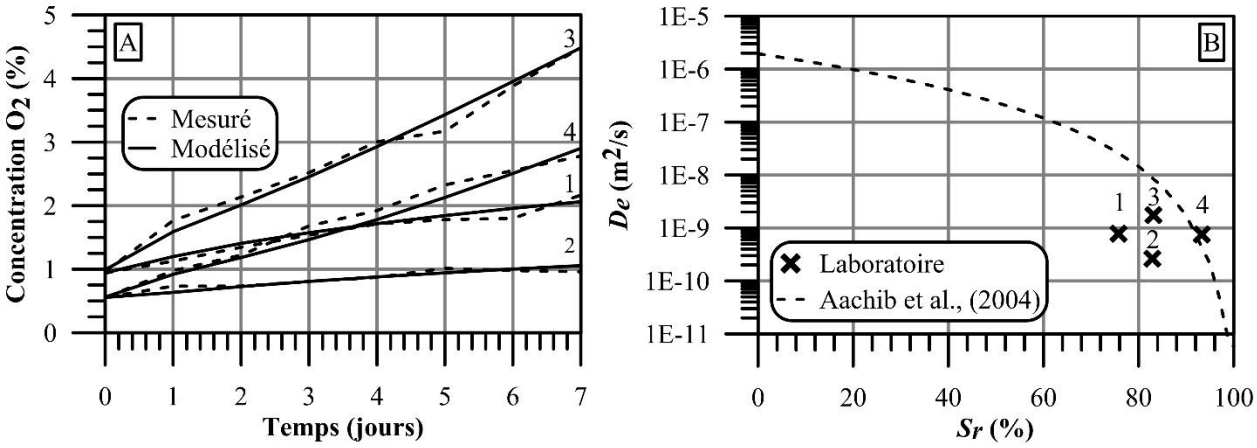


Figure 3.14 : (A) Évolution de la concentration d'O_2 dans le temps des essais de diffusion d'oxygène et (B) comparaison des D_e modélisés avec le modèle de Aachib et al., (2004).

Somme toute, les essais de diffusion de l'oxygène montrent que les stériles compactés peuvent suivre un comportement D_e versus S_r similaire aux autres matériaux granulaires. Toutefois, une couche plus saturée peut aussi être créée suite à la compaction, ce qui résulte en une capacité à limiter l'accessibilité l'oxygène accru. Dans ces conditions, le modèle de Aachib et al. (2004) s'est avéré efficace pour prédire des valeurs conservatrices de D_e en fonction du degré de saturation. Les

CEBC visent habituellement à maintenir des D_e inférieurs à 1×10^{-8} m^2/s, ce qui correspond à des S_r supérieures à 85 % (Bussière 1999). Dans le cas des stériles compactés testés, de telles conditions de D_e sont aussi obtenues à partir de S_r de 85 %, indiquant que la CIEBC devrait être efficace à limiter les flux d'oxygène si la valeur de S_r est maintenu supérieure à 85 %.



Figure 3.15 : Stériles fortement compactés et saturés retrouvés à la base de la couche de stériles lors des essais de diffusion de l'oxygène 1 et 2.

3.5.2 Réactivité des résidus miniers en fonction de la saturation et de la température

Les travaux liés à l'évaluation de la réactivité des résidus miniers ont été réalisés afin de déterminer la relation entre la réactivité et la saturation ainsi que la réactivité et la température. La caractérisation de la relation entre K_r et S_r a été utilisée pour d'abord déterminer les conditions de S_r pour lesquels la réactivité est maximale. Ensuite, la relation entre K_r et la température a été établie sur des échantillons dans des conditions de S_r favorisant une réactivité maximale. Ces travaux visent à déterminer la température à partir de laquelle la réactivité des résidus miniers devient négligeable et établir la T_{cible} d'entreposage des résidus miniers de Meadowbank.

Dans le cadre de ce projet, un essai de consommation de l'oxygène à une chambre inspiré des travaux d'Elberling (2001) et de Meldrum et al. (2001) a été développé afin de déterminer la réactivité des résidus miniers en fonction de la saturation et de la température. L'essai de consommation d'oxygène requiert de mesurer la décroissance de la concentration d'oxygène dans

une chambre scellée située au-dessus des résidus miniers en fonction du temps (e.g. Elberling et al. 1994; Elberling and Nicholson 1996; Tibble and Nicholson 1997; Mbonimpa et al. 2011). La réduction progressive de la concentration d'oxygène dans la chambre en fonction du temps est causée par la diffusion et la consommation de l'oxygène résultant de l'oxydation des sulfures. L'ensemble des essais de consommation d'oxygène réalisés au laboratoire sur les résidus miniers de Meadowbank ont été réalisés dans un moule en ABS spécifiquement construit pour les besoins de cette recherche (Figure 3.16). Le moule utilisé a 156 mm de hauteur par 153 mm de largeur et est équipé d'un bouchon hermétique (Figure 3.16A et B). Le bouchon du moule est aussi équipé d'une sonde à oxygène à cellule galvanique Apogee SO-110 (droite de calibrage disponible à l'Annexe D) pour mesurer la décroissance de la concentration d'oxygène dans la chambre hermétique et d'un thermomètre haute précision (±0.05 ºC.) pour mesurer la température interne des résidus miniers lors des essais (Figure 3.16 A et C). Les températures internes maximales et minimales sont suivies et enregistrées chaque heure durant les essais. De plus, le montage est inséré dans un bain thermique afin de pouvoir contrôler la température des essais à réaliser (Figure 3.16 D et E). Pour chaque essai, une épaisseur de résidus miniers de 112 mm est ciblée, laissant un dégagement de 44 mm dans la chambre hermétique (Figure 3.16A et B).

Une fois en place dans le bain thermique, les échantillons sont laissés en place le temps que la température interne des résidus miniers atteigne l'équilibre avec celle du bain thermique. Durant cette phase de stabilisation, une ouverture est laissée dans le montage pour que les résidus miniers aient un accès à l'oxygène atmosphérique. Une fois la température des résidus miniers stable, l'accès à l'oxygène atmosphérique est coupé et l'essai est initié. Les essais de consommation d'oxygène ont été réalisés sur une période de 18 à 24 h. Un total de six essais ont été réalisés à des S_r entre 17 et 98 % pour déterminer la relation entre K_r et S_r. Ensuite, neuf essais additionnels ont été réalisés entre 5,46 et -0,48 °C pour déterminer l'évolution de K_r avec la température.

Puisque l'épaisseur de résidus miniers testée est relativement mince et que les essais ont été conduits sur une période prolongée, les résultats ont été interprétés numériquement à l'aide de POLLUTE, tel que suggéré par Mbonimpa et al. (2011). Tout comme c'est le cas pour les matériaux non réactifs, POLLUTE a été utilisé fréquemment pour analyser la diffusion et consommation de l'oxygène dans les résidus miniers réactifs (e.g. Aubertin et al. 1995, 1997; Mbonimpa et al. 2003, 2011; Gosselin 2007; Dagenais et al. 2012). Les essais de consommation de l'oxygène ont été

modélisés en considérant un système à deux couches, l'une représentant le réservoir et l'autre l'épaisseur de résidus miniers. Des conditions frontières de flux nul ont été imposées aux deux extrémités du modèle et les conditions d'essai ont fait que la concentration initiale d'oxygène a été fixée à 20,9% pour l'ensemble du domaine.

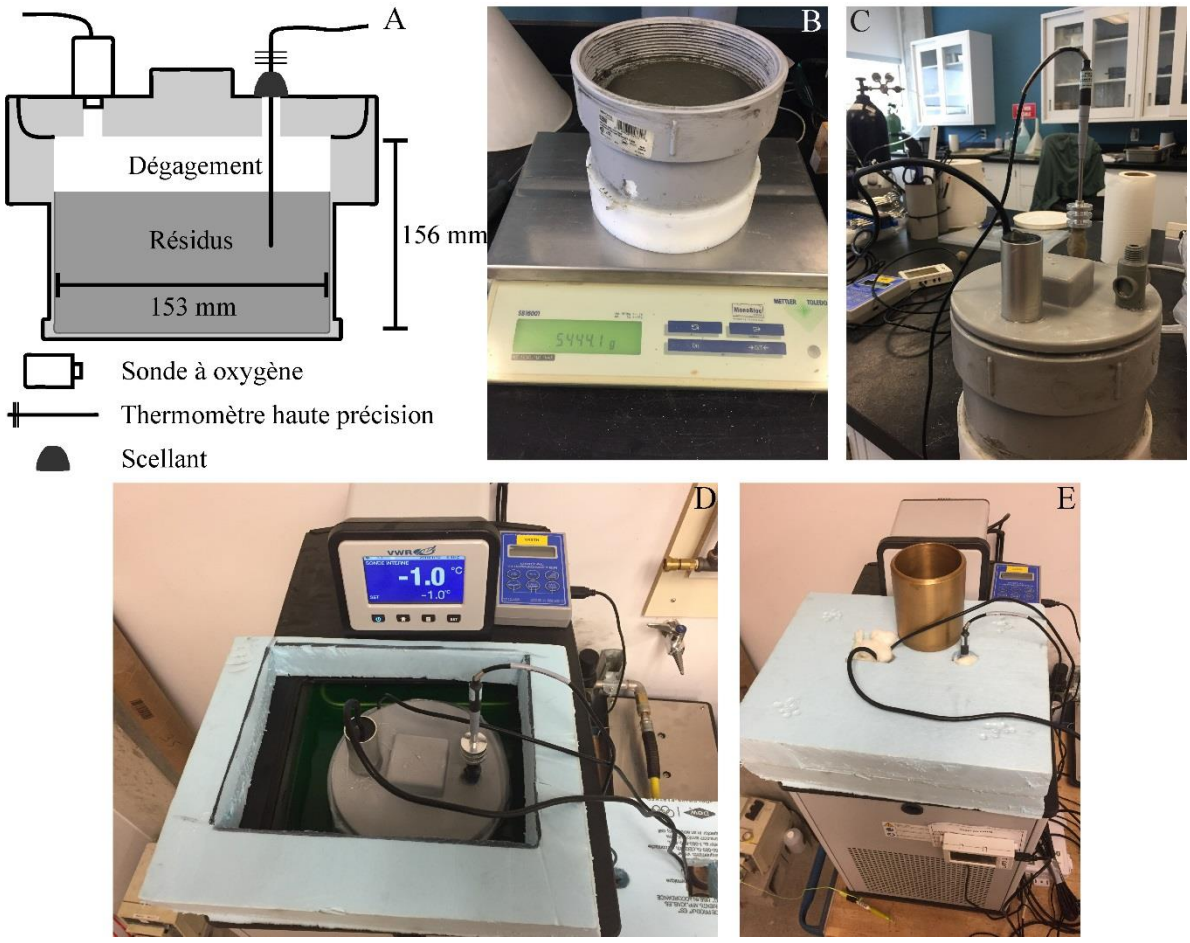


Figure 3.16 : (A) Schéma du moule et de l'instrumentation de l'essai de consommation de l'oxygène; (B) mise en place de l'échantillon et (C, D et E) montage du moule pour essai.

L'interprétation numérique d'un essai de consommation d'oxygène est similaire à l'approche décrite à la section précédente pour l'essai de diffusion de l'oxygène, excepté que dans ce cas, c'est K_r^* qui est déterminé. Pour ce faire, les propriétés du réservoir ont d'abord été fixées. La porosité du réservoir a été fixée à 1 (100 % de vides) et D^* à la valeur de D_a^0. Puisque des essais ont été réalisés à plusieurs températures, chaque modélisation a été faite à partir du D_a^0 à la température d'essai ($D_a^0(T)$). Des valeurs de D_a^0 à différentes températures ont été données au Chapitre 2.

Toutefois, Nyameogo et al. (2018) suggèrent que les conditions non isothermes sur D_a^0 soient pris en compte par l'équation suivante pour le cas de l'oxygène à pression atmosphérique (Denny 1993):

$$D_a^0(T) = 1{,}13 \times 10^{-9} T_K^{1{,}724} \quad [3.18]$$

où T_K est la température exprimée en K.

Pour la couche de résidus miniers, la valeur de θ_{eq} a été déterminée après chaque essai à partir des relations masse-volume (teneur en eau massique et volume de l'échantillon) mesurées au démantèlement. Pour ces conditions, le D_e a aussi été estimé à partir du modèle de Aachib et al. (2004) ajusté pour des conditions non isothermes, tel que décrit dans Nyameogo (2017). Ces ajustements requièrent l'utilisation de $D_a^0(T)$ tel que décrit à l'équation 3.18 mais aussi de la constante de Henry ($H(T)$) et du coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température ($D_w^0(T)$) pour estimer D_e. Pour le cas de l'oxygène à pression atmosphérique, $H(T)$ et $D_w^0(T)$ peuvent être exprimés sous forme simplifiée (Nyameogo et al. 2018) :

$$H(T) = \left([1{,}3 \times 10^{-5}] exp\left(1500 \left(\frac{1}{T_K} - \frac{1}{298{,}15} \right) \right) \right) R T_K \quad [3.19]$$

$$D_w^0(T) = \frac{6{,}74 \times 10^{-12} T_K}{\mu_w(T_K)} \quad [3.20]$$

où $D_w^0(T)$est exprimé en m^2/s, μ_w (T_K) est la viscosité dynamique de l'eau à la température T_K exprimée en mPa/s qui est estimée selon (Newman and Wilson 1997):

$$\mu_w(T) = 1{,}002 \times 10^{\frac{M(20-T)}{T+96}} \quad [3.21]$$

où T est exprimé en °C et;

$$M = 1{,}2378 - 1{,}303 \times 10^{-3}(20 - T) + 3{,}06 \times 10^{-6}(20 - T)^2 + 2{,}55 \times 10^{-6}(20 - T)^3 \quad [3.22]$$

Finalement, la composante de réactivité est introduite dans POLLUTE par le biais d'un coefficient de demi-vie de dégradation ($t_{1/2}^*$) qui, pour une cinétique de réaction de premier ordre, prend la forme de (Mbonimpa et al. 2003):

$$t_{1/2}^* = \frac{\ln(2)}{K_r^*} = \theta_{eq} \frac{\ln(2)}{K_r} \quad [3.23]$$

Pour l'interprétation numérique des résultats, la valeur de D^* des résidus miniers a donc été fixée et la valeur de K_r^* (ou le $t_{1/2}^*$ qui y est associée) a été déterminée par ajustement des valeurs de concentration d'oxygène dans la chambre hermétique modélisées dans le temps aux données mesurées.

Les évolutions des concentrations d'oxygène en fonction du temps mesurées lors des essais de consommation d'oxygène faits à 20 °C en fonction de la saturation sont présentées à la Figure 3.17A, tandis que les paramètres utilisés pour les interpréter sont donnés au Tableau 3.15. Ces données ont permis de déterminer que les valeurs de K_r varient entre 0 et 38,9 an^{-1} (Tableau 3.15) et que la réactivité des résidus de Meadowbank est maximale pour des S_r entre 40 et 60 % (Figure 3.17B). Ces observations sont en accord avec ce qui est typiquement observé dans la littérature (Gosselin et al. 2007; Hamdi 2011). Les résultats de l'interprétation numérique des essais de consommation d'oxygène en fonction de S_r sont fournis à l'Annexe E.

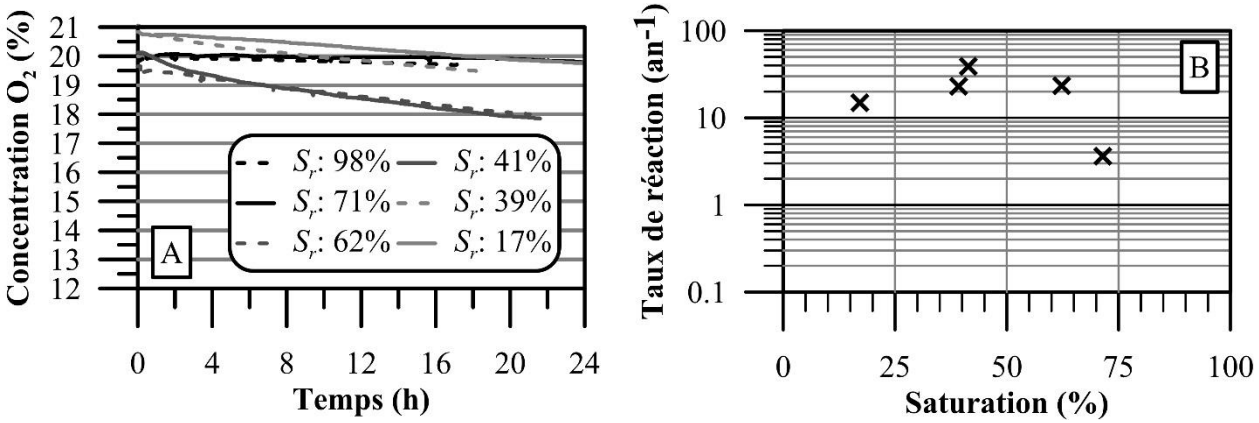


Figure 3.17 : (A) Résultats bruts des essais de consommation de l'oxygène et (B) évolution du taux de réaction avec la saturation.

Puisque la valeur maximale de K_r a été mesurée à 40 % de saturation, les essais réalisés pour déterminer la relation entre K_r et la température ont aussi été réalisés dans ces conditions. Les résultats bruts de trois essais de consommation d'oxygène sélectionnés réalisés à température ambiante, 5,46 et 0,30 °C montrent que la décroissance d'oxygène dans la chambre hermétique devient moins importante avec la diminution de la température, indiquant que K_r diminue aussi avec la température (Figure 3.18A). L'interprétation numérique des essais de consommation d'oxygène a permis d'évaluer K_r à différentes températures (Tableau 3.16; détails sur les résultats

de l'interprétation numérique à l'Annexe E). La relation entre la température et la température est montrée à la Figure 3.18B. À température ambiante (20.3 °C) le K_r moyen des résidus de Meadowbank est de 30.9 an^{-1}. Avec une baisse de la température, K_r devient inférieur à 5 et 2 an^{-1} à des températures autour de 5.0 et 1.0 °C, respectivement. Les résultats montrent aussi que K_r devient négligeable (K_r < 2 an^{-1}) près de 0 °C. Les deux essais faits sous 0 °C (-0,11 et -0,48 °C) n'ont montré aucune consommation d'oxygène quantifiable durant les 24h d'essai, suggérant que la réactivité des résidus miniers de Meadowbank est négligeable sous 0 °C.

Tableau 3.15 : Paramètres de calcul utilisés pour les résidus miniers lors de l'interprétation numérique des essais de consommation d'oxygène à différentes S_r et K_r résultant.

S_r (%)	θ_{eq} (m^3/m^3)	n (-)	D_e (m^2/an)	K_r (an^{-1})
17,1	0,387	0,46	121,78	14,9
39,2	0,298	0,48	47,20	22,9
41,4	0,275	0,46	39,77	38,9
62,3	0,165	0,41	9,10	23,3
71,5	0,125	0,41	3,79	3,6
98,0	0,023	0,42	0,002	n.q.

n.q.: non quantifiable

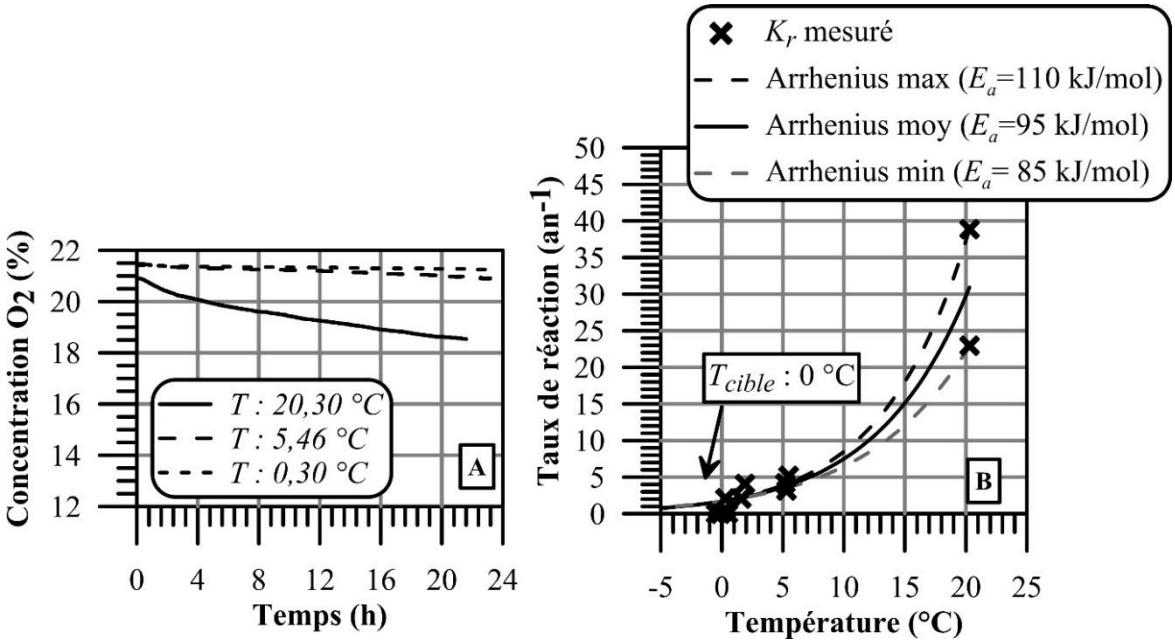


Figure 3.18 : (A) Résultats bruts des essais de consommation de l'oxygène sélectionnés et (B) diminution du taux de réaction avec la température.

Tableau 3.16 : Paramètres de calcul utilisés pour les résidus miniers lors de l'interprétation numérique des essais de consommation d'oxygène à différentes températures et K_r résultant.

T (°C)	θ_{eq} (m^3/m^3)	n (-)	D_e (m^2/an)	K_r (an^{-1})
20,3	0,30	0,48	47,2	22,9
20,3	0,28	0,46	39,8	38,9
5,46	0,28	0,46	38,0	5,2
5,30	0,30	0,48	43,1	3,2
5,21	0,30	0,48	43,1	4,2
1,89	0,28	0,46	37,2	4,1
1,59	0,30	0,48	42,1	2,1
0,48	0,28	0,46	36,8	n.q.
0,30	0,30	0,48	41,8	2,1
-0,11	-	-	-	n.q.
-0,48	-	-	-	n.q.

n.q.: non quantifiable

Au Chapitre 2, il a été expliqué que la réduction graduelle de K_r avec la baisse température est souvent décrite par la loi d'Arrhenius (e.g. Nicholson et al. 1988; MEND 1996a; Elberling 2001; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2013). Ainsi, l'équation 2.21 a été utilisée pour représenter les résultats de laboratoire en utilisant les K_r maximum, moyen et minimum mesurés à 20.3 °C comme points de référence. Une sélection itérative de la valeur de E_a qui permet de bien représenter la relation K_r vs T des résidus de Meadowbank a été réalisée (Figure 3.18B). Considérant la grande variabilité des essais de consommation d'oxygène (Tibble and Nicholson 1997; Coulombe 2012), le processus d'étalonnage d'E_a a été fait de manière à bien représenter le K_r moyen mesuré à chaque température. Cette approche a permis d'identifier que des valeurs d'E_a de 110, 95 et 85 kJ/mol permettent de bien représenter les données expérimentales basés sur les K_r maximum, moyen et minimum à 20.3 °C (Arrhenius max, moy et min dans la Figure 3.18B). Les valeurs de E_a de 85 et 95 kJ/mol représentent la plage maximale typiquement observée pour la pyrite (e.g. Lowson 1982; Nicholson et al. 1988; Wiersma and Rimstidt 1984), tandis que l'E_a de 110 kJ/mol est légèrement supérieur aux valeurs types rapportées pour la pyrite. Cette valeur élevée de E_a pourrait être attribuée en partie à la présence de pyrrhotite, qui peut montrer des valeurs de E_a aussi élevé que 124 kJ/mol (Coulombe 2012).

La Figure 3.18B montre que l'équation d'Arrhenius représente adéquatement K_r en fonction de la température au-dessus de 0 °C. Toutefois, pour les températures sous 0 °C, aucune réactivité significative n'a été observée, ce qui n'est pas représenté par l'équation d'Arrhenius. La faible réactivité sous 0 °C peut être attribuée aux effets combinés de température sur K_r et de la faible disponibilité de l'oxygène dû à la présence de glace. Une déviation de l'équation d'Arrhenius a d'ailleurs été observée par Elberling (2005) pour des températures allant de 0 à -2 °C.

Les relations entre K_r et T présentées à la Figure 3.18B montrent un K_r de 1,7 an^{-1} à 0 °C, indiquant une réduction de K_r de 93 à 96% comparativement aux valeurs mesurées à 20,3 °C. Ces résultats suggèrent que la réactivité des résidus de Meadowbank semble significativement réduite à 0 °C. Toutefois, un des principaux critères de conception et de performance des systèmes de recouvrement est le flux d'oxygène disponible ou consommé par les résidus réactifs (e.g., Bussière et al. 2003b, 2004, 2007; Dagenais 2005; Demers et al. 2008; Ouangrawa et al. 2010; Ethier et al. 2018). Par conséquent, un calcul du flux passant à travers la surface des résidus miniers en régime permanent a été réalisé en utilisant l'équation 2.23 et les conditions de saturations observées dans les résidus miniers lors de la construction de cellules expérimentales pour valider si une température de 0 °C est suffisante pour contrôler les réactions d'oxydation. Des conditions de saturations très élevées (S_r >95%) ont été observées dans les résidus miniers lors de la construction (aspect abordé plus en détail au Chapitre 5), par conséquent, il est anticipé que le D_e des résidus miniers, soit très faible. Pour ces calculs, un D_e de 1.9×10^{-2} m^2/an a été estimé par le modèle de Aachib et al. (2004) ajusté pour des résidus miniers non gelés à une S_r de 95% et une température de 0 °C (Nyameogo et al., 2018). Ainsi, en considérant les K_r et D_e à 0 °C, un flux d'oxygène passant la surface des résidus miniers de 1,7 mol/m^2/an est calculé. Puisque le flux calculé est inférieur au flux d'oxygène maximal de 2,0 mol/m^2/an typiquement considéré pour qu'un recouvrement soit efficace (e.g., Bussière, 1999; Nastev and Aubertin, 2000; Dagenais, 2005), il est suggéré qu'une température de 0°C soit atteinte pour contrôler l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers de Meadowbank et la génération de DMA. Par conséquent, une température de 0 °C sera utilisée plus loin dans cette thèse comme T_{cible} à l'interface résidus-recouvrement pour interpréter les résultats de suivi du comportement thermique et évaluer la performance des cellules expérimentales de terrain.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: THERMAL CONDUCTIVITY OF MEADOWBANK'S MINE WASTE ROCKS AND TAILINGS

Ce chapitre vise à présenter la méthodologie et les résultats des travaux de caractérisation des propriétés thermiques des résidus miniers et des matériaux de recouvrements. Les résultats issus de ces travaux de caractérisation viennent compléter ceux présentés au Chapitre 3 et visent à répondre à l'objectif spécifique OS1 de la thèse, soit de caractériser les principales propriétés thermo-hydro-géotechniques des matériaux. Ce chapitre consiste en un article qui a été présenté par Boulanger-Martel, V., Poirier, A., Côté, J. et Bussière, B. à la 70^{e} conférence canadienne de la géotechnique tenue du 1er au 4 octobre 2017 à Ottawa, Ontario, Canada. Bien que cette thèse ne traite pas des stériles miniers, les résultats de la caractérisation des propriétés thermiques des stériles miniers de Meadowbank sont aussi présentés dans cet article. Ces derniers résultats étaient requis pour un projet de maîtrise connexe sur le comportement thermique des haldes à stériles de la mine Meadowbank (Poirier 2019).

Résumé

Les propriétés des matériaux des recouvrements isolants et des résidus et stériles miniers sous-jacents sont requises pour permettre une conception adéquate et pour prédire les performances thermiques à long terme. Cette étude détermine à l'aide d'essais de laboratoire et de modèles estimatifs, la conductivité thermique des solides et la conductivité thermique non gelée / gelée en fonction de la saturation des résidus miniers, d'une unité de stériles non-potentiellement génératrice d'acidité et d'une unité de stériles potentiellement génératrice d'acidité de la mine Meadowbank. Un modèle de prédiction de la conductivité thermique a été calibré pour représenter les données obtenues au laboratoire. Puisque aucun effet d'échelle et de structure significatif sur la conductivité thermique n'ont été observé pour les unités de stériles miniers, les modèles calibrés peuvent être étendus aux conditions de terrain.

Abstract

The thermal properties of insulation cover materials and their underlying mine wastes must be known in order to adequately design covers and predict their long-term thermal performance.

This study used laboratory measurements and predictive models to assess the thermal conductivity of solid particles and the unfrozen / frozen thermal conductivity as a function of saturation for a non-potentially acid-generating waste rock unit, a potentially acid-generating waste rock unit, and tailings from Meadowbank mine. A predictive thermal conductivity model was calibrated to best represent the data obtained in the laboratory. Because no significant scale and structural effects on the thermal conductivity are observed for the waste rock units, the calibrated models can be extended to field conditions.

4.1 Introduction

In Canada's northern regions, many mining operations face challenges related to the reclamation of potentially acid-generating (PAG) tailings and waste rocks storage facilities. One of the most used and well-documented reclamation option developed for continuous permafrost regions is the insulation cover (e.g. Kyhn and Elberling, 2001; Coulombe, 2012). This reclamation strategy consists of placing one or more layers of non-reactive materials over the reactive tailings or waste rocks. In doing so, the cover materials act as a thermal barrier that has two main objectives: (i) to maintain the active layer within the cover materials (to promote freezing and limit contaminated seepage), and (ii) to control the reactive material's temperature (i.e. to limit the reactivity).

The Meadowbank gold mine (Agnico-Eagle Mines Ltd.; AEM) is located in the Kivialliq region in Nunavut (65°N 96°W). Meadowbank mine is currently producing PAG tailings and waste rocks resulting from its open pit mining operations. A non-potentially acid-generating (NPAG) ultramafic waste rock unit is also being extracted in sufficient quantity to be used as cover materials. At closure, the tailings and waste rock storage facilities are intended to be reclaimed using an insulation cover made with these NPAG waste rocks (see Awoh et al., (2016) for details concerning the tailings storage facility).

The effectiveness of insulation covers is primarily based on the thermal regime in the cover materials and, more specifically, the temperature at the cover/reactive material interface. Therefore, in order to adequately design an insulation cover, the thermal properties of the cover materials and underlying waste rocks or tailings must be known. Because insulation covers are strictly based on controlling the temperature of reactive mine wastes in order to limit the production of acid mine

drainage (AMD), the long-term performance of this reclamation approach must be evaluated using site-specific conditions and with considerations to climate change. This type of long-term performance evaluation is generally performed by predicting the cover's thermal behaviour using numerical modelling (e.g. Kyhn and Elberling, 2001; MEND, 2012).

In most partially saturated soils, heat conduction is usually considered the most dominant mechanism governing heat transfer (e.g. Johansen, 1975). Consequently, it is important to obtain reliable thermal conductivity functions (thermal conductivity vs saturation) for the cover materials and tailings in order to accurately design and model the long-term thermal behaviour of insulation cover systems. Therefore, one objective of this study is to determine, using various laboratory methods, the key properties related to heat conduction for Meadowbank's waste rocks (NPAG and PAG) and mine tailings. These thermal properties include both the thermal conductivity of the solid particles, and the unfrozen and frozen thermal conductivity functions. The potential for scale and structural effects on the thermal conductivity of the two tested waste rock units was also investigated. A second objective of this study was to calibrate a thermal conductivity model that can be used for the purposes of evaluating and predicting the effectiveness of several different insulation cover configurations.

4.2 Background – the Côté and Konrad thermal conductivity model

Several thermal conductivity models currently exist to estimate and model the thermal conductivity of partially saturated soils and granular materials. Amongst these models, the generalized Côté and Konrad (2005a, 2009) model computes the thermal conductivity (λ) of unfrozen and frozen granular materials as:

$$\lambda_{(u,f)} = \frac{(\kappa_{(u,f)}\lambda_{sat(u,f)} - \lambda_{dry})S_{r(u,f)} + \lambda_{dry}}{1 + (\kappa_{(u,f)} - 1)S_{r(u,f)}} \quad [4.1]$$

where κ (-) is a soil type-based empirical parameter; λ_{sat} and λ_{dry} are the thermal conductivities of the material at the saturated and dry states; and S_r is the degree of saturation. In Equation 4.1, the *u* and *f* subscripts refer to the unfrozen and frozen states, respectively.

Typical values of κ range from 1.90 for silty and clayey soils to 4.60 for gravels and coarse sands in the unfrozen state. In the frozen state, values of κ usually range from 0.85 to 1.70 for the same soils, respectively.

The computation of $\lambda_{sat(u)}$ is performed using the geometric mean method (Johansen, 1975) based on the thermal conductivity of the solid particles (λ_s) and water (λ_w) as well as their respective volumetric fractions (Equation 4.2).

$$\lambda_{sat(u)} = \lambda_s^{1-n_u} \lambda_w^{n_u} \quad [4.2]$$

where n_u is the porosity of the unfrozen soil.

In saturated soils, a 9% void volume increase can be observed when all interstitial water is frozen (Côté and Konrad, 2005b). Therefore, the porosity of a frozen saturated soil (n_f) can be estimated using the following equation (Côté and Konrad, 2005b):

$$n_f = \frac{1{,}09 n_u}{(1+0.09 n_u)} \quad [4.3]$$

Accounting for phase change and unfrozen volumetric water content (θ_u), $\lambda_{sat(f)}$ is computed using Equation 4.4:

$$\lambda_{sat(f)} = \lambda_s^{1-n_f} \lambda_i^{n_f-\theta_u} \lambda_w^{\theta_u} \quad [4.4]$$

where λ_i is the thermal conductivity of ice.

The volume change of freezing water also affects the degree of saturation (Côté and Konrad, 2005b), which can be expressed in its generalized form as (Côté and Konrad, 2005a):

$$S_{r(f)} = \frac{1{,}09 S_{ru} n_u - 0{,}09\theta_u}{n+0{,}09(S_{ru} n_u - \theta_u)} \quad [4.5]$$

Based on the work of Côté and Konrad (2005a), Côté and Konrad (2009) developed a dual-phase thermal conductivity model that takes into consideration the effect of matrix structure, including porosity, particle shape and cementation. A formulation of the Côté and Konrad (2009) model is presented in Equation 4.6 for a case where the interstitial fluid is air (as is the case for dry soils).

$$\lambda_{2P} = \frac{(\kappa_{2P}\lambda_s - \lambda_a)(1-\theta_a)+\lambda_a}{1+(\kappa_{2P}-1)(1-\theta_a)} = \lambda_{dry} \quad [4.6]$$

where λ_{2P} is the thermal conductivity of a two-phase porous media, θ_a is the volumetric air content, λ_a is the thermal conductivity of air, and κ_{2P} is an empirical parameter accounting for structure.

For dry soils, the κ_{2P} parameter is expressed as a function of the λ_a/λ_s ratio and an empirical parameter (β) accounting for the effect of structure on the thermal conductivity (Equation 4.7). For λ_a/λ_s ratios less than 1/15, the value of β is typically equal to 0.81, 0.54, and 0.34 for natural soils (i.e. rounded particles), crushed rock (i.e. angular particles), and cemented materials, respectively (Côté and Konrad, 2009). For λ_a/λ_s ratios greater than 1/15, β tends to be equal to 0.46 for all types of materials. For water saturated soils, the much simpler Equations 4.2 and 4.4 should be used to compute the unfrozen and frozen thermal conductivities.

$$\kappa_{2P} = 0.29\left(15\frac{\lambda_a}{\lambda_s}\right)^{\beta} \quad [4.7]$$

In most of the equations presented above, the value of λ_s is required to compute model parameters. Côté and Konrad (2005a) suggest estimating λ_s using a mineralogy-based geometric mean approach (Equation 4.8).

$$\lambda_s = \prod_{j=1}^{z} \lambda_{mj}^{x_j} \quad \text{with} \quad \sum_{j=1}^{z} x_j = 1 \quad [4.8]$$

where λ_m is the thermal conductivity of rock-forming mineral j and x is the volumetric fraction of mineral j.

Based on reliable thermal conductivity measurements (i.e. λ_s, λ_{dry} and moist materials), the Côté and Konrad (2005a, 2009) model can be easily calibrated to obtain representative (unfrozen and frozen) thermal conductivity functions. The model could also be used to characterize the effects of the structure of the solid matrix with the κ_{2P} and β parameters.

4.3 Materials and methods

4.3.1 Materials

The materials tested in this study were NPAG and PAG waste rocks, as well as mine tailings from Meadowbank mine. By definition, NPAG and PAG waste rocks are materials with no economic value that must be extracted during the mining operations to access and extract the ore deposit.

Therefore, in most cases, these materials are stored directly at the surface without any particle-size classification. At Meadowbank mine, the NPAG and PAG waste rocks' particle sizes usually range from fine particles (< 80 μm) to < 1 m blocks. The in-situ particle-size distribution is typically characterized by values of d_{10}, d_{30}, d_{50}, d_{60}, d_{90} and d_{100} (d_x is the diameter corresponding to x wt/wt % passing on the cumulative grain-size distribution curve) of 1.5, 9, 20, 25, 55 and 92 cm, respectively for the NPAG; and of 2, 10, 22, 28, 58 and 100 cm, respectively for the PAG waste rocks. These values were obtained from imagery-based particle size analyses performed using rock fragmentation analysis software (data provided by AEM). However, for practical reasons and considering limitations in terms of equipment size, it is nearly impossible to test the thermal properties of such large particle size materials. Therefore, in this study, the thermal properties were assessed based on representative NPAG and PAG waste rocks samples that were sieved at 20 mm (0-20 mm samples). Based on the 0-20 mm samples, 0-1.25 mm and 1.25-5.00 mm sub-samples were prepared for testing. Intact NPAG and PAG rock cores were also sampled from large blocks (> 30 cm in diameter) using a portable 4-in diamond core drill. The tailings samples were taken with a shovel directly from the tailings storage facility.

The mineralogical compositions of the NPAG and PAG waste rocks as well as the tailings samples were quantified based on semi-quantitative X-ray diffraction (XRD) analyses. The diffractograms were acquired using a Brucker AXS D8 Advance system displaying a θ-2θ configuration. The acquisition was made at a scanning rate of $0.02°s^{-1}$ over a diffraction angle (2θ) range from 5° to 70°. Mineral phases were identified using the DIFFRACT.EVA program and quantification was performed using the Rietveld refinement method and the Brucker's TOPAS 4.2 software. The mineralogical compositions of the tested materials are presented in Table 4.1. The NPAG waste rock sample was primarily composed of talc (31%), chlorite (26%), and dolomite (19%), while the PAG waste rock consisted mainly of quartz (44%), chlorite (14%), stilpnomelane (12%), and magnetite (9%). The tailings, had a high quartz content (48%) with lesser amounts of albite (15%), muscovite (9%), and chlorite (8%).

The basic physical properties of the tested materials are presented in Table 4.2. Specific gravity (G_s) was measured with a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330) following ASTM standard D5550-14. The average measured values were 2.89, 2.92, and 3.02 for the NPAG and

PAG waste rocks and the tailings, respectively. The grain-size distributions of the waste rock samples were obtained by mechanical sieving (following ASTM D422-63) for particle sizes coarser than 425 µm and by laser diffraction (Malvern Instruments Mastersizer S) for finer grain sizes. The tailings' grain-size distribution was determined using only laser diffraction. Field and laboratory evidence showed that the NPAG waste rock has a relatively low resistance to compaction; particles break and fine particles are generated after compaction (Boulanger-Martel et al., 2017). The parameters related to the NPAG waste rock's grain-size distribution are presented in Table 4.2 for both the loose and the compacted states and illustrate this particular behaviour. Such behaviour can be explained by the NPAG unit's high weak mineral content (i.e. chlorite and talc). The grain-size distribution parameters obtained for the PAG waste rock show typical values for a waste rock's fine fraction (i.e. < 20 mm) (Peregoedova, 2012). The grain-size distribution of Meadowbank's tailings is also typical of hard rock mining tailings (Bussière et al., 2007).

Table 4.1: Mineralogical compositions of the tested materials.

Mineral phase	Mineral content (wt %)		
	NPAG	PAG	Tailings
Actinolite	9.26	-	-
Albite	-	-	15.00
Anthophyllite	-	-	1.51
Calcite	7.95	3.72	-
Chlorite	26.38	13.75	7.55
Dolomite	18.71	3.60	1.76
Magnetite	-	8.72	10.66
Muscovite	-	7.34	8.77
Quartz	6.98	43.98	48.15
Stilpnomelane	-	11.53	-
Pyrite	-	0.49	1.93
Talc	30.72	6.87	4.68

Table 4.2: Basic physical properties of the tested materials.

Parameter	NPAG[1]	NPAG[2]	PAG	Tailings
G_s (-)	2.89	2.89	2.92	3.02
d_{10} (µm)	27	14	160	5
d_{50} (µm)	4700	2300	5900	32
d_{90} (µm)	15000	13500	17000	155
Cu (-)	270	300	48	9
Cc (-)	11	3	5	0.8

[1] loose 0–20 mm; [2] compacted 0–20 mm

4.3.2 Experimental approach

The testing program was designed to: (*i*) determine λ_s, (*ii*) obtain thermal conductivity measurements of the moist materials, and (*iii*) determine λ_{dry}. The characterization work also included additional tests on the dry NPAG waste rock samples to assess potential scale and structure effects on thermal conductivity. All test results were used and interpreted to best fit the Côté and Konrad (2005a, 2009) thermal conductivity model. A summary of the tested materials and experimental program is presented in Table 4.3.

For the NPAG and PAG waste rock units, λ_s was determined using two main methods. First, direct measurements were made on intact, cylindrical rock samples. Two cylinders were used for the NPAG and one cylinder was used for the PAG materials. Additional indirect λ_s measurements were also made using the water-saturated material thermal conductivity interpretation method described by Côté and Konrad (2007) (i.e. using Equation 4.2). The saturated thermal conductivity was also measured on 0-1.25 and 1.25-5.00 mm samples of the NPAG and PAG materials to assess potential scale effects. The saturated material thermal conductivity interpretation method was also used to assess the tailings' λ_s. Complementary quantitative XRD mineralogical analyses were carried out to estimate λ_s using the geometric mean method (Equation 4.8) and validate laboratory results.

The materials used in the construction of the different insulation cover options currently under study at Meadowbank mine include: loose (n = 0.35–0.40) and compacted (n = 0.17–0.20) NPAG waste rock, PAG waste rock (n = 0.30–0.35), and tailings (n = 0.40–0.44). The in situ saturation conditions for the compacted NPAG waste rock and the tailings are expected to be close to saturation (S_r > 70%). As for the loose NPAG and PAG waste rocks, in situ conditions are more likely to be close to residual saturation conditions (S_r < 10–15%). Because saturation conditions over the whole range of saturation (0 to ~100%) are expected for the NPAG waste rock, five samples with degrees of saturation between 33 and 90% were used to measure the unfrozen and frozen thermal conductivities as a function of saturation (Table 4.3). These measurements were made on compacted samples with porosities between 0.19 and 0.21. No other measurements were made on looser NPAG waste rock samples; instead a structural analysis based on dry samples (presented later) was carried out in order to enable the extrapolation of the results to field conditions using the Côté and Konrad (2005a, 2009) model. For the PAG waste rock, two samples were used

to determine the unfrozen and frozen thermal conductivity at degrees of saturation of 21 and 67%. Tests were performed on samples with porosities of 0.26 and 0.21 (Table 3). Because it was expected to observe fairly dry in situ conditions, such a small amount thermal conductivity tests on moist materials, combined with a measurement of λ_{dry}, was sufficient to characterise the λ-S_r function of the PAG waste rock. As for the tailings, three samples were used to measure the unfrozen and frozen thermal conductivity over saturations ranging from 46 to 89% (Table 4.3). These measurements were performed on samples with porosities between 0.39 and 0.40.

The value of λ_{dry} was assessed for the all materials based on thermal conductivity measurements made on dry samples. The NPAG's high chlorite and talc content raised uncertainties concerning the effects of structure on the thermal conductivity; it was suspected that the finer fraction might display a different thermal behaviour than the coarser fractions. To assess such effects, measurements were conducted on dry 0-20 mm (4×) and 0-1.25 mm (2×) samples for which the porosities ranged from 0.19 to 0.32 and from 0.37 to 0.46, respectively (Table 4.3). The tested porosities covered a range representative of both the compacted and loose NPAG materials. Based on these results, the effects of structure on the thermal conductivity were assessed using Côté and Konrad's (2009) κ_{2P} and β parameters (used in Equations 4.6 and 4.7 to estimate λ_{dry}). Because no particular differences in terms of structure were anticipated for the PAG waste rock and tailings, the obtained values of λ_{dry} were used for the calibration of the β parameter (i.e. β was determined based on a single λ_{dry} measurement). Measurements were made using a dry 0-20 mm PAG sample and a dry tailings sample.

Ultimately, all λ_s, λ-$S_{r(u,f)}$, and λ_{dry} measurements were used to best fit the Côté and Konrad (2005a, 2009) model to laboratory data for each material. The developed models were used to extrapolate laboratory data in order to adequately represent field conditions.

Table 4.3: Summary of the tested materials and experimental program.

Materials	Type of sample	Purpose	No. of tests		Range of:		Measurement method*
			Unfrozen	Frozen	n (-)	S_r (%)	
NPAG	Cylinder	λ_s	2	-	-	-	Direct measurement (HFM)
	0-1.25 mm	λ_s	1	-	0.44	~100	Indirect measurement (NP)
	1.25-5 mm	λ_s	1	-	0.44	~100	Indirect measurement (NP)
	0-20 mm	λ_{dry} / β	4	-	0.19-0.32	0	Direct measurement (HFM)
	0-1.25 mm	λ_{dry} / β	2	-	0.37-0.46	0	Direct measurement (HFM)
	0-20 mm	λ-S_r	5	5	0.19-0.21	33-90	Direct measurement (HFM)
PAG	Cylinder	λ_s	1	-	-	-	Direct measurement (HFM)
	0-1.25 mm	λ_s	1	-	0.38	~100	Indirect measurement (NP)
	1.25-5 mm	λ_s	1	-	0.42	~100	Indirect measurement (NP)
	0-20 mm	λ_{dry} / β	1	-	0.23	0	Direct measurement (HFM)
	0-20 mm	λ-S_r	2	2	0.21-0.26	21-67	Direct measurement (HFM)
Tailings	As sampled materials	λ_s	1	-	0.43	~100	Indirect measurement (NP)
		λ_{dry} / β	1		0.40	0	Direct measurement (HFM)
		λ-S_r	3	3	0.39-0.40	46-89	Direct measurement (HFM)

* HFM = heat flux meter; NP= needle probe

4.3.3 Laboratory apparatuses

As shown in Table 4.3, the thermal conductivity of the intact rock cores as well as the dry and moist NPAG and PAG waste rock samples was measured using a heat flux meter thermal conductivity cell (e.g. Côté et al., 2013; Côté and Konrad, 2005a,b). The tested samples consisted in whether, intact rock core specimens (of 10.0 cm in diameter by 7.5 cm in height) or granular samples (placed at a specific target density and saturation in a 10.0×8.0 cm PVC mold). Due to the difficulty of sample moulding and preparation, different granular samples were used for each tested saturation. The thermal conductivity was measured using the steady state method with an average temperature gradient of 1.03 °C/cm. More details on the apparatus and the testing method can be found in Côté and Konrad (2005b) or Côté et al. (2013). The thermal conductivities of the water saturated NPAG and PAG materials as well as the tailings samples were measured using a Hukseflux TP02 thermal needle probe. Measurements were performed following a method similar to ASTM D5334-14 on samples placed in a 7.5 cm diameter by 18.5 cm high PVC mold. The thermal conductivity was obtained based on the average of 24 individual measurements taken over a period of 24 hours. The various different thermal conductivity tests were conducted at mean target temperatures of 5 °C and -5 °C for the unfrozen and frozen states, respectively.

4.4 Results and discussion

The main results that were obtained in the laboratory are presented and discussed in this section. The results are used to assess potential scale and structure effects as well as to calibrate the Côté and Konrad (2005a, 2009) thermal conductivity model.

4.4.1 Thermal conductivity of the solid particles

The measured and estimated values of λ_s that were obtained for the NPAG and PAG waste rocks and tailings are presented in Table 4.4.

The results that were obtained for the NPAG waste rock unit indicate that quite different λ_s values were measured for the cylindrical samples (3.34 to 4.11 W/m K) compared to the granular fractions (6.47 to 6.70 W/m K). This disparity is probably not attributable to a difference in material properties but is rather related to the kind of samples that were tested and their associated measurement technique. The cylinders were obtained from cores drilled normal to rock bedding.

Thus, the thermal conductivity that was obtained for the cylinders is based on thermal conductivity cell measurements of heat fluxes, which were mostly flowing perpendicularly to the structure of rock-forming minerals. As for the 0-1.25 mm and 1.25-5.00 mm water saturated materials, the samples were placed and slightly compacted, causing a parallel preferential orientation of the sheet-like particles such as talc. Because the needle probe apparatus induces a radial heat flow, it is suspected that mostly the parallel component of thermal conductivity (heat flow along the particles) was measured for those materials. In order to confirm this behaviour, additional quantitative XRD analyses were conducted on the two cylinders and the two granular NPAG waste rock samples. The results of the various mineralogical analyses are presented in Table 4.5. The mineralogical composition of the 0-20 mm fraction (same as Table 4.1) is also shown for comparison purposes.

Table 4.4: Measured and estimated values of λ_s for the NPAG and PAG waste rocks and tailings.

Materials	**Sample / testing Method***		$\lambda_{s\text{-}measured}$ **(W/m K)**	$\lambda_{s\text{-}mineralogy}{}^{+}$ **(W/m K)**
NPAG waste rock	Cyl. A	HFM	3.34	3.61[1]
	Cyl. B	HFM	4.11	3.88[1]
	0-1.25 mm	NP	6.70	6.66[2]
	1.25-5 mm	NP	6.47	6.77[2]
	0-20 mm	HFM	-	5.29[3]
	Mean	-	5.15	4.68
PAG waste rock	Cyl. A	HFM	4.96	-
	0-1.25 mm	NP	5.74	-
	1.25-5 mm	NP	5.10	-
	0-20 mm	HFM	-	5.35
	Mean	-	5.27	5.35
Tailings		NP	5.80	5.51[2]

* HFM = heat flux meter, NP= needle probe; $^{+}\lambda_{s\text{-}mineralogy}$ is evaluated using: [1] $\lambda_{talc} \perp$, [2] $\lambda_{talc} \parallel$, and [3] λ_{talc} Table 6

The XRD analyses indicate that talc and chlorite are the two main rock-forming minerals in all NPAG rock samples. To assess the effects of perpendicular versus parallel heat flow, the geometric mean method was used to estimate the thermal conductivity of the various different samples using the thermal conductivities of the rock-forming minerals presented in Table 4.6 and oriented thermal conductivity values for talc. Talc was shown to be the only mineral phase with a marked anisotropy of its thermal conductivity. λ_s calculations were performed with perpendicular ($\lambda_{talc} \perp$ = 1.76 W/m K) and parallel ($\lambda_{talc} \parallel$ = 10.69 W/m K) talc thermal conductivity values (from Clauser and

Huenges, 1995) for the cylinders and the granular materials, respectively. A geometric mean estimation of λ_s was also made for the 0-20 mm fraction based on the general talc thermal conductivity value presented in Table 4.6 (close to the average value of $\lambda_{talc} \perp$ and $\lambda_{talc} \parallel$). The comparison of the measured and estimated λ_s values presented in Table 4.4 indicates that the perpendicular versus parallel heat flow theory could explain the large difference between the thermal conductivity cell and needle probe measurements. Based on this interpretation, it is expected that the NPAG waste rock's general value of λ_s should fall between the perpendicular and radial heat flow values. Therefore, at this stage, a λ_s of 4.92 W/m K, which is the mean value of all measured and estimated λ_s values, can be considered as an acceptable initial approximation.

Table 4.5: Mineralogical composition of the various NPAG samples quantified by XRD analyses.

Mineral phase	**Mineral content (wt %) / sample**				
	0-20	**0-1.25**	**1.25-5**	**Cyl. A**	**Cyl. B**
Actinolite	9.26	6.68	10.09	-	-
Calcite	7.95	4.69	3.14	-	-
Chlorite	26.38	38.64	37.96	37.36	28.67
Dolomite	18.71	9.77	4.82	27.27	20.85
Ilmenite	-	-	-	2.03	2.54
Quartz	6.98	-	-	-	-
Talc	30.72	40.21	44.00	33.35	47.94

The measurements and estimations of λ_s made on the NPAG waste rock samples with different grain size fractions do not show a clear trend with respect to scale effects. Because the mineralogical composition of all samples is fairly similar, no significant scale effects on λ_s are expected to occur.

For the PAG waste rocks, similar values of λ_s were obtained for the intact rock cylinders, the 0-1.25 mm and the 1.25-5.00 mm samples (Table 4.4). The mean measured λ_s is of 5.27 W/m K. These similar measured λ_s values confirm that the PAG waste rock's λ_s does not significantly vary with grain size and suggest that no scale effects on λ_s should be anticipated for this unit. Thus, the mean value of the measured λ_s can be extrapolated with confidence to adequately represent field conditions. A geometric mean estimation of λ_s was also performed based on the mineralogical composition of the 0-20 mm fraction of the PAG waste rock (refer to Table 4.1 for mineralogy). This estimation was based on the rock-forming mineral thermal conductivity values presented in Table 6 and a thermal conductivity of 1.88 W/m K for stipnomelane (a phyllosilicate of the smectite

group; value taken from Côté and Konrad, (2007) for smectite). The estimated λ_s (5.35 W/m K) is very similar to the measured value and confirms laboratory data.

For the tailings, a single measurement of 5.80 W/m K was recorded (Table 4.4). The obtained value is also well estimated by the geometric mean method (using the mineralogy in Table 1; λ_s = 5.51 W/m K).

Table 4.6: Thermal conductivity of relevant rock-forming minerals (from Côté and Konrad, 2005a).

Minerals	λ_s (W/m K)
Actinolite	3.48
Albite	1.96
Calcite	3.59
Chlorite	5.15
Dolomite	5.51
Magnetite	5.10
Ilmenite	2.38
Muscovite	2.85
Quartz	7.69
Pyrite	19.21
Talc	6.10

4.4.2 Thermal conductivity of moist and dry materials

A summary of all the thermal conductivity measurements that were made on dry and moist NPAG and PAG waste rock and tailings samples is presented in Table 4.7. For the moist NPAG materials, thermal conductivities were between 2.12 and 2.99 W/m K and between 2.22 and 3.56 W/m K for the unfrozen and frozen states, respectively. These measurements were obtained at an average porosity of 0.20 over saturations ranging from 31 to 90%. These conditions are representative of compacted NPAG waste rocks. At a porosity around 0.20, the mean dry thermal conductivity was 1.06 W/m K.

For the PAG waste rock unit, the measured thermal conductivities ranged from 0.72 to 2.68 for the unfrozen state and reached up to 3.09 W/m K for the frozen state. These measurements were obtained for saturations ranging from 0 to 67% and for an average porosity of 0.23. In this case, the laboratory porosities were lower than what is expected to be encountered in the field.

Table 4.7: Thermal conductivity of moist and dry NPAG waste rocks, PAG waste rocks, and tailings.

Materials	n_u (-)	S_{ru} (%)	λ_u (W/m K)	λ_f (W/m K)
0-20 mm NPAG waste rock	0.19	90	2.99	3.54
	0.21	80	2.96	3.56
	0.19	75	2.85	3.49
	0.21	55	2.64	3.03
	0.21	31	2.12	2.22
	0.19	0	1.05	-
	0.20	0	1.07	-
0-20 mm PAG waste rock	0.21	67	2.68	3.09
	0.26	21	1.43	1.59
	0.23	0	0.72	-
Tailings	0.39	89	2.12	3.46
	0.40	71	1.99	2.94
	0.40	46	1.49	2.07
	0.40	0	0.25	-

The measured dry thermal conductivity for the tailings was 0.25 W/m K. The tailings' thermal conductivity gradually increased to values of 2.12 and 3.46 W/m K when measured at the unfrozen and frozen states, respectively for a water saturation of 89%.

As expected, the results indicate that the thermal conductivity increases with increasing saturation. Additionally, higher thermal conductivities are measured at the frozen state compared to the unfrozen state. The λ_u and λ_f are the same at the dry state and with increasing degree of saturation, the λ_f increases faster than the λ_u with a maximum difference between λ_f and λ_u at S_r = 100%.

4.4.3 Assessment of NPAG waste rock's structural effects on thermal conductivity

An assessment of the NPAG waste rocks' structural effects on thermal conductivity was carried out based on additional λ_{dry} measurements made on the 0-20 mm and 0-1.25 mm fraction samples. The λ_{dry} values that were obtained from the measurements are plotted as a function of porosity in Figure 1. The measurements taken for the dry 0-20 mm NPAG samples show a decreasing thermal conductivity with an increasing porosity; the value of λ_{dry} ranged from 1.05 W/m K to 0.58 W/m K for porosities ranging from 0.19 to 0.32. A similar trend was observed for the 0-1.25 mm samples

for which dry thermal conductivities of 0.45 and 0.33 W/m K were measured for porosities of 0.37 and 0.46, respectively.

The λ_{dry}–n relationship shown in Figure 4.1 is first used to determine the β parameter, which is related to the calculation of κ_{2P} in Equation 4.7. The β parameter fitting procedure consists of iteratively calculating κ_{2P} and its associated λ_{dry} to best fit laboratory data. Such fitting is based on the physical limits of thermal conductivity in porous media, which imply that, at porosities of 0 and 1, the thermal conductivities of the media are equal to λ_s and λ_a, respectively (Côté and Konrad, 2009). Therefore, a reliable value of λ_s is required to conduct this kind of analysis. Due to variability of λ_s in the laboratory results that were obtained for the NPAG waste rock, it was decided to conduct a preliminary fit of the Côté and Konrad (2005a) based on the λ-S_r data to validate λ_s. This preliminary analysis suggested a value of 4.80 W/m K as a representative λ_s for the NPAG waste rock. The obtained value is close to the 4.92 W/m K that was first assessed in Section 4.1; therefore, a λ_s of 4.80 W/m K was used. The best-fit curve to the experimental data indicated a β parameter of 0.60, corresponding to a κ_{2P} value of 0.06. Compared to the β values suggested by Côté and Konrad (2009), the NPAG waste rock has a structure similar to crushed materials. This behaviour was expected because the NPAG waste rock is essentially a freshly blasted rock unit for which the particles break into angular/sub-angular particles.

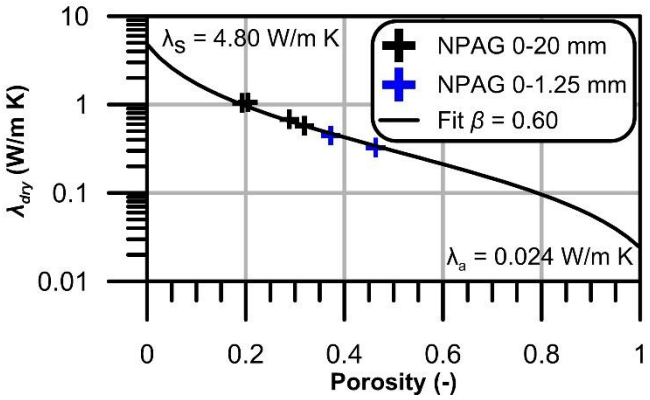


Figure 4.1: NPAG waste rocks' dry thermal conductivity as a function of porosity and best-fit curve to experimental data.

The λ_{dry}–n relationship can also be used to assess structural effects on the thermal conductivity. Because the structure of the solid matrix defines the continuity of the solid phase and the contact

resistance (Kaviany, 1995), the similar behaviours (characterized by the λ_{dry}–n relationship computed for the defined β parameter) observed for the 0-20 mm and 0-1.25 mm fractions indicates no significant structural effects between the two grain size fractions.

4.4.4 Fitting of the Côté and Konrad model

The Côté and Konrad (2005a, 2009) model was calibrated using the experimental data that were obtained from the unfrozen (Figure 4.2) and frozen (Figure 4.3) states for all three materials. As explained in Section 4.4.3, a λ_s of 4.80 W/m K was used for the NPAG waste rock. The mean measured λ_s values were used for the PAG waste rock (5.27 W/m K) and the tailings (5.80 W/m K) to calibrate the Côté and Konrad (2005a, 2009) model. The previously determined β value of 0.60 was used for the NPAG waste rock, while a three-point calibration of β (λ_s-λ_{dry}-λ_a) indicated values of 0.68 and 0.85 for the PAG waste rock and tailings, respectively. These values are in accordance with the anticipated structural effects. The PAG waste rocks displayed a similar value of β as the NPAG waste rocks. A higher β was expected for the tailings because the millings process results in a particle shape that is close to natural rounded particles, which have been shown to have an average β value of 0.81.

In the unfrozen state, the modeled κ_u parameters were 2.70, 1.65, and 1.90 for the NPAG waste rocks, PAG waste rocks, and tailings, respectively (Figure 4.2). In the unfrozen state, the κ_f parameters were determined for a case with negligible unfrozen water contents and reached values of 1.50, 1.10, and 1.00, respectively, for the same materials. The values of the κ parameters that were obtained for the NPAG and PAG waste rocks were not precisely in agreement with the typical values suggested by Côté and Konrad (2005a). This difference could be due to the poorly-graded grain-size distribution and the petrological origin of the material. The values obtained for the tailings are similar to those obtained by Coulombe (2012) for other mine tailings. A summary of the fitted Côté and Konrad (2005a, 2009) model parameters is given in Table 4.8.

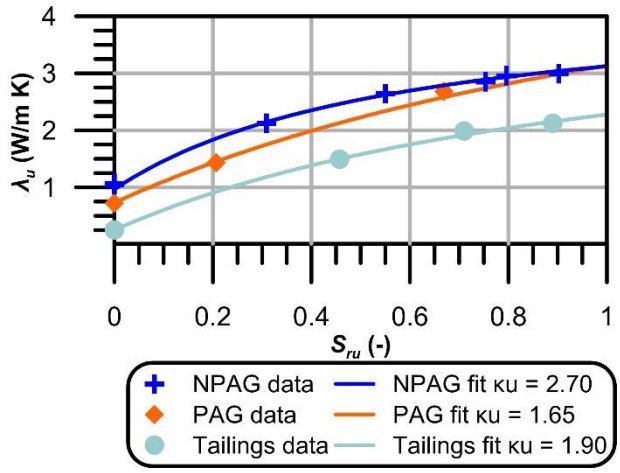


Figure 4.2: Calibrated Côté and Konrad (2005a, 2009) model for unfrozen materials.

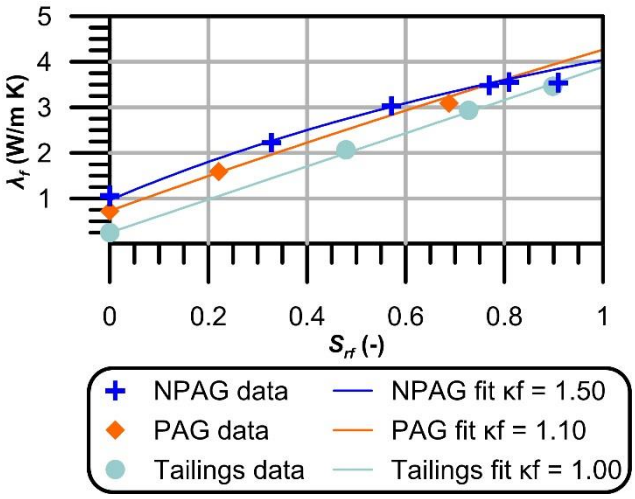


Figure 4.3: Calibrated Côté and Konrad (2005a, 2009) model for frozen materials.

Generally, the fitted models represent the laboratory data well. For the two waste rock units, no particular scale or structural effects on the thermal conductivity are anticipated. Therefore, considering that the nature of the grain-to-grain contacts is the same for larger particles, a similar thermal behaviour to the samples that were tested can be expected for in situ waste rocks. Based on this assumption, the Côté and Konrad (2005a, 2009) models developed for the NPAG and PAG waste rocks can be extrapolated to field conditions by varying the porosity. For example, for the NPAG waste rocks, values of 0.46, 2.12, and 3.51 W/m K are calculated for the λ_{dry}, $\lambda_{sat(u)}$, and $\lambda_{sat(f)}$, respectively when the porosity is changed to 0.38 (typical of loose NPAG waste rock conditions).

Table 4.8: Summary of the fitted Côté and Konrad (2005a, 2009) model parameters.

Parameter	NPAG waste rock	PAG waste rock	Tailings
λ_s (W/m K)	4.80	5.27	5.80
κ_u (-)	2.70	1.65	1.90
κ_f (-)	1.50	1.10	1.00
β (-)	0.60	0.68	0.85

4.5 Conclusion

This study assessed the key thermal properties of NPAG and PAG waste rock units as well as tailings from Meadowbank mine. These properties included the thermal conductivity of the solid particles and the thermal conductivity function. The NPAG waste rocks' λ_s values showed that differences in the perpendicular and parallel heat flow for talc could explain the large difference between thermal conductivity cell and needle probe measurements. Combined with an analysis of λ-S_r data, the NPAG waste rocks' λ_s yielded a value of 4.80 W/m K. The PAG waste rocks' and tailings' measured λ_s values were 5.27 and 5.80 W/m K, respectively. Additional dry thermal conductivity measurements performed on the NPAG waste rocks showed that, for this material, a single β parameter could explain the observed λ_{dry}-n relationship for both the 0-20 mm and 0-1.25 mm fractions. Therefore, no major structural effects on the thermal conductivity should be expected for this unit. All λ_s, λ-S_r, and λ_{dry} results were used to calibrate the Côté and Konrad (2005a, 2009) thermal conductivity model. The models that were developed will be used for further assessment and prediction of the performance of several insulation cover configurations for the reclamation of Meadowbank's tailings and waste rock storage facilities.

4.6 Acknowledgements

This study was funded by the Industrial NSERC-UQAT Chair on Mine Site Reclamation and by the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT-Polytechnique; http://www.irme.ca). The authors would like to acknowledge NSERC for its scholarship to the first author. Meadowbank mine's geotechnical team is greatly appreciated for their collaboration. Olivier Lachance is also thanked for his invaluable help with laboratory experiments.

References

Awoh, A.S., Bruno, B., Batzenschlager, C., Boulanger-Martel, V., Lépine, T., Voyer, É., 2016. Design, construction and preliminary results of two insulation covers at the Meadowbank mine, Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, p. 12.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., Gagnon, P., 2017. Design, construction, and preliminary performance of an insulation cover with capillary barrier effects at Meadowbank mine, Nunavut, 70th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario, Canada.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal 44, 245-265.

Clauser, C., Huenges, E., 1995. Thermal conductivity of rocks and minerals. Rock physics & phase relations: a handbook of physical constants, 105-126.

Côté, J., Grosjean, V., Konrad, J.-M., 2013. Thermal conductivity of bitumen concrete. Canadian Journal of Civil Engineering 40, 9.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2005a. A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. Canadian Geotechnical Journal 42, 443-458.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2005b. Thermal conductivity of base-course materials. Canadian Geotechnical Journal 42, 61-78.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2007. Indirect methods to assess the solid particle thermal conductivity of Quebec marine clays. Canadian Geotechnical Journal 44, 1117-1127.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2009. Assessment of structure effects on the thermal conductivity of two-phase porous geomaterials. International Journal of Heat and Mass Transfer 52, 796-804.

Coulombe, V. 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux. M.Sc.A thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, Québec, Canada.

Johansen, O., 1975. Thermal conductivity of soils. Ph.D. thesis, University of Trondheim, Trodheim, Norway. US Army Corps of Engineers, Cold Regions Research and Engineering Lavoratory, Hanover, N.H. CRREL Draft English translation 637.

Kaviany, M., 1995. Principles of heat transfer in porous media. Springer-Verlag New York.

Kyhn, C., Elberling, B., 2001. Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. Cold regions science and technology 32, 133-142.

MEND, 2012. Cold Regions Cover System Design Technical Guidance Document, Report 1.61.5c. Mine Environment Neutral Drainage (MEND), Canada Center for Mineral and Energy Technology.

Peregoedova, A., 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. M.Sc.A thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, Québec, Canada.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: THERMAL BEHAVIOUR AND PERFORMANCE OF TWO FIELD EXPERIMENTAL INSULATION COVERS TO CONTROL SULFIDE OXIDATION AT MEADOWBANK MINE, NUNAVUT

Ce chapitre vise à présenter la méthodologie et les résultats issus du suivi du comportement thermique et hydrogéologique des cellules expérimentales de terrain de recouvrement isolant. Ce chapitre consiste en un article qui a été présenté par Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. à la *Revue canadienne de géotechnique* en septembre 2019. Les résultats et conclusions de ce chapitre visent à répondre partiellement à l'OS2 du projet de recherche. Les résultats complémentaires à ce chapitre sont fournis à l'annexe F.

Abstract

Insulation covers are an appealing reclamation approach to control sulfide oxidation from mine tailings storage facilities located in the Arctic. This article assesses, using laboratory characterization tests and field experimental cells, the thermal behaviour and effectiveness of insulation covers for the reclamation of the Meadowbank mine's tailings storage facility. Oxygen consumption tests performed in controlled laboratory conditions indicated that a temperature of 0 °C is adequate to control Meadowbank's tailings oxidation. Two instrumented experimental covers were constructed with 2 and 4 m of non-reactive waste rocks. Thermal monitoring of the experimental cells was conducted over 4.5 years and demonstrated a thermal regime dominated by heat conduction. The 2-m cover displayed temperatures at the tailings-cover interface greater than 0 °C for 94 to 124 days per year, whereas the tailings under the 4-m cover stayed below 0 °C year-round. Field oxygen consumption tests showed a reduction of 70 to 90% in the oxygen uptakes measured for covered tailings compared to uncovered tailings. Calculations of yearly oxygen consumption fluxes showed oxygen fluxes less than 2 $mol.m^{-2}.yr^{-1}$, confirming the effectiveness of the cover configurations to control sulfide oxidation.

Keywords : Insulation cover, field experimental covers, acid mine drainage, Arctic, tailings reactivity, heat transfer

5.1 Introduction

Acid mine drainage (AMD) occurs when mine tailings containing sulfide minerals are exposed to atmospheric oxygen and water, and when neutralizing minerals cannot counterbalance the acidity generated (e.g., Bussière, 2007). AMD is characterized by low pH values and high concentrations of metals, sulfate, and dissolved solids. The main biogeochemical processes leading to the formation and attentuation of contaminated mine drainages are well described in the literature (e.g., Sherlock et al., 1995; Rimstidt and Vaughan, 2003; Nordstrom, 2000; Blowes et al., 2014; Lindsay et al., 2015; Nordstrom et al., 2015).

One advantage of mining in the Arctic is that the integration of mine tailings into permafrost during operation and after mine closure can help to control sulfide oxidation and limit the transport of contaminants. This is because low temperatures slow down the (bio)chemical oxidation rates of sulfide minerals (e.g., MEND, 1996, 2006; Elberling et al., 2000; Elberling, 2005; Coulombe et al., 2012) and the freezing of surface and groundwaters reduces the potential for the transport of oxidation products (e.g., MEND, 1996). In addition, the freezing of porewaters can help reduce the migration and availability of oxygen to the oxidation reactions due to the combined effects of the 9.05% volume change of freezing water and the very low free oxygen diffusion coefficient of oxygen in ice (e.g., Elberling, 1998; Nyameogo et al., 2018).

Although cold temperatures can limit AMD generation, evidence of sulfide oxidation in tailings has been observed at many active and inactive mine site at northern latitudes (e.g., MEND, 1996, 2004, 2009, 2012; Elberling, 1998; Elberling et al., 2000; Godwaldt, 2001; Meldrum et al., 2001; Coulombe, 2012). In arctic climates, AMD is mainly generated during summer when the active layer of the permafrost thaws. During these periods, higher temperatures promote sulfide oxidation and the thawing of the active layer's interstitial ice allows for the release and transport of contaminants into the receiving environment (e.g., MEND, 1996; Elberling, 2001). However, a non-negligible portion of the total annual sulfide oxidation can occur when temperatures are below 0 °C (Elberling, 2001).

Thus far, only a few reclamation approaches have been used for the closure of reactive tailings storage facilities (TSFs) located in regions with arctic climates (e.g., MEND, 2004, 2009, 2010, 2012). Among the current approaches, insulation covers (also known as thermal covers) are one of the most documented options for reclaiming TSFs containing AMD-generating materials (e.g., MEND, 1996, 2004; Kyhn and Elberling, 2001; Meldrum et al., 2001; Coulombe, 2012; Coulombe et al., 2012). Insulation covers take advantage of the cold climatic conditions of northern regions to integrate tailings into the permafrost. This is essentially achieved by placing non-potentially acid-generating (NPAG) materials over the potentially-acid-generating (PAG) tailings to maintain the active layer within the inert cover materials and prevent the seasonal thawing of the tailings (Figure 5.1). During the conception of an insulation cover, the thickness of the cover material (*z*, Figure 5.1) must be optimized to maintain the tailings (year-round) below a target temperature (T_{target}, Figure 5.1) at which sulfide oxidation can be considered negligible. T_{target} is site-specific and must be determined to ensure the safe storage of the reactive mine tailings. The performance of these types of covers is based, overall, on the thermal regime created within the cover materials, particularly with respect to the evolution of the temperature at the tailings-cover interface over time.

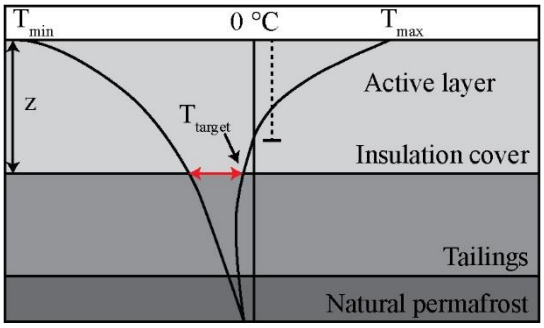


Figure 5.1: Schematic representation of the thermal regime within an insulation cover (adapted from Andersland and Ladanyi, 2004).

Best practices in designing insulation covers require attention to many aspects including: the development of a good knowledge of site-specific conditions (e.g., climatic data, hydrogeology, ground thermal conditions); producing detailed characterizations of material properties; evaluating cover performance through laboratory and field trials; and developing long-term performance predictions that incorporate climate change scenarios (e.g., Aubertin et al., 2002; INAP, 2003;

MEND, 2011, 2012). In this study, laboratory and field tests were performed to provide an in situ validation of the proposed insulation cover concept for the reclamation of the Meadowbank mine (Nunavut, Canada) TSF. The objectives of this study were to: i) determine the materials' main thermal and hydrogeological properties; ii) identify the maximum temperature for the safe storage of the Meadowbank tailings; iii) assess the thermal behaviour of two field experimental cells with 2-m and 4-m-thick insulation covers after 4.5 years of monitoring; and iv) assess the in situ performance of the tested cover configurations with respect to limiting sulfide oxidation. To the authors' knowledge, this study is one of the first to assess the in situ performance of field experimental cells based on the dependency of reactivity on temperature and the associated T_{target} determined in the laboratory.

5.2 Site general description

The Meadowbank gold mine (65°N, 96°W; Agnico Eagle Mines Ltd.) is located in the Kivalliq region of Nunavut (Canada) approximately 300 km west of Hudson Bay and 70 km north of the community of Baker Lake. Meadowbank mine is located in a zone of continuous permafrost (Smith and Riseborough, 2002; Smith et al., 2010) and the climatic conditions are representative of a subarctic climate, which is characterized by cold temperatures and low total annual precipitation. 50-year historical regional data (i.e. Baker Lake, Nunavut; 1964 – 2014) show a mean annual air temperature (MAAT) of about -11 °C and average annual precipitation of approximately 260 mm of water including both snow and rain (O'Kane Consultants, 2015). The sub-surface ground temperature near the depth of zero annual amplitude can vary between -1.1 and -9.8 °C at the site (Smith et al., 2013). A baseline study of the site indicated that the thickness of the active layer usually ranges from 1.3 m where the overburden is shallow to more than 4.0 m closer to the lakes (Cumberland resources Ltd., 2005).

Meadowbank mine produces PAG tailings that have a net neutralization potential (NNP) between -11 and -26 kg $CaCO_3$/t (Awoh et al., 2016). The tailings have an average S content of 2.17% and an average C content of 0.28%. These were mainly found to be associated with pyrite and dolomite, respectively, however, S was also associated with trace amounts of pyrrhotite (< 0.5%; Boulanger-Martel, 2019). Through their open-pit operations, Meadowbank mine also extracts a NPAG waste

rock unit (NNP of ~120 CaCO3/t; Awoh et al., 2016) that has a low S content (0.11%) and relatively high C content (1.97%; Boulanger-Martel, 2019).

The Meadowbank tailings are disposed of as a slurry in a TSF divided into two distinct deposition cells; i.e., the North and South cells. The storage structure is bounded by a series of dykes that were built around and through a dewatered lake basin. For remote Arctic mine sites, the availability of cover materials is often limited or, when available, their mining quickly becomes onerous. Therefore, mining companies are increasingly becoming interested in valorizing their NPAG waste materials as construction materials. Thus, the current Meadowbank mine closure plan proposes reclaiming the TSF with an insulation cover made up of at least 2 m of NPAG waste rocks (depending on the landform). The cover materials are currently stockpiled in a containment area close to the TSF for future use.

5.3 Laboratory characterization methods and field tests

5.3.1 Main thermal and hydrogeological characterization methods

Laboratory work was undertaken to characterize the main thermal and hydrogeological properties of the NPAG waste rocks and tailings. For the construction of the field experimental cells, NPAG waste rocks were used without any sieving or grain-size classification. The NPAG waste rocks' "as blasted" grain sizes ranged from fine particles (D < 80 μm) to blocks having diameters less than a meter. Imagery-based particle size analyses performed using rock fragmentation analysis software showed that the NPAG waste rock was characterized by D_{10}, D_{30}, D_{50}, D_{60}, D_{90}, and D_{100} values (D_x: diameter corresponding to x w/w % passing on the cumulative grain-size distribution curve) of 15, 90, 200, 250, 550, and 920 mm, respectively. However, for practical reasons and considering limitations in terms of equipment size, most of the NPAG waste rocks' geotechnical properties were assessed based on representative NPAG waste rock samples sieved at 20 mm (thermal properties) or 50 mm (hydrogeological properties). This characterization approach is currently a typcial practice for determining the properties of waste rocks (e.g., Aubertin et al., 2005; Peregoedova, 2012).

The key thermal properties of the Meadowbank NPAG waste rocks and tailings include the thermal conductivity of the solid particles (λ_s) and the unfrozen and frozen thermal conductivity functions. For the NPAG waste rocks, λ_s was determined based on direct measurements made on intact cylindrical rock samples and indirect measurements made on two grain-size fractions (0 – 1.25 and 1.25 – 5 mm) using the water-saturated material thermal conductivity interpretation method (Côté and Konrad, 2007). This approach was intended to assess potential scale effects on λ_s between intact rock samples and the finer granular fractions. The saturated material thermal conductivity interpretation method was also used to determine the tailings' λ_s. Measurements of the thermal conductivity at various saturations (between 0 and ~ 100%) and at unfrozen ($\lambda_u - S_r$) and frozen ($\lambda_f - S_r$) states were made with heat transfer cells equipped either with heat flux meters (see Côté and Konrad, 2005a, b and Côté et al., 2013 for details) or thermal needle probes (ASTM D5334-14; ASTM, 2014) for the NPAG waste rocks and the tailings, respectively. The high chlorite (26 – 42%) and talc (30 – 48%) content of the NPAG waste rocks raised uncertainties about the effects of structure on thermal conductivity (Boulanger-Martel et al., 2018a; Boulanger-Martel, 2019). It was hypothesized that the finer fractions might display a different thermal behaviour than the coarser fractions. Therefore, additional dry thermal conductivity (λ_{dry}) measurements were performed on several different grain-size fractions of the NPAG waste rock at various porosities to assess such effects using the Côté and Konrad (2009) two-phase thermal conductivity model. All λ_s, λ_u - S_r, λ_f - S_r and λ_{dry} results were used to calibrate the Côté and Konrad (2005a, 2009) thermal conductivity model. More details regarding the experimental approach for the thermal characterizations are provided in Boulanger-Martel et al. (2018a).

The hydrogeological properties that were determined include the saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) and the water retention curve (WRC). The k_{sat} of the NPAG waste rocks was determined by performing constant head permeability tests at low hydraulic gradients (~ 0.25) in a large (30 × 75 cm) HDPE column as described by Peregoedova et al. (2013) and Kalonji Kabambi et al. (2017). The NPAG waste rocks' WRC was determined by conducting a column drainage test following the methods of Peregoedova et al. (2014) and Kalonji Kabambi et al. (2017). These column tests are adapted to determine the hydrogeological properties of waste rocks and were chosen to respect the minimum geometrical ratio ($D_{100}/D_{column} \geq 6$) that is required to avoid poor packing conditions and preferential flow along the column walls. The tailings' k_{sat} was determined using method B of

ASTM D5856-15 (ASTM, 2015) at gradients ranging from 1.0 to 7.5. The tailings' WRC was determined using a Tempe Cell-type pressure chamber following method C of ASTM D-6836 (ASTM, 2016).

5.3.2 Relationship between the tailings' reactivity and temperature

The dependency of the Meadowbank mine tailings' reactivity on temperature ($K_r - T$) was investigated in the laboratory to assess the temperature at which the tailings' oxidation becomes negligible, and thus to establish the T_{target} for the safe storage of the tailings. The approach used to determine the $K_r - T$ relationship was inspired by the works of Meldrum et al. (2001) and Elberling (2005) in which oxygen consumption tests (OCTs) were carried out in the laboratory at different temperatures. OCTs are performed by measuring the decrease in oxygen concentrations over time in a sealed air chamber above reactive tailings (e.g., Elberling et al., 1994; Elberling and Nicholson, 1996; Tibble and Nicholson, 1997; Mbonimpa et al., 2011). The progressive decrease in oxygen concentrations over time in the air chamber is caused by oxygen diffusion and consumption that result from the oxidation of sulfide minerals in the tailings. In this study, OCTs were conducted in a 156 × 153 mm ABS mold equipped with an airtight cap (Figure 5.2A) that was inserted in an insulated, temperature-controlled thermal bath (Figure 5.2B and C). The oxygen concentration in the air chamber was recorded using a calibrated Apogee SO-110 galvanic cell-type oxygen sensor and temperature was recorded using a high-precision thermometer. The target height of tailings was 112 mm, resulting in a headspace of 44 mm.

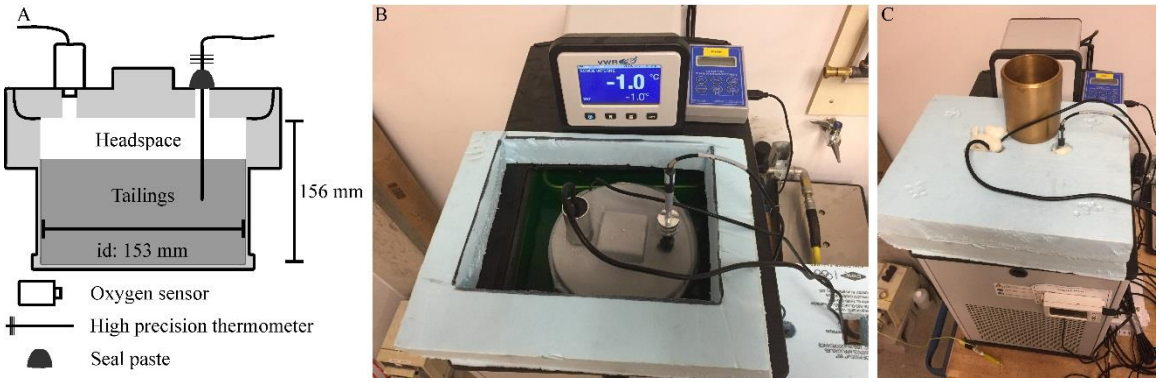


Figure 5.2: (A) Oxygen consumption test setup, (B and C) insulated, temperature-controlled thermal bath.

A total of eleven OCTs were performed at temperatures ranging from -0.5 °C to 20.3 °C. Because it was anticipated that the reactivity of the tailings would get lower with decreasing temperatures, tests were conducted over approximately 24 hours and on tailings at a S_r value close to 40%, which was found to maximize reactivity of the Meadowbank tailings (Boulanger-Martel, 2019). This approach was intended to observe oxygen decreases that were significant enough to be able to interpret the data. Test results were interpreted for transient conditions using a numerical approach as suggested by Mbonimpa et al. (2011). Results were interpreted using the POLLUTEv7 numerical model (Rowe and Booker, 2004) following the procedure described in Mbonimpa et al. (2003, 2011), and considering temperature-dependent conditions. Further details on the testing and interpretation procedures are available in Boulanger-Martel (2019).

5.3.3 Experimental cell configurations, instrumentation, and monitoring

To validate the insulation cover design concepts, two instrumented field experimental cells with covers made of 2 m and 4 m of NPAG waste rocks were designed. Figure 5.3 shows a schematic representation of the 2 m and 4 m experimental cells. The two experimental cells had flat top surfaces of approximately 10 × 10 m and were each equipped with three monitoring stations (St-1, St-2, and St-3) where temperatures (all stations) and unfrozen volumetric water contents (θ_u; St-1 only) were continuously recorded within the cover materials and the tailings. Measurement depths varied from the surface of the covers to 0.50 m into the tailings. Sensors at the surface of the covers were intended to measure ground surface temperatures and, therefore, were installed just below the surface in the first 3 to 5 cm of the cover.

St-1 was equipped with 5TM and GS3 sensors (METER Group) to measure θ_u and temperatures in the tailings and in waste rocks at the base of the cover (elevation 0.05 to 0.50 m). The 5TM and GS3 sensors' specific material calibration curves were obtained in the laboratory for θ_u signal interpretation, yielding in the sensors' accuracy of approximately ± 0.01 – 0.02 m^3/m^3 (detailed calibration curves can be found in Boulanger-Martel, 2019). From an elevation of 1.00 m to the top, only temperatures were measured using RT-1 soil temperature sensors because it was assumed that residual water contents should be observed at this distance from the water table in such a coarse-grained material. The side stations (St-2 and St-3) were equipped only with RT-1 sensors; such configuration was intended to assess potential side effects. Data were recorded every 6 hours

with EM50 data loggers (METER Group) and monitoring was conducted over 4.5 years from June 2014 to December 2018. Climatic data from airport facilities at Meadowbank were also available for data interpretation. Climatic data used in this study include average air temperatures (hourly and daily) as well as the rainfall and snowfall recorded on a daily basis.

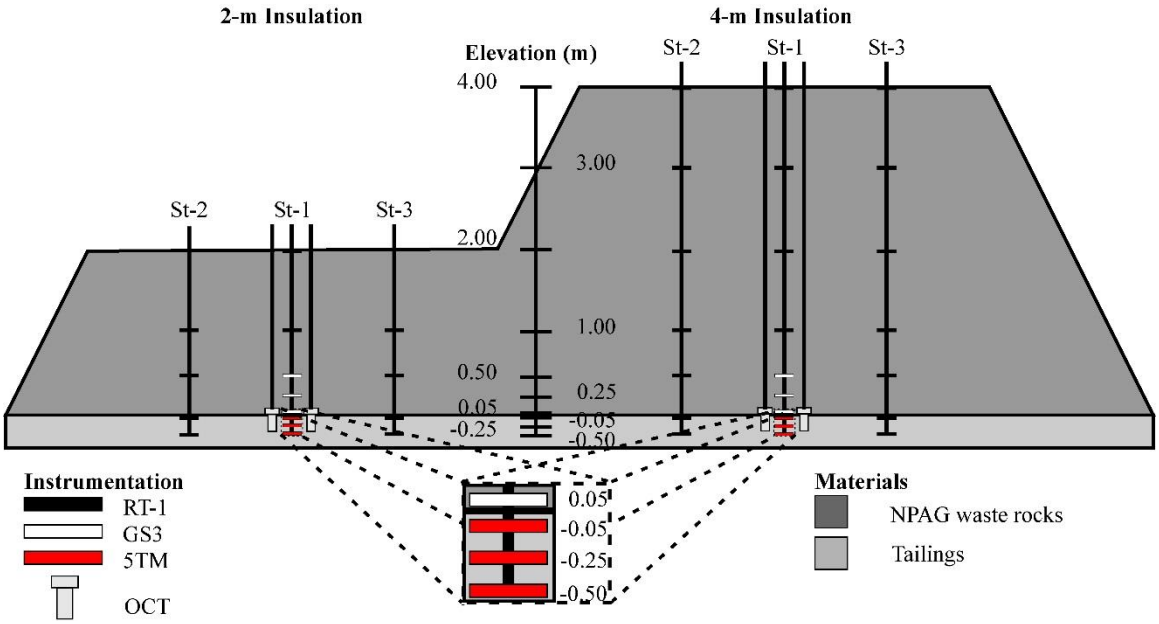


Figure 5.3: Design and instrumentation of the two experimental insulation covers**.**

St-1 stations were also equipped with two OCT setups to assess the reactivity of covered tailings (Figure 5.3) and, thus, the ability of the tested covers to effectively control sulfide oxidation. The standard field OCT setup described by Elberling and Nicholson (1996) was adapted for covered tailings (Coulombe, 2012) and used in this study to assess the covered tailings' in situ reactivity. To do so, standard field OCTs were installed at the base of the covers and equipped with protective caps and vertical purge pipes to allow for testing under the cover materials. Tests on the covered tailings were performed on a monthly basis from July to November 2014.

5.3.4 Construction of the experimental cells

Both experimental covers were constructed in June 2014 over approximately 1 – 2 m of tailings in the north end of the North tailings deposition cell. A temporary insulation cover was put in place in early spring 2014 to prevent thawing of tailings prior to construction. The temporary insulation cover was placed where the experimental covers were to be built and consisted in a single 2-m-

thick lift made of NPAG waste rocks, which represents a realistic lift height for final cover construction. The construction of the experimental covers started by excavating a 20-m-long trench reaching the frozen tailings in the center of the temporary insulation cover where the monitoring stations were to be installed (Figure 5.4A). At each station, 1 – 2 m wide and 50 cm deep holes were excavated in the tailings using a jackhammer (Figure 5.4B) in order to install the soil moisture/temperature sensors and the OCT setups. Excavation of the tailings revealed numerous ice lenses that had thicknesses ranging from 2 – 3 cm to about 10 cm. Thawing of interstitial and segregated ice during construction generated water that had to be pumped during the installation of instruments. The amount of water generated from thawing also indicated that the S_r of the tailings was very high (≈ 90 – 100%) prior to monitoring.

The OCT setups were installed by inserting 40-cm-high × 14-cm-wide stainless-steel cylinders in the previously excavated holes (Figure 5.4C) then backfilling in and around the cylinders with unfrozen tailings. A headspace between 3.5 and 5.3 cm was left in the cylinders before closing the chambers with aluminium caps. Apogee SO-110 oxygen sensors and purge pipes were connected to the caps before the protective cap was installed and sealed (Figure 5.4D). A bentonite seal was also placed to limit oxygen ingress along the cylinders' outside walls. All piping and sensors were relayed to the surface by ABS pipes (Figure 5.4E).

5TM, GS3, and RT-1 sensors were also installed along vertical supports (probe trees) before being placed in the field (Figure 5.4E). One probe tree was installed at each station following the configuration presented in Figure 5.3. Probe trees were assembled by attaching RT-1 sensors or hanging 5TM and GS3 sensors at their respective elevation in order to allow placement upon construction. Installation of the probe trees in the field was performed by first placing the sensor located in the tailings and by securing the probe trees with NPAG waste rocks (Figure 5.4F). Similarly, the OCT setups were held vertically with NPAG waste rocks. Then, the trench dug in the temporary insulation cover was backfilled (Figure 5.4G). During backfilling, sensors were carefully placed by hand to avoid damage. The final elevation profile of the 2 m insulation cover was reached once the trench was backfilled. For the 4-m cover, an additional 2 m of NPAG waste rock was added with an excavator and sensors were placed following the same method. Sensors were then connected to EM-50 data loggers that were housed in wooden boxes fixed at the surface-

end of the probe trees (Figure 5.4H). The construction of the two field experimental insulation covers was completed by securing the side slopes with the excavator and by starting the data loggers (Figure 5.4I). More details regarding the construction of the field experimental cells can be found in Awoh et al. (2016), Boulanger-Martel et al. (2018b), and Boulanger-Martel (2019).



Figure 5.4: (A) Trench reaching the frozen tailings; (B) holes showing numerous ice lenses; (C, D, and E) installation of the OCT setups and probe trees; (F and G) placement of the sensors during cover construction; (H) data loggers; and (I) final cover profiles.

5.3.5 Reactivity of the uncovered tailings

In summer 2014, OCTs were performed on uncovered tailings at six different stations in the TSF in order to obtain reference values for the tailings' reactivity (see Boulanger-Martel, 2019 for details). Tests on uncovered tailings were performed during summer to assess reactivity when temperatures should promote sulfide oxidation. The standard OCT and interpretation method described by Elberling and Nicholson (1996) was used to assess oxygen ingress into the uncovered tailings. OCTs were carried out in 30-cm-high × 15-cm-wide stainless-steel cylinders that were driven into the tailings and covered using aluminum caps each equipped with Apogee SO-110 oxygen sensors.

5.4 Results and analysis

5.4.1 Characterization results

5.4.1.1 Thermal properties

The NPAG waste rocks' λ_s yielded a value of 4.80 $W.m^{-1}.K^{-1}$, whereas the tailings' λ_s value was 5.80 $W.m^{-1}.K^{-1}$. Measured λ_s values for the NPAG waste rock sample with different particle sizes indicated no scale effects on λ_s (Boulanger-Martel et al., 2018a). The Côté and Konrad (2005, 2009) thermal conductivity model parameters that were fitted to experimental data for the NPAG waste rocks and tailings are presented in Table 5.1. The values of the κ parameters that were obtained for the NPAG waste rocks are not in full agreement with typical values suggested by Côté and Konrad (2005a). This difference could be due to the poorly-graded grain-size distribution and the petrological origin of the material (Boulanger-Martel et al., 2018a). The values of κ obtained for the tailings are similar to those obtained by Coulombe (2012) for other mine tailings. Structure analysis on the thermal conductivity of the NPAG waste rocks indicated that no major structure would be expected (Boulanger-Martel et al., 2018a). Therefore, laboratory data can be extrapolated with confidence to field conditions.

Table 5.1: Summary of materials geotechnical properties.

Parameter	NPAG waste rock	Tailings
Côté and Konrad (2005, 2009) parameters		
λ_s (W/m K)	4.80	5.80
κ_u (–)	2.70	1.90
κ_f (–)	1.50	1.00
β (-)	0.60	0.85
k_{sat} (cm/s)	1.5×10^{-1}	1.3×10^{-5}
van Genuchten (1980) parameters		
θ_s (m^3/m^3)	0.38	0.41
$\theta_{r\text{-}vG}$ (m^3/m^3)	0.005	0.00
α_{vG} (cm^{-1})	1.9×10^{-1}	1.3×10^{-3}
n_{vG} (–)	1.56	2.22

5.4.1.2 Hydrogeological properties

k_{sat} values of 1.5×10^{-1} and 1.3×10^{-5} cm/s were measured for the NPAG waste rocks and tailings, respectively. The fitted van Genuchten (1980) WRC parameters are presented in Table 5.1 for both materials. The hydrogeological properties obtained for the NPAG waste rocks are typical of other waste rock materials, where high k_{sat} values and low water retention capacities are typically observed (e.g., Peregoedova et al., 2013, 2014; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019). The NPAG waste rocks' air entry value (AEV) was < 2 cm of water and the residual water content was 0.02 m^3/m^3 at a suction of about 125 cm of water. The tailings showed typical water retention characteristics of hard rock mine tailings (Bussière, 2007) with an AEV of about 300 cm of water and a residual suction of 5000 cm of water. The AEV and residual water content and suction were determined by the graphical tangent method (e.g., Fredlund and Xing, 1994).

5.4.1.3 Laboratory determination of T_{target}

The K_r values obtained from the interpretation of the laboratory OCTs performed on the Meadowbank tailings at temperatures between - 0.5 and 20.3 °C were used to assess the temperature at which sulfide oxidation becomes negligible and establish the T_{target}. The evolution of O_2 concentrations over time in the air chamber during three representative OCTs are presented in Figure 5.5A. Results show that the overall decrease in O_2 concentrations with time is less

important with decreasing temperature, thus demonstrating the tailings' decreasing reactivity (K_r) with decreasing temperature.

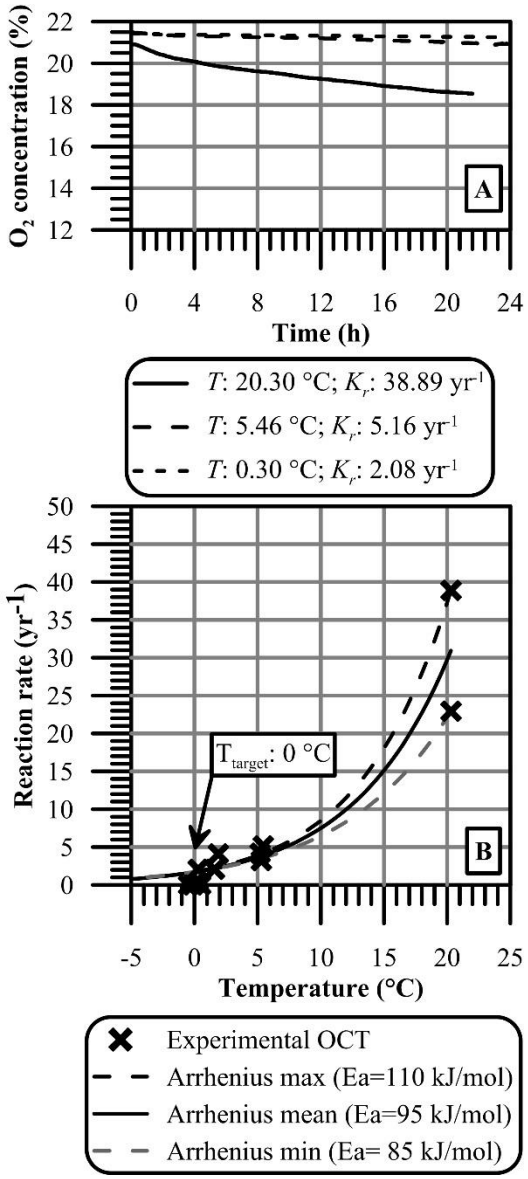


Figure 5.5: (A) Influence of temperature on the temporal evolution of the O_2 concentrations measured during three selected oxygen consumption tests, and (B) determination of T_{target} based on the dependency of K_r on temperature.

The numerical interpretation of all OCTs allowed for the determination of K_r at different temperatures. The dependency of K_r on temperature is shown in Figure 5.5B. Mean K_r values of 30.9, < 5, and 2 yr^{-1} were found at temperatures of 20.3, 5.0, and ~ 1.0 °C, respectively. At

temperatures close to 0 °C, oxygen consumption became negligible (K_r < 2 yr^{-1}). The two tests performed at sub-zero temperatures (- 0.1 and - 0.5 °C) indicated no oxygen consumption over a 24-hour period, suggesting negligible reactivity of the tailings below 0 °C.

The gradual reduction of K_r with decreasing temperatures is commonly described by the Arrhenius equation (e.g., Nicholson et al., 1988; MEND, 1996; Elberling, 2001; Coulombe et al., 2013):

$$ln\frac{K_{r1}}{K_{r2}} = E_a\frac{T_1-T_2}{RT_1T_2} \quad [5.1]$$

where K_{r1} and K_{r2} are the reaction rates at temperatures T_1 and T_2, respectively; E_a is the activation energy; and R the gas constant.

Equation 5.1 was used to represent laboratory data based on the maximum, mean, and minimum K_r measured at 20.3 °C. An iterative selection of E_a was performed to best-fit laboratory data and describe the K_r vs. T relationship for the Meadowbank tailings (Figure 5.5B). Considering the relatively high variability of the OCT (Tibble and Nicholson, 1997; Coulombe, 2012), the fitting process was performed in a way to best represent the tailings' average measured K_r at any given temperature. E_a values of 110, 95 and 85 $kJ.mol^{-1}$ were found to best describe experimental data based on the maximum, mean, and minimum K_r at 20.3 °C, respectively (i.e., referred as Arrhenius max, mean or min in Figure 5.5B). E_a values of 85 and 95 $kJ.mol^{-1}$ are at the high end of typical values for pyrite (e.g., Lowson, 1982, Wiersma and Rimstidt, 1984, Nicholson et al., 1988), however, an E_a of 110 $kJ.mol^{-1}$, is slightly higher than usual values reported for pyrite. Higher E_a values could be attributed, at least partially, to the presence of small quantities of pyrrothite in the Meadowbank tailings. Pyrrhotite was reported to exhibit E_a values as high as 124 $kJ.mol^{-1}$ (e.g., Coulombe, 2012). Figure 5.5B shows that Arrhenius-type relationships can accurately represent the temperature dependency of sulfide oxidation rates for temperatures above 0 °C. However, for sub-zero temperatures, no significant reactivity was observed in the Meadowbank tailings and, thus, the Arrhenius equations cannot represent such behaviour. The limited reactivity below 0 °C can be attributed to the combined effects of temperature and the limitation of oxygen availability due to ice. Deviations from the Arrhenius equation were previously observed by Elberling (2005) for temperatures ranging from 0 to -2 °C.

The K_r vs. T relationships yield a K_r of 1.7 yr^{-1} at 0 °C, indicating a reduction of 93 to 96% compared to the K_r values measured at 20.3 °C. Based on these results, the K_r of the Meadowbank tailings appears to be significantly reduced at 0 °C. However, the design of reclamation covers is often based on controlling the oxygen flux (e.g., Bussière et al., 2003, 2004, 2007; Dagenais, 2005; Demers et al., 2008; Ouangrawa et al., 2010; Ethier et al., 2018;), which, under Arctic conditions, is mainly determined by the combined effects of temperature on K_r and saturation on the effective oxygen diffusion coefficient (D_e). Therefore, a calculation of the steady-state oxygen flux (F_{0s}) passing across the surface of the tailings was performed using Equation 5.2 in order to validate if a temperature of 0 °C is sufficiently low to control oxidation reactions with respect to in situ moisture conditions upon cover construction (e.g., Elberling et al., 1994; Elberling and Nicholson, 1996; Mbonimpa et al., 2011).

$$F_{0s} = C_0\sqrt{D_e K_r} \quad [5.2]$$

where C_0 is the atmospheric oxygen concentration. Based on the highly saturated conditions ($S_r \approx$ 95%) observed in the tailings during the construction of the experimental cells, a D_e of 1.9×10^{-2} $m^2.yr^{-1}$ was estimated using the Aachib et al. (2004) model adjusted for unfrozen tailings at 0 °C (Nyameogo et al., 2018). Given the tailings' K_r and D_e at 0 °C, a steady-state oxygen flux passing across the surface of the tailings of 1.7 $mol.m^{-2}.yr^{-1}$ was calculated. Oxygen-limiting covers showing oxygen fluxes less than 2 $mol.m^{-2}.yr^{-1}$ have been proven to sufficiently reduce the release of oxidation products from fresh tailings (e.g., Bussière, 1999; Nastev and Aubertin, 2000; Dagenais, 2005). Therefore, the low steady-state oxygen flux calculated at 0 °C for the highly saturated tailings, coupled with the negligible K_r values measured slightly below 0 °C (for tailings at 40% saturation) indicate that a target temperature of 0 °C should be effective in terms of controlling the generation of AMD from the Meadowbank tailings. A T_{target} of 0 °C at the tailings-cover interface is used to interpret the experimental cell monitoring results and for the performance evaluation.

5.4.2 Thermal behaviour of the experimental cells

5.4.2.1 Climatic conditions and ground surface temperatures

The daily air temperatures as well as the daily rain and snow data (expressed in mm of water) recorded at Meadowbank airport from June 2014 to December 2018 are shown in Figure 5.6. Throughout the monitoring period, air temperatures showed similar evolutions from year to year. A MAAT of - 11.2 °C was recorded over the 2014 – 2018 period with the coldest and hottest air temperatures being recorded in January/February (daily minimum of about - 40 °C) and July/August (daily maximum of 20 – 25 °C), respectively. Based on the daily air temperatures monitored over the 2014 – 2018 period, average total annual air thawing and freezing indexes were calculated to be 1013 and - 5096 °C-days, respectively. Thawing and freezing indexes were obtained by calculating the summation of the positive (thawing) and negative (freezing) daily air temperatures of each calendar year (van Everdingen, 1998). Precipitation reached 259 mm of water on average, typically occurring as snow from October to May and as rain from June to September (Figure 5.6). Snow and rain each represented about 50% of total annual precipitation.

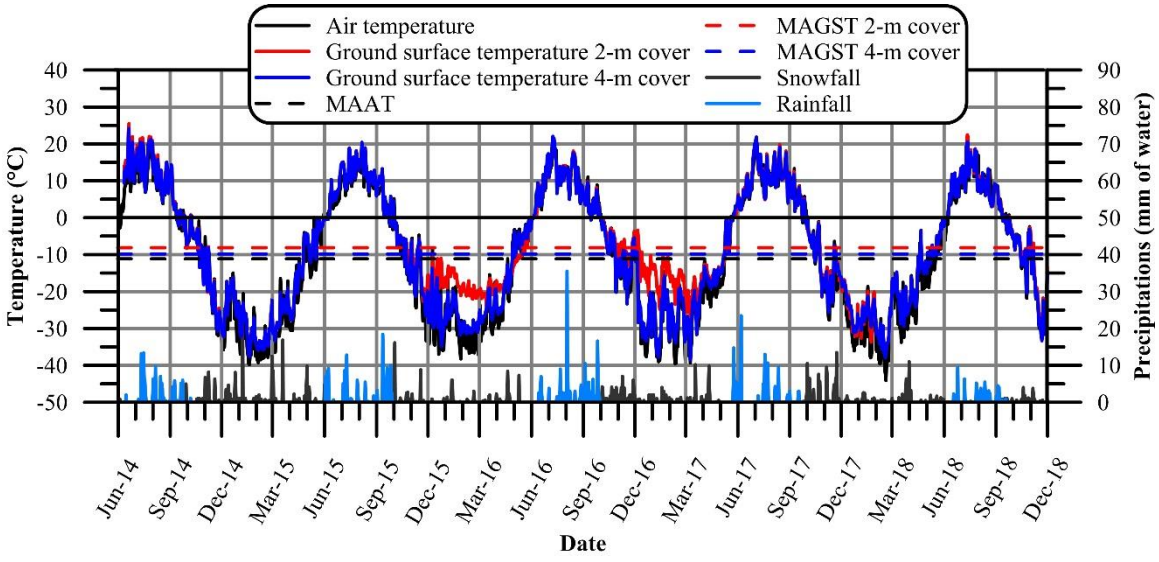


Figure 5.6: Daily precipitation and daily average air and ground surface temperatures measured for the 2 and 4-m covers over the monitoring period.

Figure 5.6 also presents the temporal evolution of the daily average ground temperatures measured at the surface of the 2 and 4 m experimental covers. Daily average ground surface temperatures

followed a similar, but generally warmer behaviour than the daily average air temperatures. The 4-m cover showed a mean annual ground surface temperature (MAGST) of - 9.8 °C and ground surface temperatures typically ranged from - 40 to 20 °C. The 2-m cover showed ground surface temperatures similar to the 4-m cover for most of the study period. However, warmer ground surface temperatures were observed for this cover configuration during the winters of 2015 – 2016 and 2016 – 2017, which resulted in a MAGST of - 8.1 °C. The warmer ground surface temperatures observed for the 2 m experimental cover during the winters of 2015 – 2016 and 2016 – 2017 are largely due to the accumulation of snow that insulated the ground surface and limited heat extraction (e.g., Goodrich, 1982; Osterkamp and Romanovsky, 1999; Zhang, 2005; Throop et al., 2012). Because of the elevation differences, wind-induced snow accumulation was favored on the surface of the 2-m cover compared to the 4-m cover, where little to no snow accumulated.

5.4.2.2 Internal temperatures

Temperature monitoring showed that the temperature profiles obtained for the stations located in the center (St-1) and on the sides (St-2 and St-3) were similar for both experimental cells, suggesting that no side effects on temperature exist (Boulanger-Martel, 2019). Therefore, the interpretation of the thermal regimes was strictly based on the data collected by the sensors located at St-1.

The thermal regimes within both cover configurations and their underlying tailings were assessed based on the evolutions of the monthly average temperatures with respect to the elevation from the tailings-cover interface (Figure 5.7), as well as the trumpet curves in 2015, 2016, 2017, and 2018 (6-h measurement interval; Figure 5.8). The trumpet curves represent the envelope of the maximum and minimum temperatures occurring each year (Andersland and Ladanyi, 2004). In Figure 5.8, data from 2014 were not considered because temperatures were not recorded throughout the whole year. Additionally, some of the data loggers installed in the 4-m cover failed sporadically, resulting in losses of data at some elevations during this period.

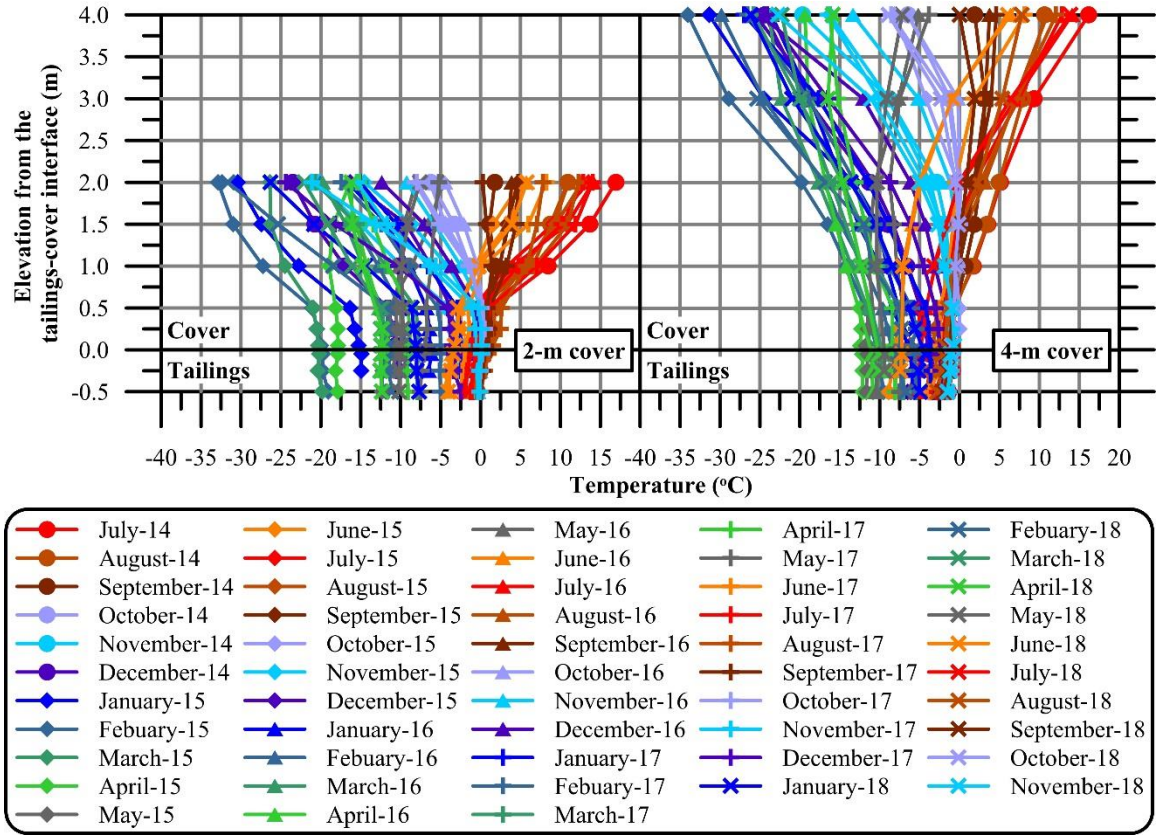


Figure 5.7: Monthly average temperatures with respect to elevation from the tailings-cover interface; measured at St-1 for the 2-m (left) and 4-m covers (right).

Figures 5.7 and 5.8 show that the thermal regimes created within the cover materials and tailings changed over time as a result of variations in air/ground surface temperatures. Furthermore, the covers' insulating properties had significant influence over the tailings' temperatures. The thermal behaviours observed in the covers indicate that the effects of varying air temperature tend to decrease with depth. Results also indicate an offset with depth in terms of the period of the year when the maximum and minimum temperatures are reached. Figures 5.7 and 5.8 show that the deeper under the cover the material is, the lower the spread in annual temperature. This behaviour is well illustrated by comparing the spread of temperatures that were measured during the period of the year when the maximum and minimum temperatures were reached for the sensors located at the surface and the base (0.05 m elevation) of the covers. For both cover configurations, the period of the year when the coldest and warmest monthly average ground surface temperatures were observed are February and July, respectively (Figure 5.7). The maximum and minimum ground

surface temperatures were also measured during the same months (Figure 5.6 and Figure 5.8). At the surface, a spread in ground surface temperatures of about 60 – 65 °C was observed when there was little to no snow cover. The warmer ground surface temperatures recorded during the winters of 2015 – 2016 and 2016 – 2017 for the 2-m cover yielded spreads of 51 °C and 59 °C, respectively. At the base of covers, the coldest and warmest monthly temperatures were observed in March/April and September/October, respectively, for the 2-m cover, and in April and October, respectively, for the 4-m cover. At the base of the 2-m cover and in the underlying tailings, the spread in temperature decreased to 21 °C in 2015 and was between 11 and 15 °C during subsequent years. The 4-m cover showed smaller temperature spreads than the 2-m cover, with spreads of 8 – 11 °C at its base. At the base of the 2-m cover, temperatures ranged from -21 to 0 °C in 2015, but were between -13 and 2 °C over the following years. Temperatures typically ranged from -11 to -1 °C at the base of the 4-m cover over the entire monitoring period.

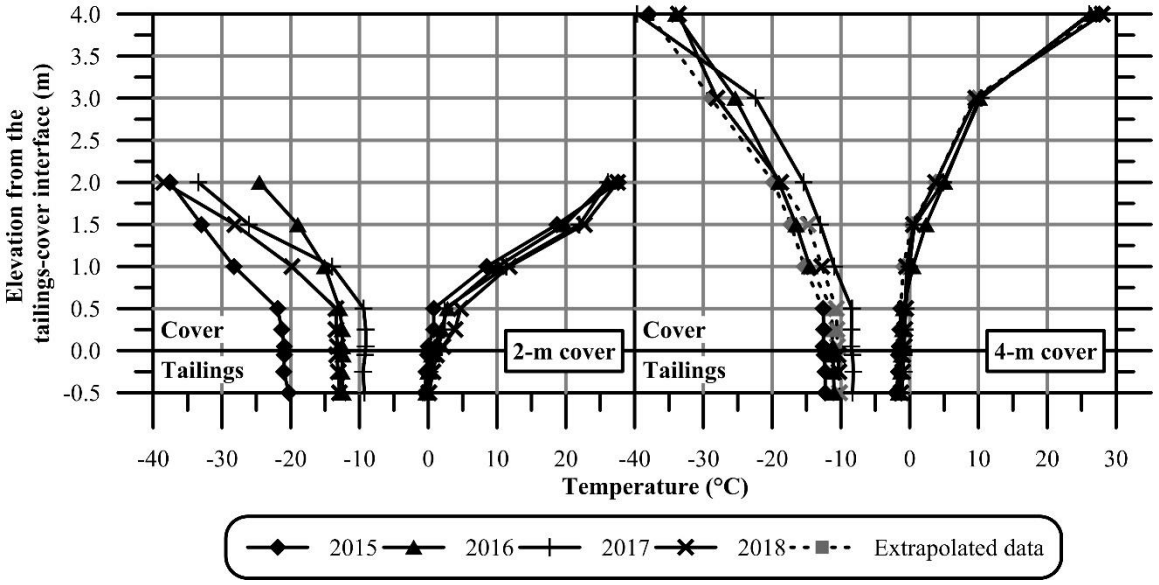


Figure 5.8: Trumpet curves (based on a 6-h monitoring interval) measured at St-1 for the 2-m (left) and 4-m (right) covers in 2015, 2016, 2017, and 2018.

The minimum temperatures observed in the tailings were very similar with respect to depth and were about - 21, - 12, - 9, and - 13 °C for the 2-m cover and about - 12, - 11, - 8 and - 10 °C for the 4-m cover in 2015, 2016, 2017, and 2018, respectively. In contrast, the 2-m cover displayed less uniform maximum temperatures with respect to depth in the tailings. Near the surface of the

tailings, the maximum temperatures were - 0.1, 0.5, 0.8 and 1.2 ° C in 2015, 2016, 2017, and 2018, respectively, whereas at 0.5 m deep in the tailings, maximum temperatures were - 0.5, - 0.3, - 0.1 and 0.1 °C for the same years. In the summer following construction, maximum temperatures reached 0.6 and - 0.2 °C for the shallowest and the deepest sensors in the tailings, respectively. Such differences were not observed under the 4-m cover primarily because frozen conditions were present throughout the monitoring period. Maximum temperatures were between - 1.6 and - 0.9 throughout the monitoring period and the maximum difference between the temperature at the surface of the tailings and elevation - 0.5 m was 0.4 °C. Overall, the thermal regimes created within the tailings were typical of what is generally observed under an insulation cover (e.g., Kyhn and Elberling, 2001; Coulombe, 2012).

5.4.2.3 Thaw depths

Another approach used to assess the thermal behaviour of cover configurations invovled analyzing the temporal evolution of the thaw depths (or the thickness of the active layer). Thaw depths were estimated based on a 0 °C freezing temperature and considering a linear distribution of temperature as a function of depth between two measurement points. During the first summer (2014), the maximum thaw depths were 2.33 and 3.30 m for the 2-m and 4-m covers, respectively. For the 2-m cover, the thaw depth decreased to 1.95 m the following year and gradually increased to 2.54 m from 2015 to 2018 (Table 5.2). This corresponded to a shift in the position of the 0 °C isotherm from 0.05 m above the tailings-cover interface to 0.54 m below the tailings-cover interface. For the 4-m cover, the thaw depth ranged from 2.63 to 3.17 m and was contained entirely within the cover materials.

Table 5.2: Thaw depth.

Year	Thaw depth (m)		I_{at} (°C-days)
	2-m cover	4-m cover	
2014	2.33	3.30	1060
2015	1.95	2.63	925
2016	2.25	3.17	1074
2017	2.42	2.98	1134
2018	2.54	2.78	872

The thickness of the active layer depends upon many factors, including air and ground surface temperature and moisture conditions (e.g., French, 2007). Therefore, it can change each year as a result of short-term fluctuations in climatic and hydrogeological conditions (e.g., van Everdingen, 1998; Dobinski, 2011). Thaw depth is also strongly correlated with the air thawing index (MEND, 2004). For both experimental cells, the thaw depths generally agreed well with the air thawing indices; i.e., greater air thawing indices generally resulted in greater thaw depths (Table 5.2). However, because thermal equilibrium is unlikely to have been reached right after cover construction, the thaw depths observed in 2014 are not considered representative. Additionally, considering that little to no snow cover was observed in winter 2017 – 2018, and that summer 2018 was the coldest of the monitoring years, the high thaw depth observed for the 2-m experimental cell in 2018 was not expected. Such a thaw depth could be explained by the fact that construction operations were carried out in this area of the TSF in 2018. Because unfrozen conditions were observed at the base of the cover and in the tailings, the surface mining/construction operations could have disturbed the ground thermal conditions (i.e., thermal erosion) near the surface of the tailings.

5.4.2.4 Evolution of moisture conditions and impact on the covers' thermal behaviours

The evolution of the moisture conditions within the cover materials (Figure 5.9) suggests that the water table rose into cover materials following construction. At the base of the cover (elevation 0.05 m), close to the interface with the tailings, θ_u reached a value of 0.39 m^3/m^3 immediately after construction (Figure 5.9A). Considering the porosity of similar waste rock units (typically between 0.35 and 0.40; MEND, 1991) and local heterogeneities, this indicates that moisture conditions very close to saturation developed. At 0.50 m, the θ_u was low, with values less than 0.10 m^3/m^3 (S_r ~ 30%). In 2015, the θ_u at 0.50 m rapidly increased to a maximum of 0.35 m^3/m^3 following thawing (Figure 5.9B), suggesting moisture conditions close to saturation for the materials located at 0.50 m and below. The build-up of these moisture conditions can mainly be attributed to the construction of a 2-m thick partial insulation cover in the winter of 2014 – 2015 over the TSF on the area surrounding the experimental cells.

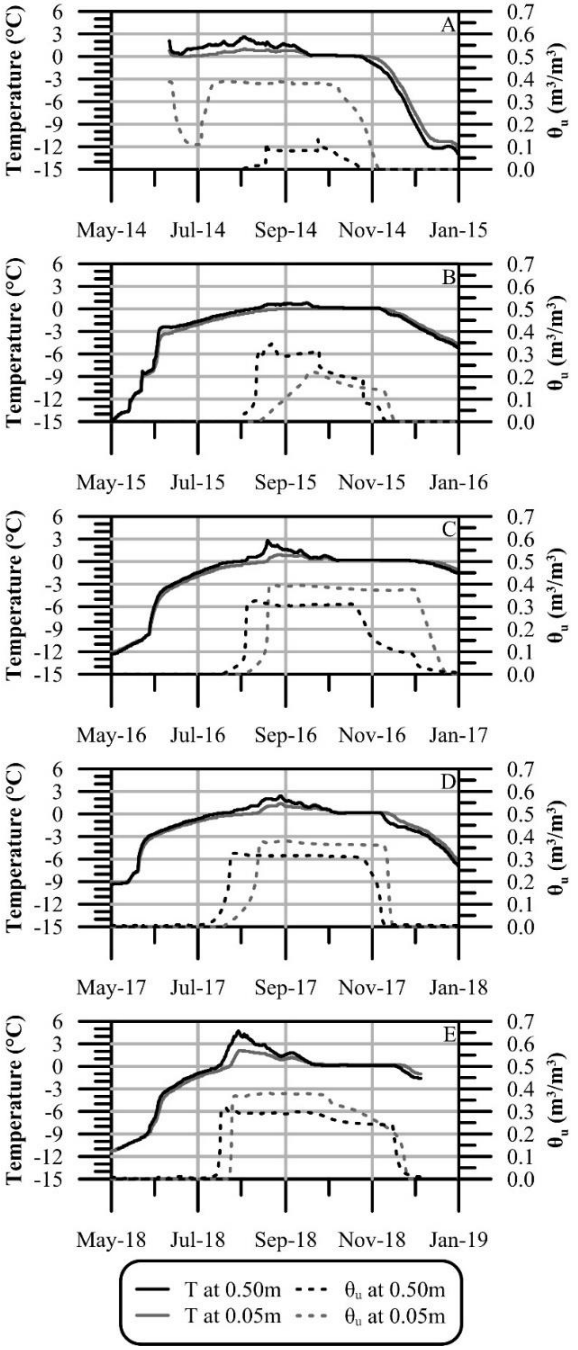


Figure 5.9: Evolution of moisture conditions at elevations 0.50 and 0.05 m in (A) 2014, (B) 2015, (C) 2016, (D) 2017 and (E) 2018.

The evolution of θ_u over the monitored period following 2015 is presented in Figure 5.9C, D and E. During this time, θ_u was generally maintained at 0.39 m^3/m^3 at 0.05 m and between 0.30 and 0.32 m^3/m^3 at 0.50 m when materials were completely unfrozen. The θ_u values measured at 0.50 m

corresponded to S_r values between 85 and 95%. Therefore, considering the NPAG waste rocks' WRC, the water table was assumed to be around an elevation of 0.45 m at the lowest. In addition, visual evidence of the water level in depressions around the experimental covers corroborated this approximate position of the water table (Boulanger-Martel, 2019). The position of the water table in the 4-m cover was expected to be similar to the 2-m cover. However, the θ_u values measured in the 4-m cover are not presented in this article because no significant θ_u was measured in cover materials at or below an elevation of 0.50 m; sub-zero temperatures were observed at these elevations over the entire monitoring period (see Boulanger-Martel, 2019 for details).

Because of the low water retention capacity of the NPAG waste rocks, moisture conditions close to the residual water content were rapidly reached at elevations above the water table. Accordingly, a profile of S_r with respect to the elevation from the tailings-cover interface, as shown in Figure 5.10 (left-hand side), is expected to have developed once hydrogeological equilibrium was reached (i.e., from 2015). Thus, this system can be simplified into a three-layer system for which the (1) tailings and (2) the lower 0.50 m of cover materials are saturated and (3) the top portion of the cover is represented by well-drained cover materials with a S_r of about 15%.

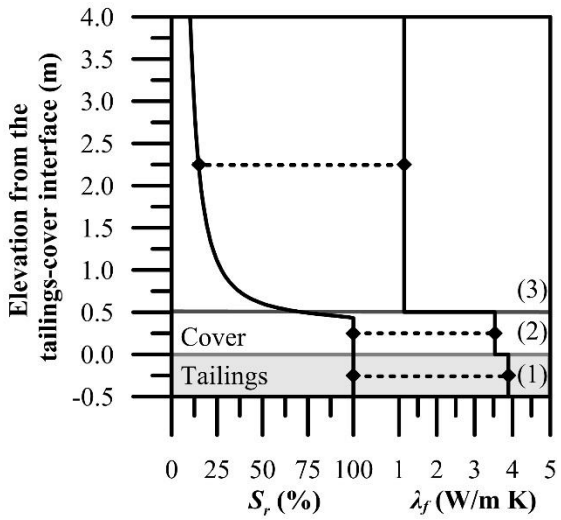


Figure 5.10: Idealized representation of saturation conditions and frozen thermal conductivity with respect to depth.

The temperature profiles presented above (Figures 5.7 and 5.8) show thermal behaviours typical of two-layer systems dominated by conductive heat transfer processes (e.g., Nixon and McRoberts,

1973). These profiles consistently show a break in the slopes of the temperature versus depth curves at the elevation of 0.50 m, which suggests a significant change in the cover materials' thermal properties at this elevation. Because thermal conductivity and heat capacity are highly related to a materials' saturation, such a break in the slopes of the temperature versus depth curves could most likely be explained by differences in the thermal properties of the well-drained and more saturated portions of cover materials.

Based on covers' saturation conditions, Côté and Konrad's (2005, 2009) thermal conductivity model parameters (Table 5.1) can be used to compute the materials' thermal conductivities (Figure 5.10). Thermal conductivities close to the frozen/unfrozen saturated thermal conductivities ($\lambda_{sat,f}$ / $\lambda_{sat,u}$) are representative of the saturated cover materials and tailings. Considering a porosity of 0.38, a $\lambda_{sat,f}$ of 3.5 $W.m^{-1}.K^{-1}$ and a $\lambda_{sat,u}$ of 2.1 $W.m^{-1}.K^{-1}$ were calculated for the saturated cover materials. For the saturated tailings (porosity = 0.40), a $\lambda_{sat,f}$ and a $\lambda_{sat,u}$ of 3.9 and 2.3 $W.m^{-1}.K^{-1}$ were calculated, respectively. In contrast, thermal conductivities close to the dry thermal conductivity (λ_{dry} = 0.5 $W.m^{-1}.K^{-1}$) were characteristic of the upper portion of the covers. According to the saturation conditions described above, thermal conductivities of 1.1 $W.m^{-1}.K^{-1}$ were obtained for frozen and unfrozen, well-drained cover materials. The idealized thermal conductivities in the frozen conditions for the (1) tailings, (2) saturated cover layer, and (3) mostly drained cover are shown on the right-hand side of Figure 5.10. This, yields a saturated-to-drained cover materials thermal conductivity ratios 3.2 in the frozen state, while it is close to 1.9 in the unfrozen condition (not shown here). Although these calculated thermal conductivities represent a simplification of the real cover systems' saturation vs. thermal conductivity relationships, they clearly demonstrate the contrasts in thermal conductivity that exist between saturated and well-drained cover materials. One can also consider the increased heat capacity of saturated compared to drained materials (i.e., the saturated to drained volumetric heat capacity ratio is of about 1.5 and 2.0 at the frozen and unfrozen state, respectively). Consequently, the high thermal conductivities and heat capacities of the saturated materials lead to the more uniform temperature gradients in the lower 0.50 cm of the cover systems. In contrast, the low thermal conductivity and heat capacity of the well-drained cover materials resulted in larger temperature gradients.

The analysis of the thaw depths highlights that the contribution of the latent heat of phase change is another important process affecting the thermal regimes, especially when the position of the 0

°C isotherm reaches the more saturated cover materials. The thaw depths observed for the 4-m cover, with their associated air thawing indices, are within the suggested values provided by MEND (1996, 2004) for unsaturated waste rocks. However, lower thaw depths were observed for the 2-m cover compared to the 4-m cover because the thaw depths reached the more saturated materials at the base of the 2-m cover. In general, greater thaw depths are observed in unsaturated materials compared to more saturated materials due to variations in latent heat (Nixon and McRoberts, 1973; MEND, 2004).

5.5 Cover performance with respect to controlling sulfide oxidation

5.5.1 Temperature at the tailings-cover interface

The performance of cover systems is often evaluated by comparing the maximum temperature of the tailings with the temperature at which sulfide oxidation is significantly reduced (e.g., Kyhn and Elberling, 2001; MEND, 2004; Coulombe, 2012;). For the purposes of a performance evaluation, the tailings' temperature is best represented by the temperature at the tailings-cover interface, which essentially represents the maximum temperature reached by the tailings at any moment. Therefore, the first approach used to assess the performance of the cover configurations involved determining the temperature at the tailings-cover interface with respect to the target temperature (T_{target} = 0 °C).

Figure 5.11 shows the evolution of temperature at the tailings-cover interface through time for the 2-m and 4-m covers (calculated by averaging the temperatures measured at elevations 0.05 and -0.05 m). Temperatures above 0 °C were observed for the 2-m cover following construction in summer 2014 and in 2016, 2017, and 2018. During those years, the maximum temperatures at the interface were 0.6, 0.7, 1.1, and 1.7 °C, respectively. These observations are supported by the θ_u at -0.05 m, which consistently increased to about 0.40 m^3/m^3 when temperatures were above 0 °C (Figure 5.11). The colder ground temperatures observed in 2015 yielded a maximum temperature of -0.05 °C, which resulted in θ_u of only 0.24 m^3/m^3. For the 4-m cover, temperatures rapidly decreased following construction and maximum temperatures of -1.6, -1.2, -0.9, and -1.0 °C were observed in 2015, 2016, 2017, and 2018, respectively. These sub-zero temperatures were confirmed by θ_u measurements that did not indicate any significant unfrozen water throughout the

monitoring period. Overall, the simple analysis of the evolution of temperature at the tailings-cover interface suggests that the 4-m cover should be sufficient to limit AMD generation, but that the 2-m cover is not thick enough to permanently maintain the tailings' temperature below T_{target}.

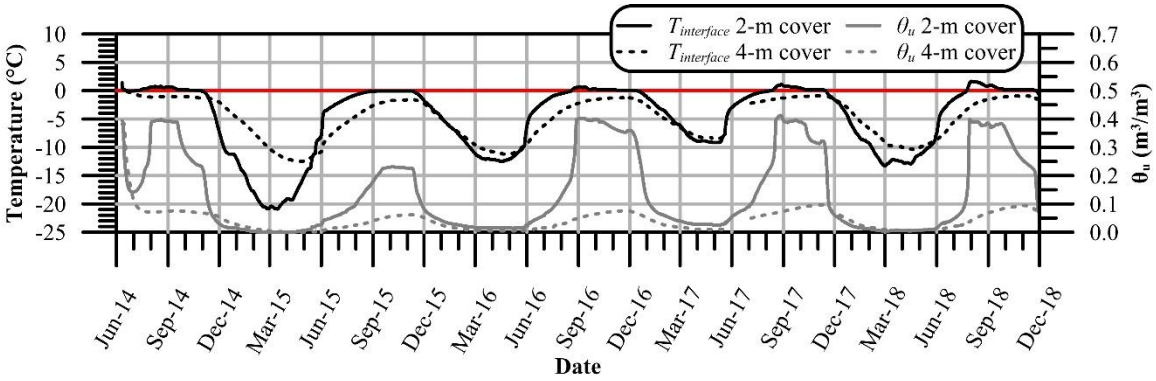


Figure 5.11: Evolution of temperature at the tailings-cover interface ($T_{interface}$) and θ_u at the -0.05 m elevation for the 2 and 4-m cover configurations.

5.5.2 Field oxygen consumption tests

Another approach used to assess the performance of the tested cover configurations consists of comparing the oxygen fluxes consumed by covered tailings with their uncovered oxygen uptakes. Results of the OCTs that were performed on uncovered and covered tailings were plotted as a function of the temperature (Figure 5.12). Oxygen fluxes in the uncovered tailings (at temperatures between 18 and 23 °C) were between 20 and 85 mol.m^{-2}.yr^{-1} (average = 47 mol.m^{-2}.yr^{-1}). Oxygen fluxes varied spatially from one testing station to another and also within the same station. This variability is typical of oxygen consumption tests due to geochemical heterogeneities and variations in hydrogeological conditions (e.g., Tibble and Nicholson, 1997; Coulombe, 2012). However, the measured oxygen fluxes should represent well the range of maximum oxygen fluxes consumed by the uncovered tailings because the tests were performed when the temperature conditions would promote sulfide oxidation.

Under the 2-m cover, the oxygen fluxes consumed by the tailings were between 0 and 6 mol.m^{-2}.yr^{-1} for temperatures at the tailings-cover interface ranging from -0.2 to 0.5 °C. For the 4-m cover, oxygen fluxes were between 0 and 5 mol.m^{-2}.yr^{-1} for temperatures at the tailings-cover interface ranging from -1.8 to - 0.6 °C. For both cover configurations, the higher fluxes (5 and 6 mol.m^{-2}.yr^{-1})

were measured once out of the 10 (2-m cover) and 9 (4-m cover) tests performed, whereas most of the remaining oxygen flux measurements were below 2 mol.m^{-2}.yr^{-1}.

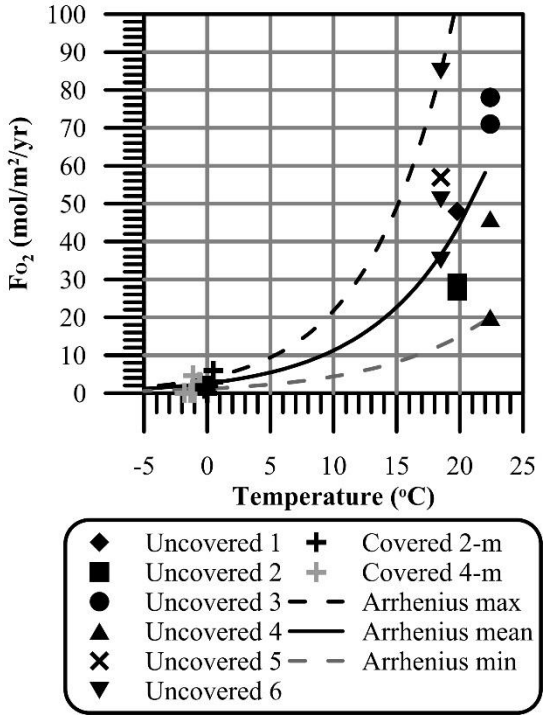


Figure 5.12: Oxygen fluxes consumed by uncovered and covered tailings as a function of temperature.

The comparison of the oxygen fluxes measured for the uncovered versus covered tailings indicate that the oxygen fluxes were reduced by at least 70%, but generally > 90% at temperatures close to the maximum temperatures observed at the tailings-cover interface (Figure 5.11). In addition, most of the oxygen fluxes measured in the field were below 2 mol.m^{-2}.yr^{-1}, indicating that the covers are efficient at limiting sulfide oxidation. Thus, based on the oxygen flux measurements, it is anticipated that both cover configurations would be effective in the short-term at limiting AMD generation in the Meadowbank tailings.

5.5.3 Overall yearly oxygen fluxes

Because sulfide oxidation is a time-dependant process, the duration at which the temperature of the tailings is above T_{target} is an important component of cover performance that must be considered. Table 5.3 provides the number of days for which temperatures above 0 °C were observed under the

2-m cover. The 2-m cover exhibited temperatures above 0 °C for about 100 – 120 days throughout the monitoring period. Considering that oxidation processes are strictly active above 0 °C, these results suggest that oxidation occurs for approximately one third of the year.

Table 5.3: Comparison of the temperature at the tailings-cover interface with temperature criteria and resulting yearly oxygen flux under the 2-m cover.

Year	T_{target} (°C)	Days above T_{target}	Oxygen flux (mol/m^2/yr)
2014	0.0	110	0.9
	-0.5	142	1.1
2015	0.0	0	0.0
	-0.5	100	0.7
2016	0.0	113	0.8
	-0.5	144	1.0
2017	0.0	94	0.8
	-0.5	127	1.1
2018	0.0	123	0.9
	-0.5	134	1.0

The effect of temperature on the in situ tailings' oxygen flux is described well by Arrhenius' equation and the E_a determined by the analysis of the $K_r - T$ relationships (see Figure 5.12 and Boulanger-Martel, 2019 for details). For this reason, the total yearly oxygen consumption fluxes ($F_{O_2 total}$) were estimated by calculating the sum of the daily oxygen fluxes (F_j) based on the temperature at the tailings-cover interface at day j (T_j) and using Arrhenius' equation (Equation 5.3):

$$F_{O_2 total} = \sum_{j=1}^{m} F_j \quad with \quad F_j \begin{cases} 0 & if\ T_j < T_{target} \\ \dfrac{F_r}{EXP\left(\frac{Ea\left(T_r - T_j\right)}{RT_rT_j}\right)} & if\ T_j \geq T_{target} \end{cases} \qquad [5.3]$$

where m is the number of days in a year, and F_r and Tr are the reference oxygen flux, and temperature, respectively. For the purposes of this calculation, Arrhenius' equation parameters were based on the average temperature (T_r = 20.5 °C) and oxygen flux measured for the uncovered tailings (F_r = 47.4 mol.m^{-2}.yr^{-1}), as well as a E_a of 95 kJ.mol^{-1}.

The $F_{O_2 total}$ values for the 2-m cover are shown in Table 5.3 and demonstrate that, even if temperatures above 0 °C are observed for a certain period, the yearly oxygen fluxes are consistently

below 0.9 mol.m^{-2}.yr^{-1}. Thus, considering the 2 mol.m^{-2}.yr^{-1} threshold for efficient covers (e.g., Bussière, 1999; Nastev and Aubertin, 2000; Dagenais, 2005) and a T_{target} of 0 °C, the field performance of the 2-m cover is acceptable immediately after construction. In order to provide a more conservative assessment of the performance of the 2-m cover, additional yearly oxygen flux calculations were also made with a critical temperature of -0.5 °C. This supplemental analysis indicates yearly oxygen fluxes are inferior to 1.1 mol.m^{-2}.yr^{-1} and confirms that the 2-m cover should be effective, at least in the short-term, at limiting AMD generation. The 4-m cover did not show any period for which temperatures were above either temperature criteria.

5.6 Conclusion

To validate the insulation cover design concepts, two instrumented experimental cells made of NPAG waste rocks were constructed at Meadowbank mine (Nunavut, Canada). The covers were instrumented with temperature and unfrozen volumetric water content sensors to assess the thermal regime within cover materials. Monitoring results showed thermal behaviours typical of cover systems dominated by conductive heat transfers for which the tailings and the bottom 50 cm of cover materials are highly saturated and the top portion of the cover materials is well drained. Results also showed that the covers' insulating properties significantly influenced the tailings' temperature and that increasing the cover thickness provides an attenuation of the maximum and minimum temperatures at the tailings-cover interface. The K_r – T relationship measured in the laboratory indicated a reduction in K_r of 93 to 96% at 0 °C compared to the values measured at ambient temperature. Additionly, no significant reactivity was observed below 0 °C, indicating that a temperature of 0 °C should be adequate for the safe storage of the Meadowbank tailings. The maximum temperatures measured in the tailings over the monitoring period were between -0.1 and 1.2 °C for the 2-m cover and between -1.6 and -0.9 °C for the 4-m cover. The 2-m cover displayed temperatures at the tailings-cover interface above 0 °C between 94 to 124 days per year, suggesting that sulfide oxidation could occur periodically under this cover configuration. The 4-m cover showed temperatures continuously below the target temperature, suggesting a negligible oxidation potential of the covered tailings. Field oxygen consumption tests performed on the uncovered and covered tailings further confirmed that both cover configurations are effective at controlling sulfide oxidation. Ultimately, the calculated yearly oxygen consumption fluxes were less than the

maximum allowable oxygen flux of 2 $mol.m^{-2}.yr^{-1}$, suggesting an acceptable performance of both cover configurations during the testing period; this was also true when a more conservative target temperature of -0.5 °C was considered.

This study on the experimental cells built at Meadowbank mine was conducted over a 4.5-year period. The monitoring results obtained after the first year following construction should be representative of final cover conditions. The calculated total yearly oxygen consumption fluxes indicate that both cover configurations should be effective at limiting AMD generation in the years following 2018. Furthermore, the overall potential of AMD generation in the covered tailings should also be very limited because of the high saturation conditions that developed within the tailings and at the base of the cover configurations. This ensures that, even if higher temperatures were observed at the tailings-cover interface for an extended period, the tailings' potential for AMD generation would still be very low; these high saturation conditions correspond to those observed in tailings impoundments where the elevated water table technique is used to control AMD generation (Ethier et al. 2018).

Finally, this study did not assess the effects of tailings freeze back or climate change on the thermal behaviour of the cover configurations, although this could have significant impacts on the performance of the tested covers in the future. Additionally, the moisture conditions of the cover materials are expected to vary at the scale of the TSF principally due to landform design (i.e., slope aspect) and heterogeneities in the NPAG waste rocks' grain-size distribution, thus resulting in uncertainties with regard to actual field-scale performance. The impact of such parameters on cover performances should be assessed prior to final cover design; more details can be found in Boulanger-Martel (2019).

5.7 Acknowledgments

This study was funded by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC)-UQAT Industrial Research Chair on Mine Site Reclamation and by the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT-Polytechnique; http://www.irme.ca) and its industrial partners. The authors would like to acknowledge NSERC for its scholarship to the first

author. The authors also thank the Meadowbank mine geotechnical team for their collaboration and Gary Schudel for assistance with the manuscript.

References

Aachib, M., Mbonimpa, M., 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, 163-193.

Andersland, O.B., Ladanyi, B., 2004. Frozen ground engineering. John Wiley & Sons. ISBN: 978-0-471-61549-1.

ASTM, 2014. Standard Test Method for Determination of Thermal Conductivity of Soil and Soft Rock by Thermal Needle Probe Procedure (D5334). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D5334-14, www.astm.org.

ASTM, 2015. Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter (ASTM D5856-15). ASTM International, West Conshohocken, PA,. doi: 10.1520/D5856-15, www.astm.org.

ASTM, 2016. Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using a Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, and/or Centrifuge (D6836). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D6836-16, www.astm.org.

Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., 2002. Environment and Management of Mine Wastes. Presses internationales Polytechnique, Montréal, Québec, Canada.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R.P., Chouteau, M., 2005. Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

Awoh, A.S., Bruno, B., Batzenschlager, C., Boulanger-Martel, V., Lépine, T., Voyer, É., 2016. Design, construction and preliminary results of two insulation covers at the Meadowbank

mine. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, USA.

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., Johnson, D.B., 2014. 11.5 - The Geochemistry of Acid Mine Drainage. 2nd ed.. Elsevier, Oxford. volume 11. chapter 5. pp. 131. doi:10.1016/B978-0-08-095975-7.00905-0.

Boulanger-Martel, V., 2019. Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique. Ph.D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Boulanger-Martel, V., Poirier, A., Côté, J., Bussière, B., 2018a. Thermal conductivity of Meadowbank's mine waste rocks and tailings. 71th Canadian Geotechnical Conference, Edmonton, Alberta, Canada.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côte, J., 2018b. Évaluation de modes de restauration pour le parc à résidus miniers de la mine Meadowbank. Rouyn-Noranda 2018 Symposium on mines and the environment. Canadian Institut of Mining, Metallurgy and Petroleum, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph.D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada, p. 393.

Bussière, B., 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal 44, 1019-1052. doi: 10.1139T07-040.

Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2003. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal 40, 512-535. doi: 10.1139/t03-001.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. Environmental Geology 45, 609-622. doi: 10.1007/s00254-003-0919-6.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal 44, 245-265. doi: 10.1139/t06-120.

Côté, J., Grosjean, V., Konrad, J.-M., 2013. Thermal conductivity of bitumen concrete. Canadian Journal of Civil Engineering 40, 9. doi: 10.1139/cjce-2012-0159.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2005a. A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. Canadian Geotechnical Journal 42, 443-458. doi: 10.1139/t04-106.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2005b. Thermal conductivity of base-course materials. Canadian Geotechnical Journal 42, 61-78. doi: 10.1139/t04-081.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2007. Indirect methods to assess the solid particle thermal conductivity of Quebec marine clays. Canadian Geotechnical Journal 44, 1117-1127. doi: 10.1139/T07-049.

Côté, J., Konrad, J.-M., 2009. Assessment of structure effects on the thermal conductivity of two-phase porous geomaterials. International Journal of Heat and Mass Transfer 52, 796-804. doi: 10.1016/j.ijheatmasstransfer.2008.07.037.

Coulombe, V., 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux. M.Sc.A. thesis. Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, QC.

Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J., Garneau, P., 2012. Performance of insulation covers to control acid mine drainage in cold environment, 15 th International Conference on Cold Regions Engineering, Québec, Québec, Canada, p. 11.

Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J., Paradis, M., 2013. Field assessment of sulfide oxidation rates in cold environment: case study of Raglan Mine, Northern Latitudes Mining Reclamation Workshop and 38th Annual Meeting of the Canadian Land Reclamation Association, Whitehorse, Yukon, Canada, pp. 32 - 42.

Cumberland ressources Ltd., 2005. Meadowbank Gold Project, Baseline Physical Ecosystem Report.

Dagenais, A.-M., 2005. Techniques de contrôle du DMA basées sur les effets capillaires. Ph.D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A., 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. Minerals Engineering 21, 317-329. doi: 10.1016/j.mineng.2007.11.006.

Dobinski, W., 2011. Permafrost. Earth-Science Reviews 108, 158-169.

Elberling, B., 1998. Processes controlling oxygen uptake rates in frozen mine tailings in the Arctic, Ice in surface waters. A.A. Balkea, Rotterdam, Holland, pp. 183-188.

Elberling, B., 2001. Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. Water Resources Research 37, 99-107. doi: 10.1029/2000WR900259.

Elberling, B., 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. Cold Regions Science and Technology 41, 121-133. doi: 10.1016/j.coldregions.2004.09.004.

Elberling, B., Nicholson, R., Reardon, E., Tibble, R., 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. Canadian Geotechnical Journal 31, 375-383. doi: 10.1139/t94-045.

Elberling, B., Nicholson, R.V., 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. Water Resources Research 32, 1773-1784. doi: doi.org/10.1029/96WR00487.

Elberling, B., Schippers, A., Sand, W., 2000. Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. Journal of Contaminant Hydrology 41, 225-238. doi: 10.1016/S0169-7722(99)00085-6.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., Broda, S., 2018. In situ evaluation of performance of reclamation measures implemented on abandoned reactive tailings disposal site. Canadian Geotechnical Journal 55, 1742-1755. doi: 10.1139/cgj-2016-0699.

Fredlund, D.G., Xing, A., 1994. Equations for the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal 31, 521-532. doi: 10.1139/t94-061.

French, H.M., 2007. The Periglacial Environnement, Third Edition ed. John Wiley & Sons, Ltd.

Godwaldt, R., 2001. Acid Mine Drainage at Sub-Zero Temperatures, M.Sc.s thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada, p. 240.

Goodrich, L., 1982. The influence of snow cover on the ground thermal regime. Canadian geotechnical journal 19, 421-432. doi: 10.1139/t82-047.

INAP, 2003. Evaluation of the Long-Term Performance of dry cover Systems. International Network for Acid Prevention.

Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., Demers, I., 2017. Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. Geotechnical and Geological Engineering 35, 1199-1220. doi : 10.1007/s10706-017-0174-3.

Kyhn, C., Elberling, B., 2001. Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. Cold regions science and technology 32, 133-142. doi: 10.1016/S0165-232X(00)00024-0.

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 Pollution 230, 57. doi: 10.1007/s11270-019-4114-0.

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. Applied Geochemistry 57, 157-177. doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.01.009.

Lowson, R.T., 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. Chemical Reviews 82, 461-497.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B., 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Geotechnical Journal 40, 916-932. doi: 10.1139/t03-040.

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, 878-890. doi: 10.1139/t11-015.

Meldrum, J., Jamieson, H., Dyke, L., 2001. Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. Canadian Geotechnical Journal 38, 957-966. doi: 10.1139/t01-028.

MEND, 1991. Critical Literature Review of Acid Drainage from Waste Rock. Project 1.11.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 1996. Acid Mine Drainage in Permafrost Regions: Issues, Control Strategies and Research Requirements. Project 1.61.2. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2004. Covers for Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review, Report 1.61.4. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2006. Update on Cold Temperature Effects on Geochemical Weathering, Report 1.61.6. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2009. Mine Waste Covers in Cold Regions, Report 1.61.5a. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2010. Cold Regions Cover Research-Phase 2, Report 1.61.5b. Mine Environment Neutral Drainage (MEND), Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2011. Climate Change and Acid Rock Drainage - Risks for the Canadian Mining Sector, Report 1.61.7. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2012. Cold Regions Cover System Design Technical Guidance Document, Report 1.61.5c. Mine Environment Neutral Drainage (MEND), Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

Nastev, M., Aubertin, M., 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec, 53rd Canadian Geotechnical Conference and 1st joint IAHCNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Montreal, Quebec, Canada. pp. 311-318.

Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Reardon, E.J., 1988. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. Geochimica et Cosmochimica Acta 52, 1077-1085. doi: 10.1016/0016-7037(88)90262-1.

Nixon, J.F., McRoberts, E.C., 1973. A Study of Some Factors Affecting the Thawing of Frozen Soils. Canadian Geotechnical Journal 10, 439-452. doi: 10.1139/t73-037.

Nordstrom, D.K., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. Applied Geochemistry 57, 3-16. doi: j.apgeochem.2015.02.008.

Nyameogo, G.F.T., Mbonimpa, M., Bussière, B., Awoh, A.-S., 2018. Influence of frozen conditions on the oxygen diffusion coefficient in unsaturated porous materials. Acta Geotechnica. doi: 10.1007/s11440-018-0690-1.

O'Kane Consultants, 2015. TSF north cell closure design report – Construction plan. November 16. p. 57.

Osterkamp, T., Romanovsky, V., 1999. Evidence for warming and thawing of discontinuous permafrost in Alaska. Permafrost and Periglacial Processes 10, 17-37.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., 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 Pollution 213, 437-458. doi: 10.1007/s11270-010-0397-x.

Peregoedova, A., 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. M.Sc.A. thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Peregoedova, A., Aubertin, M., Bussière, B., 2013. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. 66th Canandian Geotechnical Conference, Montréal, Québec, Canada, p.8.

Peregoedova, A., Aubertin, M., Bussière, B., 2014. Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models, 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada, p. 8.

Rimstidt, J.D., Vaughan, D.J., 2003. Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. Geochimica et Cosmochimica Acta 67, 873-880. doi: 10.1016/S0016-7037(02)01165-1.

Rowe, R.K., Booker, J.R., 2004. POLLUTEv7 User's guide. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ontario, 174.

Sherlock, E., Lawrence, R., Poulin, R., 1995. On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. Environmental Geology 25, 43-54. doi: 10.1007/BF01061829.

Smith, M., Riseborough, D., 2002. Climate and the limits of permafrost: a zonal analysis. Permafrost and Periglacial Processes 13, 1-15. doi: 10.1002/ppp.410.

Smith, S.L., Lewkowicz, A.G., Burn, C.R., Allard, M., Throop, J., 2010. The thermal state of permafrost in Canada-Results from the International Polar Year, GEO2010, 63rd Canadian Geotechnical Conference and the 6th Canadian Permafrost Conference, Calgary, Alberta, Canada, pp. 1214-1221.

Smith, S.L., Riseborough, D.W., Ednie, M., Chartrand, J., 2013. A map and summary database of permafrost temperatures in Nunavut, Canada, p. 20.

Throop, J., Lewkowicz, A.G., Smith, S.L., 2012. Climate and ground temperature relations at sites across the continuous and discontinuous permafrost zones, northern Canada. Canadian Journal of Earth Sciences 49, 865-876. doi: 10.1139/e11-075.

Tibble, P., Nicholson, R., 1997. Oxygen consumption on sulphide tailings and tailings covers: measured rates and applications, Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, British-Columbia, Canada, pp. 647-661.

van Everdingen, R.O., 1998. Multi-Language Glossary of Permafrost and Related Ground-Ice Terms in Chinese, English, French, German, Icelandic, Italian, Norwegian, Polish,

Romanian, Russian, Spanish, and Swedish. International Permafrost Association, Terminology Working Group.

van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal 44, 892-898.

Wiersma, C. and Rimstidt, J. 1984. Rates of reaction of pyrite and marcasite with ferric iron at pH 2. Geochimica et Cosmochimica Acta, 48, 85-92. doi: 10.1016/0016-7037(84)90351-X.

Zhang, T., 2005. Influence of the seasonal snow cover on the ground thermal regime: An overview. Reviews of Geophysics 43. doi: 10.1029/2004RG000157.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: INSULATION COVERS WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS TO CONTROL SULFIDE OXIDATION IN THE ARCTIC

Ce chapitre consiste en un article qui a été soumis par Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. 2019 à la *Revue canadienne de géotechnique* en octobre 2019. Dans ce chapitre, un sommaire des méthodes de caractérisation des propriétés hydrogéologiques et liées à la diffusion de l'oxygène des stériles compactés est d'abord fourni. Ensuite, la construction, le suivi du comportement thermique et hydrogéologique, ainsi que l'évaluation de la performance de la cellule expérimentale de terrain CIEBC est présentée. Les résultats et conclusions de ce chapitre visent à compléter l'OS2 du projet de recherche. Les résultats complémentaires à ce chapitre sont fournis à l'annexe G.

Abstract

Insulation covers can be used for the reclamation of tailings storage facilities located in the Arctic. However, this approach can be vulnerable to changes in climatic conditions as its long-term performance is strictly based on controlling the temperature of tailings. A more robust alternative could be the use of insulation covers with capillary barrier effects because they control both the tailings temperature and oxygen flux. This study assesses the potential for an insulation cover with capillary barrier effects made of mining materials using laboratory tests and a field experimental cell. Material characterizations indicated that the fine compacted waste rock is a suitable material for constructing a moisture-retaining layer. A 2-m-thick field experimental cell was constructed in which temperatures and moisture conditions were monitored for 3.5 years. Results showed thaw depths reaching the reactive tailings and temperatures at the tailings-cover interface greater than 0 °C for 39 to 57 days each year. The average degree of saturation in the moisture-retaining layer was 84% when the temperatures at the tailings-cover interface exceeded 0 °C. Yearly oxygen fluxes passing through the moisture-retaining layer were calculated to be less than 2 mol/m^2/yr, thus confirming the effectiveness of the cover as an oxygen barrier.

Keywords: insulation covers with capillary barrier effects, acid mine drainage, waste rocks, tailings storage facility, cold regions.

6.1 Introduction

Reclaiming tailings storage facilities (TSFs) that contain acid-generating tailings requires the ability to contend with complex engineering, environmental, and social acceptability challenges. This is especially true for Arctic sites due in part to factors such as the presence of permafrost, remoteness, harsh climatic conditions, short summers, and climate change (Bussière and Haley 2010; Pearce et al. 2010). Thus far, the most documented approach used for the reclamation of Arctic TSFs is the insulation cover (e.g. Kyhn and Elberling 2001; Meldrum et al. 2001; MEND 2004; Coulombe 2012). This technique essentially seeks to integrate reactive mine tailings into the natural permafrost by placing a cover of non-reactive materials over the tailings. In doing so, the permafrost migrates upward into the tailings and the low temperatures slow sulfide oxidation kinetics and reduce contaminant migration (due to freezing) (MEND 1996; Elberling et al. 2000; Elberling 2005). When designing insulation covers, the thickness of the cover must be optimized to maintain the active layer (i.e. the layer of ground or rock that is subject to seasonal freezing and thawing; Dobinski 2011) within the non-reactive cover materials and ensure that the tailings remain below a target temperature (T_{target}) at which the oxidation of sulfide minerals is negligible.

Over the past century, the increase in air temperature in Canada was about double the global average increase in air temperature, with an even more pronounced increase in the North (NRTEE 2010). This trend is expected to continue, with air temperatures in the Canadian Arctic warming at up to three times the global rate (NRTEE 2010). Because the effectiveness of insulation covers is largely based on the temperature at the tailings-cover interface ($T_{interface}$), climate change represents one of the largest uncertainties in the long-term performance of insulation covers (MEND 2011, 2012; Government of Nunavut 2012; Boulanger-Martel 2019). Rising temperatures could mean that targeted temperatures are exceeded for a certain number of days, with the number of days above T_{target} increasing over time. This would result in the oxidation of sulfide minerals and the release of oxidation products into the receiving environment. Uncertainties related to the long-term performance of insulation covers with respect to climate change may jeopardize the full-scale applicability of this reclamation technique. Therefore, it is critical to adapt the design of insulation covers to control more than one key driver of acid generation (e.g. Kyhn and Elberling 2001; MEND 2012; Boulanger-Martel et al. 2016; Lessard et al. 2018).

Among presently used cover techniques, covers with capillary barrier effects (CCBEs) are proven to be a practical and efficient method to control oxygen migration and acid mine drainage (AMD) generation in temperate climates (e.g. Aubertin et al. 1995; O'kane et al. 1998; Ricard et al. 1999; Bussière et al. 2003, 2006, 2007, 2009; Maqsoud et al. 2010). CCBEs are typically constructed in two to five layers and rely on maintaining one layer at a high degree of saturation (S_r) in order to limit vertical oxygen fluxes from reaching reactive tailings. An oxygen barrier is created in a CCBE when a material with a high air-entry value (AEV; the moisture-retaining layer - MRL) is placed over a material with a lower AEV (the capillary break layer - CBL). Due to the contrast in the hydrogeological properties of the materials, capillary barrier effects occur at the interface between the materials, resulting in a high saturation in the moisture-retaining layer (e.g. Nicholson et al. 1989; Bussière et al. 2003, 2006, 2007). In fine-grained cover materials, the main mechanism responsible for oxygen transport is molecular diffusion (e.g. Collin 1987; Collin and Rasmuson 1988; Mbonimpa et al. 2003). Molecular diffusion is commonly described by Fick's laws which can be used to relate the diffusive flux of oxygen passing through a layer of unsaturated granular materials to its effective oxygen diffusion coefficient (D_e) and the oxygen concentration gradient. Because oxygen barrier covers like CCBEs aim to limit the oxygen flux reaching the reactive tailings, their performance mostly relies on their ability to maintain a high S_r in the moisture-retaining layer, because high saturations confer low D_e values (e.g. Bussière et al. 2003, 2006; Mbonimpa et al. 2003). Saturations greater than 85 – 90% in the MRL (i.e. $D_e < 1 \times 10^{-8}$ m^2/s) were shown to be effective at limiting oxygen migration through cover materials, thus controlling AMD generation (e.g. Yanful 1993; Aubertin et al. 1999).

One promising cover option for the reclamation of TSFs located in the Arctic is the use of an insulation cover with capillary barrier effects (ICCBE), which combines the oxygen limiting properties of a CCBE with the temperature lowering properties of an insulation cover (Boulanger-Martel et al. 2015, 2016; Lessard et al. 2018). Thus, the ICCBE concept seeks to control sulfide oxidation by: (1) reducing to the minimum the time period during which the tailings are above T_{target}, and (2) controlling oxygen fluxes during times when the tailings are potentially reactive (i.e. $T > T_{target}$). A schematic representation of the working principle of a three-layer ICCBE is shown in Figure 6.1. The protective layer, the moisture-retaining layer and the capillary break layer are referred to as the PL, MRL, and CBL, respectively. This new hybrid approach could be a robust

cover option in the face of progressive climate change. Recent laboratory studies have demonstrated that ICCBEs could be effective at controlling sulfide oxidation in the Arctic (Boulanger-Martel 2015; Boulanger-Martel et al. 2015, 2016; Lessard et al. 2018). However, the concept must still be validated under field conditions.

This article presents an in situ study conducted at Meadowbank mine (Nunavut, Canada) to assess the potential for an ICCBE to act as an efficient thermal and oxygen barrier for controlling sulfide oxidation. Because the availability of natural cover materials (especially the fine-grained materials typically required for the MRL) close to the construction site is often limited in Arctic regions, the tested ICCBE was constructed entirely with non-reactive waste rocks. This provides the added benefit of valorizing non-reactive mine wastes and potentially reducing construction costs. The first objective of this study was to characterize the main physical and hydrogeological properties of the cover materials and tailings. The characterizations were used to assess the potential for the non-reactive waste rocks to be used as ICCBE constituents. The second objective was to assess the thermo-hydrogeological behaviour and performance of an ICCBE field experimental cell with respect to sulfide oxidation rates over a 3.5-year-long testing period. Overall, this study presents new information on the effectiveness of this alternative technique that can be applied to other mine sites located in similar climatic contexts.

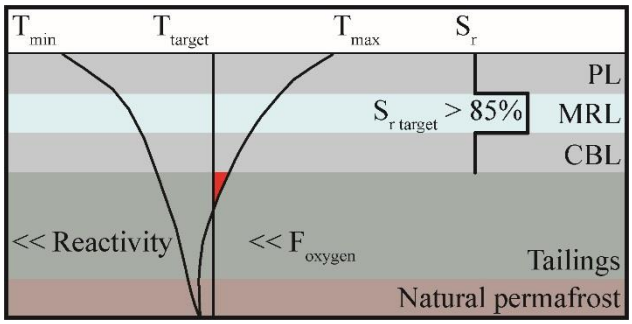


Figure 6.1: Schematic representation of an ICCBE.

6.1.1 Site description and materials

The Meadowbank gold mine (65°N, 96°W) is a property of Agnico Eagle Mines Ltd. (AEM) and is located approximately 70 km north of the community of Baker Lake in the Kivalliq region of

Nunavut, Canada. Meadowbank mine is located in a region of thick, continuous permafrost where conditions are representative of a subarctic climate.

Through their operations, the Meadowbank mine produces potentially acid-generating tailings that are disposed of as a slurry in a TSF. The tailings have average sulfur and carbon contents of 2.17% and 0.28%, respectively. This corresponds to a net neutralizing potential (NNP) of about -20 kg $CaCO_3$/t (Awoh et al. 2016; Boulanger-Martel 2019). Sulfur in the Meadowbank tailings mainly occurs in pyrite [FeS_2], whereas carbon is mainly present in dolomite [$CaMg(CO_3)_2$]. Field and laboratory work carried out by Boulanger-Martel (2019) and Boulanger-Martel et al. (2019) indicated that the reactivity of the tailings was negligible for temperatures below 0 °C. This temperature was therefore used as the T_{target} for the safe storage of the Meadowbank tailings. Meadowbank mine also produces a non-potentially acid-generating (NPAG) waste rock unit. This waste rock unit has an NNP of about 120 kg $CaCO_3$/t and is available in sufficient quantities to be used as a cover material (Awoh et al. 2016; Boulanger-Martel 2019).

The construction of an ICCBE requires the use of a fine-grained material for the MRL, however, natural materials are not readily available near Meadowbank mine. Field and laboratory studies indicate that the NPAG waste rock unit has a relatively low resistance to compaction; particles break and fine particles are generated after compaction (Boulanger-Martel et al. 2017; Boulanger-Martel 2019). Therefore, in this study, an ICCBE was constructed in which raw, non-compacted NPAG waste rock was used for the CBL and PL, and fine (mostly < 50 mm), compacted NPAG waste rock was used for the MRL. The NPAG waste rock used for the MRL was obtained from a production blast in which only the fine fraction of the NPAG waste rock was sampled.

6.2 Materials and Methods

6.2.1 Physical and hydrogeological characterizations

Detailed characterizations of the main physical and hydrogeological properties of the cover materials and tailings were performed. The grain size distribution (GSD) of the raw NPAG waste rock ranged from fine particles to blocks having diameters less than one meter. The GSD of the raw NPAG waste rock was provided by AEM and was determined using imagery-based particle size analyses that were performed using a rock fragmentation analysis software. However, because

of the limitations in terms of equipment size with respect to the materials' maximum particle diameter, most of the NPAG waste rocks' hydrogeological properties were assessed based on representative samples sieved at 50 mm. This approach is standard practice when determining the hydrogeological properties of waste rocks because it is generally the fine fraction that governs the hydrogeological behaviour of such materials (Aubertin et al. 2005; Hernandez 2007; Peregoedova 2012; Kalonji Kabambi et al. 2017). Characterization of the NPAG waste rocks' hydrogeological properties involved testing loose and compacted 0 – 50 mm NPAG waste rock samples. Tests performed on the loose 0 – 50 mm NPAG waste rock are representative of the raw NPAG waste rocks that constitute the CBL and PL, whereas the compacted 0 – 50 mm NPAG waste rock is representative of the materials comprising the MRL. The GSDs of the 50 mm-passing fractions were determined using mechanical sieving (ASTM D6913-17; ASTM 2017) for particles larger than 125 μm and laser diffraction for finer grain sizes (Merkus 2009). In order to characterize the compaction behaviour of the waste rocks, additional GSD analyses were performed after a modified Proctor compaction effort (ASTM D1557-12e1; ASTM 2012) and after most hydrogeological characterization tests performed on compacted waste rocks. The GSD of the tailings was determined solely using laser diffraction. The specific gravity (Gs) was determined for all materials following ASTM standard D5550-14 (ASTM 2014). Compaction tests were performed on the waste rocks using a modified method based on ASTM 1557-12e1 (ASTM 2012).

Saturated hydraulic conductivities (ksat) of the loose and compacted waste rocks were determined by performing constant (loose state) and falling (compacted state) head permeability tests in large (30 × 150 cm) HDPE columns using methods similar to ASTM D5856-15 (ASTM 2015) as described by Peregoedova et al. (2013) and Kalonji Kabambi et al. (2017). Three additional permeability tests were conducted in 23-cm-diameter moulds using method B of ASTM standard D5856-15 (ASTM 2015) on the 0 – 20 mm fraction of the compacted waste rocks to assess potential scale effects of the GSD on ksat. Two of these samples were also used to assess the effect of freeze-thaw cycles on ksat. Waste rock specimens were subjected to 25 three-dimensional freeze-thaw cycles. Freezing was performed in closed systems and achieved by placing the waste rocks in a conventional freezer set at -18 ± 2 °C for 24 hours. Closed-system freezing was used because little to no water is usually accessible to the MRL in effective CCBE or ICCBEs (Boulanger-Martel et al. 2014; Boulanger-Martel et al. 2016). Thawing was performed at room temperature (average ~

22 °C) for 24 hours. Method B of ASTM standard D5856-15 (ASTM 2015) was used to determine the ksat of the tailings.

The loose waste rocks' water retention curve was obtained through column drainage tests conducted following the method described by Peregoedova et al. (2014) and Kalonji Kabambi et al. (2017). Because the compacted waste rocks had large particle sizes and were expected to have a relatively high water retention capacity, a custom pressure extractor (Figure 6.2) was designed to test the water retention characteristics of materials with particle sizes less than 50 mm in the 0 – 1 bar pressure range. This method / apparatus is based on the axis translation principle and allows data to be obtained in the volumetric water content (θw) – suction domain by measuring a material's θw with calibrated dielectric sensors as a function of the applied chamber pressure. The pressure extractor was equipped with a 1 bar porous plate and a testing procedure similar to standard test methods B and C of ASTM D-6836-16 (ASTM 2016) was followed to obtain the water retention curve. In order to perform a drainage test, the waste rocks were first put in place at a gravimetric water content of ~ 6 – 7 % and compacted in the mold in five to seven lifts. During material placement, two GS3 soil moisture sensors (Meter Group, Inc.) were installed at elevations equal to 1/3 and 2/3 of the total sample height; these probes were connected to an EM50 data logger (Meter Group, Inc.). Next, the test sample was saturated using an external reservoir filled with de-aired water plugged into the drain at the base of the pressure extractor. Saturation was achieved through capillary forces; the water level within the external reservoir was increased by about 5 – 7 cm/day until saturation was achieved. Saturation was confirmed upon dismantlement by measuring the materials' gravimetric water contents and mass / volume ratios. Then, the pressure extractor was plugged to a pressure control system connected to a pressurized nitrogen tank. An outflow tube was also connected to the base of the apparatus to monitor the mass of water expelled during the drainage test. A suction (pressure) increment was initiated by increasing the pressure within the chamber and by measuring the evolution of θw through time. Each suction increment was completed when the θw readings were stable and no water was expelled through the drain for at least 48 hours. The water retention curve of the waste rocks was obtained by recording the θw at equilibrium at each of the suction increments. Method B of ASTM D-6836-16 (ASTM 2016) was used to determine the tailings' water retention curve. In this case, drainage tests were performed in standard Tempe Cells in which samples were placed in cylindrical molds with a

diameter of 8.6 and a height of 2.8 cm. More details on the test methods and apparatuses used to determine the hydrogeological properties of the loose and compacted waste rocks as well as the tailings are available in Boulanger-Martel (2019).

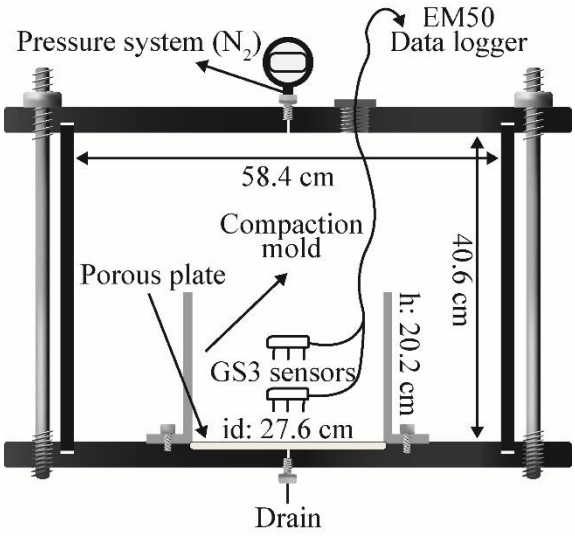


Figure 6.2: Large pressure extractor designed to determine the compacted waste rocks' water retention curve.

6.2.2 Laboratory oxygen diffusion tests

Because the effectiveness of ICCBEs is partially based on maintaining a high Sr and a low De in the moisture-retaining layer, knowing the De vs. Sr relationship is important for both design and performance assessment. For this reason, column diffusion tests, as described by Boulanger-Martel et al. (2015, 2016), were performed to assess the De of the compacted waste rocks in the high Sr range and at a temperature of 5 °C. Four oxygen diffusion tests were performed at a Sr of 76%, 83% (in duplicate) and 93%. Diffusion tests were performed in 75 cm high × 30 cm diameter HDPE columns (22.3 mm thick) that were set up in a temperature-controlled room. As shown in Figure 6.3, each column was equipped with three GS3 soil moisture sensors, a drain at the base, a purge valve at 0.23 m elevation, and an Apogee SO-110 oxygen sensor. From bottom to top, the columns consisted of 25 cm of low-AEV, non-reactive material that was placed at residual water content and used as a CBL, and 50 cm of compacted waste rocks (Figure 6.3). For each column, the waste rock sample was compacted at a water content required to reach the target Sr. The experimental

methods used herein are essentially the same as those for a single reservoir – constant source concentration diffusion test (Shackelford 1991), but were specifically adapted to determine the De of moisture-retaining layers made of materials with large maximum particle sizes. Briefly, the oxygen diffusion tests consisted of purging the CBL (low-AEV material) with nitrogen, then closing the base drain and the purge valve. This produces an oxygen concentration gradient between the ambient air and the interstitial gaseous oxygen concentration in the low-AEV materials, thus resulting in oxygen diffusion through the compacted waste rocks. The change in interstitial oxygen concentrations in the low-AEV material was monitored with an oxygen sensor over a period of seven days.

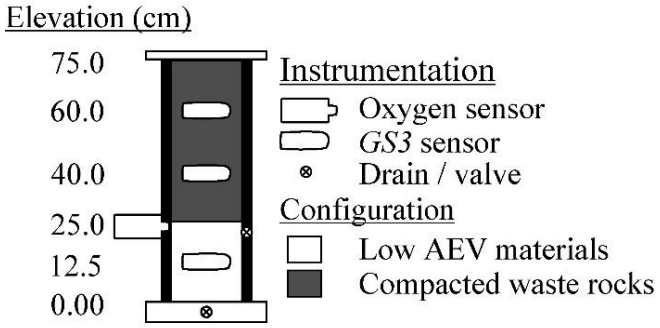


Figure 6.3: Oxygen diffusion test setup.

The D_e of the compacted waste rock layer was obtained numerically using POLLUTE v7 (Rowe and Booker 2004), as described by Boulanger-Martel et al. (2015, 2016). Numerical interpretations of the results were performed considering that the compacted waste rocks were non-reactive and uniformly saturated; thus, a single D_e value was computed for the compacted waste rocks in each column diffusion test. More details on the tests and interpretation methods can be found in Boulanger-Martel (2015, 2019) and Boulanger-Martel et al. (2015, 2016).

6.2.3 Design, instrumentation, and monitoring of the field experimental cell

To assess the potential of the conceptualized ICCBE to act as an efficient thermal and oxygen barrier, a field experimental cell was constructed. From bottom to top, the cover consisted of: a 1.0-m-thick capillary break layer made of loose waste rocks, a 0.5-m-thick moisture-retaining layer made of compacted waste rock, and a 0.5-m-thick protective layer made of loose waste rock (Figure 6.4). The surface of the cell was flat and had an area of ~ 100 m^2 (10 m × 10 m).

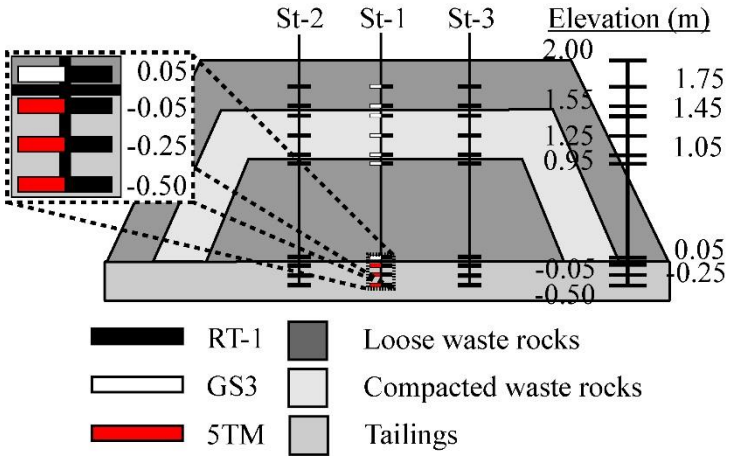


Figure 6.4: Design of the ICCBE field experimental cell.

The performance of insulation covers is often evaluated based on the temperatures observed within the cover materials, with special consideration to the evolution of the $T_{interface}$ with respect to the T_{target} (e.g. Kyhn and Elberling 2001; Coulombe 2012; Coulombe et al. 2012). In contrast, for conventional CCBEs, performance assessments are often based on the hydrogeological behaviour of the cover materials, particularly that of the MRL (e.g. Bussière et al. 2003, 2006, 2007; Dagenais et al. 2005). Therefore, the instrumentation required to conduct a performance assessment based on both temperature profiles and unfrozen volumetric water content (θ_u) profiles were included in the ICCBE experimental cell. Accordingly, the ICCBE field experimental cell was equipped with three monitoring stations (St-1, St-2, and St-3) at which θ_u (St-1 only) and temperatures (all stations) were recorded continuously at depths ranging from 0.25 m below the surface (elevation 1.75 m) to 0.50 m within the tailings (Figure 6.4). The side stations (St-2 and St-3) were only equipped to record temperature; this configuration was intended to assess potential side effects. *5TM* and *GS3* sensors (*Meter Group, Inc*.) were used to monitor θ_u and temperatures in the tailings and the waste rocks, respectively. The *5TM* and *GS3* sensors' specific material calibration curves were obtained in the laboratory for signal interpretation and are available in Boulanger-Martel (2019). The soil moisture sensors' specific calibrations yielded an accuracy of approximately 0.02 m^3/m^3. Temperatures were monitored at all stations using *RT-1* sensors, and data were recorded with *EM50* data loggers (*Meter Group, Inc*.) every 6 hours. Monitoring extended over a 3.5-year period from June 2015 to December 2018.

The climatic data monitored at Meadowbank airport facilities were also available during the entire monitored period. Meadowbank airport is located at the mine site, therefore, it provides local climatic conditions. The climatic data used in this study are the average daily temperatures and the daily rainfall and snowfall.

6.2.4 Experimental cell construction

A temporary insulation cover made of a 1- to 2-m-thick layer of loose waste rocks was installed in early spring 2015 in order to avoid thawing of the tailings prior to the construction of the ICCBE in June. The cell was constructed over about 15 m of tailings. At the beginning of construction, the temporary insulation cover was levelled in order to reach the 1.0 m thickness required for the CBL, additionally, the sides were sloped with a hydraulic excavator to obtain the desired size and geometry (Figure 6.5A).

Sensors were installed on vertical supports (ABS pipes) prior to being placed in the field. This setup (referred to herein as a probe tree) allows for all of the cables to be relayed to the surface without sustaining damage during construction. At St-1, one probe tree was equipped with seven *GS3* sensors and three *5TM* sensors and a second probe tree was equipped with ten *RT-1* sensors. The probe trees at St-2 and St-3 were only equipped with ten *RT-1* sensors. All *RT-1* sensors were attached directly on the vertical supports (Figure 6.5B), whereas the *GS3* and *5TM* sensors were hung to facilitate their placement into the materials upon construction (Figure 6.5C). Weatherproof protection cases were installed at the surface end of the probe trees to protect the data loggers.

Prior to setting up the instrumentation, one 10-m-long trench (reaching the frozen tailings) was excavated in the CBL where the monitoring stations were to be installed. At each station, 50-cm-deep holes were excavated in the tailings with a jackhammer in order to install the sensors and the probe trees in the tailings (Figure 6.5D). The sensors and the probe trees were held in place by backfilling the holes with unfrozen tailings collected from the TSF close to the cell. Then, the trench dug in the CBL was gradually backfilled with waste rocks and the sensors located in the CBL were carefully placed at the right elevation (Figure 6.5E) during backfilling. Once an elevation of 1.0 m was reached, the CBL was leveled for a final time to obtain the desired profile.



Figure 6.5: (A) Temporary insulation cover and capillary break layer shaping, (B and C) probe tree setup, (D and E) field installation methods, (F and G) construction and compaction of the MRL, (H) cover construction, and (I) final cover profile.

Next, the MRL was put in place in two 25-cm-thick lifts. For each lift, materials were placed by a hydraulic excavator, then compacted. The material's average gravimetric water content was 3.9%. Compaction of the cell's flat portion was achieved using a vibratory plate compactor (Figure 6.5F). The side slopes were compacted with the hydraulic excavator by hammering the materials with the

bucket (Figure 6.5G). Before the placement of the PL, in situ density tests were performed to evaluate the MRL material's properties. Density measurements were taken at three locations following the water replacement method as described by ASTM D5030-13a (ASTM 2013).

Finally, the 0.5-m-thick loose waste rock PL was placed on top of the MRL and the slope profile was completed (Figure 6.5H). The data loggers were connected to the sensors and securely fixed in the weatherproof cases. The final profile of the ICCBE field experimental cell is shown in Figure 6.5I.

In August 2018, a portion of the PL was excavated in order to reach the MRL. This dismantlement was performed so that two additional density (ASTM D5030-13a) and in situ moisture content measurements could be conducted. These additional results were used to further confirm the monitoring results.

6.3 Material characterization results and analysis

6.3.1 Physical and hydrogeological properties

Grain-size distributions measured for the 0 – 50 mm fraction of the waste rocks before and after compaction are shown in Figure 6.6. The results indicate that the compaction of the waste rocks generated finer materials. The range of GSDs presented for the non-compacted waste rocks accurately represents the materials that were used for the construction of the MRL in the field experimental cell. Typical GSDs obtained for the raw waste rocks (used for constructing the CBL and PL in the experimental cell) and the tailings are also shown in Figure 6.6. G_s of 2.90 and 3.02 were measured for the waste rocks and the tailings, respectively. Compaction tests yielded an average gravimetric water content, dry density, and porosity (n) at the optimum of 2.78%, 2.54 g/cm^3 and 0.12, respectively. Under these conditions, the S_r value at the optimum is of 57 %.

A summary of the main hydrogeological properties that were determined is provided in Table 1. The results of the drainage tests performed on the loose and compacted waste rocks and the tailings are also shown in Figure 6.7. The raw test results obtained for the loose waste rocks and the tailings were fitted using the van Genuchten (1980) model. For the compacted waste rocks, the complete

water retention curve was predicted using the Modified Kovacs model adapted for waste rocks based on the samples' GSD and *n*, as described by Peregoedova et al. (2014).

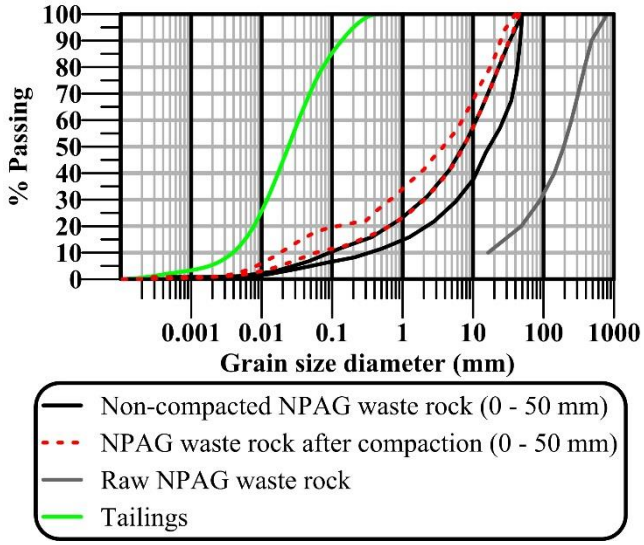


Figure 6.6: Range of GSDs for the 0 – 50 mm fraction of the waste rocks before and after compaction, and typical GSD of the raw waste rocks and tailings.

Table 6.1: Summary of the hydrogeological properties.

Properties	NPAG waste rock			Tailings
	Loose	Compacted 0 – 50 mm	Compacted 0 – 20 mm	
Typical range of n	0.35 – 0.40	0.15 – 0.20	0.15 – 0.20	0.40 – 0.45
k_{sat} (cm/s)	1.5×10^{-1}	1.2×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.4×10^{-5}
k_{sat} at cycle 25 (cm/s)	–	–	$< 3.0 \times 10^{-5}$	–
Water retention curve				
θ_{sat} (m^3/m^3)	0.38	0.19	–	0.41
AEV (kPa)	0.2	25 – 30	–	30
ψ_r (kPa)	12.5	–	–	500
θ_r (m^3/m^3)	0.02	–	–	0.03

The hydrogeological properties measured for the loose waste rocks are typical in that they displayed high k_{sat} values and low water retention capacities (e.g. Peregoedova et al. 2013, 2014; Kalonji Kabambi et al. 2017; Larochelle et al. 2019). In the loose state, the waste rocks' k_{sat} was 1.5×10^{-1} cm/s. The loose waste rocks' AEV was ~ 0.2 kPa and the residual water content (θ_r) was 0.02 m^3/m^3 at a suction (ψ_r) of 12.5 kPa. The AEV, θ_r, and ψ_r values were determined by the graphical tangent method (e.g. Fredlund and Xing, 1994). In contrast, the k_{sat} of the compacted

waste rocks decreased by four orders of magnitude (1.2×10^{-5} cm/s) and the AEV increased to 25 – 30 kPa. k_{sat} values were obtained for samples within the typical range of n reported in Table 1 and the water retention curves were obtained at average volumetric water contents at saturation (θ_{sat}) of 0.38 and 0.19 for the loose and compacted waste rocks, respectively. The decrease in k_{sat} and increase in the water retention capacities of the waste rock is mostly attributed to the combined effects of: (*i*) the reduction in porosity, (*ii*) the breakage of the particles, (*iii*) the arrangement of the coarser (flat) particles through the finer-grained matrix, and (*iv*) flow direction perpendicular to the compacted layers, which all contribute to reducing the effective pore diameter and increasing the tortuosity of the pore space (Boulanger-Martel 2019). In addition, similar k_{sat} were measured for the 0 – 50 and 0 – 20 mm fractions of the compacted waste rocks, suggesting that the hydrogeological properties of the compacted waste rocks are mostly controlled by the fine fraction and the porosity. Feeze-thaw permeability tests also showed no significant changes in k_{sat} (maximum increase shown in Table 1) with increasing freeze-thaw cycles (see Boulanger-Martel 2019 for details), indicating that the hydrogeological properties of the compacted waste rocks should be stable through time. The tailings showed typical k_{sat} (1.4×10^{-5} cm/s) and water retention characteristics for hard rock mine tailings (Bussière 2007) with an AEV of about 30 kPa and ψ_r of about 500 kPa.

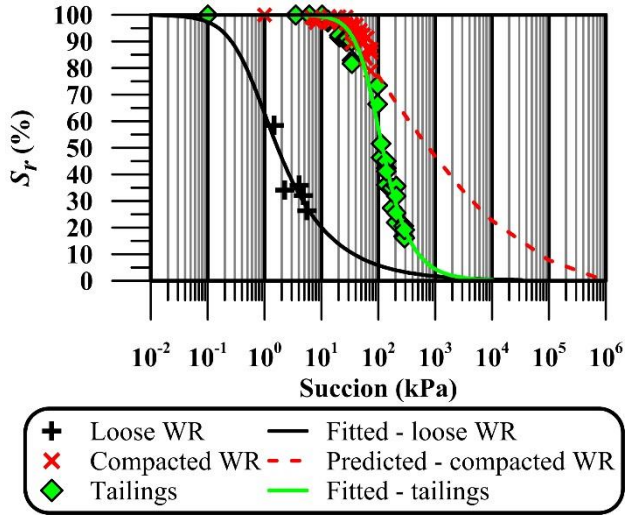


Figure 6.7: Experimental, fitted, and predicted water retention curves obtained for the loose and compacted waste rocks (WR) and the tailings.

In a typical CCBE, increasing the contrast in the hydrogeological properties between the CBL and the MRL results in decreases in the moisture transfer between the two layers (Morel-Seytoux 1992). In general, effective capillary barrier effects are observed when the AEV of the MRL is greater than the ψ_r of the CBL, and when the difference in the k_{sat} of the two layers is greater than three orders of magnitude (e.g. Bussière 1999; Aubertin et al. 2015, 2016). Such a contrast is observed between the loose and compacted waste rock, and thus the desired capillary barrier effects should occur between the two materials. As a result, high S_r values were expected to develop and be maintained in the MRL.

6.3.2 Oxygen diffusion in compacted waste rocks

The measured and modeled oxygen concentrations obtained for the tests performed at S_r values of 76% (test No. 1), 83% (tests No. 2 and 3) and 93% (test No. 4) over the 7-day testing period are shown in Figure 6.8A. For all tests, the oxygen concentrations measured over time were represented well by the POLLUTE model, which allowed for reliable estimations of the D_e of the compacted waste rocks at various S_r (Figure 6.8B). Under the studied conditions, D_e varied from 2×10^{-8} to 6×10^{-10} m^2/s.

To validate the laboratory oxygen diffusion tests, the D_e values obtained for the waste rocks were compared to Aachib et al.'s (2004) semi-empirical model. The Aachib et al. (2004) model is often used to predict the D_e of unsaturated porous media (e.g. Gosselin 2007; Demers et al. 2009; Boulanger-Martel 2015; Nyameogo et al. 2018). D_e can be calculated based on the moisture and density conditions as described by Equation 6.1:

$$D_e = \frac{1}{n^2}\left(D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}\right) \quad [6.1]$$

where D_a^0 (1.85×10^{-5} m^2/s at 5 °C) and D_w^0 (1.31×10^{-9} m^2/s at 5 °C) are the free oxygen diffusion coefficients in air and in water, respectively; θ_a is the volumetric air content (=n-θ_w); H is the dimensionless Henry's constant (~ 0.04 at 5 °C) and p_a and p_w are parameters related to the tortuosity of the air and water phases, respectively, expressed as (Aachib et al. 2004):

$$p_a = 1.201\theta_a^3 - 1.515\theta_a^2 + 0.987\theta_a + 3.119 \quad [6.2]$$

$$p_w = 1.201\theta_w^3 - 1.515\theta_w^2 + 0.987\theta_w + 3.119 \quad [6.3]$$

Tests No. 3 and 4 yielded D_e values close to those predicted by the semi-empirical model; however, tests No. 1 and 2 yielded D_e values that were lower than predicted and lower than those obtained from tests No. 3 and 4. The behaviour observed for tests No. 1 and 2 can be explained by the fact that a ± 5-cm-thick layer of more compact and saturated material was created at the base of the MRL due to compaction. This layer of saturated material further limited oxygen transfer during oxygen diffusion tests 1 and 2, resulting in lower D_e values with respect to the S_r measured by the soil moisture sensors.

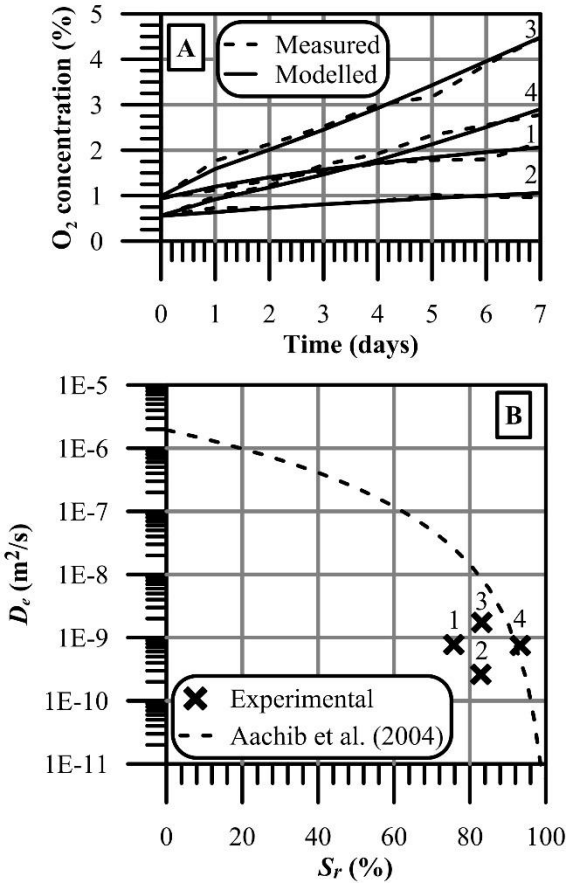


Figure 6.8: (A) Measured and modeled oxygen concentrations over time, and (B) associated D_e values compared to the Aachib et al. (2004) model for all tests.

The design criterion of CCBEs with configurations similar to the tested ICCBE is typically on the order of 1×10^{-8} m^2/s (Ricard et al. 1997; Bussière 1999), which means that a degree of saturation in the MRL greater than 85% would be effective at limiting oxygen fluxes reaching the tailings.

6.4 Thermo-hydrogeological behaviour of the field experimental cell

6.4.1 Climatic conditions

The daily average air temperature, snowfall, and rainfall measured from June 2015 to December 2018 at Meadowbank airport are shown in Figure 6.9. The air temperature evolved in a similar manner throughout the monitoring period and showed a mean annual air temperature (MAAT) of -11.2 °C. The lowest daily temperatures were around -40 °C and were recorded during January and February. The maximum daily temperatures were observed in late July to early August and were around 20 °C. Total annual air thawing indexes (I_{at}) were calculated by a summation of the positive daily air temperatures recorded during each monitoring year (Van Everdingen 1998). I_{at} reached 925, 1074, 1134, and 872 °C-days in 2015, 2016, 2017, and 2018, respectively. Precipitation occurred mostly as snow from October to May and as rain from June to September. Cumulative rainfall reached 151, 165, 141, and 72 mm in 2015, 2016, 2017, and 2018, respectively; this represented 45 to 55% of total precipitation. The average annual precipitation over the 2015 to 2018 period was 266 mm of water, including both snow and rain.

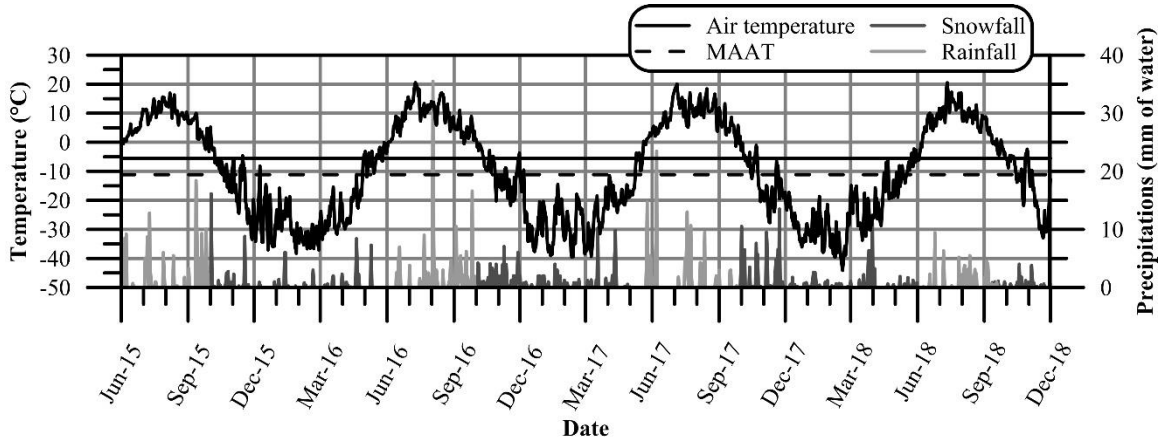


Figure 6.9: Evolution of the air temperature and precipitation over the monitored period.

6.4.2 Sub-surface temperatures

The evolution of the internal temperatures monitored at St-1 with the *RT-1* and *GS3* sensors and at St-2 and St-3 with the *RT-1* sensors showed similar behaviours throughout the monitored period (refer to Boulanger-Martel 2019 for details). This suggests that heat transfer is mainly a one-

dimensional processes occurring mostly in the vertical direction. Accordingly, the thermal behaviour of the ICCBE field experimental cell was assessed based on the temperature distributions recorded by the *RT-1* temperature sensors installed at St-1 (Figure 6.10).

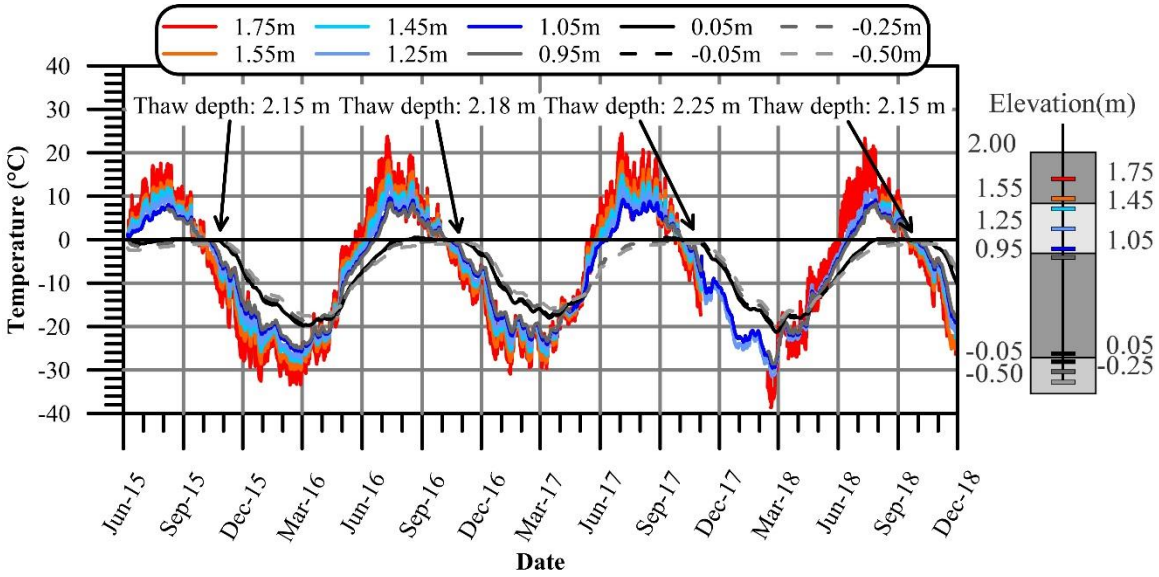


Figure 6.10: Evolution of internal temperatures measured in the ICCBE cell at St-1.

Figure 6.10 shows that at elevation 1.75 m (0.25 m under cover's surface), temperatures were higher during summer and lower during winter with respect to lower elevations. Maximum temperatures of 20 – 25 °C were measured during July / August, whereas minimum temperatures of -30 – -40 °C were observed from January through March. Under the covered tailings, maximum and minimum temperatures were rather observed in September / October and March, respectively. The maximum temperatures observed in the tailings were close to 0 °C at elevation -0.05 and about 1 °C colder at elevation -0.50 m. The minimum temperatures observed in the tailings varied slightly from year to year but were generally around -20 °C at elevation -0.05 m and slightly warmer for the deepest sensor (about 2 °C warmer at elevation -0.50 m). The thermal behaviour of the tested ICCBE is very typical of heat conduction-dominated insulation covers (e.g. Kyhn and Elberling 2001; Coulombe 2012). In such covers, the range between the maximum and minimum temperatures decreases with increasing depth and there is generally an offset with depth in terms of the period of the year when the maximum and minimum temperatures are reached. Yearly temperature variations greater than 50 °C were observed for the shallower sensors, while deeper

sensors varied by less than 20 °C. Increasing depth also shifts the period of the year when the maximum and minimum temperatures are reached to later in the year.

Based on the temperature monitoring results presented in Figure 6.10, the thaw depths (or thickness of the active layer) observed from 2015 to 2018 were estimated based on a 0 °C freezing temperature and assuming a linear distribution of temperature between sensors. The thaw depths were of 2.15, 2.18, 2.25, and 2.15 m in 2015, 2016, 2017, and 2018, respectively. Deeper thaw depths occurred during the warmer summers (2016 and 2017) whereas the shallower thaw depths were observed during the colder summers (2015 and 2018). The thaw depths also indicate that, during the monitored period, the active layer reached 15 to 25 cm into the tailings. As a consequence, the tailings under the ICCBE in the experimental cell experienced temperatures above 0 °C during the warmer months of each year.

6.4.3 Evolution of moisture conditions

The evolution of θ_u over time in the CBL (at elevation 0.95 m), MRL (at elevations 1.05, 1.25 and 1.45 m), and PL (at elevation 1.55 m) is shown in Figure 6.11 along with daily rainfall. The θ_u values presented in Figure 6.11 for the sensors located in the MRL represent average values of θ_u measured by the two soil moisture sensors placed at each elevation. Missing data in Figure 6.11 are attributed to the failure of two data loggers during summer 2017.

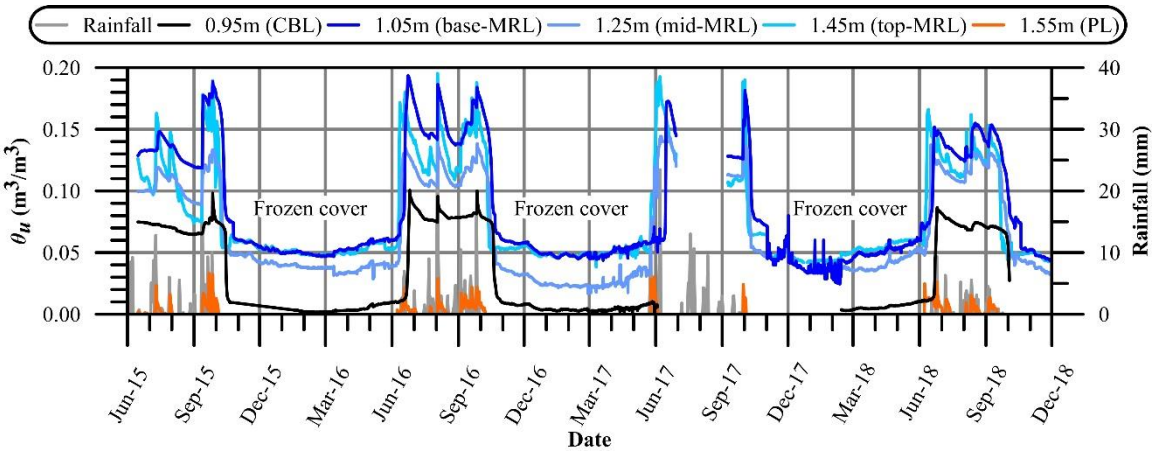


Figure 6.11: Rainfall and average unfrozen volumetric water contents measured at selected elevations.

The evolution of the moisture conditions in the ICCBE experimental cell demonstrates that capillary barrier effects are present between the CBL and MRL. High-moisture conditions were observed in the MRL, whereas low-moisture conditions were observed in the CBL. All sensors were noted as having a good response to infiltration events. The rapid drop in θ_u observed during the winter months for all cover layers was due to freezing because the sensors only measure the unfrozen volumetric water content.

Data from the sensor at elevation 1.55 m indicate that the θ_u in the PL increased slightly during precipitation events but drained rapidly once precipitation ceased. A similar behaviour was observed in the CBL (elevation 0.95 m). For the PL and CBL, variations in θ_u were within 0.05 m^3/m^3. Considering that the porosity of the raw waste rocks was in the range of 0.35 – 0.40, the θ_u values recorded for these layers (< 0.05 – 0.10 m^3/m^3) represent S_r values < 15 – 25 %. Such saturation conditions are within expected values for the capillary break and protective layers in effective CCBEs (e.g. Yanful 1993; Bussière et al. 2006, 2007; Kalonji Kabambi et al. 2017; Larochelle et al. 2019).

The MRL showed an overall increase in θ_u due to infiltration events, which were followed by drainage periods (in between two precipitation events). Maximum θ_u values of 0.19, 0.14, and 0.19 were recorded for the sensors located at 1.05 m, 1.25 m and 1.45 m, respectively. In 2018, maximum θ_u, values were lower than in previous years mostly because approximately half as much precipitation observed from 2015 to 2017 occurred in 2018. During drainage phases, the top part of the MRL (1.45 m) experienced more variation in θ_u ($\Delta \approx 0.08$ m^3/m^3 in 2016) compared to the bottom part (1.05 m and 1.25 m; $\Delta < 0.05$ m^3/m^3 and $\Delta < 0.03$ m^3/m^3, respectively, in 2016).

Dry density measurements performed in the MRL during construction and in the summer of 2018 showed that the compacted waste rocks were at dry densities varying from 2.27 to 2.52 g/cm^3, which, taking into account the waste rocks' G_s of 2.90, corresponds to an in situ porosity ranging from 0.13 to 0.22 (average of 0.17). Accordingly, θ_u measurements suggest that high-saturation conditions were attained in the MRL. The θ_u measured by the two sensors located in the lower part of the MRL (elevations 1.05 m and 1.25 m) correspond to variations in S_r ranging from about 75 to 100 %, whereas the S_r in the top varied from 65 to 100 %. Overall, the moisture conditions observed within the tested ICCBE are representative of effective CCBEs, which are characterized by high S_r

values in the MRL and low S_r values in the PL and CBL (e.g. Nicholson et al. 1989; Bussière et al. 2003, 2006, 2007).

6.5 Discussion on cover performance

6.5.1 ICCBE cover performance to control sulfide oxidation

The thermal performance of insulation covers is usually evaluated by comparing the maximum tailings' temperature with the T_{target} (Kyhn and Elberling 2001; MEND 2004; Coulombe 2012). In this study, $T_{interface}$ was calculated by averaging the temperatures measured at elevations 0.05 m and -0.05 m. $T_{interface}$ is plotted as a function of time in Figure 6.12 and compared to the Meadowbank's tailings T_{target} of 0 °C (dashed red line). Results show that the maximum $T_{interface}$ values in 2015, 2016, 2017, and 2018 were 0.15 °C, 0.37 °C, 0.65 °C, and 0.13 °C, respectively. $T_{interface}$ was above T_{target} for 39 to 57 days, depending on the year. Similarly to the thaw depths, years with warmer summers resulted in the tailings being at temperatures above 0 °C for a longer period than for years with colder summers.

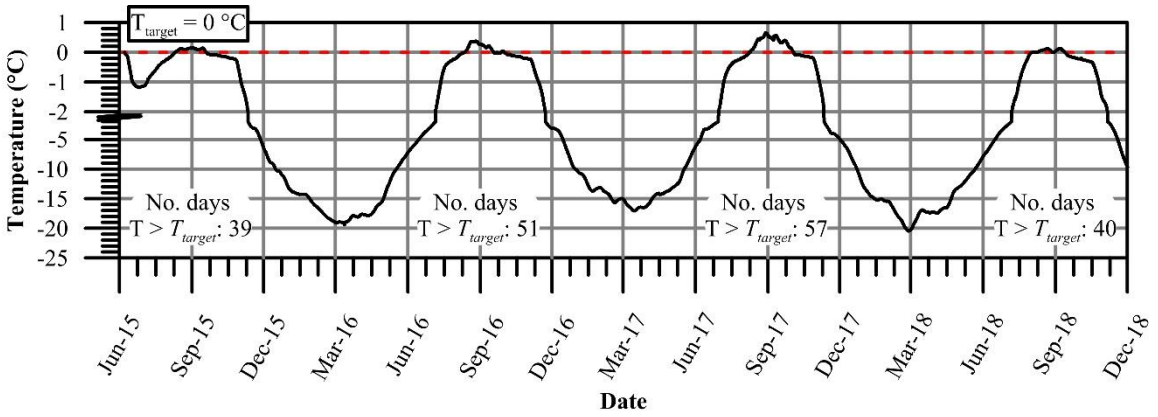


Figure 6.12: Evolution of $T_{interface}$ and the number of days above T_{target}.

During the period of the year when the tailings are below T_{target}, oxidation reactions are mostly controlled by the low temperature of the tailings. The evolution of $T_{interface}$ indicates that, in the short term, the tested ICCBE configuration is not thick enough to maintain the tailings below T_{target} year-round. Therefore, if only temperature is considered, some oxidation could occur during the days for which $T_{interface}$ was greater than 0 °C. However, in this case, when the temperature of the

tailings becomes greater than 0 °C, the ICCBE's MRL could overcome the increase in the tailings' reactivity by limiting oxygen fluxes passing through the cover.

In order to adequately assess the performance of the cover system with respect to limiting oxygen ingress, the saturation conditions within the MRL were examined for the periods when $T_{interface}$ was above T_{target}. The evolution of $T_{interface}$ and the S_r within the MRL is shown in Figure 6.13 for the periods when $T_{interface}$ exceeded T_{target}. Results indicate that the S_r measured at all elevations within the MRL behaved in a similar manner. In summer 2016, S_r varied through time, with average S_r values of 87%, 85%, and 81% for the sensors at elevations 1.05 m, 1.25 m, and 1.45 m, respectively. In summer 2018, average S_r values of 82%, 91%, and 78% were measured for the same sensors. Overall, these S_r values average to approximately 84% in 2016 and 2018. Considering the precision of the GS3 sensors, this suggests that the S_r is acceptable with respect to the criterion suggesting that effective CCBEs should have a target S_r of at least 85 % (e.g. Yanful 1993; Aubertin et al. 1999; Boulanger-Martel et al. 2016; Lessard et al. 2018).

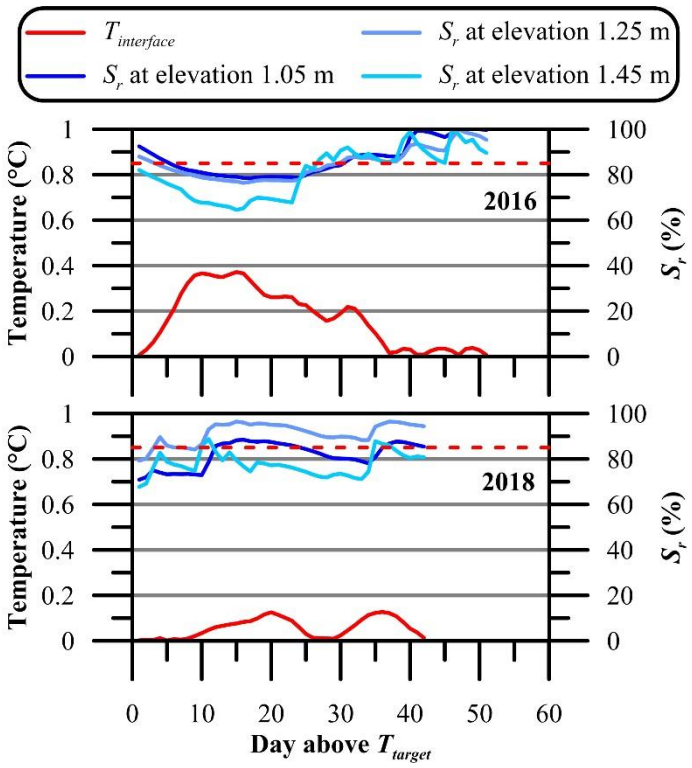


Figure 6.13: Evolution of $T_{interface}$ and S_r during the period when $T_{interface}$ exceeded T_{target} in 2016 and 2018.

The obtained results can also be used to determine the oxygen fluxes passing through cover to assess the overall cover performance. The diffusive oxygen flux passing through the MRL of oxygen barriers is often estimated using an adapted version of Fick's first law for steady-state conditions as described by Equation 6.4 (e.g. Mbonimpa et al. 2003):

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \quad [6.4]$$

where $F_{s,L}$ is the diffusive oxygen flux at the base of the MRL, C_0 is the oxygen concentration at the surface of the MRL, and L is the thickness of the MRL.

As described above, the D_e of the waste rocks is easily estimated based on n and S_r using the Aachib et al. (2004) model. Equation 6.4 assumes that D_e is independent of time and depth. Because S_r (and D_e) varied through time and space during the periods of interest (when $T_{interface} > T_{target}$), the total yearly diffusive oxygen flux ($F_{s,L\ total}$) passing through the MRL in 2016 and 2018 was quantified instead by calculating the sum of the daily oxygen fluxes ($F_{s,L,j}$), as described in its general form by Equation 6.5:

$$F_{s,L\ total} = \sum_{j=1}^{m} F_{s,L,j} \quad with \quad F_{s,L,j} \begin{cases} 0 & if\ T_j < T_{target} \\ \frac{C_0 D_{e,j}}{L} & if\ T_j \geq T_{target} \end{cases} \quad [6.5]$$

where m is the number of days in a year, T_j and $D_{e,j}$ are $T_{interface}$ and the average D_e of the MRL at day j, respectively. $D_{e,j}$ was estimated based on the average S_r of the MRL at day j. This approach provided a conservative estimation of the D_e in the MRL.

Considering the moisture conditions shown in Figure 6.13 and an in situ porosity of 0.17, Equation 6.5 yielded an $F_{s,L\ total}$ of 1.0 and 0.7 mol O_2/m^2 in 2016 and 2018, respectively. In a temperate climate, effective CCBEs typically seek to reduce oxygen fluxes to less than 2 mol/m^2/year (Bussière 1999; Nastev and Aubertin 2000). Therefore, the calculated $F_{s,L\ total}$ values suggest that the Meadowbank ICCBE is effective at limiting oxygen ingress through the MRL. Note that Equation 6.5 (and 6.4) assumes a rapid and complete consumption of oxygen by the reactive tailings ($C_{z=L}$=0). However, in reality, such conditions are unlikely to occur because the reactivity of Meadowbank's tailings is still low at positive temperatures close to 0 °C (Boulanger-Martel 2019). As a result, the oxygen gradient is expected to be less significant, thus resulting in even lower $F_{s,L\ total}$ values.

Notwithstanding the saturation distribution observed in the ICCBE and based on the waste rocks' water retention curve determined in the laboratory, slightly higher and more temporally stable saturation conditions were expected to have developed within the MRL. Efficient CCBEs with MRLs made of materials with similar AEVs as the Meadowbank waste rocks and built on flat surfaces typically show S_r values greater than 85 - 90% (e.g. Dagenais et al. 2001; Dagenais 2005; Bussière et al. 2006). Such differences could be attributed to the fact that in the laboratory, the water retention curve was obtained on materials for which density was controlled better than for the waste rocks used for the construction of the ICCBE's MRL. In the laboratory, samples were compacted with the energy required to reach the desired porosity, whereas in the field, compaction was not rigorously controlled during the construction of the MRL. Furthermore, the energy of compaction close to probe trees was limited in order to avoid damaging the sensors. These procedures could have resulted in lower densities for the materials in the field with respect to laboratory conditions (especially close to the sensors) and could have slightly impacted the water retention capacities of the materials. Another factor that could have affected the water retention capacity of the compacted waste rocks in the field is the S_r of compaction. Non-plastic fine-grained materials compacted at an initial S_r higher than the S_r at the optimum were reported to show more homogeneous pore structures. This resulted in significantly lower k_{sat} values and higher water retention capacities than the materials compacted at S_r values close to or drier than those at the optimum (e.g. Delage et al. 1996; Watabe et al. 2000). In the laboratory, samples were compacted to a S_r close to 100%, whereas in the field, the MRL was compacted to a S_r similar to the S_r at the optimum (55 %). Therefore, the lower S_r of compaction observed in the field could have yielded a more aggregated pore structure and negatively impacted the water retention capacity of the MRL.

6.5.2 Impact of ICCBE on oxygen flux

Oxygen flux calculations were performed to validate the applicability of the ICCBE concept to other mine sites located in similar climatic conditions and quantify the impact of the ICCBE on oxygen fluxes. These calculations considered both the diffusive oxygen flux passing through the MRL and the temperature-dependent oxygen flux related to the oxidation of sulfide minerals (or reactivity). Daily reactivity-related oxygen fluxes ($F_{O_2 T_j}$) were calculated for two different

reactivities (low and high reactivity tailings) and compared to the $F_{s,L}$ that should be observed at the base of an effective ICCBE with an S_r of 90% in the MRL.

The decrease in the reactivity of tailings with temperature is usually described by the Arrhenius equation (e.g. MEND 1996; Elberling 2001; Coulombe et al. 2013), which can be expressed using Equation 6.6. This relationship estimates the effect of temperature on the daily oxygen fluxes:

$$ln\frac{F_{O_2r}}{F_{O_2T_j}} = E_a\frac{T_r - T_j}{RT_rT_j} \quad [6.6]$$

where F_{O_2r} and $F_{O_2T_j}$ represent the oxygen consumption fluxes for a reference temperature (T_r) and for the temperature on day j (T_j), respectively; E_a is the activation energy; and R the gas constant ($\approx$ 8.31 J/molK).

For the purposes of this example, $F_{O_2T_j}$ were calculated based on the $T_{interface}$ measured from May 2017 to January 2018 (Figure 6.13B) using Equation 6.6. The values of F_{O_2r}, E_a, T_r and T_{target} that were used to calculate $F_{O_2T_j}$ for the low- and high-reactivity tailings are given in Table 2. The values reported in Table 2 are representative of low-reactivity pyrite-bearing tailings such as those produced at Meadowbank (Boulanger-Martel, 2019) and of high-reactivity pyrrhotite-bearing tailings (Coulombe 2012; Coulombe et al. 2012; Coulombe et al. 2013). Prior studies on tailings reactivity have indicated that sulfide oxidation rate can occur below 0 °C, but becomes negligible at temperatures between -2 and -10 °C (Elberling 2001, 2005; Meldrum et al. 2001; Coulombe 2012). For this reason, an arbitrary temperature at which reactivity becomes negligible of -6 °C was used for the high reactivity tailings. $F_{s,L}$ was calculated using Equation 6.5 for a 50-cm-thick MRL with a D_e of 1.8 $\times 10^{-9}$ m^2/s (at S_r of 90%).

Table 6.2: Parameters used for the calculation of $F_{O_2T_j}$ for low- and high-reactivity tailings.

Type of tailings	F_{O_2r} (mol/m^2/yr)	T_r (°C)	E_a (kJ/mol)	T_{target} (°C)	Reference
Low-reactivity	50	21	95	0.0	Boulanger-Martel (2019)
High-reactivity	950	21	124	-6.0	Coulombe (2012), Coulombe et al. (2012, 2013)

The results of the oxygen flux calculations are shown in Figure 6.14 and indicate that the impact of the ICCBE depends on the tailings' reactivity. For low-reactivity tailings (Figure 6.14A), the oxygen fluxes are controlled most of the time by temperature. When $T_{interface}$ does exceed 0 °C, $F_{O_2T_j}$ reaches a maximum of about 3 mol/m^2/yr; however, the oxygen flux accessible to oxidation reactions is limited to 1 mol/m^2/yr due to the oxygen limiting capacity of the MRL. In this case, the ICCBE reduces the oxygen flux by 2 mol/m^2/yr over the 57 days during which $T_{interface}$ exceeds 0 °C. For the high-reactivity tailings, $T_{interface}$ is above -6 °C for 189 days and the resulting $F_{O_2T_j}$ reaches values up to about 22 mol/m^2/yr (Figure 6.14B). Therefore, in this case, the ICCBE has a much more significant impact on the overall oxygen fluxes and reduces the oxygen flux by 21 mol/m^2/yr. In addition, the value of $F_{s,L}$ used for this demonstration represents a conservative evaluation of the overall oxygen fluxes because it considers a case for which the MRL is thawed. In reality, $F_{s,L}$ would be very close to 0 mol/m^2/yr for the periods when the MRL is frozen. This is attributed to the fact that the D_e of highly saturated, frozen porous media is mostly controlled by oxygen diffusion through ice (Elberling 1998; Nyameogo et al. 2018), which has a free oxygen diffusion coefficient ($D_0^i \cong 8{,}4 \times 10^{-11}$ m^2/s) two orders of magnitude lower than water (Bortkovskii 2012). Based on this analysis, it can be concluded that ICCBEs are effective at limiting sulfide oxidation under arctic conditions and that they provide an added benefit compared to insulation covers, especially when the tailings' reactivity is high.

6.6 Conclusion

Laboratory characterization tests and an instrumented field experimental cell at Meadowbank mine were used to assess the potential for ICCBEs to act as efficient thermal and oxygen barriers for the purposes of controlling sulfide oxidation. The tested cover configuration was comprised of three layers. The protective layer and capillary break layer were made of loose waste rocks and the moisture-retaining layer was made of compacted waste rocks. Results from material characterizations suggested that the contrast in the hydrogeological properties between the loose and compacted waste rocks was sufficient to induce capillary barrier effects. Oxygen diffusion tests demonstrated that the relationship between S_r and D_e could be described using the Aachib et al. (2004) model.

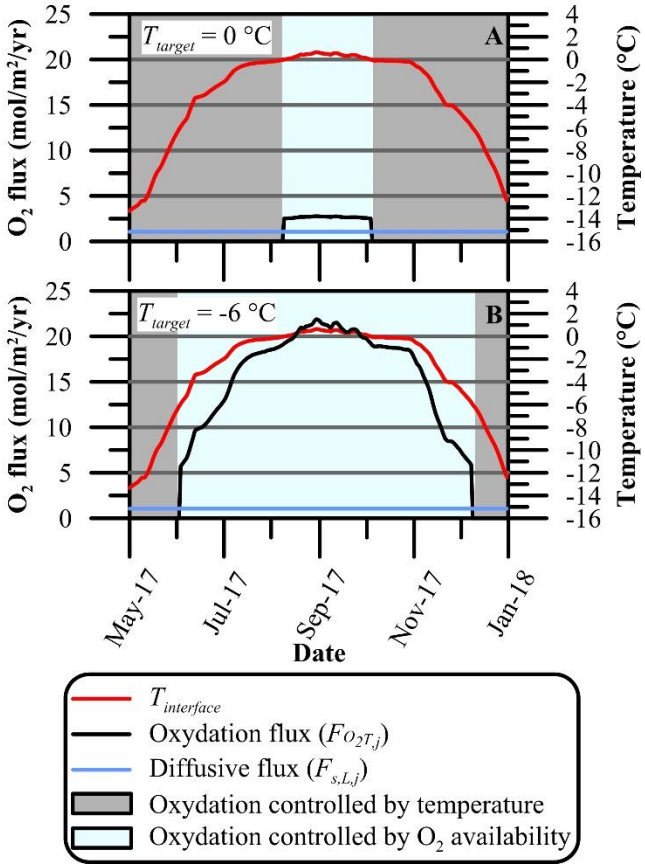


Figure 6.14: Oxygen fluxes related to the oxidation of sulfide minerals ($F_{O_2T_j}$) and diffusive oxygen flux at the base of the MRL ($F_{s,L,j}$) calculated for (A) low-reactivity tailings and (B) high-reactivity tailings, and associated mechanisms controlling the oxidation of sulfide minerals.

The field experimental cell was monitored for temperature and moisture conditions for 3.5 years. Monitoring of the internal temperatures showed that the thaw depth reached the reactive tailings and that $T_{interface}$ was slightly above T_{target} for 39 to 57 days each year, suggesting that sulfide oxidation could occur. Data from moisture sensors showed the development of effective capillary barrier effects, and that precipitation contributed to increasing θ_u after construction. The degree of saturation within the MRL varied with precipitation / infiltration events but was around 84% on average when $T_{interface}$ was above T_{target}. Calculation of total yearly oxygen fluxes passing through the MRL showed that oxygen fluxes were low enough to control sulfide oxidation. However, fluxes could be further limited by improving control over the compaction conditions (density and water

content) during the construction of the MRL. Controlling the compaction conditions should limit temporal variations in S_r and help to maintain a higher S_r in the MRL.

In this study, materials exclusively taken from Meadowbank mine were used to test an ICCBE concept and to assess the effectiveness of this technique for mine sites located in similar climatic contexts. Ultimately, it was demonstrated that ICCBEs can control sulfide oxidation year-round by favoring cold temperatures at the tailings-cover interface and by limiting the oxygen fluxes available to the reactive material. Considering the potential for future changes in climate, ICCBEs represent an attractive alternative to insulation covers, especially when the tailings are highly reactive. Expected increases in air temperature over the next decades mean that it could be difficult to limit sulfide oxidation by controlling the temperature of tailings alone. Therefore, ICCBEs provide a robust reclamation scenario that could be used to reclaim tailings storage facilities in the Arctic.

6.7 Acknowledgments

This study was funded by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC)-UQAT Industrial Research Chair on Mine Site Reclamation and by the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT-Polytechnique; http://www.irme.ca) and its industrial partners. The authors would like to acknowledge NSERC for its scholarship to the first author, the Meadowbank mine geotechnical team for their collaboration, and Gary Schudel for assistance with the manuscript.

References

Aachib, M., Mbonimpa, M. & 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**, 163-193. doi: 10.1023/B:WATE.0000036803.84061.e5.

ASTM. 2012. Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Modified Effort (56,000 ft-lbf/ft^3 (2,700 kN-m/m^3)) (ASTM D1557-12e1). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D1557-12E01, www.astm.org.

ASTM. 2014. Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer (ASTM D5550-14). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D5550-14, www.astm.org.

ASTM. 2015. Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter (ASTM D5856-15). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D5856-15, www.astm.org.

ASTM. 2016. Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using a Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, and/or Centrifuge (D6836). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D6836-16, www.astm.org.

ASTM. 2017. Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis. ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D6913_D6913M-17, www.astm.org.

Aubertin, M., Chapuis, R., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J. & Tremblay, L. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a.

Aubertin, M., Bussiere, B., Monzon, M., Joanes, A., Gagnon, D., Barbera, J., Aachib, M., Bedard, C., Chapuis, R. & Bernier, L. 1999. Étude sur les barrieres sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II: essais en place.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R.P. & Chouteau, M. 2005. Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, CD-Rom, CIM.

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

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M. & Mbonimpa, M. 2016. Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, 16.

Awoh, A.S., Bruno, B., Batzenschlager, C., Boulanger-Martel, V., Lépine, T. & Voyer, É. 2016. Design, construction and preliminary results of two insulation covers at the Meadowbank mine. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, 12.

Bortkovskii, R. 2012. Estimation of oxygen and carbonic acid diffusion through sea ice. Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics, **48**, 538-543. doi : 10.1134/S0001433812040044.

Boulanger-Martel, V. 2015. Évaluation de la performance d'une couverture thermo-hydrique avec effets de barrière capillaire pour la restauration du parc à résidus de concentrateur de Mine Raglan. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Boulanger-Martel, V. 2019. Évaluation de modes de restauration des sites miniers générateurs de drainage minier acide situés en climat nordique. Ph.D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. & Côté, J. 2014. Laboratory Evaluation of Crushed Rock-bentonite Hydro-geotechnical Properties. 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada.

Boulanger-Martel, V., Bruno, B. & Côté, J. 2019. Thermal behaviour and performance of two field experimental insulation covers to control sulfide oxidation at Meadowbank mine, Nunavut. Canadian Geotechnical Journal, submitted in September 2019.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J. & Mbonimpa, M. 2015. Laboratory Column Experiment to Evaluate Oxygen Diffusion through Covers with Capillary Barrier Effects Subjected to Freeze-Thaw Cycles. In: Guthrie, W.S. (ed.) 16th International Conference on Cold Regions Engineering. American Society of Civil Engineers, Salt-Lake City, Utah, USA.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J. & Mbonimpa, M. 2016. Influence of freeze–thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock–bentonite mixtures to control oxygen migration. Canadian Geotechnical Journal, **53**, 753-764, doi: https://doi.org/10.1139/cgj-2015-0155.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J. & Gagnon, P. 2017. Design, construction, and preliminary performance of an insulation cover with capillary barrier effects at Meadowbank mine, Nunavut. 70th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario, Canada.

Bussière, B. 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph.D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Bussière, B. & Haley, D.W. 2010. Effects of climate change on mine waste disposal in the arctic. Geo-Strata, 42-46.

Bussière, B. 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal, **44**, 1019-1052, doi: 10.1139/t07-040.

Bussière, B., Aubertin, M. & Chapuis, R.P. 2003. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, **40**, 512-535, doi: 10.1139/t03-001.

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. & Julien, M.R. 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. CIM Bulletin, **99**.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W. & Chapuis, R.P. 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal, **44**, 245-265, doi: 10.1139/t06-120.

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. Revue Déchets, Sciences et Techniques, **54**, 49-64.

Collin, M. 1987. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licentiate Treatise, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

Collin, M. & Rasmuson, A. 1988. A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media. Soil Science Society of America Journal, **52**, 1559-1565. doi : doi:10.2136/sssaj1988.03615995005200060007x

Coulombe, V. 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J. & Garneau, P. 2012. Performance of insulation covers to control acid mine drainage in cold environment. 15th International Conference on Cold Regions Engineering, Quebec, Canada, 11p.

Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J. & Paradis, M. 2013. Field assessment of sulfide oxidation rates in cold environment: case study of Raglan Mine. Northern Latitudes Mining Reclamation Workshop and 38th Annual Meeting of the Canadian Land Reclamation Association, Whitehorse, Yukon, 32 - 42.

Dagenais, A.-M. 2005. Techniques de contrôle du DMA basées sur les effets capillaires. Ph. D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L. & Cyr, J. 2001. Monitoring at the Lorraine mine site: a follow up on the remediation plan. 2001 National Association of Abandoned Mine Land Programs Annual Conference: Land Reborn: Tolls for the 21st Century, Athens, Ohio. Proceedings on CD-Rom.

Dagenais, A., Aubertin, M., Bussière, B. & Cyr, J. 2005. Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. Proceedings of the 2005 SME annual meeting, **318**, 843-857.

Delage, P., Audiguier, M., Cui, Y.-J. & Howat, M.D. 1996. Microstructure of a compacted silt. Canadian Geotechnical Journal, **33**, 150-158. doi : 10.1139/t96-030

Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M. & Benzaazoua, M. 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. Canadian Geotechnical Journal, **46**, 454-469, doi: 10.1139/t08-132.

Dobinski, W. 2011. Permafrost. Earth-Science Reviews, **108**, 158-169, doi: 10.1016/j.earscirev.2011.06.007.

Elberling, B. 1998. Processes controlling oxygen uptake rates in frozen mine tailings in the Arctic. Ice in surface waters. A.A. Balkea, Rotterdam, Holland, 183-188.

Elberling, B. 2001. Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. Water Resources Research, **37**, 99-107. doi: 10.1029/2000WR900259.

Elberling, B. 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. Cold Regions Science and Technology, **41**, 121-133, doi: https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2004.09.004.

Elberling, B., Schippers, A. & Sand, W. 2000. Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. Journal of contaminant hydrology, **41**, 225-238, doi: https://doi.org/10.1016/S0169-7722(99)00085-6.

Gosselin, M. 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Government of Nunavut. 2012. Engineering Challenges for tailings management facilities and associated infrastructure with regard to climate change in Nunavut. Report L-11-1472

Hernandez, A. 2007. Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Kalonji Kabambi, A., Bussière, B. & Demers, I. 2017. Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. Geotechnical and Geological Engineering, **35**, 1199-1220, doi: 10.1007/s10706-017-0174-3.

Kyhn, C. & Elberling, B. 2001. Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. Cold Regions Science and Technology, **32**, 133-142. doi : 10.1016/S0165-232X(00)00024-0.

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 Pollution, **230**, 57, doi: 10.1007/s11270-019-4114-0.

Lessard, F., Bussière, B., Côté, J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V. & Marcoux, L. 2018. Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 2 desulphurized tailings as cover material. Journal of Cleaner Production, **186**, 883-893, doi: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.132.

Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Chouteau, M. & Mbonimpa, M. 2010. Field investigation of a suction break designed to control slope-induced desaturation in an oxygen barrier. Canadian Geotechnical Journal, **48**, 53-71, doi: 10.1139/t10-045.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. & Bussière, B. 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Geotechnical Journal, **40**, 916-932, doi: 10.1139/t03-040.

Meldrum, J., Jamieson, H. & Dyke, L. 2001. Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. Canadian Geotechnical Journal, 38, 957-966. doi: 10.1139/t01-028.

MEND, 1996. Acid Mine Drainage in Permafrost Regions: Issues, Control Strategies and Research Requirements. Project 1.61.2. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2004. Covers for Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review, Report 1.61.4. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2011. Climate Change and Acid Rock Drainage - Risks for the Canadian Mining Sector, Report 1.61.7. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 2012. Cold Regions Cover System Design Technical Guidance Document, Report 1.61.5c. Mine Environment Neutral Drainage (MEND), Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

Merkus, H.G. 2009. Particle size measurements: fundamentals, practice, quality. Springer Science & Business Media. ISBN 978-1-4020-9016-5.

Morel-Seytoux, H. 1992. The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties. Hydrowar Report 92.4. Hydrology Days Publications, **57**, 94027-93926.

Nastev, M. & Aubertin, M. 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec. 53rd Canadian Geotechnical Conference and 1st joint IAHCNC and CGS Groundwater Specialty Conference. Montréal, Quebec, Canada, 311-318.

Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A. & Reardon, E.J. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, **26**, 1-8. doi: 10.1139/t89-001.

NRTEE. 2010. Degrees of change: climate warming and the stakes for Canada. Report on climate prosperity, series report No. 2, National Round Table on the Environment and the Economy, Ottawa, Ontario, Canada. 142 p.

Nyameogo, G.F.T., Mbonimpa, M., Bussière, B. & Awoh, A.-S. 2018. Influence of frozen conditions on the oxygen diffusion coefficient in unsaturated porous materials. Acta geotechnica, doi: 10.1007/s11440-018-0690-1.

O'kane, M., Wilson, G. & Barbour, S. 1998. Instrumentation and monitoring of an engineered soil cover system for mine waste rock. Canadian Geotechnical Journal, **35**, 828-846. doi: 10.1139/t98-051.

Pearce, T.D., Ford, J.D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M., Berrang-Ford, L. & Smit, B. 2010. Climate change and mining in Canada. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, **16**, 347-368. doi: 10.1007/s11027-010-9269-3.

Peregoedova, A. 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Peregoedova, A., Aubertin, M., Bussière, B., 2013. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. 66th Canandian Geotechnical Conference, Montréal, Québec, Canada, p.8.

Peregoedova, A., Aubertin, M., Bussière, B., 2014. Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada, p. 8.

Ricard, J., Aubertin, M., Firlotte, F., Knapp, R., McMullen, J. & Julien, M. 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, 1515-1530.

Ricard, J., Aubertin, M., Pelletier, P., Poirier, P. & McMullen, J. 1999. Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. Proceedings Sudbury, 155-164.

Rowe, R.K. & Booker, J.R. 2004. POLLUTEv7 User's guide. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ontario, 174.

Shackelford, C.D. 1991. Laboratory diffusion testing for waste disposal—a review. Journal of contaminant hydrology, **7**, 177-217. doi: 10.1016/0169-7722(91)90028-Y.

Van Everdingen, R.O. 1998. Multi-Language Glossary of Permafrost and Related Ground-Ice Terms in Chinese, English, French, German, Icelandic, Italian, Norwegian, Polish, Romanian, Russian, Spanish, and Swedish. International Permafrost Association, Terminology Working Group.

van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, **44**, 892-898. doi: 10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x.

Watabe, Y., Leroueil, S. & Le Bihan, J.-P. 2000. Influence of compaction conditions on pore-size distribution and saturated hydraulic conductivity of a glacial till. Canadian Geotechnical Journal, **37**, 1184-1194. doi: 10.1139/t00-053.

Yanful, E.K. 1993. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical Engineering, **119**, 1207-1228. doi : 10.1061/(ASCE)0733-9410(1993)119:8(1207).

CHAPITRE 7 ARTICLE 4: RESISTANCE OF A WASTE ROCK UNIT TO FREEZE-THAW AND WET-DRY CYCLES: IMPLICATIONS FOR USE IN A RECLAMATION COVER IN THE CANADIAN ARCTIC

Ce chapitre vise à présenter la méthodologie et les résultats des travaux d'évaluation de la durabilité des matériaux de recouvrement face aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. Ce chapitre consiste en un article qui a été soumis par Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. à la revue *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* en juillet 2019. Les résultats et conclusions de cet article vise à répondre à l'OS3 de ce projet de recherche. Les résultats complémentaires à ce chapitre sont fournis à l'annexe H.

Abstract

Engineered covers are commonly used to control the potential environmental problems related to acid mine drainage and contaminated seepage from tailings and waste rock storage facilities. Cyclical environmental weathering processes, such as freeze-thaw and wet-dry cycles, can cause the degradation of rock masses. In engineered cover design, such processes have never been explicitly considered when selecting geomaterials, even though they could be responsible for a loss in cover performance over time. This study assesses the long-term durability of a non-potentially acid generating waste rock unit with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles. This waste rock is intended for use as a cover material for the reclamation of mine tailings and waste rock storage facilities at a site in the Canadian Arctic. An experimental approach was developed based on existing standard and non-standard laboratory methods. Degradation tests were conducted on rock cores, rock slabs, and < 50 mm granular materials. These tests followed the evolution of one or more physical and mechanical properties before and after 20 and 80 freeze-thaw and wet-dry cycles. The high density, low water absorption index, and low apparent porosity of the fresh waste rocks suggested an excellent rock durability. This durability was confirmed by the degradation tests, which showed acceptable mass losses and negligible evolution of the material's physical and mechanical properties with freeze-thaw and wet-dry cycles. Considering all results, the studied waste rock unit is an excellent and durable construction material for mine closure purposes.

Keywords: mine reclamation, waste rocks, durability, freeze-thaw cycles, wet-dry cycles, Meadowbank mine.

7.1 Introduction

In Canada and around the world, regulatory agencies and legislation require mining companies to restore sites to a satisfactory state once operations are ceased. Mine site reclamation is a very complex process that involves many engineering, environmental, and social acceptability challenges. Reclamation is particularly challenging when waste materials such as tailings or waste rocks produce acid mine drainage (AMD), which is characterized by low pH, and high concentrations of metals, sulfate, and dissolved solids (e.g., Lindsay et al. 2015). Therefore, most reclamation options developed in the past decades have been related to managing or stopping AMD generated in tailings and waste rock storage facilities (e.g., Aubertin et al. 2002; MEND 2001, 2002, 2004a, 2004b, 2012).

Modern approaches to mine site reclamation favor the use of engineered covers. These covers can be made from a variety of materials, such as soils, crushed granular materials, non-reactive tailings, geosynthetics, and geocomposites, and can vary in complexity from simple single layer systems to more complex multi-layer systems (e.g., Aubertin et al. 2016; MEND 2001, 2004b, 2012). The goal of a cover system is to control one or more of the key drivers of AMD generation; i.e., water infiltration, oxygen availability, or temperature. Cover design is based primarily on the hydrogeotechnical properties of the cover materials, interactions between the cover system and the environment, and the expected service life.

Mine site reclamation with engineered covers requires the selection of high-quality rocks or granular materials in order to meet design criteria and construction standards. Essentially, the geomaterials used in mine covers must maintain their functionality for a period equal to or greater than the expected service life of the cover structure. For cover designers, the environmental effects of weathering cycles on a materials' properties are usually assessed by determining the effects of freeze-thaw and/or wet-dry cycles on the hydrogeological properties of cover materials (e.g., Aubertin et al. 2002; Boulanger-Martel et al. 2016; Dagenais 2005; Renken 2006; Yong and

Mohamed 1992). This is particularly important for fine-grained cover layers, but usually not considered as important for coarser layers because the saturation conditions observed in coarser layers are frequently close to residual volumetric water contents and do not provide the required conditions for the development of hydrogeological degradation mechanisms. Furthermore, specific hydrogeological properties are not necessarily required for coarse-grained layers and slight variations in their properties would not significantly impact long-term cover performances (Kalonji Kabambi et al. 2017; Maqsoud et al. 2017).

The durability of a given geological material can be defined as its ability to adequately maintain a desired functionality over time in a specific working environment. Therefore, durability is a balance between a material's intrinsic resistance and the aggressiveness of the external forces acting in the working environment (Latham et al. 2006). Cover materials can generally be considered as existing in a static environment (i.e., limited loading due to vehicle circulation, no effects of waves, etc.) where the main weathering agent is the physico-chemical loading related to climatic and meteorological conditions. Previous research conducted in construction engineering and architecture (e.g., Bayram 2012; Chaki et al. 2008; Chen et al. 2004; Khanlari and Abdilor 2014; Özbek 2014; Ruedrich et al. 2011), geomorphology (e.g., French 2007; Hall 1999; Hall and Thorn 2011; Mackay 1999) and costal engineering (e.g., Ertas and Topal 2008; Graham et al. 2007; Latham et al. 2006; Lienhart 1998; Lienhart 2003; Morin and Dionne 2014; Topal and Acir 2004) indicates that freeze-thaw, wet-dry, and heat-cool (or thermal shocking) cycles may cause significant weathering of coarse-grained materials and intact rocks. Numerous studies (e.g., Chen et al. 2004; Graham et al. 2007; Khanlari and Abdilor 2014; Nicholson and Nicholson 2000; Özbek 2014; Ruedrich et al. 2011; Yavuz 2012) demonstrate that weathering related to environmental cycles can be observed through visual evidence such as breakage, cracking, crumbling, disintegration, flacking, spalling, slaking, or splitting of rocks masses. In some cases, this can lead to significant rock degradation compared to its unweathered state. Many physical and geomechanical properties of rocks have also been reported as being negatively affected by freeze-thaw, wet-dry, and heat-cool cycles, which could lead to degradation in the performance of these materials and affect the service life of a given structure (e.g., Bayram 2012; Chen et al. 2004; Jamshidi et al. 2013; Matsuoka 1990; Mutlutürk et al. 2004; Nicholson and Nicholson 2000; Ruedrich et al. 2011; Tan et al. 2011; Yavuz 2011; Yavuz et al. 2006).

Despite indications that weathering of coarse cover materials can occur, processes affecting the durability of rock masses have never been explicitly considered when selecting geomaterials for use in mine covers. The potential effects of rock weathering related to the environmental reclamation of tailings and waste rock storage facilities in cold climates include: (*i*) alteration of a cover's physical integrity; (*ii*) changes in the hydrogeotechnical properties of materials, which in turn could affect the interactions between cover layers and cover performance; and (*iii*) problems related to water quality through the release of fine particles in drainage waters.

For remote (Arctic) mine sites, the availability of construction materials is often limited. Therefore, mining companies are increasingly becoming interested in valorizing their non-potentially acid-generating (NPAG) waste materials as construction materials. For example, at Meadowbank Mine (Nunavut, Canada) a NPAG waste rock unit is being investigated for use as a mine cover material in the reclamation of the tailings and waste rock storage facilities. However, it is suspected that this lithology could be susceptible to severe freeze-thaw and wet-dry cycles weathering. The main objective of the present study was to assess the long-term durability of Meadowbank's NPAG waste rock unit to freeze-thaw and wet-dry cycles. Because the resistance to freeze-thaw, wet-dry, or heat-cool cycles of cover materials has never been a decisive consideration with regards to mine closure, no specific protocol was readily available to assess the effects of these weathering processes. Therefore, another aim of this study was to develop and propose an experimental program, based on existing standard and non-standard laboratory methods, to assess the waste rocks' long-term durability under site-specific climatic conditions.

The mineralogy of the Meadowbank NPAG waste rocks is representative of a typical soapstone rock-type (a soft and dense talc- and chlorite-rich rock). Soapstone has long been used as a material for making cookware, fireplace and stoves, sculpture, and also for architectural decoration or structural purposes (e.g., Storemyr and Heldal 2002). However, to the author's knowledge, there is only limited documented use of soapstone as a granular material for the construction of earthwork-type structures such as roads, dykes, or mine reclamation covers. This study provides an overview of the potential use of soapstone as an engineered mine cover construction material. This study also contributes to improving the understanding of soapstone's quality and durability, as well as its general physical and mechanical properties.

7.2 Materials and methods

7.2.1 Climate, geological setting, and NPAG waste rock unit

The Meadowbank gold mine is located in the Kivalliq region of Nunavut, Canada, approximately 300 km west of Hudson Bay and 70 km north of the community of Baker Lake (65°N 96°W). The property is owned by Agnico Eagle mines Ltd. (AEM) and has been in operation since 2010. Climatic conditions at Meadowbank are representative of a sub-Arctic climate, one of Canada's colder and drier regions. Temperatures typically range from -40 to 5 °C in the winter and from -5 to 25 °C during summer. Historical data show a mean annual air temperature of about -11 °C and mean precipitation of 280 mm, including both snow and rain. Meadowbank is located in a zone of continuous permafrost (Smith and Riseborough 2002; Smith et al. 2010) and the mean annual ground temperature at the depth of zero annual amplitude can vary from -1.1 to -9.8 °C (Smith et al. 2013). The site's baseline study indicated that the active zone's thickness typically varies from 1.3 m where the overburden is shallow to more than 4.0 m closer to lakes (Cumberland resources Ltd. 2005).

The Meadowbank deposit is hosted in the Woodburn Lake Group in the Rae sub-province of the Western Churchill province of the Canadian Shield (Janvier et al. 2015). Through its open pit mining operations, Meadowbank mine produces potentially acid-generating (PAG) tailings and waste rocks, as well as a NPAG, ultramafic volcanic waste rock unit (net neutralization potential of ~120 kg CaCO3/t; Awoh et al. 2016) that is used for construction and maintenance purposes associated with transport and waste storage facilities. The tailings are stored in a tailings storage facility that is bounded by a series of dykes that were built around and through a dewatered lake basin. The PAG waste rock is stored at the surface in piles. In the current plans for closure, the tailings and waste rock storage facilities will be reclaimed using an insulation cover made with the NPAG waste rocks. The interested reader can refer to Awoh et al. (2016) and Boulanger-Martel et al. (2017, 2018a) for details concerning the tailings storage facility. This reclamation approach essentially consists of placing non-reactive materials over the PAG tailings and waste rocks in order to maintain the active permafrost layer within cover materials and control the temperature of the reactive materials. This technique is effective because low temperatures limit the geochemical

and biochemical oxidation rates of sulfide minerals, and freezing controls the seepage of contaminated water (e.g., Elberling 2005; Elberling et al. 2000; MEND 2004a).

The NPAG waste rock is located in the structural hanging wall of the ore zone (Janvier et al. 2015) and is variably altered and heterogeneous in terms of mineralogical composition and structure. This lithological unit is typically composed of talc (30 – 48%) and chlorite (26 – 42%) associated with amphibole and/or serpentine (<12%). It also contains a variable amount of quartz-carbonate veins and veinlets (<7% quartz and 15 – 27% carbonates). The NPAG waste rock's mineralogical composition was previously determined using X-ray diffraction (XRD) by Boulanger-Martel et al. (2018b). Usually, the amphibole-bearing soapstone is of marginally better quality than the serpentine-bearing soapstone.

Meadowbank's NPAG waste rock unit is typically used as a construction material without any sieving or grain-size classification. The "as blasted" grain sizes range from fine particles (< 80μm) to particles having diameters of less than a meter. Typical D_{10}, D_{30}, D_{50}, D_{60}, D_{90}, and D_{100} values (D_x: diameter corresponding to x w/w % passing on the cumulative grain-size distribution curve) are: 15, 90, 200, 250, 550, and 920 mm, respectively. These values were obtained from imagery-based particle size analyses performed using a rock fragmentation analysis software.

Field and laboratory evidence showed that the NPAG waste rock unit has a relatively low resistance to mechanical compaction and to the traffic of heavy equipment (Boulanger-Martel et al. 2017). Such behaviour can be explained by the NPAG unit's high content of weak minerals (i.e., chlorite and talc). Lindqvist et al. (2007) suggested that mafic minerals, such as chlorite, are less resistant than other non-mafic minerals, such as quartz or feldspars, and that a high abundance of clay minerals, such as talc, can significantly reduce the durability of a rock unit.

7.2.2 Existing laboratory methods to assess the durability of rocks

Depending on the intended usage, a few standard test methods are available to evaluate durability of rocks. For example, ASTM D4992-14 (ASTM 2014a) suggests a series of standard practices for the evaluation of rocks to be used for erosion control, including some accelerated weathering tests intended to assess the durability of a rock unit subjected to freeze-thaw (ASTM D5312-12(2013); ASTM (2013a)) and wet-dry (ASTM D5313-12(2013); ASTM (2013b)) cycles, as well the sodium

and magnesium sulfate soundness (ASTM D5240-12(2013)e1; ASTM (2013c)). The slake durability index test (ASTM D4644-16; ASTM (2016)) is also available to evaluate the effects of two wet-dry cycles on the durability of weak rocks. A few standards, such as the Tex-432-A (Tex 1999), NT BUILD 485 (NT BUILD 2004), CSA A23.2-24A (CSA 2004), EN 1367-1 (EN 2007), AASTHO T 103 (AASTHO 2008), or MTO Ls-614 (MTO 2012) tests, were developed in recent years to determine the durability of coarse unconfined aggregates with respect to freeze-thaw cycles, for use in pavement or concrete. Most of these aggregate durability freeze-thaw tests are conducted in a similar manner and essentially involve exposing several specific grain-size fractions to a certain number of freeze-thaw cycles and quantifying the aggregates' weighted average mass loss due to the freeze-thaw cycles. Granular fractions, typically ranging from 2.38 (No. 8 sieve) to 63 mm are tested in wet conditions using fresh water or a sodium chloride brine. The required number of freeze-thaw cycles to complete a test can range from 5 (e.g., CSA A23.2-24A) to 50 cycles (e.g., Tex-432-A).

The effects of freeze-thaw and wet-dry cycles on the durability of a given rock sample have also been investigated using various non-standard methods that consist of following the evolution of one or more physical (e.g., mass loss, dry density, water absorption, effective and total porosity, pore size distribution, P/S-wave velocity) and/or mechanical (e.g., unconfined compressive strength, point load, tensile strength, impact strength, Young's modulus) properties with successive weathering cycles (e.g., Chen et al. 2004; Erguler and Shakoor 2009; Jamshidi et al. 2013; Khanlari and Abdilor 2014; Lautridou and Ozouf 1982; Matsuoka 1990; Mutlutürk et al. 2004; Özbek 2014; Takarli et al. 2008; Tan et al. 2011; Yavuz 2011). Most of the methods used to determine a sample's properties at a given time in a weathering program are described by *ASTM International* (ASTM) or *International Society for Rock Mechanics* (ISRM) standardized practices. Techniques such as scanning electron microscopy (e.g., Martínez-Martínez et al. 2013; Park et al. 2015; Tuğrul 2004; Wright 2000), X-ray computed tomography (e.g., de Argandoña et al. 1999; Park et al. 2015), and nuclear magnetic resonance (e.g., Gao et al. 2017; Zhou et al. 2015) have been used to evaluate the impacts of weathering on microstructure and XRD analyses have been used to assess mineralogical changes (e.g., Khanlari and Abdilor 2014; Topal and Doyuran 1998). Such non-standard approaches provide more options for the selection of representative test conditions and duration with respect to field conditions.

7.2.3 Selected index tests and testing procedures

As previously mentioned, no specific methodology is currently available to provide an absolute value of a rock's resistance to freeze-thaw or wet-dry cycles. Therefore, the results of multiple tests must be combined and interpreted as a whole to determine the durability of a rock unit. Based on the types of samples that were available at the mine site and the equipment that was available, a series of index tests were chosen from existing literature to evaluate the durability of the NPAG waste rock with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles.

Engineered mine cover materials are typically used under low static stress conditions. Therefore, the most relevant properties to evaluate the NPAG waste rock's durability to freeze-thaw and wet-dry cycles are related to its pore-space properties (i.e., water absorption and apparent porosity) and its static physical integrity (i.e., freeze-thaw and wet-dry mass losses). In this context, assessing the evolution of the NPAG waste rock's mechanical properties with an increasing number of weathering cycles can also provide useful information for validating the general durability trend. More specifically, the durability of the Meadowbank NPAG waste rock unit with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles was evaluated by conducting degradation tests on NQ-size core samples and by following the evolution of key physical and mechanical properties with the increasing number of weathering cycles. In addition, the durability of NPAG waste rock slabs was assessed using procedures modified from ASTM D5312-12(2013) and ASTM D5313-12(2013). Finally, an unconfined freeze-thaw test was conducted based on an adaptation of the CSA A23.2-24A and MTO Ls-614 standards to test the durability of specific NPAG waste rock grain-size fractions. The following subsections detail the freeze-thaw and wet-dry cycles testing conditions that were used and describe the test procedures.

7.2.4 Freeze-thaw and wet-dry cycles testing conditions

Prior to testing, freeze-thaw and wet-dry cycles conditions (i.e., temperatures, wetting fluid) were carefully considered in order to best represent the specific field conditions at Meadowbank and to ensure consistency between the various durability tests. ASTM D5312-12(2013), CSA A23.2-24A, and MTO Ls-614 require similar freezing conditions. Accordingly, the temperature during freezing was set at -18 ± 2.5 °C and the duration of each freezing cycle was 16 hours. Freezing was

accomplished by placing the samples in a conventional upright freezer in which the temperature was recorded each hour at two different levels using thermistors and a data logger. The average measured temperature during freezing was -19.4 °C throughout the testing period. ASTM D5312-12(2013) requires a temperature of 32 ± 2.5 °C during thawing, which is high relative to the maximum temperatures typically observed at Meadowbank mine. Therefore, it was decided to thaw samples at room temperature as suggested by CSA A23.2-24A and MTO Ls-614. During the testing period, the average laboratory air temperature was of 22.1 °C. The thawing duration was 8 hours. In the field, the NPAG waste rock cover material is mainly in contact with rain and snowmelt waters. Therefore, in order to be representative of field conditions, tap water was used for soaking, saturation, and humidity control in all freeze-thaw tests. For wet-dry cycles, ASTM D5313-12(2013) testing conditions were followed. Samples were immersed in tap water for a period of 16 hours at room temperature, then drained and oven dried at 65 ± 5 °C for a period of 8 hours. To test the long-term durability of the NPAG waste rock unit, and to facilitate comparison, all index tests were performed for 80 cycles. Table 7.1 summarizes the freeze-thaw and wet-dry cycle conditions.

Table 7.1: General freeze-thaw and wet-dry cycles test conditions.

F/T[1]	**W/D[1]**
Freezing: -19.4 °C for 16h	Wetting: 22.1 °C for 16h
Thawing: 22.1 °C for 8h	Drying: 65 °C for 8h
Fluid: Tap water	Fluid: Tap water
Number of cycles: 80	Number of cycles: 80

[1]: average temperatures during freezing, thawing and wetting

7.2.5 Tests on intact rock cores

To assess the durability of the NPAG waste rock unit with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles, four physical and two mechanical properties were followed as rock cores were subjected to successive weathering cycles. The physical properties included the dry mass (for mass loss calculation), dry density, water absorption index, and apparent porosity. The mechanical properties included the unconfined compressive strength (UCS) and Young's modulus (*E*).

A total of 45 NQ-size core samples were gathered at Meadowbank mine for testing. Prior to freeze-thaw and wet-dry cycles, all rock core samples were visually examined and the samples' physical properties were determined. This stage was intended to obtain the initial physical properties of the intact NPAG waste rock core samples. Then, core samples were separated into five sample groups each containing nine individual rock cores. The core samples in each group were chosen such that each sample set was similarly representative of the NPAG waste rock unit's mineralogy and structural heterogeneity. Nine samples were kept for UCS / Young's modulus testing without being submitted to any weathering cycles (initial conditions). The remaining 36 samples were separated and tested as following: two nine-sample groups were subjected to 20 freeze-thaw and 20 wet-dry cycles respectively; nine samples were subjected to 80 freeze-thaw cycles; and the remaining nine samples were subjected to 80 wet-dry cycles. Once the 20^{th} and 80^{th} cycles were reached, the physical properties were re-evaluated and the destructive UCS / Young's modulus tests were performed.

The mass loss of a given sample at its final cycle (20 or 80) was calculated based on its initial oven-dried mass and its final oven-dried mass. All other physical properties were determined following *ISRM* suggested test methods (i.e., ISRM 1981). The dry density was determined using the caliper method; the water absorption index, or void index, was determined using the quick absorption technique; and the apparent porosity was determined using the saturation and caliper method. The water absorption index represents the mass of water that a rock sample is able to absorb after one-hour of immersion in water and is expressed as a percentage of its initial desiccator-dry-mass. The saturated-surface-dry mass after a 24-h immersion under vacuum was used to calculate the saturated-pore volume, which was used to calculate the apparent porosity. UCS tests were performed on dry samples following method C of the ASTM D7012-14e1 (ASTM 2014b) standard procedure and using a Tinius Olson (200 tons capacity) servo-controlled press at a load rate of 1 kN/s. UCS tests were conducted on samples prepared at length-to-diameter ratios ranging from 2.0 to 2.5. Young's modulus was calculated based on the average modulus of the linear portion of the axial stress-strain curve obtained during the UCS tests.

7.2.6 Tests on rock slabs

Experimental procedures modified from ASTM D5312-12(2013) and ASTM D5313-12(2013) were used to evaluate the resistance of NPAG waste rock slabs to freeze-thaw and wet-dry cycles. Minor modifications related to sample preparation, testing conditions, and procedures were made to adapt the standard procedures to the specific needs of this study. A total of ten rock slabs were obtained from cutting five different NPAG boulder samples. Each boulder sample was cut in order to obtain two slabs similar in shape and size; one slab was used for the freeze-thaw test and the other for the wet-dry test. The rock slabs were prepared using a method similar to ASTM D5121-15 (ASTM 2015); this involved cutting the boulder samples normal to bedding or potential planes of weakness. The slabs were not cut square on their sides in order to consider the effects of external surface texture. The samples' minimum, average, and maximum thicknesses were of 60.0, 63.9, and 69.3 mm, respectively, which are within the values required by ASTM D5312-12(2013) and ASTM D5313-12(2013). Samples were between 165.5 and 262.0 mm long and had an average length to width ratio of 1.3. The average dry mass of the slabs was 3.245 kg. As explained in Section 2.3.1 (and Table 1), the freeze-thaw testing conditions were adapted to better represent field conditions. Five custom metal containers, each equipped with a piece of scrap carpeting at the bottom, were used for the freezing and thawing test. In order to alternately allow water accessibility to each face, the slabs were turned over at each cycle.

7.2.7 Unconfined granular fractions freeze-thaw test

Unconfined freeze-thaw tests were performed to: assess the long-term durability of NPAG waste rock aggregates, investigate how freeze-thaw cycles affected each grain-size fraction, and determine if fine particles were generated by weathering processes. The procedure for these tests was modified from the CSA A23.2-24A and MTO Ls-614 standards. CSA A23.2-24A and MTO Ls-614 procedures are essentially equivalent and are designed to assess the effects of five freeze-thaw cycles on specific grain-size fractions (from 5 to 40 mm [CSA A23.2-24A] or 4.75 to 37.5 mm [MTO Ls-614]) in contact with a 3% sodium chloride brine. However, because the goal of this study was to assess the durability of cover materials in the long term, some key modifications were made to match the specific field conditions expected for Meadowbank's NPAG waste rock. Modifications of the CSA A23.2-24A / MTO Ls-614 testing approach included: extending the test

duration up to 80 cycles, using fresh water for soaking and humidity control (as described in section 2.2.1), and testing a broader span of grain-sizes. A total of eight grain-size fractions, divided as described in Table 7.2, were prepared for testing from a NPAG waste rock sample with a maximum particle size of 50 mm. A particle size of 50 mm approximately represents the D_{20} of the bulk NPAG waste rock. Because it is usually the finest fraction (i.e., D_{10}) that governs the hydrogeological behaviour of coarse cover materials (e.g., Aubertin et al. 2005; Peregoedova 2012), it was important to assess the freeze-thaw behaviour of the < 50 mm fraction. Therefore, one coarser (37.5 to 50 mm) and two finer (0.71 to 2 mm and 2 to 4.75 mm) fractions were added to the size fractions required in the MTO Ls-614 standard. After completing 80 freeze-thaw cycles, each fraction was collected by wet process sieving, despite the CSA A23.2-24A and MTO Ls-614 protocols calling for washing and dry mechanical sieving. This modification was made in order to limit particle breakage and to be able to collect the degraded materials from each fraction. For each fraction, the aggregates were sieved starting from the sieve originally used during the preparation procedure down to 0.074 mm. The screens that were used were the 37.5, 26.5, 19, 13.2, 9.5, 4.75, 2, 0.71, 0.50, 0.212, and 0.074 mm sieves. The retained materials were oven dried and their dry masses were recorded.

Table 7.2 : Tested grain size fractions and their parameters.

Passing (mm)	**Retained (mm)**	**%wt on <50 mm GSD**	**Mass used for testing (g)**
50	37.5	11.2	7611
37.5	26.5	14.4	5049
26.5	19	10.4	2519
19	13.2	10.1	1256
13.2	9.5	6.9	1004
9.5	4.75	12.3	5001
4.75	2	10.4	500
2	0.71	8.1	500

GSD : Grain-size distribution

Finally, complementary XRD analyses were performed on post-testing composite samples (19 to 50 mm and 0.71 to 4.75 mm) as well as on the 0.074 to 0.212 mm fraction to identify any mineralogical anomalies between the initial samples and the degraded materials. The mineral content was quantified based on semi-quantitative XRD analyses. The diffractograms were acquired using a Brucker AXS D8 Advance system with a θ-2θ configuration. The system was

operated at 40 kV and 40 mA using a copper radiation K_α of 1.5406 Å. Scans were acquired at a rate of 0.02°s^{-1} over a diffraction angle (2θ) range from 5 to 70°. Mineral phases were identified using the DIFFRACT.EVA software and quantification was performed using the Rietveld refinement method and the Brucker's TOPAS 4.2 software.

7.3 Results and analysis

The results of the different durability tests on the NPAG waste rock unit are presented in this section. Because the physical durability of waste rocks with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles has never been considered as an important design criteria when selecting coarse-grained cover materials, performance indicators originating from other engineering fields were used as a basis for comparison to the NPAG waste rocks.

7.3.1 Initial physical properties of the NPAG waste rock unit

Prior to beginning the freeze-thaw and wet-dry cycles, the initial dry density, water absorption index, and apparent porosity of all rock core samples were determined. The initial physical properties of the intact rock core samples are presented in Table 7.3. The mean dry density, water absorption index, and apparent porosity were 2.92 g/cm^3, 0.09%, and 0.44%, respectively (dataset available in Boulanger-Martel 2019). The dry density ranged from 2.85 to 3.01 g/cm^3, the water absorption index was between 0.05 and 0.15%, and the apparent porosity varied from 0.24 to 0.86. The measured values are typical of soapstone-type rocks as reported in the literature (e.g., Pirinen H and Leinonen 2005; Storemyr 2004; Vavro et al. 2015).

Table 7.3 : Summary of the initial physical properties of the NPAG waste rock unit.

Initial properties	N	Mean	Max	Min
ρ_{dry} (g/cm^3)	45	2.92	3.01	2.85
Water Absorption Index (%)	45	0.09	0.15	0.05
Apparent porosity (%)	45	0.44	0.86	0.24

Freeze-thaw weathering occurs when porewater freezes in pore spaces. If more than 90% of the pore volume is occupied by water, the 9.05% volume increase resulting from the phase change will create an increase in pore pressure. If this pressure exceeds the rock's tensile strength, new microfractures and cracks will occur and existing fractures will widen (e.g., Chen et al. 2004;

Khanlari and Abdilor 2014; Lienhart 1998; Nicholson and Nicholson 2000). During freeze-thaw cycles, cracking can also occur as a result of the formation of ice lenses or wedges and to excess hydraulic pressure from expelled unfrozen water (e.g., Chen et al. 2004; Young and MacLean 1992). During wet-dry cycles, the occurrence of swelling minerals and the dissolution of rock-forming minerals or cementation are the two main mechanisms affecting the durability of rock masses. In presence of water, swelling minerals may absorb a portion of available pore water in their structure. The cyclic swelling of these minerals results in the loading and unloading of intergranular tensile stress which can lead to breakage of the granular matrix and a decrease in overall rock quality (e.g., Erguler and Shakoor 2009; Hale and Shakoor 2003; Khanlari and Abdilor 2014; Özbek 2014; Sarman et al. 1994). The dissolution of constituent minerals and/or cementing materials occurs in presence of water and can also contribute to rock degradation (Bell 1992; Dove 1994). The aforementioned mechanisms highlight that the durability of a given geological unit to withstand the effects of time essentially depends on its microstructure and moisture conditions (i.e. the water contained in the pore space and joints). Geological units showing water absorption indexes less than 0.5 to 1% and porosities less than 2% are typically considered resistant to cyclical environmental stresses (Hale and Shakoor 2003; Lienhart 2003; Lindqvist et al. 2007; Topal and Acir 2004).

Based on work from the British Standards Institution (BSI), the Construction Industry Research and Information Association (CRIA/CUR 1991), and Lienhart (1998), Latham et al. (2006) provide guidelines for armour stone source quality evaluation. These guidelines include target values for various laboratory tests and suggest that lithologies with dry densities over 2.9 g/cm^3, water absorption indices less than 0.5%, and a porosities less than 2% can be considered as an excellent source of armour stone materials. The mean measured values of these physical properties indicate that the NPAG waste rock tested in this study should be durable and show an excellent resistance to freeze-thaw and wet-dry cycles.

7.3.2 Evolution of the physical properties of intact rock cores

The physical properties of each sample were reassessed after 20 and 80 freeze-thaw or wet-dry cycles. The mean measured mass losses were 0.02% for all tested conditions, with values ranging from 0.00 to 0.05% (see Boulanger-Martel 2019 for complete dataset). Considering, the precision

of the balance that was used, the accuracy of these measurements is ± 0.02%. Therefore, no marked mass losses were observed following the various degradation tests that were conducted. Similarly, dry density did not vary with freeze-thaw nor wet-dry cycles. The average measured dry density remained 2.92 g/cm^3 after 20 and 80 freeze-thaw and wet-dry cycles. In the case of cover materials, dry density is not typically considered as a design criterion. However, stable dry density values from 0 to 20 and 80 freeze-thaw and wet-dry cycles indicate that the samples' mass-to-volume relationships do not vary with time. This behaviour confirms the durability observed through the mass loss measurements and suggests that the porosity should also not vary significantly with increasing weathering cycles.

The evolutions of the mean, maximum, and minimum water absorption indexes and apparent porosities with freeze-thaw and wet-dry cycles are summarized in Table 7.4 (dataset provided in Boulanger-Martel 2019). The mean water absorption index value obtained for both freeze-thaw sample groups at the initial conditions was 0.09%. After 20 and 80 freeze-thaw cycles, the mean water absorption indexes were very similar to the initial conditions, with average values of 0.09% and 0.11%, respectively. Considering the accuracy of the balance that was used to weigh the samples, the accuracy of the method is about $\pm$ 0.01%. Therefore, the results indicate no noticeable trend between the water absorption index and number of freeze-thaw cycles. For the 20 and 80 wet-dry cycle sample groups, the initial water absorption indexes were 0.10 and 0.09%, respectively. The water absorption indexes increased 0.03% after 20 cycles and 0.04% after 80 cycles. Considering the precision of the method and that the measured water absorption indexes are still considerably below the 0.5% threshold for high-durability materials (Latham et al. 2006), the evolution of the tests indicated that wet-dry cycles have a negligible impact on the physical properties of the NPAG waste rock core samples.

Because the water absorption index is directly correlated with porosity, a similar behaviour as for the water absorption index was anticipated for porosity. However, the measured apparent porosity values tended to marginally increase with the increasing number of cycles (Table 7.4). The mean apparent initial porosities of the samples submitted to 20 and 80 freeze-thaw cycles were 0.43 and 0.37%, respectively. The mean measured apparent porosities increased by 0.07% and 0.13% after 20 and 80 freeze-thaw cycles, respectively, to reach values of 0.50%. A similar behaviour was

observed for the samples submitted to wet-dry cycles. The initial mean apparent porosities were 0.46 and 0.44% and increased by 0.13 and 0.19% to reach values of 0.59% and 0.63% after 20 and 80 wet-dry cycles, respectively. The effects of wet-dry cycles on the apparent porosity appear to be stronger than for freeze-thaw cycles. Because there was no sign of carbonate dissolution at the surface of the core samples, this behaviour could be explained by the fact that the soapstone may have exhibited some hygric swelling. Soapstone has been reported as showing a hygric swelling capacity of up to 200 to +1000 μm/m, despite rarely achieving such swelling due to their slow water uptake rates (Storemyr 2004). Thus, the reasons for the increase in apparent porosity can likely be attributed to the combined effects of: (1) experimental error and precision, and (2) the deepening of existing microfissures along foliation planes. However, because no particular variations in dry density or water absorption index were observed, it is difficult to attribute the increase in porosity only to weathering processes. Even though a slight increase in porosity was observed with freeze-thaw and wet-dry cycles, the absolute values are still very low and within the typical water-accessible porosity range for fresh soapstone-type rocks. The maximum water-accessible porosity is typically between 0.5 to 1.0% and mostly confined to the microfissures along foliation planes (Storemyr 2004).

Table 7.4 : Summary of the water absorption index and apparent porosity test results.

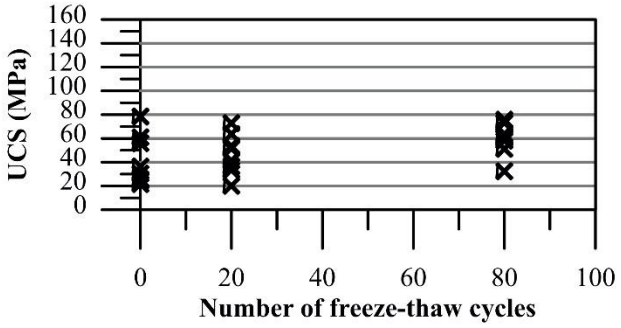
Sample parameters			Water absorption index (%)			Apparent porosity (%)		
Sample group	**Cycle**	**N**	**Mean ± SD**	**Max**	**Min**	**Mean ± SD**	**Max**	**Min**
20 freeze-thaw cycles	0	9	0.09±0.01	0.11	0.08	0.43±0.09	0.58	0.29
	20		0.09±0.01	0.11	0.08	0.50±0.11	0.66	0.34
80 freeze-thaw cycles	0	9	0.09±0.01	0.11	0.07	0.37±0.07	0.47	0.28
	80		0.11±0.01	0.12	0.08	0.50±0.10	0.66	0.36
20 wet-dry cycles	0	9	0.10±0.03	0.14	0.05	0.46±0.10	0.63	0.29
	20		0.13±0.02	0.14	0.08	0.59±0.10	0.74	0.43
80 wet-dry cycles	0	9	0.09±0.03	0.15	0.06	0.44±0.17	0.84	0.29
	80		0.13±0.02	0.15	0.07	0.63±0.12	0.87	0.41

N: number of test samples; SD: Standard deviation

7.3.3 Evolution of the mechanical properties of intact rock cores

The mechanical properties of intact rocks are important parameters to designers working in environments where dynamic or important static stress conditions are encountered (such as in building or coastal engineering) (e.g., Bayram 2012; Latham et al. 2006). However, in engineered

mine cover design, the absolute UCS value of intact rock is not typically used as a design criterion. Nonetheless, for the purposes of this study, assessing the evolution of UCS and *E* is a relevant performance indicator. Figure 7.1 and Figure 7.2 present the evolution of UCS and Young's modulus with increasing freeze-thaw and wet-dry cycles (dataset is found in Boulanger-Martel 2019). The mean UCS and *E* values that were obtained for the nine rock cores were 45.8 MPa and 17.0 Gpa, respectively. The mean UCS after 20 freeze-thaw cycles (47.3 MPa) was similar to that of the initial cores, but increased moderately to 59.7 MPa after 80 freeze-thaw cycles. The mean UCS values were fairly stable after both 20 and 80 wet-dry cycles (41.4 MPa and 44.0 MPa, respectively). Values of *E* were also quite similar before and after freeze-thaw and wet-dry cycles. Young's modulus values of 17.3 and 18.3 GPa were obtained after 20 and 80 freeze-thaw cycles, respectively, compared to 17.5 and 17.1 GPa for 20 and 80 wet-dry cycles, respectively.

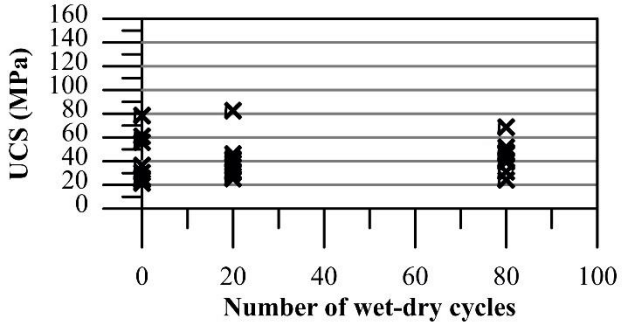


Sample parameters		UCS (MPa)	*E* (GPa)
Conditions	N	Mean ± SD	Mean ± SD
Initial	9	45.8±23.0	17.0±4.0
Freeze-thaw 20	9	47.3±16.2	17.3±3.0
Freeze-thaw 80	10	59.7±12.7	18.3±2.5

Figure 7.1 : Evolution of UCS and *E* values with freeze-thaw cycles.

Although most of the obtained UCS values were within typical ranges for soapstone rocks (30-60 MPa; Storemyr 2004), the data obtained in this study show a wide spread (Figure 7.1 and Figure 7.2). For example, the results obtained for the initial conditions varied by 56.9 MPa (21.7 to 78.6 MPa). The difference between the maximum and minimum measured values ranged from 43.5 to 57.1 MPa for all sample groups. A similar behaviour was observed for *E* values, which had spreads between 6.5 and 10.3 GPa. Large spreads were expected due to the mineralogical and structural heterogeneity of the NPAG waste rocks. Figure 7.3 shows examples of UCS and *E* results obtained

for four different NPAG waste rock core samples. Figures 7.3a and 7.3b show that UCS and *E* values obtained for the most intact specimens (i.e., less foliation with little to no veins) were highly variable. For such samples, the disparities in terms of UCS and *E* can mostly be attributed to differences in mineralogical compositions. Figure 7.3c represents a typical NPAG waste rock with numerous quartz-carbonate veins in various orientations. These types of specimens commonly displayed low UCS and low *E* values. Finally, the specimen shown in Figure 7.3d is representative of the most foliated NPAG waste rock, which has little to no exposed veins and showed a great variability in UCS and *E*. Although potentially relevant, an investigation of the effects of mineralogy and structure on the mechanical behaviour of waste rock cores was outside the scope of this study. However, this example clearly suggests that the spread in UCS and *E* values for the tested samples is related to the NPAG waste rock's heterogeneous nature. Nonetheless, all sample groups were created by selecting similar sample sets that were representative of the waste rock unit's mineralogical and structural heterogeneity. Therefore, the mean UCS values (with their associated *E*) obtained for each sample group can be considered as representative of the average material properties at a given testing stage.

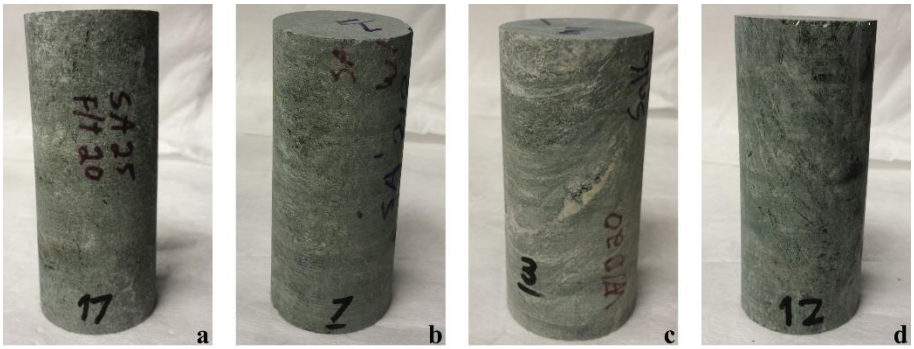


Sample parameters		UCS (MPa)	*E* (GPa)
Conditions	N	Mean ± SD	Mean ± SD
Initial	9	45.8±23.0	17.0±4.0
Wet-dry 20	9	41.4±16.7	17.5±3.1
Wet-dry 80	9	44.0±12.7	17.1±2.4

Figure 7.2 : Evolution of UCS and E values with wet-dry cycles.

Freeze-thaw and wet-dry weathering tend to decrease UCS and *E* values with increasing cycles (e.g., Khanlari and Abdilor 2014; Ruedrich et al. 2011; Takarli et al. 2008; Yavuz 2011). This behaviour was not observed for the tested NPAG waste rock samples, which, considering the

spread in the data, showed relatively stable UCS and *E* values. This behaviour suggests that the NPAG waste rock unit is not affected by freeze-thaw and wet-dry cycles.



UCS: 72.8 Mpa
E: 21.7 GPa

UCS: 38.4 Mpa
E: 16.8 GPa

UCS: 31.6 Mpa
E: 13.9 GPa

UCS: 36.3 Mpa
E: 23.5 GPa

Figure 7.3 : NPAG waste rock heterogeneity and associated UCS / E.

7.3.4 Freeze-thaw and wet-dry durability of rock slabs

The mass losses calculated for the rock slab samples after 80 freeze-thaw and wet-dry cycles are presented in Table 7.5. The results showed mass losses ranging from 0.02% to 0.05% and from 0.03% to 0.59% for the freeze-thaw and wet-dry tests, respectively. All freeze-thaw mass loss values were below the 0.1% mass examination precision of ASTM D5312-12(2013). The average mass loss of the tested rock slabs due to freeze-thaw cycles was 0.04%. Although most wet-dry mass loss values were very low, slightly higher values were observed with respect to the freeze-thaw tests. Additionally, one slab (5-WD) showed a more significant mass loss (0.59%) compared to the other four slabs (average of 0.06% for 1-WD to 4-WD) when submitted to wet-dry cycles. This higher mass loss was due to the breakage of a particle on the side of slab 5-WD after cycle 14. Breaking of this particle was an effect of external surface texture and was anticipated, because the sample showed a visible plane of weakness at that location prior to testing. This event was observed because the slabs were not cut squarely on their sides during preparation. The average wet-dry cycles mass loss of all five tested rock slabs is 0.16%.

ASTM D5312-12(2013) and ASTM D5313-12(2013) do not provide limits for mass loss values. However, Latham et al. (2006) suggest that samples with < 0.5% mass loss after freeze-thaw or wet-dry weathering tests should be considered as an excellent source of armour stone material for costal civil engineering structures. Furthermore, the authors suggested that materials with mass

losses between 0.5 and 1% (i.e., sample 5W/D) can be categorized as "good" construction materials. Because mine cover materials are used in less harsh environments than marine armour stones or rip rap materials, the guidelines proposed by Latham et al. (2006) represent conservative target values in terms of their anticipated field performances. The results of the rock slab mass loss tests suggest an excellent durability with respect to both the freeze-thaw and wet-dry tests for the NPAG waste rock unit.

Table 7.5 : Mass losses of the tested rock slabs due to 80 freeze-thaw and wet-dry cycles.

Freeze-thaw		**Wet-dry**	
Slab #	**Mass loss (%)**	**Slab #**	**Mass loss (%)**
1-FT	0.03	**1-WD**	0.07
2-FT	0.05	**2-WD**	0.09
3-FT	0.02	**3-WD**	0.03
4-FT	0.04	**4-WD**	0.04
5-FT	0.04	**5-WD**	0.59
Average	0.04	**Average**	0.16

7.3.5 Effects of freeze-thaw cycles on unconfined aggregates

For each fraction, the dry mass retained at the sieve opening originally used during the preparation procedure was used to calculate the mass loss. Mass losses are presented in Table 7.6 for each of the tested grain-size fractions. The average mass loss was 4.35% and the weighted average mass loss based on the material's 0 to 50 mm grain-size distribution was 3.45%. The maximum mass loss was observed in the 9.5 to 13.2 mm fraction (7.82%) and the minimum mass loss was observed in the 26.5 to 37.5 mm fraction (1.15%). The observed mass losses were considerably less than the Ministry of Transportation of Ontario's maximum mass loss specification (15%) for open graded drainage layer materials. Similarly, the results also showed an average mass loss value lower than the CSA A23.2-24A and MTO Ls-614 limit (6.0%) for coarse concrete aggregates exposed to freezing and thawing. The above criteria are presumably suitable for cover materials because the impact of degradation is not expected to be more significant in mine covers than for civil infrastructures. It is also important to note that the testing in this study extended up to 80 cycles, which is 16 times the number of cycles required by the standard procedures outlined in CSA A23.2-24A and MTO Ls-614. Therefore, based on the available mass loss criteria, the NPAG waste rock's aggregates can be considered resistant to freeze-thaw cycles.

Table 7.6 : Mass loss of the tested grain-size fractions after the unconfined aggregate freeze-thaw test.

Fraction	Mass loss (%)	<74µm (%)
37.5 – 50	4.12	0.56
26.5 – 37.5	1.15	0.02
19 – 26.5	4.01	0.60
13.2 – 19	4.81	0.36
9.5 – 13.2	7.82	1.24
4.75 – 9.5	4.36	1.06
2 – 4.75	4.78	1.66
0.71 – 2	3.72	2.14

Wet sieving was also performed on the weathered samples to determine the grain-size distribution of the degraded materials for each fraction. The grain-size distributions of the degraded NPAG waste rock aggregate samples are shown in Figure 7.4. The results indicate that the tested fractions maintained most of their initial masses (92.18 to 98.85% – by mass loss calculations). The grain-size distributions also revealed that the mass losses generated by rock freeze-thaw degradation processes included some particle breakage/fragmentation and little generation of fine particles. The production of fine particles accounted for 0.02% to 2.14% of the initial mass. The release of fines was calculated based on the cumulative mass recovered using the 0.074 mm sieve. For example, 97.86% mass recovery at the 0.074 mm sieve obtained for the 0.71 to 2 mm sample corresponds to a 2.14 % release of fines. The finer particles tended to produce more fines than the coarser particles (Table 7.6). The total fine particle release during the durability tests represented 0.5% of the material's total mass. Based on visual observations, most of the aggregate degradation appeared to be related to the presence of strongly altered particles. After testing, these particles were highly friable and showed significant signs of weathering.

The mineralogical compositions of the post-testing 19 to 50 mm, 0.71 to 4.75 mm, and 0.074 to 0.212 mm fractions were determined by XRD and are presented in Table 7.7. Generally, the mineralogical compositions of the source samples (19 to 50 mm and 0.71 to 4.75 mm fractions) were similar to the degraded materials (0.074 to 0.212 mm), with talc (33.7 – 42.7%) and chlorite (32.5 – 42.2%) being the two main rock-forming minerals. Significant carbonate (calcite + dolomite + siderite) contents (11.7 – 25.3%) were quantified for the tested samples, but no

actinolite and slightly higher talc contents were quantified for the 0.074 to 0.212 mm fraction. Mineralogical anomalies such as an enrichment in chlorite and/or talc in the degraded materials relative to the source samples were expected to occur if the NPAG waste rocks' weaker minerals were responsible for rock degradation during freeze-thaw cycles. However, such anomalies were not observed, thus suggesting that freeze-thaw cycles are not likely to alter the nature of even the weaker minerals.

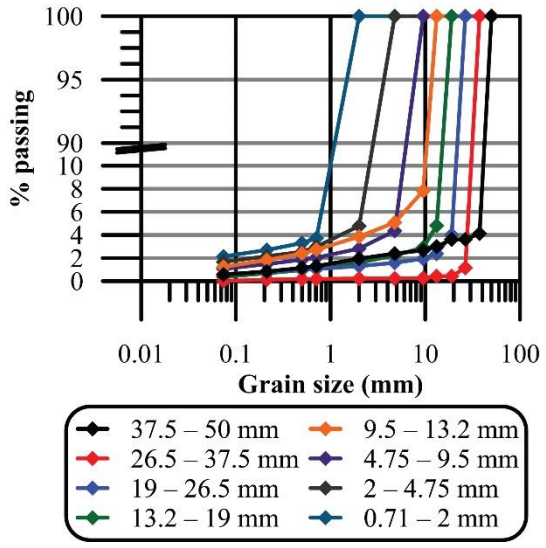


Figure 7.4 : Grain-size distributions of the degraded unconfined NPAG waste rock aggregates.

Table 7.7 : Mineralogical composition of the different fractions after testing.

Mineral phase	Mineral content (wt %)		
	19 to 50 mm	0.71 to 4.75 mm	0.074 to 0.212 mm
Actinolite	5.61	3.00	-
Carbonates	11.71	25.30	18.90
Chlorite	42.16	32.53	34.62
Quartz	2.70	5.59	3.80
Talc	37.83	33.66	42.69

7.4 Discussion on the NPAG waste rock durability and expected field performances

At Meadowbank mine, the insulation cover design consists of placing a layer of NPAG waste rock over the potentially acid-generating tailings and waste rocks to lower their temperature and limit

acid generation. In this context, the main concerns regarding the potential effects of rock weathering in Meadowbank's tailings and waste rock facilities are related to the cover's overall physical integrity as well as the generation of fine particles which could end up in drainage waters and affect water quality.

The results of the durability tests conducted in this study suggest that the NPAG waste rock is resistant to freeze-thaw and wet-dry cycles, and that the physical integrity of the cover should remain high. However, the importance of each degradation process should be put into perspective with laboratory test results in order to validate that the anticipated field performance is reliable in the long-term. In general, the effects of wet-dry cycles on the NPAG waste rock unit's properties appeared to have slightly more influence than freeze-thaw cycles. In the field, residual water content conditions are observed within most cover materials (water content does not vary much with time), and cover materials are kept frozen for most of the year (Figure 7.5). These conditions, combined with the region's low annual precipitation (~280 mm) and the NPAG waste rock's low water absorption capabilities, suggest that the effects of wet-dry cycles will be of marginal importance. Thus, freezing and thawing should be considered as the main weathering mechanisms affecting Meadowbank's mine NPAG cover materials. For the purposes of this discussion, an example of a typical evolution of cover materials' temperature with time at different depths of a 4.00 m NPAG waste rock insulation cover constructed over the Meadowbank tailings storage facility is shown in Figure 7.5. From this figure, it can be observed that the number of annual freeze-thaw cycles in the NPAG waste rock cover rapidly decreases with depth. Materials close to the surface (-0.05 m) may undergo 15 to 20 freeze-thaw cycles in a single year, while the materials located a meter under the cover (-1.00 m) are limited to 1 to 4 cycles a year. Deeper under the cover, materials may not undergo any freeze-thaw cycle (-3.00 and -4.00 m). Given that only the surface is affected by more than 1 freeze-thaw cycle per year, it can be concluded that the durability test results of this study can be considered for long-term performance projections. Additionally, it is important to consider that the freeze-thaw testing conditions (i.e., samples always having contact with accessible water) were more aggressive that the actual field moisture conditions (i.e., residual water content). A rock mass with a saturation below 60 – 70% is less prone to freeze-thaw weathering than one with a saturation over 70% (Chen et al. 2004). Therefore, based on the various freeze-thaw degradation test results, and with consideration of field conditions, the long-term

physical integrity of the Meadowbank insulation cover materials should be assured, regardless of cover thickness. Furthermore, durability tests on wet-dry cycles also suggested an excellent durability of the NPAG waste rock unit based on samples submitted to conditions worse than those expected in the field.

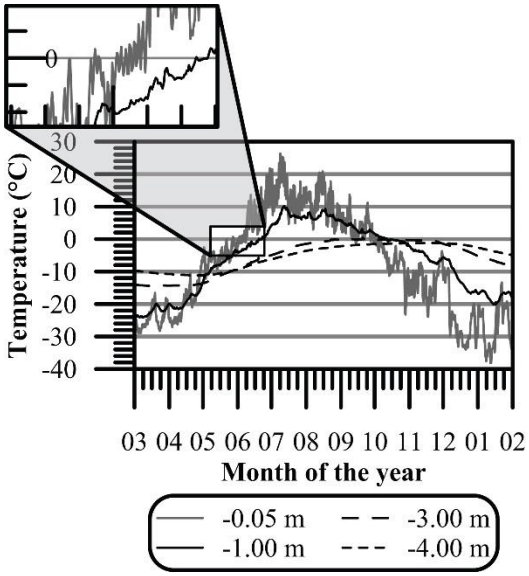


Figure 7.5 : Evolution of cover materials' temperature with time at different depths in a 4.00 m NPAG waste rock insulation cover placed over Meadowbank's tailings storage facility.

The potential of contamination of drainage waters by the release of fine particles is not a parameter that can be explicitly quantified by the type of tests that were conducted in this study. However, this possible problem was addressed by analyzing the NPAG waste rock's freeze-thaw behaviour to assess if the release of fine particles in drainage waters should be expected. Under freezing and thawing condition, the mass loss durability tests were conducted on intact rock cores, rock slabs, and < 50 mm granular materials. The particle-size range covered by the laboratory tests is representative of the NPAG waste rock grain-size distribution. It is expected that the coarser particles will have a freeze-thaw mass loss durability similar to what was observed for the intact rock cores and slabs, while the finer particles will display a behaviour similar to the tested unconfined aggregates. Rock cores and rock slabs showed negligible mass losses after 20 and 80 freeze-thaw cycles, suggesting no significant release of fine particles due to freeze-thaw weathering of rock masses for particles > 100–150 mm. The wet sieving process that was performed after the unconfined freeze-thaw test indicated a total weighted average release of particles < 74 μm of 0.5%

of the total mass after 80 freeze-thaw cycles. However, because of the much higher specific surface of the < 50 mm materials, some carbonate dissolution may also have occurred and been included in the calculated release of fines. At the same time, the dissolution of carbonate minerals offers a positive impact in the context of environmental reclamation by releasing alkalinity into the system which would help neutralize acidic drainages (e.g., Kwong 1993; Sherlock et al. 1995). Considering the test sample sizes and the NPAG waste rock's grain-size distribution, only about 20 to 25% of the NPAG waste rock mass is expected to generate some fine particles due to freeze-thaw weathering. Taking into account the experimental results and a realistic field timescale of particle release (relative to the number of freeze-thaw cycles experienced by cover materials), the potential to release fine particles is expected to be low.

7.5 Conclusions

This article presents the results of a laboratory investigation on the durability of a NPAG waste rock unit (used as insulation cover material at Meadowbank mine) with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles. The laboratory approach that was developed involved adapting existing standard and non-standard methods to test the long-term durability of the material, including consideration of site-specific climatic conditions at Meadowbank mine. Due to its high density, low water absorption capabilities, and low apparent porosity, the NPAG waste rock unit did not show significant signs of degradation after freeze-thaw and wet-dry cycles treatments. Mass losses characterizing high-durability materials were found for all freeze-thaw and wet-dry cycles durability tests. Degradation tests conducted on rock cores indicated negligible variations in the NPAG waste rock's physical and mechanical properties with freeze-thaw and wet-dry cycles. Considering in situ climatic conditions and the cover's thermal regime, the test results suggest that no complications related to the material's physical integrity or drainage water quality would be expected in the long-term. In light of these results, the NPAG waste rock unit is considered an excellent construction material for the construction of an insulation cover at Meadowbank mine.

Because access to high-quality construction materials can be limited for mine sites located in remote regions, the use of NPAG waste rocks can be an interesting alternative. However, in some

case, the physical durability of these materials in the face of cyclical environmental weathering can be poor. At the moment, assessments of physical durability with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles for mine cover materials are not included in typical design methodologies. For this reason, existing standards and methods were adapted to the specific field conditions of insulation covers. The developed laboratory approach provided useful information to assess the durability of Meadowbank's NPAG waste rock unit. This approach could be used in the future to differentiate resistant from weak rock units for mine cover engineering in cold regions.

7.6 Acknowledgements

The authors would like to acknowledge NSERC for its scholarship to the first author. Dr. Richard Simon and Dr. Arash Khosravi from the Polytechnique Montréal rock mechanics laboratory are thanked for the help they provided with laboratory work. The authors also thank the Meadowbank mine geotechnical team for their precious collaboration and Gary Schudel for assistance with the manuscript.

References

AASTHO (2008) Standard Method of Test for Soundness of Aggregates by Freezing and Thawing (AASTHO T 103). American Association of State Highway and Transportation Officials, Washington, DC

ASTM (2013a) Standard Test Method for Evaluation of Durability of Rock for Erosion Control Under Freezing and Thawing Conditions (ASTM D5312/5312M-12(2013)). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D5312_D5312M-12R13

ASTM (2013b) Standard Test Method for Evaluation of Durability of Rock for Erosion Control Under Wetting and Drying Conditions (ASTM D5313/5313M-12(2013)). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D5313_D5313M-12R13

ASTM (2013c) Standard Test Method for Evaluation of Durability of Rock for Erosion Control Using Sodium Sulfate or Magnesium Sulfate (ASTM D5240/5240M-12(2013)e1). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D5240_D5240M-12R13E01

ASTM (2014a) Standard Practice for Evaluation of Rock to be Used for Erosion Control (ASTM D4992-14e1). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D4992-14E01

ASTM (2014b) Standard Test Methods for Compressive Strength and Elastic Moduli of Intact Rock Core Specimens under Varying States of Stress and Temperatures (ASTM D7012-14e1). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D7012-14E01.

ASTM (2015) Standard Practice for Preparation of Rock Slabs for Durability Testing (ASTM D5121-15). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D5121-15

ASTM (2016) Standard Test Method for Slake Durability of Shales and Similar Weak Rocks (ASTM D4644-16). ASTM International, West Conshohocken, PA. doi: 10.1520/D4644-16

Aubertin M, Bussière B, Bernier L (2002) Environment and Management of Mine Wastes. Presses internationales Polytechnique, Montreal, Canada

Aubertin M, Bussière B, Pabst T, James M, Mbonimpa M (2016) Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, 16

Aubertin M, Fala O, Molson JW, Gamache-Rochette A, Lahmira B, Martin V, Lefebvre R, Bussière B, Chapuis RP, Chouteau M (2005) Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, CD-Rom, CIM

Awoh AS, Bruno B, Batzenschlager C, Boulanger-Martel V, Lépine T, Voyer É (2016) Design, construction and preliminary results of two insulation covers at the Meadowbank mine. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, 12

Bayram F (2012) Predicting mechanical strength loss of natural stones after freeze–thaw in cold regions. Cold Regions Science and Technology, **83**, 98-102, doi: https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2012.07.003

Bell RG (1992) The durability of sandstone as building stone, especially in urban environments. Environmental & Engineering Geoscience, **29**, 49-60

Boulanger-Martel V (2019) Evolution of the physical and mechanical properties of NPAG waste rocks cores with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles. Mendeley Data, v1. http://dx.doi.org/10.17632/2kzf6grgvb.1

Boulanger-Martel V, Bussière B, Côté J, Mbonimpa M (2016) Influence of freeze–thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock–bentonite mixtures to control oxygen migration. Canadian Geotechnical Journal, **53**, 753-764, doi: https://doi.org/10.1139/cgj-2015-0155

Boulanger-Martel V, Bussière B, Côté J, Gagnon P (2017) Design, construction, and preliminary performance of an insulation cover with capillary barrier effects at Meadowbank mine, Nunavut. 70th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario, Canada

Boulanger-Martel V, Bussière B, Côte J (2018a) Évaluation de modes de restauration pour le parc à résidus miniers de la mine Meadowbank. Rouyn-Noranda 2018 Symposium on mines and the environment. Canadian Institut of Mining, Metallurgy and Petroleum, Rouyn-Noranda, Québec, Canada

Boulanger-Martel V, Poirier A, Côté J, Bussière B (2018b) Thermal conductivity of Meadowbank's mine waste rocks and tailings. 71th Canadian Geotechnical Conference, Edmonton, Alberta, Canada

Chaki S, Takarli M, Agbodjan W (2008) Influence of thermal damage on physical properties of a granite rock: porosity, permeability and ultrasonic wave evolutions. Construction and Building Materials, **22**, 1456-1461, doi: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2007.04.002

Chen T, Yeung M, Mori N (2004) Effect of water saturation on deterioration of welded tuff due to freeze-thaw action. Cold Regions Science and Technology, **38**, 127-136, doi: https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2003.10.001

CRIA/CUR (1991) Manual on the use of rock in coastal and shoreline engineering.

CSA (2004) Test Method for the Resistance of Unconfined Coarse Aggregate to Freezing and Thawing (CSA A23.2-24A). Canadian Standards Association, Toronto, Ontario

Cumberland ressources Ltd. (2005) Meadowbank Gold Project, Baseline Physical Ecosystem Report

Dagenais AM (2005) Techniques de contrôle du DMA basées sur les effets capillaires, Ph. D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, Québec

de Argandoña VR, Rey AR, Celorio C, del Río LS, Calleja L, Llavona J (1999) Characterization by computed X-ray tomography of the evolution of the pore structure of a dolomite rock during freeze-thaw cyclic tests. Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy, **24**, 633-637, doi: https://doi.org/10.1016/S1464-1895(99)00092-7

Dove PM (1994) The dissolution kinetics of quartz in sodium chloride solutions at 25 degrees to 300 degrees C. American Journal of Science, **294**, 665-712, doi: 10.2475/ajs.294.6.665

Elberling B (2005) Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. Cold Regions Science and Technology, **41**, 121-133, doi: https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2004.09.004

Elberling B, Schippers A, Sand W (2000) Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. Journal of contaminant hydrology, **41**, 225-238, doi: https://doi.org/10.1016/S0169-7722(99)00085-6

EN (2007) Tests for Thermal and Weathering Properties of Aggregates Part 1: Determination of Resistance to Freezing and Thawing (EN 1367-1). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium

Erguler, Z. & Shakoor, A. 2009. Relative contribution of various climatic processes in disintegration of clay-bearing rocks. Engineering geology, **108**, 36-42, doi: https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2009.06.002

Ertas B, Topal T (2008) Quality and durability assessments of the armourstones for two rubble mound breakwaters (Mersin, Turkey). Environmental Geology, **53**, 1235-1247, doi: 10.1007/s00254-007-0712-z

French HM (2007) The Periglacial Environnement. Third Edition ed. John Wiley & Sons, Ltd.

Gao F, Wang Q, Deng H, Zhang J, Tian W, Ke B (2017) Coupled effects of chemical environments and freeze–thaw cycles on damage characteristics of red sandstone. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, **76**, 1481-1490, doi: 10.1007/s10064-016-0908-0

Graham J, Franklin K, Alfaro M, Wortley J (2007) Degradation of shaley limestone riprap. Canadian Geotechnical Journal, **44**, 1265-1272, doi: https://doi.org/10.1139/T07-054.

Hale PA, Shakoor A (2003) A laboratory investigation of the effects of cyclic heating and cooling, wetting and drying, and freezing and thawing on the compressive strength of selected sandstones. Environmental & Engineering Geoscience, **9**, 117-130, doi: https://doi.org/10.2113/9.2.117

Hall K (1999) The role of thermal stress fatigue in the breakdown of rock in cold regions. Geomorphology, **31**, 47-63, doi: https://doi.org/10.1016/S0169-555X(99)00072-0

Hall K, Thorn C (2011) The historical legacy of spatial scales in freeze–thaw weathering: Misrepresentation and resulting misdirection. Geomorphology, **130**, 83-90, doi: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.10.003

ISRM (1981) Rock Characterization, testing and Monitoring, ISRM Suggested Methods, Pergamon Press

Jamshidi A, Nikudel MR, Khamehchiyan M (2013) Predicting the long-term durability of building stones against freeze–thaw using a decay function model. Cold Regions Science and Technology, **92**, 29-36, doi: https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2013.03.007

Janvier V, Castonguay S, Mercier-Langevin P, Dubé B, McNicoll V, Pehrsson S, Malo, M, De Chavigny B, Cote-Mantha O (2015) Preliminary results of geology of the Portage deposit, Meadowbank gold mine, Churchill Province, Nunavut, Canada. Geological Survey of Canada, Current Research, **2**, 18

Kalonji Kabambi A, Bussière B, Demers I (2017) Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. Geotechnical and Geological Engineering, **35**, 1199-1220, doi: 10.1007/s10706-017-0174-3

Khanlari G, Abdilor Y (2014) Influence of wet–dry, freeze–thaw, and heat–cool cycles on the physical and mechanical properties of Upper Red sandstones in central Iran. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 1-14, doi: 10.1007/s10064-014-0691-8

Kwong YTJ (1993) Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. MEND Project 1.32.1

Latham JP, Lienhart D, Dupray S (2006) Rock quality, durability and service life prediction of armourstone. Engineering geology, **87**, 122-140, doi: DOI: 10.1016/j.enggeo.2006.06.004

Lautridou J, Ozouf JC (1982) Experimental frost shattering 15 years of research at the Centre de Géomorphologie du CNRS. Progress in Physical Geography, **6**, 215-232, doi: https://doi.org/10.1177/030913338200600202

Lienhart D (1998) Rock engineering rating system for assessing the suitability of armourstone sources. Geological Society, London, Engineering Geology Special Publications, **13**, 91-106, doi: https://doi.org/10.1144/GSL.ENG.1998.013.01.08

Lienhart DA (2003) A systems approach to evaluation of riprap and armor stone sources. Environmental & Engineering Geoscience, **9**, 131-149, doi: DOI: 10.2113/9.2.131

Lindqvist JE, Åkesson U, Malaga K (2007) Microstructure and functional properties of rock materials. Materials Characterization, **58**, 1183-1188, doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.matchar.2007.04.012

Lindsay MBJ, Moncur MC, Bain JG, Jambor JL, Ptacek CJ, Blowes DW (2015) Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. Applied Geochemistry, **57**, 157-177, doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009

Mackay JR (1999) Cold-climate shattering (1974 to 1993) of 200 glacial erratics on the exposed bottom of a recently drained arctic lake, Western Arctic coast, Canada. Permafrost and

Periglacial Processes, **10**, 125-136, doi: https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1530(199904/06)10:2<125::AID-PPP311>3.0.CO;2-L

Maqsoud A, Bussière B, Turcotte S, Roy M (2017) Performance evaluation of covers with capillary barrier effects (CCBE) under deep groundwater conditions using experimental cells 70th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario, Canada

Martínez-Martínez J, Benavente D, Gomez-Heras M, Marco-Castaño L, García-del-Cura MÁ (2013) Non-linear decay of building stones during freeze–thaw weathering processes. Construction and Building Materials, **38**, 443-454, doi: https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.07.059

Matsuoka N (1990) Mechanisms of rock breakdown by frost action: an experimental approach. Cold Regions Science and Technology, **17**, 253-270, doi: https://doi.org/10.1016/S0165-232X(05)80005-9

MEND (2001) Mine environment neutral drainage manual. Vol. 4: Prevention and control. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology (CANMET), Ottawa, Ontario, Canada

MEND (2002) A Review of Non-Traditional Dry Covers. Report 2.21.3b. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology (CANMET), Ottawa, Ontario, Canada

MEND (2004a) Covers For Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review. Report 1.61.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology (CANMET), Ottawa, Ontario, Canada

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 (CANMET), Ottawa, Ontario, Canada

MEND (2012) Cold Regions Cover System Design Technical Guidance Document. Report 1.61.5c. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology (CANMET), Ottawa, Ontario, Canada

Morin P, Dionne G (2014) Characterization of armour stone breakwater through a freeze-thaw resistance approach. 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada, Paper 138

MTO (2012) Method of test for freezing and thawing of coarse aggregare. (MTO LS-614), rev 27, Ministry of Transportation of Ontario (MTO)

Mutlutürk M, Altindag R, Türk G (2004) A decay function model for the integrity loss of rock when subjected to recurrent cycles of freezing–thawing and heating–cooling. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, **41**, 237-244, doi: https://doi.org/10.1016/S1365-1609(03)00095-9

Nicholson DT, Nicholson FH (2000) Physical deterioration of sedimentary rocks subjected to experimental freeze–thaw weathering. Earth Surface Processes and Landforms, **25**, 1295-1307, doi: https://doi.org/10.1002/1096-9837(200011)25:12<1295::AID-ESP138>3.0.CO;2-E

NT BUILD (2004) Test for thermal and weathering properties of aggregates: Determination of resistance to freezing and thawing with/without salt (NT BUILD 485). Nordtest, Taastrup, Denmark

Özbek A (2014) Investigation of the effects of wetting–drying and freezing–thawing cycles on some physical and mechanical properties of selected ignimbrites. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, **73**, 595-609, doi: 10.1007/s10064-013-0519-y

Park J, Hyun CU, Park HD (2015) Changes in microstructure and physical properties of rocks caused by artificial freeze–thaw action. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, **74**, 555-565, doi: 10.1007/s10064-014-0630-8

Peregoedova A (2012) Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire, M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, QC

Pirinen H, Leinonen S (2005) Soapstone and its properties. Problems in the rational use of natural and technogenic raw materials from the Barents region in construction and technical material

technology, Russian Academy of Sciences, Karelian Research centre, Petrozavodsk, Russia, 166-168

Renken K (2006) Pilot study of soil-based covers for acid rock drainage mitigation, Ph.D. Thesis, University of Western Ontario, London, Ontario

Ruedrich J, Kirchner D, Siegesmund S (2011) Physical weathering of building stones induced by freeze–thaw action: a laboratory long-term study. Environmental Earth Sciences, **63**, 1573-1586

Sarman R, Shakoor A, Palmer DF (1994) A multiple regression approach to predict swelling in mudrocks. Environmental & Engineering Geoscience, **31**, 107-121, doi: https://doi.org/10.2113/gseegeosci.xxxi.1.107

Sherlock E, Lawrence R, Poulin R (1995) On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. Environmental Geology, **25**, 43-54. doi: 10.1007/BF01061829

Smith M, Riseborough D. (2002) Climate and the limits of permafrost: a zonal analysis. Permafrost and Periglacial Processes, **13**, 1-15, doi: 10.1002/ppp.410

Smith SL, Lewkowicz AG, Burn CR, Allard M, Throop J (2010) The thermal state of permafrost in Canada-Results from the International Polar Year. GEO2010, 63rd Canadian Geotechnical Conference and the 6th Canadian Permafrost Conference, Calgary, 1214-1221

Smith SL, Riseborough DW, Ednie M, Chartrand J (2013) A map and summary database of permafrost temperatures in Nunavut, Canada; Geological Survey of Canada, Open File 7393. doi:10.4095/292615

Storemyr P (2004). Weathering of soapstone in a historical perspective. Materials Characterization, **53**, 191-207, doi: https://doi.org/10.1016/j.matchar.2004.06.015

Storemyr P, Heldal T (2002) Soapstone production through Norwegian history: geology, properties, quarrying and use. In: Hermann J, H.N., Newman R (eds) (ed.) ASMOSIA 5 : Interdisciplinary Studies on Ancient Stone, Archetype Publications Ltd., 359-369

Takarli M, Prince W, Siddique R (2008) Damage in granite under heating/cooling cycles and water freeze–thaw condition. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, **45**, 1164-1175, doi: 10.1016/j.ijrmms.2008.01.002

Tan X., Chen W., Yang J, Cao J (2011) Laboratory investigations on the mechanical properties degradation of granite under freeze–thaw cycles. Cold Regions Science and Technology, **68**, 130-138, doi: https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2011.05.007

Tex (1999) Coarse aggregate freeze-thaw (Tex-432-A). Texas Department of Transportation

Topal T, Acir O (2004) Quality assessment of armourstone for a rubble mound breakwater (Sinop, Turkey). Environmental Geology, **46**, 905-913, doi: 10.1007/s00254-004-1102-4

Topal T, Doyuran V (1998) Analyses of deterioration of the Cappadocian tuff, Turkey. Environmental Geology, **34**, 5-20, doi: 10.1007/s002540050252

Tuğrul A (2004) The effect of weathering on pore geometry and compressive strength of selected rock types from Turkey. Engineering geology, **75**, 215-227, doi: https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2004.05.008

Vavro M, Gajda J, Přikryl R, Siegl P (2015) Soapstone as a locally used and limited sculptural material in remote area of Northern Moravia (Czech Republic). Environmental Earth Sciences, **73**, 4557-4571, doi: 10.1007/s12665-014-3742-3

Wright JS (2000) The spalling of overgrowths during experimental freeze–thaw of a quartz sandstone as a mechanism of quartz silt production. Micron, **31**, 631-638, doi: https://doi.org/10.1016/S0968-4328(99)00074-8

Yavuz A (2012) Durability assessment of the Alaçatı tuff (Izmir) in western Turkey. Environmental Earth Sciences, **67**, 1909-1925, doi: 10.1007/s12665-012-1632-0

Yavuz H (2011) Effect of freeze–thaw and thermal shock weathering on the physical and mechanical properties of an andesite stone. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, **70**, 187-192, doi: 10.1007/s10064-010-0302-2

Yavuz H, Altindag R, Sarac S, Ugur I, Sengun N (2006) Estimating the index properties of deteriorated carbonate rocks due to freeze–thaw and thermal shock weathering. International

Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, **43**, 767-775, doi: https://doi.org/10.1016/j.ijrmms.2005.12.004

Yong R, Mohamed A (1992) Cyclic freeze thaw consideration in design of engineered soil covers for reactive tailings. Proceedings of the CSCE 2nd Environmental Specialty Conference, Québec, Québec, 27-29

Young M, MacLean C (1992) Stonecleaning in Scotland: Literature Review. Report to Historic Scotland and Scottish Enterprise by Masonry Conservation Research Group, Gilcomston Litho, Aberdeen, 52

Zhou KP, Li B, Li JL, Deng HW, Bin F (2015). Microscopic damage and dynamic mechanical properties of rock under freeze–thaw environment. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, **25**, 1254-1261, doi: https://doi.org/10.1016/S1003-6326(15)63723-2.

CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE

8.1 Retour sur les chapitres précédents et objectifs de la discussion

Au cours de ce projet, une partie importante du travail a été consacrée à la caractérisation des propriétés thermiques et hydrogéologiques des matériaux de recouvrement et des résidus miniers. Ces résultats, présentés aux Chapitres 3 et 4, se sont avérés d'une importance majeure pour l'interprétation des résultats de suivi du comportement thermique et hydrogéologique des cellules expérimentales de terrain. Ceci démontre qu'une caractérisation des propriétés des matériaux adéquate et de qualité permet d'augmenter le niveau de compréhension des mécanismes gouvernant le comportement *in situ* des recouvrements isolants (avec et sans couche de rétention d'humidité). Les travaux de caractérisation des propriétés des matériaux ont aussi permis d'identifier que la température à partir de laquelle la réactivité des résidus miniers de Meadowbank devient négligeable est de 0 °C. Cette température a été établie comme critère de température cible (T_{cible}) pour l'entreposage sécuritaire des résidus miniers de Meadowbank et été pris à titre de critère de base pour l'évaluation de la performance des recouvrements testés.

Deux configurations de recouvrements isolants ont été testées sur le terrain afin de démontrer l'efficacité de l'approche actuellement considérée par Meadowbank pour la restauration de leur parc à résidus miniers. Le comportement *in situ* des configurations testées présenté au Chapitre 5 montre que le recouvrement de 4 m a permis de conserver les résidus miniers de Meadowbank sous la température critique de 0 °C en tout temps tandis que le recouvrement de 2 m a montré des températures à l'interface résidus-recouvrement supérieures à 0 °C pour 100 – 120 jours. En ne se fiant que sur la température, le recouvrement de 2 m n'a pas une performance adéquate. Toutefois, lorsque la période d'exposition aux températures froides et les conditions d'humidité dans les résidus et les matériaux de recouvrement sont prises en compte, la performance du recouvrement de 2 m devient suffisante pour limiter l'oxydation des sulfures en tout temps. L'étude de la performance *in situ* des recouvrements isolants envisagés à Meadowbank pour la

restauration de leur parc à résidus miniers démontre donc que cette approche est efficace (autant pour l'épaisseur 2 m que 4 m) pour limiter l'oxydation des sulfures à court terme.

Les résultats de caractérisation des propriétés hydrogéologiques des matériaux disponibles à Meadowbank (Chapitre 3) ont aussi démontré que les stériles lâches et les stériles compactés ont des propriétés hydrogéologiques suffisamment distinctes pour induire des effets de barrière capillaire. Ainsi, ils peuvent être utilisés à titre de matériaux constituants de la couche de bris capillaire (stériles lâches) et de la couche de rétention d'humidité (stériles compactés) d'une CIEBC. Pour cette raison, le concept alternatif de CIEBC a été testé en conditions réelles de terrain (Chapitre 6) afin d'évaluer la robustesse de cette approche à limiter la génération de DMA. Tout comme pour le recouvrement isolant, le concept testé s'appuie sur le fait que la réactivité des résidus miniers est majoritairement contrôlée par les températures froides sous le recouvrement. Toutefois, advenant une période où des températures au-dessus du seuil de non-réactivité sont observées (i.e. l'été), la composante barrière à l'oxygène du recouvrement vient limiter les flux d'oxygène et contrôler l'oxydation des sulfures. Cette approche s'est avérée prometteuse pour des applications futures à des sites miniers situés dans des conditions climatiques similaires à celles de Meadowbank.

Dans leur conception, les recouvrements miniers requièrent une durée de vie utile qui dépasse plus de 100 ans. Ceci implique que la performance globale d'un système de recouvrement donné doit être évaluée sur une période égale ou supérieure à la durée de vie utile de l'ouvrage. C'est dans cette optique que les travaux d'évaluation de la durabilité des matériaux de recouvrements présentés au Chapitre 7 ont été réalisés. L'étude de durabilité des matériaux de recouvrement a démontré que l'unité de stériles NPAG devrait résister aux effets du temps. Toutefois, il a aussi été démontré aux Chapitres 5 et 6 que les systèmes de recouvrements testés voient leur efficacité grandement liée aux conditions climatiques et météorologiques. Une augmentation de la température de l'air de plus 0,04 ^{o}C/an est prévue au Nunavut pour les prochains 100 ans (ACIA 2005; Gouvernement of Nunavut 2012). Une augmentation de 10 à 30% de la quantité de précipitation (Lemmen et al. 2008) ainsi qu'une augmentation de la quantité de précipitations sous forme de pluie (Macdonald

et al. 2005) et une augmentation de la fréquence des évènements de fortes précipitations (NRTEE 2010; Bruce 2011) est aussi prévue dans le futur. Par conséquent, dans un contexte de changements climatiques, la performance de ces approches peut être source d'incertitudes et la performance globale de ces systèmes doit être démontrée pour des conditions climatiques futures. Les incertitudes reliées à l'évolution du climat, et plus particulièrement de la température de l'air, sont spécialement marquées pour le recouvrement isolant, puisque son efficacité est essentiellement basée sur le régime thermique créé dans le recouvrement. Une augmentation de la température pourrait engendrer une augmentation de la température observée à l'interface résidus-recouvrement et potentiellement mettre en péril l'efficacité de cette approche à long terme. Toutefois, dans le cas des CIEBC, l'impact des changements climatiques est de moindre importance puisque cette approche contrôle deux mécanismes d'oxydation des sulfures. D'autant plus qu'en conditions climatiques tempérées, le concept de CEBC s'est d'ailleurs avéré très faiblement vulnérable aux changements climatiques (Hotton 2019).

Dans ce sens, le premier objectif de cette discussion est d'analyser l'évolution du comportement thermique à long terme des configurations de recouvrements isolants testées à Meadowbank. Pour ce faire, des travaux visant à déterminer différents paramètres thermiques et climatiques utilisables pour les modélisations numériques ont d'abord été réalisés sur la base de résultats de terrain. Ensuite un modèle conceptuel simplifié et inspiré des conditions de terrain de Meadowbank a été développé pour évaluer numériquement le comportement thermique de recouvrements isolants de 2 et 4 m à long terme.

Dans le cadre de ce projet, plusieurs des étapes menant à la construction d'un recouvrement ont été étudiées et certains de ces aspects techniques devraient être pris en compte lors de la conception de recouvrements isolants. Par conséquent, le second objectif de cette discussion est de développer un cadre de conception général des recouvrements isolants pour la restauration des parcs à résidus miniers situés dans l'Arctique. Cependant, certains paramètres inhérents à la performance à court et long terme des recouvrements isolants n'ont toujours pas été investigués et se doivent d'être considérés. Pour cette raison, une analyse des paramètres qui peuvent venir affecter le comportement à court et long terme

des recouvrements isolants est d'abord fournie. Ultimement, un cadre de conception général qui s'appuie sur l'ensemble des facteurs d'importance liés à la performance des recouvrements isolants identifiés lors de cette thèse est proposé.

8.2 Généralités sur le code numérique utilisé : TEMP/W

L'évaluation de la performance des systèmes de recouvrement à long terme est généralement faite par le biais d'outils numériques (e.g. MEND 2001, 2012; Yanful et al. 2006; Zhang and Horne 2010). Dans cette étude, l'ensemble des modélisations numériques réalisées pour atteindre les objectifs de ce chapitre ont été faites à l'aide du code TEMP/W de Geo-Slope International, Ltd. (version 8.16.4.14710; 2016.). Pour cette raison, un survol des équations de base et des méthodes de résolution, des modèles d'analyse des matériaux, des options de création de la géométrie et de génération du maillage ainsi que des critères de convergence est d'abord fourni. La présente section représente un sommaire des différents paramètres et fonctions du code numérique TEMP/W. Le lecteur intéressé par plus de détails concernant le code TEMP/W et ses différentes fonctions peut se référer à Geo-slope International Ltd. (2014).

8.2.1 Équations gouvernantes et méthode de résolution

L'ensemble des modélisations numériques réalisées pour cette étape du projet de recherche considèrent des transferts de chaleur en conduction avec changement de phase et les principes et équations de base liées à ces phénomènes ont été abordés en détail au Chapitre 2. Dans TEMP/W, l'équation différentielle gouvernant les transferts de chaleur en conduction avec changement de phase prend la forme suivante (Geo-Studio International Ltd. 2014) :

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(\lambda_x \frac{\partial T}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\lambda_y \frac{\partial T}{\partial y}\right) + Q = C_c \frac{\partial T}{\partial t} = \left(c + L_f \frac{\partial \theta_u}{\partial T}\right)\frac{\partial T}{\partial t} \qquad [8.1]$$

où T est la température, λ_x est la conductivité thermique selon l'axe x, λ_y est la conductivité thermique selon l'axe y, Q est le flux de chaleur à la limite, C_c est la capacité de stockage de chaleur et t est le temps. Tel qu'il l'a été définit à la revue de littérature, la capacité pour

le stockage d'énergie est définie par la capacité thermique volumétrique *c* et la chaleur latente L_f associée au changement de phase.

Pour résoudre l'équation 8.1, TEMP/W utilise les éléments finis. L'équation générale de transfert de chaleur en régime transitoire à résoudre par éléments finis prend la forme de l'équation 8.2 (Geo-Studio International Ltd 2014):

$$[K]\{T\} + [C]\{T\}, t = \{Q\} \qquad [8.2]$$

où:

[*K*] est la matrice des propriétés thermiques de matériaux de l'élément;

$\{T\}$ est le vecteur des températures nodales;

[*C*] est la matrice de stockage de chaleur de l'élément et;

$\{Q\}$ est le vecteur de flux de l'élément.

Dans TEMP/W l'intégration de l'équation 8.2 par rapport au temps est approximée en utilisant la méthode de différence arrière. L'équation générale de transfert de chaleur devient alors (Geo-Studio International Ltd 2014):

$$(\Delta t[K] + [C])\{T_1\} = \Delta t\{Q_1\} + [C]T_0 \qquad [8.3]$$

D'une manière générale, cette dernière équation montre que pour pouvoir résoudre *T* à chaque pas de temps d'une analyse en régime transitoire, il est nécessaire de connaitre la température au début du pas de temps. Ceci implique que les conditions de températures initiales doivent impérativement être connues afin de pouvoir réaliser une analyse en régime transitoire. Dans TEMP/W, les conditions initiales doivent soit être déterminées directement par l'utilisateur (profil de température initial) ou issues d'une autre analyse (ou analyse parente) TEMP/W (i.e. analyse en régime permanent).

TEMP/W utilise une intégration numérique gaussienne pour résoudre les matrices des propriétés [*K*] et de stockage de chaleur [*C*]. La matrice des propriétés est essentiellement définie par la fonction de conductivité thermique tandis que la matrice de stockage de chaleur est basée sur la capacité de stockage de chaleur qui est fonction de la chaleur latente, de la chaleur spécifique volumétrique, de la teneur en eau volumétrique totale et

de la pente de la courbe de gel. Pour une analyse 2D, le vecteur de flux $\{Q\}$ tient principalement compte du flux élémentaire à travers l'élément q et de l'épaisseur de l'élément.

Finalement, afin d'être en mesure de résoudre les inconnus d'une analyse thermique par éléments finis, il est primordial d'établir les conditions frontières du problème. D'une manière générale, ces inconnus sont calculées relativement soit à la température ou soit au flux de chaleur. Pour cette raison, dans TEMP/W les conditions frontières sont soit relatives à la température ou aux flux de chaleur. Une condition frontière de température (type 1 ou Dirichlet) peut être définie constante, variable dans le temps ou modifiée basée sur un paramètre de modifications (i.e. relation entre la température de l'air et la température de la surface du sol). Dans certains modèles plus complexes, une fonction d'interaction sol-climat (*Land – Climate Interraction*) peut aussi être utilisée. Une condition frontière de flux de chaleur (type 2 ou Neumann) peut-être exprimée en termes de flux total de chaleur (Q) ou plutôt en termes de gradient (ou flux par unité d'aire) q. Peu importe l'approche utilisée, TEMP/W converti les conditions de q imposées et utilise Q pour calculer T à chaque nœud. Ultimement, TEMP/W calcul Q lorsque T est spécifié tandis que T est calculé lorsque Q est spécifié.

8.2.2 Matériaux et fonctions d'analyse dans TEMP/W

TEMP/W comporte cinq différents modèles d'analyse qui prennent en compte différents paramètres décrivant les propriétés thermiques de matériaux. Selon les conditions *in situ* et des objectifs de modélisation, ces modèles peuvent être utilisés pour décrire le comportement thermique des matériaux. Les modèles disponibles sont 1) aucun modèle, 2) un modèle d'interface, 3) un modèle de transfert de chaleur simplifié, 4) un modèle de transfert de chaleur complet et, 5) un modèle de transfert de chaleur convectif couplé avec SEEP/W. Les différents modèles disponibles ainsi que les propriétés requises qui leur sont rattachés et leurs potentiels d'utilisation sont décrits au Tableau 8.1. Pour les travaux de modélisations réalisés pour cette thèse, les modèles de transfert de chaleur complet et simplifié ont été utilisés et seront abordés en détail un peu plus tard.

Tableau 8.1 Résumé des modèles de matériaux disponibles dans TEMP/W et leur conditions d'utilisation (d'après Geo-Slope International Ltd., 2014)

Modèle	Propriétés requises	Utilisation
Aucun	Aucune	Pour ignorer une région dans l'analyse courante; pour être réactivé plus tard.
Interface	• λ	Pour simuler un isolant mince ou une barrière au flux de chaleur dans un sol.
Simplifié	• λ_u et λ_f • c_u et cf • θ_w in situ totale	Pour les systèmes où le processus de changement de phase n'est pas important. Tout le changement de phase se fait à la température de changement de phase.
Complet	• $\lambda - T$, ratio et direction • $\theta_u - T$ • c_f et c_u • θ_w in situ totale	Systèmes où λ et θ_u sont dépendant de la température mais pour lesquels la teneur en eau totale est constante dans le temps. Considère le changement de phase tel que décrit par la courbe de gel
Couplé	• $\lambda - S_r$, ratio et direction • $\theta_u - T$ • $c - T$	Systèmes pour lesquels les propriétés thermiques évoluent aussi avec la teneur en eau. Couplé avec SEEP/W pour le transfert d'humidité. Peut aussi être utilisé pour l'analyse des transferts de chaleur convectif dans l'air avec AIR/W.

8.2.3 Géométrie et génération du maillage

D'une manière générale, la géométrie est définie par l'utilisateur à l'aide des fonctions de dessin. Les modèles développés pour cette étude utilisent une série de régions et de points pour définir la géométrie qui requiert qu'un type de matériel, un maillage, un ordre d'éléments et un ordre d'intégration y soit associé. Le type de matériel a été sélectionné en fonction du système physique présent sur le terrain et des propriétés thermiques des matériaux. Le maillage a été généré automatiquement par TEMP/W en laissant les paramètres par défaut lors des analyses. Les maillages générés étaient basés sur une structure de quadrilatères et triangles avec des éléments d'ordre 1 et l'ordre d'intégration des quadrilatères et des triangles est de 4 et 3, respectivement.

8.2.4 Critères de convergence

TEMP/W détermine la convergence d'une solution numérique basé sur deux paramètres, soit la différence minimale de température entre deux itérations et le nombre de chiffres significatifs. Pour les analyses réalisées, la différence minimale de température entre deux itérations a été établie à 0.1 °C et le nombre de chiffre significatifs à 2.

8.3 Détermination des paramètres de modélisation basé sur les données de terrain

Dans la présente section, la démarche suivie et les principaux résultats du calibrage des propriétés thermiques des matériaux et de la détermination des paramètres de modélisation sont d'abord donnés. Pour ce faire, les régimes thermiques des cellules expérimentales de terrain ont été auscultés afin de déterminer la dimension (1D vs 2D) la plus adéquate pour représenter leurs comportements thermiques. Ensuite, une validation des propriétés thermiques des matériaux de recouvrement et des résidus miniers déterminées aux Chapitres 3 et 5 a été faite par le calibrage d'un modèle numérique simple aux données de terrain. Afin de fournir les conditions frontières requises pour les modélisations numériques réalisées ultérieurement, la relation entre la température de l'air et la température de la surface du sol a aussi été déterminée. Les conditions climatiques observées durant la période de suivi sont comparées aux données historiques afin de situer les conditions climatiques observées par rapport aux conditions climatiques historiques et établir des conditions climatiques de référence (i.e. déterminer le climat actuel). Finalement, les différents processus importants pour les modélisations numériques ont été déterminés. Un sommaire de l'approche de détermination des paramètres de modélisation est donné à la Figure 8.1.

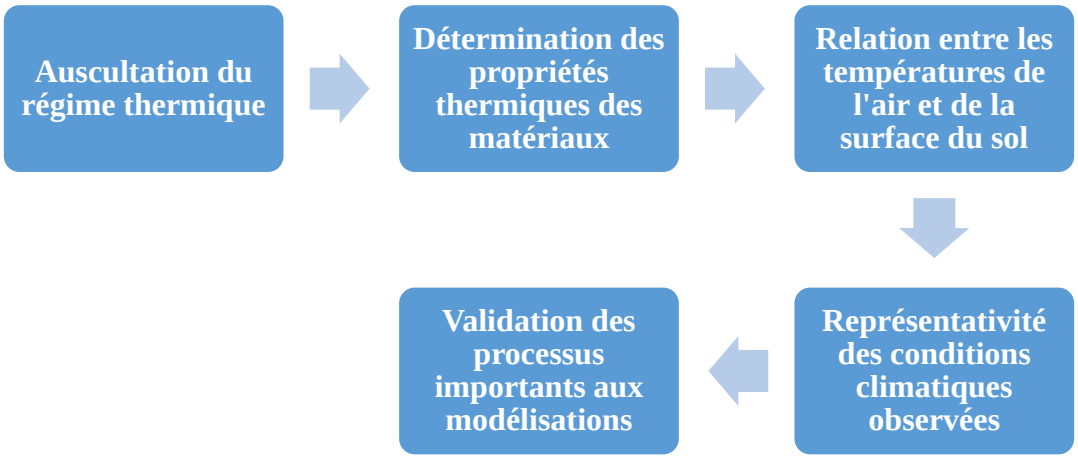


Figure 8.1 : Sommaire de l'approche de détermination des paramètres de modélisation.

8.3.1 Régime thermique des cellules expérimentales

Le comportement thermique des cellules expérimentales de terrain de 2 et 4 m a été abordé en détail au Chapitre 5. Dans ce chapitre, l'interprétation des profils de température est basée sur les mesures prises à la station située au centre (St-1) des cellules expérimentales de terrain. Cette approche a été utilisée puisque, tel que démontré à la Figure 8.2, la station centrale et celles situées sur les côtés (St-2 et St-3) ont mesuré des valeurs de température similaires pour toute la durée du suivi. De la même manière, puisqu'aucun effet de bords significatif n'est observé, l'ensemble des modélisations numériques à réaliser pour ce projet ont été réalisées pour des systèmes 1D. À la Figure 8.2, les mois de mars, juin, septembre et décembre avec des données disponibles pour au moins deux stations de mesures sont présentés. L'absence de donnée marquée pour le recouvrement de 2 m est attribuée au fait que les stations latérales ont été endommagées par les intempéries et la faune (carcajou) rapidement après sa mise en service.

8.3.2 Validation numérique des propriétés thermiques des matériaux

Il a été discuté au Chapitre 5 que, rapidement après leur mise en place, les recouvrements isolants installés sur le terrain ont montré des teneurs en eau près de la saturation pour les matériaux situés aux élévations de 0,50 m et moins, tandis que des conditions de saturation près de la teneur en eau résiduelle sont plutôt caractéristiques des matériaux de

recouvrement plus près de la surface. Conséquemment, basé sur ces conditions de saturation, la courbe de rétention d'eau des stériles lâches et les propriétés thermiques des matériaux, un profil simplifié de conductivité thermique en fonction de l'élévation à partir de l'interface résidus-recouvrement a été proposé (voir Figure 5.10). Afin de valider ce modèle simplifié, un modèle numérique de transfert de chaleur par conduction qui considère le changement de phase a été développé dans TEMP/W.

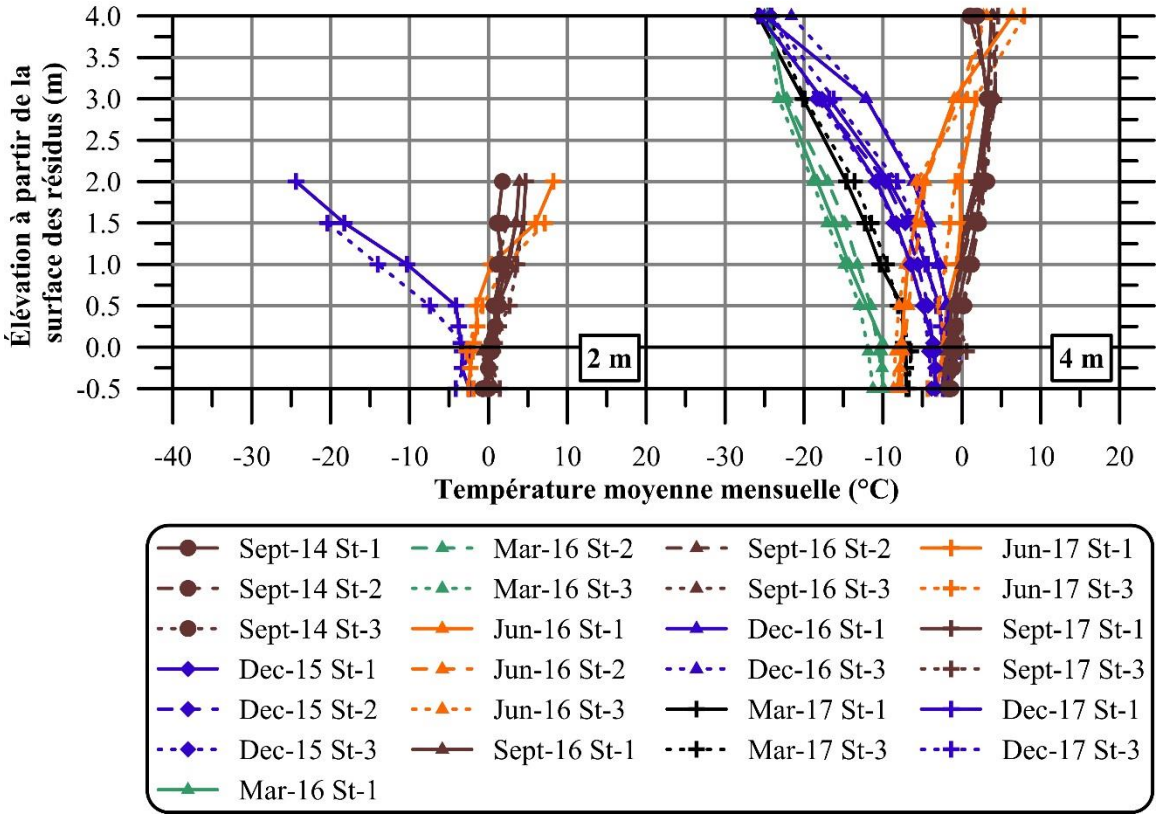


Figure 8.2 : Comparaison des profils de températures moyennes obtenues aux stations St-1, St-2 et St-3 des cellules expérimentales de recouvrement isolant de 2 et 4 m pour les mois de mars, juin, septembre et décembre disponibles.

L'approche de modélisation a d'abord consisté à élaborer un modèle numérique composé de trois couches faites 0,25 m de résidus miniers, de 0,50 m de stériles saturés et de 1,5 (recouvrement de 2 m) ou 3,5 m (recouvrement de 4 m) de stériles drainés. Afin de modéliser en 1D, des colonnes de largeur unitaire ont été dessinées et des conditions frontières de flux nul ont été imposées sur les côtés. Pour éliminer le plus d'incertitudes

dans ces analyses, le processus de calibrage a été réalisé en imposant des conditions frontières représentant les températures mesurées sur le terrain à la surface du sol (imposées à la surface des colonnes) et à l'élévation -0,25 m (imposées à la base des colonnes; voir Figure I.1 de l'Annexe I pour détail). L'élévation -0,25 m a été sélectionné comme condition limite inférieure puisque c'est à cette élévation que les profils de températures dans le temps sont les plus complets. La période de modélisation a été du 1er décembre 2014 au 1er décembre 2018 et les conditions initiales imposées étaient celles observées dans les cellules expérimentales de 2 et 4 m au 1er décembre 2014. Une figure sommaire des conditions initiales, de la configuration et des conditions frontière est donnée à l'Annexe I (Figure I.2).

Puisque les conditions de teneur en eau volumique se sont avérées assez stables pendant la période de suivi et que le processus de changement de phase est important dans le comportement thermique, la fonction d'analyse thermique complète a été choisie pour définir les propriétés thermiques des matériaux de recouvrement et des résidus. Le processus de calibrage a été fait de manière à définir la courbe de gel ($\theta_u - T$), les conductivités thermiques (gelé / non gelé) des matériaux ainsi que la relation entre la conductivité thermique et la température ($\lambda - T$) et les capacités thermiques volumétriques (gelée et non gelée) basées sur des conditions d'humidité représentatives (exprimé par θ_w total).

Puisque la plupart des propriétés thermiques (i.e. conductivité thermique et la capacité thermique) sont directement liées aux conditions d'humidité, n et θ_w ont d'abord été fixés à des valeurs représentatives des conditions de terrain des deux recouvrements (i.e. tel que décrit par le modèle idéalisé du Chapitre 5 où $n_{résidus}$ = 0,40, $n_{stériles}$ = 0,38, S_r = 100 % pour les résidus miniers et les stériles saturés et S_r = 15% pour les stériles drainés). Par la suite, basé sur ces conditions de densité et d'humidité les différentes propriétés requises pour les modélisations ont été définies et les modélisations ont été lancées. Le processus de calibrage a été fait en fixant les propriétés des résidus et des matériaux de recouvrement saturés et en faisant varier itérativement le θ_w (S_r puisque n était fixé) des stériles drainés

de manière à obtenir une bonne correspondance entre les températures observées et modélisées.

Les courbes de gel des résidus miniers et des stériles (indépendant de la saturation) ont été déterminées à partir des fonctions disponibles dans TEMP/W pour les silts et les graviers, respectivement. Les courbes de gel obtenues sont présentées à la Figure 8.3A tandis qu'une comparaison des courbes de gel mesurées sur le terrain pour les résidus miniers et celle utilisée pour les modélisations numériques est montrée à la Figure 8.4. Cette comparaison montre, qu'en considérant la précision des sondes utilisées et la valeur absolue des θ_u observées à basse températures, la courbe de gel utilisée pour les résidus miniers dans les modélisations numériques représente adéquatement le mesures *in situ*.

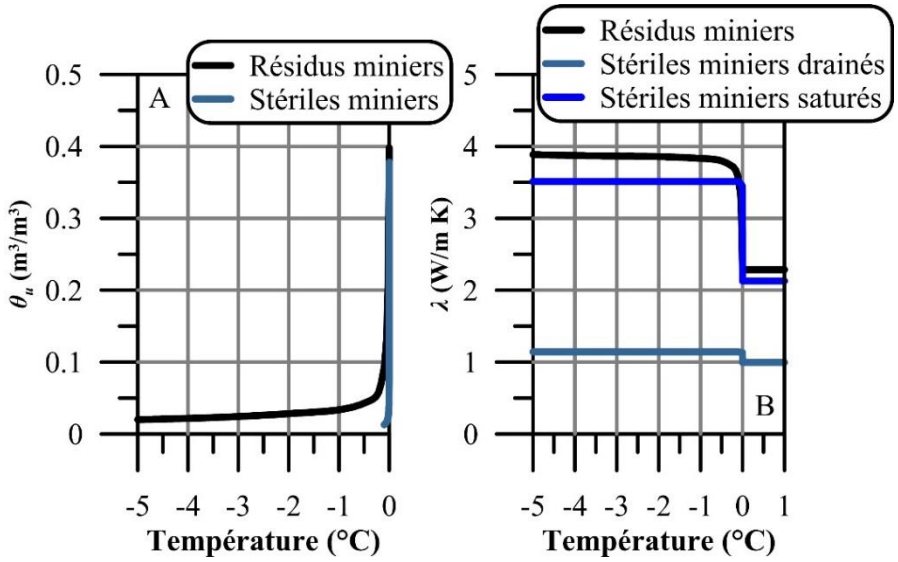


Figure 8.3 : Courbes de gel (A) et fonctions de conductivité thermique en fonction de la température (B) utilisées pour les résidus et les stériles miniers.

Les valeurs de λ_u et de λ_f ont été calculées pour chaque matériau d'après les fonctions de conductivité thermique ($\lambda - S_r$) gelée et non gelée du modèle de Côté and Konrad (2005, 2009) calibré lors des travaux de caractérisation des propriétés thermiques (Chapitre 4). Les relations $\lambda - T$ ont été estimées à partir des valeurs de λ_u et de λ_f calculés pour les différents matériaux ainsi qu'avec les modèles d'estimation disponibles dans TEMP/W pour les silts (résidus miniers) et les graviers (stériles saturés et drainés). Une fois que λ_u et de λ_f sont connus, TEMP/W estime que la conductivité thermique partiellement gelée est

distribuée entre l'état non gelé et gelé d'après le ratio entre la teneur en glace et la teneur en eau (tel que décrit par la courbe de gel). Les fonctions de $\lambda - T$ utilisées pour les résidus miniers ainsi que les stériles drainés et saturés sont présentés à la Figure 8.3B. Les capacités thermiques volumétriques ont été déterminées à partir de la somme des capacités thermiques volumiques des phases solide, liquide, gazeuse et de la glace et de leurs fractions volumiques respectives, telles que présenté l'équation 2.15 de la revue de littérature (e.g. de Vries 1963; Newman 1995; Clauser 2011). Ces calculs ont été basés sur des capacités thermiques volumiques de $2{,}0 \times 10^6$, $4{,}2 \times 10^6$, $1{,}2 \times 10^3$ et $2{,}2 \times 10^6$ J/m^3/K pour les solides, l'eau, l'air et la glace, respectivement (Fredlund et al. 2012).

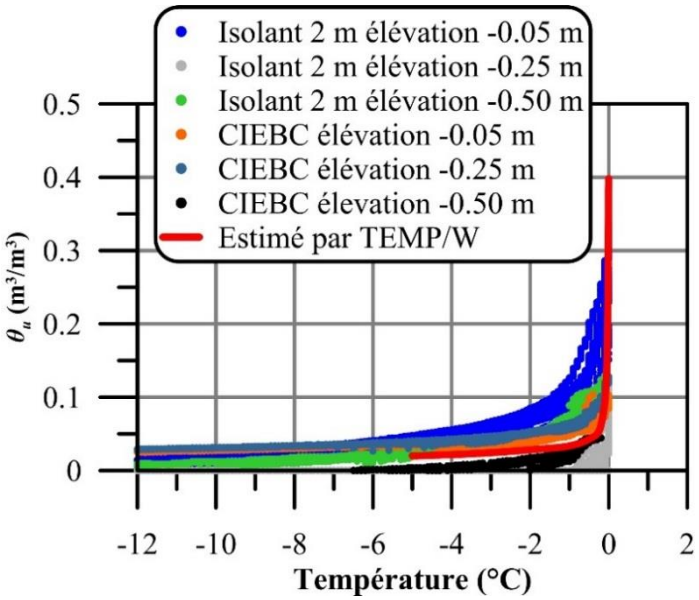


Figure 8.4 : Comparaison des courbes de gel des résidus miniers mesurées sur le terrain avec celle utilisée pour les modélisations numériques.

Afin de calibrer les propriétés thermiques des matériaux, des modélisations ont été réalisées pour des saturations des matériaux de recouvrement drainés de 10, 15 et 20%. Les résultats n'ont montré que très peu de différence entre eux et indiquent que la saturation de 15% proposée par le profil de saturation / conductivité thermique simplifié décrit au Chapitre 5 permet de représenter adéquatement le comportement des recouvrements isolants de 2 et de 4 m. Les comparaisons entre les températures moyennes mensuelles mesurées et modélisées pour les mois de février, mai, août et novembre pour les recouvrements isolants

de 2 et 4 m sont présentées à la Figure 8.5 et montrent que le modèle numérique développé permet de bien modéliser les températures dans les recouvrements. Un sommaire des différentes conditions de densité, d'humidité et des propriétés thermiques des résidus miniers et des matériaux de recouvrements drainés et saturés résultants du calibrage numérique sont présentés au Tableau 8.2. Ces données seront utilisées lors des modélisations numériques ultérieures.

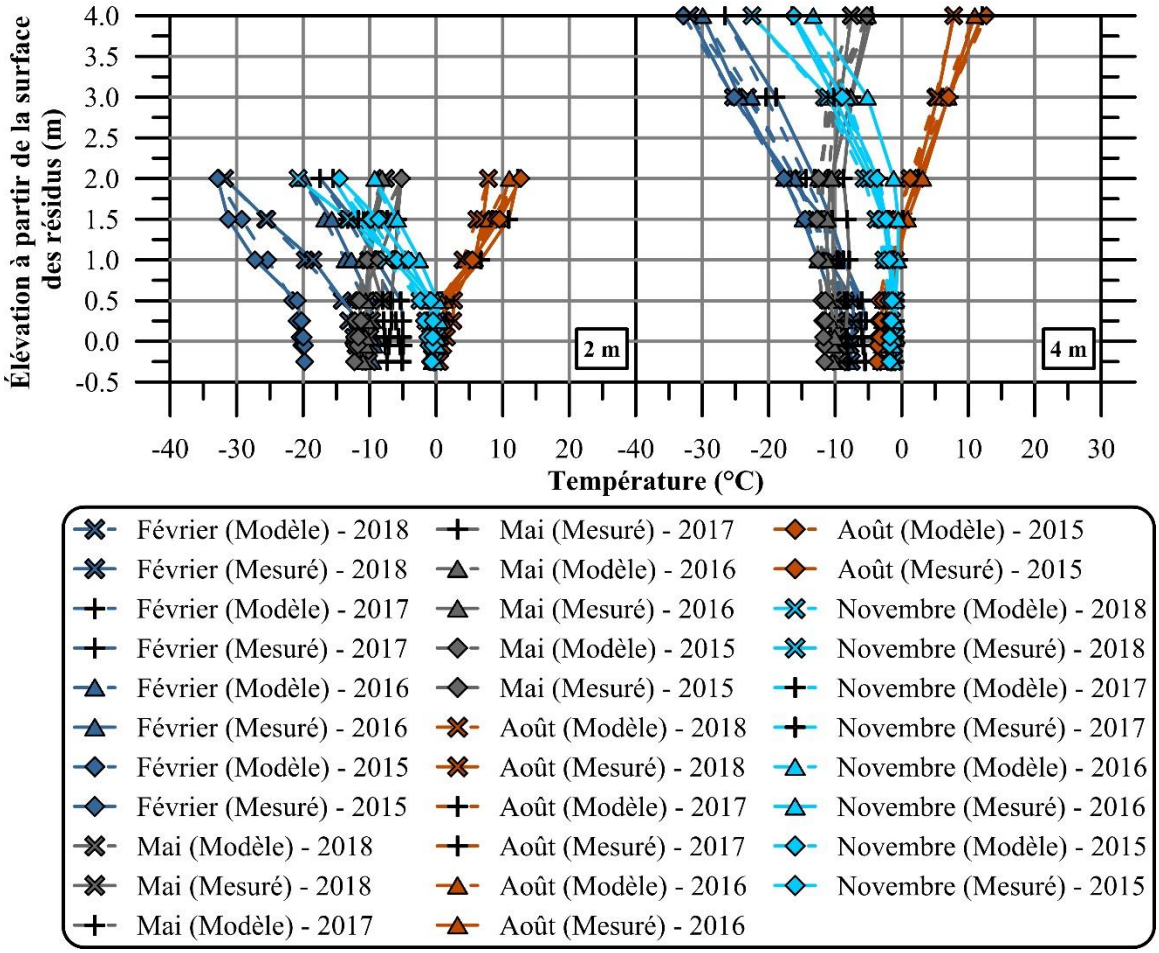


Figure 8.5 : Comparaisons entre les températures moyennes mensuelles mesurées et modélisées pour les mois de février, mai, août et novembre pour les recouvrements isolants de 2 et 4 m.

Tableau 8.2 Paramètres du modèle et propriétés thermiques des matériaux calibrées

Paramètres	Stériles drainés	Stériles saturés	Résidus saturés
Modèle matériau		Thermique complet	
Estim. courbe de gel	Temp/W gravier	Temp/W gravier	Temp/W silt
Estim. fonction $\lambda - T$	Temp/W gravier	Temp/W gravier	Temp/W silt
λ_u (W/m K)	1.00	2.12	2.28
λ_f (W/m K)	1.14	3.51	3.89
n (-)	0.38	0.38	0.40
θ_w (m^3/m^3)	0.057	0.38	0.40
S_r (%)	15	100	100
C_u (MJ/m^3 K)	1.48	2.84	2.88
C_f (MJ/m^3 K)	1.37	2.08	2.17

8.3.3 Relation entre la température de l'air et la température de la surface du sol

Dans les modélisations numériques précédentes, la condition frontière à la surface des recouvrements a été 'forcée' par des températures mesurées dans les premiers centimètres de matériaux. Toutefois, dans le but de réaliser des modélisations numériques 'plus libres' où la condition frontière à la surface provient plutôt des données de température de l'air, il est impératif de déterminer la relation entre la température de l'air et la température de la surface du sol. La température de la surface du sol diffère de celle de l'air dû à plusieurs facteurs, dont la radiation nette, la végétation, le couvert de neige, les propriétés thermiques du sol, le relief de surface et les conditions de drainage sous la surface (e.g. Andersland and Ladanyi 2004). Une approche fréquemment utilisée pour convertir la température de l'air en température de la surface du sol consiste à utiliser des facteurs de modification (e.g. McRoberts and Morgenstern 1974; Lunardini 1978; Andersland and Ladanyi 2004). Les facteurs de modification en phase de gel (n_f) et de dégel (n_t) peuvent être utilisés dans TEMP/W pour calculer la température de la surface du sol à appliquer comme condition frontière à partir de la température de l'air. Les facteurs n_f et n_t sont calculés à partir des indices de gel (I_{af}) et de dégel (I_{at}) de l'air et des indices de gel (I_{sf}) et de dégel (I_{st}) de la surface du sol (Andersland and Ladanyi 2004) :

$$n_f = \frac{I_{sf}}{I_{af}} \qquad [8.4]$$

$$n_t = \frac{I_{st}}{I_{at}} \quad [8.5]$$

où I_{sf} et I_{st} représentent la sommation des températures de la surface du sol journalière négative et positive observées au cours d'une année (Andersland and Ladanyi 2004).

Ainsi, des valeurs de n_f et n_t ont été calculées basées sur les températures mesurées à la surface des cellules expérimentales de 2 et de 4 m ainsi que sur les données climatiques enregistrées à l'aéroport de Meadowbank entre 2015 et 2018. Les différents paramètres de calcul de n_f et n_t calculées sont présentées à la Figure 8.6. En présence de peu neige à la surface des recouvrements, la valeur moyenne de n_f est de 0.9. Avec le couvert de neige observé sur le recouvrement de 2 m durant les hivers 2015 – 2016 et 2016 – 2017, la valeur de n_f devient plutôt entre de 0.7 et 0.6. Pour les deux recouvrements, la valeur de n_t est de 1.1. Les légères variations des valeurs de n_f et n_t observées d'une saison à une autre sont habituelles (Lunardini 1985) et les valeurs moyennes de n_f et n_t sont à l'intérieur de valeurs types obtenues pour des matériaux granulaires (Lunardini 1978, 1985). Les n_f et n_t moyens se sont avérés adéquats pour estimer la température de la surface du sol à partir de la température de l'air (détails disponible à l'Annexe I).

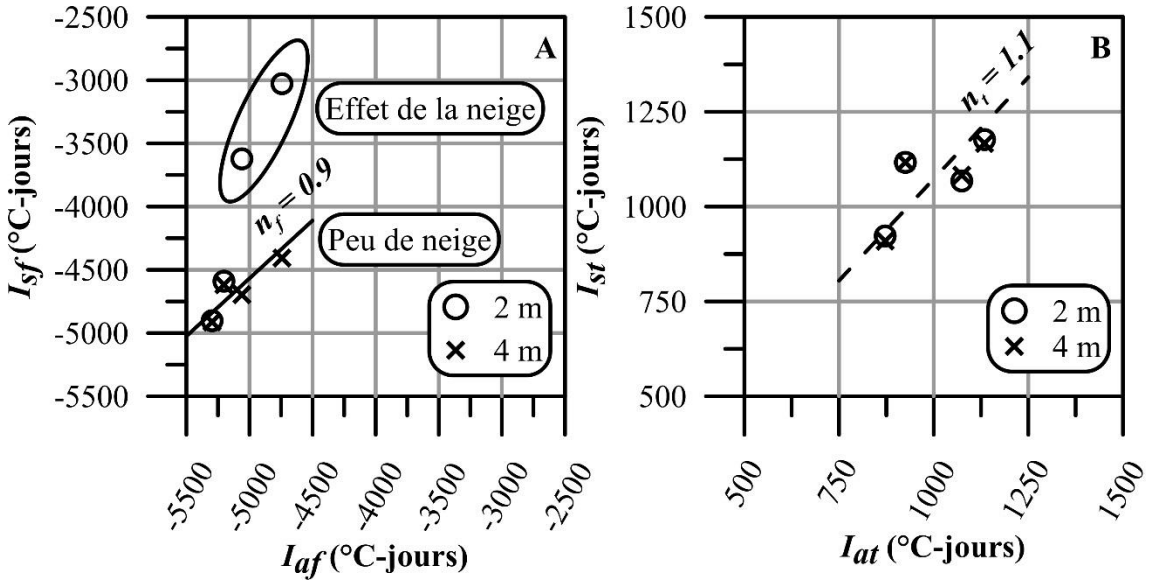


Figure 8.6 : Paramètres de calcul et valeurs obtenues pour les facteurs de modification de la température de l'air n_f (A) et n_t (B).

Dans un but de simplification, la température de l'air (T_{air}) peut aussi être représentée par une fonction sinusoïdale telle que décrite par l'équation 8.6 (Andersland and Ladanyi 2004) :

$$T_{air} = TMAA + A_{air} - \cos(\frac{2\pi t}{365} - \frac{2\pi \phi}{365}) \quad [8.6]$$

où TMAA est la température moyenne annuelle de l'air, A_{air} est l'amplitude de la fonction et ϕ un paramètre d'ajustement de la phase.

La fonction sinusoïdale représentant la température de l'air à Meadowbank est présentée à la Figure 8.7 et a été développée avec une TMAA de -9,8 °C, une A_{air} de 22,8 °C et un ϕ de 28 jours. Cette fonction peut être utilisée dans TEMP/W pour remplacer la température de l'air mesurée en concevant un niveau de précision suffisant. Un calcul de la température de la surface du sol à partir de la fonction sinusoïdale de la température de l'air et les facteurs de modification a indiqué une bonne correspondance entre les températures de la surface du sol mesurées et calculées (Figure 8.8).

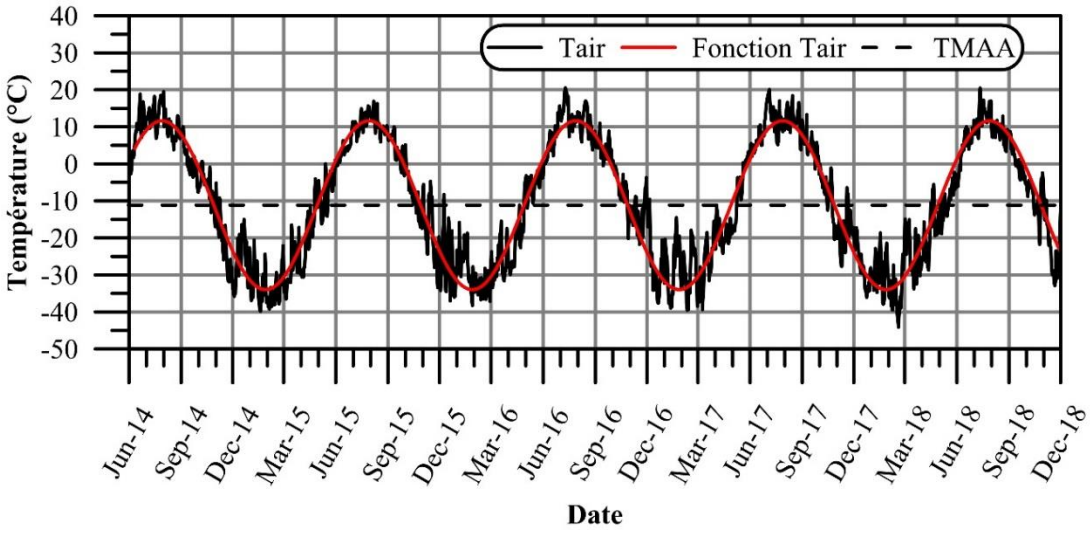


Figure 8.7 : Comparaison de la température de l'air mesurée avec la fonction sinusoïdale pour toute la période de suivi.

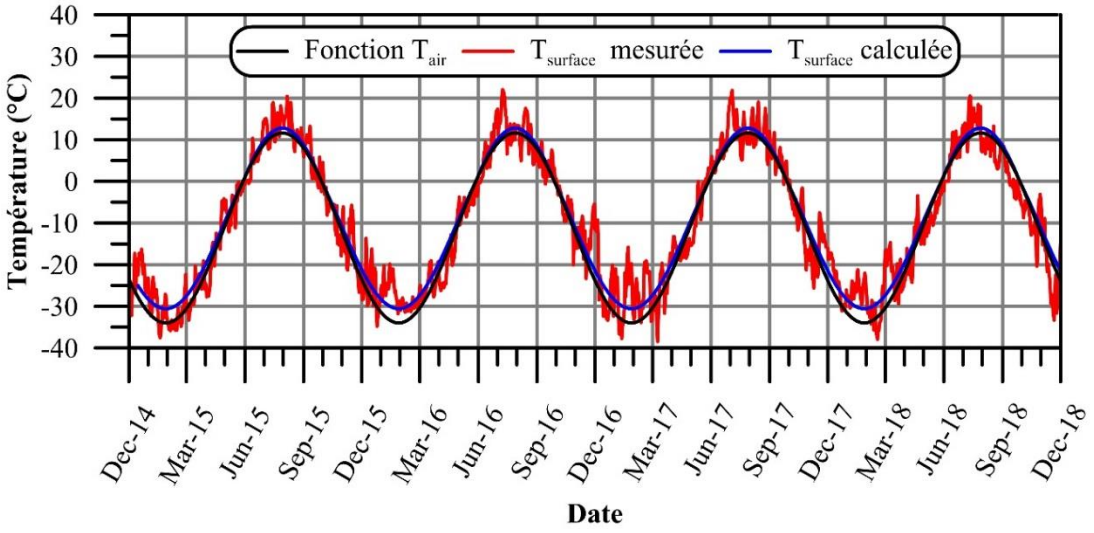


Figure 8.8 : Températures de la surface du sol estimées à partir de la fonction de la température de l'air et les facteurs de modifications pour le recouvrement isolant de 4 m durant la période ciblée par les modélisations numériques.

8.3.4 Représentativité des conditions climatiques observées

Dans le but de déterminer la représentativité des températures de l'air et des précipitations observées durant la période de suivi, les données mesurées entre 2014 et 2018 ont été comparées aux températures historiques 50 ans au Tableau 8.3. La base de données des températures et précipitations historiques sur l'horizon 50 ans fournie par O'Kane (2015) a été utilisée comme base de comparaison. Cette base de données a été établie à partir des données climatiques disponibles auprès d'Environnement Canada pour la station climatique de Baker Lake. Les données climatiques enregistrées de 1964 à 2014 ont été utilisées, à l'exception de 1993 où la qualité des données est insuffisante. Une comparaison des données climatiques mesurées à Meadowbank et à Baker Lake entre 2012 et 2014 a montré que les conditions climatiques de Baker Lake représentent bien celle observées à Meadowbank (O'Kane 2015).

Les données présentées au Tableau 8.3 indiquent que, généralement, les températures et les précipitations observées durant la période de suivi sont semblables à celles observées dans les 50 dernières années. Une comparaison additionnelle des températures de l'air observées durant la période de suivi aux températures observées au site en 1997 et 2004

(Golder 2008b) ainsi qu'aux températures maximales et minimales de la base de données 50 ans est fournie à la Figure 8.9. La Figure 8.9 vient confirmer que les températures observées durant la période de suivi sont représentatives du climat observé à Meadowbank dans un horizon court terme. Par conséquent, la fonction de température de l'air développée décrit assez fidèlement les températures moyennes qui sont observées pour les conditions climatiques actuelles.

Tableau 8.3 Comparaison des températures et précipitations historiques avec celles mesurées durant la période de suivi.

	Température – historique 50 ans (°C)		Température – mesuré 2014 – 2018 (°C)		Précipitations – historique 50 ans	Précipitations – mesuré 2014 – 2018
Mois	Max	Min	Max	Min	(mm)	(mm)
Janvier	-28.2	-35.2	-27.3	-32.6	8	16
Février	-27.8	-35.0	-28.8	-35.1	7	8
Mars	-22.8	-31.3	-24.4	-28.7	10	17
Avril	-12.5	-21.9	-18.4	-21.0	15	13
Mai	-2.6	-9.8	-1.8	-10.0	15	17
Juin	8.9	0.5	7.5	3.3	22	21
Juillet	16.8	6.1	13.7	11.2	38	34
Août	14.3	5.4	11.8	8.3	42	32
Septembre	6.1	-0.4	5.1	0.7	43	40
Octobre	-3.6	-9.8	-6.3	-8.9	31	24
Novembre	-15.8	-23.2	-13.8	-22.7	18	27
Décembre	-23.6	-30.8	-24.5	-27.6	10	10
Annuel	-7.5	-15.4	-10.4	-12.3	259	259

8.3.5 Validation des processus importants à la modélisation numérique

Dans le but de valider l'ensemble des paramètres décrits plus haut, une modélisation numérique a été réalisée en remplaçant la condition frontière de température de la surface du sol par la fonction sinusoïdale de la température de l'air et les facteurs de modification n_f et n_t. Pour des fins de validation, cette modélisation n'a été réalisée que pour le recouvrement de 4 m où peu de neige s'est accumulée. Les températures modélisées aux élévations 0,50 et 3,00 m à partir de la température de la fonction de la température de l'air sont comparées aux températures internes mesurées à la Figure 8.10.

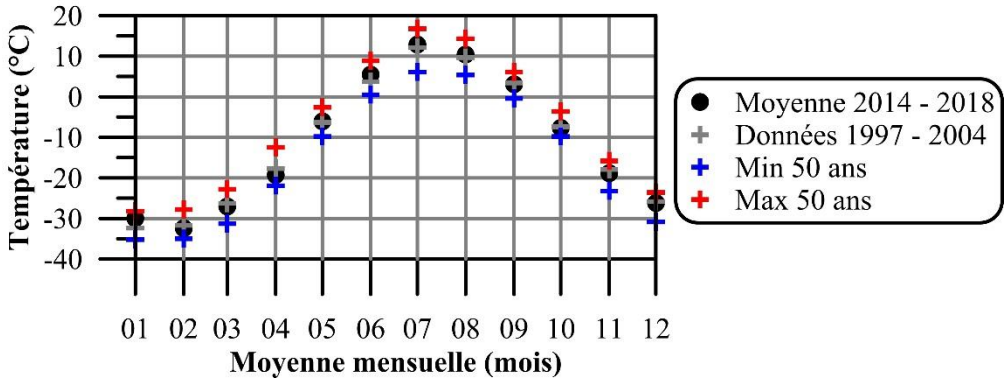


Figure 8.9 : Comparaison des températures moyennes observées entre 2014 et 2018 avec les températures moyennes observées entre 1997 et 2004 ainsi que les températures maximales et minimales de la base de donnée 50 ans.

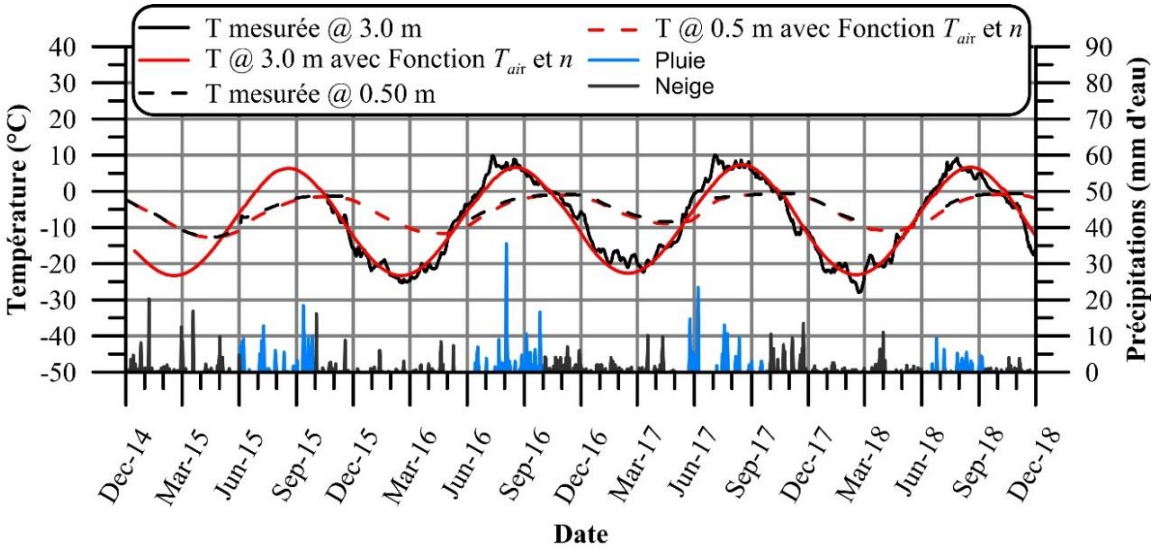


Figure 8.10 : Températures internes mesurées et modélisées à partir de la fonction de température de l'air aux élévations 0,50 et 3,00 m.

La Figure 8.10 indique que, généralement, l'approche d'estimation de la température de la surface du sol mène à des résultats qui représentent bien les températures internes du recouvrement isolant. Au début des étés de 2016, 2017 et 2018, de légers pics de température sont observés à l'élévation 3,00 m. Ces pics n'apparaissent pas sur les températures modélisées puisqu'ils sont probablement attribués à l'infiltration de l'eau de fonte et aux précipitations tôt en saison estivale qui apportent de la chaleur aux premiers mètres de recouvrements. Puisque les modélisations réalisées ne considèrent que le

transfert de chaleur par la conduction, il est alors normal que ces pics de température ne soient pas bien représentés par les modèles numériques. Plus en profondeur, l'impact de ces apports de chaleur devient négligeable et les températures modélisées sont très proches des températures mesurées. Dans une optique d'évaluation de la performance de recouvrements isolants où c'est la température à l'interface résidus-recouvrement qui est le principal paramètre d'intérêt, il est considéré raisonnable de se fier à des modélisations numériques en conduction avec changement de phase. L'augmentation de la complexité et du temps de calcul d'un modèle couplé n'est donc pas justifiée pour cette étude.

8.4 Évaluation du comportement thermique à long terme de recouvrements isolants

Basée sur les études thermiques et des mesures des températures du sol (Golder 2003), la profondeur du pergélisol sur l'ensemble du site est estimée entre 450 et 550 m, dépendamment de la proximité des lacs (Figure 8.11; AEM 2009). Toutefois, la présence de lacs fait aussi que des taliks ouverts et fermés sont présents sur le site (Figure 8.11; AEM 2009). La portion nord du parc à résidus nord se retrouve sur une épaisseur considérable de pergélisol tandis que la partie sud de cette section du parc à résidus se retrouve au-dessus du talik du 2^{e} Lac Portage. La présence de telles conditions complexifie significativement l'analyse de l'évolution des conditions thermiques et hydrogéologiques du sol sous les recouvrements. Puisque la modélisation numérique du comportement des recouvrements isolants à long terme n'est pas l'essence même de ce projet de recherche, les modélisations numériques ont donc été réalisées dans le but d'obtenir une représentation générale du comportement de recouvrements isolants de 2 et 4 m construits dans des conditions climatiques et thermiques du sol similaires à celles présentes à Meadowbank. Ainsi, dans cette section, les étapes de développement du modèle conceptuel de base inspiré des conditions thermiques de Meadowbank sont d'abord présentées. Ensuite, l'approche d'analyse et les résultats de modélisation de cas synthétiques fortement inspirés des conditions de terrain observées à Meadowbank sont utilisés pour évaluer le comportement à long terme des recouvrements isolants en considérant à la fois les conditions thermiques post-opération et les changements climatiques.

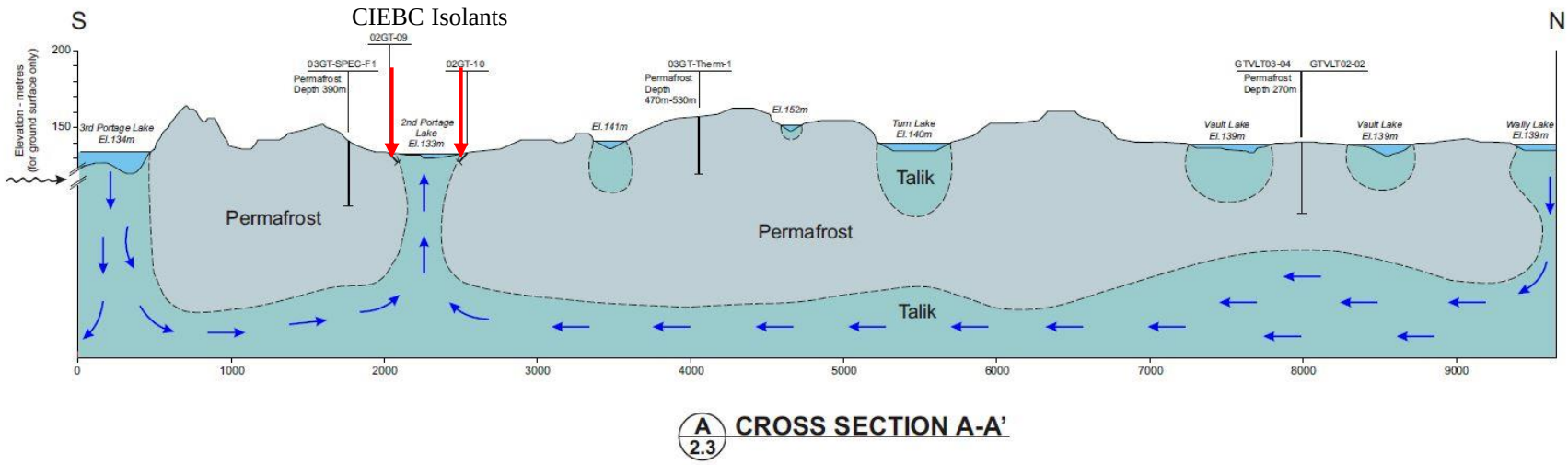


Figure 8.11 : Conditions thermiques et hydrogéologiques du sol estimées sous la section nord du parc à résidus miniers de Meadowbank (tiré de AEM 2009) et position approximative des cellules expérimentales de terrain (recouvrements isolants et CIEBC).

8.4.1 Développement d'un modèle conceptuel de base inspiré des conditions thermiques de Meadowbank

Dans le but de développer un modèle numérique de base suffisamment représentatif, il a été nécessaire d'obtenir davantage d'information sur la stratigraphie sous le parc à résidus miniers et les propriétés des matériaux qui y sont rattachés. Des conditions initiales et frontière simplifiées, mais représentatives des conditions de terrain ont aussi été déterminées.

8.4.1.1 Matériaux et propriétés thermiques

La stratigraphie sous le parc à résidus miniers de Meadowbank comprend d'abord une couche de matériaux granulaires (souvent un till) qui varie de 0 à 18 m d'épaisseur et qui est déposée sur le roc. La composition du roc varie à l'échelle du site, mais des unités de roches volcanoclastiques intermédiaires à felsiques fracturées et intactes se retrouvent sous l'aire couverte par le parc à résidus (Golder 2008b). Pour des raisons de simplification, le modèle développé considère que la fondation n'est faite que d'une seule couche de roc homogène de conductivité thermique de 2,70 W/m K. Les propriétés thermiques des matériaux de fondations utilisées sont résumées dans le Tableau 8.4. Des propriétés thermiques similaires ont aussi été utilisées précédemment pour des analyses thermiques réalisées à Meadowbank (e.g. Golder 2008a, b).

Tableau 8.4 : Paramètres du modèle et propriétés thermiques utilisées pour les matériaux de fondation.

Paramètres	Fondation
Modèle matériau	Simplifié
λ_u (W/m K)	2,70
λ_f (W/m K)	2,70
n (-)	0,005
θ_w (m^3/m^3)	0,005
C_u (MJ/m^3 K)	2,20
C_f (MJ/m^3 K)	2,20

Les résultats des travaux de caractérisation, du suivi des cellules expérimentales et de calibrage ont permis de déterminer les conditions hydrogéologiques caractéristiques des

matériaux de recouvrement et des résidus miniers ainsi que leurs propriétés thermiques. Toutefois, puisque les modélisations à long terme n'ont pas pour objectif de représenter fidèlement les résultats de terrain, mais bien de montrer le comportement général qu'auraient des recouvrements isolants situés dans des conditions climatiques similaires, les modèles conceptuels de base utilisés pour évaluer le comportement thermique à long terme des recouvrements isolants ont d'abord été faits pour des cas où tous les matériaux de recouvrement sont drainés et les résidus saturés (propriétés disponibles au Tableau 8.2). L'impact des conditions de saturation tel qu'observé dans les matériaux de recouvrement des cellules expérimentales de terrain (premier 0,5 m du matériau de recouvrement saturé) sera évalué dans l'analyse des paramètres d'influence présentée à la section 8.4.

8.4.1.2 Configuration, conditions frontières et initiales

Les études de références des conditions thermiques du sol réalisées à Meadowbank ont indiqué que la profondeur à laquelle la température d'amplitude annuelle zéro est observée est d'environ 25 à 35 m. À Meadowbank, la température moyenne du sol à (ou près de) la profondeur d'amplitude annuelle nulle varie d'un endroit à l'autre entre -1.1 et -9.8 °C (Smith et al. 2013) et est autour de -6.6 °C dans la région (GTN-P, 2014). Des modélisations numériques préliminaires visant à analyser l'influence de la température à la profondeur d'amplitude annuelle zéro (Annexe I) ont indiqué que les conditions thermiques du sol ont une importance significative sur la température à l'interface résidus-recouvrement. Pour cette raison, des modèles profonds qui permettent une évolution de la température du sol (à la base du modèle) ont été développés dans TEMP/W. Ces modèles représentent essentiellement des colonnes de 1 m de largeur par 102 (recouvrement de 2 m) ou 104 m (recouvrement de 4 m) de hauteur. Les configurations des modèles conceptuels consistent d'abord en un recouvrement isolant de (2 ou 4 m) fait de stériles drainés placé au-dessus de 15 m de résidus saturés déposés sur 85 m de matériaux de fondation (Figure 8.12A). Une condition frontière de température définie par la fonction de température de la surface du sol (température de l'air et facteur de modification) présentée ci-haut a été imposée à la surface des colonnes tandis qu'une condition frontière de flux constant de 0,46 W/m^2 a été imposée à la base (Figure 8.12A). Cette dernière

condition frontière a été déterminée basé sur le gradient géothermique moyen présent dans la région de Meadowbank aux endroits où le pergélisol est épais.

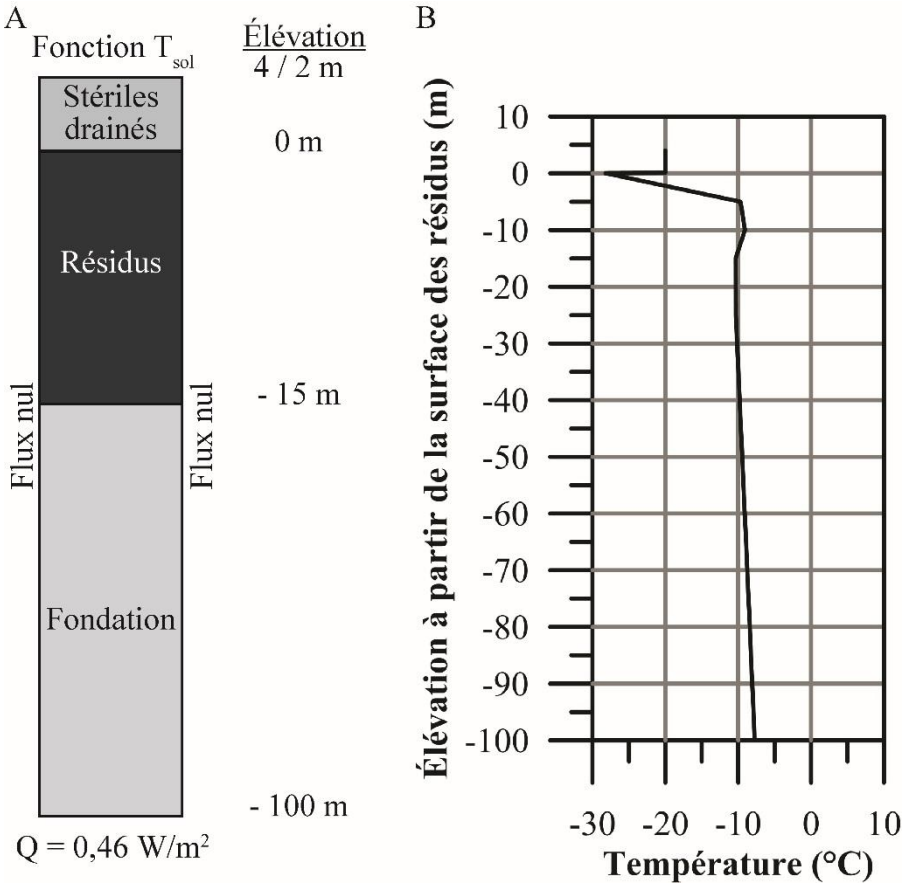


Figure 8.12 : Modèle conceptuel (A) et conditions initiales (B) de température utilisées pour les modélisations de base.

En considérant une épaisseur moyenne du pergélisol de 500 m (entre 450 et 550 m) et la température de la surface du sol mesurée à la surface des cellules expérimentales de terrain lorsque peu de neige n'est présente (-9,8 °C), le gradient géothermique en équilibre avec la température de la surface du sol est d'environ 0,02 °C/m. Dans la région, le gradient géothermique varie typiquement entre 0,005 et 0,025 °C/m (AEM 2018b). Ainsi, en considérant le gradient géothermique et une température de la surface du sol de -9,8 °C, une colonne de sol en équilibre avec les conditions climatiques devrait observer une température de -7,8 °C à 100 m sous la surface du sol. La condition frontière de flux de chaleur constant (0,46 j/s) a donc été déterminée en évaluant numériquement le flux de

chaleur requis pour maintenir une température constante de -7,8 °C à la base d'une colonne de sol de 100 m non recouverts (même configuration; 15 m de résidus et 85 m de fondation) lorsque les températures internes sont en équilibre avec la fonction de température à la surface (profil à l'équilibre disponible à l'Annexe I). Les résultats issus de cette modélisation préliminaire ont aussi servis à déterminer les conditions initiales des modélisations qui ne considèrent pas les conditions thermiques post-opérations (profil à l'équilibre). Pour ces cas, les conditions initiales de température dans les résidus et les matériaux de fondation sont celles observées au 1er janvier. Les conditions initiales de modélisation considèrent aussi un recouvrement (de 2 ou 4 m) qui vient tout juste d'être placé à une température de -20 °C (Figure 8.12B).

8.4.2 Approche de modélisation du comportement thermique à long terme

Les modélisations du comportement à long terme des deux configurations de recouvrements ont été réalisées en quatre étapes principales (Figure 8.13). Dans un premier temps, les conditions de modélisation décrites à la Figure 8.11 ont été utilisées pour prédire le comportement thermique des recouvrements isolants de 2 et 4 m sur 100 ans en utilisant les conditions climatiques actuelles. Ces modélisations (cas LT1 pour recouvrement de 2 et 4 m; Figure 8.13) évaluent l'impact de l'ajout d'un recouvrement sur les températures d'un sol initialement à l'équilibre avec les conditions climatiques actuelles.

Ensuite, des modélisations (cas LT2 pour recouvrement de 2 et 4 m; Figure 8.13) ont été utilisées pour déterminer l'effet seul des changements climatiques sur le comportement thermique des recouvrements isolants installés sur un profil de sol initialement à l'équilibre thermique. La revue de littérature a fait ressortir que les principaux facteurs climatiques qui peuvent affecter le secteur minier en rapport avec la génération de DMA et la restauration sont l'augmentation de la température de l'air, les changements en termes de précipitations, la venue d'évènements extrêmes et la dégradation du pergélisol (MEND 2011). L'approche recommandée pour analyser les effets des changements climatiques requiert habituellement de générer une base de données de l'évolution du climat local dans le temps par la mise à l'échelle d'un modèle de circulation global basé sur des observations

historiques (température, précipitations, etc.) (e.g. Giorgi et al. 2009; Moss et al. 2010; Diaconescu et al. 2018). Cette base de données peut ensuite être utilisée comme intrant lors des prédictions numériques du comportement des ouvrages. Cependant, étant donné l'objectif et la portée de ce chapitre, une approche simplifiée a plutôt été utilisée et les effets des changements climatiques sur le comportement thermique des recouvrements isolants ne seront qu'évalués en termes d'augmentation de la température de l'air. Pour ce faire, la fonction de température de l'air définie plus haut a été modifiée de manière à augmenter linéairement la température de l'air de 6 °C sur 100 ans (ou 0,06 °C/an). La fonction de température définie à la section 8.2 est un bon point de départ pour ce type d'analyse puisqu'elle représente bien la moyenne des températures historiques des 50 dernières années. En pratique, la fonction de température de l'air a été modifiée par l'ajout cumulatif de 0,000164 °C (0,06 °C / 365 j/an) chaque jour durant la période d'intérêt, tel qu'illustré à la Figure 8.14. Malgré cette approche simplifiée, la fonction d'augmentation de la température de l'air utilisée demeure assez représentative du scénario RCP6.0 (*Representative Concentration Pathways*) issus de la base de données climatique développée pour Meadowbank en utilisant le modèle Canadian Earth System Model (CanESM2) de deuxième génération (AEM 2018a).

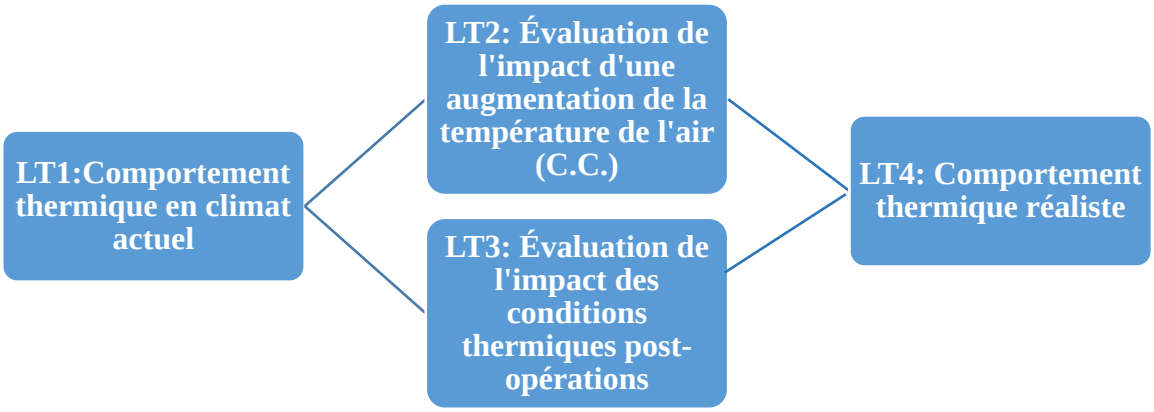


Figure 8.13 : Approche de modélisation du comportement thermique à long terme de recouvrements isolants de 2 et 4 m.

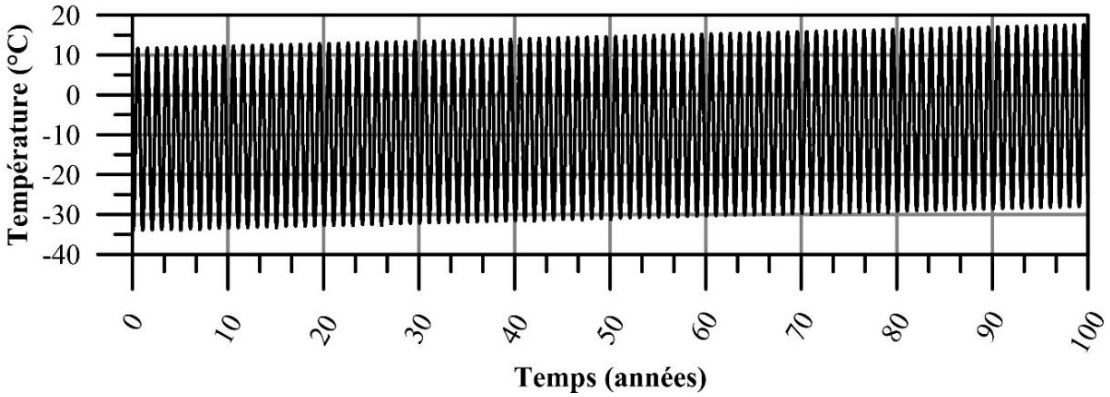


Figure 8.14 : Condition frontière de température de l'air qui augmente de 0,06 °C / an durant 100 ans.

En troisième lieu, des modélisations (cas LT3 pour recouvrement de 2 et 4 m; Figure 8.13) ont été faites pour évaluer l'impact de la présence de résidus non gelés sur l'évolution des températures à long terme. Ces modélisations ont été faites en conditions climatiques actuelles afin d'analyser seulement l'impact des conditions post-opérations sur le comportement thermique. Dans ce cas, les conditions initiales de température dans les résidus miniers ont été établies à 1 °C de manière à simuler le gel des résidus miniers (Figure 8.15). Puisque les résidus miniers de Meadowbank sont déposés dans le parc à résidus sous forme de pulpe (contiennent beaucoup d'eau), de telles températures dans les résidus miniers sont plus caractéristiques des conditions *in situ*. La grande quantité d'eau contenue dans les résidus miniers fait que beaucoup de chaleur latente doit être libérée avant qu'ils puissent geler. Ainsi, le gel des résidus miniers et un processus qui pourrait prendre plusieurs années.

Ultimement, l'effet combiné des conditions thermiques post-opération et de l'évolution de la température de l'air sur le comportement thermique des recouvrements de 2 et de 4 m a été évalué. Ces scénarios (cas LT4 pour recouvrement de 2 et 4 m; Figure 8.13) représentent donc les cas les plus réalistes décrivant le comportement thermique des recouvrements testés dans le temps.

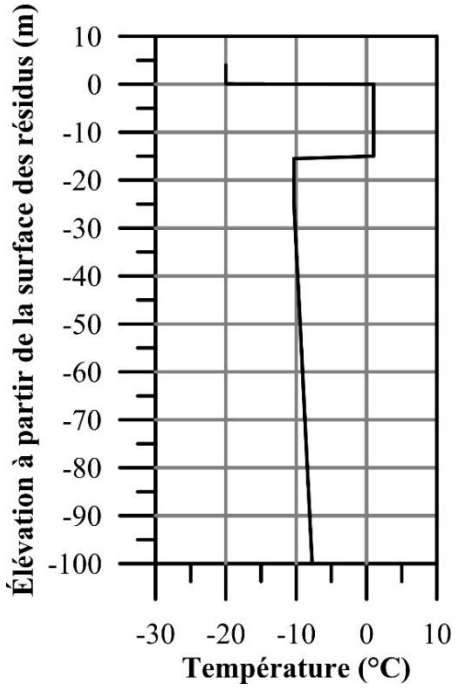


Figure 8.15 : Conditions initiales utilisées pour évaluer le comportement thermique des recouvrements suite aux opérations.

8.4.3 Comportement thermique à long terme

Les courbes trompettes obtenues pour les recouvrements isolants de 2 et de 4 m à l'année 100 des cas LT1 à LT4 modélisés sont illustrées à la Figure 8.16. Les modélisations faites à partir d'un profil de sol à l'équilibre et les températures actuelles de l'air (cas LT1) montrent des profondeurs de dégel de 1,41 et 1,95 m et des températures maximales à l'interface résidus-recouvrement de -3,71 et de -6,63 °C pour les recouvrements de 2 et de 4 m, respectivement. Les cas LT1 indiquent que l'interface résidus-recouvrement est constamment sous 0 °C pour les deux configurations et ces résultats sont utilisés à la Figure 8.16 comme base de comparaison (lignes pointillées).

La Figure 8.16A montre que l'augmentation de la température de l'air a un impact significatif sur les températures à long terme. Les résultats montrent que la profondeur de dégel augmente à des valeurs de -2,18 et -3,21 m, respectivement pour les recouvrements de 2 et de 4 m. La température maximale des résidus miniers atteint 0,23 et -2,31 °C pour les recouvrements de 2 et 4 m. Ces résultats suggèrent que l'augmentation de la température

de l'air est suffisante pour observer des profondeurs de dégel qui atteigne les résidus miniers et des températures à l'interface résidus-recouvrement supérieures à la T_{cible} pour le recouvrement de 2 m.

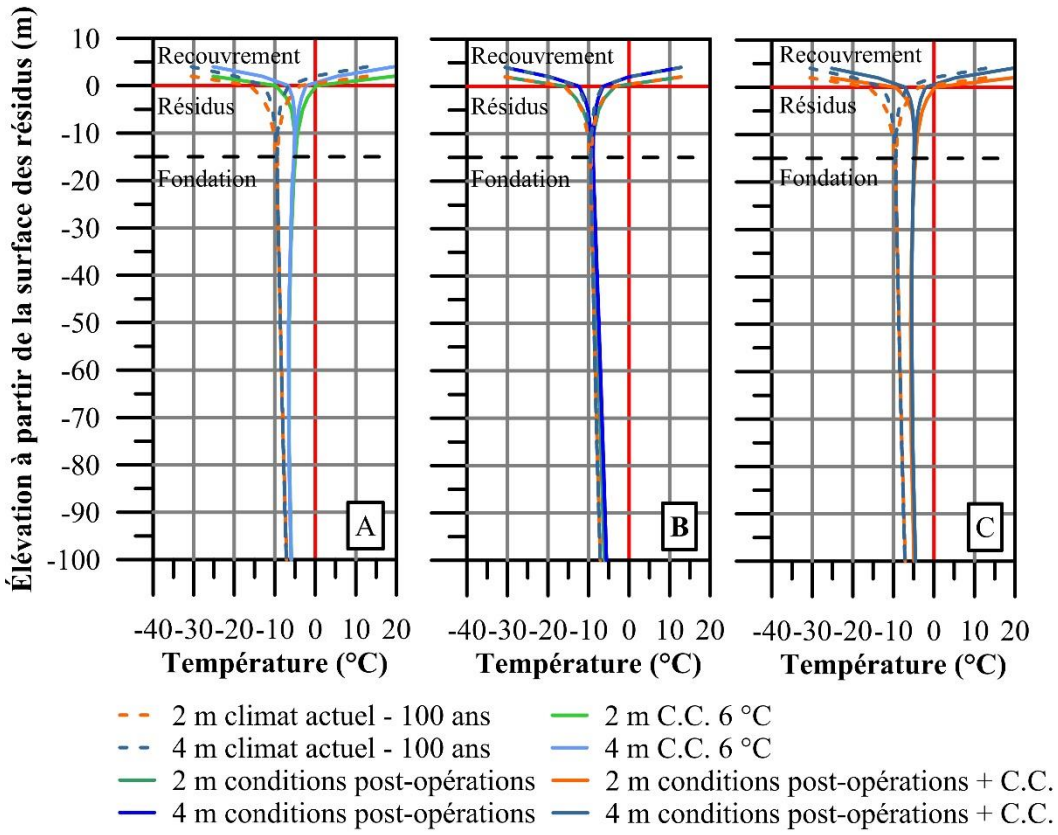


Figure 8.16 : Courbes trompettes des recouvrements isolants de 2 et 4 m à l'équilibre avec les conditions climatiques actuelles (LT1) et effets de (A) l'augmentation de la température de l'air (LT2), (B) des conditions thermiques post-opérations (LT3), et (C) combiné de l'augmentation de la température de l'air et des conditions thermiques post-opérations (LT4) sur le profil thermique à l'an 100.

La Figure 8.16B montre que les conditions post-opérations (cas LT3) n'ont pas un effet significatif sur les températures observées sous les recouvrements de 2 et 4 m à l'année 100. Toutefois, en analysant l'évolution de la température au milieu de la couche de résidus miniers dans le temps (Figure 8.17), il est possible de constater que les conditions post-opérations ont un effet significatif sur les températures mesurées dans les résidus miniers dans les premières années suivant la fin de la déposition. La Figure 8.17 indique qu'une

période de gel d'environ 6 ans est requise pour que les résidus contenus sous le recouvrement de 2 m gèlent. Cette période de gel atteint 9 ans pour le recouvrement de 4 m. Une période de gel plus longue est requise pour le recouvrement de 4 m puisque, comparativement au recouvrement de 2 m, les propriétés isolantes du recouvrement limitent l'intensité du gel durant l'hiver et réduisent la capacité d'extraction de la chaleur latente liée au gel. Suite au gel des résidus miniers, les températures continuent de diminuer graduellement jusqu'à l'atteinte de l'équilibre autour des années 40 et 50 pour les recouvrements de 2 et 4 m, respectivement.

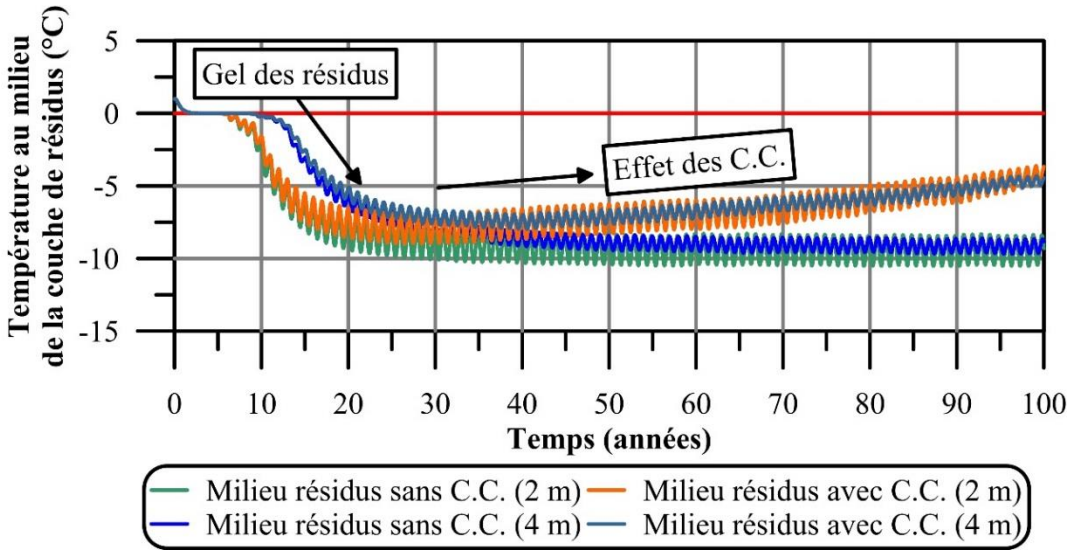


Figure 8.17 : Évolution de la température au milieu de la couche de résidus miniers dans le temps lorsque les conditions post-opérations sont considérés sans (cas LT3) et avec (cas LT4) une augmentation de la température de l'air (C.C.).

Les modélisations du cas LT4 montrent que l'effet combiné de l'augmentation de la température de l'air et les conditions post-opérations sur les températures observées sous les recouvrements isolants est important à court et à long terme (Figure 8.16 et 8.17). Tout comme pour le cas LT3, les recouvrements de 2 et 4 m ont montré des périodes de gel de 4 et 9 ans, respectivement (Figure 8.17). Des périodes de gel similaires sont observées pour les deux cas puisque la période de gel est un processus qui se produit à court terme. En d'autres mots, pour cet horizon de temps, l'augmentation de la température de l'air n'est pas suffisante pour affecter le temps de gel des résidus miniers. La Figure 8.17 montre que

les températures observées au milieu de la couche de résidus miniers diminuent graduellement pendant les 25 – 35 premières années. Toutefois, les effets de l'augmentation de la température de l'air font que les températures observées au milieu de la couche de résidus miniers viennent qu'à augmenter graduellement à partir des années 25 – 35. À long terme, le comportement thermique devient très près de celui observé lorsque les conditions post-opérations ne sont pas considérées (Figure 8.17). À l'année 100, les profondeurs de dégel sont aussi de 2,18 et 3,21 m pour les recouvrements de 2 et 4 m, respectivement lorsque les conditions post-opérations et l'augmentation de la température de l'air sont considérées.

L'évolution de la température à l'interface résidus-recouvrement (Figure 8.18) est utilisée pour évaluer l'influence des conditions post-opérations et de l'augmentation de la température de l'air sur la performance thermique à court et à long terme des recouvrements isolants de 2 et 4 m. La Figure 8.18 montre que les résidus miniers sous le recouvrement de 2 m observent des températures supérieures 0 °C pour environ 100 jours durant les 3 premières années et des températures strictement sous 0 °C après 6 ans. Sur le terrain, des températures supérieures 0 °C sont observés pour 100 à 120 jours sous le recouvrement isolant de 2 m (voir Chapitre 5). Ensuite, dû au gel des résidus miniers, les températures modélisées pour l'interface diminuent graduellement jusqu'à l'année 20. À partir de ce point, la température augmente graduellement dans le temps dû à l'augmentation de la température de l'air. Des températures supérieures à 0 °C recommencent à être observées momentanément à l'année 82 et, par la suite, la période d'exposition des résidus miniers à des températures supérieures à 0 °C augmente chaque année. À l'année 100, les résidus miniers sont à des températures supérieures à 0 °C pour 120 jours et la température maximale des résidus miniers modélisée est de 0,23 °C. Un comportement similaire est observé pour le recouvrement de 4 m. Toutefois, pour cette configuration, la température maximale des résidus miniers est maintenue sous 0 °C une fois la période de gel passée. Une température maximale de -2,03 °C est modélisée à l'année 100 pour le recouvrement de 4 m. Somme toute, ces résultats suggèrent que le comportement modélisé dans l'horizon court terme représente assez bien le comportement thermique de l'interface résidus-recouvrement (lié à la performance) observés pour les cellules expérimentales de terrain et

ce, malgré toutes les simplifications prises en compte dans l'élaboration du modèle numérique. Il est aussi considéré que ce cas est le plus représentatif des conditions *in situ*.

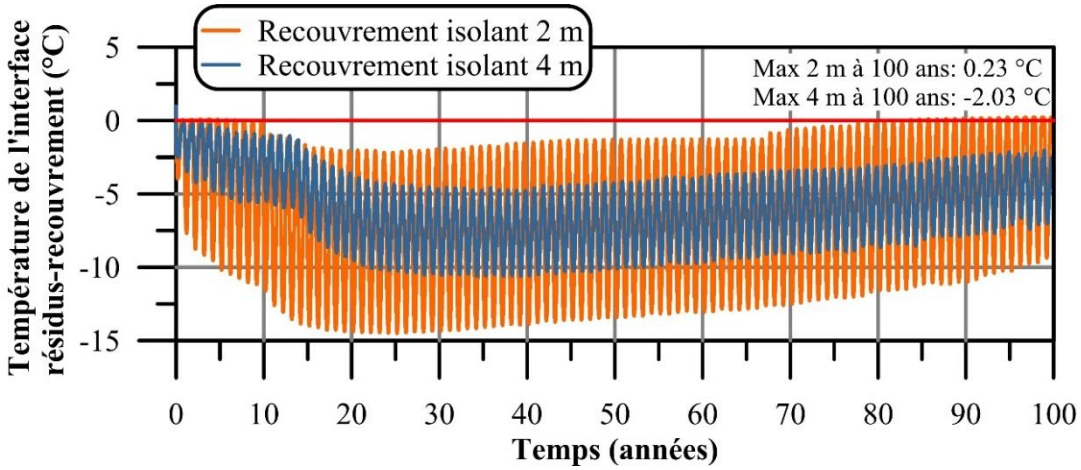


Figure 8.18 : Évolution de la température à l'interface résidus-recouvrement dans le temps lorsque les conditions post-opérations et une augmentation de la température de l'air de 0,06 °C/an sont considérés.

Les résultats des modélisations numériques à long terme indiquent que les changements climatiques et les conditions post-opérations ont des effets significatifs sur le comportement thermique à court et long terme des recouvrements isolants de 2 et de 4 m. Par conséquent, ces facteurs se doivent d'être considérés dans la conception des recouvrements isolants.

8.5 Évaluation des facteurs d'influence sur le comportement thermique et la performance des recouvrements à long terme

En plus des changements climatiques et des conditions post-opérations, les Chapitres 5 et 6 ont montré que l'épaisseur du recouvrement, les conditions de saturation et le couvert de neige ont un impact sur le comportement thermique et la performance à limiter l'oxydation des sulfures des recouvrements testés. Toutefois, l'impact de ces facteurs sur le comportement thermique n'a pas été quantifié. De plus, plusieurs autres facteurs qui n'ont pas été analysés dans les chapitres précédents peuvent affecter le comportement thermique et la performance des recouvrements isolants. Ainsi, dans le but d'identifier les principaux

facteurs qui affectent le comportement thermique et la performance globale des recouvrements à limiter l'oxydation des sulfures, une analyse paramétrique qui évalue l'influence de variations en termes d'épaisseur du recouvrement, de conditions de saturations, de conductivité thermique des matériaux de recouvrement, de densité des résidus miniers, d'épaisseur des résidus miniers et d'augmentation de la température de l'air a été réalisée. L'effet du couvert de neige n'est pas considéré dans cette analyse puisque, contrairement à ce qui a été observé sur la cellule de 2 m, seulement une très faible accumulation de neige est habituellement observée sur le parc à résidus miniers dû à la redistribution de la neige causée par l'action du vent. De plus, certaines de ces analyses ont été réalisées à la fois pour les recouvrements de 2 et de 4 m afin d'évaluer aussi les effets combinés avec l'épaisseur du recouvrement.

Cette section vise donc à présenter l'approche suivie et les différents facteurs qui influencent le comportement thermique des recouvrements isolants. Ensuite, l'impact de ces différents facteurs sur le comportement thermique à court et long terme et la performance globale à limiter l'oxydation des sulfures est évalué qualitativement. Les implications de ces facteurs d'influences par rapport à la conception sont aussi discutées.

8.5.1 Approche d'évaluation des paramètres d'influence sur le comportement thermique des recouvrements isolants

Toutes les modélisations réalisées dans le cadre de l'analyse paramétrique ont été réalisées à partir du cas LT4 présenté ci-haut. Toutefois, dépendamment du facteur d'influence analysé, certains paramètres du modèle ont été modifiés. L'influence de l'épaisseur du recouvrement sur le comportement thermique a été testée en réalisant des modélisations pour des systèmes de recouvrements de 6 et 8 m d'épaisseur. Ensuite les effets des conditions de saturation sur le comportement à long terme ont été évalués en modélisant le comportement d'une CIEBC configurée comme celle testée sur le terrain, d'un recouvrement isolant de 2 m avec 0,5 m de résidus saturés à la base et d'un recouvrement isolant de 4 m avec 0,5 m de résidus saturés à la base (situation observée sur le terrain). Les propriétés des stériles compactés de la CIEBC utilisées pour les modélisations sont

présentées au Tableau 8.5 tandis que celles des stériles saturés sont disponibles au Tableau 8.2.

Tableau 8.5 : Propriétés thermiques modifiées utilisées pour évaluer l'influence des variations de propriétés thermiques sur le comportement des recouvrements isolants.

Paramètres	Stériles compactés saturés	Stériles drainés λ - 25%	Stériles drainés λ + 25%	Résidus saturés lâches
Modèle matériau	Thermique complet			
Estim. courbe de gel	gravier	gravier	gravier	silt
Estim. fonction $\lambda - T$	gravier	gravier	gravier	silt
n (-)	0,17	0,38	0,38	0,56
θ_w (m^3/m^3)	0,145	0,045	0,045	0,56
λ_u (W/m K)	3,20	0,75	1,25	1,57
λ_f (W/m K)	3,84	0,86	1,43	3,34
$C_{t\text{-}u}$ (MJ/m^3 K)	1,98	1,48	1,48	3,23
$C_{t\text{-}f}$ (MJ/m^3 K)	2,27	1,37	1,37	2,11

L'influence des variations en termes de conductivité thermique a été évaluée pour des recouvrements de 2 et 4 m pour lesquels la conductivité thermique des matériaux de recouvrement a été modifiée de ± 25%. Les propriétés utilisées pour ces analyses sont aussi disponibles au Tableau 8.5. Ces analyses représentent essentiellement des cas où des matériaux différents seraient utilisés. Dans une certaine mesure, elles représentent aussi des cas où les matériaux seraient plus ou moins denses / lâches.

Un cas pour lequel des résidus miniers plus lâches seraient présents sous un recouvrement isolant de 2 m a aussi été analysé. En termes de propriétés thermiques, une variation de densité affecte la conductivité et la capacité thermique des matériaux, mais aussi la quantité de chaleur latente requise pour le changement de phase. Ainsi, ce scénario vise à évaluer l'effet de la densité sur la profondeur de dégel et le temps de gel des résidus miniers. Similairement, l'épaisseur de la couche de résidus miniers pourrait affecter le temps de gel. Ce facteur a été étudié en modélisant deux cas pour lesquels l'épaisseur de la couche de résidus miniers a été fixée à 5 et 30 m.

Finalement, il a été démontré précédemment qu'une augmentation de la température de l'air affecte significativement le comportement thermique des recouvrements. Puisque

plusieurs modèles de prédiction / scénario de changements climatiques existent, il peut être important de valider jusqu'à quel point les recouvrements isolants sont sensibles à une variation du modèle d'augmentation de la température de l'air. Pour cette raison, deux simulations ont été réalisées avec une augmentation de la température de l'air de 8 °C sur 100 ans afin de déterminer la sensibilité des recouvrements de 2 et de 4 m à de telles variations. Un sommaire des différentes analyses réalisées est donné au Tableau 8.6.

8.5.2 Facteurs qui influencent le comportement thermique des recouvrements isolants

L'interprétation des résultats a constitué à comparer l'évolution des températures internes (notamment à l'interface et au milieu des résidus miniers) des scénarios considérés avec ceux obtenus pour les recouvrements de 2 ou de 4 m. Le Tableau 8.6 résume aussi l'ensemble des résultats qui ont été obtenus pour chaque cas modélisé. Ces résultats sont traduits par les principaux paramètres d'intérêt utiles à l'évaluation du comportement thermique des scénarios considérés ainsi que de leur performance. Les paramètres d'intérêt liés au comportement à long terme sont la profondeur de dégel (z dégel; Tableau 8.6), la température maximale observée à l'interface résidus-recouvrement (T_{max} interface; Tableau 8.6) et le nombre de jours pour lesquels la température de l'interface résidus-recouvrement est supérieure à la température cible d'entreposage (Nb. j. $T_{interface} > T_{cible}$; Tableau 8.6) observés à l'an 100. Le Tableau 8.6 montre aussi le temps de gel du milieu de la couche de résidus miniers, qui est plutôt relié au comportement transitoire à court terme. Il est à noter que pour cette interprétation, le temps de gel est défini par le temps requis pour que les résidus atteignent une température de -0,01 °C. Les conditions initiales, courbes trompettes, températures à l'interface résidus-recouvrement et au milieu des résidus modélisées pour l'ensemble des cas sont présentés à l'Annexe I.

Tableau 8.6 : Sommaire des cas analysés par l'analyse paramétrique et principaux paramètres d'intérêt liés à l'évaluation du comportement thermique.

Paramètre d'influence	z (m)	Autre paramètre	Paramètres d'intérêt à l'année 100			Temps gel milieu résidus* (ans)
			z dégel (m)	T_{max} interface (°C)	Nb. j. $T_{interface} > T_{cible}$	
Cas de base	2	-	2,18	+0,23	120	6
	4	-	3,21	-2,09	0	9
Épaisseur	6	-	3,60	-3,05	0	17
	8	-	3,77	-4,05	0	17
Conditions de S_r	2	Config. CIEBC	2,18	+0,28	145	5
	2	0,5 m saturé à la base	1,89	-0,27	0	5
	4	0,5 m saturé à la base	3,02	-1,94	0	9
λ recouvrement	2	λ – 25%	1,94	-0,41	0	7
	2	λ + 25%	2,20	+0,30	170	5
	4	λ – 25%	2,90	-2.83	0	15
	4	λ + 25%	3,39	-1,53	0	8
Densité des résidus	2	Résidus lâches	2,16	+0,25	125	8
Épaisseur des résidus	2	Résidus 30 m	2,18	+0,23	125	19
	2	Résidus 5 m	2,18	+0,22	110	1
Variation du ΔT_{air}	2	↗ de 8 °C sur 100 ans	2,19	+0,24	190	6
	4		3,64	-0,98	0	9

* : Temps pour atteindre une température de -0,01 °C

8.5.2.1 Épaisseur du recouvrement

Les résultats montrent que l'épaisseur du recouvrement a un effet significatif sur le comportement thermique des recouvrements isolants. La Figure 8.19 (et Tableau 8.6) montre que la profondeur de dégel passe rapidement de 2,18 (0,18 m sous la surface des résidus) à 3,21 m (0,79 m au-dessus de la surface des résidus) lorsque l'épaisseur du recouvrement passe de 2 à 4 m. Ensuite, l'impact de l'épaisseur du recouvrement sur la profondeur de dégel devient beaucoup moins marquée entre les recouvrements de 6 et de 8 m. Ce phénomène est principalement attribué au fait que l'impact de la présence de la couche de résidus miniers saturés (conductivité thermique élevée) sur la profondeur de

dégel devient rapidement moins important une fois que l'épaisseur du recouvrement dépasse 2 m.

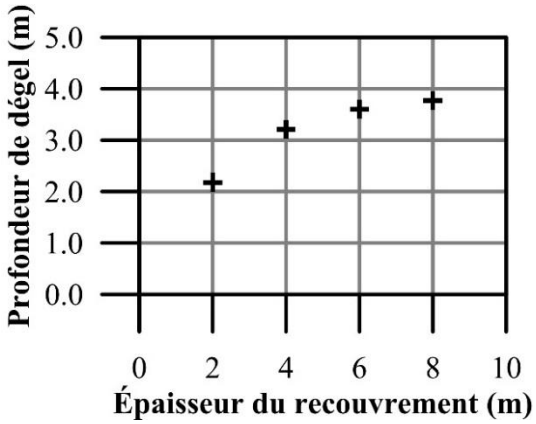


Figure 8.19 : Profondeurs de dégel modélisées en fonction de l'épaisseur des recouvrements à l'année 100.

Les résultats indiquent aussi qu'une augmentation de l'épaisseur du recouvrement favorise une diminution des températures maximales (et minimales) observées à l'interface résidus-recouvrement. Pour les systèmes testés, les températures maximales observées à l'interface à l'année 100 varient de 0,23 °C pour le recouvrement de 2 m à -4,05 °C pour le recouvrement de 8 m. Ainsi, un recouvrement isolant plus épais favorise des températures maximales généralement plus basses. Il existe aussi une différence marquée en termes de comportement thermique à l'interface entre le recouvrement de 2 m et les recouvrements les plus épais. L'ampleur de cette différence tend à diminuer avec l'augmentation de l'épaisseur du recouvrement (i.e. la différence de comportement entre le recouvrement de 4 m et celui de 6 m et plus importante que la différence entre le recouvrement de 6 et de 8m). Ce comportement était anticipé puisque l'influence des conditions de température à la surface tend généralement à diminuer avec une augmentation de la profondeur. Tel qu'il l'a été expliqué précédemment, les résultats montrent aussi que les recouvrements les plus épais entrainent des temps de gel généralement plus longs. Par contre, le recouvrement de 2 m est le seul à montrer des températures de l'interface supérieures à la température cible d'entreposage durant les premières années après la mise en place du recouvrement. Ceci

est dû à un effet combiné des moins bonnes performances isolantes du recouvrement et du processus de gel des résidus miniers.

8.5.2.2 Conditions de saturations

Les résultats des analyses visant à évaluer l'influence de variations en termes de conditions de saturations dans les matériaux de recouvrement sur le comportement thermique montrent d'abord que l'ajout d'une couche de rétention d'eau dans un recouvrement isolant (CIEBC) n'a pas d'avantage significatif au niveau thermique. Toutefois, l'ajout d'une couche de matériaux saturés à la base du recouvrement de 2 m a contribué à diminuer significativement la profondeur de dégel et à empêcher les résidus miniers d'atteindre des températures supérieures à 0 °C, même après 100 ans. Ce comportement est principalement attribué à l'importante quantité de chaleur latente contenue dans les matériaux de recouvrement saturés (θ_w = 0,38) à la base qui freine la propagation du dégel. L'effet de la chaleur latente des matériaux saturés à la base du recouvrement de 4 m n'est cependant pas présent puisque la profondeur de dégel n'atteint pas la couche saturée. Dans ce cas, la légère différence de profondeur de dégel est plutôt liée à la plus grande conductivité thermique (et capacité thermique) des matériaux saturés. Tous les scénarios testés ont montré des temps de gel similaires à leurs analogues sans couche saturée. Des temps de gel de 5 et 9 ans sont observés pour les recouvrements de 2 et de 4 m qui comprennent une couche saturée, respectivement. En mettant en perspective les résultats obtenus et les épaisseurs de recouvrements testés, l'impact de l'ajout d'une couche fortement saturée à la base d'un recouvrement isolant devient significatif et positif lorsque la profondeur de dégel atteint la couche fortement saturée.

8.5.2.3 Conductivité thermique des matériaux de recouvrement

Les analyses faites en considérant différentes conductivités des matériaux de recouvrement montrent le comportement anticipé où plus la conductivité thermique est faible, plus la profondeur de dégel est petite et la température maximale à l'interface est basse. Par exemple, les profondeurs de dégel diminuent de 0,26 et de 0,49 m lorsque la conductivité thermique passe de λ - 25% à λ + 25% pour les recouvrements de 2 et 4 m, respectivement.

D'une manière similaire, la température maximale à l'interface diminue de 0,71 et 1,30 °C pour les recouvrements de 2 et 4 m, respectivement. Toutefois, lorsque la conductivité thermique est plus faible, le temps de gel des résidus miniers devient plus long, ce qui pourrait avoir une importance sur le comportement thermique global de l'aire de stockage dans le temps.

8.5.2.4 Densité de la couche de résidus miniers

Une augmentation de la porosité des résidus miniers de 0,40 à 0,56 affecte principalement le comportement thermique à court terme. L'augmentation de la chaleur latente trainée par la plus grande porosité fait que le temps de gel des résidus miniers lâches est plus important, résultant en une période pour laquelle l'interface n'est pas gelée à l'année plus importante d'environ 2 ans que pour des résidus plus denses. À plus long terme, le comportement thermique des deux résidus se rejoint et les effets de la densité des résidus miniers ne sont plus significatifs. Après 100 ans, les profondeurs de dégel, les températures maximales mesurées à l'interface et le nombre de jours pour lesquels les températures de l'interface sont supérieures à T_{cible} sont semblables pour les résidus lâches et denses.

8.5.2.5 Épaisseur de la couche de résidus miniers

L'épaisseur de la couche de résidus miniers vient principalement jouer sur la vitesse de gel de la couche de résidus miniers. Pour le scénario qui considère 5 m de résidus miniers, le temps de gel des résidus miniers est de moins d'un an tandis que pour le scénario qui considère 15 m de résidus, le temps de gel est plutôt de 19 ans. Ceci indique que l'épaisseur de la couche de résidus miniers a un impact important sur le comportement thermique à court terme. Cependant, à long terme, l'impact de la différence de temps de gel n'a que très peu d'influence sur le comportement thermique près de l'interface résidus-recouvrement.

8.5.2.6 Augmentation de la fonction de la température de l'air à long terme

Tout comme c'est le cas pour une augmentation de la température de l'air de 0,06 °C/an, l'augmentation de 0,08 °C/an n'a pas affecté significativement le comportement thermique à court terme des recouvrements analysés (traduit par une température à l'interface

semblable dans les premières années et un temps de gel des résidus similaire). Par contre, à long terme, la variation de 0,02 °C/an vient affecter de manière importante de comportement thermique des recouvrements. Après 100 ans, le recouvrement de 2 m ne montre pas une profondeur de dégel ni une température maximale à l'interface bien différente au cas de référence, par contre la période d'exposition des résidus à des températures supérieures à 0 °C est augmentée de 120 à 190 jours. Dans le cas du recouvrement de 4 m, la profondeur de dégel augmente de 43 cm et la température maximale des résidus miniers augmente de -2,09 à -0,98 °C. Toutefois, puisque le recouvrement de 4 m montre des températures généralement plus faibles et inférieures à la T_{cible}, sa robustesse à maintenir l'interface résidus-recouvrement sous 0 °C face à une variation de l'augmentation de la température de l'air est accrue.

8.5.3 Impact des facteurs d'influence sur le comportement thermique et la performance : implications dans la conception des recouvrements isolants

Les résultats présentés ci-haut montrent que l'épaisseur du recouvrement est le paramètre qui s'avère le plus déterminant sur le comportement thermique des recouvrements isolants. Que ce soit à court ou long terme, les recouvrements isolants les plus épais entrainent des températures à l'interface plus basses que les recouvrements les moins épais. De plus, les recouvrements les plus épais se sont montré être plus robustes à des variations de conditions de saturation des matériaux de recouvrement et de la température de l'air dans le temps. Pour ces raisons, l'épaisseur du recouvrement est un facteur considéré ayant un impact important à la fois sur le comportement thermique et sur la performance globale à limiter l'oxydation (Tableau 8.7). L'épaisseur du recouvrement est le principal paramètre qui doit être optimisé lors des étapes de conception.

Les variations de conditions de saturation se sont avérées avoir un effet assez faible sur le comportement thermique des recouvrements si la profondeur de dégel n'atteint pas une couche de forte saturation située à la base du recouvrement. Cependant, lorsque la profondeur de dégel atteint cette couche, l'impact de la chaleur latente sur la profondeur

de dégel est plus important. Ainsi, incorporer une couche saturée à la base d'un recouvrement peut contribuer à réduire l'épaisseur du recouvrement nécessaire pour atteindre les objectifs de conception (MEND 1993, 2004a, 2009; Stevens et al. 2018). De plus, étant donné que les fortes saturations des matériaux de recouvrement permettent de limiter la disponibilité de l'oxygène aux réactions d'oxydation des sulfures sous-jacents (e.g. Yanful 1993; Bussière et al. 2006; Ouangrawa et al. 2010; Ethier et al. 2018), l'effet de telles conditions sur la performance globale à limiter l'oxydation est important. Par conséquent, il est fortement encouragé d'utiliser des matériaux qui permettent le développement de hautes saturations dans une portion du recouvrement.

Tableau 8.7 : Impact des facteurs analysés sur le comportement thermique à court et long terme et la performance globale à limiter l'oxydation des recouvrements isolants.

Paramètre d'influence	Impact sur le comportement thermique		Impact sur la performance globale à limiter l'oxydation
	Court terme	Long terme	
Épaisseur du recouvrement	Important	Important	Important
Conditions de S_r	Faible à modéré	Faible à modéré	Important
λ du recouvrement	Modéré	Modéré	Négligeable
Densité des résidus	Modéré	Négligeable	Faible
Épaisseur des résidus	Important	Négligeable	Faible
Variation du ΔT_{air}	Négligeable	Important	Important

Les différentes conductivités thermiques des matériaux de recouvrement qui ont été testées ont montré que les matériaux de plus faible conductivité thermique procurent une meilleure isolation par unité d'épaisseur. Ces résultats suggèrent donc que pour une même unité géologique, un recouvrement plus lâche devrait être favorisé. L'effet de varier la conductivité thermique des matériaux sur le comportement à court et long terme est modéré. Dans le contexte minier nordique, trouver suffisamment de matériaux de recouvrements pour la restauration est souvent un défi de taille, ce qui fait que les concepteurs n'ont pas (ou que très rarement) le choix des matériaux de recouvrement à utiliser. Ainsi, dans la pratique, la conductivité thermique des matériaux est plutôt considérée comme étant une contrainte d'ingénierie qui doit être prise en compte dans la

conception de recouvrements. Pour cette raison, l'impact de la conductivité thermique des matériaux de recouvrement sur la performance à limiter l'oxydation est considérée négligeable.

La densité et l'épaisseur de la couche de résidus miniers se sont avérées avoir des impacts modéré et important sur le comportement thermique à court terme. Toutefois, à long terme ces impacts deviennent négligeables. Ces deux facteurs d'influence sont principalement liés au mode de déposition des résidus et à la géométrie du parc à résidus miniers et peuvent difficilement être contrôlés. Les effets de ces deux facteurs sur la performance du recouvrement à limiter l'oxydation sont plus importants lors des premières années après la déposition / la mise en place du recouvrement (lorsque l'interface observe des températures supérieures à 0 °C) et diminuent graduellement avec le temps. Somme toute, les impacts des effets de la densité et de l'épaisseur de résidus miniers sur la performance du recouvrement à limiter l'oxydation sont faibles.

Finalement, une variation du modèle d'augmentation de la température de l'air a un impact important sur le comportement thermique à long terme des recouvrements. Puisque la performance des recouvrements isolants est principalement basée sur la température à l'interface résidus-recouvrement, une variation du régime thermique à l'intérieur du recouvrement est aussi susceptible d'affecter de manière importante la performance du système. Dans la conception, ceci implique que considérer un scénario de changements climatiques qui représente un cas plus pessimiste procurerait un facteur de sécurité quant à l'évaluation de la performance à long terme.

8.6 Approche de conception des recouvrements isolants

L'applicabilité de la méthode du recouvrement isolant (et de toutes les autres méthodes de restauration disponibles) est spécifique à chaque site et son efficacité doit être démontrée à court et long terme avant d'être mise en place définitivement. Le processus de conception d'un recouvrement isolant consiste essentiellement à optimiser l'épaisseur du recouvrement en fonction de la température cible à atteindre. L'épaisseur minimale de recouvrement requise pour un site donné dépendra principalement des matériaux

disponibles et de leurs propriétés, des propriétés des résidus miniers et des conditions thermiques et climatiques présentes au site. La conception d'un système de recouvrement qui sera appliqué à grande échelle est donc un processus itératif qui comprend plusieurs étapes allant de la caractérisation du site et des matériaux, en passant par l'analyse d'options, à la prédiction des performances à long terme et en finissant par la construction, le suivi du comportement du recouvrement final et l'entretien post-construction.

Dans le cadre de cette thèse, plusieurs aspects de la conception des recouvrements isolants ont été abordés et des contributions originales ont été apportées notamment en ce qui a trait à la détermination de la température cible d'entreposage, aux approches d'évaluation de la performance et de son évolution à long terme (comportement thermique et durabilité des matériaux). Ainsi, à partir de l'ensemble des résultats obtenus au laboratoire, sur le terrain et numériquement, une approche de conception des recouvrements isolants est proposée. Cette approche de conception a été élaborée à partir des travaux de plusieurs auteurs (MEND 2001, 2004c, d, b, e, f, 2012; Aubertin et al. 2002, 2015; INAP 2003; Yanful et al. 2006) et peut se résumer en huit étapes principales (Figure 8.20). Les étapes présentées montrent une approche générale de conception qui doit être faite conjointement avec les demandes de permis et de certificats d'autorisation ainsi qu'une analyse économique du projet. Les étapes de conception des recouvrements isolants sont discutées plus en détail dans ce qui suit. Il est à noter que le cadre de conception développé considère uniquement les recouvrements isolants standards. Le cas des CIEBC n'est pas considéré ici puisque ce concept de restauration est encore en voie de développement et n'a pas encore été mis en place à grande échelle.

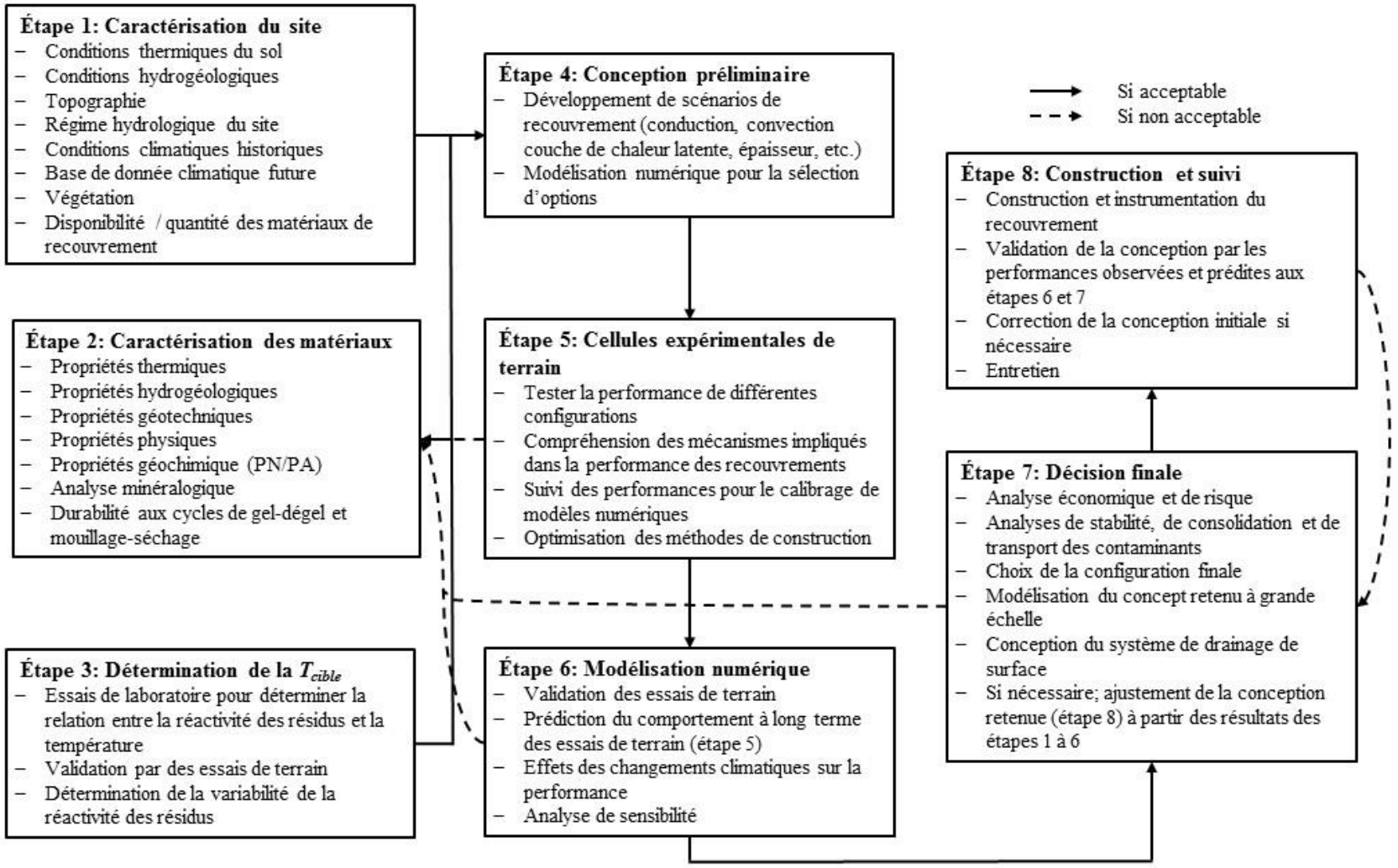


Figure 8.20 : Approche de conception des recouvrements isolants.

8.6.1 Étape 1 : Caractérisation du site

La première étape consiste d'abord à obtenir des données fiables et de bonne qualité sur les conditions du site avant, pendant et après l'exploitation. Ces conditions comprennent notamment les conditions thermiques, hydrogéologiques, hydrologiques et topographiques du site. Ces conditions sont souvent déterminées lors des études de références (avant exploitation), mais doivent aussi être suivies par des instruments installés dans le parc à résidus miniers durant les opérations. Notamment, un suivi de l'évolution de la température interne du parc à résidus miniers devrait être fait pendant l'exploitation pour les sections qui ont atteint leurs élévations finales. Ces données procurent des informations pertinentes sur le processus de gel de la masse de résidus miniers et permettent un calage adéquat des modèles numériques utilisés pour prédire le comportement de l'ouvrage. Cette étape requiert aussi une collecte de données climatiques historiques (selon la disponibilité des données des stations météorologiques les plus près) et un suivi des paramètres climatiques sur le site dès le début de l'exploitation. Les données climatiques requises sont la température, les précipitations, la vitesse et l'orientation du vent, l'humidité relative et la radiation solaire. Ces données sont utiles à plusieurs niveaux (e.g. évaluation de la performance, intrants de modèles numériques), mais permettront surtout la mise à l'échelle d'un modèle de circulation globale (qui considère un scénario de changement climatique sélectionné) qui sera utilisé pour développer une base de données climatique à long terme. Durant cette étape, un inventaire des matériaux de recouvrement disponibles et de leur quantité doit aussi être fait.

8.6.2 Étape 2 : Caractérisation des matériaux

La prochaine étape dans la conception d'un recouvrement isolant consiste à caractériser les propriétés des matériaux de recouvrement envisagés et des résidus miniers. Les propriétés clés à déterminer sont reliées au comportement thermique des matériaux et comprennent la conductivité thermique des solides, la conductivité thermique en fonction de la saturation et les effets d'échelle sur la conductivité thermique. En phase de conception préliminaire de conception, ces paramètres peuvent très bien être estimés par les modèles disponibles. Toutefois, une caractérisation thermique au laboratoire telle que celle présentée au Chapitre 4 est suggérée pour les phases de conception plus avancée. Les propriétés hydrogéologiques des matériaux doivent aussi être déterminées, et comprennent la conductivité hydraulique saturée et la courbe de rétention d'eau. Tout comme pour

les propriétés thermiques, les propriétés hydrogéologiques peuvent être estimées en phase préliminaire d'un projet. Dans le cas des résidus miniers et des matériaux fins, il est vraiment nécessaire de procéder à des essais de caractérisation des propriétés hydrogéologiques au laboratoire pour les phases plus avancées. Toutefois, pour un cas où des matériaux de recouvrement grossiers seraient utilisés (tels que ceux étudiés dans le cas de Meadowbank), des valeurs estimées des propriétés pourraient s'avérer suffisantes. Ces types de matériaux sont normalement très hétérogènes et il est observé que de légères variations en termes de propriétés hydrogéologiques n'affectent pas significativement leur comportement (e.g. Kalonji Kabambi et al. 2017; Maqsoud et al. 2017). Les propriétés physiques (densité relative, courbe granulométrique), géochimiques (spécialement le potentiel de génération de DMA) et minéralogiques des matériaux doivent aussi être déterminées. Ultimement, la durabilité des matériaux aux cycles de gel-dégel et mouillage-séchage doit être déterminée pour assurer la pérennité de l'ouvrage à long terme. Selon les matériaux utilisés, la durabilité comprend un aspect de stabilité des paramètres hydrogéologiques (k_{sat} avec les cycles de gel-dégel) et physiques / mécaniques (tel que décrit aux Chapitres 3 et 7). Bien que non nécessaire à la conception thermique, certaines autres propriétés géotechniques (e.g. consolidation, résistance au cisaillement) sont aussi nécessaires pour les analyses de stabilité de l'ouvrage.

8.6.3 Étape 3 : Détermination de la température cible d'entreposage

Tel qu'il l'a été expliqué tout au long de cette thèse, la performance des recouvrements isolants est principalement basée sur leur capacité à maintenir les résidus miniers sous une certaine température à partir de laquelle les réactions d'oxydation sont négligeables. Cette température doit donc être identifiée afin de pouvoir faire une conception qui est adaptée aux propriétés des résidus miniers. Il est recommandé de déterminer la T_{cible} au laboratoire à partir d'essais de consommation d'oxygène réalisés à différentes températures tel que décrit aux Chapitres 3 et 5. La T_{cible} doit ensuite être validée à l'aide d'essais de terrain (i.e. lors de l'Étape 5). Finalement, la variabilité spatiale de la réactivité doit être déterminée afin d'assurer que la T_{cible} est adéquate pour l'ensemble de la surface du parc à résidus miniers.

8.6.4 Étape 4 : Conception préliminaire

Cette étape consiste à développer des scénarios conceptuels préliminaires de recouvrements isolants et leur géométrie. Les scénarios sont développés à partir des matériaux disponibles et de leurs propriétés. Les scénarios à considérer sont les recouvrements isolants où *i*) la conduction domine les transferts de chaleur (cas de Meadowbank), *ii*) la convection thermique domine les transferts de chaleur (sujet non abordé dans cette thèse; Arenson and Sego 2007; MEND 2010; Stevens et al. 2018) et *iii*) qui incorpore une couche à haute teneur en eau (chaleur latente; exemple recouvrement de 2 m avec 0,5 m saturé à la section 8.4). Plusieurs options de scénarios et d'épaisseur de recouvrement peuvent être considérées à cette étape et la modélisation numérique est utilisée pour déterminer les options les plus prometteuses.

8.6.5 Étape 5 : Cellules expérimentales de terrain

Une fois qu'une ou plusieurs options de recouvrement ont été sélectionnées, la performance des différentes configurations de recouvrements doivent être testées à l'échelle du terrain. Des cellules expérimentales de terrain telles que décrites aux Chapitres 5 et 6 devraient ainsi être construites pour :

- tester la performance in situ des configurations envisagées;
- évaluer l'influence de plusieurs facteurs sur la performance des recouvrements (e.g. pente, localisation, effet d'échelle, etc.) et pour les conditions climatiques et thermiques spécifiques au site;
- comprendre les processus (hydrogéologiques, thermiques, climatiques, géochimiques, etc.) qui affectent le comportement des scénarios testés;
- obtenir des données pour le calibrage de modèles numériques, et;
- permettre de tester et d'optimiser les méthodes de construction avant la mise en place à grande échelle.

Les cellules expérimentales de terrain devraient être de taille suffisamment grande pour pouvoir tester les méthodes de construction et éviter les effets de bords. L'instrumentation des cellules expérimentales de terrain devrait au moins permettre de mesurer les principaux paramètres

importants à l'évaluation de la performance des recouvrements isolants soit la température de la surface du sol, les températures internes, la teneur en eau et les flux d'oxygène. Il est recommandé que le suivi des cellules expérimentales de terrain soit fait pour une période minimum de 3 à 5 ans afin de pouvoir suivre le comportement de systèmes à l'équilibre durant quelques années.

8.6.6 Étape 6 : Modélisation numérique

Les résultats du suivi des cellules expérimentales de terrain devraient avoir réduit le nombre d'options à considérer pour la restauration finale. La modélisation numérique peut ensuite être utilisée pour décrire le comportement des scénarios les plus prometteurs testés sur le terrain. Cette étape de validation et de calibrage permettra ensuite de prédire le comportement à long terme des configurations testées sur le terrain. Dans ce cas, la base de données climatiques à long terme développée à l'Étape 1 est utilisée pour prédire le comportement et la performance à long terme. Ces prédictions doivent permettre d'évaluer la performance des systèmes en conditions climatiques moyennes et extrêmes. Ultimement, une analyse de la sensibilité des différentes configurations doit être faite pour tester leurs robustesses. Plusieurs modèles disponibles commercialement peuvent être utilisés pour réaliser cette étape.

8.6.7 Étape 7 : Décision finale

Basé sur l'ensemble des résultats obtenus aux étapes précédentes et des analyses de performance, économiques et de risques, une configuration finale est choisie. Le choix du scénario final doit assurer la performance à long terme du recouvrement en considérant aussi les aspects liés à la stabilité des pentes, du transport des contaminants et des déformations anticipées. La conception finale requiert aussi un plan de suivi de la performance physique et environnementale du recouvrement à long terme.

8.6.8 Étape 8 : Construction et suivi

Une fois que le concept final a été sélectionné et construit, l'évolution de la performance du système doit être suivie dans le temps. Les paramètres importants liés à la performance du système comprennent les températures dans les matériaux de recouvrement, la température à l'interface résidus-recouvrement, les températures dans les résidus miniers (période de gel) et les teneurs en

eau (résidus et matériaux de recouvrement). Le suivi du comportement dans le temps permet de valider la conception (comparaison des performances observées versus celles qui étaient prédites) et d'apporter des correctifs si nécessaires.

8.7 Conclusion

Le présent chapitre a intégré l'ensemble des résultats obtenus au laboratoire et sur le terrain afin d'analyser numériquement le comportement à long terme de recouvrements placés dans des conditions de terrain et climatiques inspirées de celles observées pour Meadowbank. La modélisation numérique a été utilisée pour établir des cas de base qui tiennent comptes des conditions thermiques post-opérations et des changements climatiques anticipés (exprimés en termes d'augmentation de la température de l'air). L'effet combiné d'une augmentation de la température de l'air et des conditions post-opérations affecte le comportement thermique à court et long terme des recouvrements isolants de 2 et de 4 m testés. Les températures observées dans les résidus miniers diminuent graduellement pour les 25 – 35 années suivant la déposition due au processus de gel et d'équilibre thermique de la masse de résidus miniers. Ensuite, les effets de l'augmentation de la température de l'air font que les températures augmentent graduellement jusqu'à l'année 100. Pour le recouvrement de 2 m, la température à l'interface résidus-recouvrement devient momentanément supérieure à 0 °C à l'année 82 et est supérieure à 0 °C pour 120 jours à l'an 100. Pour le recouvrement de 4 m, la température maximale des résidus miniers est maintenue sous 0 °C une fois la période de gel passée et une température maximale de -2 °C est modélisée à l'année 100. Ensuite, l'impact de différents facteurs sur le comportement et la performance des recouvrements isolants a été évalué. L'épaisseur du recouvrement, l'épaisseur de la couche des résidus miniers et les variations de l'augmentation de la température de l'air sont les principaux facteurs qui affectent le comportement thermique à court et long terme des recouvrements isolants, tandis que l'épaisseur du recouvrement, les conditions de saturation, et les variations de l'augmentation de la température de l'air sont les principaux facteurs qui affectent la performance des recouvrements isolants à limiter l'oxydation des sulfures. C'est donc basé sur l'ensemble des résultats obtenus lors de cette thèse qu'un cadre de conception des recouvrements isolants en huit étapes a été proposé. Ce cadre généralisé pourra être utilisé par l'industrie minière pour guider la conception de recouvrements isolants dans l'Arctique.

CHAPITRE 9 CONCLUSION ET RECOMMANDATION

Ce projet de doctorat traite de travaux de recherche réalisés sur le terrain et au laboratoire afin d'évaluer la performance de trois configurations de recouvrements miniers entièrement faits de stériles miniers non potentiellement générateurs de DMA et mis en œuvre dans le contexte de la mine Meadowbank (Nunavut, Canada). Les recouvrements testés incluent deux recouvrements isolants (2 et 4 m) faits de stériles tout-venant et une couverture isolante avec effets de barrière capillaire (2 m), dont la couche de rétention d'humidité est faite de stériles fins compactés. Les travaux de caractérisation des propriétés thermo-hydro-géotechniques ont notamment permis de déterminer le potentiel des stériles compactés comme matériaux de couche de rétention d'eau d'une couverture avec effets de barrière capillaire et de déterminer la température cible d'entreposage des résidus miniers de Meadowbank. Ensuite, trois cellules expérimentales de terrain ont été construites et leur comportement thermique et hydrogéologique a été suivi pendant près de 4 ans. Les résultats du suivi des températures et des teneurs en eau volumiques non gelées ont été utilisés afin d'analyser les mécanismes gouvernant le comportement thermique et hydrogéologique des recouvrements ainsi que pour évaluer leur performance à contrôler l'oxydation des sulfures. Ensuite, une évaluation de la durabilité des matériaux de recouvrement à résister aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage a aussi été réalisée à l'aide de plusieurs techniques de laboratoire. Les propriétés déterminées au laboratoire et les données de terrain ont aussi été utilisées pour élaborer un modèle numérique qui vise à évaluer le comportement (et les différents paramètres d'influence) des recouvrements isolants à long terme. Ultimement, l'ensemble des résultats obtenus ont été utilisés pour développer une approche de conception généralisée des recouvrements isolants.

Le présent chapitre vise à donner les principales conclusions et recommandations spécifiques à cette thèse. Pour ce faire, un court sommaire des travaux réalisés ainsi que les principales conclusions et recommandations émergentes des travaux présentés dans chacun des chapitres cœurs de la thèse sont fournis dans les sections suivantes.

9.1 Chapitre 3

Ce chapitre présente les différents travaux de caractérisation des propriétés physico-chimiques, minéralogiques, géotechniques et hydrogéologiques des matériaux. Les résultats montrent que les stériles miniers utilisés comme matériaux de recouvrement sont non potentiellement générateurs d'acidité, tandis que les résidus miniers sont potentiellement générateurs d'acidité. La caractérisation minéralogique a montré que les stériles miniers ont une haute teneur en minéraux de faible résistance (tel que la chlorite et le talc), ce qui leur confère une faible résistance à la compaction. Suite à un effort de compaction, les particules se brisent et un matériau plus fin est généré. Les travaux de caractérisation ont montré que le contraste en termes de conductivité hydraulique et de courbe de rétention d'eau entre les stériles lâches et compactés est suffisant pour induire les effets de barrière capillaire requis pour la CIEBC. La différence de conductivité hydraulique atteint 5 ordres de grandeur (1×10^{-1} cm/s pour les stériles lâches versus 1×10^{-5} cm/s pour les stériles compactés) et la valeur d'entrée d'air des stériles compactés (250 – 300 cm d'eau) est nettement inférieure à la succion résiduelle des stériles lâches (125 cm d'eau). Des essais de diffusion de l'oxygène réalisés sur les stériles compactés ont montré que ces matériaux suivent un comportement D_e versus S_r typique des matériaux granulaires et que le modèle de Aachib et al. (2004) est adéquat pour prédire D_e à partir de S_r. Finalement, un montage de laboratoire utilisant l'essai de consommation d'oxygène a été développé pour déterminer l'évolution de la réactivité des résidus miniers en fonction de la température. Les résultats ont montré que la réactivité des résidus miniers de Meadowbank devient négligeable près de 0 °C. Cette température a donc été utilisée dans la thèse comme T_{cible} à l'interface résidus-recouvrement pour interpréter les résultats de suivi du comportement thermique et évaluer la performance des cellules expérimentales de terrain.

Les principales conclusions issues des travaux présentées au chapitre 3 sont que les propriétés hydrogéologiques des stériles compactés et des stériles lâches permettent le développement des effets de barrière capillaires requis pour créer la barrière à l'oxygène et qu'une température de 0 °C permet de contrôler l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers de la mine Meadowbank.

Les travaux réalisés dans cette partie de la thèse ont notamment permis de développer un appareil permettant de mesurer la courbe de rétention d'eau de matériaux grossiers qui ont de fortes capacités de rétention d'eau et une procédure expérimentale utile pour déterminer la dépendance de la réactivité des résidus miniers à la température et la T_{cible} d'entreposage des résidus miniers. Suite à l'expérience acquise lors du développement de ces méthodes, il est recommandé :

A. pour l'extracteur à pression utilisé pour les stériles compactés;
    1. quantifier la quantité d'eau qui sort à chaque palier de pression lors des essais de drainage afin de pouvoir faire un bilan de masse;
    2. utiliser des sondes qui mesurent un plus grand volume d'influence;
    3. d'améliorer les joints d'étanchéité de l'appareil pour pouvoir imposer des pressions plus élevées.

B. pour le montage de détermination de la relation $K_r - T$;
    1. considérer de réaliser les essais sur une plus longue période pour augmenter la précision des mesures à faible réactivité / température;
    2. mesurer les conditions initiales d'oxygène interstitiel (p.ex. installer septum) avant de réaliser un essai sur des matériaux plus réactifs de manière à connaitre les conditions initiales pour les modélisations;
    3. purger les matériaux à l'azote avant de réaliser un essai sur des matériaux plus réactifs serait aussi une option envisageable pour atteindre des conditions initiales d'oxygène interstitiel près de 0 %.

9.2 Chapitre 4

Les propriétés thermiques clés des stériles miniers et des résidus miniers de Meadowbank ont été déterminées au chapitre 4. Ces propriétés comprennent la conductivité thermique des solides ainsi que les fonctions de conductivité thermique non gelée et gelée. Les conductivités thermiques des solides des stériles NPAG et résidus miniers ont des valeurs de 4,80 et 5,80 W/m K, respectivement. Ensuite, l'ensemble des mesures faites sur les particules solides, sur des matériaux à différentes saturations (non gelés et gelés) et à l'état sec ont été utilisées pour calibrer le modèle de conductivité

thermique de Côté and Konrad (2005a, 2009). Des mesures de la conductivité thermique des solides et de la conductivité thermique à l'état sec réalisées sur différentes fractions granulométrique des stériles utilisés pour le recouvrement ont aussi permis de déterminer qu'il n'existe pas d'effet d'échelle et de structure sur la conductivité thermique des stériles. Par conséquent, les modèles développés à partir des essais de laboratoire peuvent être extrapolés à l'échelle du terrain avec confiance. La principale conclusion issue des travaux de caractérisation des propriétés thermiques est que les modèles de conductivité thermique développés peuvent être utilisés pour analyser et prédire les comportements thermiques des recouvrements isolants à l'étude.

Suite aux résultats obtenus au chapitre 4, il est recommandé que l'approche méthodologique développée pour caractériser les propriétés thermiques des stériles NPAG de Meadowbank soit utilisée pour caractériser des matériaux similaires. Toutefois, les différences en termes de conductivité thermique des solides des stériles NPAG mesurées par les méthodes de la cellule de conductivité thermique et de la sonde à aiguille font qu'une attention particulière doit être portée lors de l'analyse des résultats en présence de minéraux anisotropes.

9.3 Chapitre 5

Le chapitre 5 présente les résultats d'un suivi de 4,5 ans des conditions thermiques et hydrogéologiques de recouvrement isolant de 2 et 4 m d'épaisseur sur le terrain. Ces travaux ont été réalisés afin de valider le concept du recouvrement isolant fait de stériles NPAG envisagé à Meadowbank. Les résultats du suivi des températures internes montrent des comportements thermiques typiques de systèmes de recouvrement dominés par la conduction. À la fois les températures internes et les teneurs en eau volumiques indiquent que les résidus miniers et 50 cm à la base des recouvrements sont saturés et que les portions supérieures des matériaux de recouvrement sont bien drainées. Les résultats montrent aussi que l'effet isolant des recouvrements influence significativement la température des résidus miniers ; une augmentation de l'épaisseur du recouvrement fournit une atténuation des températures maximum et minimum à l'interface résidus-recouvrement. Les températures maximales mesurées dans les résidus miniers sont entre 0,1 et 1,2 °C pour le recouvrement de 2 m et entre -1,6 et -0,9 °C pour le recouvrement de 4 m. Le recouvrement de 2 m a montré des températures à l'interface résidus-recouvrement supérieures à 0 °C entre 94 et 124 jours par année, indiquant que les mécanismes d'oxydation des sulfures ont

été actifs à certains moments sous ce recouvrement. Le recouvrement de 4 m a montré des températures à l'interface résidus-recouvrement constamment inférieures la température cible d'entreposage, suggérant un potentiel d'oxydation négligeable sous ce recouvrement. Les essais de consommation d'oxygène faits pour les résidus miniers recouverts et non recouverts ont confirmé que les deux configurations de recouvrement sont efficaces à contrôler l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers de Meadowbank. Ultimement, la relation réactivité – température qui a été développée au chapitre 3 a été utilisée pour calculer les flux d'oxygène annuels totaux consommés par les résidus miniers recouverts en fonction de leur température. Les flux d'oxygène annuels totaux consommés par les résidus miniers recouverts se sont avérés sous la limite maximale autorisée de 2 mol/m^2/an, et ce même en considérant une température cible plus conservatrice de -0,5 °C. Par conséquent, les deux configurations de recouvrements isolants testés montrent une performance à limiter l'oxydation acceptable durant la période de suivi.

Ces résultats suggèrent que le recouvrement isolant qui doit être mis en place à Meadowbank devrait être performant à limiter la génération d'acidité dans les années suivant la construction. Il faut noter que l'évaluation de performance réalisée est plutôt conservatrice puisqu'elle est basée sur une température cible qui a été déterminée au laboratoire sur des résidus miniers à une saturation pour laquelle la réactivité était maximale. En réalité, la saturation des résidus miniers et des matériaux à la base des recouvrements sur le terrain est très élevée, ce qui limite le potentiel d'oxydation par rapport aux conditions utilisées au laboratoire pour déterminer la température cible. Ultimement, ces conditions de saturation élevées démontrent que même si des températures supérieures à 0 °C sont observées pour une période prolongée, le potentiel de génération de DMA devrait rester significativement réduit.

Des variations en termes de conditions de saturations dans les matériaux de recouvrement sont toutefois anticipées à l'échelle du parc à résidus miniers, dus à la topographie du recouvrement et aux hétérogénéités dans la distribution de la taille des particules des stériles NPAG. Ces variations entrainent certaines incertitudes par rapport au comportement thermique et à la performance du système de recouvrement à plus grande échelle. De plus, le comportement observé durant la période de suivi représente bien celui de l'horizon court terme. Par contre, il est important de s'assurer que la performance du système de recouvrement soit aussi efficace à long terme, et ce, en considérant les changements climatiques anticipés et l'impact du mode de déposition des résidus sur le profil

thermique du sol. L'impact de ces paramètres a été investigué partiellement au chapitre 8 mais devrait être évalué en détail avant l'application à plus grande échelle du recouvrement.

9.4 Chapitre 6

Basé sur les résultats des travaux de caractérisation des propriétés hydrogéologiques des stériles lâches et compactés, le chapitre 6 présente la construction et le suivi d'une cellule expérimentale de terrain qui vise à évaluer la performance *in situ* d'une couverture isolante avec effets de barrière capillaire (CIEBC) entièrement faite de stériles miniers. La CIEBC testée est constituée de trois couches. Les couches de protection et de bris capillaire sont construites de stériles tout-venant lâches, tandis que la couche de rétention d'eau est faite de stériles compactés. Le comportement thermique et hydrogéologique de la CIEBC a été suivie pour 3,5 années afin d'analyser son potentiel de barrière thermique et à l'oxygène. L'évolution des températures internes a montré des profondeurs de dégel qui atteignent les résidus miniers. La température à l'interface résidus-recouvrement a été supérieure à la température cible pour 39 à 57 jours, en fonction des années, suggérant que de l'oxydation a pu être générée durant ces périodes. Les conditions de saturation mesurées dans les matériaux de recouvrements ont démontré que des effets de barrière capillaire sont actifs; des teneurs en eau volumiques non gelées près des conditions résiduelles ont été mesurées dans les couches de protection et de bris capillaire, tandis que des teneurs en eau volumiques non gelées élevées ont été mesurées dans la couche de rétention d'eau. Rapidement après la construction, les précipitations ont contribué à augmenter la teneur en eau volumique non gelée dans la couche de rétention d'eau. Le degré de saturation dans la couche de rétention d'eau a varié avec les précipitations et les périodes d'infiltration, mais a été de 84 % en moyenne lorsque la température à l'interface résidus-recouvrement était au-dessus de la température cible. Les flux d'oxygène annuel totaux passant à travers la couche de rétention d'eau calculés ont montré que les flux d'oxygène sont suffisamment faibles pour contrôler l'oxydation des sulfures. Ultimement, il a été démontré que les CIEBC peuvent contrôler l'oxydation des sulfures à l'année en favorisant de températures froides à l'interface résidus-recouvrement et en limitant les flux d'oxygène accessibles aux réactions d'oxydation.

Ce chapitre vient démontrer que le concept de la couverture isolante avec effets de barrière capillaire est une alternative intéressant au recouvrement isolant, spécialement lorsque les résidus

miniers sont très réactifs. Les augmentations de la température de l'air prévues au cours du prochain siècle font qu'il pourrait être difficile de prévenir la génération de drainage minier acide en ne contrôlant que la température. Pour cette raison, les CIEBC pourraient s'avérer une option de recouvrement robuste à long terme pour restaurer les parcs à résidus miniers situés dans l'Arctique.

Dans cette étude, les matériaux de Meadowbank ont été utilisés pour développer le concept de la CIEBC et analyser l'efficacité de cette technique pour des sites miniers situés dans des conditions climatiques similaires. Dans un cas où des matériaux semblables aux stériles de Meadowbank seraient utilisés pour construite un recouvrement de type CIEBC, il est recommandé de mieux contrôler les conditions de compaction (densité et teneur en eau) durant la construction de la couche de rétention d'eau afin d'augmenter ses capacités de rétention d'eau. Le fait de contrôler les conditions de compaction lors de la construction devrait limiter les variations de saturation et contribuer à maintenir un degré de saturation plus élevé dans la couche de rétention d'humidité.

9.5 Chapitre 7

L'un des objectifs de cette thèse est d'évaluer la durabilité des matériaux de recouvrement face aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. Dans ce sens, un protocole expérimental de laboratoire a été développé en adaptant aux conditions climatiques de Meadowbank des méthodes d'essai normalisées et non normalisées utilisées dans d'autres domaines de l'ingénierie pour évaluer la durabilité de matériaux géologiques aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. D'une manière générale, les résultats des essais de durabilité ont montré que l'unité de stériles NPAG de Meadowbank n'est pas significativement affectée par les cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. La durabilité de l'unité de stériles est principalement attribuée à sa haute densité, à ses faibles capacités d'absorption d'eau et sa faible porosité apparente. Des pertes de masse caractéristiques de matériaux résistants ont été obtenues lors des essais de gel-dégel et de mouillage-séchage. Les essais de dégradation faits sur les carottes de roche intacte ont indiqué des variations des propriétés physiques et mécaniques négligeables des stériles suite aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. En considérant les conditions climatiques *in situ* et le régime thermique du recouvrement isolant, les résultats suggèrent qu'aucune complication reliée à l'intégrité physique des matériaux de recouvrement ou à qualité des eaux de drainage ne devrait être attendue à long terme.

Ultimement, les travaux réalisés mènent à la conclusion que l'unité de stériles NPAG est résistante aux cycles de gel-dégel et de mouillage et qu'elle peut être considérée comme un excellent matériau pour la construction du recouvrement isolant de Meadowbank.

Pour les sites miniers situés dans des régions éloignées, l'accès à des matériaux de construction de qualité peut être limité. Dans ce contexte, l'utilisation de stériles NPAG peut constituer une alternative intéressante. Cependant, dans certains cas, la durabilité physique de ces matériaux face aux cycles de gel-dégel ou de mouillage-séchage peut être insuffisante. À l'heure actuelle, la durabilité physique des matériaux de recouvrement face aux cycles de gel-dégel ou de mouillage-séchage n'est pas considérée dans les méthodologies de conception des recouvrements miniers. Pour cette raison, les normes et méthodes existantes ont été adaptées aux conditions spécifiques du recouvrement isolant de Meadowbank. L'approche de laboratoire développée a fourni des informations utiles pour évaluer la durabilité de l'unité de stériles NPAG de Meadowbank. À l'avenir, il est suggéré que cette approche soit utilisée pour différencier la durabilité des unités géologiques lors de la conception de recouvrements miniers pour les régions froides.

9.6 Chapitre 8

Dans ce chapitre, l'ensemble des données obtenues durant les phases de caractérisation des propriétés hydrogéologiques et thermiques des matériaux et de suivi du comportement des cellules expérimentales de terrain sont d'abord utilisées pour analyser le comportement thermique à long terme de recouvrements isolants de configurations similaires à ceux testés à Meadowbank. Un modèle conceptuel simplifié et inspiré des conditions de terrain présentes à Meadowbank a été développé pour évaluer numériquement le comportement thermique de recouvrements isolants de 2 et 4 m à long terme. Les modélisations numériques ont montré que l'augmentation de la température de l'air a un impact sur les températures à long terme, tandis que les conditions post-opérations ont plutôt un effet sur les températures mesurées dans les résidus miniers dans les premières années suivant la fin de la déposition. Somme toute, les effets combinés d'une augmentation de la température de l'air et des conditions post-opérations affectent le comportement thermique à court et long terme des recouvrements isolants. La modélisation numérique a aussi été utilisée pour évaluer les principaux paramètres qui influencent le comportement et la performance de recouvrements isolants. L'épaisseur du recouvrement et de la couche de résidus miniers, les

conditions de saturation, et les variations de l'augmentation de la température de l'air sont les principaux facteurs qui affectent le comportement et la performance des recouvrements isolants à limiter l'oxydation des sulfures. Ultimement, un cadre de conception général qui s'appuie sur l'ensemble des facteurs d'importance liés à la performance des recouvrements isolants identifiés lors de cette thèse a été proposé.

La première conclusion qui émerge de ce chapitre est que des données de qualités (propriétés thermiques, données climatiques, comportement *in situ*, etc.) doivent être obtenues afin de calibrer adéquatement les modèles numériques utilisés pour prédire le comportement thermique des recouvrements isolants. Ensuite, les résultats des modélisations numériques permettent de conclure qu'il est important de considérer les conditions thermiques du sol post-opérations et les changements climatiques anticipés lors de la conception de recouvrements isolants. Finalement, il est recommandé de suivre l'approche de conception généralisée fournie au chapitre 8 pour concevoir adéquatement des recouvrements isolants dans l'Arctique.

9.7 Dernières remarques

Les travaux de recherche réalisés dans le cadre de cette thèse ont permis d'établir que la température cible d'entreposage sécuritaire des résidus miniers de la mine Meadowbank est de 0 °C. Ce critère de température a été utilisé pour déterminer que le recouvrement isolant considéré par Meadowbank pour restaurer le parc à résidus nord est efficace à limiter l'oxydation des sulfures à court terme. L'efficacité à limiter l'oxydation des sulfures à long terme est toutefois plus fragile pour les portions du recouvrement pour lesquels l'épaisseur est moins importante (~ 2 m) comparativement aux portions pour lesquels le recouvrement est plus épais (> 4 m). Par conséquent, la performance à long terme du recouvrement doit donc être démontrée en fonction des projections climatiques anticipées et basée sur le comportement thermique *in situ* du parc à résidus avant la mise en place du recouvrement à grande échelle. De plus, les résultats de l'étude de la durabilité des stériles miniers ont confirmé que l'unité de stériles NPAG est suffisamment résistante aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage et qu'elle est adéquate pour la construction du recouvrement isolant de Meadowbank.

Le concept de la CIEBC a aussi été testé dans le contexte minier et climatique de Meadowbank. Les résultats obtenus démontrent que la CIEBC présente une approche alternative aux

recouvrements isolants qui est plus robuste dans un contexte de changements climatiques puisque plus d'un paramètre lié à la génération de DMA est contrôlé. Les propriétés isolantes de la CIEBC visent à limiter la période où les résidus miniers sont réactifs en contrôlant leur température. Toutefois, lorsque la température à l'interface résidus-recouvrement dépasse la température cible, les flux d'oxygène disponibles aux réactions d'oxydation sont réduits, contrôlant ainsi les mécanismes d'oxydation. Cette approche pourrait être utilisée dans le futur pour restaurer des parcs à résidus situés dans l'Arctique.

RÉFÉRENCES

Aachib, M., Aubertin, M. & Chapuis, R.P. 1993. Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constitués de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - un état de la question.

Aachib, M., Mbonimpa, M. & 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, 163-193.

Abraitis, P., Pattrick, R., Kelsall, G. & Vaughan, D. 2004. Acid leaching and dissolution of major sulphide ore minerals: processes and galvanic effects in complex systems. Mineralogical Magazine, 68, 343-351.

ACIA. 2004. Impact of a Warming Arctic.

ACIA. 2005. ACIA Scientific report. Cambridge: Cambridge University Press.

Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B. & Kontopoulos, A. 1997. Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulfide mine sites. Transactions of the Institution ofMining and Metallurgy, section A, mining industry, A1-A8.

AEM. 2009. Meadowbank gold project, Mine Waste Management Plan.

AEM. 2015. Operations and development projects: Meadowbank.

AEM. 2018a. Meadowbank Mine Waste Rock and Tailings Management Plan, Annual report.

AEM. 2018b. Technical Report on the Mineral Resources and Mineral Reserves at Meadowbank Gold Complex including the Amaruq Satellite Mine Development, Nunavut, Canada as at December 31, 2017. Agnico Eagle Mines Ltd.

AEM. 2018c. Thermal monitoring plan of the Whale Tail Pit project.

Ahonen, L. & Tuovinen, O.H. 1992. Bacterial oxidation of sulfide minerals in column leaching experiments at suboptimal temperatures. Applied and environmental microbiology, 58, 600-606.

Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Abichou, T., Tyler, S.W. & Rock, S.A. 2006. Field performance of three compacted clay landfill covers. Vadose Zone Journal, 5, 1157-1171.

AMEC. 2002. Tailings Stack Reclamation Cover Design, Raglan Mine, Quebec.

AMEC. 2006. Impact of global warming on tailings stack cover design.

Amoroso, G.G. & Fassina, V. 1983. Stone decay and conservation: atmospheric pollution, cleaning, consolidation and protection. Elsevier Science Publishers.

Andersland, O.B. & Ladanyi, B. 2004. Frozen ground engineering. John Wiley & Sons.

Andersland, O.B., Wiggert, D.C. & Davies, S.H. 1996. Hydraulic conductivity of frozen granular soils. Journal of environmental engineering, 122, 212-216.

Anderson, D.M. & Tice, A.R. 1972. Predicting unfrozen water contents in frozen soils from surface area measurements. Highway Research Record.

Appelo, C.A.J. & Postma, D. 2004. Geochemistry, groundwater and pollution. CRC press.

Arenson, L. & Sego, D. 2007. Protection of mine waste tailing ponds using cold air convection. Assessment and Remediation of Contaminated Sites in the Arctic and Cold Climates (ARCSACC). Edited by K. Biggar, G. Cotta, M. Nahir, A. Mullick, J. Buchko, a. Ho, and S. Guigard. Edmonton, AB, Canada, 256-264.

Arenson, L.U. & Sego, D.C. 2004. Freezing processes for a coarse sand with varying salinities. Proceedings of the Cold Regions Engineering & Construction Conference, Edmonton, Alta.

ASTM. 2012. Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Modified Effort (56,000 ft-lbf/ft^3 (2,700 kN-m/m^3)) (ASTM D1557-12e1). ASTM International, West Conshohocken, PA. www.astm.org.

ASTM. 2013. Standard Test Method for Determining the Effect of Freeze-Thaw on Hydraulic Conductivity of Compacted or Intact Soil Specimens Using a Flexible Wall Permeameter (ASTM D6035-13). ASTM International, West Conshohocken, PA. www.astm.org.

ASTM. 2014. Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer (ASTM D5550-14). ASTM International, West Conshohocken, PA. www.astm.org.

ASTM. 2015. Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter (ASTM D5856-15). ASTM International, West Conshohocken, PA. www.astm.org.

ASTM. 2016. Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using a Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, and/or Centrifuge (ASTM D6836-16). ASTM International, West Conshohocken, PA. www.astm.org.

ASTM. 2017. Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis (ASTM D6913-17). ASTM International, West Conshohocken, PA. www.astm.org.

Aubertin, M., Aachib, M. & Authier, K. 2000. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. Geotextiles and Geomembranes, 18, 215-233.

Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussiere, B. & Chapuis, R. 1997. Etude de laboratoire sur l'efficacite des barrieres de recouvrement construites a partir de residus miniers MEND Project CDT 1899. 3.

Aubertin, M., Bussière, B. & Bernier, L. 2002a. Environment and Management of Mine Wastes. Presses internationales Polytechnique, Montreal, Canada.

Aubertin, M., Bussiere, B., Monzon, M., Joanes, A., Gagnon, D., Barbera, J., Aachib, M., Bedard, C., Chapuis, R. & Bernier, L. 1999. Etude sur les barrieres seches construites à partir des residus miniers. Phase II: essais en place.

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M. & Mbonimpa, M. 2016. Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, 16.

Aubertin, M. & Chapuis, R. 1991. Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, MEND/Canmet, 1-22.

Aubertin, M., Chapuis, R., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J. & Tremblay, L. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport MEND/NEDEM, 2.

Aubertin, M., Chapuis, R., Bussière, B. & Aachib, M. 1993. Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA). Geoconfine 93. Symposium international, 299-308.

Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S.A., Bussière, B., Molson, J. & Chapuis, R.P. 2009. Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. Canadian Geotechnical Journal, 46, 1146-1164, doi: 10.1139/t09-050.

Aubertin, M., Cifuentes, E., Martin, V., Apithy, S., Bussière, B., Molson, J., Chapuis, R. & Maqsoud, A. 2006. An investigation of factors that influence the water diversion capacity of inclined covers with capillary barrier effects. ASCE.

Aubertin, M., Dagenais, A., Bussière, B. & Bernier, L. 2002b. Suivi du comportement de la couverture multicouche et des drains de calcaire au site minier Lorraine. Rapport final soumis au MRN. Projet CDT, P2427.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Chouteau, M., Anterrieu, O., Hernandez, M.A., Chapuis, R.P., Bussière, B., Lahmira, B. & Lefebvre, R. 2008. Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, CD-Rom, CIM, Montreal.

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

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Jolette, D., Bussière, B., Chapuis, R., James, M. & Riffon, O. 2002c. Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle. Défis & Perspectives: Symposium.

Aubertin, M., Molson, J., Chapuis, R.P. & Cifuentes, E. 2007. Discussion of "Variations in moisture content for a soil cover over a 10 year period". Canadian Geotechnical Journal, 44, 103-106, doi: doi:10.1139/t06-118.

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

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

Awoh, A.S., Bruno, B., Batzenschlager, C., Boulanger-Martel, V., Lépine, T. & Voyer, É. 2016. Design, construction and preliminary results of two insulation covers at the Meadowbank mine.

Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Geoenvironment. American Society of Civil Engineers, Chicago, IL, 12.

Azmatch, T.F., Sego, D.C., Arenson, L.U. & Biggar, K.W. 2012. New ice lens initiation condition for frost heave in fine-grained soils. Cold Regions Science and Technology, 82, 8-13.

Barbour, S.L., Zettl, J.D., Song, Q., O'Kane, M. & Nahir, M. 2011. Evaluation of a seasonnally frozen capillary break cover for mine waste in cold regions. Tailings and Mine Waste '11, Vancouver, BC, Canada.

Barroso, M., Touze-Foltz, N. & Saidi, F. 2006. Validation of the use of filter paper suction measurements for the determination of GCL water retention curves. Proceedings of the 8th International Conference on Geosynthetics, Yokohama, 171-174.

Bayram, F. 2012. Predicting mechanical strength loss of natural stones after freeze–thaw in cold regions. Cold Regions Science and Technology, 83, 98-102, doi: 10.1016/j.coldregions.2012.07.003.

Bédard, C. 2003. Étude de laboratoire sur les propriétés hydriques non saturées de sols sableux, École polytechnique de Montréal. Département des génies civil, géologique et des mines.

Bell, R.G. 1992. The durability of sandstone as building stone, especially in urban environments. Environmental & Engineering Geoscience, 29, 49-60.

Belzile, N., Chen, Y.-W., Cai, M.-F. & Li, Y. 2004. A review on pyrrhotite oxidation. Journal of Geochemical Exploration, 84, 65-76.

Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É. & Blier, A. 2008. Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: application to mine Doyon, Quebec, Canada. Minerals Engineering, 21, 330-340.

Bergman, T.L., Incropera, F.P., DeWitt, D.P. & Lavine, A.S. 2011. Fundamentals of heat and mass transfer. John Wiley & Sons.

Bittelli, M., Ventura, F., Campbell, G.S., Snyder, R.L., Gallegati, F. & Pisa, P.R. 2008. Coupling of heat, water vapor, and liquid water fluxes to compute evaporation in bare soils. Journal of Hydrology, 362, 191-205, doi: 10.1016/j.jhydrol.2008.08.014.

Black, P.B. & Tice, A.R. 1989. Comparison of soil freezing curve and soil water curve data for Windsor sandy loam. Water Resources Research, 25, 2205-2210.

Blatz, J.A., Cui, Y.-J. & Oldecop, L. 2008. Vapour Equilibrium and Osmotic Technique for Suction Control. Geotechnical and Geological Engineering, 26, 661-673, doi: 10.1007/s10706-008-9196-1.

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D. & Johnson, D.B. 2014. 11.5 - The Geochemistry of Acid Mine Drainage A2 - Holland, Heinrich D. In: Turekian, K.K. (ed.) Treatise on Geochemistry (Second Edition). Elsevier, Oxford, 131-190.

Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M., Bussière, B. & Kongolo, M. 2005. A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. CIM Bulletin, 98, 1.

Bortkovskii, R. 2012. Estimation of oxygen and carbonic acid diffusion through sea ice. Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics, 48, 538-543.

Bossé, B. 2014. Évaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride. Ph.D. thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A. & Benzaazoua, M. 2015. Field experimental cells to assess hydrogeological behaviour of store-and-release covers made with phosphate mine waste. Canadian Geotechnical Journal, 52, 1255-1269.

Boulanger-Martel, V. 2015. Évaluation de la performance d'une couverture thermo-hydrique avec effets de barrière capillaire pour la restauration du parc à résidus de concentrateur de Mine Raglan. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Boulanger-Martel, V., Bruno, B. & Côté, J. 2019. Evolution of the physical and mechanical properties of NPAG waste rock cores with respect to freeze-thaw and wet-dry cycles. In: Mendeley Data, v. (ed.).

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. & Côté, J. 2014. Laboratory Evaluation of Crushed Rock-bentonite Hydro-geotechnical Properties. 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J. & Mbonimpa, M. 2015. Laboratory Column Experiment to Evaluate Oxygen Diffusion through Covers with Capillary Barrier Effects Subjected to Freeze-Thaw Cycles. In: Guthrie, W.S. (ed.) 16th International Conference on Cold Regions Engineering. American Society of Civil Engineers, Salt-Lake City, Utah, USA.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J. & Mbonimpa, M. 2016. Influence of freeze–thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock–bentonite mixtures to control oxygen migration. Canadian Geotechnical Journal, 53, 753-764, doi: 10.1139/cgj-2015-0155.

Bouzahzah, H. 2013. 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.

Bouzahzah, H., Califica, A., Benzaazoua, M., Mermillod-Blondin, R. & Pirard, E. 2008. Modal analysis of mineral blends using optical image analysis versus X-ray diffraction. Brisbane, QLD, Australia.

Bowders, J. & McClelland, S. 1994. The effects of freeze/thaw cycles on the permeability of three compacted soils. ASTM special technical publication, 1142, 461-461.

Bresson, É. & Roy, P. 2018. Changements climatiques et secteur minier : particularités du nord canadien. Ouranos.

Broecker, W.S. & Peng, T.H. 1974. Gas exchange rates between air and sea. Tellus, 26, 21-35.

Bruce, J.P. 2011. Climate change information for adaptation. Institute for Catastrophic Loss Reduction, Univ. of Western Ontario, 53p.

Buckingham, E. 1907. Studies on the movement of soil moisture.

Budhu, M. 2011. Soil mechanics and foundations. John Wiley & Sons.

Bulut, R. & Leong, E.C. 2008. Indirect Measurement of Suction. Geotechnical and Geological Engineering, 26, 633-644, doi: 10.1007/s10706-008-9197-0.

Bundschuh, J. & Suarez Arriaga, M.C. 2010. Introduction to the numerical modeling of groundwater and geothermal systems: fundamentals of mass, energy and solute transport in poroelastic rocks. CRC Press.

Bussière, B. 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph. D., École polytechnique de Montréal.

Bussière, B. 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal, 44, 1019-1052, doi: 10.1139/t07-040.

Bussière, B. & Aubertin, M. 1999. Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment. Proceedings of Sudbury, 19-28.

Bussière, B., Aubertin, M. & Chapuis, R. 2002a. A laboratory set up to evaluate the hydraulic behavior of inclined capillary barriers. Proceedings of the International Conference on Physical Modelling in Geotechnics, St. John's, NL, 10-12.

Bussière, B., Aubertin, M. & Chapuis, R.P. 2003a. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 40, 512-535, doi: 10.1139/t03-001.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W. & Chapuis, R.P. 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal, 44, 245-265, doi: 10.1139/t06-120.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M. & Mbonimpa, M. 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. Environmental Geology, 45, 609-622.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M. & Aubertin, M. 2002b. Intégration de la désulfuration dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA. Proceedings of the Symposium sur l 'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, The Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum.

Bussière, B., Dagenais, A., Mbonimpa, M. & Aubertin, M. 2002c. Modification of oxygen-consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance. Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd Joint International Association of Hydrogeologists–Canadian National Chapter Canadian Geotechnical Society (IAH–CNC/CGS) Conferences, Ground and Water: Theory to Practice, Niagara Falls, Ont.[CD-ROM], 139-149.

Bussière, B., Demers, I., Charron, P. & Bossé, B. 2017. Analyse de risques et de vulnérabilités liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois. URSTM.

Bussière, B. & Haley, D.W. 2010. Effects of climate change on mine waste disposal in the arctic. Geo-Strata, 42-46.

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. & Julien, M. 2003b. Results from the monitoring program at the LTA site: hydraulic behavior of the cover. Proceedings of the 105th Annual General Meeting of CIM–ICM, Montréal, Que, 4-7.

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. & Julien, M.R. 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. CIM Bulletin, 99.

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. Revue Déchets, Sciences et Techniques, 54, 49-64.

Cahill, A.T. & Parlange, M.B. 1998. On water vapor transport in field soils. Water Resources Research, 34, 731-739.

Carson, J., Lovatt, S., Tanner, D. & Cleland, A. 2003. An analysis of the influence of material structure on the effective thermal conductivity of theoretical porous materials using finite element simulations. International Journal of Refrigeration, 26, 873-880.

Chaki, S., Takarli, M. & Agbodjan, W. 2008. Influence of thermal damage on physical properties of a granite rock: porosity, permeability and ultrasonic wave evolutions. Construction and Building Materials, 22, 1456-1461, doi: 10.1016/j.conbuildmat.2007.04.002.

Chamberlain, E.J., Erickson, A. & Benson, C. 1995. Effects of frost action on compacted clay barriers. Geoenvironment 2000@ sCharacterization, Containment, Remediation, and Performance in Environmental Geotechnics. ASCE, 702-717.

Chamberlain, E.J. & Gow, A.J. 1979. Effect of freezing and thawing on the permeability and structure of soils. Engineering geology, 13, 73-92.

Chapuis, R., Masse, I., Madinier, B. & Aubertin, M. 2007. A Drainage Column Test for Determining Unsaturated Properties of Coarse Materials. Geotechnical Testing Journal, 30, 1-7.

Chapuis, R.P. 2002. The 2000 R.M. Hardy Lecture: Full-scale hydraulic performance of soil–bentonite and compacted clay liners. Canadian Geotechnical Journal, 39, 417-439, doi: 10.1139/t01-092.

Chapuis, R.P. 2004. Permeability tests in rigid-wall permeameters: Determining the degree of saturation, its evolution, and its influence on test results. ASTM geotechnical testing journal, 27, 304-313.

Chapuis, R.P. 2012. Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 71, 401-434, doi: 10.1007/s10064-012-0418-7.

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

Chapuis, R.P., Baass, K. & Davenne, L. 1989. Granular soils in rigid-wall permeameters: method for determining the degree of saturation. Canadian Geotechnical Journal, 26, 71-79.

Chapuis, R.P. & Légaré, P.-P. 1992. A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures. Effects of aggregates and mineral fillers on asphalt mixture performance. ASTM International.

Chen, T., Yeung, M. & Mori, N. 2004. Effect of water saturation on deterioration of welded tuff due to freeze-thaw action. Cold Regions Science and Technology, 38, 127-136, doi: 10.1016/j.coldregions.2003.10.001.

Chi, X., Amos, R.T., Stastna, M., Blowes, D.W., Sego, D.C. & Smith, L. 2013. The Diavik Waste Rock Project: Implications of wind-induced gas transport. Applied Geochemistry, 36, 246-255.

Chiappone, A., Marello, S., Scavia, C. & Setti, M. 2004. Clay mineral characterization through the methylene blue test: comparison with other experimental techniques and applications of the method. Canadian Geotechnical Journal, 41, 1168-1178.

Childs, E.C. & Collis-George, N.C. 1950. The permeability of porous materials. Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences. The Royal Society, 392-405.

Chopard, A., Benzaazoua, M., Plante, B., Bouzahzah, H. & Marion, P. 2015. Kinetic Tests to Evaluate the Relative Oxidation Rates of Various Sulfides and Sulfosalts. 10th Incernational

Conference on Acid Rock Drainage and International Mine Water Association Annual Conference, Santiago, Chile, 10 p.

Cifuentes, E., Aubertin, M., Chapuis, R., Molson, J. & Bussière, B. 2006. Analyses of the water diversion length of inclined, layered soil covers. Proceedings of the 59th Canadian Geotechnical Conference and the 7th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Specialty Conference, Sea to Sky Geotechnique, Vancouver, BC, 1-4.

Clauser, C. 2011. Thermal storage and transport properties of rocks, I: heat capacity and latent heat. Encyclopedia of solid earth geophysics. Springer, 1423-1431.

Claypool, G., Cassie, J. & Carreau, G. 2009. Reclamation of a tailing disposal area in the Canadian Arctic. 8th International Conference on Acid Rock Drainage, Skelleftea, Suisse.

Cobos, D.R. & Chambers, C. 2010. Calibrating ECH2O Soil Moisture Sensors. Decagon Devices.

Collin, M. 1987. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licentiate Treatise, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

Collin, M. 1998. The Bersbo Pilot Project. Numerical Simulartion of Water and Oxygen Transport in the Soil Covers at Mine Waste Deposits. Swedish environmental protection agency, Report, 4763.

Collin, M. & Rasmuson, A. 1988. A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media. Soil Science Society of America Journal, 52, 1559-1565.

Corey, A.T. 1957. Measurement of water and air permeability in unsaturated soil. Soil Science Society of America Journal, 21, 7-10.

Côté, J. & Konrad, J.-M. 2005a. A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. Canadian Geotechnical Journal, 42, 443-458.

Côté, J. & Konrad, J.-M. 2005b. Thermal conductivity of base-course materials. Canadian Geotechnical Journal, 42, 61-78.

Côté, J. & Konrad, J.-M. 2009. Assessment of structure effects on the thermal conductivity of two-phase porous geomaterials. International Journal of Heat and Mass Transfer, 52, 796-804.

Coulombe, V. 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux, École Polytechnique de Montréal.

Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J. & Garneau, P. 2012. Performance of insulation covers to control acid mine drainage in cold environment. 15th International Conference on Cold Regions Engineering, Quebec, Canada, 11p.

Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J. & Paradis, M. 2013. Field assessment of sulfide oxidation rates in cold environment: case study of Raglan Mine. Northern Latitudes Mining Reclamation Workshop and 38th Annual Meeting of the Canadian Land Reclamation Association, Whitehorse, Yukon, 32 - 42.

Dagenais, A.-M. 2005. Techniques de contrôle du DMA basées sur les effets capillaires. Ph.D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L. & Cyr, J. 2001. Monitoring at the Lorraine mine site: a follow up on the remediation plan. 2001 National Association of Abandoned Mine Land Programs Annual Conference: Land Reborn: Tolls for the 21st Century, Athens, Ohio. Proceedings on CD-Rom.

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Cyr, J. & Fontaine, R. 2002. Auscultation et suivi du recouvrement multicouche construit au site minier Lorraine, Latulipe, Québec. Défis & Perspectives: Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, 3-5.

Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M., Bussiere, B. & Aubertin, M. 2012. A Modified Oxygen Consumption Test to Evaluate Gas Flux through Oxygen Barrier Cover Systems. ASTM geotechnical testing journal, 35, 150-158.

Dagenais, A., Aubertin, M., Bussière, B. & Cyr, J. 2005. Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. TRANSACTIONS-SOCIETY FOR MINING METALLURGY AND EXPLORATION INCORPORATED, 318, 190.

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

Davis, G. & Ritchie, A. 1986. A model of oxidation in pyritic mine wastes: part 1 equations and approximate solution. Applied Mathematical Modelling, 10, 314-322.

Davis, T.N. 2001. Permafrost: a guide to frozen ground in transition. University of Alaska Press.

De Vries, D. 1958. Simultaneous transfer of heat and moisture in porous media. Eos, Transactions American Geophysical Union, 39, 909-916.

de Vries, D. 1963. Thermal properties of soils. Physics of plant environment, 1, 57-109.

Delage, P. & Cui, Y.J. 2000. L'eau dans les sols non saturés. Technique de l'ingénieur, traité construction, 20.

Delage, P. & Romero, E. 2008. Geoenvironmental Testing. Geotechnical and Geological Engineering, 26, 729-749, doi: 10.1007/s10706-008-9199-y.

Demers, I. 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. & Blier, A. 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. Minerals Engineering, 21, 317-329.

Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M. & Benzaazoua, M. 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. Canadian Geotechnical Journal, 46, 454-469, doi: 10.1139/t08-132.

Denny, M.W. 1993. Air and water: the biology and physics of life's media. Princeton University Press.

Diaconescu, E.P., Mailhot, A., Brown, R. & Chaumont, D. 2018. Evaluation of CORDEX-Arctic daily precipitation and temperature-based climate indices over Canadian Arctic land areas. Climate dynamics, 50, 2061-2085.

Diamond, D. 2015. 2015 Closure and Reclamation Progress Report.

Dillon, H.B. & Andersland, O.B. 1966. Predicting Unfrozen Water Contents in Frozen Soils. Canadian Geotechnical Journal, 3, 53-60, doi: 10.1139/t66-007.

Dobinski, W. 2006. Ice and environment: A terminological discussion. Earth-Science Reviews, 79, 229-240.

Dobinski, W. 2011. Permafrost. Earth-Science Reviews, 108, 158-169, doi: 10.1016/j.earscirev.2011.06.007.

Dove, P.M. 1994. The dissolution kinetics of quartz in sodium chloride solutions at 25 degrees to 300 degrees C. American Journal of Science, 294, 665-712, doi: 10.2475/ajs.294.6.665.

EcoMetrix. 2008. Assessment of the freezing point depression in Raglan tailings. Report 06-1286.

Edlefsen, N.E. & Anderson, A.B. 1943. Thermodynamics of soil moisture. University of California.

Eigenbrod, K. 1996. Effects of cyclic freezing and thawing on volume changes and permeabilities of soft fine-gained soils. Canadian Geotechnical Journal, 33, 529-537.

Eigenbrod, K. 2003. Self-healing in fractured fine-grained soils. Canadian Geotechnical Journal, 40, 435-449.

Elberling, B. 1998. Processes controlling oxygen uptake rates in frozen mine tailings in the Arctic. Ice in surface waters. A.A. Balkea, Rotterdam, Holland, 183-188.

Elberling, B. 2001. Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. Water Resources Research, 37, 99-107.

Elberling, B. 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. Cold Regions Science and Technology, 41, 121-133, doi: 10.1016/j.coldregions.2004.09.004.

Elberling, B., Balić-Žunić, T. & Edsberg, A. 2003. Spatial variations and controls of acid mine drainage generation. Environmental Geology, 43, 806-813.

Elberling, B. & Brandt, K.K. 2003. Uncoupling of microbial CO 2 production and release in frozen soil and its implications for field studies of arctic C cycling. Soil Biology and Biochemistry, 35, 263-272.

Elberling, B. & Damgaard, L.R. 2001. Microscale measurements of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. Geochimica et Cosmochimica Acta, 65, 1897-1905.

Elberling, B., Nicholson, R. & David, D. 1993. Field evaluation of sulphide oxidation rates. Nordic hydrology, 24, 323-338.

Elberling, B., Nicholson, R., Reardon, E. & Tibble, R. 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. Canadian Geotechnical Journal, 31, 375-383.

Elberling, B. & Nicholson, R.V. 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. Water Resources Research, 32, 1773-1784.

Elberling, B., Schippers, A. & Sand, W. 2000. Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. Journal of contaminant hydrology, 41, 225-238, doi: 10.1016/S0169-7722(99)00085-6.

Erickson, P. 1995. Reclamation of the North Rankin Nickel Mine tailings: Final report. Report prepared for the Department of Indian Affairs and Northern Development.

Ertas, B. & Topal, T. 2008. Quality and durability assessments of the armourstones for two rubble mound breakwaters (Mersin, Turkey). Environmental Geology, 53, 1235-1247, doi: 10.1007/s00254-007-0712-z.

Éthier, M.-P. 2011. Évaluation du comportement géochimique en conditions normale et froides de différents stériles présents sur le site de la mine Raglan, École Polytechnique de Montréal.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I. & Broda, S. 2018. In situ evaluation of performance of reclamation measures implemented on abandoned reactive tailings disposal site. Canadian Geotechnical Journal, 55, 1742-1755, doi: 10.1139/cgj-2016-0699.

Evangelou, V. & Zhang, Y. 1995. A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 25, 141-199.

Farouki, O.T. 1966. Physical Properties of Granular Materials with reference to thermal resistyvity. Highway Research Record, 128, 25-44.

Farouki, O.T. 1981. Thermal properties of soils. DTIC Document.

Fell, R. 2005. Geotechnical engineering of dams. Taylor & Francis.

Fillion, M.-H., Côté, J. & Konrad, J.-M. 2011. Thermal radiation and conduction properties of materials ranging from sand to rock-fill. Canadian Geotechnical Journal, 48, 532-542, doi: 10.1139/t10-093.

Fortier, R. 2006. Étude du pergélisol de la zone 5-8 du plateau Katinniq au Nunavik (Québec). Report presented to XStrata Nickel, Quebec City, QC.

Fredlund, D.G., Rahardjo, H. & M.D., F. 2012. Unsaturated soil mechanics in engineering practice. John Wiley & Sons.

Fredlund, D.G. & Xing, A. 1994. Equations for the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal, 31, 521-532.

Freeze, R.A. & Cherry, J.A. 1979. Groundwater.

French, H.M. 2007. The Periglacial Environnement. Third Edition ed. John Wiley & Sons, Ltd.

Gardner, W. 1958. Mathematics of isothermal water conduction in unsaturated soil. Highway research board special report.

Garneau, P. 2012. Oxygen consumption in a northern Canada tailings storage facility. M.Sc. thesis, Royal roads university.

Giorgi, F., Jones, C. & Asrar, G.R. 2009. Addressing climate information needs at the regional level: the CORDEX framework. World Meteorological Organization (WMO) Bulletin, 58, 175.

Glomsrød, S., Gérard, D. & Lulie, A. 2017. The Economy of the North 2015.

Glomsrød, S., Mcdonald, H. & Mäenpää, I. 2006. Arctic economy within the Arctic nations. The Economy of the North. Oslo, Norway: Statistics Norway, 48.

Godwaldt, R. 2001. Acid Mine Drainage at Sub-Zero Temperatures. Master of Science, University of Alberta.

Golder Associates. 2003. Report on Permafrost Thermal Regime Baseline Studies, Meadowbank Project.

Golder Associates. 2005. Static Testing Results of Overburden, Mine Site Infrastructure Rock, Pit Rock and Tailings, Meadowbank Gold Project Nunavut.

Golder Associates. 2008a. Coupled thermal/seepage and containment transport modelling for the tailings facility Meadowbank Gold Project.

Golder Associates. 2008b. Tailings storage facility dike design Meadowbank Gold Project.

Goodrich, L. 1982. The influence of snow cover on the ground thermal regime. Canadian Geotechnical Journal, 19, 421-432.

Gosselin, M. 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène, École polytechnique de Montréal.

Gosselin, M., Aubertin, M. & Mbonimpa, M. 2007. Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux. Proceedings of the 8th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference and 90th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ont, 21-24.

Gouvernement of Nunavut. 2012. Engineering Challenges for tailings management facilities and associated infrastructure with regard to climate change in Nunavut.

Graham, J., Alfaro, M. & Blatz, J. 2011. Natural Processes and Strength Degradation. In: Wan, R., Alsaleh, M. & Labuz, J. (eds.) Bifurcations, Instabilities and Degradations in Geomaterials. Springer Berlin Heidelberg, 187-210.

Graham, J., Franklin, K., Alfaro, M. & Wortley, J. 2007. Degradation of shaley limestone riprap. Canadian Geotechnical Journal, 44, 1265-1272, doi: 10.1139/T07-054.

Hale, P.A. & Shakoor, A. 2003. A laboratory investigation of the effects of cyclic heating and cooling, wetting and drying, and freezing and thawing on the compressive strength of selected sandstones. Environmental & Engineering Geoscience, 9, 117-130, doi: 10.2113/9.2.117.

Hall, K. 1999. The role of thermal stress fatigue in the breakdown of rock in cold regions. Geomorphology, 31, 47-63, doi: 10.1016/S0169-555X(99)00072-0.

Hall, K. & Thorn, C. 2011. The historical legacy of spatial scales in freeze–thaw weathering: Misrepresentation and resulting misdirection. Geomorphology, 130, 83-90, doi: 10.1016/j.geomorph.2010.10.003.

Hamdi, J. 2011. Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisation numérique pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA, École Polytechnique de Montréal.

Hang, P.T. & Brindley, G. 1970. Methylene blue absorption by clay minerals. Determination of surface areas and cation exchange capacities (clay-organic studies XVIII). Clays and Clay Minerals, 18, 203-212.

Harlan, R. 1973. Analysis of coupled heat-fluid transport in partially frozen soil. Water Resources Research, 9, 1314-1323.

Harlan, R. & Nixon, J. 1978. Ground thermal regime. Geotechnical engineering for cold regions, 103-163.

Haug, M.D. & Wong, L.C. 1993. Freeze–thaw effects on the hydraulic conductivity of an unconfined soil–bentonite cover material. Proceedings of the 47th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, 193–201.

Haynes, W.M. 2015. CRC handbook of chemistry and physics. 96th ed. CRC press.

Heard, H. 1980. Thermal expansion and inferred permeability of climax quartz monzonite to 300 C and 27.6 MPa. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences & Geomechanics Abstracts. Elsevier, 289-296.

Hernandez, 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, Canada.

Hillel, D. 1998. Environmental soil physics: Fundamentals, applications, and environmental considerations. Academic press.

Himmelblau, D. 1964. Diffusion of dissolved gases in liquids. Chemical Reviews, 64, 527-550.

Hivon, E. & Sego, D. 1995. Strength of frozen saline soils. Canadian Geotechnical Journal, 32, 336-354.

Horai, K.i. 1971. Thermal conductivity of rock-forming minerals. Journal of Geophysical Research, 76, 1278-1308.

Horiguchi, K. & Miller, R. 1983. Hydraulic conductivity functions of frozen materials. Proc. 4th Int. Conf. on Permafrost, 504-508.

Hotton, G. 2019. Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire: étude du cas Lorraine. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

ICMM. 2012. Trends in the mining and metals industry. International Council on Mining and Metals (ICMM).

INAP. 2003. Evaluation of the Long-Term Performance of dry cover Systems. International Network for Acid Prevention.

INRS. 2006. Estimation des courbes IDF et des moyennes interannuelles des températures moyennes journalières en climat futur (période 2041-2070) - région de la mine Raglan.

IPCC. 2000. Special report on emissions scenarios. Special Report on Emissions Scenarios, Edited by Nebojsa Nakicenovic and Robert Swart, pp. 612. ISBN 0521804930. Cambridge, UK: Cambridge University Press, July 2000., 1.

IPCC. 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report.

IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 151.

Jakob, D., Smalley, R., Meighen, J., Taylor, B. & Xuereb, K. 2008. Climate change and probable maximum precipitation. Proceedings of Water Down Under 2008, 109.

Jambor, J. & Blowes, D. 1998. Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine tailings. Modern Approaches to Ore and Environmental Mineralogy. Mineralogical Association of Canada, Ottawa, 376-401.

Jame, Y.W. & Norum, D.I. 1980. Heat and mass transfer in a freezing unsaturated porous medium. Water Resources Research, 16, 811-819.

James, M. 2009. The use of waste rock inclusions in tailings impoundments to improve geotechnical and environmental performance, École Polytechnique Montréal.

Janzen, M.P., Nicholson, R.V. & Scharer, J.M. 2000. Pyrrhotite reaction kinetics: reaction rates for oxidation by oxygen, ferric iron, and for nonoxidative dissolution. Geochimica et Cosmochimica Acta, 64, 1511-1522.

Johansen, O. 1975. Thermal conductivity of soils. Ph.D. CRREL Draft English Translation 637, US Army Corps of Engineering, Cold Region Research and Engineering Laboratory, Hanover, N.H., University of Trondheim.

Kalonji-Kabambi, A. 2014. Étude du comportement hydrogéologique de couverture avec effets de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Kalonji Kabambi, A., Bussière, B. & Demers, I. 2017. Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. Geotechnical and Geological Engineering, 35, 1199-1220, doi: 10.1007/s10706-017-0174-3.

Kämpf, M., Holfelder, T. & Montenegro, H. 2003. Identification and parameterization of flow processes in artificial capillary barriers. Water Resources Research, 39.

Kaviany, M. 1995. Principles of heat transfer in porous media. Springer-Verlag New York.

Kawamoto, K., Moldrup, P., Schjønning, P., Iversen, B.V., Komatsu, T. & Rolston, D.E. 2006. Gas transport parameters in the vadose zone: Development and tests of power-law models for air permeability. Vadose Zone Journal, 5, 1205-1215.

Keith, C., Vaughan, D., Cotter-Howells, J., Campbell, L., Valsami-Jones, E. & Batchelder, M. 2000. Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock (mine) drainage. Environmental mineralogy: microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land and waste management, 117-139.

Kelln, C., Barbour, S.L. & Qualizza, C. 2008. Controls on the spatial distribution of soil moisture and solute transport in a sloping reclamation cover. Canadian Geotechnical Journal, 45, 351-366.

Kersten, M.S. 1949. Laboratory research for the determination of the thermal properties of soils. University of Minnesota.

Khanlari, G. & Abdilor, Y. 2014. Influence of wet–dry, freeze–thaw, and heat–cool cycles on the physical and mechanical properties of Upper Red sandstones in central Iran. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 1-14, doi: 10.1007/s10064-014-0691-8.

Khire, M.V., Benson, C.H. & Bosscher, P.J. 1999. Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 125, 518-527.

Khire, M.V., Benson, C.H. & Bosscher, P.J. 2000. Capillary barriers: Design variables and water balance. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 126, 695-708.

Kim, W.-H. & Daniel, D.E. 1992. Effects of freezing on hydraulic conductivity of compacted clay. Journal of Geotechnical Engineering, 118, 1083-1097.

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.

Konrad, J.-M. 1994. Sixteenth Canadian Geotechnical Colloquium: Frost heave in soils: concepts and engineering. Canadian Geotechnical Journal, 31, 223-245, doi: doi:10.1139/t94-028.

Konrad, J.-M. & McCammon, A. 1990. Solute partitioning in freezing soils. Canadian Geotechnical Journal, 27, 726-736.

Konrad, J.-M. & Morgenstern, N. 1982. Prediction of frost heave in the laboratory during transient freezing. Canadian Geotechnical Journal, 19, 250-259.

Konrad, J.-M. & Morgenstern, N.R. 1980. A mechanistic theory of ice lens formation in fine-grained soils. Canadian Geotechnical Journal, 17, 473-486.

Konrad, J.-M. & Samson, M. 2000. Hydraulic conductivity of kaolinite-silt mixtures subjected to closed-system freezing and thaw consolidation. Canadian Geotechnical Journal, 37, 857-869.

Konrad, J.M. & Duquennoi, C. 1993. A model for water transport and ice lensing in freezing soils. Water Resources Research, 29, 3109-3124.

Konrad, J.M. & Valencia Gabezas, F.A. 2008. Caractérisation des particules fines d'un matériau granulaire de fondation par l'essai au bleu de méthylène. Chainre industrielle de recherche en exploitation des infrastructures soumises au gel - phase II, Département de génie civil, Université Laval.

Koop, G., Garven, E. & Novy, L. 2015. Geotechnical investigation at the long lake containment facility, Ekati Diamond mine NWT. 68th Canadian Geotechnical Conference, Québec, QC.

Koopmans, R.W.R. & Miller, R. 1966. Soil freezing and soil water characteristic curves. Soil Science Society of America Journal, 30, 680-685.

Kovács, G. 1981. Developments in water science—seepage hydraulics, Chap 3.2. Elsevier, Amsterdam.

Kraus, J.F., Benson, C.H., Erickson, A.E. & Chamberlain, E.J. 1997. Freeze-thaw cycling and hydraulic conductivity of bentonitic barriers. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 123, 229-238.

Kurylyk, B.L. & Watanabe, K. 2013. The mathematical representation of freezing and thawing processes in variably-saturated, non-deformable soils. Advances in Water Resources, 60, 160-177.

Kwong, Y.-T.J. 1993. Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. MEND Project 1.32.1.

Kyhn, C. & Elberling, B. 2001. Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. Cold Regions Science and Technology, 32, 133-142.

Lal, R. & Shukla, M.K. 2004. Principles of soil physics. CRC Press.

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 Pollution, 230, 57, doi: 10.1007/s11270-019-4114-0.

Latham, J.-P., Lienhart, D. & Dupray, S. 2006. Rock quality, durability and service life prediction of armourstone. Engineering geology, 87, 122-140, doi: DOI: 10.1016/j.enggeo.2006.06.004.

Lawrence, R.W. & Wang, Y. 1997. Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. Proceedings of the fourth international conference on acid rock drainage, 451-464.

Lefebvre, R. 1994. Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Ph.D, Université Laval.

Lehner, S., Savage, K., Ciobanu, M. & Cliffel, D.E. 2007. The effect of As, Co, and Ni impurities on pyrite oxidation kinetics: An electrochemical study of synthetic pyrite. Geochimica et Cosmochimica Acta, 71, 2491-2509.

Lemmen, D.S., Warren, F.J., Lacroix, J. & Bush, E. 2008. From impacts to adaptation: Canada in a changing climate. Government of Canada, Ottawa, Ontario, Canada.

Lessard, F. 2018. Évaluation des couvertures avec effets de barrière capillaire faites de résidus désulfurés afin de controller le drainage minier acide en conditions nordiques. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Lessard, F., Bussière, B., Côté, J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V. & Marcoux, L. 2018. Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 2 desulphurized tailings as cover material. Journal of Cleaner Production, 186, 883-893, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.03.132.

Lessard, G. 2011. Essais d'infiltration sur la halde à stériles Petit-Pas de la mine Tio, Havre-St-Pierre. Master, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

Lienhart, D. 1998. Rock engineering rating system for assessing the suitability of armourstone sources. Geological Society, London, Engineering Geology Special Publications, 13, 91-106, doi: 10.1144/GSL.ENG.1998.013.01.08.

Lienhart, D.A. 2003. A systems approach to evaluation of riprap and armor stone sources. Environmental & Engineering Geoscience, 9, 131-149, doi: DOI: 10.2113/9.2.131.

Likos, W. 2014. Pore-Scale Model for Thermal Conductivity of Unsaturated Sand. Geotechnical and Geological Engineering, 1-14, doi: 10.1007/s10706-014-9744-9.

Lindqvist, J.E., Åkesson, U. & Malaga, K. 2007. Microstructure and functional properties of rock materials. Materials Characterization, 58, 1183-1188, doi: 10.1016/j.matchar.2007.04.012.

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. Applied Geochemistry, 57, 157-177, doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.01.009.

Lisø, K.R., Kvande, T., Hygen, H.O., Thue, J.V. & Harstveit, K. 2007. A frost decay exposure index for porous, mineral building materials. Building and Environment, 42, 3547-3555.

Liu, Z., Zhang, B., Yu, X. & Tao, J. 2012. A New Method for Soil Water Characteristic Curve Measurement Based on Similarities Between Soil Freezing and Drying. ASTM geotechnical testing journal, 35, 2-10.

Lottermoser, B. 2010. Mine wastes. Springer-Verlag.

Lowson, R.T. 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. Chemical Reviews, 82, 461-497.

Ltd, G.-S.I. 2014. Thermal modelling with TEMP/W, an Engineering Methodology, 164p.

Ltd., C.R. 2005. Meadowbank Gold Project, Baseline Physical Ecosystem Report.

Lunardini, V. 1985. Section 8: analytical methods for ground thermal regime calculations. Technical Council on Cold Regions Engineering Monograph: Thermal Design Considerations in Frozen Ground Engineering. American Society of Civil Engineers, New York, NY, 204-257.

Lunardini, V.J. 1978. Theory of n-factors and correlation of data. Proceedings of the Third International Conference on Permafrost, 40-46.

Lunardini, V.J. 1991. Heat transfer with freezing and thawing. Elsevier.

Lundgren, T. 2001. The dynamics of oxygen transport into soil covered mining waste deposits in Sweden. Journal of Geochemical Exploration, 74, 163-173.

Ma, W., Zhang, L. & Yang, C. 2015. Discussion of the applicability of the generalized Clausius–Clapeyron equation and the frozen fringe process. Earth-Science Reviews, 142, 47-59, doi: 10.1016/j.earscirev.2015.01.003.

MAC. 2017. Facts and Figures of the Canadian Mining Industry.

Macdonald, R.W., Harner, T. & Fyfe, J. 2005. Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data. Sci Total Environ, 342, 5-86, doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.12.059.

Mackay, J.R. 1999. Cold-climate shattering (1974 to 1993) of 200 glacial erratics on the exposed bottom of a recently drained arctic lake, Western Arctic coast, Canada. Permafrost and Periglacial Processes, 10, 125-136.

Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Chouteau, M. & Mbonimpa, M. 2010. Field investigation of a suction break designed to control slope-induced desaturation in an oxygen barrier. Canadian Geotechnical Journal, 48, 53-71, doi: 10.1139/t10-045.

Maqsoud, A., Bussière, B., Turcotte, S. & Roy, M. 2017. Performance evaluation of covers with capillary barrier effects (CCBE) under deep groundwater conditions using experimental cells 70th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario, Canada.

Marinho, F.A.M., Take, W.A. & Tarantino, A. 2008. Measurement of Matric Suction Using Tensiometric and Axis Translation Techniques. Geotechnical and Geological Engineering, 26, 615-631, doi: 10.1007/s10706-008-9201-8.

Marrero, T.R. & Mason, E.A. 1972. Gaseous diffusion coefficients. Journal of Physical and Chemical Reference Data, 1, 3-118.

Martínez-Martínez, J., Benavente, D., Gomez-Heras, M., Marco-Castaño, L. & García-del-Cura, M.Á. 2013. Non-linear decay of building stones during freeze–thaw weathering processes. Construction and Building Materials, 38, 443-454, doi: 10.1016/j.conbuildmat.2012.07.059.

Masrouri, F., Bicalho, K.V. & Kawai, K. 2008. Laboratory Hydraulic Testing in Unsaturated Soils. Geotechnical and Geological Engineering, 26, 691-704, doi: 10.1007/s10706-008-9202-7.

Matsuoka, N. 1990. Mechanisms of rock breakdown by frost action: an experimental approach. Cold Regions Science and Technology, 17, 253-270, doi: 10.1016/S0165-232X(05)80005-9.

Matyas, E. 1967. Air and water permeability of compacted soils. Permeability and capillarity of soils. ASTM International.

Mbonimpa, M. & Aubertin, M. 2003. Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés. École polytechnique.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. & Bussière, B. 2002a. Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover material.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. & Bussière, B. 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Geotechnical Journal, 40, 916-932, doi: 10.1139/t03-040.

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, 878-890.

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

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M. & Kissiova, M. 2002c. 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, 147-154.

McCauley, C.A., White, D.M., Lilly, M.R. & Nyman, D.M. 2002. A comparison of hydraulic conductivities, permeabilities and infiltration rates in frozen and unfrozen soils. Cold Regions Science and Technology, 34, 117-125.

McGaw, R. 1968. Thermal conductivity of compacted sand/ice mixtures. Highway Research Record.

McGaw, R. 1969. Heat conduction in saturated granular materials. Highway research board special report.

McGuire, M.M., Banfield, J.F. & Hamers, R.J. 2001a. Quantitative determination of elemental sulfur at the arsenopyrite surface after oxidation by ferric iron: mechanistic implications. Geochemical Transactions, 2, 1-5.

McGuire, M.M., Edwards, K.J., Banfield, J.F. & Hamers, R.J. 2001b. Kinetics, surface chemistry, and structural evolution of microbially mediated sulfide mineral dissolution. Geochimica et Cosmochimica Acta, 65, 1243-1258.

McRoberts, E.C. & Morgenstern, N.R. 1974. The Stability of Thawing Slopes. Canadian Geotechnical Journal, 11, 447-469, doi: 10.1139/t74-052.

Meldrum, J., Jamieson, H. & Dyke, L. 2001. Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. Canadian Geotechnical Journal, 38, 957-966.

Meldrum, J.L. 1998. Determination of the Sulfide Oxydation Potential of Mine Tailings fron Rankin Inlet, Nunavut, at Sub-zero Temperatures. Master, Queen's University.

MEND. 1989. Subaqueous Disposal of Reactive Mine Wastes: an Overview. Project 2.11.1a. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1991. Critical literature review of acid drainage from waste rock. Project 1.11.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1993a. Field Evaluation of the Effectiveness of Engineered Soil Covers for Reactive Tailings. Project 2.21.2. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1993b. Preventing AMD by Disposing of Reactive Tailings in Permafrost. Project 6.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1994. Evaluation of Alternate Dry Covers for the Inhibition of Acid Mine Drainage from Tailings. Project 2.20.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1995. Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acid drainage from waste rock. Project 1.42.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1996a. Acid Mine Drainage in Permafrost Regions: Issues, Control Strategies and Research Requirements. Project 1.61.2. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1996b. Review of Use of an Elevated Water Table as a Method to Control and Reduce Acid Drainage from Tailings. Project 1.17.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1997. Evaluation of Techniques for Preventing Acid Rock Drainage. Project 2.35.2b. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 1998. Acid Mine Drainage Behaviour in Low Temperature Regimes - Thermal Properties of Tailings. Project 1.62.2. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2001a. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Manual. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2001b. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Manual, Vol 4: Prevention and Control Prevention and control. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2002. A Review of Non-Traditional Dry Covers. Project 2.21.3b. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2004a. Covers For Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review. Project 1.61.4. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2004b. Design, Construction and Performance Monitoring of cover Systems for Waste Rock and Tailings, Volume 2: theory and background. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2004c. Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings, Volume 3: site characterization and numerical analyses of cover performance. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2004d. Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings, Volume 4: design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2004e. Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings, Volume 5: case studies. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2006. Update on Cold Temperature Effects on Geochemical Weathering. Project 1.61.6. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2009. Mine Waste Covers in Cold Regions. Project 1.61.5a. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2010a. Cold Regions Cover Research-Phase 2. Mine Environment Neutral Drainage (MEND). Project 1.61.5b. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2010b. Evaluation of the Water Quality Benefits from Encapsulation of Acid-Generating Tailings by Acid-Consuming Tailings. Project 2.46.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2011. Climate Change and Acid Rock Drainage - Risks for the Canadian Mining Sector. Project 1.61.7. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2012. Cold Regions Cover System Design Technical Guidance Document. Mine Environment Neutral Drainage (MEND). Project 1.61.5c. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

Merkus, H.G. 2009. Particle size measurements: fundamentals, practice, quality. Springer Science & Business Media.

Merrill, R.B. 1969. Thermal conduction through an evacuated idealized powder over the temperature range 100 to 500 K. National Aeronautics and Space Administration.

Meslin, P.-Y., Adler, P.M. & Sabroux, J.-C. 2010. Diffusive transport of gases in wet porous media. Application to radon. Soil Science Society of America Journal, 74, 1871-1885.

Miller, R. 1966. Phase equilibria and soil freezing. Permafrost: Proc Second Int Conf National Research Council Publication, 193-197.

Miller, R.D. 1980. Freezing phenomena in soils. Applications of soil physics, 278, 283.

Miller, S.D., Jeffrey, J.J. & Wong, J.W.C. 1991. Use and misuse of the acid-bas accounting for AMD prediction. 2nd International Conference on Acid Rock Drainage, Montreal, Québec, Canada, 489-506.

Milly, P.C.D. 1982. Moisture and heat transport in hysteretic, inhomogeneous porous media: A matric head-based formulation and a numerical model. Water Resources Research, 18, 489-498.

Mitchell, R.A. & Mitchell, J.K. 1993. Stability evaluation of waste landfills. Stability and performance of Slopes and Embankments ii. ASCE, 1152-1187.

Morel-Seytoux, H. 1992. The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties. HYDROWAR Report 92.4. Hydrology Days Publications, 57, 94027-93926.

Morin, K.A. & Hutt, N.M. 1994. Observed Preferential Depletion of Neutralization Potential Over Sulfide Minerais in Kinetic Tests: Site-Specifie Criteria for Safe NP/ AP ratios. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburg, USA, 148-156.

Morin, P. & Dionne, G. 2014. Characterization of armour stone breakwater through a freeze-thaw resistance approach. 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada, Paper 138.

Morris, C.E. & Stormont, J.C. 1997. Capillary barriers and subtitle D covers: estimating equivalency. Journal of environmental engineering, 123, 3-10.

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. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. Nature, 463, 747-756.

Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research, 12, 513-522.

Mutlutürk, M., Altindag, R. & Türk, G. 2004. A decay function model for the integrity loss of rock when subjected to recurrent cycles of freezing–thawing and heating–cooling. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, 41, 237-244, doi: 10.1016/S1365-1609(03)00095-9.

Nastev, M. & Aubertin, M. 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec. 53rd Canadian Geotechnical Conference and 1st joint IAHCNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Montreal, Quebec, 311-318.

Nersesova, Z. & Tsytovich, N. 1963. Unfrozen water in frozen soils. Permafrost: Proceedings of 1st International Conference, 11-15.

Neuner, M., Smith, L., Blowes, D.W., Sego, D.C., Smith, L.J.D., Fretz, N. & Gupton, M. 2013. The Diavik waste rock project: Water flow through mine waste rock in a permafrost terrain. Applied Geochemistry, 36, 222-233, doi: 10.1016/j.apgeochem.2012.03.011.

Newman, G. 1995. Heat and mass transfer in unsaturated soils during freezing. M.Sc., University of Saskatchewan.

Newman, G.P. & Wilson, G.W. 1997. Heat and mass transfer in unsaturated soils during freezing. Canadian Geotechnical Journal, 34, 63-70.

Ng, C., Zhou, C. & Leung, A. 2015. Comparisons of Different Suction Control Techniques by Water Retention Curves: Theoretical and Experimental Studies. Vadose Zone Journal, 14.

Nicholson, D.T. 2001. Pore properties as indicators of breakdown mechanisms in experimentally weathered limestones. Earth Surface Processes and Landforms, 26, 819-838.

Nicholson, D.T. & Nicholson, F.H. 2000. Physical deterioration of sedimentary rocks subjected to experimental freeze–thaw weathering. Earth Surface Processes and Landforms, 25, 1295-1307.

Nicholson, R. 1994. Iron Sulfide Oxidation Mechanisms: Laboratory Studies Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulphie Mine Wastes. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulphide Mine Wastes. Waterloo, Ontario, Canada: Mineralogical Association of Canada.

Nicholson, R.V. 1984. Pyrite oxidation in carbonate-buffered systems: experimental kinetics and control by oxygen diffusion in a porous medium. Ph.D., University of Waterloo

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

Nicholson, R.V., Gillham, R.W. & Reardon, E.J. 1988. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. Geochimica et Cosmochimica Acta, 52, 1077-1085.

Nicholson, R.V., Gillham, R.W. & Reardon, E.J. 1990. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 2. Rate control by oxide coatings. Geochimica et Cosmochimica Acta, 54, 395-402.

Nicholson, R.V. & Scharer, J.M. 1994. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. ACS Symposium Series. Washington, DC: American Chemical Society,[1974]-, 14-30.

Nixon, J. 2000. Geothermal analysis for tailings cover design–Falconbridge Raglan tailings project. Submitted to AGRA Earth and Environmental Ltd.

Nixon, J.F. 1975. The role of convective heat transport in the thawing of frozen soils. Canadian Geotechnical Journal, 12, 425-429.

Nordstrom, D.K. 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. International Geology Review, 42, 499-515.

Nordstrom, D.K. & Alpers, C. 1999. Geochemistry of acid mine waters. Reviews in economic geology, 6, 133-160.

Nordstrom, D.K., Blowes, D.W. & Ptacek, C.J. 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. Applied Geochemistry, 57, 3-16.

NRTEE. 2009. True North: Adapting Infrastructure to Climate Change in Northern Canada.

NRTEE. 2010. Degrees of change: climate warming and the stakes for canada.

Nyameogo, G.F.T. 2017. 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. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Nyameogo, G.F.T., Mbonimpa, M., Bussière, B. & Awoh, A.-S. 2018. Influence of frozen conditions on the oxygen diffusion coefficient in unsaturated porous materials. Acta geotechnica, doi: 10.1007/s11440-018-0690-1.

O'Kane. 2015. TSF North Cell Closure Design Report.

O'Neill, K. & Miller, R.D. 1985. Exploration of a rigid ice model of frost heave. Water Resources Research, 21, 281-296.

Orlova, T., Stupnikov, V. & Krestan, A. 1988. Mechanism of oxidative dissolution of sulfides. Journal of applied chemistry of the USSR, 61, 1989-1993.

Osterkamp, T. & Romanovsky, V. 1999. Evidence for warming and thawing of discontinuous permafrost in Alaska. Permafrost and Periglacial Processes, 10, 17-37.

Othman, M. & Benson, C. 1991. Influence of freeze-thaw on the hydraulic conductivity of a compacted clay. Proc. 14th Annu. Madison Waste Conf., University of Wisconsin–Madison/Extension, Madison, Wisconsin, USA, 296-312.

Othman, M.A., Benson, C.H., Chamberlain, E.J. & Zimmie, T.F. 1993. Laboratory testing to evaluate changes in hydraulic conductivity of compacted clays caused by freeze-thaw: state-of-the-art. ASTM, 1142, 227-254.

Ouangrawa, M. 2007. Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés, ProQuest.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., 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 Pollution, 213, 437-458.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G. & Bussière, B. 2006. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study. 7th International Conference on Acid Rock Drainage.(St. Louis, Missouri). This conference.

Outcalt, S.I., Nelson, F.E. & Hinkel, K.M. 1990. The zero-curtain effect: Heat and mass transfer across an isothermal region in freezing soil. Water Resources Research, 26, 1509-1516.

Özbek, A. 2014. Investigation of the effects of wetting–drying and freezing–thawing cycles on some physical and mechanical properties of selected ignimbrites. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 73, 595-609, doi: 10.1007/s10064-013-0519-y.

Pabst, T. 2011. Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés, École Polytechnique de Montréal.

Pardini, G., Guidi, G.V., Pini, R., Regüés, D. & Gallart, F. 1996. Structure and porosity of smectitic mudrocks as affected by experimental wetting—drying cycles and freezing—thawing cycles. CATENA, 27, 149-165.

Park, J., Hyun, C.-U. & Park, H.-D. 2015. Changes in microstructure and physical properties of rocks caused by artificial freeze–thaw action. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 74, 555-565, doi: 10.1007/s10064-014-0630-8.

Parlange, M.B., Cahill, A.T., Nielsen, D.R., Hopmans, J.W. & Wendroth, O. 1998. Review of heat and water movement in field soils. Soil and Tillage Research, 47, 5-10, doi: 10.1016/S0167-1987(98)00066-X.

Pearce, T.D., Ford, J.D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M., Berrang-Ford, L. & Smit, B. 2010. Climate change and mining in Canada. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 16, 347-368.

Penman, H.L. 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences. The Royal Society, 120-145.

Peregoedova, A. 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire, École Polytechnique de Montréal.

Peregoedova, A., Aubertin, M. & Bussière, B. 2013. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. GeoMontreal.

Peregoedova, A., Aubertin, M. & Bussière, B. 2014. Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, 8.

Peyronnard, O., Knidiri, J., Bussière, B. & Bouzahzah, H. 2013. Methodological development for the estimation of bentonite content in rock-bentonite blends. 66th Canadian Geotechnical Conference, Montréal, Québec.

Pham, N.H., Sego, D.C., Arenson, L.U., Blowes, D.W., Amos, R.T. & Smith, L. 2013. The Diavik Waste Rock Project: Measurement of the thermal regime of a waste-rock test pile in a permafrost environment. Applied Geochemistry, 36, 234-245, doi: 10.1016/j.apgeochem.2013.05.007.

Plante, B. 2004. Comparaison des essais statistiques et évaluation de l'effet de l'altération pour des rejets de concentrateur à faible potentiel de génération d'acide. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Plante, B. 2010. Prédiction du drainage neutre contaminé en Ni : cas de la mine Tio. Ph.D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Plumlee, G. 1999. The environmental geology of mineral deposits. The environmental geochemistry of mineral deposits. Society of Economic Geologists. Part A, 71-116.

Poirier, A. 2019. Étude du comportement thermique d'une halde à stérile en milieu nordique. M.Sc.A. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Rahardjo, H., Santoso, V.A., Leong, E.C., Ng, Y. & Hua, C. 2012. Performance of an instrumented slope covered by a capillary barrier system. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 138, 481-490.

Rasmuson, A. & Eriksson, J.-C. 1986. Capillary barriers in covers for mine tailing dumps. Naturvårdsverket Report 9162033077.

Reid, N.B. & Naeth, M.A. 2005. Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 2. A field study. Restoration Ecology, 13, 602-608.

Renault, P. & Sierra, J. 1994. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: II. Anaerobiosis in topsoil layers. Soil Science Society of America Journal, 58, 1023-1030.

Renault, P. & Stengel, P. 1994. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: I. Anaerobiosis inside the aggregates. Soil Science Society of America Journal, 58, 1017-1023.

Ressources, C. 2005. Static testwork.

Richards, L.A. 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. Journal of Applied Physics, 1, 318-333.

Richter, D. & Simmons, G. 1974. Thermal expansion behavior of igneous rocks. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences & Geomechanics Abstracts. Elsevier, 403-411.

Rimstidt, J.D. & Vaughan, D.J. 2003. Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. Geochimica et Cosmochimica Acta, 67, 873-880.

RNCanada. 2018. L'Atlas du Canada - Ressources minérales et activité minière.

Rose, A.W. & Cravotta III, C.A. 1998. Geochemistry of coal mine drainage. Coal mine drainage prediction and pollution prevention in Pennsylvania, 1-1.

Ross, B. 1990. The diversion capacity of capillary barriers. Water Resources Research, 26, 2625-2629.

Rowe, R.K. & Booker, J.R. 1985. 1-D pollutant migration in soils of finite depth. Journal of Geotechnical Engineering, 111, 479-499.

Rowe, R.K. & Booker, J.R. 2004. POLLUTEv7 User's guide. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ontario, 174.

Roy, M., Rochelle, P.L., Leroueil, S., Konrad, J. & Bergeron, G. 1995. Effets de cycles de gel-dégel sur les propriétés d'une argile sensible. Canadian Geotechnical Journal, 32, 725-740.

Ruedrich, J., Kirchner, D. & Siegesmund, S. 2011. Physical weathering of building stones induced by freeze–thaw action: a laboratory long-term study. Environmental Earth Sciences, 63, 1573-1586.

Sakaki, T., Limsuwat, A., Smits, K.M. & Illangasekare, T.H. 2008. Empirical two-point α-mixing model for calibrating the ECH2O EC-5 soil moisture sensor in sands. Water Resources Research, 44.

Sallam, A., Jury, W. & Letey, J. 1984. Measurement of gas diffusion coefficient under relatively low air-filled porosity. Soil Science Society of America Journal, 48, 3-6.

Santamarina, J., Klein, K., Wang, Y. & Prencke, E. 2002. Specific surface: determination and relevance. Canadian Geotechnical Journal, 39, 233-241.

Sarman, R., Shakoor, A. & Palmer, D.F. 1994. A multiple regression approach to predict swelling in mudrocks. Environmental & Engineering Geoscience, 31, 107-121, doi: 10.2113/gseegeosci.xxxi.1.107.

Sass, J., Lachenbruch, A.H. & Munroe, R.J. 1971. Thermal conductivity of rocks from measurements on fragments and its application to heat-flow determinations. Journal of Geophysical Research, 76, 3391-3401.

Scharer, J., Annable, W. & Nicholson, R. 1993. WATAIL 1.0 user's manual. Institute for Groundwater Research, University of Waterloo, Canada.

Scherler, M., Hauck, C., Hoelzle, M., Stähli, M. & Völksch, I. 2010. Meltwater infiltration into the frozen active layer at an alpine permafrost site. Permafrost and Periglacial Processes, 21, 325-334.

Selby, M.J. 1985. Earth's changing surface: an introduction to geomorphology. Oxford University Press.

Shackelford, C.D. 1991. Laboratory diffusion testing for waste disposal—a review. Journal of contaminant hydrology, 7, 177-217.

Sherlock, E., Lawrence, R. & Poulin, R. 1995. On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. Environmental Geology, 25, 43-54.

Shoop, S.A. & Bigl, S.R. 1997. Moisture migration during freeze and thaw of unsaturated soils: modeling and large scale experiments. Cold Regions Science and Technology, 25, 33-45.

Singer, P.C. & Stumm, W. 1970. Acidic mine drainage: the rate-determining step. Science, 167, 1121-1123.

Smith, L.J., Moncur, M.C., Neuner, M., Gupton, M., Blowes, D.W., Smith, L. & Sego, D.C. 2013a. The Diavik Waste Rock Project: Design, construction, and instrumentation of field-scale experimental waste-rock piles. Applied Geochemistry, 36, 187-199.

Smith, L.J.D., Bailey, B.L., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Smith, L. & Sego, D.C. 2013b. The Diavik waste rock project: Initial geochemical response from a low sulfide waste rock pile. Applied Geochemistry, 36, 210-221, doi: 10.1016/j.apgeochem.2012.06.008.

Smith, L.J.D., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Smith, L., Sego, D.C. & Neuner, M. 2013c. The Diavik Waste Rock Project: Particle size distribution and sulfur characteristics of low-sulfide waste rock. Applied Geochemistry, 36, 200-209, doi: 10.1016/j.apgeochem.2013.05.006.

Smith, M. & Riseborough, D. 2002. Climate and the limits of permafrost: a zonal analysis. Permafrost and Periglacial Processes, 13, 1-15, doi: 10.1002/ppp.410.

Smith, S. & Burgess, M. 1998. Mapping the response of permafrost in Canada to climate warming. Current Research 1998-E, 163-171.

Smith, S. & Burgess, M.M. 2000. Ground temperature database for northern Canada. Natural Resources Canada, Geological Survey of Canada.

Smith, S.L. & Burgess, M. 2004. Sensitivity of permafrost to climate warming in Canada. Natural Resources Canada.

Smith, S.L., Lewkowicz, A.G., Burn, C.R., Allard, M. & Throop, J. 2010. The thermal state of permafrost in Canada-Results from the International Polar Year. GEO2010, 63rd Canadian Geotechnical Conference and the 6th Canadian Permafrost Conference, Calgary, 1214-1221.

Smith, S.L., Riseborough, D.W., Ednie, M. & Chartrand, J. 2013d. A map and summary database of permafrost temperatures in Nunavut, Canada.

Smith, W.O. 1942. The thermal conductivity of dry soils. Soil science, 53, 435-460.

SNC. 2007. Étude hydrologique - Xstrata Nickel, Mine Raglan.

SNC. 2009. Caractérisation du parc à résidus miniers de Mine Raglan.

SNC. 2012. Modélisation hydrologique des bassins versants de Katinniq et du parc à résidus.

SNC. 2013. Experimental cell complex preliminary performance report.

Sobek, A.A., Schuller, W., Freeman, J. & Smith, R. 1978. Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoils, 1978. US Environmental Protection Agency Report EPA-600/2-78-054, 204.

Spaans, E.J. & Baker, J.M. 1996. The soil freezing characteristic: Its measurement and similarity to the soil moisture characteristic. Soil Science Society of America Journal, 60, 13-19.

Starr, J. & Paltineau, I. 2002. Methods for measurement of soil water content: capacitance devices. Methods of soil analysis: part, 4.

Steenhuis, T.S., Parlange, J. & Kung, K.J.S. 1991. Comment on “The diversion capacity of capillary barriers” by Benjamin Ross. Water Resources Research, 27, 2155-2156.

Stevens, C.W., Shapka-Fels, T. & Rykaart, M. 2018. Thermal Cover Design for Mine Waste Facilities in Cold Regions. Tailings and Mine Wastes, Keystone, Colorado, USA.

Stormont, J. 1996. The effectiveness of two capillary barriers on a 10% slope. Geotechnical & Geological Engineering, 14, 243-267.

Sundberg, J. 1988. Thermal properties of soils and rocks.

Takarli, M., Prince, W. & Siddique, R. 2008. Damage in granite under heating/cooling cycles and water freeze–thaw condition. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, 45, 1164-1175, doi: 10.1016/j.ijrmms.2008.01.002.

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, 814-830.

Tan, X., Chen, W., Yang, J. & Cao, J. 2011. Laboratory investigations on the mechanical properties degradation of granite under freeze–thaw cycles. Cold Regions Science and Technology, 68, 130-138, doi: 10.1016/j.coldregions.2011.05.007.

Taylor, D.W. 1948. Fundamentals of soil mechanics. Soil science, 66, 161p.

Taylor, G.S. & Luthin, J.N. 1978. A model for coupled heat and moisture transfer during soil freezing. Canadian Geotechnical Journal, 15, 548-555.

Taylor, K.E., Stouffer, R.J. & Meehl, G.A. 2012. An overview of CMIP5 and the experiment design. Bulletin of the American Meteorological Society, 93, 485.

Tetens, O. 1930. Uber einige meteorologische Begriffe. Z. Geophysics, 6, 203-204.

Throop, J., Lewkowicz, A.G. & Smith, S.L. 2012. Climate and ground temperature relations at sites across the continuous and discontinuous permafrost zones, northern Canada1This article is one of a series of papers published in this CJES Special Issue on the theme of Fundamental and applied research on permafrost in Canada.2Earth Science Sector (ESS) Contribution 20110128. Canadian Journal of Earth Sciences, 49, 865-876, doi: 10.1139/e11-075.

Tibble, P. & Nicholson, R. 1997. Oxygen consumption on sulphide tailings and tailings covers: measured rates and applications. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, BC, 647-661.

Topal, T. & Acir, O. 2004. Quality assessment of armourstone for a rubble mound breakwater (Sinop, Turkey). Environmental Geology, 46, 905-913, doi: 10.1007/s00254-004-1102-4.

Topp, G.C., Davis, J.L. & Annan, A.P. 2003. The early development of TDR for soil measurements. Vadose Zone Journal, 2, 492-499.

Toussaint, R. 2016. Influences des caractéristiques physico-chimiques de résidus miniers sulfureux sur leur réactivité à l'oxygène, École Polytechnique de Montréal.

Van Everdingen, R.O. 1998. Multi-Language Glossary of Permafrost and Related Ground-Ice Terms in Chinese, English, French, German, Icelandic, Italian, Norwegian, Polish, Romanian, Russian, Spanish, and Swedish. International Permafrost Association, Terminology Working Group.

van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, 44, 892-898.

Vanapalli, S.K., Nicotera, M.V. & Sharma, R.S. 2008. Axis Translation and Negative Water Column Techniques for Suction Control. Geotechnical and Geological Engineering, 26, 645-660, doi: 10.1007/s10706-008-9206-3.

Viklander, P. 1998. Permeability and volume changes in till due to cyclic freeze/thaw. Canadian Geotechnical Journal, 35, 471-477.

Viklander, P. & Eigenbrod, D. 2000. Stone movements and permeability changes in till caused by freezing and thawing. Cold Regions Science and Technology, 31, 151-162.

Waite, D., Anderson, L., Caliendo, J. & McFarland, M. 1994. The effect of freeze-thaw cycles on the hydraulic conductivity of compacted clay.

Walvoord, M.A. & Kurylyk, B.L. 2016. Hydrologic impacts of thawing permafrost—a review. Vadose Zone Journal, 15.

Wang, H.F. & Heard, H.C. 1985. Prediction of elastic moduli via crack density in pressurized and thermally stressed rock. Journal of Geophysical Research: Solid Earth, 90, 10342-10350, doi: 10.1029/JB090iB12p10342.

Watanabe, K. & Flury, M. 2008. Capillary bundle model of hydraulic conductivity for frozen soil. Water Resources Research, 44, n/a-n/a, doi: 10.1029/2008wr007012.

Watanabe, K., Kito, T., Dun, S., Wu, J.Q., Greer, R.C. & Flury, M. 2013. Water infiltration into a frozen soil with simultaneous melting of the frozen layer. Vadose Zone Journal, 12.

Watanabe, K. & Mizoguchi, M. 2002. Amount of unfrozen water in frozen porous media saturated with solution. Cold Regions Science and Technology, 34, 103-110.

Watanabe, K. & Osada, Y. 2016. Comparison of Hydraulic Conductivity in Frozen Saturated and Unfrozen Unsaturated Soils. Vadose Zone Journal, 15.

Wiersma, C. & Rimstidt, J. 1984. Rates of reaction of pyrite and marcasite with ferric iron at pH 2. Geochimica et Cosmochimica Acta, 48, 85-92.

Wiggert, D.C., Andersland, O.B. & Davies, S.H. 1997. Movement of liquid contaminants in partially saturated frozen granular soils. Cold Regions Science and Technology, 25, 111-117, doi: 10.1016/S0165-232X(96)00020-1.

Wilke, C. & Chang, P. 1955. Correlation of diffusion coefficients in dilute solutions. AIChE Journal, 1, 264-270.

Williams, P.J. 1964. Unfrozen water content of frozen soils and soil moisture suction. Geotechnique, 14, 231-246.

Williams, P.J. & Smith, M.W. 1991. The frozen earth.

Williamson, M.A. & Rimstidt, J.D. 1994. The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. Geochimica et Cosmochimica Acta, 58, 5443-5454.

Wilson, G.W. 1990. Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems.

Wong, L.C. & Haug, M.D. 1991. Cyclical closed-system freeze-thaw permeability testing of soil liner and cover materials. Canadian Geotechnical Journal, 28, 784-793.

Woodside, W. & Messmer, J. 1961. Thermal conductivity of porous media. I. Unconsolidated sands. Journal of Applied Physics, 32, 1688-1699.

Wright, N., Hayashi, M. & Quinton, W.L. 2009. Spatial and temporal variations in active layer thawing and their implication on runoff generation in peat-covered permafrost terrain. Water Resources Research, 45.

Wu, B., Han, H., He, J., Zang, J., Cui, L., Jila, Z. & Yang, W. 2014. Field-Specific Calibration and Evaluation of ECH2O EC-5 Sensor for Sandy Soils. Soil Science Society of America Journal, 78, 70-78, doi: 10.2136.

Yamazaki, Y., Kubota, J., Ohata, T., Vuglinsky, V. & Mizuyama, T. 2006. Seasonal changes in runoff characteristics on a permafrost watershed in the southern mountainous region of eastern Siberia. Hydrological processes, 20, 453-467.

Yanful, E.K. 1993. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical Engineering, 119, 1207-1228.

Yanful, E.K., Morteza Mousavi, S. & De Souza, L.-P. 2006. A numerical study of soil cover performance. Journal of Environmental Management, 81, 72-92, doi: 10.1016/j.jenvman.2005.10.006.

Yanful, E.K., Morteza Mousavi, S. & Yang, M. 2003. Modeling and measurement of evaporation in moisture-retaining soil covers. Advances in Environmental Research, 7, 783-801, doi: 10.1016/S1093-0191(02)00053-9.

Yanful, E.K., Simms, P.H. & Payant, S.C. 1999. Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. Water, Air, and Soil Pollution, 114, 347-375.

Yatsu, E. 1988. Nature of Weathering; An Introduction. Sozosha.

Yavuz, H. 2011. Effect of freeze–thaw and thermal shock weathering on the physical and mechanical properties of an andesite stone. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 70, 187-192, doi: 10.1007/s10064-010-0302-2.

Yavuz, H., Altindag, R., Sarac, S., Ugur, I. & Sengun, N. 2006. Estimating the index properties of deteriorated carbonate rocks due to freeze–thaw and thermal shock weathering. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, 43, 767-775, doi: 10.1016/j.ijrmms.2005.12.004.

Yong, R., Cheung, C. & Sheeran, D. 1979. Prediction of salt influence on unfrozen water content in frozen soils. Engineering geology, 13, 137-155.

Young, M. & MacLean, C. 1992. Stonecleaning in Scotland: Literature Review. Report to Historic Scotland and Scottish Enterprise by Masonry Conservation Research Group, Gilcomston Litho, Aberdeen, 52.

Zhan, G., Keller, J., Milczarek, M. & Giraudo, J. 2014. 11 years of evapotranspiration cover performance at the AA leach pad at Barrick Goldstrike Mines. Mine Water and the Environment, 33, 195-205.

Zhang, G.G. & Horne, W.B.T. 2010. Applications of Numerical Thermal Analysis in Engineering Designs and Evaluations for Northern Mines.

Zhang, S., Sheng, D., Zhao, G., Niu, F. & He, Z. 2015. Analysis of frost heave mechanisms in a high-speed railway embankment. Canadian Geotechnical Journal, 53, 520-529.

Zhang, S., Teng, J., He, Z. & Sheng, D. 2016. Importance of vapor flow in unsaturated freezing soil: a numerical study. Cold Regions Science and Technology, 126, 1-9, doi: 10.1016/j.coldregions.2016.02.011.

Zhang, T. 2005. Influence of the seasonal snow cover on the ground thermal regime: An overview. Reviews of Geophysics, 43.

Zimmie, T., LaPlante, C. & Bronson, D. 1992. The effects of freezing and thawing on the permeability of compacted clay landfill covers and liners. Proc. of the Mediterranean Conf. on Environmental Geotechnology. Balkema, Rotterdam, The Netherlands, 213-217.

Zwiers, F.W. 2002. Climate change: The 20-year forecast. Nature, 416, 690-691.

ANNEXE A RÉSULTATS DES ANALYSES ICP-AES

Tableau A.1 : Résultats des analyses ICP-AES pour les résidus miniers.

Éléments		LDM (ppm)	# d'échantillon de résidus / année d'analyse 1 2013	2 2013	3 2013	4 2013	5 2013
Analyses chimiques ICP-AES de Digestions	**Al**	60	29930	33740	26460	52800	40650
	As*	5	205	167	185	185	150
	Ba	5	166	214	168	309	227
	Be*	5	<5	<5	<5	<5	<5
	Bi	5	<5	<5	<5	<5	<5
	Ca	60	4990	6749	6397	11600	7283
	Cd	5	<5	<5	<5	<5	<5
	Co	5	69	63	62	69	69
	Cr	5	285	303	248	226	411
	Cu	10	43	60	50	45	109
	Fe	10	213500	187400	191900	140700	186200
	K	n/d	8350	9500	7100	-	-
	Mg	15	14130	18260	15410	17170	14480
	Mn	5	822	759	709	961	832
	Mo	5	40	37	35	52	50
	Na	n/d	805	2900	2840	-	-
	Ni	5	132	138	125	110	150
	Pb	5	32	46	35	29	5.7
	S	200	19110	20650	24430	14470	16230
	Sb	5	<5	<5	<5	<5	<5
	Se*	5	<5	<5	<5	<5	<5
	Sn	5	<5	<5	<5	<5	<5
	Ti	25	8188	8022	8098	1609	1271
	Zn	55	<55	<55	<55	<55	<55
Métaux lourds	**As**	30	-	-	-	438	-
	Be	1	-	-	-	<1	-
	Bi	30	-	-	-	102	-
	Sb	4	-	-	-	<4	-
	Se	3	-	-	-	<3	-
	Te	2	-	-	-	<2	-

* : La méthode de digestion utilisée peut volatiliser ces éléments
- : Non analysé

Tableau A.2 : Résultats des analyses ICP-AES pour les stériles miniers

	Éléments	LDM (ppm)	# d'échantillon de résidus / année d'analyse			
			1	2	3	4
			2013	2013	2013	2015
Analyses chimiques ICP-AES de Digestions	**Al**	60	36480	29600	28600	37970
	As*	5	<5	<5	<5	<5
	Ba	5	220	115	17	6
	Be*	5	<5	<5	<5	<5
	Bi	5	<5	<5	<5	<5
	Ca	60	7130	43440	44200	40580
	Cd	5	<5	<5	<5	<5
	Co	5	31	102	104	<5
	Cr	5	563	1636	1632	1535
	Cu	10	11	60	56	<10
	Fe	10	33270	72130	64930	79590
	K	n/d	-	-	-	367
	Mg	15	19540	122600	140400	135600
	Mn	5	433	1125	1128	798
	Mo	5	15	41	38	<5
	Na	n/d	-	-	-	172
	Ni	5	148	907	903	780
	Pb	5	<5	<5	777	<5
	S	200	3273	1595	1675	1364
	Sb	5	<5	<5	<5	-
	Se*	5	<5	<5	<5	-
	Sn	5	<5	<5	<5	-
	Ti	25	651	1833	1644	1650
	Zn	55	<55	<55	<55	69
Métaux lourds	**As**	30	46	-	-	-
	Be	1	<1	-	-	-
	Bi	30	<30	-	-	-
	Sb	4	46	-	-	-
	Se	3	<3	-	-	-
	Te	2	<2	-	-	-

* : La méthode de digestion utilisée peut volatiliser ces éléments
- : Non analysé

ANNEXE B RÉSULTATS DES ANALYSES DRX

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation :
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 26 mars 2018

U59929 – Résidus Miniers Meadowbank

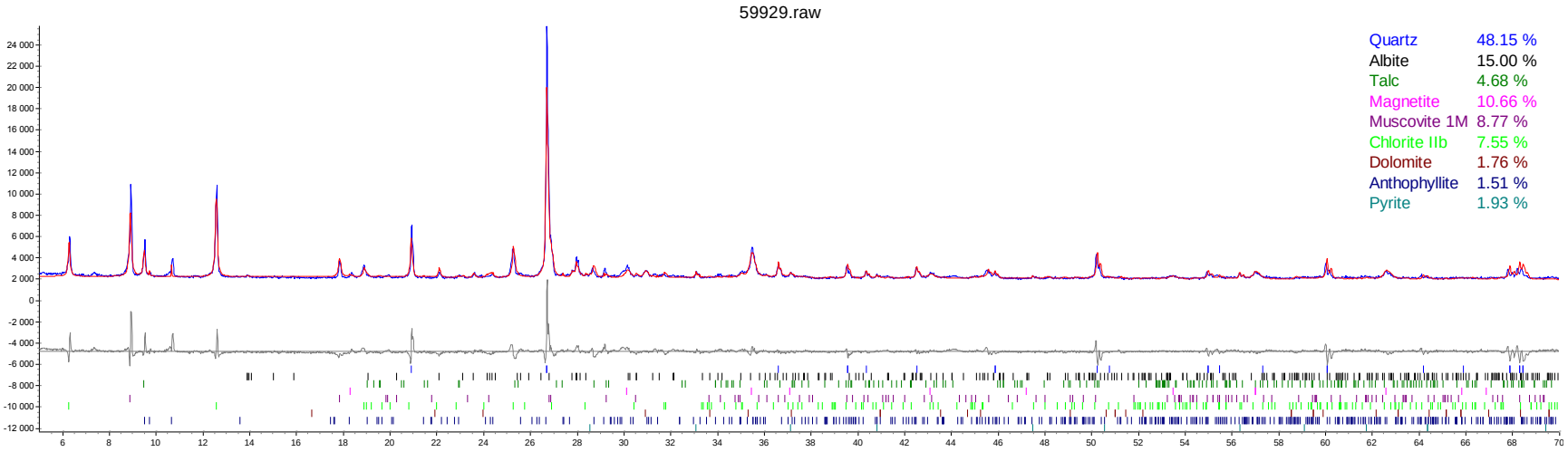


Figure B.1 : DRX résidus miniers

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation :
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 26 mars 2018

U26078 – Résidus Miniers Meadowbank

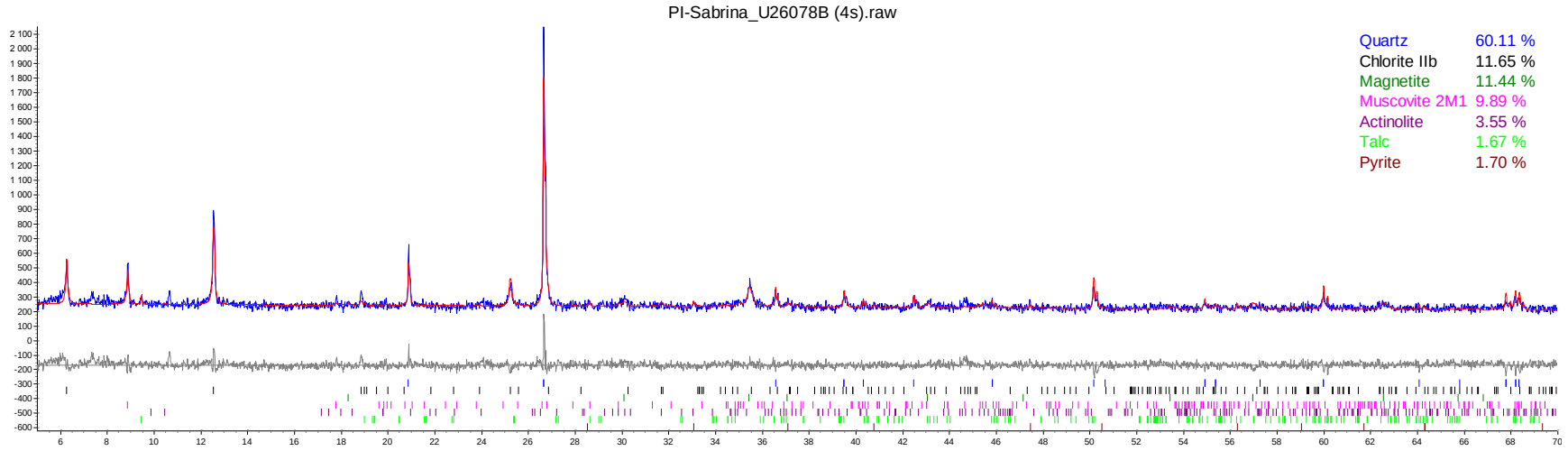


Figure B.2 : DRX résidus miniers.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Sabrina Lord (2013)
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 26 mars 2018

U29301 – NPAG Goose Bay Dump

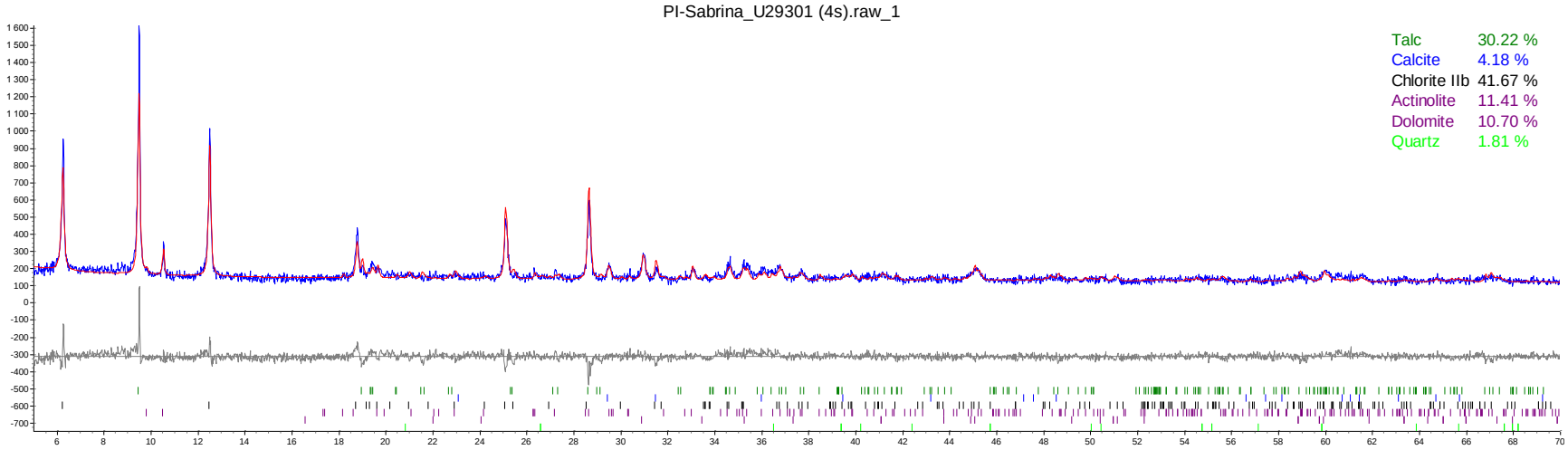


Figure B.3 : DRX stériles NPAG.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Sabrina Lord (2013)
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 31 aout 2017

U29366 – NPAG - NAG Dump

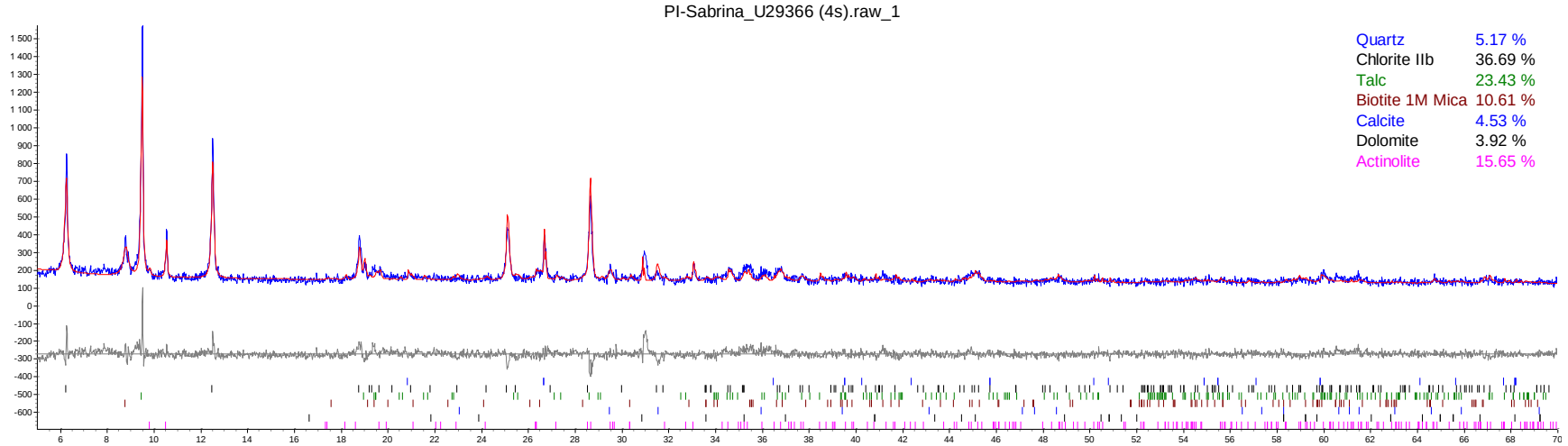


Figure B.4 : DRX stériles NPAG.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Patrick Bernèche
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 31 aout 2017

U59925 – NPAG - Général (0-20 mm)

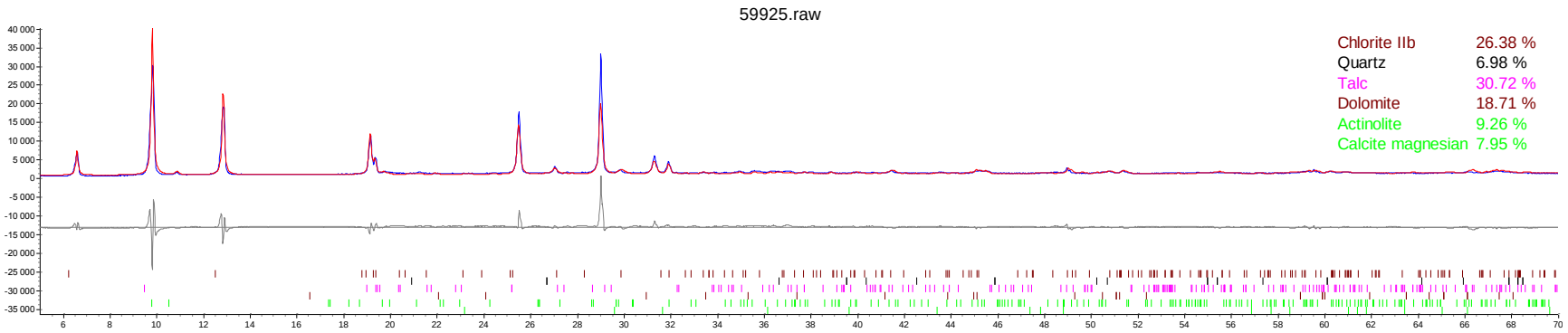


Figure B.5 : DRX stériles NPAG fraction 0 – 20 mm.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Patrick Bernèche
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 31 aout 2017

U59926 – NPAG - Résistance des matériaux – 19 – 50 mm

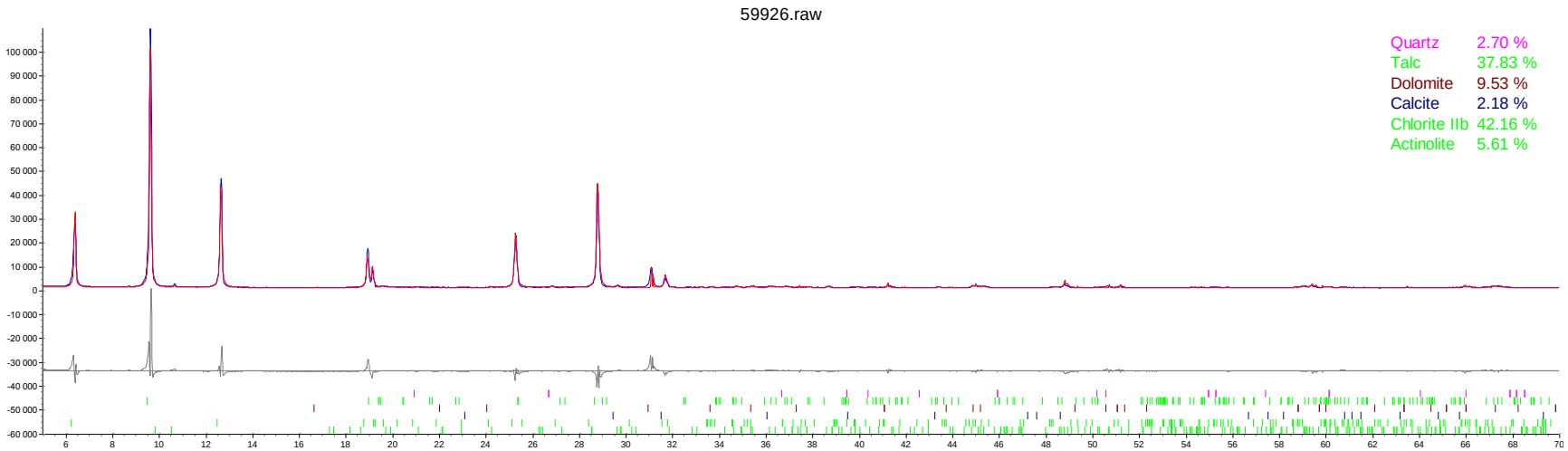


Figure B.6 : DRX stériles NPAG fraction 19 – 50 mm.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Patrick Bernèche
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 31 aout 2017

U59927 – NPAG - Résistance des matériaux – 0.71 – 4.25 mm

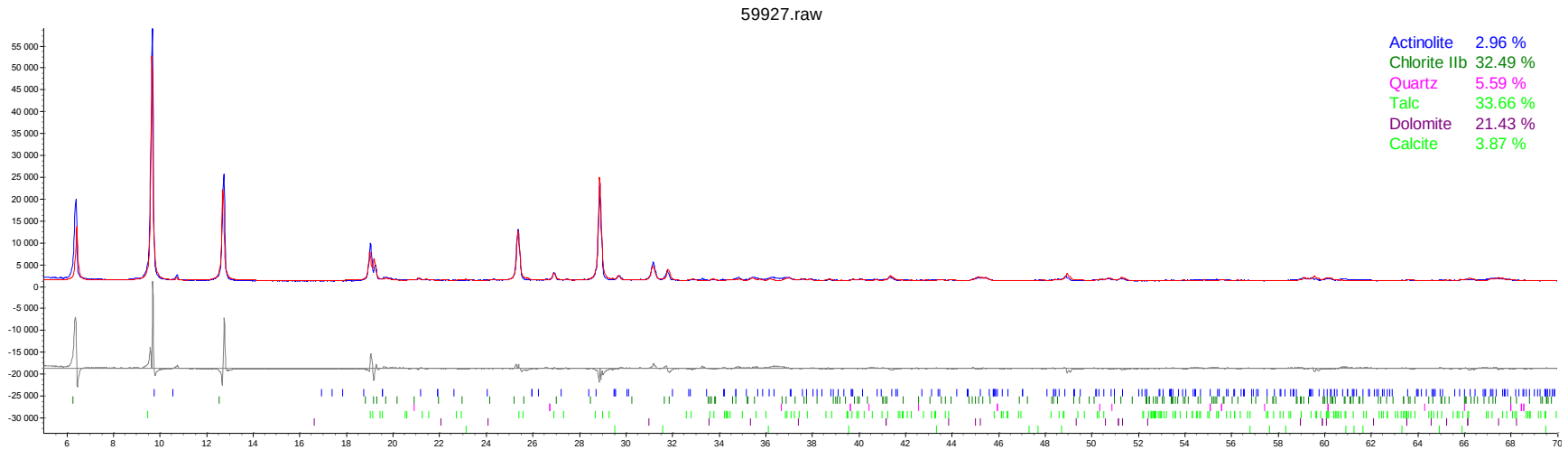


Figure B.7 : DRX stériles NPAG fraction 0,71 – 4,25 mm.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Patrick Bernèche
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 31 aout 2017

U59928 – NPAG - Résistance des matériaux - fines

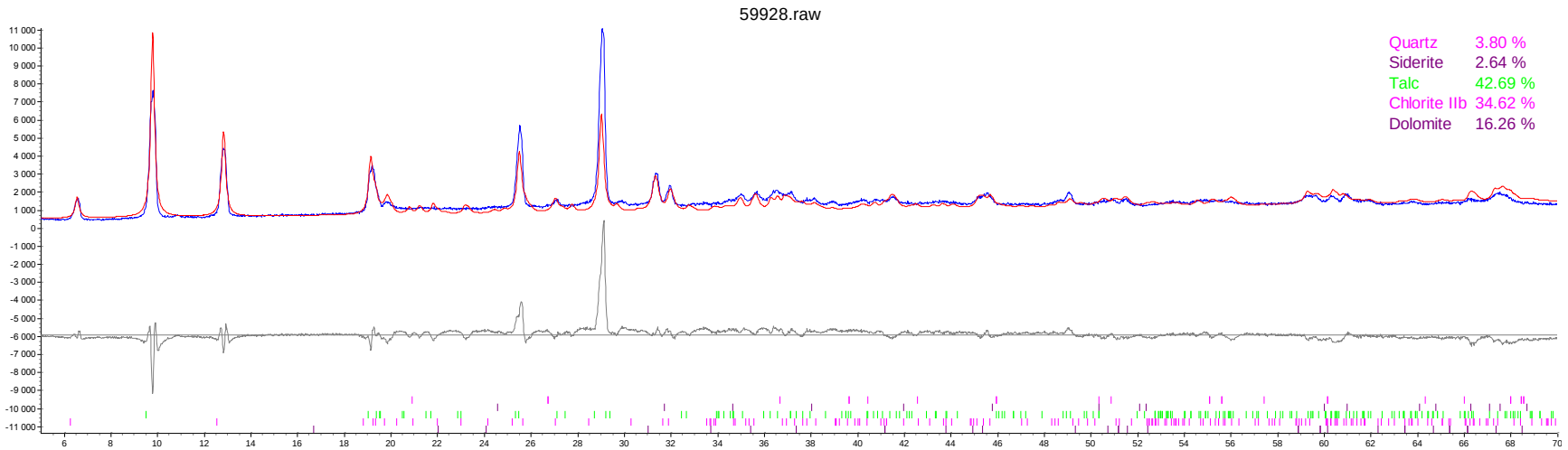


Figure B.8 : DRX stériles NPAG fraction fine.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-André
Préparation : Joël Beauregard
Analyse : Mohamed Edahbi
Date : 07 octobre 2017

NPAG – 0-1.25 mm

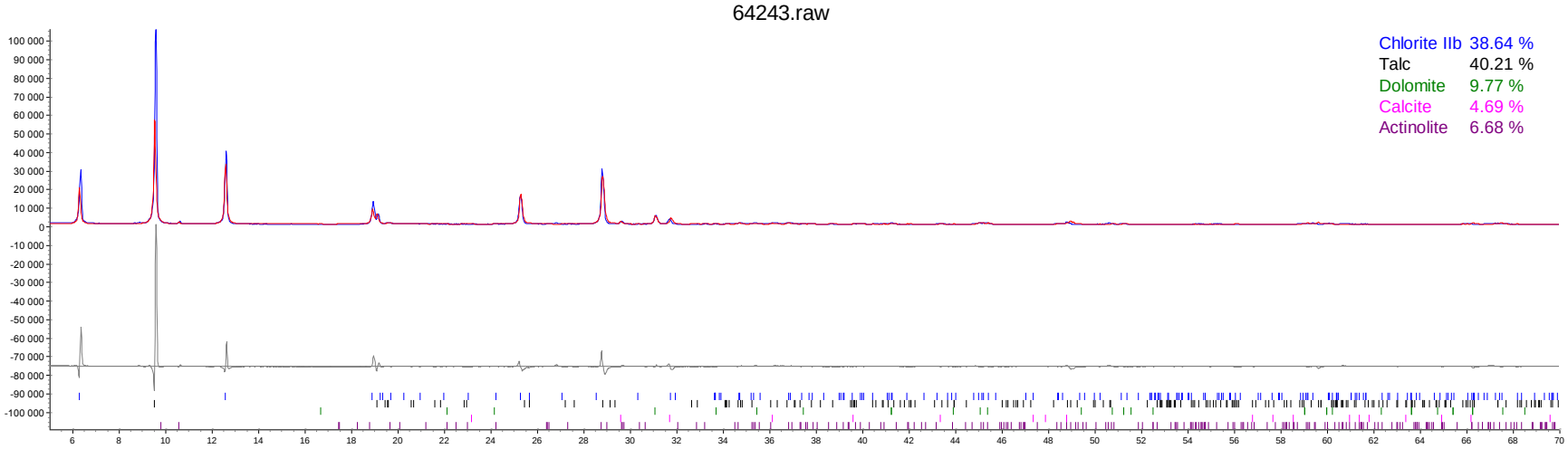


Figure B.9 : DRX stériles NPAG fraction 0 – 1,25 mm.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-André
Préparation : Joël Beauregard
Analyse : Mohamed Edahbi
Date : 07 octobre 2017

NPAG – 1.25-5.00 mm

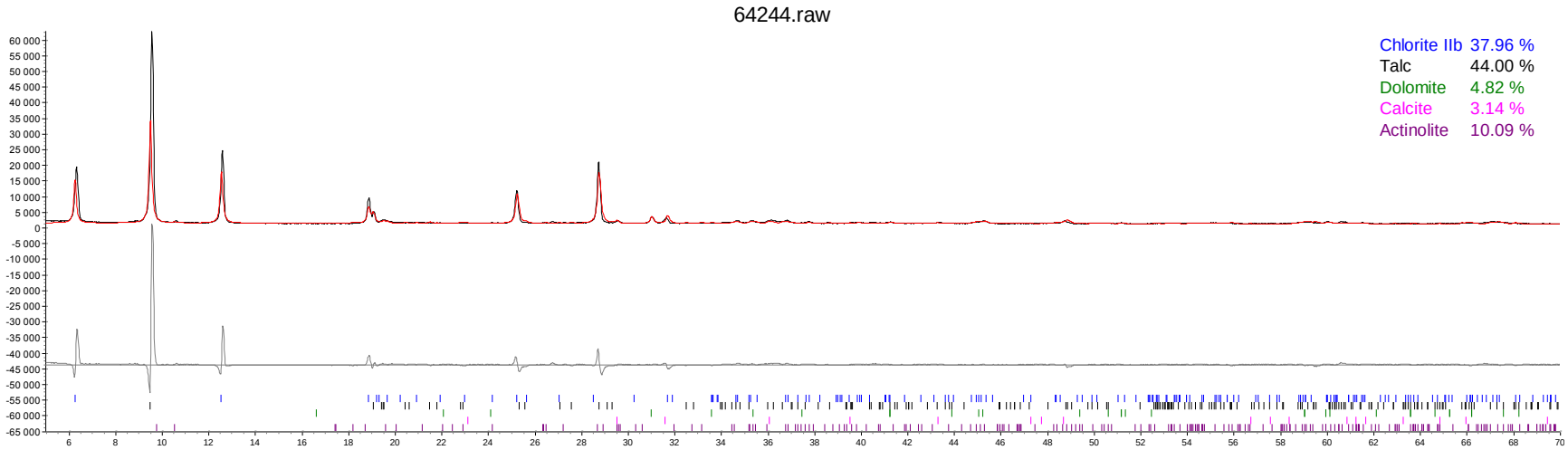


Figure B.10 : DRX stériles NPAG fraction 1,25 – 5,00 mm.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Patrick Bernèche
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 18 avril 2018

Cylindre NPAG A

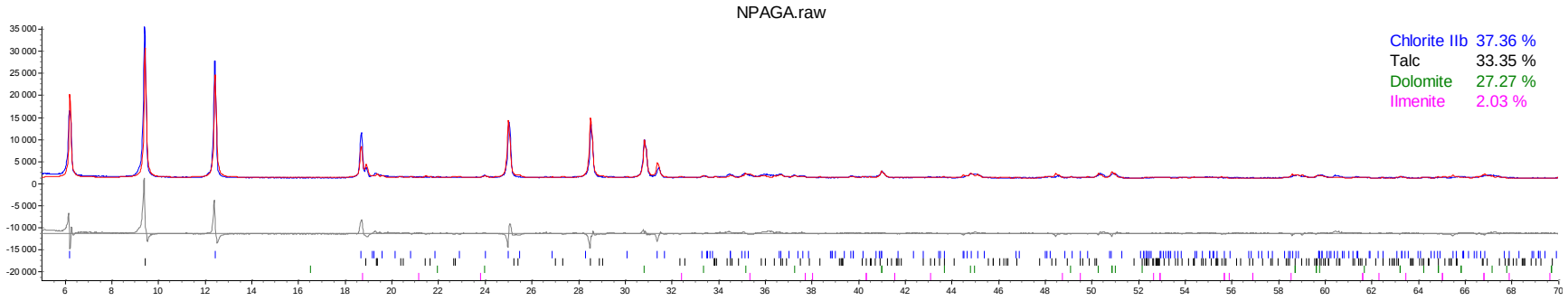


Figure B.11 : DRX stériles NPAG intact.

Analyse minéralogique semi-quantitative par diffraction des rayons X

Projet : PI-Vincent
Préparation : Patrick Bernèche
Analyse : Vincent Boulanger-Martel
Date : 18 avril 2018

DRX cylindre 2

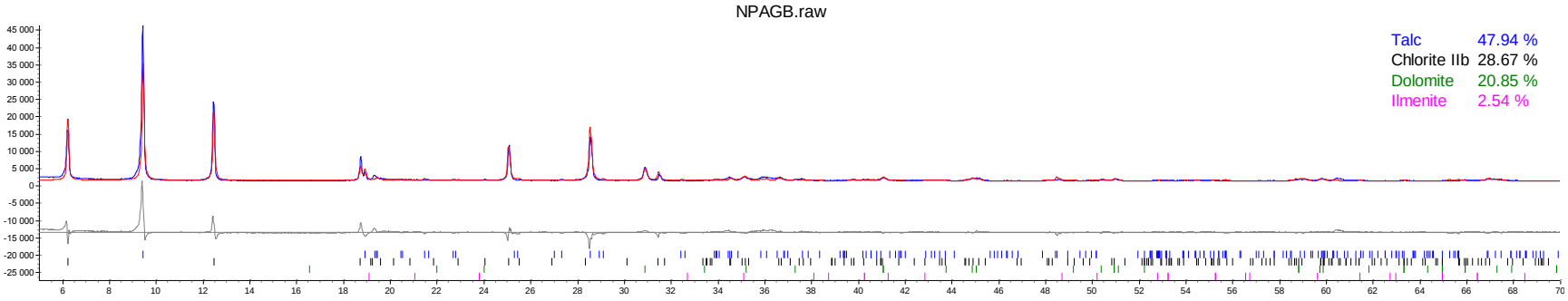


Figure B.12 : DRX stériles NPAG intact.

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-Audrey Goulet
Préparation : Mohamed Edahbi
Analyse : Hassan BOUZAHZAH
Date : 08 Aout 2015

U43273 : Soapstone pulvérisé

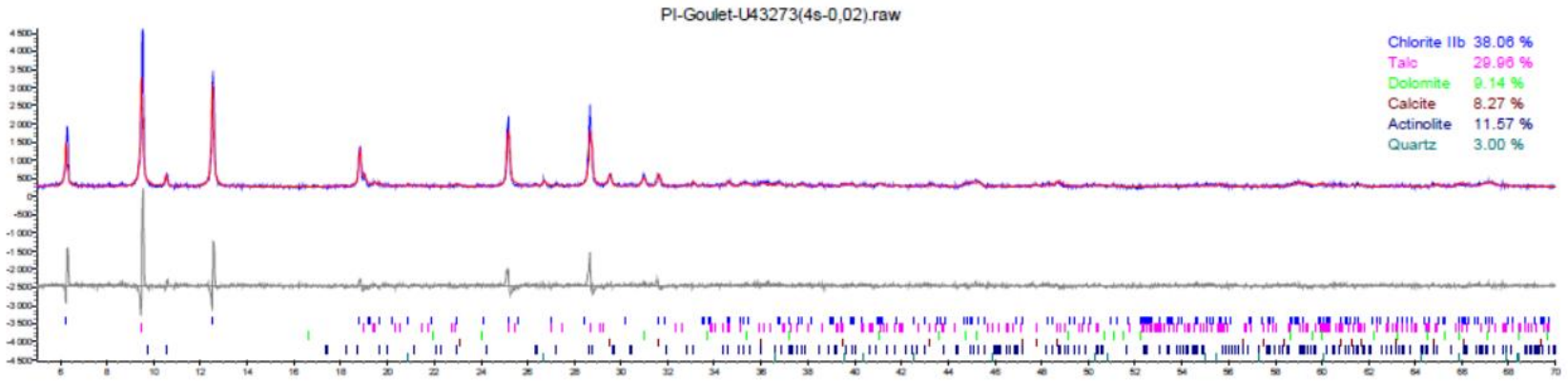


Figure B.13 : DRX stériles NPAG.

ANNEXE C DESSINS TECHNIQUE DE L'EXTRACTEUR PRESSION ET VALIDATION DES PRESSIONS APPLIQUÉES

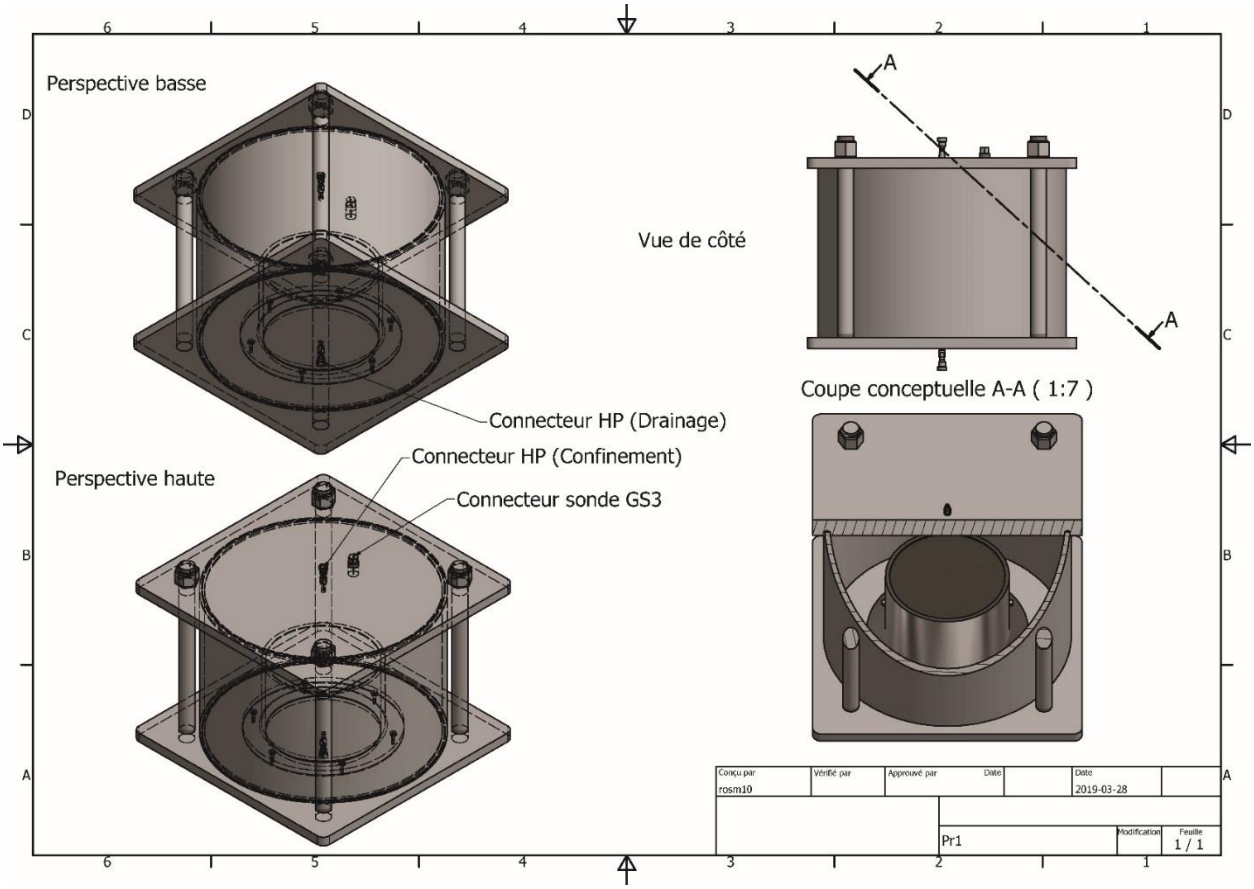


Figure C.1 : Conception de l'extracteur pression © Rossit (2019).

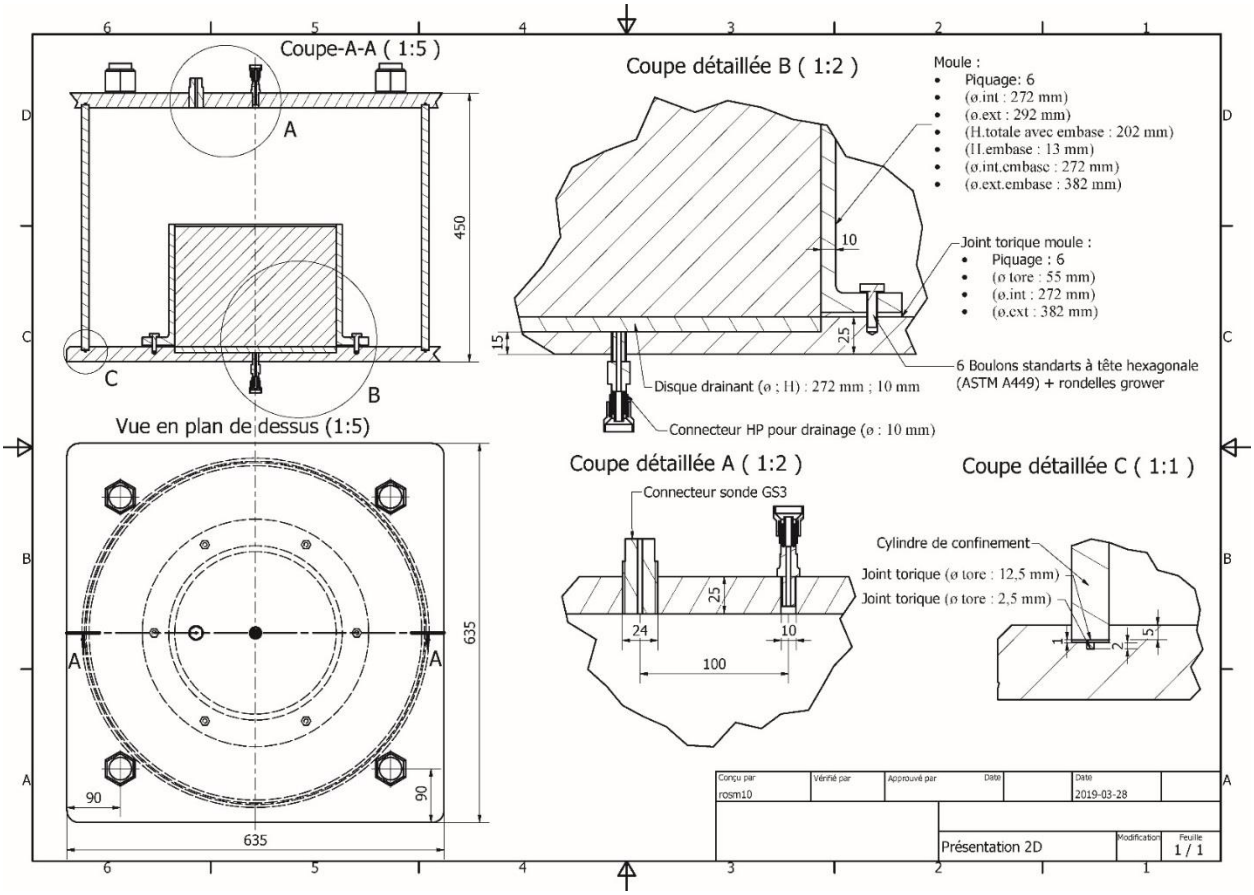


Figure C.2 : Coupes détaillées de l'extracteur pression © Rossit (2019).



Figure C.3 : Montage qui utilise des sondes de pression Endress Hauser pour valider que la pression appliquée est aussi mesurée à l'intérieur de l'échantillon (essai préliminaire sur des résidus miniers).

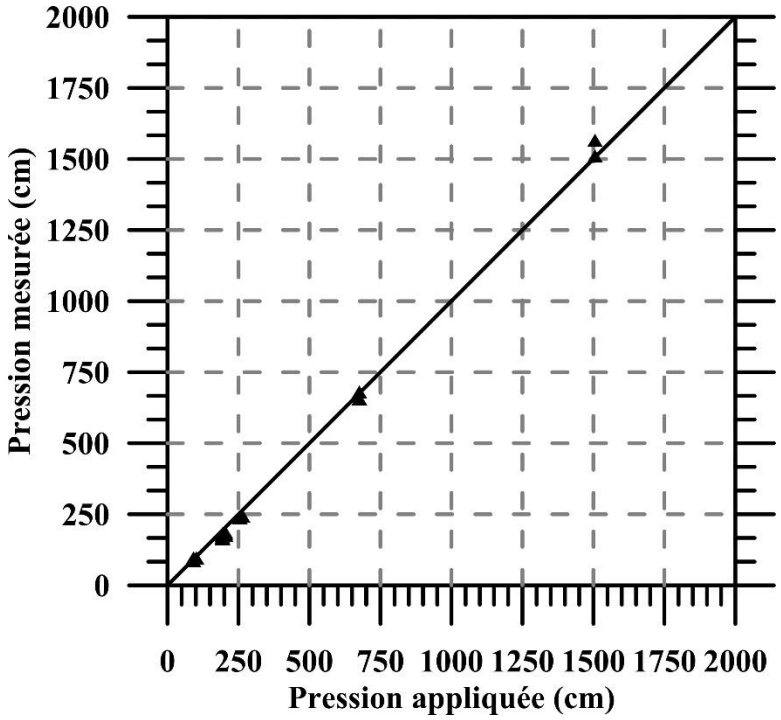


Figure C.4 : Correspondance entre la pression appliquée et la pression mesurée à l'intérieure de l'échantillon (essais préliminaire sur résidus miniers).

.

ANNEXE D COURBES DE CALIBRAGE DES SONDES DE PRESSION, TENEUR EN EAU ET D'OXYGÈNE

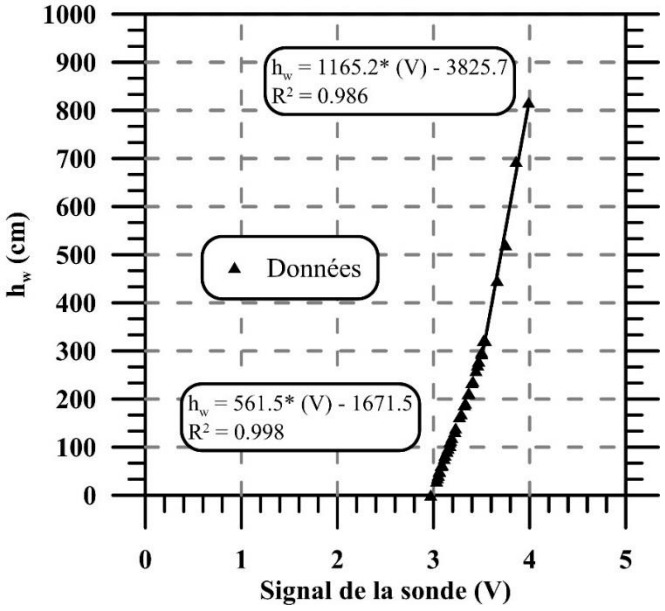


Figure D.1 : Calibrage des sondes Endress Hauser utilisées pour valider que la pression appliquée dans la chambre de l'extracteur pression est mesurées dans les échantillons.

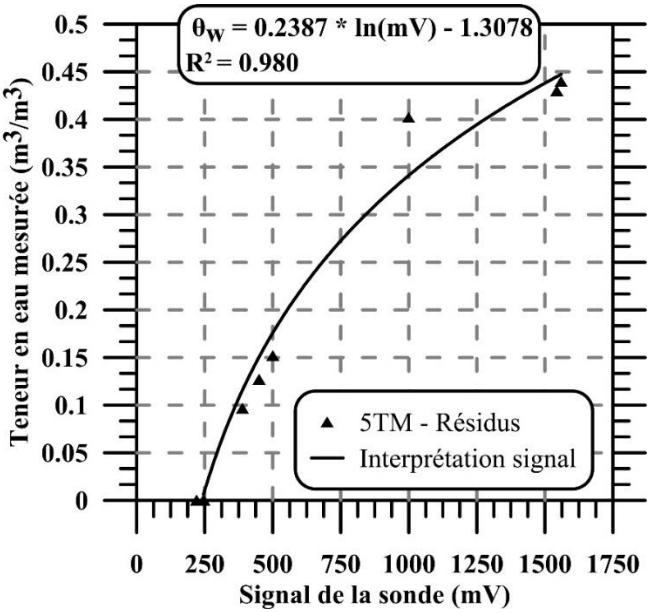


Figure D.2 : Courbe de calibrage des sondes 5TM dans les résidus miniers.

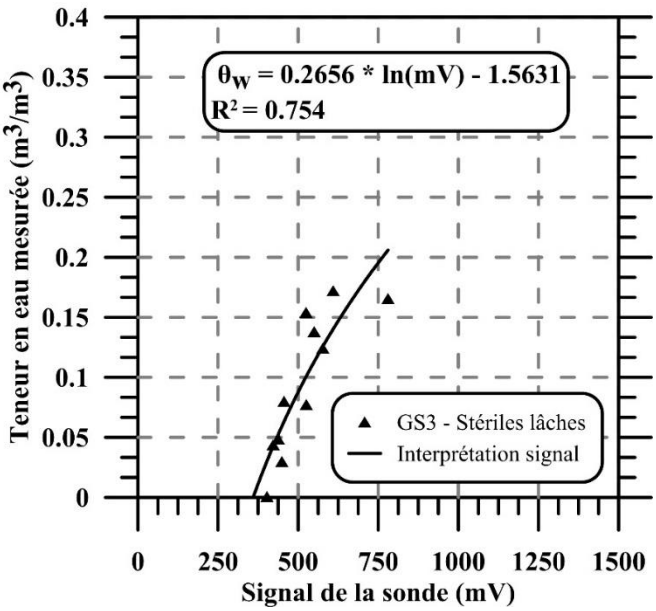


Figure D.3 : Courbe de calibrage des sondes GS3 dans les stériles lâches.

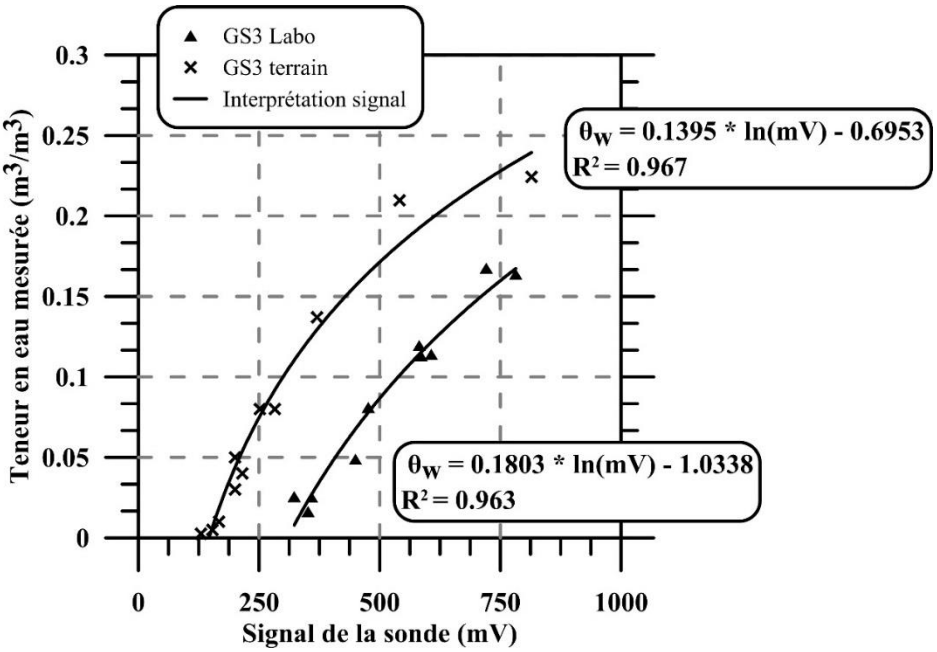


Figure D.4 : Courbe de calibrage des sondes GS3 dans les stériles compactés utilisés au laboratoire et sur le terrain.

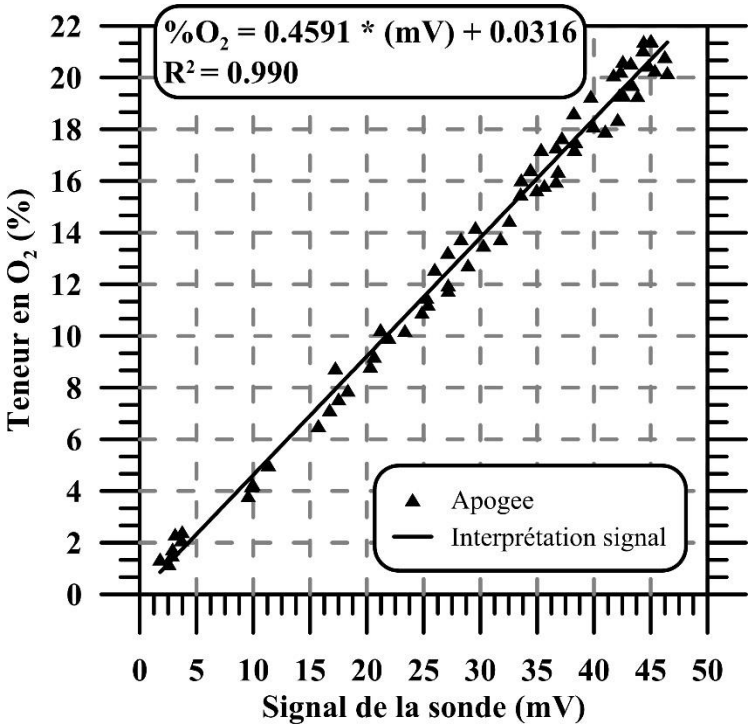


Figure D.5 : Droite de calibrage des sondes Apogee.

ANNEXE E INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DES ESSAIS DE CONSOMMATION D'OXYGÈNE

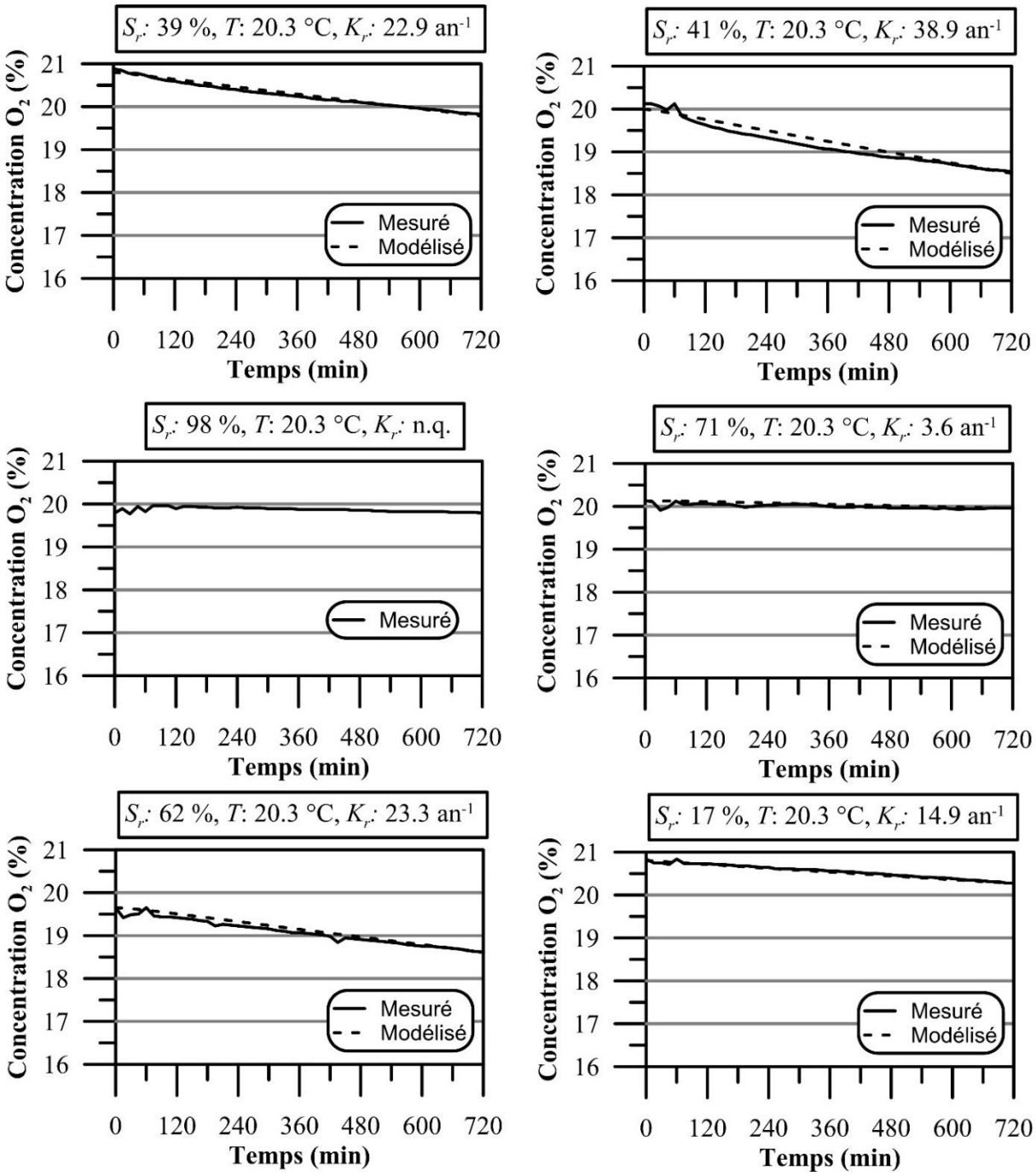


Figure E.1 : Interprétation des essais de consommation de l'oxygène à différentes saturations.

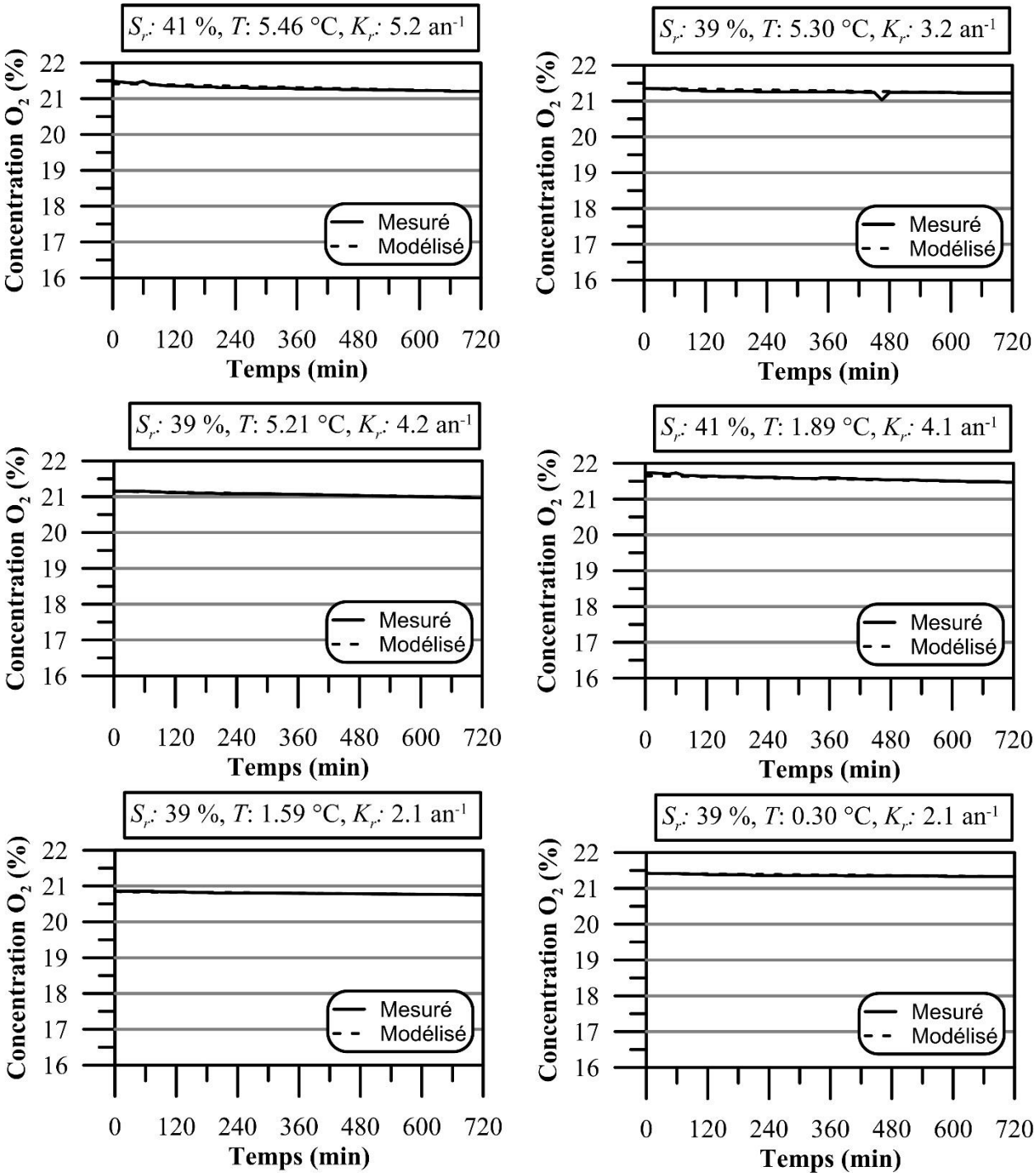


Figure E.2 : Interprétation des essais de consommation de l'oxygène à différentes températures.

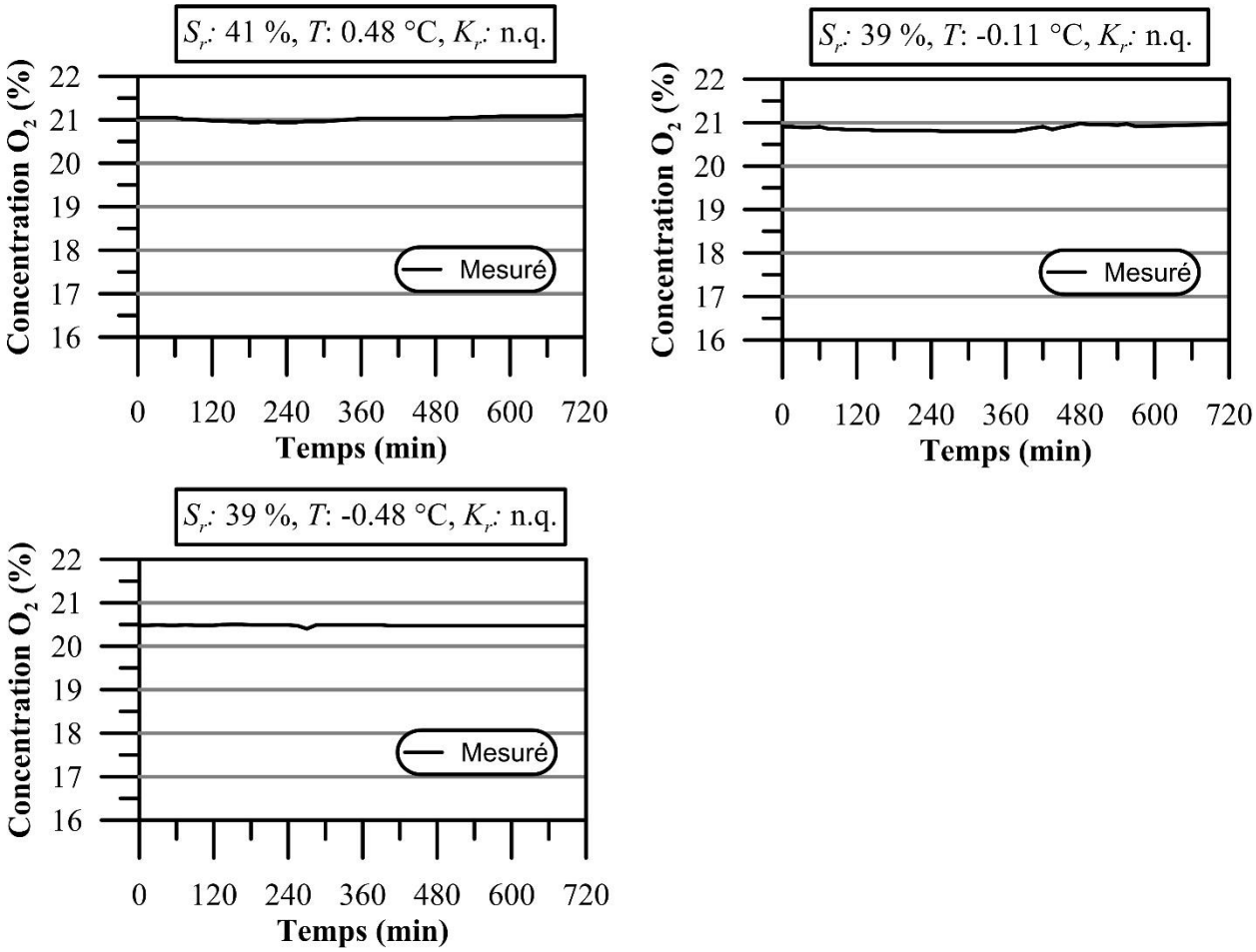


Figure E.3 : Essais de consommation de l'oxygène à différentes températures non quantifiés.

ANNEXE F COMPLÉMENTS SUR LA CONSTRUCTION ET LES RÉSULTATS DES CELLULES EXPÉRIMENTALES DE TERRAIN DE RECOUVREMENTS ISOLANTS

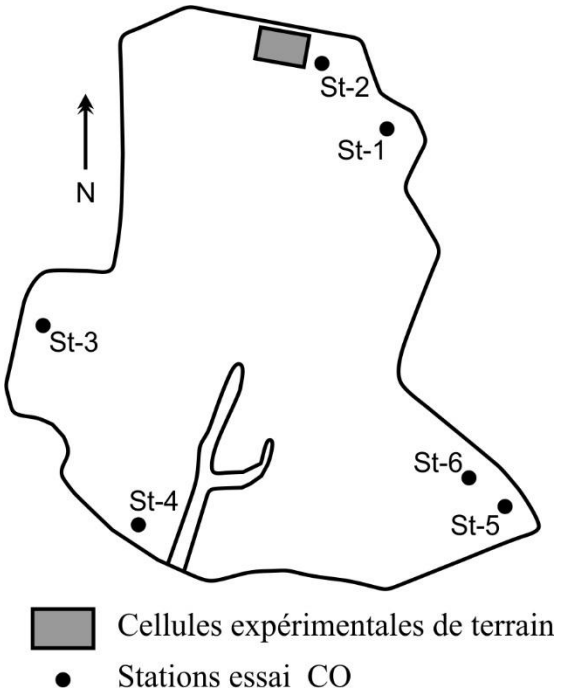


Figure F.1 : Localisation approximative des cellules expérimentales de terrain et des stations utilisées pour évaluer la réactivité des résidus miniers non-recouverts sur le parc à résidus minier nord de Meadowbank.

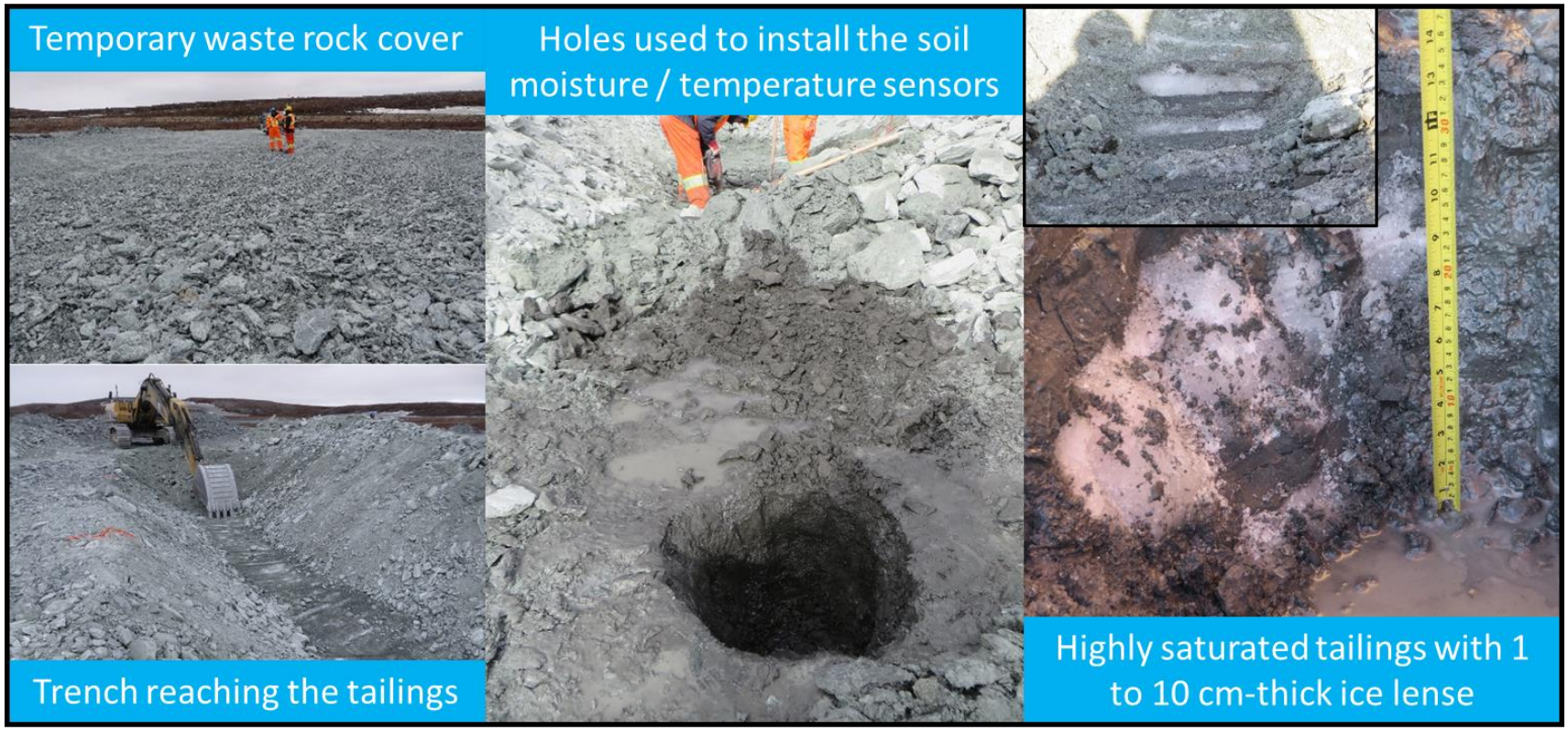


Figure F.2 : Photos du recouvrement temporaire et des excavations réalisées pour atteindre les résidus miners et pouvoir installer les arbres à sonde.

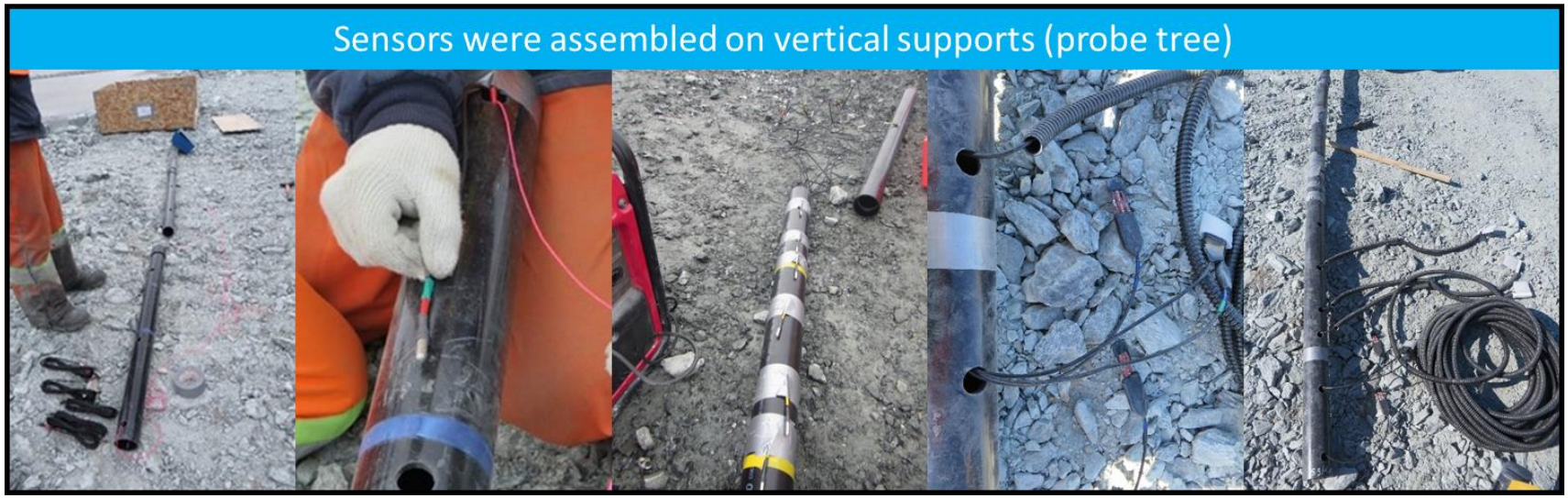


Figure F.3 : Installation des sondes sur les arbres à sonde avant l'installation sur le terrain.



Figure F.4 : Installation de l'instrumentation requise pour installer les essais de concommation d'oxygène sous les recouvrements isolants.



Figure F.5 : Installation des arbres à sonde et des essais de consommation d'oxygène dans les résidus miniers, remblai de la tranchée, construction du recouvrement et profil final.



Figure F.6 : Cellules expérimentales de terrain durant l'hiver et l'été.



Figure F.7 : Présence d'eau du côté est (A et B) et sud (C) des cellules expérimentales de terrain jusqu'à une élévation approximative de 0,5 m au-dessus de la surface des résidus miniers et accumulation d'eau sur le terrain naturel à proximité des cellules.

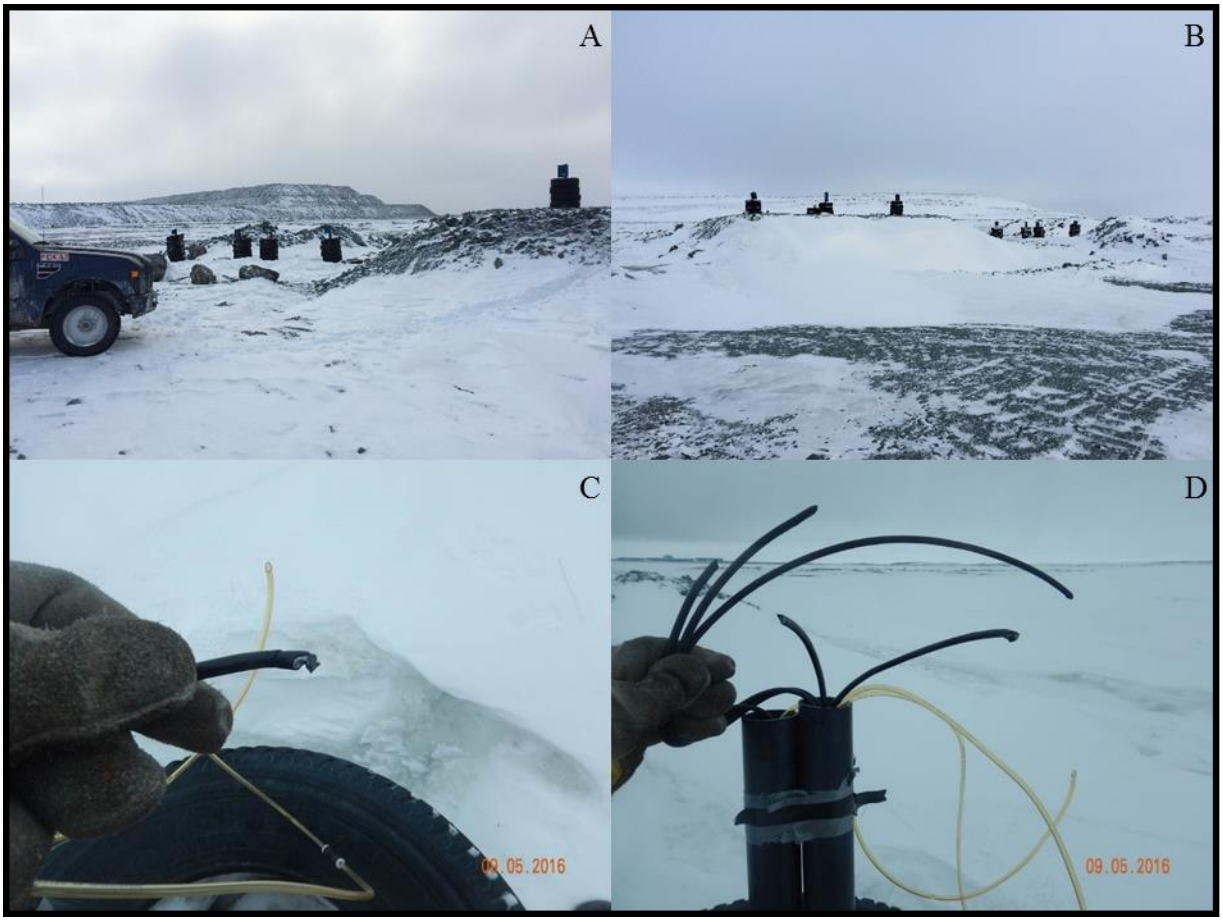


Figure F.8 : Accumulation de neige différentielle entre les cellules de 2 et 4 m au début de l'hiver (octobre; A et B) et épaisseur de neige près des stations de mesure du recouvrement de 2 m au mois de février (C et D).

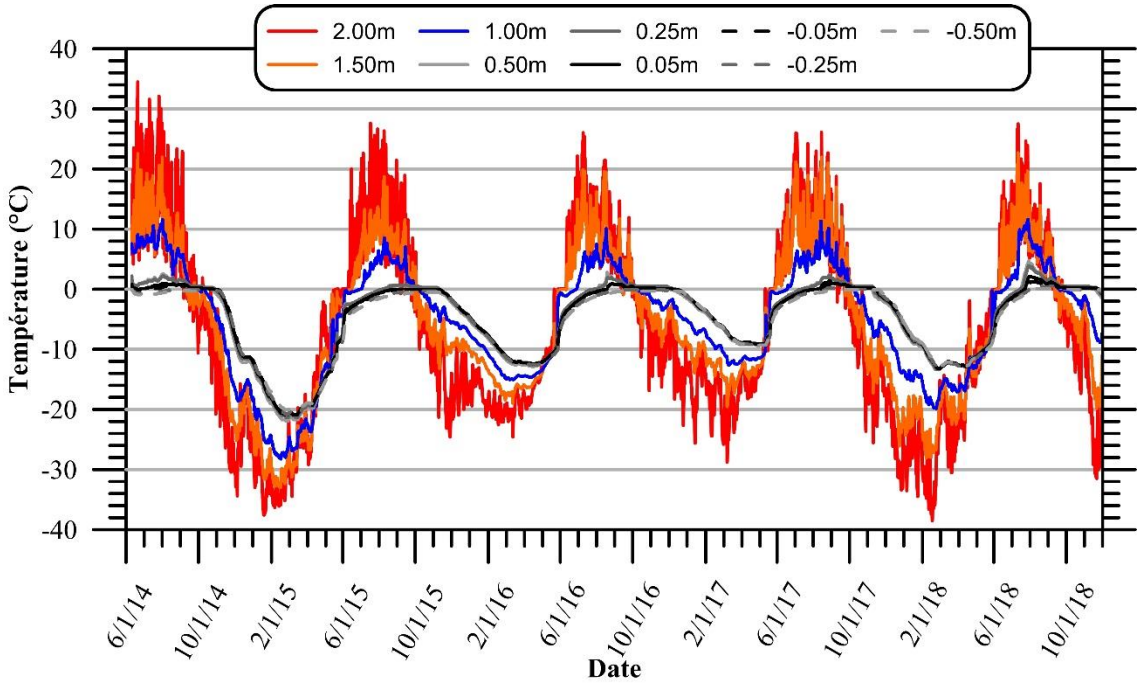


Figure F.9 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 1 du recouvrement de 2 m.

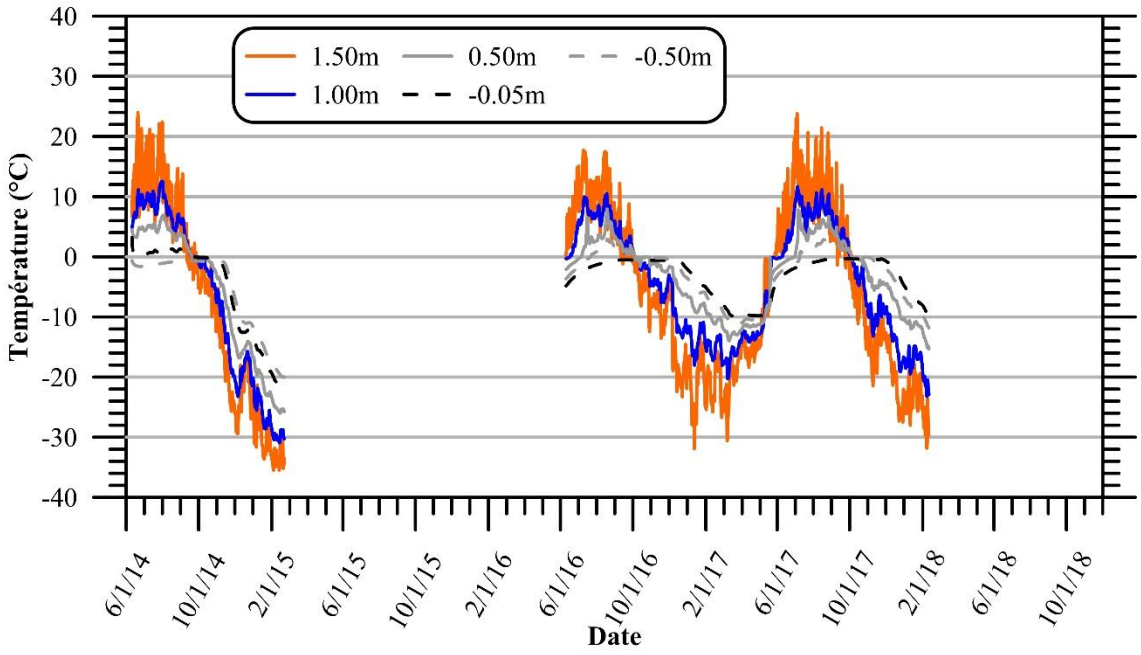


Figure F.10 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 2 du recouvrement de 2 m.

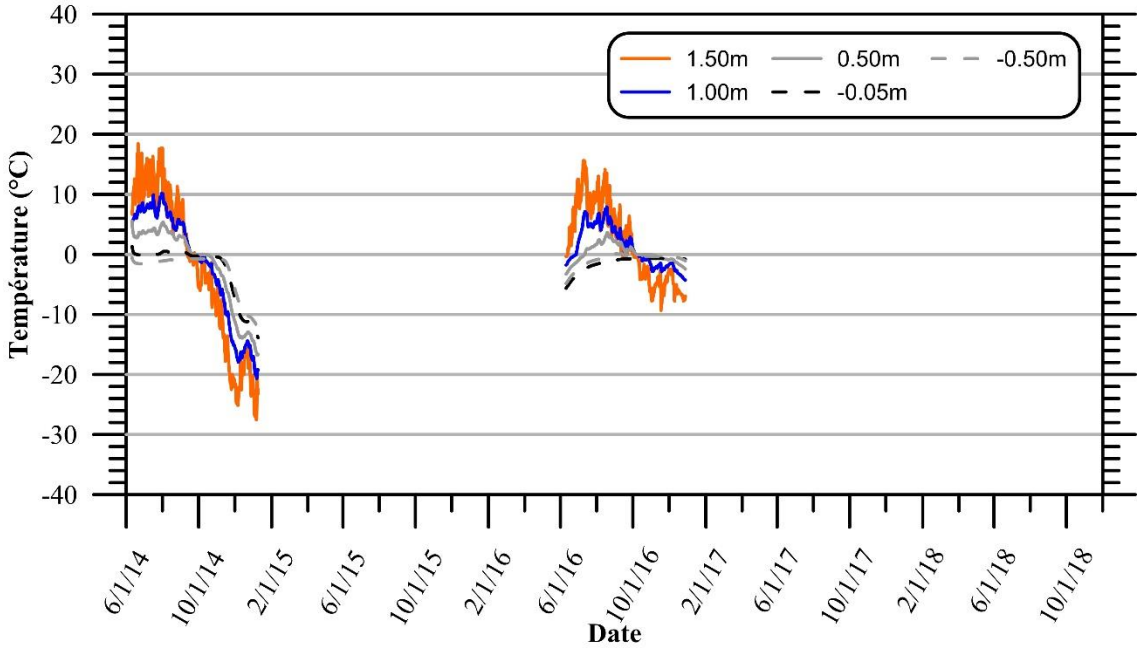


Figure F.11 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 3 du recouvrement de 2 m.

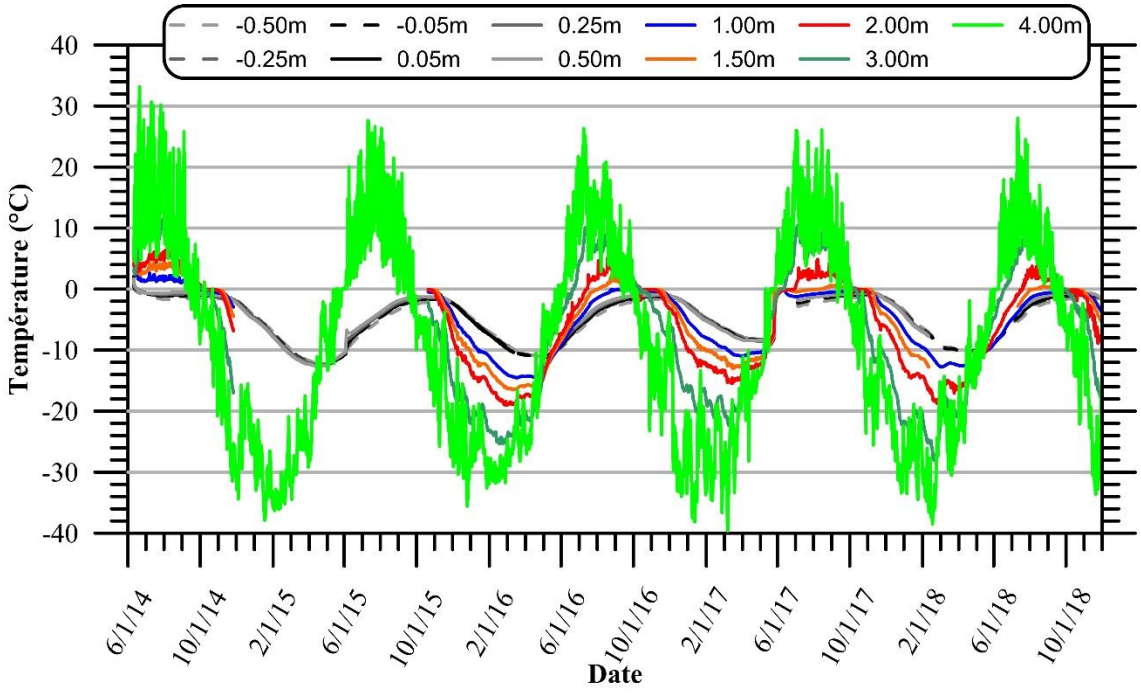


Figure F.12 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 1 du recouvrement de 4 m.

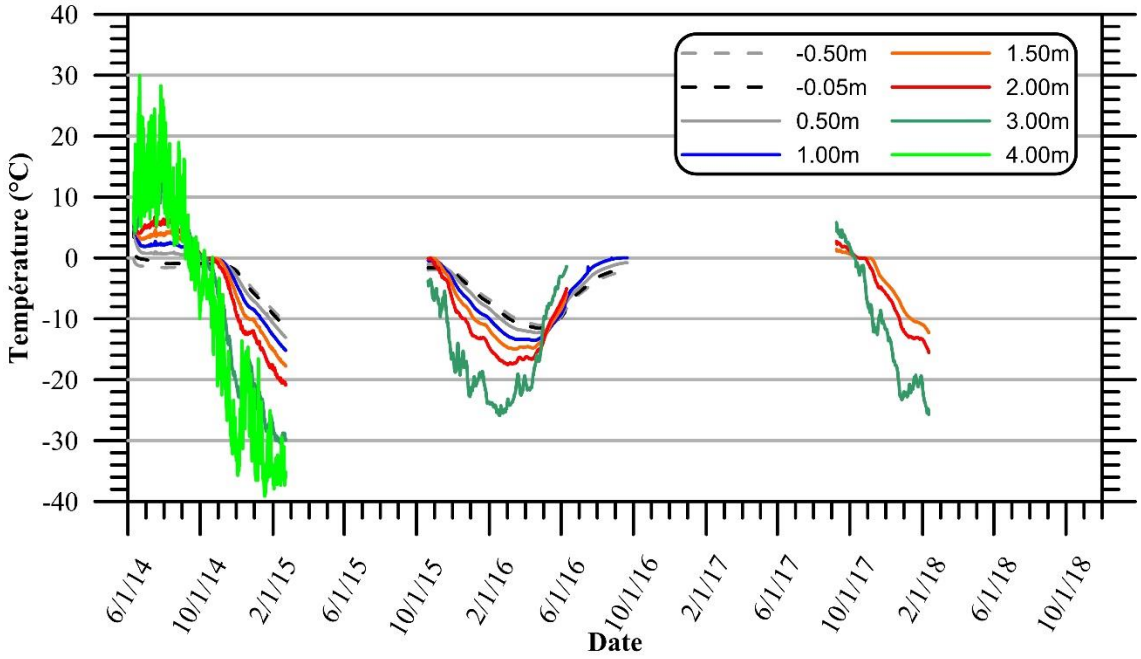


Figure F.13 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 2 du recouvrement de 4 m.

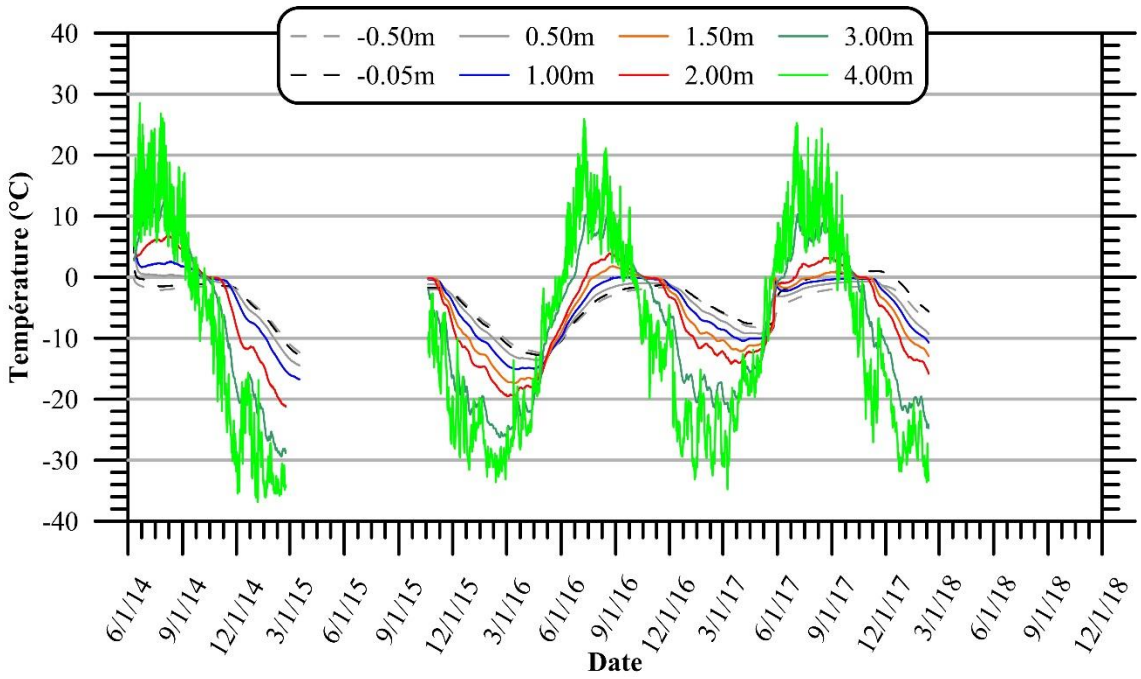


Figure F.14 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 3 du recouvrement de 4 m.

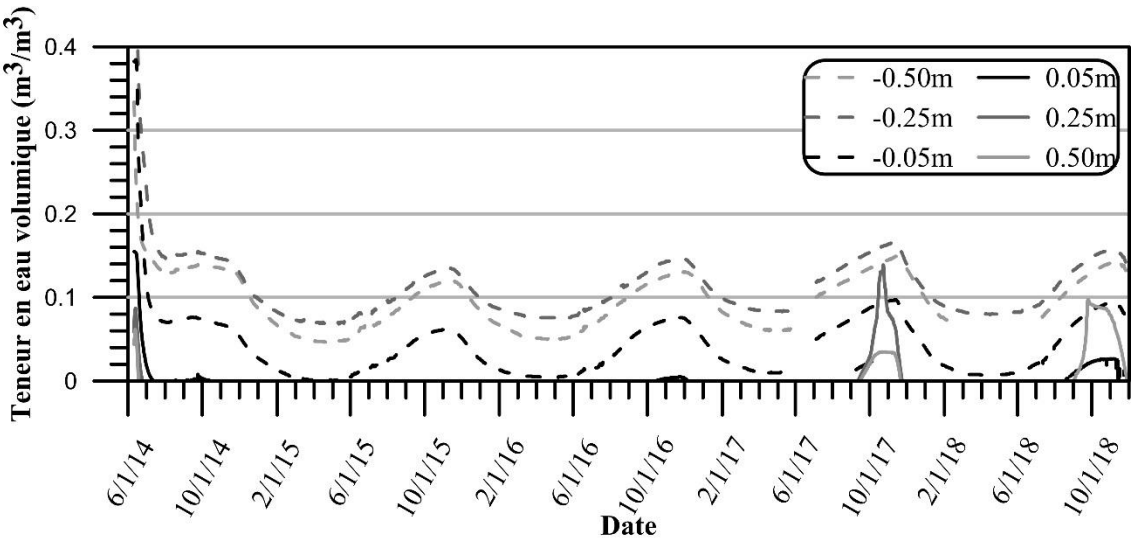


Figure F.15 : Teneur en eau volumique non gelées mesurées sous le recouvrement de 4 m pendant la période de monitoring (à St-1).

ANNEXE G COMPLÉMENTS SUR LA CONSTRUCTION ET LES RÉSULTATS DE LA CELLULE EXPÉRIMENTALE DE TERRAIN CIEBC



Figure G.1 : Photos du recouvrement temporaire (A), de la construction de la couche de bris capillaire (B et C) et excavation de la couche de bris capillaire pour l'installation des stations de mesure (D).



Figure G.2 : Photos de l'installation des sondes GS3 (A), 5TM (B) et RT-1 (C) sur les arbres à sondes. Enregistreur de données EM50 et boitier protecteur (D).



Figure G.3 : Excavation des résidus miniers gelés (A) qui montrent des lentilles de glace de 3 à 5 cm d'épaisseur (B). Installation des arbres à sondes (C et D) et des essais de consommation d'oxygène (C et E) dans les résidus miniers.



Figure G.3 : Photos des méthodes de compaction de la couche de rétention d'eau.



Figure G.4 : Des mesures de la densité des matériaux de la couche de rétention d'eau ont été faites à trois endroits (A et B). La couche de protection a été installée (C) et les enregistreurs ont été démarrés (D).



Figure G.5 : Les pentes et le chemin d'accès ont été sécurisés (A et B) pour obtenir le profil final de la CIEBC (C et D).



Figure G.6 : Travaux d'excavation de la couche de rétention d'eau (A) faits pour mesurer la densité *in situ* des stériles compactés. Dessus de la couche de rétention d'eau (B) et interface entre les couches de protection et de rétention d'humidité (C et D). Texture des stériles compactés (D et E).

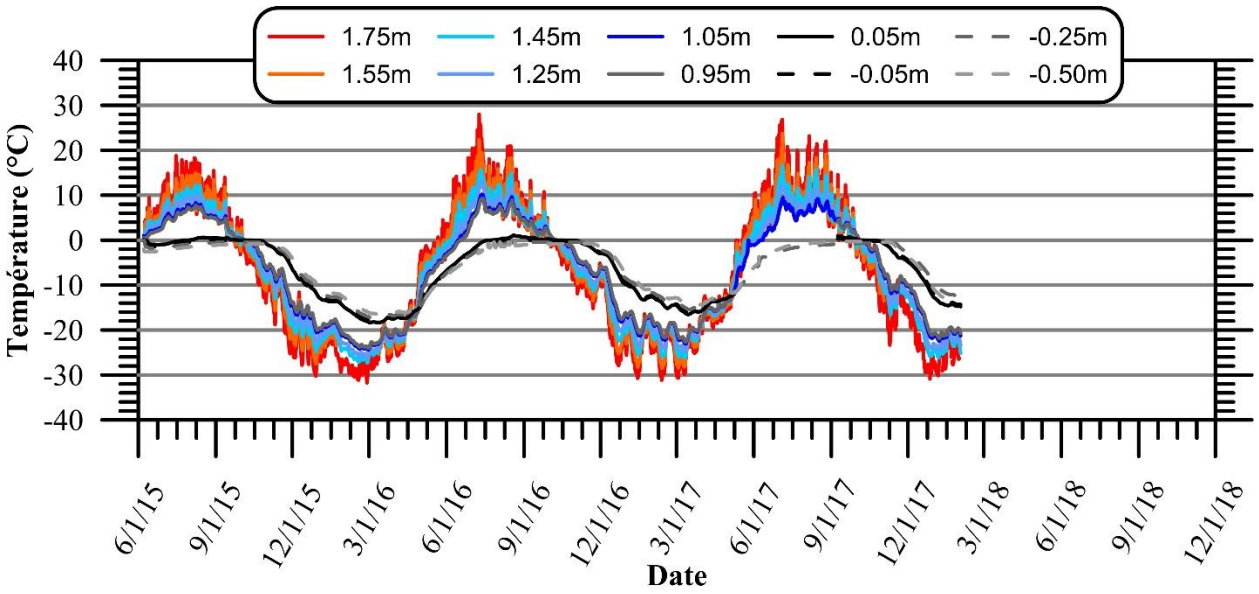


Figure G.7 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 2 de la CIEBC

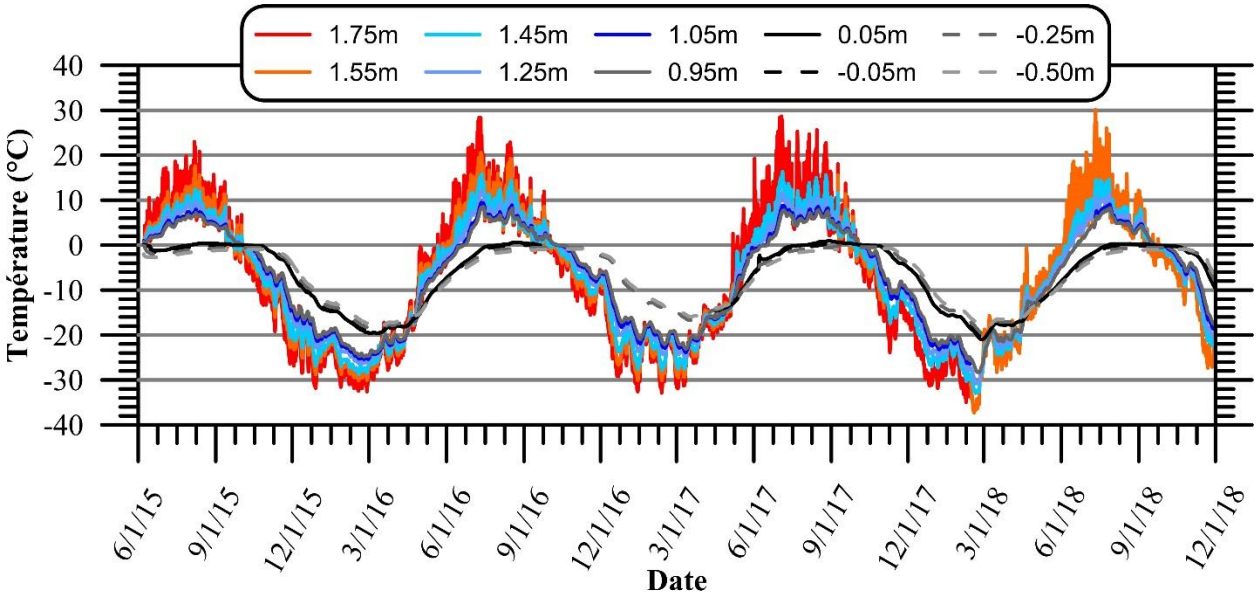


Figure G.8 : Évolution des températures mesurées par les sondes RT-1 à différentes profondeurs pour la station 3 de la CIEBC.

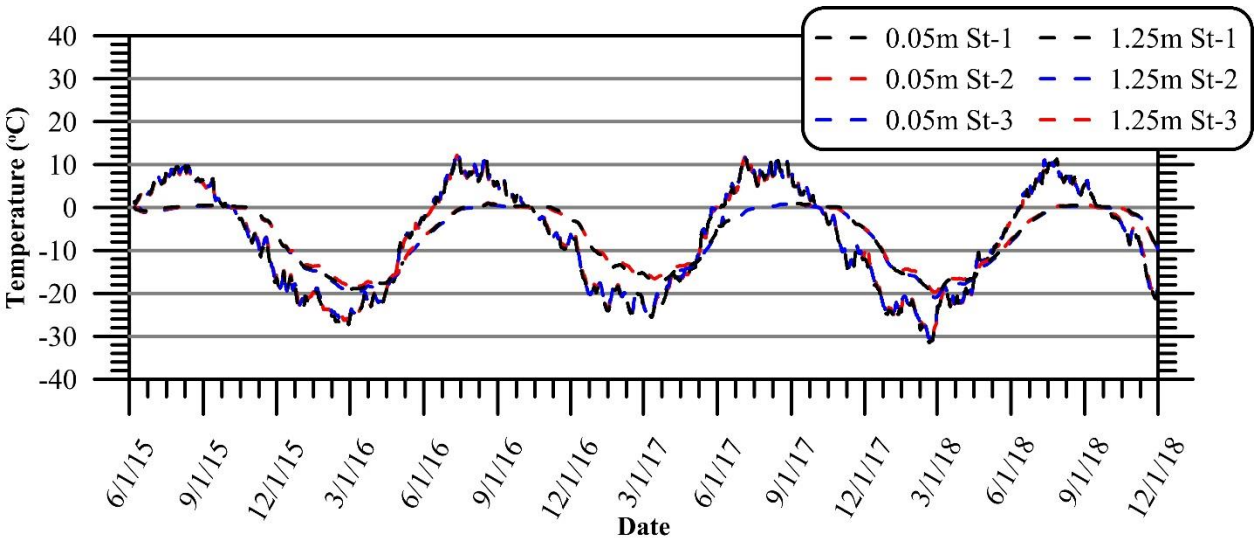


Figure G.9 : Comparaison des températures mesurées par les sondes RT-1 aux élévations 0.05 et 1.25 m pour les stations 1, 2 et 3 de la CIEBC.

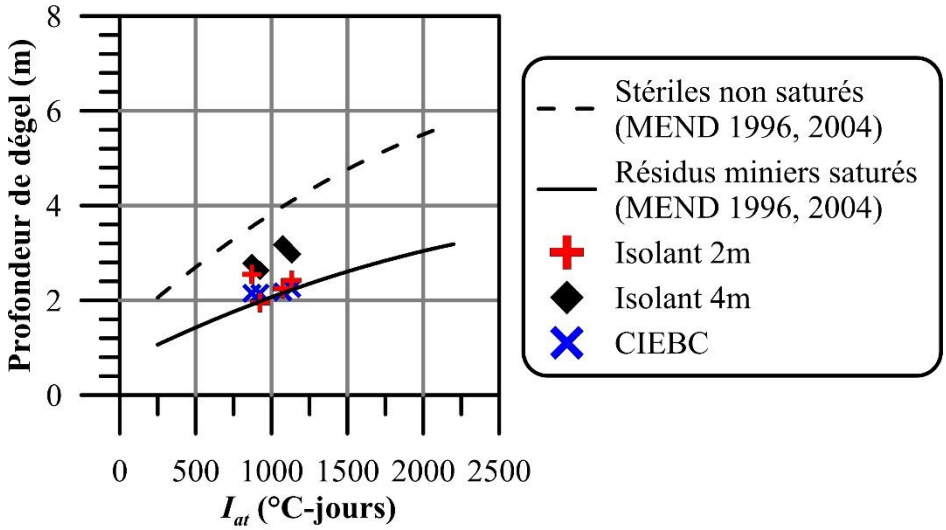


Figure G.10 : Comparaison des profondeurs de dégel des recouvrements isolants de 2 et de 4 m et de la CIEBC avec des valeurs types suggérées par MEND (1996, 2004). Étant donné les conditions de saturation, les profondeurs de dégel des recouvrements 2 m (isolant et CIEBC) sont plus près des valeurs pour les résidus miniers saturés tandis que le recouvrement isolant de 4 m est plus près des valeurs suggérées pour les stériles miniers non saturés.

ANNEXE H SOMMAIRE DES RÉSULTATS DES ESSAIS DE DURABILITÉ

Les Tableaux H.1 à H.5 représentent les données qui sont rendus disponible sous forme de chiffrier Excel téléchargeable dans le répertoire de données Boulanger-Martel et al. (2019).

Tableau H.1 : Sommaire des propriétés physiques et mécaniques des échantillons utilisés pour les conditions initiales.

I.D.	Long. (mm)	Dia. (mm)	L/D	ρ_d (g/cm3)	AI (%)	n_{ap} (%)	Charge (KN)	UCS (Mpa)	E (Gpa)
Initial-1	97.98	47.1	2.08	2.87	0.077	0.455	136.5	78.3	15.9
Initial-2	99.28	47.31	2.10	2.98	0.102	0.524	53.3	30.3	13.3
Initial-3	97.49	47.02	2.07	2.89	0.060	0.347	97.1	55.9	17.2
Initial-4	117.30	47.13	2.49	2.88	0.050	0.241	106.3	60.9	20.3
Initial-5	98.16	47.33	2.07	2.85	0.100	0.860	42.8	24.3	13.4
Initial-6	111.03	47.41	2.34	2.91	0.070	0.283	138.7	78.5	21.8
Initial-7	108.18	47.35	2.28	2.95	0.083	0.570	64.0	36.3	23.5
Initial-8	104.96	46.98	2.23	2.93	0.128	0.627	44.4	25.6	13.2
Initial-9	98.55	47.28	2.08	2.85	0.104	0.755	38.1	21.7	14.4

ρ_d: masse volumique sèche, *AI*: index d'absorption d'eau; n_{ap} : porosité apparente

Tableau H.2 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de gel-dégel avant traitement.

I.D.	Nb. cycles	Long. (mm)	Dia. (mm)	L/D	ρ_d initial (g/cm3)	AI initial (%)	n_{ap} initial (%)
FT20-1	20	106.70	47.12	2.26	2.88	0.097	0.417
FT20-2	20	99.49	47.34	2.10	2.95	0.077	0.342
FT20-3	20	112.11	47.13	2.38	2.93	0.098	0.288
FT20-4	20	98.25	47.32	2.08	2.86	0.079	0.510
FT20-5	20	110.63	46.97	2.36	2.93	0.113	0.580
FT20-6	20	109.81	47.33	2.32	2.99	0.075	0.422
FT20-7	20	112.94	47.05	2.40	2.93	0.086	0.402
FT20-8	20	108.59	47.27	2.30	2.86	0.081	0.509
FT20-9	20	109.70	46.78	2.35	2.91	0.102	0.381
FT80-1	80	94.88	46.98	2.02	2.94	0.081	0.417
FT80-2	80	96.40	47.16	2.04	2.89	0.068	0.295
FT80-3	80	104.51	47.34	2.21	2.94	0.110	0.432
FT80-4	80	105.10	47.39	2.22	2.91	0.097	0.282
FT80-5	80	106.04	47.31	2.24	2.90	0.081	0.378
FT80-6	80	104.10	47.32	2.20	2.87	0.066	0.470
FT80-7	80	105.40	47.4	2.22	2.99	0.092	0.316
FT80-8	80	98.88	47.08	2.10	2.88	0.100	0.288
FT80-9	80	93.99	47.1	2.00	2.95	0.092	0.408

ρ_d: masse volumique sèche, *AI*: index d'absorption d'eau; n_{ap} : porosité apparente

Tableau H.3 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de gel-dégel après traitement.

I.D.	Nb. cycles	Long. (mm)	Dia. (mm)	L/D	Perte de masse (%)	ρ_d après FT (g/cm3)	AI après FT (%)	n_{ap} après FT (%)	Charge (KN)	UCS (MPa)	E (GPa)
FT20-1	20	106.70	47.12	2.26	0.048	2.88	0.097	0.555	58.3	33.4	16.0
FT20-2	20	99.49	47.34	2.10	0.000	2.95	0.080	0.342	112.2	63.8	18.4
FT20-3	20	112.11	47.13	2.38	0.000	2.93	0.098	0.384	127.0	72.8	21.7
FT20-4	20	98.25	47.32	2.08	0.000	2.86	0.079	0.567	72.5	41.2	12.8
FT20-5	20	110.63	46.97	2.36	0.014	2.93	0.113	0.663	89.4	51.6	18.2
FT20-6	20	109.81	47.33	2.32	0.030	3.00	0.075	0.422	92.6	52.6	19.4
FT20-7	20	112.94	47.05	2.40	0.051	2.93	0.103	0.502	63.3	36.4	19.5
FT20-8	20	108.59	47.27	2.30	0.032	2.86	0.097	0.602	94.2	53.7	16.2
FT20-9	20	109.70	46.78	2.35	0.029	2.91	0.102	0.466	34.6	20.1	13.1
FT80-1	80	94.88	46.98	2.02	0.000	2.94	0.081	0.417	107.8	62.2	19.2
FT80-2	80	96.40	47.16	2.04	0.000	2.89	0.102	0.393	106.7	61.1	20.1
FT80-3	80	104.51	47.34	2.21	0.000	2.94	0.110	0.486	105.5	59.9	19.9
FT80-4	80	105.10	47.39	2.22	0.000	2.91	0.111	0.363	112.5	63.8	18.6
FT80-5	80	106.04	47.31	2.24	0.016	2.90	0.114	0.473	102.0	58.0	17.3
FT80-6	80	104.10	47.32	2.20	0.016	2.87	0.098	0.658	56.8	32.3	12.2
FT80-7	80	105.40	47.4	2.22	0.040	2.99	0.119	0.593	133.7	75.8	20.1
FT80-8	80	98.88	47.08	2.10	0.040	2.88	0.120	0.576	127.4	73.2	19.2
FT80-9	80	93.99	47.1	2.00	0.015	2.95	0.123	0.499	89.2	51.2	18.0

ρ_d: masse volumique sèche, *AI*: index d'absorption d'eau; n_{ap} : porosité apparente

Tableau H.4 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de mouillage-séchage avant traitement.

I.D.	Nb. cycles	Long. (mm)	Dia. (mm)	L/D	ρ_d initial (g/cm3)	AI initial (%)	n_{ap} initial (%)
WD20-1	20	98.58	47.37	2.08	2.91	0.118	0.629
WD20-2	20	116.51	47.09	2.47	2.98	0.048	0.287
WD20-3	20	98.42	47.11	2.09	2.88	0.080	0.462
WD20-4	20	109.65	47.01	2.33	2.91	0.114	0.497
WD20-5	20	111.30	47.34	2.35	2.98	0.101	0.553
WD20-6	20	112.21	47.11	2.38	2.92	0.086	0.403
WD20-7	20	106.93	46.83	2.28	2.91	0.084	0.448
WD20-8	20	108.73	47.15	2.31	2.90	0.115	0.500
WD20-9	20	98.17	47.13	2.08	2.89	0.138	0.401
WD80-1	80	105.00	47.37	2.22	2.94	0.076	0.492
WD80-2	80	104.89	47.11	2.23	2.90	0.078	0.408
WD80-3	80	107.40	47.2	2.28	2.86	0.055	0.317
WD80-4	80	104.52	47.47	2.20	3.01	0.077	0.507
WD80-5	80	106.80	47.34	2.26	2.93	0.149	0.835
WD80-6	80	106.50	46.75	2.28	2.93	0.100	0.419
WD80-7	80	102.63	47.17	2.18	2.90	0.099	0.330
WD80-8	80	94.87	47.34	2.00	2.91	0.098	0.285
WD80-9	80	104.32	47.33	2.20	2.92	0.094	0.352

ρ_d: masse volumique sèche, *AI*: index d'absorption d'eau; n_{ap} : porosité apparente

Tableau H.5 : Sommaire des propriétés physiques des échantillons utilisés pour évaluer l'influence des cycles de mouillage-séchage après traitement.

I.D.	Nb. cycles	Long. (mm)	Dia. (mm)	L/D	Perte de masse (%)	ρ_d après WD (g/cm3)	AI après WD (%)	n_{ap} après WD (%)	Charge (KN)	UCS (MPa)	E (GPa)
WD20-1	20	98.58	47.37	2.08	0.020	2.91	0.137	0.743	61.9	35.1	16.9
WD20-2	20	116.51	47.09	2.47	0.000	2.98	0.080	0.431	143.8	82.6	23.4
WD20-3	20	98.42	47.11	2.09	0.020	2.88	0.120	0.635	55.0	31.6	13.9
WD20-4	20	109.65	47.01	2.33	0.028	2.91	0.142	0.538	72.6	41.8	20.4
WD20-5	20	111.30	47.34	2.35	0.017	2.98	0.101	0.603	80.9	46.0	18.6
WD20-6	20	112.21	47.11	2.38	0.017	2.92	0.138	0.504	44.3	25.4	15.0
WD20-7	20	106.93	46.83	2.28	0.042	2.91	0.126	0.529	66.1	38.4	16.8
WD20-8	20	108.73	47.15	2.31	0.043	2.90	0.144	0.625	71.8	41.1	18.3
WD20-9	20	98.17	47.13	2.08	0.000	2.89	0.138	0.687	53.0	30.4	14.3
WD80-1	80	105.00	47.37	2.22	0.000	2.94	0.137	0.627	82.6	46.9	19.5
WD80-2	80	104.89	47.11	2.23	0.016	2.90	0.141	0.634	79.8	45.8	17.5
WD80-3	80	107.40	47.2	2.28	0.018	2.86	0.074	0.634	54.4	31.1	13.5
WD80-4	80	104.52	47.47	2.20	0.000	3.01	0.138	0.553	121.6	68.7	19.8
WD80-5	80	106.80	47.34	2.26	0.000	2.93	0.149	0.875	69.3	39.4	18.4
WD80-6	80	106.50	46.75	2.28	0.043	2.94	0.143	0.628	88.7	51.7	18.2
WD80-7	80	102.63	47.17	2.18	0.028	2.90	0.114	0.412	83.0	47.5	17.8
WD80-8	80	94.87	47.34	2.00	0.014	2.91	0.112	0.612	42.8	24.3	13.4
WD80-9	80	104.32	47.33	2.20	0.013	2.92	0.121	0.665	71.6	40.7	15.6

ρ_d: masse volumique sèche, *AI*: index d'absorption d'eau; n_{ap} : porosité apparente

ANNEXE I RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES ISSUS DES MODÉLISATIONS NUMÉRIQUES

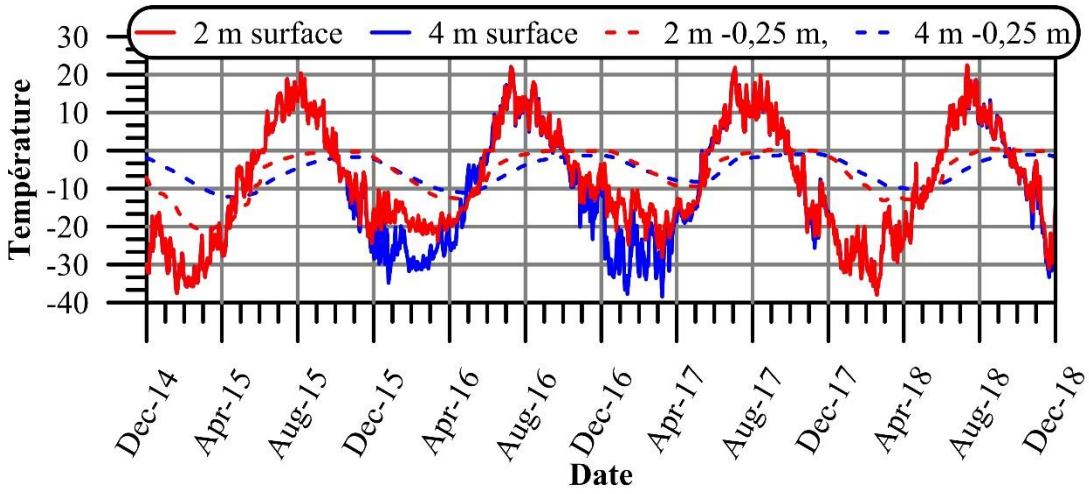


Figure I.1 : Conditions limites utilisées pour le calibrage des propriétés thermiques des recouvrements de 2 et 4 m.

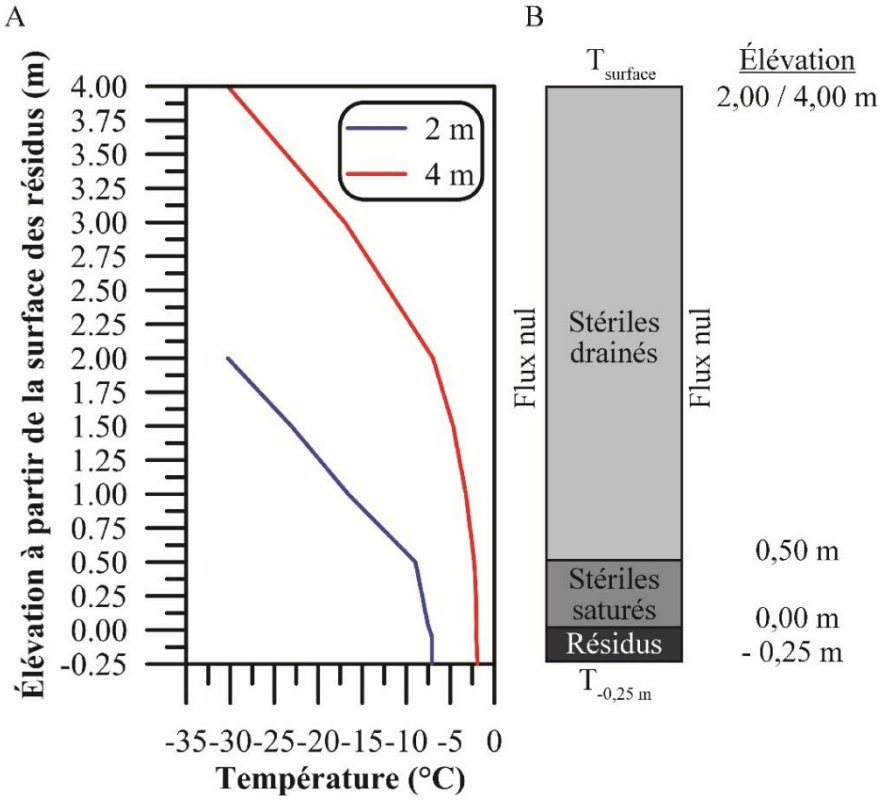


Figure I.2 : (A) Conditions initiales et (B) configuration et conditions frontières des modélisations numériques pour le calibrage des propriétés thermiques des matériaux.

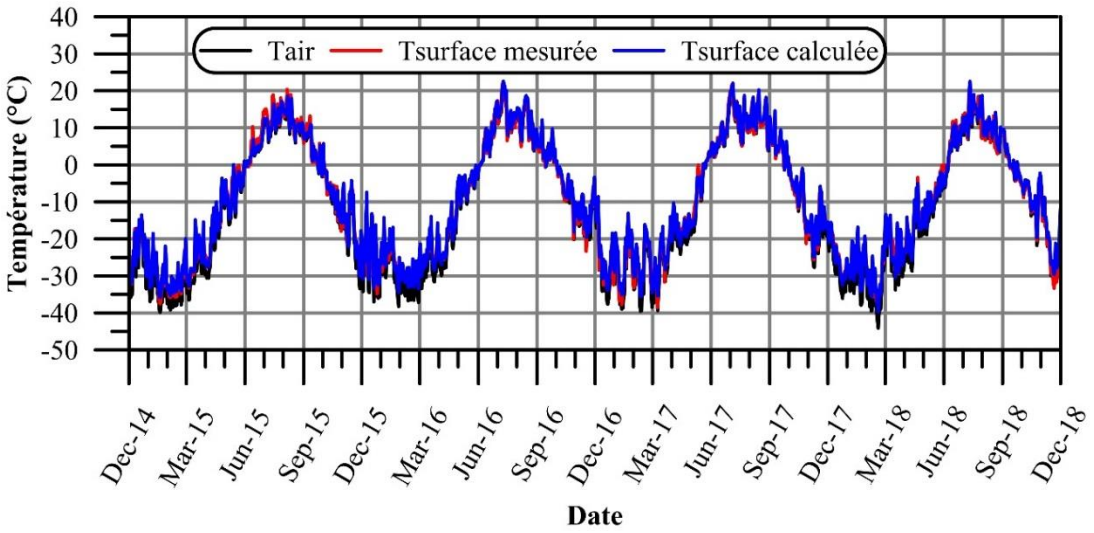


Figure I.3 : Comparaison de la température de la surface du sol mesurée avec celle calculée à partir de la température de l'air et les facteurs de modifications *n* pour le recouvrement isolant de 4 m.

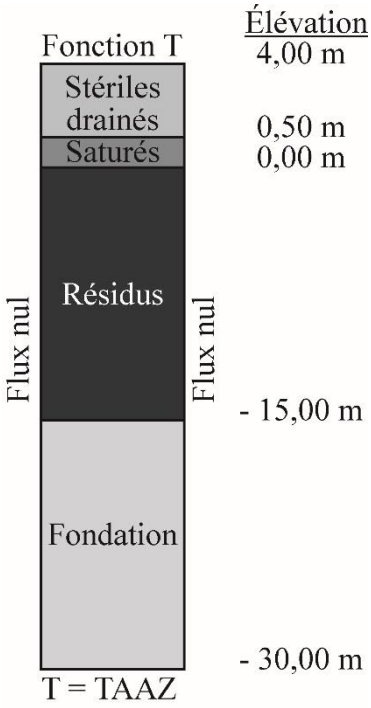


Figure I.4 : Modèle conceptuel pour analyse préliminaire de l'influence de la température du sol à la profondeur d'amplitude annuelle zéro (TAAZ).

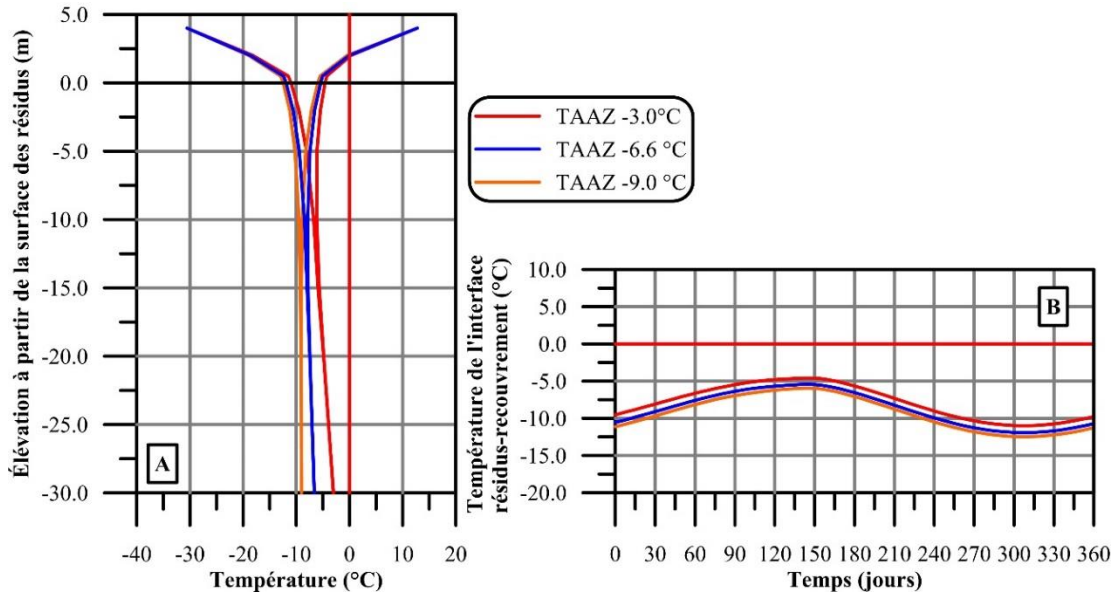


Figure I.5 : Courbe trompette (A) et température à l'interface résidus – recouvrement (B) modélisées pour un recouvrement de 4 m placé sur un sol à des températures à la profondeur d'amplitude annuelle zéro (TAAZ) entre -3,0 et -9,0 °C et à l'équilibre avec les conditions climatiques actuelles.

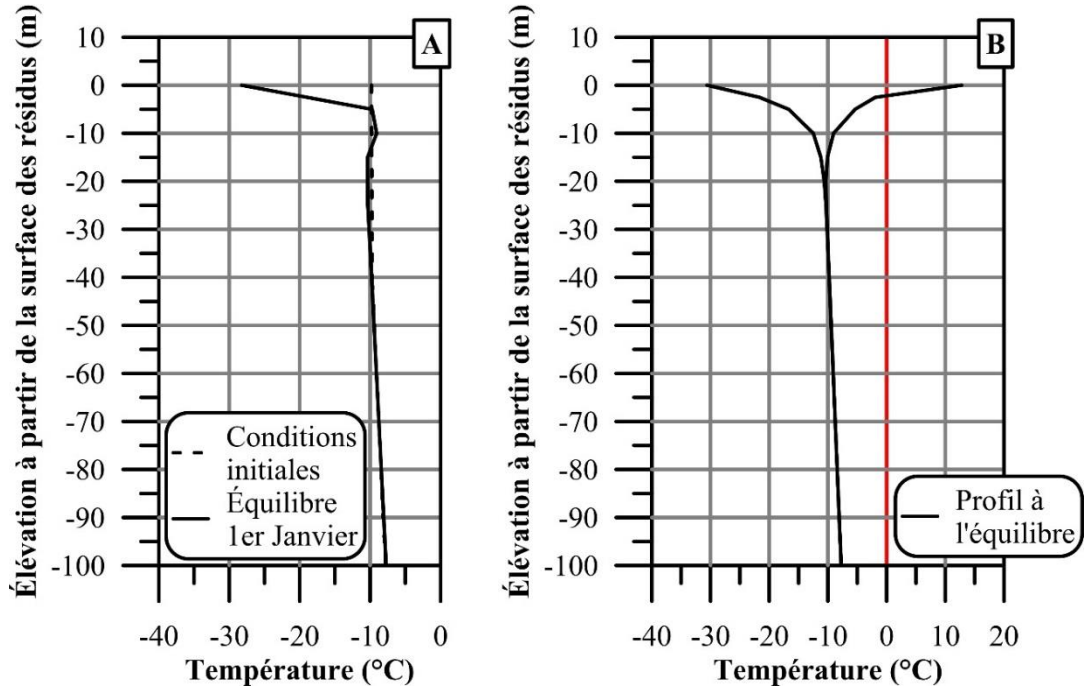


Figure I.6 : (A) Conditions initiales et température à l'équilibre le premier janvier ainsi que (B) profil de température à l'équilibre du sol avec les conditions climatiques actuelles.

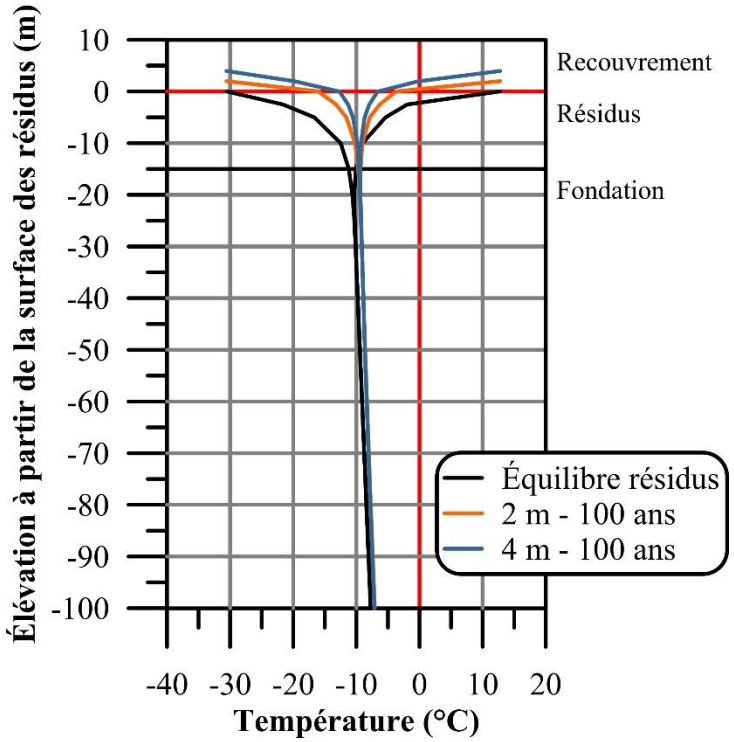


Figure I.7 : Courbes trompettes des recouvrements de 2 et 4 m après 100 ans en conditions climatiques actuelles.

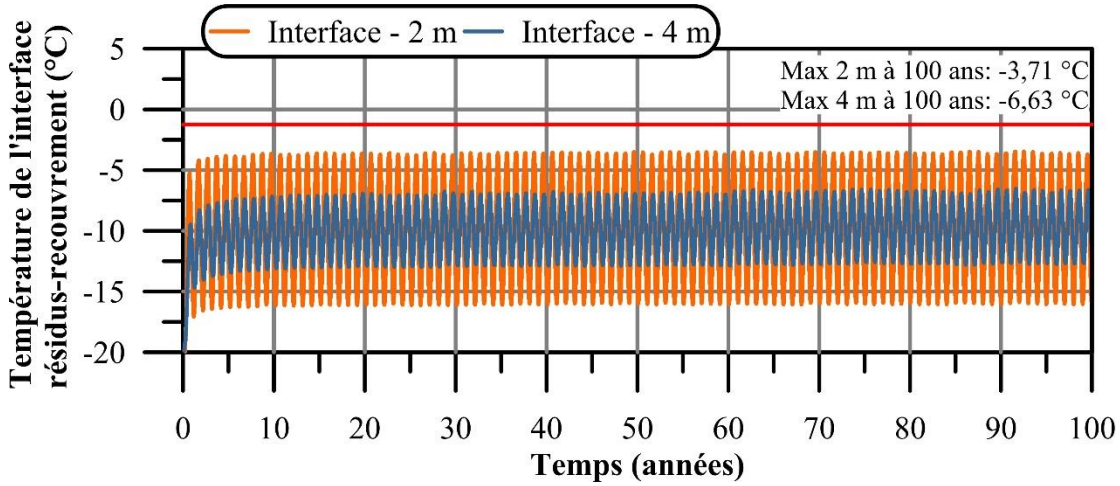


Figure I.8 : Température à l'interface résidus-recouvrement sur une période de 100 ans en conditions climatiques actuelles.

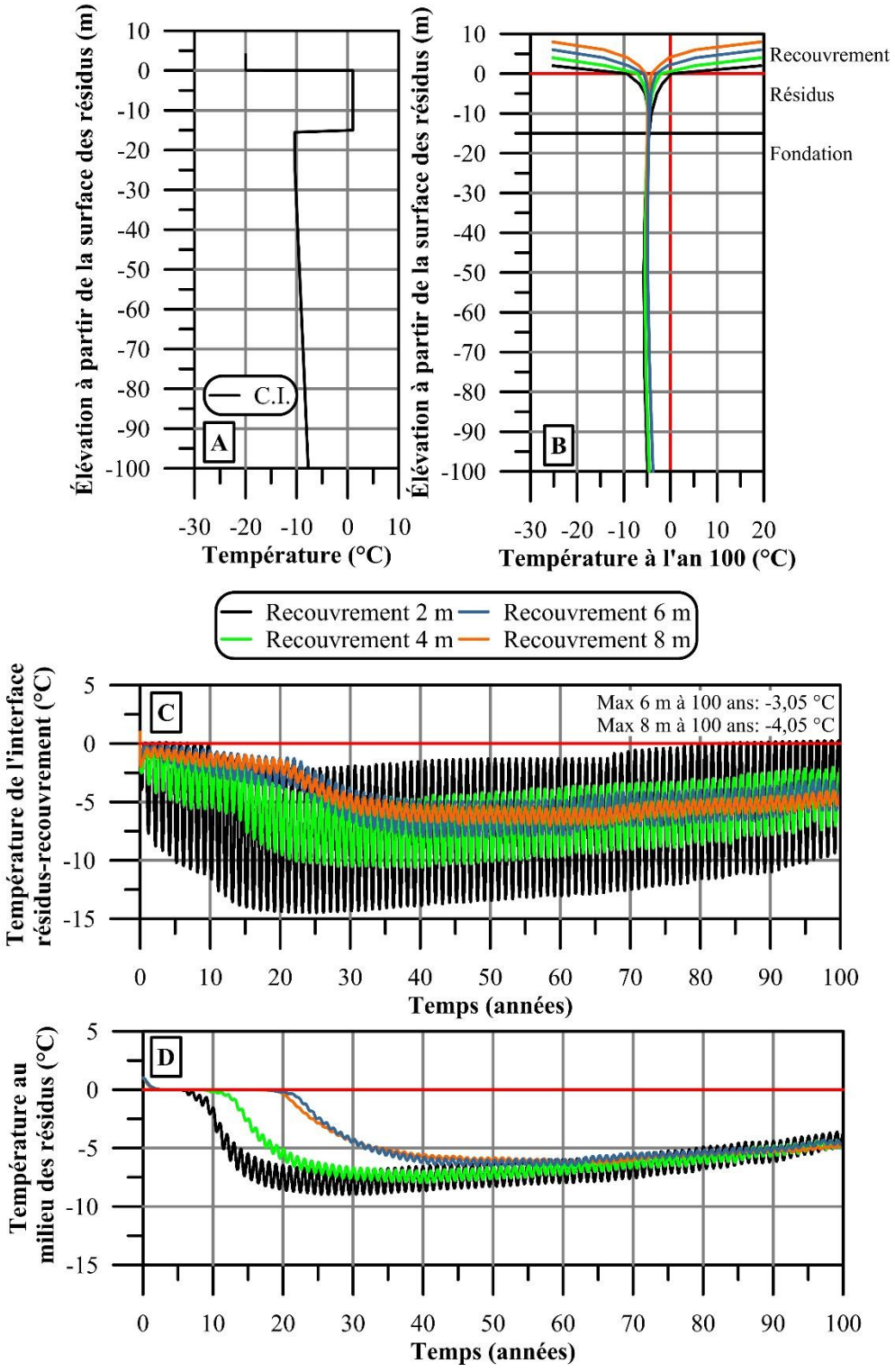


Figure I.9 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2, 4, 6 et 8 m avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

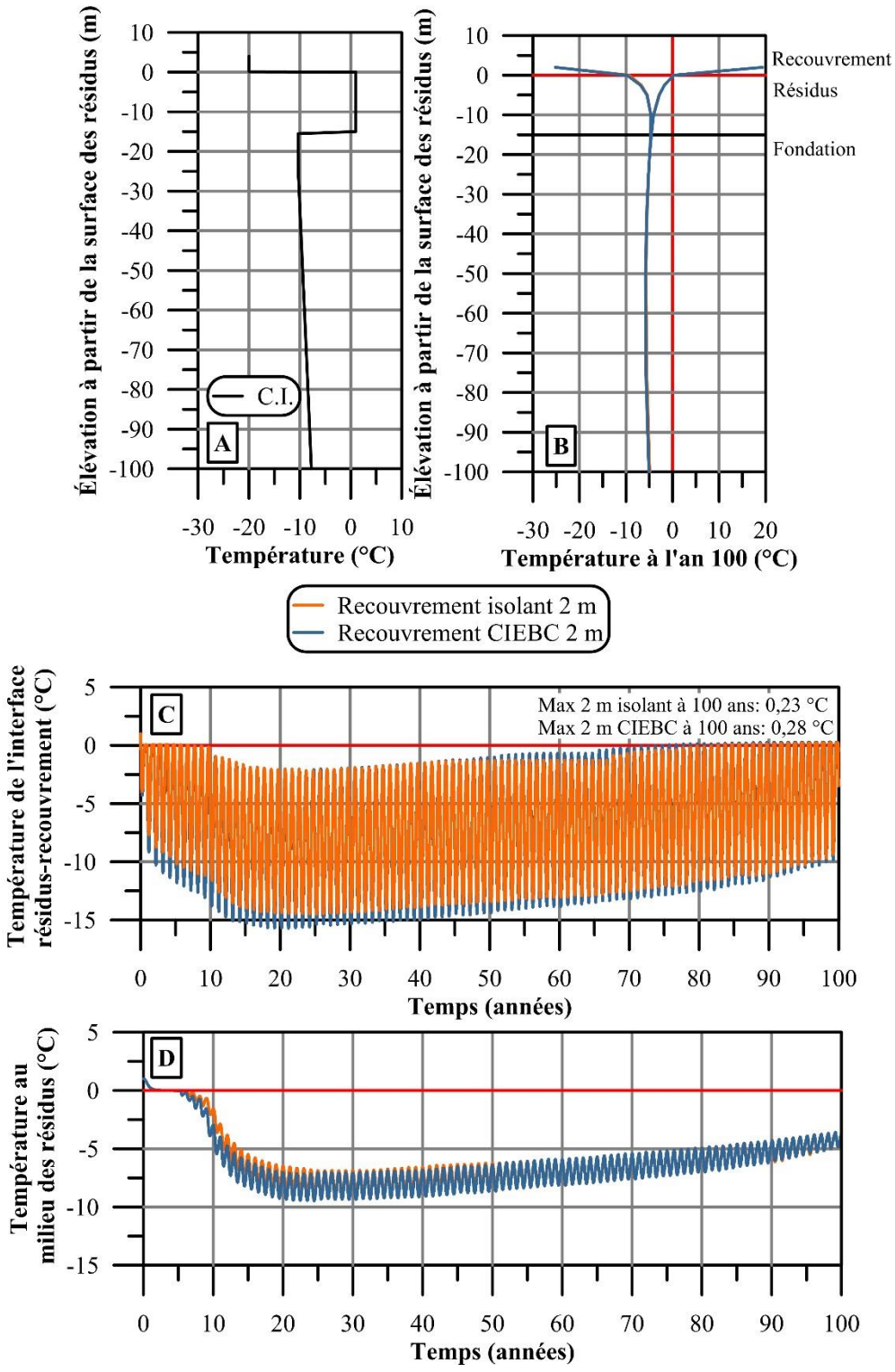


Figure I.10 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour le recouvrement isolant de 2 et CIEBC avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

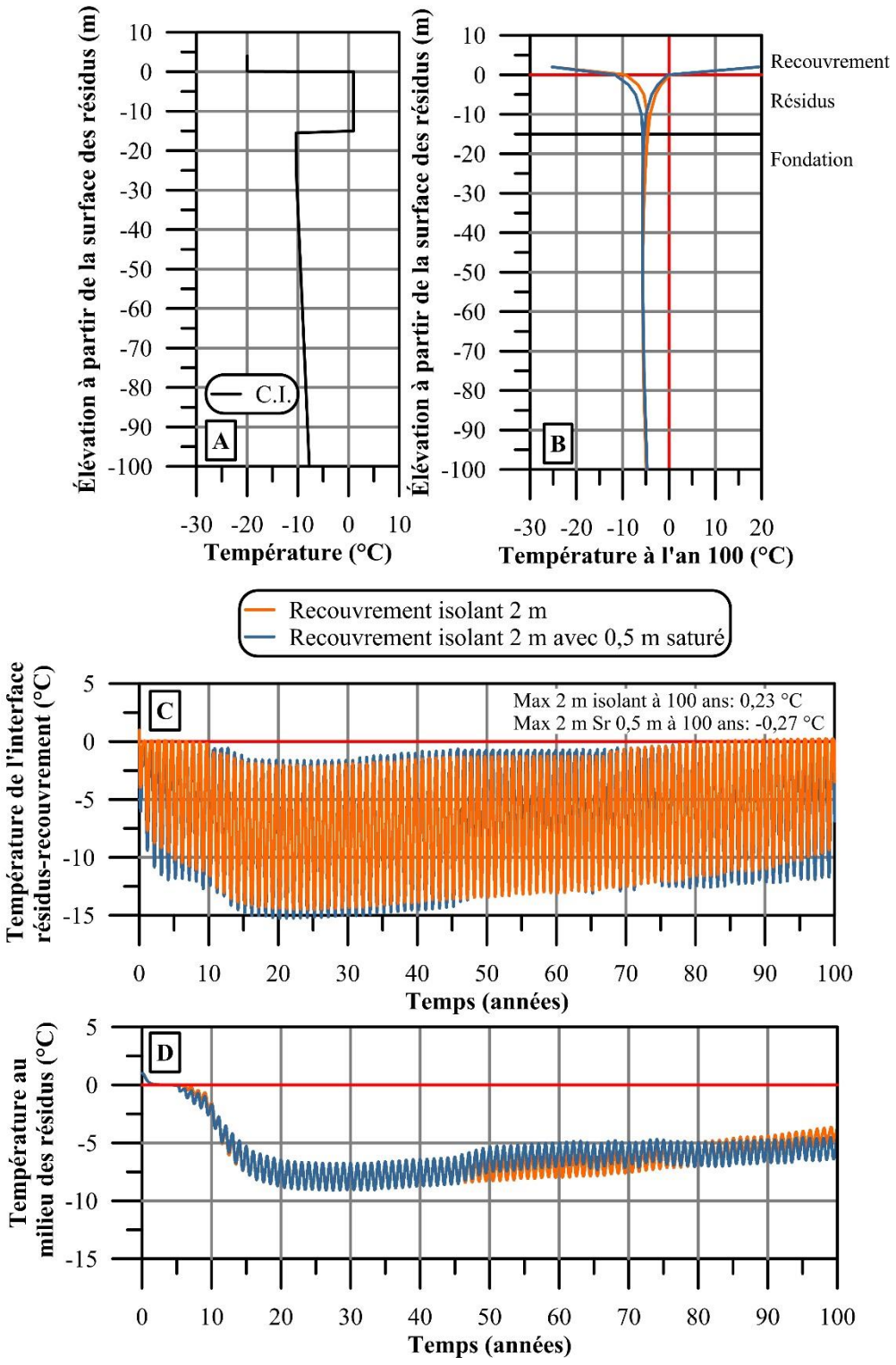


Figure I.11 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2 m à différentes S_r avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

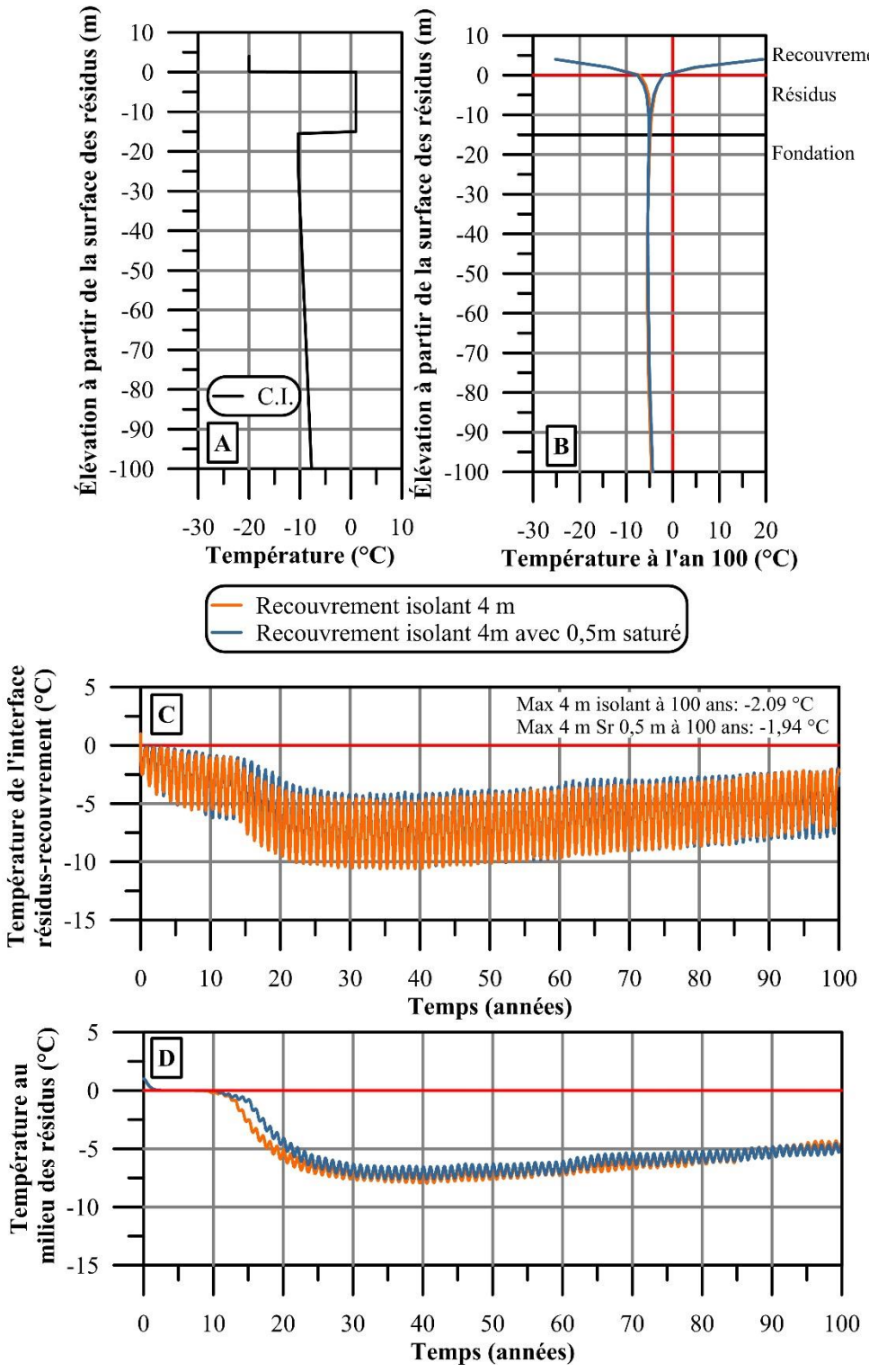


Figure I.12 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 4 m à différentes S_r avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

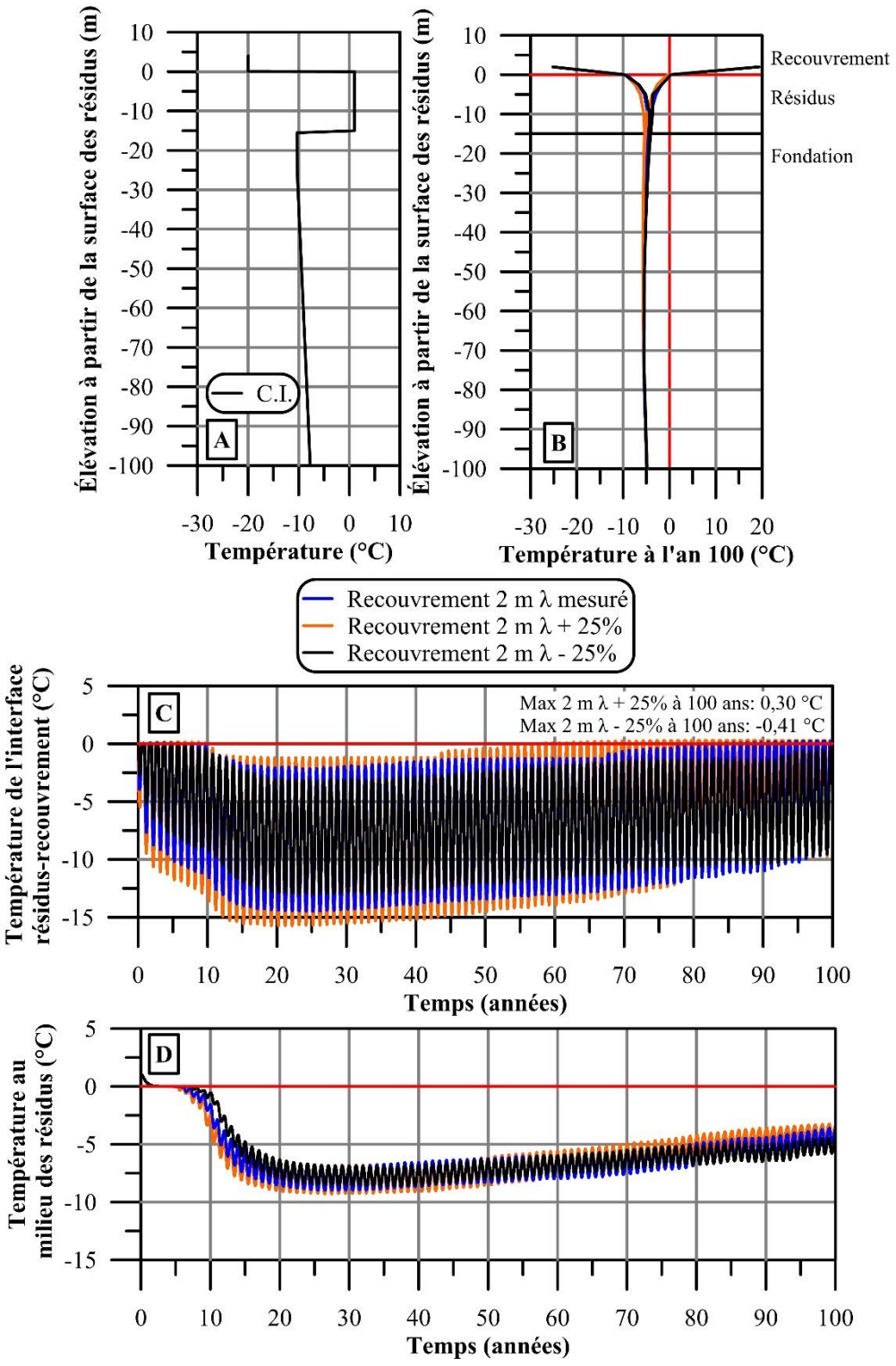


Figure I.13 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2 m de différentes λ avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

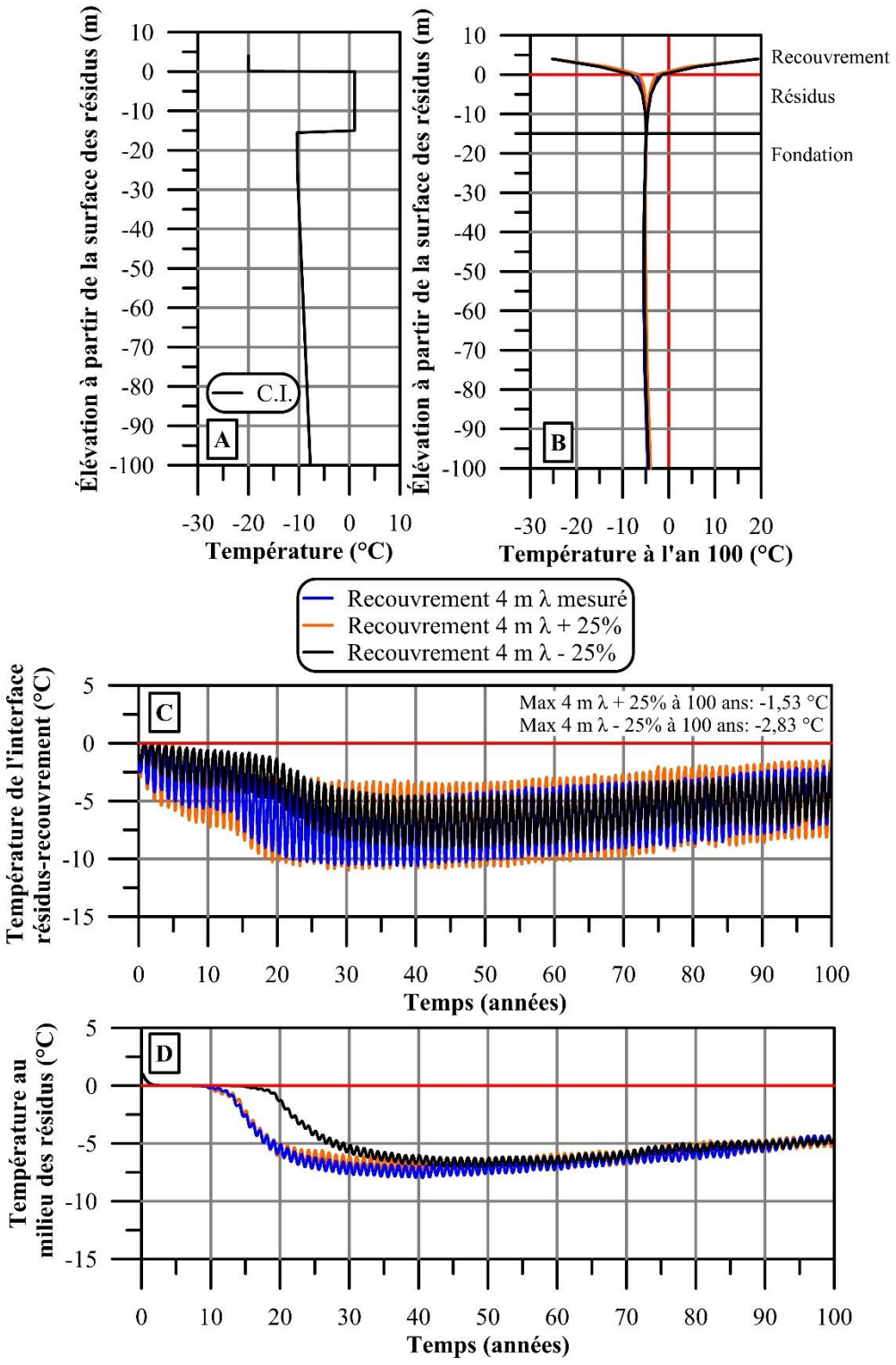


Figure I.14 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 4 m de différentes λ avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

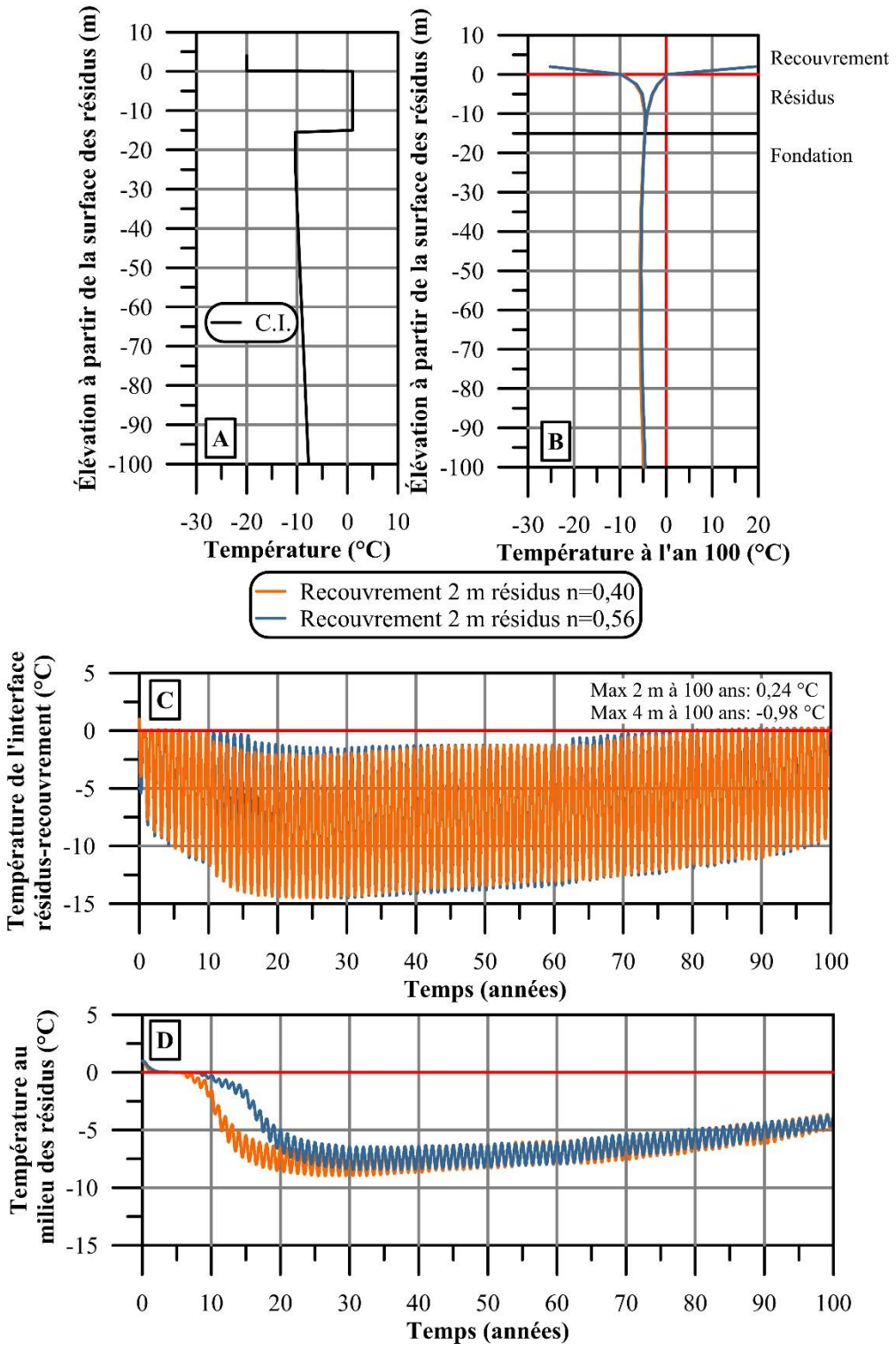


Figure I.15 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus à différentes *n* modélisées pour un recouvrement de 2 m avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

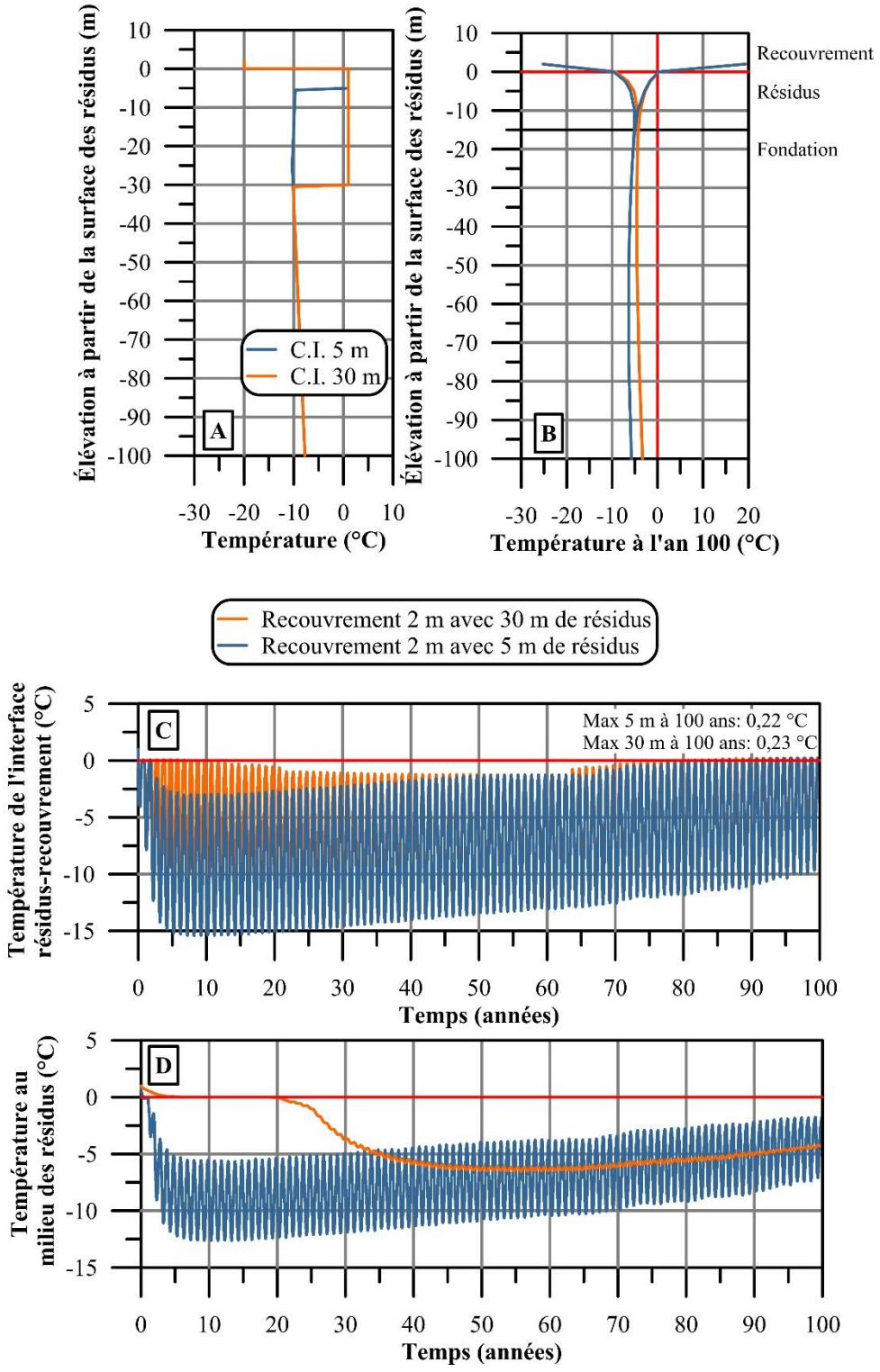


Figure I.16 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu de 5 et 30 m de résidus modélisées pour un recouvrement de 2 m avec une augmentation de T_{air} de 6 °C sur 100 ans.

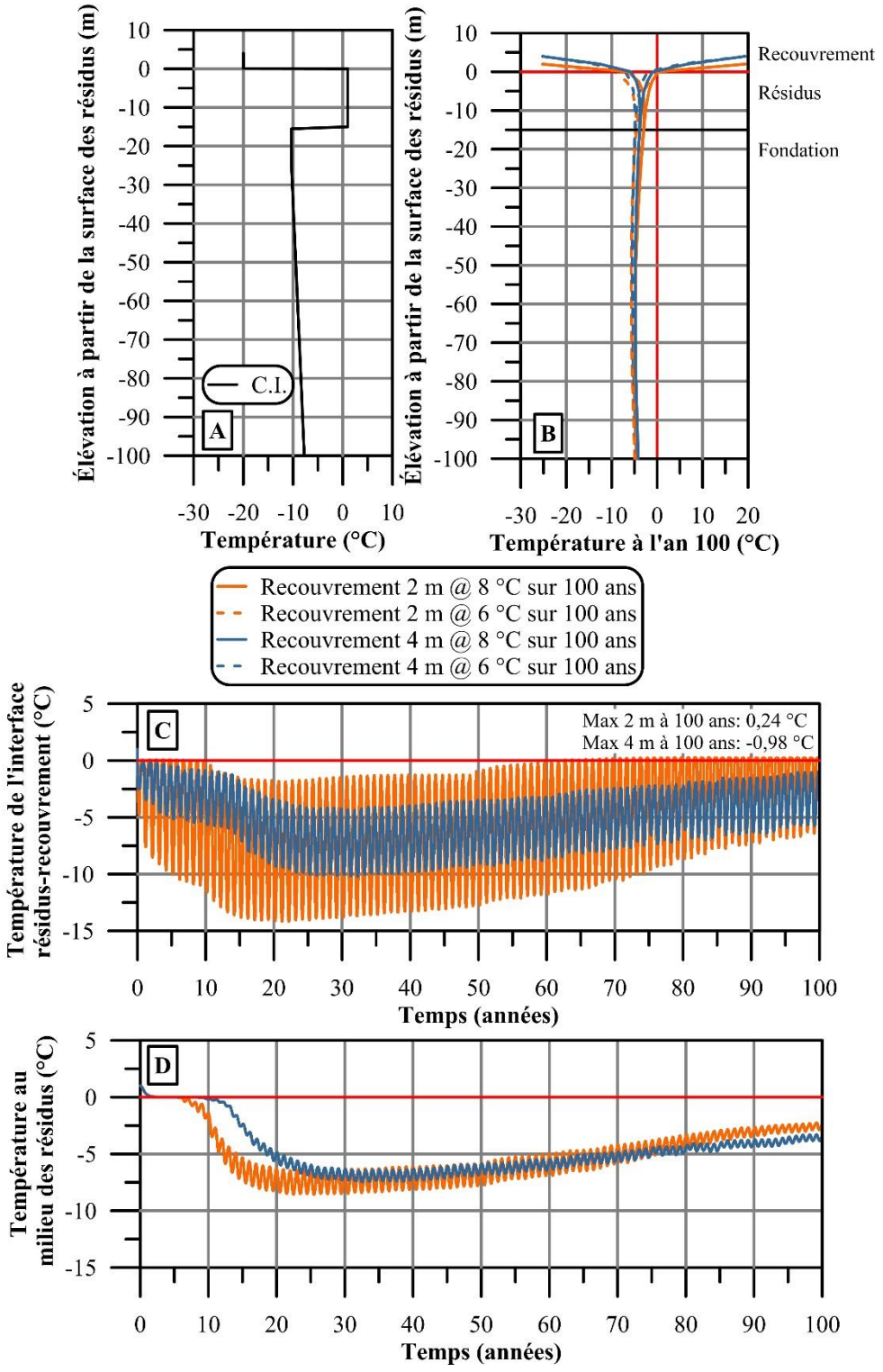


Figure I.17 : (A) Conditions initiales, (B) courbes trompettes, (C) température à l'interface résidus-recouvrement et (D) au milieu des résidus modélisées pour des recouvrements de 2 et 4 m avec une augmentation de T_{air} de 6 et 8 °C sur 100 ans.