POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Valorisation des roches stériles dans un recouvrement monocouche comme barrière à l'évaporation

KARINE SYLVAIN

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Décembre 2024

© Karine Sylvain, 2024.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Cette thèse intitulée :

Valorisation des roches stériles dans un recouvrement monocouche comme barrière à l'évaporation

présentée par **Karine SYLVAIN**

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

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

Richard SIMON, président
Isabelle DEMERS, membre et directrice de recherche
Thomas PABST, membre et codirecteur de recherche
François DUHAIME, membre
Anne-Marie DAGENAIS, membre externe

DÉDICACE

« La terre nous en apprend plus long sur nous que tous les livres.

Parce qu'elle nous résiste.

L'homme se découvre quand il se mesure avec l'obstacle.

Mais, pour l'atteindre, il lui faut un outil. Il lui faut un rabot, ou une charrue.

Le paysan, dans son labour, arrache, peu à peu, quelques secrets à la nature,

et la vérité qu'il dégage est universelle. »

Terre des hommes, Antoine de Saint-Exupéry

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers ma directrice et mon codirecteur de recherche, Isabelle Demers et Thomas Pabst, qui m'ont offert l'opportunité de poursuivre un doctorat sous leur supervision et ont investi temps et effort pour m'aider à développer mes compétences en recherche.

J'adresse mes remerciements aux membres du jury, Richard Simon, Anne-Marie Dagenais, et François Duhaime, pour le temps qu'ils ont consacré à l'évaluation de cette thèse.

Je remercie sincèrement Vincent Martin pour le partage de ses connaissances et de sa créativité, ainsi que pour son temps généreux qu'il a consacré en mentorat, son écoute attentive et sa bienveillance. Son soutien a été d'une grande valeur tout au long de mes travaux académiques et professionnels. Je suis très reconnaissante envers Pierre Groleau pour son soutien moral qu'il m'a apporté. Je tiens à remercier Noura El Harrak et Monica Monzon pour vos conseils et votre écoute. Je tiens à remercier Patrick Bernèche, dont la polyvalence et le sens pratique ont été inestimables. Sa créativité et son esprit débrouillard ont permis de trouver des solutions uniques aux défis des montages de laboratoire et des travaux de terrain. Je tiens à remercier Jérôme Leroy pour sa disponibilité au laboratoire de géochimie et pour son soutien.

Je tiens à remercier l'Institut de Recherche en Mines et Environnement (IRME) ainsi que les partenaires industriels pour leur précieux soutien financier et soutien technique, qui ont grandement contribué à la réalisation de mes études. Je suis reconnaissante du soutien technique offert par l'URSTM.

À amis ainsi que mes collègues de l'IRME, du G_2H, et de génie géologique, je suis profondément reconnaissante. Particulièrement, merci à Adrien Dimech, pour ton enthousiasme à faire des *brainstorm* sur de nouvelles approches, à m'avoir impliqué dans des projets de géophysique et de m'avoir partagé ta passion pour la science. Merci à Gabrielle Beaudry pour tes sages conseils et ton support moral constant. Les échanges et les moments partagés, que ce soit lors de nos séminaires de recherche, nos rencontres à l'extérieur de l'université, ont transformé ces années en une période enrichissante et agréable.

Enfin, je tiens à remercier chaleureusement ma famille pour son soutien moral constant.

RÉSUMÉ

Un des objectifs de l'industrie minière est le développement des stratégies durables de gestion des rejets miniers. D'importants volumes de rejets miniers, représentant plusieurs milliards de tonnes à l'échelle mondiale, sont produits chaque année. La gestion de ces rejets miniers, comprenant les roches stériles et les résidus miniers, pose des défis environnementaux, particulièrement en matière de stabilité géochimique et géotechnique. Ces rejets peuvent contenir des minéraux sulfureux qui peuvent s'oxyder en contact de l'oxygène et l'eau, pouvant alors générer du drainage minier acide (DMA). La restauration de ces aires d'accumulation est nécessaire pour réduire les risques environnementaux associés à la génération du DMA.

En milieu humide, la méthode de restauration considérée comme la plus efficace est la barrière à l'oxygène. Une approche prometteuse consiste à utiliser les roches stériles dans la méthode de la nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche (NPS-CM) comme couche de protection, ce qui permettrait de réduire les volumes des aires d'accumulation, de limiter l'impact sur l'environnement lié à l'extraction de matériaux naturels et de réduire les coûts économiques et écologiques associés au transport de ces matériaux. Cette approche pourrait être aisément adaptée à un recouvrement bicouche, qui comporterait une couche de matériau fin (barrière à l'oxygène). L'ajout d'une couche de protection permettrait de contrôler l'évaporation, durant les périodes de sécheresse, dont la fréquence augmentera en raison des changements climatiques.

Cependant, l'utilisation des roches stériles dans les méthodes de restauration est souvent restreinte en raison de la disponibilité limitée de matériaux non réactifs. Particulièrement, la couche de protection est exposée aux conditions atmosphériques, c'est-à-dire à l'oxygène et l'eau. L'utilisation des roches stériles réactives était freinée jusqu'à maintenant en raison du risque de contamination des eaux de drainage associé à la présence de minéraux sulfureux qui peut mener à la génération de DMA. De plus, comme la restauration des haldes à stériles est souvent initiée à la fin des opérations, les roches stériles peuvent être également pré-oxydées. La présence de minéraux secondaires peut représenter un défi de valorisation de ces rejets comme couche de protection. Enfin, l'hétérogénéité des roches stériles, associée à la présence de la fraction fine, peut limiter l'efficacité de la méthode de la NPS-CM en raison des flux de remontées capillaires vers la surface et donc réduire l'efficacité de la barrière à l'évaporation.

L'objectif général du projet de recherche est d'évaluer le potentiel de valorisation des roches stériles réactives et non réactives comme barrière à l'évaporation. Particulièrement, le comportement géochimique en fonction de la taille des particules de trois types de roches stériles réactives a été évalué dans le but de déterminer un diamètre de valorisation. Le comportement hydrogéologique d'une barrière à l'évaporation composée de roches stériles a également été évalué dans le but de déterminer l'impact de la fraction fine sur l'efficacité de la méthode en présence d'une nappe phréatique élevée. L'effet de la portion inférieure de la courbe de rétention d'eau des roches stériles a été analysé à l'aide d'un modèle numérique afin d'évaluer l'impact de la proportion de fractions fines sur les flux d'évaporation. Enfin, le dernier objectif de la thèse était d'évaluer à l'échelle du terrain la performance d'une barrière à l'évaporation composée de matériaux grossiers (sable et gravier) à maintenir la nappe phréatique élevée.

Une approche expérimentale au laboratoire a été choisie pour évaluer le potentiel de valorisation des roches stériles, en utilisant trois types de roches stériles de manière à représenter l'hétérogénéité et la variabilité de ces matériaux. Les échantillons étudiés provenaient de trois sites miniers au Québec : la Mine Canadian Malartic, le Complexe LaRonde et la mine Westwood-Doyon. Les roches stériles ont été séparées et analysées, révélant, par exemple, une variabilité des concentrations de soufre total (%S) selon la fraction granulométrique. Des essais statiques et des essais cinétiques réalisés sur 5 fractions complémentaires et la fraction totale ont été effectués dans le but d'évaluer le comportement géochimique et la contribution de ces fractions à la réactivité globale des roches stériles. Un total de 18 essais en colonnes a été réalisé pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau des différentes fractions et types de stériles, révélant que la fraction fine [0;1,00 mm] générait des taux de sulfates les plus élevés. Les taux de génération de sulfates ont diminué avec l'augmentation de la taille des particules: [0;1,00 mm] > [1,00;2,36 mm] > [2,36;3,35 mm] > [3,35;4,75 mm] > [4,75;37,5 mm]. L'étude a mis en évidence l'importance du tamisage des fractions [0;4,75 mm] des roches stériles réactives fin de réduire les risques de DMA, particulièrement pour le cas des roches stériles de Malartic où la fraction [4,75;37,5 mm] montrait des taux de génération de contaminants plus faibles que l'échantillon total [0;37,5 mm]. Cependant, la complexité du comportement géochimique des stériles, influencée par des phénomènes tels que de précipitation/dissolution de minéraux secondaires, la distribution des minéraux sulfureux et neutralisants selon la granulométrie, l'altération avancée des roches stériles, remet en question l'hypothèse que la fraction grossière serait intrinsèquement associée à des charges de contaminants

plus faibles. Ces résultats soulignent l'importance de réaliser les essais statiques et les essais cinétiques par fraction.

Le potentiel d'utilisation des roches stériles comme couche de protection dans la méthode de la NPS-CM a ensuite été évalué à l'aide d'une approche expérimentale combinée à une approche numérique. Des essais au laboratoire ont été effectués afin de déterminer les propriétés hydrogéologiques des roches stériles et des résidus miniers. Ensuite, trois colonnes instrumentées ont été mises en place afin de simuler la NPS-CM au laboratoire afin d'en évaluer les flux d'évaporation. Trois fractions granulométriques ont été étudiées : la fraction totale F0 [0;37,5 mm], la fraction F5 [5;37,5 mm] et la fraction F10 [10;37,5 mm]. De manière générale, les modèles numériques ont bien représenté le comportement hydrogéologique des essais de laboratoire. La fraction totale montrait des teneurs en eau volumique plus élevées et un flux d'évaporation plus important que les fractions grossières, ce qui suggère une remontée capillaire dans la fraction fine des roches stériles étudiées. Le bris capillaire donc était moins efficace dans la fraction F0 que dans les fractions F5 et F10. Les modélisations à l'aide de courbe de rétention d'eau synthétique ont relevé l'impact de diverses proportions de fines sur les taux d'évaporation d'une NPS-CM.

Enfin, l'efficacité de la couche de protection de méthode de la NPS-CM a été évaluée à l'échelle du terrain. Quatre stations d'instrumentations ont été mises en place afin de faire le suivi continu du niveau de la nappe phréatique et de l'évolution de la teneur en eau dans la couverture. L'année 2021 a enregistré des précipitations totales les plus faibles depuis 1994 et une période de sécheresse de 15 jours a été enregistrée. La nappe phréatique était maintenue au critère de design malgré d'importante fluctuation, ce qui suggère une résilience de la méthode. Cependant, les changements climatiques pourraient réduire l'efficacité de la méthode lors des périodes de sécheresse plus importantes.

Finalement, ce projet de recherche montre qu'il serait possible de valoriser certains types de roches stériles réactives par la méthode de séparation granulométrique comme couche de protection. La présente étude souligne également l'effet de la fraction fine des roches stériles étudiées sur le bris capillaire, pouvant réduire l'efficacité de la barrière à l'évaporation. Cependant, l'utilisation de cette couche de protection formée de matériau grossier pour la NPS-CM présente l'avantage d'assurer une résilience face aux périodes de sécheresse, renforçant ainsi la viabilité de cette approche pour des applications à grande échelle.

ABSTRACT

One of the mining industry's objectives is to develop sustainable strategies for mine waste management. Large volumes of mine waste, representing several billion tonnes worldwide, are produced every year. Mine waste management, including waste rock and tailings, poses environmental challenges, particularly in terms of geochemical and geotechnical stability. These tailings can contain sulfide minerals that can oxidize in contact with oxygen and water, which can generate acid mine drainage (AMD). The reclamation of the storages areas of those mine wastes is necessary to reduce the environmental risks associated with the generation of AMD.

In humid climate environments, the reclamation method considered to be the most effective is the oxygen barrier. One promising approach is to use waste rock for the reclamation method of the elevated water table combined with a monolayer cover (EWT-MC) as a protective layer, which would reduce the volumes of accumulation areas, limit the environmental impact associated with the extraction of natural materials and reduce the economic and ecological costs associated with transporting these materials. This approach could easily be adapted to a bilayer cover, which would include a layer of fine material (oxygen barrier). The addition of a protective layer would make it possible to control evaporation during periods of drought, which will become more frequent due to climate change. In particular, the reuse of waste rock, which represents large volumes of stockpiles, represents an opportunity for the sustainable management of mine waste.

However, the reuse of waste rock in reclamation methods is often limited due to the availability of non-reactive materials. In particular, the protective layer is exposed to atmospheric conditions, i.e. oxygen and water. The reuse of reactive waste rock has been restricted until now because of the risk of contamination of drainage water associated with the presence of sulfide minerals, which can lead to the generation of AMD. Furthermore, as the reclamation of waste rock piles is often initiated at the end of operations, the waste rock may also be pre-oxidized. The presence of secondary minerals can present a challenge for the reuse of waste rock as a protective layer. Finally, the heterogeneity of the waste rock, combined with the presence of the fine fraction, can limit the effectiveness of the NPS-CM method due to capillary rise flows towards the surface and therefore reduce the effectiveness of the evaporation barrier.

The general objective of the research project is to assess the potential of valorization of reactive and non-reactive waste rock as a protection layer in the EWT-MC. Specifically, the geochemical

behaviour as a function of particle size of three types of reactive waste rock was assessed with a view to determining a diameter minimum for reuse. The hydrogeological behaviour of an evaporation barrier composed of waste rock was also evaluated to assess the impact of the fine fraction on the effectiveness of the method in the presence of a shallow water table. The effect of the lower portion of the water retention curve for waste rock was analyzed using a numerical model to assess the impact of the proportion of fine fractions on evaporation fluxes. Finally, the last objective of the thesis was to evaluate, on a field scale, the performance of an evaporation barrier composed of coarse materials (sand and gravel) in maintaining the water table at the designed elevation.

An experimental approach was chosen to assess the potential of valorization of the waste rock, using three types of waste rock to represent the heterogeneity and variability of these materials. The samples studied came from three mining sites in Quebec: Canadian Malartic Mine, LaRonde Complex and Westwood-Doyon mine. The waste rock was separated and analyzed, revealing, for example, variability in total sulphur concentrations (%S) depending on the particle size fraction. Static and kinetic tests were carried out on 5 complementary fractions and the total fraction to assess the geochemical behaviour and the contribution of these fractions to the overall reactivity of the waste rock. A total of 18 column tests were carried out to monitor the evolution of the water quality of the different fractions and types of waste rock, revealing that the fine fraction [0;1.00 mm] generated the highest sulfate release rates. Sulfate release rates decreased with increasing particle size: [0;1,00 mm] > [1,00;2,36 mm] > [2,36;3,35 mm] > [3,35;4,75 mm] > [4,75;37,5 mm]. The study highlighted the importance of sieving the [0;4.75 mm] fractions of reactive waste rock to reduce the risk of AMD, particularly in the case of Malartic waste rock, where the [4.75;37.5 mm] fraction showed lower contaminant rates than the total sample [0;37,5 mm]. However, the complexity of the geochemical behaviour of waste rock, influenced by phenomena such as the precipitation/dissolution of secondary minerals, the distribution of sulfide and neutralizing minerals according to particle size, and the advanced weathering of waste rock, challenges the assumption that the coarse fraction inherently is associated with lower contaminants loads. These results underline the importance of carrying out static tests and kinetic tests by fractions.

The potential for reusing waste rock as a protective layer in the ETW-MC method was then assessed using an experimental approach combined with a numerical approach. Laboratory tests

were carried out to determine the hydrogeological properties of waste rock and tailings. Then, three instrumented columns were set up to simulate the EWT-MC in the laboratory to evaluate the evaporation fluxes. Three particle size fractions were studied: the total fraction F0 [0;37.5 mm], the fraction F5 [5;37.5 mm] and the fraction F10 [10;37.5 mm]. In general, the numerical models represented the hydrogeological behaviour of the laboratory tests well. The total fraction F0 showed higher volumetric water contents and greater evaporation flux than the coarse fractions, suggesting capillary rise in the fine fraction. Therefore, the capillary break was less effective in the F0 fraction than in the F5 and F10 fractions. Modelling using synthetic water retention curves revealed the impact of various proportions of fines on the evaporation rates of an EWT-MC.

The effectiveness of the protection layer in the EWT-MC was assessed on a field scale. Four instrumentation stations were set up to continuously monitor the water table position and changes in volumetric water content in the cover. Particularly, in 2021, total rainfall was the lowest since 1994, and there was a 15-day drought. However, the water table was maintained at the design criterion despite fluctuations, which suggests the resilience of the method, but also that climate change could reduce the effectiveness during more severe periods of drought.

Finally, this research project shows that it would be possible to reuse certain types of reactive waste rocks a protective layer, by sieving and separating the fine fraction. This study also highlights the effect of the fine fraction of the waste rock on the capillary break, which could reduce the effectiveness of the evaporation barrier. However, the use of this protective layer has the advantage of ensuring resilience in the face of periods of drought, thus reinforcing the viability of this approach for large-scale applications.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VIII

TABLE DES MATIÈRES XI

LISTE DES TABLEAUX XVII

LISTE DES FIGURES XVIII

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXIII

LISTE DES ANNEXES XXIX

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 30

1.1 Contexte 30

1.1.1 Rejets miniers solides 31

1.1.2 Stabilité géotechnique des rejets miniers 31

1.1.3 Stabilité géochimique des rejets miniers 32

1.1.4 Restauration des aires d'accumulations des rejets miniers 33

1.1.5 Gestion intégrée des rejets miniers et pratiques minières durables 34

1.2 Problématique 35

1.3 Objectif du projet de recherche 37

1.4 Contenu de la thèse 38

1.5 Contribution, justification de l'originalité et retombées 39

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE 41

2.1 Profil hydrique et généralité du milieu poreux 41

2.1.1 Capillarité 42

2.1.2 Courbe de rétention d'eau 43

2.2 Mécanisme de transport des fluides 47

2.2.1 Conductivité hydraulique 48

2.2.2 Fonction de perméabilité 50

2.2.3 Calcul analytique du flux de remontée capillaire 51

2.2.4 Effet de barrière capillaire 51

2.3 Mouvement des gaz 52

2.3.1 Diffusion moléculaire 53

2.3.2 Transport gazeux par advection 54

2.3.3 Transport gazeux par gradient de pression totale 55

2.4 Radiation solaire 56

2.5 Bilan hydrique 57

2.5.1 Infiltration 58

2.5.2 Évaporation 59

2.5.3 Facteurs d'influences sur le taux d'évaporation 64

2.6 Méthode de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche 65

2.7 Défi et besoin en recherche pour la valorisation des roches stériles comme barrière à l'évaporation 67

2.7.1 Hétérogénéité physique 67

2.7.2 Réactivité des roches stériles 68

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE 70

3.1 Approche générale et hypothèses 70

3.2 Caractérisation des propriétés des matériaux 71

3.2.1 Provenance des matériaux, séparation des fractions et granulométrie 72

3.2.2 Densité relative des particules 73

3.3 Approche expérimentale pour l'analyse du comportement géochimique 74

3.3.1 Bilan acide-base 75

3.3.2 Essais cinétiques 75

3.4 Approche expérimentale pour l'évaluation de la barrière à l'évaporation 77

3.4.1 Détermination des propriétés hydrogéologiques de la couverture 77

3.4.2 Essais d'évaporation en colonne 78

3.5 Étude de cas à l'échelle du terrain : performance de la NPS-CM 79

3.5.1 Site minier Aldermac 79

3.5.2 Historique de déposition 80

3.5.3 Travaux de restauration du Secteur Nord 81

3.5.4 Bancs d'emprunt 82

3.5.5 Instrumentation et suivis de terrain 84

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: IMPROVING THE RE-USE POTENTIAL OF REACTIVE WASTE ROCK USING SIEVING: A LABORATORY GEOCHEMICAL STUDY 86

4.1 Introduction 86

4.2 Materials and methods 89

4.2.1 Site description and waste rock sampling 89

4.2.2 Physical properties 90

4.3 Mineralogical and geochemical characterization 91

4.4 Acid base accounting 92

4.5 Weathering column tests 92

4.6 Results 94

4.6.1 Preliminary chemical characterization 94

4.6.2 Static tests results 96

4.6.3 Weathering columns 98

4.7 Results analysis and discussion 104

4.7.1 Effect of particle size and sulfur distribution on sulfate release rates 104

4.7.2 Scaling up and estimating overall reactivity using fractions at intermediate scale 105

4.7.3 Challenges in controlling AMD generation by sieving 107

4.7.4 Potential for developing circular economy approaches 109

4.8 Discussion 110

4.9 Conclusion 111

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: EXPERIMENTAL AND NUMERICAL EVALUATION OF THE POTENTIAL RE-USE OF WASTE ROCK AS EVAPORATION BARRIER IN ENGINEERED COVER SYSTEMS: EFFECTS OF PARTICLE SIZE 112

5.1 Introduction 112

5.1.1 Evaporation mechanisms 113

5.1.2 Waste rock as an evaporation barrier 115

5.2 Materials and methods 116

5.2.1 Waste rock and tailings properties 116

5.2.2 Evaporation column experiments 119

5.2.3 Parametric study and influence of fines 122

5.3 Results 123

5.3.1 Laboratory hydrogeological response 123

5.3.2 Evaporation rates 125

5.3.3 Numerical modeling 126

5.4 Results analysis 129

5.4.1 Impact of the cover thickness and the water table position 129

5.4.2 Impact of the fines on evaporation 131

5.4.3 Effect of the capillary break on the evaporation barrier 132

5.4.4 Risk of AMD 134

5.5 Discussion 134

5.6 Conclusion 136

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: LONG-TERM PERFORMANCE OF A COARSE-GRAINED MONOLAYER COVER ON A PRE-OXIDIZED MINE SITE 138

6.1 Introduction 139

6.2 Methodology 140

6.2.1 Site description 140

6.2.2 Climate condition at the Aldermac site 142

6.2.3 Monitoring program in the Northern area 142

6.2.4 Material in situ properties 143

6.3 Results and discussion 144

6.3.1 Water table position by manual measurements (2011 to 2023) 144

6.3.2 Continuous monitoring of the water table (2020-2022) 146

6.4 Conclusion 150

CHAPITRE 7 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES 152

7.1 Comportement géochimique des roches stériles pré-oxydées 152

7.1.1 Site minier Westwood-Doyon 152

7.1.2 Méthodologie 153

7.1.3 Propriétés physiques 153

7.1.4 Essais statiques 154

7.1.5 Essais cinétiques 156

7.1.6 Discussion de la valorisation des roches stériles pré-oxydées 159

7.2 Approche méthodologique du potentiel de valorisation et limites 161

7.2.1 Distribution du S et C 161

7.2.2 Défis de prédiction 164

CHAPITRE 8 DISCUSSION ET SYNTHÈSE 167

8.1 Valorisation des roches stériles dans la restauration 167

8.1.1 Approches de gestion de la réactivité des roches stériles 167

8.1.2 Effet de la fraction fine sur le comportement hydrogéologique 169

8.1.3 Performance d'une barrière à l'évaporation faite de roches stériles à l'échelle du terrain 171

8.2 Évaluation du comportement géochimique des roches stériles 172

8.2.1 Essais statiques par fractions 172

8.2.2 Essais cinétiques par fractions 172

CHAPITRE 9 CONCLUSION 174

9.1 Synthèse 174

9.2 Recommandations et perspectives de recherche 175

RÉFÉRENCES 177

ANNEXE A 197

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Albédo selon différents constituants, tirée de Hillel (2003), et Blight (2009) 57

Tableau 3.1: Caractéristique des courbes granulométriques des échantillons du banc d'emprunt 83

Table 4.1: Cumulative normalized to mass sulfate release rates and normalized to mass of S .. 105

Table 4.2: Cumulative normalized loads sulfate release rates in the small and large cells and prediction 107

Table 4.3: Release rates of elements from sulfide minerals oxidation and neutralization minerals 109

Table 5.1: Physical properties of the tested materials 117

Table 5.2: Parameters used in the numerical model 118

Table 5.3: Variations of VWC in the tailings and the covers for Tests 1, 2 and 3. VWC: 124

Table 5.4: Daily average flow in the middle (0.8 m) of the covers 129

Table 6.1: Yearly climate data over the last 30 years 142

Table 6.2: Precipitations and PET comparison from May to September 148

Tableau 7.1 : Estimation des taux de génération de sulfates et le pourcentage et de la masse totale à tamiser. 166

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Méthodes de restauration de type barrière à l'oxygène : Couverture à effets de barrière capillaire (bris capillaires représentés en croix rouge, a). Nappe phréatique surélevée avec recouvrement bicouche (b). Nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche de matériau fin (c) matériau grossier (d). e) Couverture en eau (ennoiement des résidus miniers). 34

Figure 2.1: Modèle conceptuel du profil hydrique adapté de Siemens 2017 et Warrick 2003 42

Figure 2.2: Illustration de la remontée capillaire dans un tube. 43

Figure 2.3: Courbe de rétention d'eau conceptuelle. L'AEV et la WEV peuvent être déterminées par la méthode des tangentes en rouge (Fredlund et al., 1994). 44

Figure 2.4: a) Illustration de l'effet de bouteille d'encre en drainage (gauche) et en mouillage (droite). b) Illustration de l'effet de la connexion des pores de tailles différents en drainage (gauche) et en mouillage (droite). c) Illustration de l'angle de contact en drainage (β_1) et l'angle de mouillage (β_2). Figure adaptée de Warrick (2003) et Delage et cui (2000). 45

Figure 2.5: Courbe de rétention d'eau conceptuelle pour illustrer l'effet d'hystérésis en drainage (bleu) et en mouillage (pointillée et jaune). 45

Figure 2.6: Effets de barrière capillaire lorsqu'un matériau fin est placé sur un matériau grossier et qu'un matériau grossier est placé sur le matériau fin (gauche; représentés par des x rouges). Au-dessus de la nappe phréatique, les matériaux grossiers ont une TEV faible, ce qui leur confère une conductivité hydraulique plus faible que celle du matériau fin, qui demeure à des degrés de saturation élevée grâce à ses propriétés de rétention capillaire. 52

Figure 2.7: Les trois phases de l'évaporation d'un matériau granulaire adaptée de Rassam et Williams (1999). À l'étape 1, l'évaporation réelle est maximale (égale à l'évaporation potentielle) et l'apport en eau se produit par remontée capillaire (liquide). À l'étape 2, la phase de transition, le matériau se désature progressivement et l'apport en eau est limité aux pores les plus petits et à la diffusion de vapeur (liquide et gaz). À l'étape 3, la diffusion de vapeur domine (gaz). 60

Figure 2.8: Recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée, tirée de Bussière et al. (2017) et adapté de Aubertin et al. (1999b) 65

Figure 3.1: Séchage des roches stériles à l'air ambiant à l'aide de ventilateur. 72

Figure 3.2: Quartage des échantillons pour leur prélèvement à des fins de caractérisation géochimique 74

Figure 3.3: Essais cinétiques au laboratoire. A) Les petites colonnes de Malartic et Doyon sont présentées. B) les grandes colonnes des 3 types de matériaux sont présentées. 76

Figure 3.4: Colonnes d'évaporation munies de sondes de teneur en eau volumique (4) et de sondes de succion (4). Un ventilateur était installé au-dessus de chaque colonne. Des cellules Mariotte permettaient de simuler la nappe phréatique. 79

Figure 3.5: Site minier Aldermac avant la restauration. Les résidus miniers (beige) avant d'être excavés et acheminés au secteur Nord et au secteur Sud et l'épandage des résidus miniers (rouge) observé dans le Ruisseau 1. 81

Figure 3.6: Empreinte des résidus miniers du secteur Nord (orange). La terrasse 1 est séparée de la terrasse 2 par la digue G. L'effluent final du parc se déverse au déversoir Nord. Le banc d'emprunt de sable et gravier est situé au sud-ouest du parc à résidus..... 82

Figure 3.7: Courbes granulométriques des échantillons du banc d'emprunt pour matériaux de couverture. 83

Figure 3.8: Station 1 à 4 installées en septembre 2021 à proximité des puits d'observations T3 à T6. 84

Figure 3.9: Étape d'installation des stations de suivis. A) Excavation d'une tranchée de 1 m de profond B) Observation visuelle de la tranchée. C) Installation des sondes de succion et de TEV. D) Installation des câbles de protection. E) Installation des systèmes d'acquisition. Ceux-ci ont été enfouis dans un boitier étanche. F) Remblayage de la tranchée. 85

Figure 4.1: Particle size distribution of LR (circle) and CM (diamond) waste rock samples. PSD curve is described using Fredlund (2000) model 90

Figure 4.2: Specific gravity of CM and, LR by fractions (with standard variations) and calculated for the total fraction (dashed bar) 91

Figure 4.3: Configuration and experimental setup of weathering small column tests C1 to C4 and the large columns tests C5 and C6 93

Figure 4.4 : Sulfur and carbon content of (A) CM and (B) LR..... 95

Figure 4.5: Particle size distribution normalized to: a total %S and, b total %C. For example, 40 % of the total sulfur content is passing the sieve size 2 mm for LR 95

Figure 4.6: S and C content of the weathering columns, AP and NP and potential of acid generation for: a S from sulfide minerals and C content of CM b AP and NP of CM, c NPR of CM and d,e,f same for LR..... 98

Figure 4.7: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in CM waste rock columns C1 to C4. 100

Figure 4.8: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in CM waste rock columns C5 and C6. 101

Figure 4.9: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in LR waste rock columns C1 to C4. 103

Figure 4.10: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in LR waste rock columns C5 and C6..... 103

Figure 5.1: (a) Water retention curves calibrated from the measurement in the laboratory and predicted with MK model (Aubertin et al., 2003), and (b) calculated hydraulic conductivity functions of tailings T and waste rock fractions F0, F5 and F10. 119

Figure 5.2: Configuration of the evaporation column tests..... 120

Figure 5.3: Monitored daily temperature, daily relative humidity in the laboratory during the (a) Test 1 (b) Test 2, and (c) Test 3. 122

Figure 5.4: Synthetic PSD with different fine particles contents; and (b) corresponding water retention curves estimated using Fredlund and Xing (1994) model fitted on the predictive MKs model. 123

Figure 5.5: Total potential evaporation for Test 1 (T1), Test 2 (T2) and Test 3 (T3)..... 125

Figure 5.6: Actual evaporation during test 1 to 3 for columns with covers F0, F5 and F10 126

Figure 5.7: Measured (points) and simulated (line) cumulative actual evaporation in column F0 (lightgreen), F5 (green) and F10 (darkgreen) for a) d) g) Test 1 b) e) h) Test 2 and c) f) i) Test 3. 128

Figure 5.8: Cumulative evaporation and the influence of cover thickness (m) for cover F0..... 130

Figure 5.9: Cumulative evaporation results from the simulations with the synthetic PSD PAR1 to PAR20 including the original PSD simulated (PSD OR) using predicting model for the water retention curves and permeability functions. The left part represents all the curves with finer particles than the original PSD (F0). The right part represents the coarser synthetic PSD. 132

Figure 6.1: Northern part of the Aldermac site reclaimed using the elevated water table technique combined with a monolayer cover of sand and gravel (aerial photo from Google Earth). Observations wells T1 to T6 and Station 1 to 4 are shown with blue circles and green squares, respectively. 141

Figure 6.2: Particle size distribution and (b) water retention curves of the tailings (T) at the stations S1 to S4 and cover material (C) at the stations S1 to S3. 144

Figure 6.3: Water table elevation (m) obtained by manual measurements of the observation wells for the monitoring period (2011 to 2023). The dashed brown line presents the approximated tailings interface by Maqsoud et al. (2022) during the installation of the observation wells and the green dashed line presents the estimated cover surface elevation..... 145

Figure 6.4: Continuous water table elevation in observation well at the Terrace 1 a) T3 (Station 1) ,and at the Terrace 2 b) T5 (Station 2) c) T4 (Station 3) and d) T6 (Station 4). The gaps of measurement of the water table in a) and c) is due to equipment failures. 147

Figure 6.5: Evolution of the water table elevation (m), volumetric water content regarding the atmospheric water balance of precipitation (P) and potential evapotranspiration (PET) of Station 1, 2 and 4 150

Figure 7.1: Densité relative des roches stériles de Doyon selon les fractions étudiées. 153

Figure 7.2: Courbe granulométrique des roches stériles de Doyon 154

Figure 7.3: a) Teneur en S (%) et C (%), b) APc et NP et c) le ratio de neutralisation corrigé potentiel pour les colonnes C1 à C6 de la mine Doyon. 154

Figure 7.4: Distribution de la concentration de a) S (%) et b) C (%) normalisée par rapport à la distribution granulométrique. Par exemple, 38,5% de la teneur en soufre de l'échantillon total passe le tamis 4,75 mm. 155

Figure 7.5: Évolution du a) pH, b) des sulfates, c) du fer, d) du zinc, e) du calcium et f) du magnésium dans les colonnes C1 à C4 des roches stériles Doyon. 157

Figure 7.6: Évolution du a) pH, b) des sulfates, c) du fer, d) du zinc, e) du calcium et f) du magnésium dans les colonnes C5 et C6 des roches stériles Doyon. 158

Figure 7.7 : a) Distribution des concentrations de S et C (%) selon la fraction granulométrique b) Proportion massique des fractions (%) et c) Normalisation du S et C (%) selon les proportions massiques pour Malartic, idem pour Laronde (d, e, f) et idem pour Doyon (g, h, i) 162

Figure 7.8: Effets estimés de l'enlèvement des fractions sur le bilan acide-base des roches stériles étudiées. L'AP et le NP calculés avec les concentrations de %Stot et %C pour a) Malartic, b) LaRonde et c) Doyon et le RNP calculé pour d), e), f) idem. Le pourcentage massique à tamiser pour obtenir la fraction est présenté en g) Malartic, h) LaRonde et i) Doyon. 164

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

a_C	Coefficient d'adhésion [-]
A_{RH}	Inverse de l'humidité relative de la surface du matériel [-]
AEV	Pression d'entrée d'air [L]
b	Paramètre de taille des pores [L^2]
B_{RH}	Inverse de l'humidité relative de l'air [-]
C	Concentration du gaz [$M \cdot L^{-3}$]
C_d	Paramètre fonction du diamètre effectif [-]
C_e	Paramètres fonction de la tortuosité des pores [-]
CEBC	Couverture avec effets de barrières capillaires
C_G	Paramètre en fonction de la tortuosité des pores [-]
$C_{O_2,a}$	Concentration de l'oxygène dans l'air [$N \cdot L^{-3}$]
$C_{O_2,w}$	Concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration [$N \cdot L^{-3}$]
C_p	Teneur en pyrite [-]
c_p	Chaleur spécifique de l'air [$L^2T^{-2}\Theta^{-1}$]
CRE	Courbe de rétention d'eau
C_u	Coefficient d'uniformité du matériau [-]
C_v	Concentration de vapeur d'eau dans le milieu [$M \cdot L^{-3}$]
C_v'	Concentration de vapeur d'eau à 20 °C saturante [$M \cdot L^{-3}$]
d	Diamètre moyen des grains [L]
d_t	Diamètre du tamis d [L]
D_{10}	Diamètre correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique [L]
D_{60}	Diamètre correspondant à 60% passant sur la courbe granulométrique [L]

D_a^0	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air [$L^2 \cdot T^{-1}$]
D_e	Coefficient de diffusion effectif [$L^2 \cdot T^{-1}$]
d_{eq}	Diamètre équivalent des grains [L]
D_H	Diamètre équivalent [-]
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
d_{min}	Diamètre minimal mesuré [L]
D_v	Coefficient de diffusion de vapeur d'eau [$L^2 \cdot T^{-1}$]
D_v	Densité relative des grains [-]
D_w^0	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau [$L^2 \cdot T^{-1}$]
e	Indice des vides du matériau [-]
E	Énergie totale mécanique par unité de masse
E'_a	Flux d'évaporation due à l'effet du vent [$L \cdot T^{-1}$]
e_{sa}	Pression de vapeur saturante à la température de la surface [$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$]
e_{surf}	Pression de vapeur saturante à la surface [$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$]
e_{va}	Pression de vapeur de l'air [$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$]
f(u)	Fonction d'échanges turbulents [$L \cdot T^{-1}$]
F_a^A	Flux advectif de l'air dû à des gradients de pression [$M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$]
$F_{O_2}^D$	Flux diffusif [$M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$]
$F_{O_{2,dissous}}^A$	Flux d'oxygène advectif [$N \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$]
F_w	Débit spécifique d'infiltration d'eau [$L^3 \cdot (L^{-2} \cdot T^{-1})$]
g	Accélération gravitationnelle [$L \cdot T^{-2}$]
G	Flux de chaleur du sol (transféré de la surface au sol) [$(M \cdot L^2 \cdot T^{-3}) \cdot L^{-2}$]

h_w	Charge hydraulique [L]
h_{co}	Remontée capillaire équivalente [L]
i_c	Capacité d'infiltration [$L \cdot T^{-1}$]
i	Infiltration [$L \cdot T^{-1}$]
H	Flux de chaleur sensible (transféré de la surface du sol à l'air) [$(M \cdot L^2 \cdot T^{-3}) \cdot L^{-2}$]
H_0	Charge à la surface du sol [L]
H_f	Charge effective au front de mouillage [L]
k	Constante de Karman [-]
KC	Modèle Kozeny-Carman pour l'estimation de la conductivité hydraulique
KCM	Modèle Kozeny-Carman modifié pour l'estimation de la conductivité hydraulique
k_h	Diffusivité d'eddy de l'air [-]
k_v	Diffusivité d'eddy de la vapeur [-]
k_{ra}	Conductivité relative de l'air [-]
$k_{w,sat}$	Conductivité hydraulique saturée, [$L \cdot T^{-1}$]
K	Perméabilité intrinsèque du milieu [L^2]
K'	Réactivité de la pyrite avec l'oxygène [$L^3(O_2) \cdot L^{-2}(\text{pyrite}) \cdot T^{-1}$]
K_r	Coefficient du taux de réaction [$L^3(O_2) \cdot L^{-2}(\text{pyrite}) \cdot T^{-1}$]
L_e	Flux de chaleur latente d'évaporation [$(M \cdot L^2 \cdot T^{-3}) \cdot L^{-2}$]
L_f	Distance de la surface au front de mouillage [L]
m	Paramètre de fonction de la distribution des pores [-]
MK	Kovacs modifié
m_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle [-]
M_w	Masse molaire de l'eau [$M \cdot N^{-1}$]

n_{vG}	Paramètre d'ajustement du modèle relié à la courbure de la fonction [-]
NPS-CM	Nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche
p_a	Paramètre de tortuosité de l'air [-]
p_w	Paramètre de tortuosité de l'eau [-]
P_a	Pression de l'air [$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$]
P_d	Pourcentage massique des grains de diamètre inférieur au tamis d [-]
P_D	Pourcentage massique des grains de diamètre inférieur au tamis D [-]
q	Flux de l'air [$L \cdot T^{-1}$]
q_w	Débit spécifique [$L \cdot T^{-1}$]
q_{rc}	Flux de remontée capillaire [$L \cdot T^{-1}$]
r	Rayon du tube capillaire [L]
r_a	Résistance aérodynamique [$T \cdot L^{-1}$]
R	Constante universelle des gaz parfaits [$M \cdot L^2 \cdot T^{-2} \cdot N^{-1} \cdot \Theta^{-1}$]
R_a	Rayonnement solaire provenant de l'atmosphère [$(M \cdot L^2 \cdot T^{-3}) \cdot L^{-2}$]
R_{li}	Rayonnement à grande longueur d'onde [$(M \cdot L^2 \cdot T^{-3}) \cdot L^{-2}$]
R_{lo}	Rayonnement à grande longueur d'onde émis par le sol [$(M \cdot L^2 \cdot T^{-3}) \cdot L^{-2}$]
R_n	Rayonnement net [$(M \cdot L^2 \cdot T^{-3}) \cdot L^{-2}$]
Re	Nombre de Reynolds [-]
RH	Humidité relative [-]
S	Capacité à absorber l'eau par capillarité [$L \cdot T^{-1/2}$]
S_a	Degré de saturation dû aux forces d'adhésion [-]
S_c	Degré de saturation dû aux forces capillaires [-]
S_r	Degré de saturation [-]

S_s	Surface spécifique [L^2]
t	Temps [T]
T	Température [Θ]
U_a	Vitesse des vents [$L \cdot T^{-1}$]
v	Vitesse du fluide [$L \cdot T^{-1}$]
WEV	Pression d'entrée d'eau [L]
z	Altitude en un point [L]
z_{oh}	Longueur de rugosité régissant le transfert de quantité de mouvement [L]
z_{om}	Longueur de rugosité régissant le transfert de chaleur et de vapeur [L]
z_c	Hauteur de la remontée capillaire [L]
Z	Profondeur du front de mouillage [L].
α	Facteur de forme [-]
α	Albédo de la surface [-]
α_{vG}	Paramètre d'ajustement du modèle qui est relié à l'AEV [L^{-1}]
β	Ratio de Bowen [-]
γ_w	Poids volumiques de l'eau [$M \cdot L \cdot S^{-2} \cdot L^{-3}$]
γ	Angle de contact [°]
Γ	Pente de la courbe de pression vapeur saturante [$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2} \cdot \Theta^{-1}$]
ε	Rapport des poids moléculaires de la vapeur d'eau et de l'air sec [-]
θ_e	Teneur en eau volumique équivalente [-]
θ_r	Teneur en eau volumique résiduel [-]
θ_s	Teneur en eau volumique saturée [-]
κ_a	Rapport entre le gradient thermique entre l'air et l'eau

κ_{so}	Rapport entre le gradient thermique entre le solide et l'eau
λ	Coefficient d'adhésion [-]
λ	Conductivité thermique apparente [W/(m·K)]
λ_a	Conductivité thermique de l'air
λ_{so}	Conductivité thermique du solide
λ_w	Conductivité thermique de l'eau
μ_a	Viscosité dynamique de la phase gazeuse [$M \cdot T^{-1} \cdot L^{-1}$]
μ_w	Viscosité de l'eau [$M \cdot T^{-1} \cdot L^{-1}$]
μ	Viscosité dynamique du fluide [$M \cdot T^{-1} \cdot L^{-1}$]
ν	Constante psychrométrique [$M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2} \cdot \Theta^{-1}$]
ρ	Densité du fluide [$M \cdot L^{-3}$]
ρ_a	Masse volumique de la phase gazeuse [$M \cdot L^{-3}$]
ρ_s	Masse volumique des grains solides [$M \cdot L^{-3}$]
ρ_w	Masse volumique de l'eau [$M \cdot L^{-3}$]
σ_s	Tension de surface de l'eau [$M \cdot L \cdot T^{-2} \cdot L^{-1}$]
τ	Facteur de tortuosité du milieu poreux [-]
ψ	Charge de pression [L]
ψ_0	Succion à l'état sec [L]
ψ_n	Paramètre normatif [L]
ψ_r	Succion résiduelle [L]
ψ_t	Succion équivalente de la phase liquide (négative) [L]

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Article 1 - Supplementary data 197

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

Une augmentation rapide de la demande en minéraux et métaux est inévitable pour répondre aux besoins en matières premières des technologies vertes nécessaires pour la transition énergétique (e.g. panneaux photovoltaïques, batteries de voitures, éolienne; Ali et al., 2017; Pörtner et al., 2022). Les estimations actuelles suggèrent que la quantité de minéraux et métaux nécessaire à l'échelle mondiale pourrait dépasser les trois milliards de tonnes à l'horizon 2050 (Hund et al., 2023). La présence de gisements de minéraux stratégiques et de métaux positionne l'industrie minière québécoise comme source potentielle d'approvisionnement afin de soutenir la transition énergétique.

Toutefois, les solutions d'atténuation des changements climatiques envisagées dans le cadre de la transition énergétique engendreront elles-mêmes de nouveaux impacts environnementaux lors de l'extraction accélérée de matière première (Owen et al., 2023). En effet, l'exploitation croissante des ressources minérales entraînera une augmentation significative de la génération de rejets miniers, exacerbant ainsi une tendance à la hausse observée au cours de la dernière décennie.

Les besoins croissants en matières premières pour soutenir le développement économique mondial et les avancées technologiques ont conduit à une intensification de l'exploitation des gisements de minéraux et métaux (Priester et al., 2019). De plus, ces avancées technologiques ont mené à l'exploitation de gisements à faible teneur, ce qui nécessite des opérations minières plus étendues pour être rentables (p.ex. mine à ciel ouvert) et entraîne alors la génération d'importants volumes de rejets miniers (Rötzer & Schmidt, 2018). Tous ces facteurs combinés exercent et exerceront une pression considérable sur la gestion des rejets miniers, mettant ainsi en évidence l'importance d'adopter et de mettre en place des pratiques minières durables et des méthodes alternatives pour atténuer les impacts sociétaux et environnementaux, tels que l'occupation de terres revendiquées par les Premières Nations, Métis et Inuits, la proximité des opérations aux territoires revendiqués, la proximité des opérations aux communautés adjacentes, la pollution des écosystèmes ainsi que la modification du paysage (Owen et al., 2023).

1.1.1 Rejets miniers solides

Plusieurs milliards de tonnes de rejet miniers sont produites chaque année à l'échelle mondiale (Vriens et al., 2020a). En effet, les teneurs en métaux sont typiquement faibles pour les mines en roches dures et plus particulièrement pour les mines à ciel ouvert. Par exemple, pour les mines de métaux, jusqu'à 99% de la roche extraite n'a aucune valeur économique et est considérée comme un rejet (Vriens et al., 2020a). Les deux principaux rejets miniers solides produits sont les résidus miniers et les roches stériles.

Les roches stériles sont issues des opérations d'extraction par forage et dynamitage pour accéder à la zone minéralisée. Ces fragments de roches, dont la taille varie de l'ordre du micromètre au mètre, sont entreposés en surface dans de larges structures appelées haldes à stériles pouvant atteindre des centaines de mètres de hauteur et s'étendre sur des dizaines d'hectares (Aubertin et al., 2016).

Les résidus miniers sont produits au concentrateur, lors de la séparation du minerai (concentration), au moyen de procédés gravimétriques ou physico-chimiques (Bussière, 2007; Lottermoser, 2007). La taille des particules varie généralement du sable fin au silt et la distribution granulométrique des résidus est peu étalée. Les résidus miniers sont généralement entreposés en surface et déposés de manière hydraulique dans des parcs à résidus entourés de digues de retenue.

La gestion des roches stériles et des résidus miniers présente une préoccupation pour l'environnement, notamment en ce qui concerne leur stabilité géochimique et géotechnique (Bussière & Guittonny, 2021).

1.1.2 Stabilité géotechnique des rejets miniers

L'une des principales préoccupations environnementales des parcs à résidus concerne la rupture des digues, pouvant mener à un déversement de millions de mètres cubes de rejets miniers dans l'environnement (Azam & Li, 2010). Les ruptures de digues de parcs à résidus constituent un risque majeur pour l'environnement et la sécurité des communautés vivant à proximité d'une exploitation minière. De nombreuses causes peuvent entraîner une réduction de la stabilité des ouvrages de retenue, notamment les séismes, l'érosion interne, la rupture des fondations, la liquéfaction des sols de fondations et des résidus ainsi que les débordements en crêtes (Blight, 2009), ainsi que les événements extrêmes tels que les fortes précipitations (Azam & Li, 2010). La rupture de la digue Fundão de 2015 illustre les conséquences dévastatrices liées aux problèmes de stabilité

géotechnique. Un total de plus de 43 millions de mètres cubes a été déversé dans l'environnement, ce qui a d'ailleurs provoqué plusieurs centaines de fatalités, qualifiant ainsi cet événement comme la plus grande catastrophe environnementale de l'industrie minière (Carmo et al., 2017). Les ouvrages des aires d'entreposage doivent être également conçus pour résister à des événements extrêmes (Rico et al., 2008).

1.1.3 Stabilité géochimique des rejets miniers

L'autre principale préoccupation environnementale concerne la stabilité géochimique des rejets miniers. La formation du drainage minier acide (DMA) résulte d'une séquence de réactions chimiques au cours desquelles les minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers (résidus miniers et roches stériles) sont oxydés, soit directement par l'oxygène, soit indirectement par les ions ferriques (Fe^{3+}), en contact avec l'eau. Les minéraux sulfureux impliqués dans le DMA sont typiquement la pyrite (FeS_2), la pyrrhotite ($Fe_{1-x}S$) et la chalcopyrite ($CuFeS_2$) (Perkins et al., 1995; Blowes et al., 2014; Nordstrom et al., 2015). Le DMA est caractérisé par des pH acides et de fortes concentrations de métaux, métalloïdes et sulfates (Blowes et al., 2014). Typiquement, le pH de l'eau de drainage est compris entre 2 et 6 (Nordstrom et al., 2015) et dans des conditions d'extrême évaporation au sein d'un parc à résidus générateur de DMA, des valeurs de pH négatives ont même été observées (Nordstrom et al., 2000). Le pH et les conditions d'oxydo-réduction ont un impact sur la solubilité des métaux. Par exemple, un pH acide favorise la mise en solution de divers métaux et éléments (p. ex. Fe, Al, Mn, Cu, Cd, Hg, Pb, Co, Ni, Ta, As).

Les eaux de drainage minier peuvent aussi parfois être caractérisées par un pH proche de la neutralité (entre 6 et 9), mais demeurer problématiques en raison de concentrations en métaux et métalloïdes supérieures aux normes environnementales (MEND, 2004; Nordstrom, 2011). Certains métalloïdes et métaux sont solubles à pH neutre tel que l'arsenic (As), l'antimoine (Sb), le molybdène (Mo), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), et le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Le drainage neutre contaminé (DNC) se produit selon deux mécanismes principaux. D'une part, l'oxydation des sulfures et la libération de métaux et métalloïdes selon les mêmes réactions que ceux du drainage minier acide (Plante et al., 2021). Cependant, en présence de minéraux neutralisants, le pH peut être maintenu près de la neutralité (Nordstrom et al., 2015). D'autre part, le DNC peut également se produire lors de l'oxydation directe des minéraux sulfureux

non générateurs d'acide tels que la sphalérite (ZnS) et la galène (PbS) (MEND, 2004; Plante et al., 2021).

1.1.4 Restauration des aires d'accumulations des rejets miniers

Au Canada, les sites miniers sont tenus de respecter les normes législatives provinciales et fédérales concernant la qualité de l'environnement tout au long du cycle minier, c'est-à-dire de l'exploration, au développement de la mine, durant ses opérations et jusqu'à la fermeture de la mine et après, parfois pendant des décennies après la fermeture de celle-ci. Cette section se concentre principalement sur la restauration des aires d'accumulation des résidus miniers car celle-ci fait partie intégrante de cette étude, mais les techniques décrites ci-dessous peuvent être également appliquées aux haldes à stériles en réalisant quelques ajustements en raison de leur pente abrupte, leur hétérogénéité ainsi que leur large volume.

Les principales méthodes conventionnelles développées afin de prévenir la formation du DMA visent à réduire à des niveaux très faibles la disponibilité d'un des réactifs des réactions d'oxydation (Demers & Pabst, 2021b; Pabst, 2021): soit l'oxygène, l'eau ou les sulfures (SRK, 1989). Sous un climat humide et tempéré (tel que rencontré dans une grande partie du Canada), le contrôle de la diffusion de l'oxygène est considéré comme la méthode de restauration la plus durable et efficace pour prévenir le DMA (SRK, 1989). La méthode repose sur le coefficient de diffusion libre de l'oxygène de l'eau, qui est 10 000 fois plus faible que celui de l'air. Ainsi, la diffusion de l'oxygène peut être contrôlée en maintenant un degré de saturation élevé (S_r>85%) des rejets miniers ou d'une couche spécifique du système de recouvrement. Les méthodes d'exclusion de l'oxygène généralement employées sont (Figure 1.1):

- L'ennoiement des rejets miniers (Bjelkevik, 2005; Samad & Yanful, 2005; Kachhwal et al., 2011; Awoh et al., 2013; Aubertin et al., 2015b)
- La nappe phréatique surélevée combinée à la couverture monocouche (NPS-CM) (Dagenais, 2005; Dagenais et al., 2005; Dagenais et al., 2006; Gosselin et al., 2007; Cosset, 2009; Demers et al., 2010; Pabst, 2011; Ethier et al., 2018) ou bicouche (Pabst, 2011)
- Les couvertures avec effets de barrières capillaires (CEBC) (Aubertin et al., 1996; Aubertin et al., 1999a; Aubertin et al., 1999b; Bussière et al., 2001; Dagenais et al., 2005; Fala et al., 2005; Molson et al., 2008; Kalonji Kabambi et al., 2017).

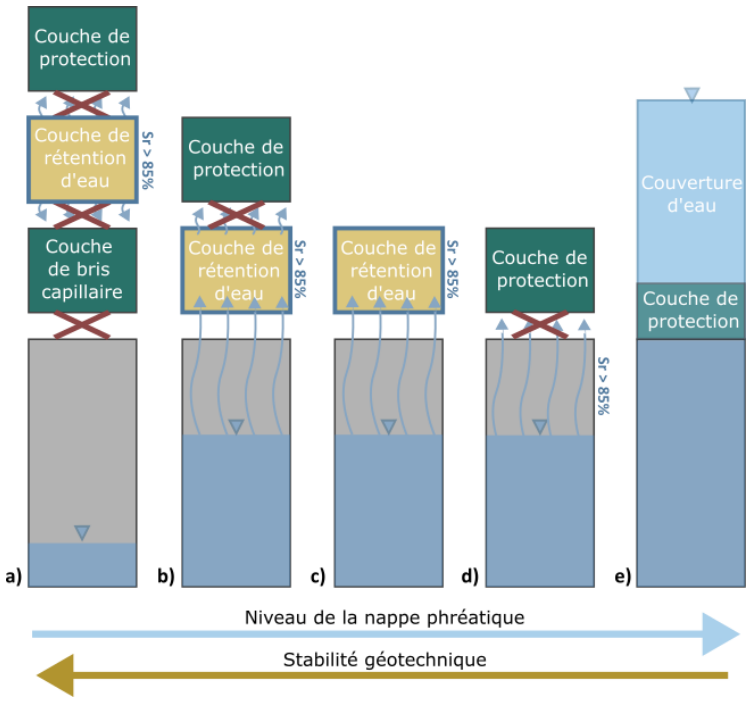

Figure 1.1: Méthodes de restauration de type barrière à l'oxygène : Couverture à effets de barrière capillaire (bris capillaires représentés en croix rouge, a). Nappe phréatique surélevée avec recouvrement bicouche (b). Nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche de matériau fin (c) matériau grossier (d). e) Couverture en eau (ennoiement des résidus miniers).

1.1.5 Gestion intégrée des rejets miniers et pratiques minières durables

Au cours des deux dernières décennies, les travaux de recherche ont contribué à améliorer les stratégies de gestion durable des rejets miniers autour des principes de 3RV-E (Réduction, Réemploi ou Réutilisation, Recyclage et Valorisation, et E pour élimination, en dernier recours). Ces pratiques, combinées à des approches innovatrices regroupées sous le terme de gestion intégrée, permettent de maximiser l'efficacité économique en minimisant les impacts environnementaux et sociaux tout au long du cycle de vie d'une mine (Aubertin et al., 2016). Ces pratiques visent à atteindre les objectifs de responsabilité environnementale en intégrant la restauration des sites miniers aux opérations.

Ces pratiques prennent en compte la gestion des rejets miniers en incorporant le concept de fermeture dès la conception. Par exemple, l'adoption de technologies efficaces comme des outils d'optimisation numériques pour la planification (Levinson & Dimitrakopoulos, 2020) peut réduire la production de roches stériles avant le début des opérations.

Lorsqu'il n'est pas possible de réduire davantage à la source la production de rejets miniers, il convient d'encourager les pratiques d'économie circulaire en favorisant la réutilisation des rejets à diverses fins, en améliorant les capacités de recyclage et de retraitement des déchets miniers (Sarker et al., 2022). La réutilisation des matériaux miniers peut être appliquée à différentes étapes du cycle de vie de la mine. Par exemple, cela inclut des approches novatrices telles que l'utilisation des roches stériles comme enveloppe perméable dans le remblayage des fosses (Rousseau & Pabst, 2018, 2022), l'utilisation des résidus miniers comme remblais cimentés pour le remblayage des mines souterraines (Benzaazoua et al., 2002; Belem & Benzaazoua, 2008; Benzaazoua et al., 2008), l'utilisation des roches stériles comme inclusion dans les parcs à résidus miniers pour améliorer la stabilité géotechnique (Saleh-Mbemba et al., 2019) ou encore l'utilisation des roches stériles dans la construction de route minière (Laverdière et al., 2023). Les retombées des pratiques de valorisation sont les suivantes :

- Réduction des quantités de matériaux empruntés dans le milieu naturel;
- Réduction du transport de matériau (coûts et gaz à effet de serre);
- Réduction de la quantité de matériaux déposés en surface;
- Réduction des risques liés à la stabilité géochimique;
- Amélioration des performances des ouvrages;
- Réduction des coûts associés à la construction des ouvrages;
- Réduction des coûts associés à la gestion des rejets miniers.

1.2 Problématique

La valorisation des roches stériles représente une opportunité de gestion durable des rejets pour la construction des recouvrements pour la restauration des sites miniers. Particulièrement, l'utilisation des roches stériles comme couche de protection (barrière à l'évaporation) dans la méthode de la nappe phréatique surélevée permettrait de réduire l'impact sur l'environnement et des coûts économiques et écologiques associés au transport des matériaux naturels lors de la construction du recouvrement. La NPS pourrait être aisément adaptée à un recouvrement bicouche (NPS-CB), qui comporterait une couche de protection mise en place sur la couche de rétention d'eau (Figure 1.1b), puisque les matériaux fins sont particulièrement sensibles aux périodes de sécheresse (Ethier, 2018). L'ajout d'une couche de protection (barrière à l'évaporation) devient d'autant plus important pour garantir l'efficacité des recouvrements, en particulier dans un contexte de

changements climatiques qui entraîneront une augmentation de la durée et de la fréquence de ces périodes sèches au Canada (Bresson et al., 2022). Cette approche pourrait également s'effectuer dans un contexte de fermeture progressive.

Particulièrement, la couche de protection permet de favoriser l'infiltration, de prévenir l'érosion, et de diminuer considérablement l'évaporation. De manière générale, le matériau doit être grossier (i.e. sable et gravier) afin de créer un contraste de propriétés hydrogéologiques entre les matériaux et ainsi de créer un effet de bris capillaire entre la couche de matériaux fins ou les résidus miniers et la couche de protection (Aubertin et al., 1999a; Dagenais, 2005). Cet effet empêche l'eau de remonter par capillarité vers la surface, là où l'atmosphère exerce une forte demande énergétique. Ce bris capillaire permet donc de réduire l'évaporation, en limitant la remontée de l'eau sous forme de gaz par flux diffusif de vapeur (Lehmann & Or, 2009; Shokri & Or, 2011; Lehmann et al., 2018).

L'utilisation des roches stériles comme couche de protection soulève cependant plusieurs préoccupations, notamment en ce qui concerne leur potentiel de génération d'acide et l'impact de leur hétérogénéité sur le comportement hydrogéologique (Kalonji Kabambi et al., 2017). La présence de minéraux sulfureux dans les roches stériles pourrait mener au drainage minier acide ou au drainage neutre contaminé et ainsi compromettre leur potentiel de réutilisation. Bien que les roches stériles réactives puissent théoriquement être réutilisées dans la couche de bris capillaire d'une couverture à effet de barrière capillaire (CEBC), où elles sont isolées de l'oxygène (Larochelle et al., 2019), la barrière à l'évaporation dans le système NPS-CM reste, elle, exposée aux conditions atmosphériques, ce qui pourrait entraîner l'oxydation des minéraux sulfureux.

Des approches de séparation granulométrique ont été proposées afin de séparer la fraction fine des roches stériles de la fraction grossière, qui est moins ou peu réactive en raison du degré de libération des sulfures (Elghali et al., 2019a; Botero et al., 2024). La séparation de la fraction fine et réactive du matériau pourrait permettre d'obtenir d'une part des matériaux grossiers moins réactifs et non générateur d'acide (NPAG) et de l'autre part un matériau fin, en moins grande quantité à gérer comme déchet (Elghali et al., 2019a). Cependant, lors de la validation de cette approche, la majorité des échantillons de roches stériles analysés étaient classés comme non potentiellement générateurs d'acide (Elghali et al., 2018). Ainsi, des incertitudes subsistent quant aux potentiels relargages de contaminants malgré l'élimination de la fraction fine des roches stériles réactives (PAG). L'identification de la fraction fines à retirer est spécifique à chaque site. De plus, comme la

restauration des roches stériles n’est pas toujours initiée immédiatement, et que le besoin en matériaux de construction pour les méthodes de restauration peut survenir à la fin des opérations, les roches stériles peuvent être altérées. L’utilisation de roches stériles pré-oxydées, en appliquant des approches de séparation granulométrique, comporte des incertitudes liées au relargage de contaminants par la présence de minéraux secondaires.

D’autre part, l'utilisation de roches stériles non réactives comme couche de protection (barrière à l’évaporation) soulève également des défis liés à la performance du recouvrement, notamment en raison de l'effet de la fraction fine en présence d’une nappe phréatique peu profonde. La granulométrie des roches stériles est typiquement hétérogène et la quantité de fines peut varier considérablement d'un site à l'autre (Amos et al., 2015). L’influence de la proportion de cette fraction fine des roches stériles sur les effets de la remontée capillaire et du bris capillaire lorsque la nappe phréatique est peu profonde sur la performance de la NPS-CM n’a pas été étudiée. Par exemple, l’effet de l’hétérogénéité de la taille des pores dans un matériau naturel peut former un front de séchage qui se propage de façon préférentiellement dans le milieu à pores grossiers tandis que le domaine à pores fins reste saturé (Lehmann & Or, 2009). Cette fraction fine qui demeure interconnectée jusqu’à la surface peut alors maintenir des taux d’évaporation élevés, ce qui n’a été étudié que pour des sols naturels homogènes (Shokri & Salvucci, 2011) et hétérogènes (Or et al., 2013).

1.3 Objectif du projet de recherche

Ce projet de recherche vise donc à maximiser le potentiel de réutilisation des roches stériles réactives et non réactives comme barrière à l’évaporation dans la méthode de la nappe phréatique surélevée (NPS-CM ou NPS-CB). L’effet de la fraction fine des roches stériles est en particulier étudié autant au niveau hydrogéologique que géochimique. Cette étude présente 5 objectifs spécifiques :

OS1: Évaluer le comportement hydrogéochimique des roches stériles en fonction de leur granulométrie;

OS2: Déterminer la taille minimale d’utilisation de ces matériaux dans une couverture (p. ex. % de sulfures et diamètre minimal d’utilisation, effet de la pré-oxydation);

OS3: Évaluer l'effet de la fraction fine sur l'efficacité d'un recouvrement (barrière à l'évaporation) à l'aide d'essais au laboratoire et de la modélisation numérique;

OS4: Déterminer la taille de troncature des roches stériles afin d'obtenir une barrière à l'évaporation efficace (bris capillaire et discontinuité hydrogéologique);

OS5: Évaluer l'efficacité d'une barrière à l'évaporation composée de matériaux grossiers à maintenir la nappe phréatique élevée à l'échelle du terrain.

Hypothèses de recherche

Les roches stériles peuvent être utilisées comme couche de protection dans la NPS-CM, améliorer l'infiltration et réduire l'évaporation de manière efficace. Particulièrement, le tamisage des roches stériles et la séparation d'une fraction fine pourrait contribuer à améliorer leur potentiel de réutilisation mais aussi d'optimiser la performance du bris capillaire.

1.4 Contenu de la thèse

La thèse débute par une revue de la littérature (Chapitre 2) sur les notions théoriques de transfert de masse et d'énergie relative aux concepts d'écoulement de l'eau en milieu non saturé et de diffusion des gaz (i.e. vapeur d'eau) dans le but d'intégrer ces principes fondamentaux à la restauration minière. La technique de la nappe phréatique surélevée et les mécanismes hydrogéologiques, les composantes du bilan hydrique sont notamment abordées en détail. Les défis reliés à la valorisation des roches stériles sont également abordés. Au Chapitre 3, la méthodologie de l'ensemble du projet de recherche est détaillée. Les Chapitres 4, 5 et 6 discutent de principaux résultats sous forme d'articles scientifiques. Spécifiquement, le Chapitre 4 évalue le comportement géochimique de deux types de roches stériles selon la fraction granulométrique. Les résultats de la caractérisation physico-chimique détaillée, des essais statiques et des essais cinétiques en laboratoire y sont également présentés. Au Chapitre 5, le concept de la barrière à l'évaporation est abordé. La caractérisation hydrogéologique des roches stériles, les résultats des essais en colonne de laboratoire et les résultats de la modélisation numérique sont analysés. Au Chapitre 6, le suivi de terrain pour la méthode de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche est discuté. Enfin, le Chapitre 7 résume les résultats supplémentaires sur l'effet de la pré-oxydations des roches stériles. Le Chapitre 8 propose une discussion de l'ensemble des résultats obtenus afin de rassembler l'ensemble des aspects méthodologiques et des résultats

obtenus de la thèse afin de répondre aux objectifs et souligne la contribution de ce projet de recherche. Au dernier chapitre, des recommandations sont proposées et une conclusion est présentée.

1.5 Contribution, justification de l'originalité et retombées

L'évaluation du potentiel d'utilisation de roches stériles réactives et non réactives comme barrière à l'évaporation représente une contribution majeure de ce projet. Cette approche présente plusieurs éléments d'originalité, notamment :

1) L'évaluation du potentiel de valorisation des roches stériles réactives dans une couche exposée à l'oxygène et à l'eau. Le contrôle de la granulométrie pourrait permettre de réduire la charge de contaminants associés à l'oxydation des minéraux sulfureux et ainsi d'augmenter le potentiel de valorisation des roches stériles pour la restauration des sites miniers.

2) L'évaluation de l'influence de la fraction fine des roches stériles sur l'efficacité de la barrière à l'évaporation en présence de nappe phréatique peu profonde permet d'identifier et d'optimiser la fraction granulométrique des roches stériles à utiliser comme couche de protection. Ceci peut améliorer la performance du recouvrement et augmenter la résilience face à des périodes de sécheresse.

3) L'optimisation des propriétés (i.e., matériaux, épaisseur, teneur en fines) de la couche de protection composée de roches stériles permet d'assurer l'efficacité de la méthode et de réduire la quantité de matériaux naturels nécessaires pour la restauration tout en améliorant la performance de la barrière à l'évaporation.

Les retombées du projet incluent la réduction de la quantité de matériaux naturels nécessaire à la restauration, ce qui permettra également de réduire les volumes d'entreposage des roches stériles, et les coûts associés à la restauration. Cela permettra de réduire également les impacts environnementaux associés au banc d'emprunts et au transport de ces matériaux. Le contrôle de la granulométrie permettra d'améliorer et d'optimiser la performance de la méthode. Le caractère innovant de la recherche provient de l'approche basée sur le contrôle des propriétés granulométriques des matériaux, l'intégration de la gestion des rejets dans la restauration et la modification des approches conventionnelles de restauration de site d'entreposage des rejets miniers.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

La restauration minière fait appel aux notions théoriques de transfert de masse et d'énergie relative aux concepts d'écoulement de l'eau, de diffusion des gaz, d'advection. Ces concepts sont abordés de manière détaillée dans le but d'intégrer ces principes fondamentaux aux phénomènes de transport de l'eau et de l'oxygène à la restauration minière puisque ce sont les principaux limitants de l'oxydation directe des minéraux sulfureux. Ces concepts sont abordés en tenant en compte la méthode de restauration de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement composé de matériau grossier visant à réduire l'évaporation.

2.1 Profil hydrique et généralité du milieu poreux

Le milieu poreux est une matrice composée de sols (ou de matériaux tels que les rejets miniers) et de pores qui peuvent contenir différents fluides, sous forme de phases distinctes (p.ex.; air et eau). Particulièrement, le profil hydrique décrit la distribution de l'eau et de l'air dans un milieu poreux et se distingue par deux zones spécifiques: la zone vadose et la zone phréatique (Figure 2.1). La zone phréatique, également appelée zone saturée, zone d'eau souterraine ou zone de saturation, est la portion du milieu poreux saturée en eau, où la pression est supérieure à la pression atmosphérique (Warrick, 2003). Le sommet de la zone phréatique est représenté par la surface de la nappe phréatique, définie comme l'élévation où la pression de l'eau est égale à la pression atmosphérique. Entre la surface du sol et la nappe phréatique, le milieu poreux se caractérise par la présence simultanée d'eau et d'air, formant un milieu triphasique (solide, liquide et gazeux), appelé zone vadose ou zone non saturée (Haverkamp et al., 2016). La zone vadose est la connexion hydrologique entre la composante de l'eau de surface et la nappe phréatique. La zone vadose comprend la frange capillaire, la zone non saturée et la rhizosphère (zone racinaire). La frange capillaire consiste en la portion du milieu poreux saturée en eau par remontée capillaire au-dessus de la nappe phréatique, où la pression est inférieure à la pression atmosphérique, c'est-à-dire la pression négative exprimée généralement sous le terme succion (ψ). Les effets capillaires et l'adsorption par la matrice solide confèrent cet état de pression (Warrick, 2003). Au-dessus de la frange capillaire, la zone non saturée est composée d'eau, mais les pores les plus grossiers peuvent se remplir d'air en fonction des propriétés hydrogéologiques des matériaux, notamment la taille des pores.

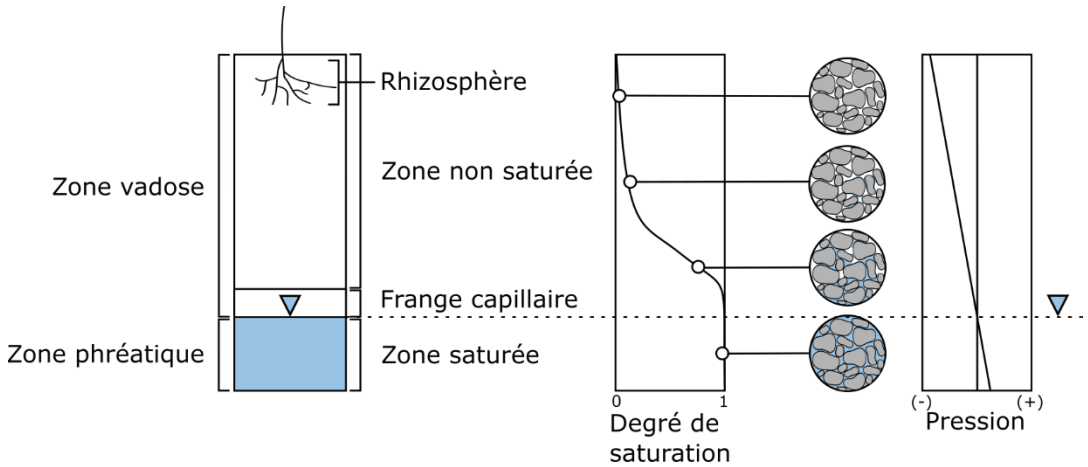

Figure 2.1: Modèle conceptuel du profil hydrique adapté de Siemens 2017 et Warrick 2003

2.1.1 Capillarité

La capillarité est un phénomène qui résulte de la tension superficielle qui se développe à l'interface de matériaux différents (p.ex., air et eau, eau et solide). Pour illustrer l'effet de capillarité dans les pores, les vides dans le milieu poreux peuvent être comparés à des tubes capillaires où les forces d'adhésion entre les molécules d'eau et le solide sont plus grandes que les forces de cohésion entre les molécules d'eau, ce qui provoque la remontée capillaire à l'intérieur du tube (Figure 2.2). La forme concave de l'eau par rapport à l'air dans le tube capillaire indique que la pression sous la surface de l'eau est inférieure à la pression atmosphérique, conceptualisant ainsi une pression négative (c.-à-d., une pression inférieure à la pression atmosphérique), appelée succion (Warrick, 2003). La remontée capillaire est fonction des propriétés des matériaux et plus particulièrement de la taille des pores. Pour un sol grossier, la hauteur de remontée capillaire peut mesurer quelques centimètres alors que pour un matériau fin, la remontée capillaire peut être de quelques mètres (Lohman, 1972). La hauteur de la remontée capillaire z_c est proportionnelle au rayon des pores (équation 2.1):

$$z_c = \frac{2\sigma_s cos\gamma}{\rho_w g r} \tag{2.1}$$

La tension de surface de l'eau σ_s [0.0756 N/m à 0°C ; $M \cdot L \cdot T^{-2} \cdot L^{-1}$], γ=0°, ρ_w la masse volumique de l'eau [998 kg/m^3 à 20°C; $M \cdot L^{-3}$], g la constante gravitationnelle [9.81 m/s^2; $L \cdot T^{-2}$], r le rayon du tube [m; L].

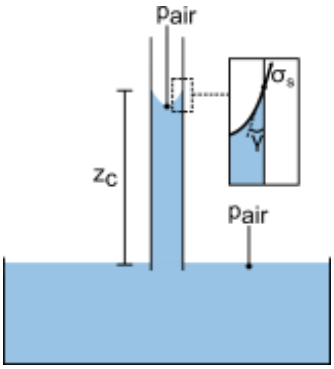

Figure 2.2: Illustration de la remontée capillaire dans un tube.

2.1.2 Courbe de rétention d'eau

La teneur en eau du sol peut être exprimée en masse (i.e., teneur en eau gravimétrique; w) ou en teneur en eau volumique (θ). La relation entre la teneur en eau volumique (θ) d'un sol naturel ou d'un matériau et la succion (ψ) est représentée par la courbe de rétention d'eau (CRE; Figure 2.3). Celle-ci est utilisée pour déterminer, à l'équilibre hydrostatique, la teneur en eau volumique ou le degré de saturation en un point d'élévation donné en présence d'une nappe phréatique et donc le profil hydrique de la zone vadose (Figure 2.1). La courbe de rétention d'eau est influencée par la forme et de la taille des particules, la minéralogie, la distribution des vides, la composition de l'eau interstitielle et la composition chimique de la surface des grains (Aubertin et al., 2003). La valeur de pression d'entrée d'air (AEV) correspond à la succion à laquelle un matériau commence à se désaturer alors que la valeur de pression d'entrée de l'eau (WEV) correspond à la pression à laquelle l'eau infiltre le milieu (mouillage) et peut être également décrite comme la succion résiduelle d'un matériau (séchage) (Aubertin et al., 2003). Un matériau plus fin démontre une plus grande capacité de rétention d'eau qu'un matériau grossier, de sorte que l'AEV sera alors plus élevée pour le matériau fin que pour le matériau grossier.

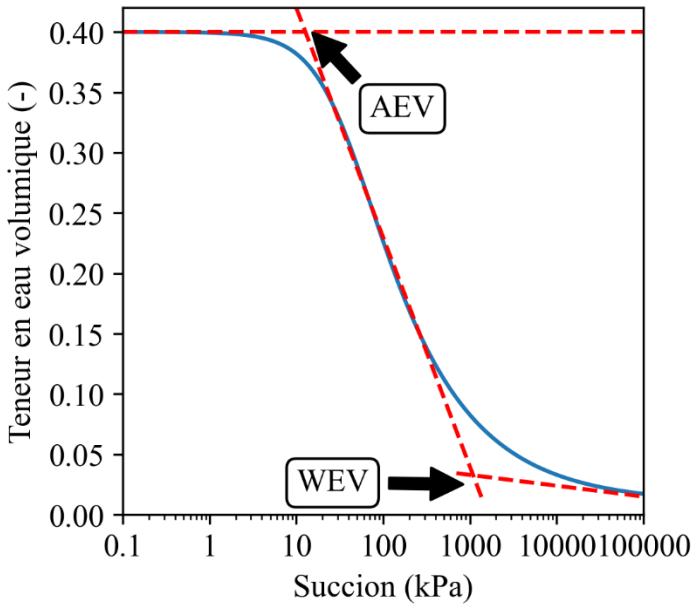

Figure 2.3: Courbe de rétention d'eau conceptuelle. L'AEV et la WEV peuvent être déterminées par la méthode des tangentes en rouge (Fredlund et al., 1994).

Des observations expérimentales ont montré que pour une même valeur de succion, la teneur en eau volumique pendant la phase de mouillage peut être différente de celle pendant le drainage (Haines, 1930; Mualem & Dagan, 1975). La courbe de rétention d'eau présente donc de l'hystérésis. La non-uniformité de la distribution de taille des pores peut expliquer en partie le phénomène. Dans une connexion en série de pores de rayons $r_2 > r_1$ (Figure 2.4), l'effet de goulot entraîne une teneur en eau plus élevée lors du drainage que lors du mouillage pour une même succion (Delage & Cui, 2000). Lors du drainage, le pore plus petit relié en parallèle à un pore plus grossier restera saturé alors que la pression d'entrée d'air est atteinte dans le tube grossier (Maqsoud et al., 2012). Cela entraînera une teneur en eau plus importante lors du drainage que lors du mouillage où le tube en parallèle est vide. Une autre cause de l'hystérésis est provoquée par la différence entre l'angle de contact en mouillage et en drainage. La teneur en eau volumique pour une succion donnée est typiquement plus faible durant le mouillage car l'angle de contact avec le solide est plus élevé que celui en drainage $\beta_2 > \beta_1$ (Maqsoud et al., 2012). Enfin, l'air peut être emprisonné dans les pores, ce qui provoque aussi une teneur en eau plus faible en mouillage qu'en drainage.

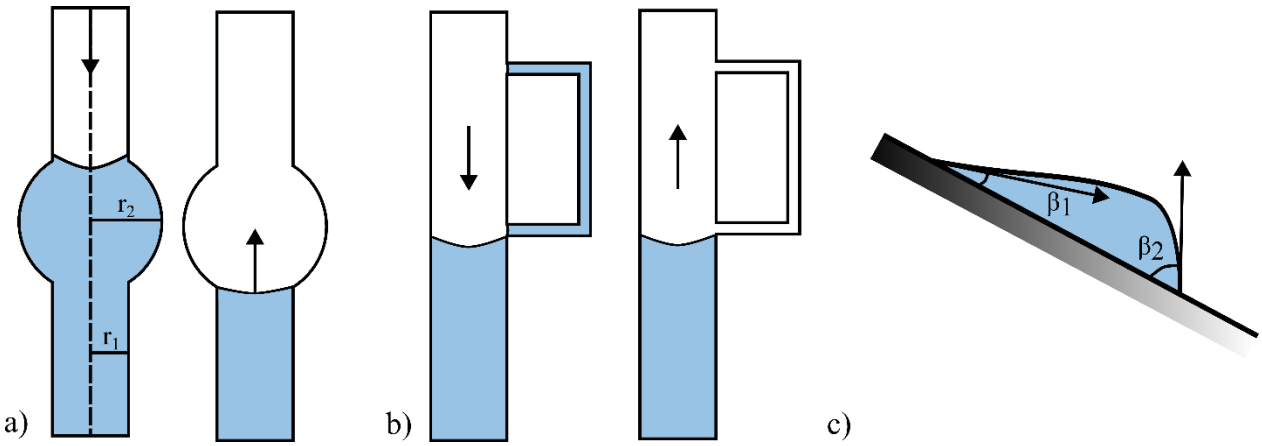

Figure 2.4: a) Illustration de l'effet de bouteille d'encre en drainage (gauche) et en mouillage (droite). b) Illustration de l'effet de la connexion des pores de tailles différents en drainage (gauche) et en mouillage (droite). c) Illustration de l'angle de contact en drainage (β_1) et l'angle de mouillage (β_2). Figure adaptée de Warrick (2003) et Delage et cui (2000).

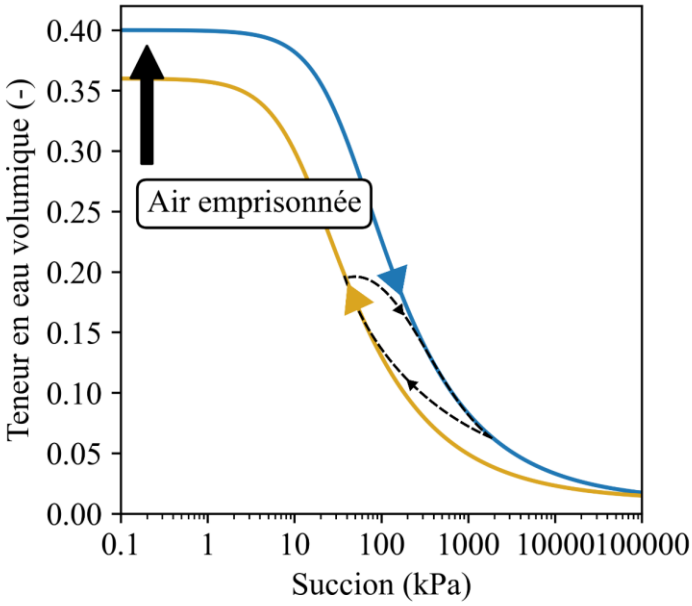

Figure 2.5: Courbe de rétention d'eau conceptuelle pour illustrer l'effet d'hystérésis en drainage (bleu) et en mouillage (pointillée et jaune).

Modèle descriptif de la CRE

La courbe de rétention d'eau peut être représentée par des fonctions empiriques ou paramétriques (Tani, 1982; van Genuchten, 1980), des expressions basées sur la distribution granulométrique

(Arya and Paris, 1981; Fredlund et al., 2002), des expressions basées sur la représentation fractale des espaces interstitiels du sol ou des fonctions pédotransferts basées sur des propriétés de base des sols (Vereecken et al., 2011).

Le modèle de van Genuchten (vG ; van Genuchten, 1980) est généralement utilisé pour décrire la courbe de rétention d'eau des résidus miniers. La teneur en eau volumique équivalente θ_e est déterminée par l'équation 2.2 :

$$\theta_e = (1 + (\alpha_{vG}\psi)^{n_{vG}})^{-m_{vG}} \tag{2.2}$$

Avec $\theta_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$ et $m_{vG} = 1 - \frac{1}{n_{vG}}$. Les paramètres α_{vG}, n_{vG} sont des paramètres d'ajustement reliés à l'AEV et à la courbure de la fonction, respectivement, ψ représente la succion [kPa; $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$], θ_w est la teneur en eau volumique [-], θ_r la teneur en eau volumique résiduelle [-] et θ_s la teneur en eau volumique à saturation [-].

La courbe de rétention d'eau des roches stériles est généralement représentée par le modèle de Fredlund and Xing (1994) par l'équation 2.3 :

$$\theta = \mathrm{C}(\psi) \frac{\theta_s}{\left\{ \ln\left[e + \left(\frac{\psi}{a}\right)^b \right] \right\}^m} \tag{2.3}$$

Où $\mathrm{C}(\psi) = 1 - \frac{\ln\left[1 + \frac{\psi}{\psi_r}\right]}{\ln\left[1 + \frac{10^6}{\psi_r}\right]}$

Avec e le nombre de Neper, ψ_r la succion résiduelle [kPa; $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$], ainsi qu'$a$, b et m des constantes d'ajustements.

Modèle prédictif de la CRE

La courbe de rétention d'eau peut aussi être estimée à partir des propriétés géotechniques de base des matériaux. Par exemple, le modèle Modified Kovac (MK;(Mbonimpa et al., 2002)) est souvent utilisé afin de prédire la CRE des résidus miniers. Les paramètres d'entrés du modèle sont calculés à l'aide des équations 2.4 à 2.9 :

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - \langle 1 - S_a \rangle (1 - S_C) \tag{2.4}$$

$$S_C = 1 - \left(\left(\frac{h_{co}}{\psi}\right)^2 + 1\right)^m \exp\left(-m\left(\frac{h_{co}}{\psi}\right)^2\right) \tag{2.5}$$

$$S_a = a_C\left(1 - \frac{\ln(1+\psi/\psi_r)}{\ln(1+\psi_0/\psi_r)}\right)\frac{\left(h_{co}/\psi_n\right)^{\frac{2}{3}}}{e^{1/3}\left(\psi/\psi_n\right)^{\frac{1}{6}}} \tag{2.6}$$

$$h_{co} = \frac{b}{e\,D_{10}} \tag{2.7}$$

$$b = \frac{0{,}75}{1 + 1{,}17\log(C_u)} \tag{2.8}$$

$$\psi_r = 0{,}86\,h_{co}^{1,2} \tag{2.9}$$

Où $\langle x \rangle = 0{,}5(x + |x|)$ sont les crochets de Macaulay, a_C le coefficient d'adhésion [-], ψ_0 la succion à l'état sec [cm; L], m le paramètre de fonction de la distribution des pores [-], h_{co} la remontée capillaire équivalente [cm; L], b le paramètre de taille des pores [cm^2; L^2], e l'indice des vides [-], D_{10} le diamètre correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique [cm; L], $C_u = D_{60}/D_{10}$ le coefficient d'uniformité du matériau [-], D_{60} le diamètre correspondant à 60% passant sur la courbe granulométrique [cm; L], ψ_n le paramètre normatif [cm; L], ψ_0 la succion à l'état sec [cm; L], S_a la saturation d'adhésion [-], S_c la saturation capillaire [-], S_r le degré de saturation [-]. Le coefficient d'adhésion est généralement estimé à 0,01 pour les résidus miniers et pour les roches stériles celui-ci peut varier entre 0,03 et 0,04 (Peregoedova, 2012).

2.2 Mécanisme de transport des fluides

La loi de Darcy (1856) décrit l'écoulement d'un fluide en milieux poreux saturés où le débit spécifique q_w est proportionnel à la conductivité hydraulique k_w en réponse à un gradient hydraulique $\nabla \mathrm{h_w}$. La validité de celle-ci est vérifiée dans le cas d'un écoulement laminaire, isotherme, impliquant des fluides incompressibles et newtoniens et s'écrit sous la forme:

$$q_w = -k_w \cdot \nabla \mathrm{h_w} \tag{2.10}$$

La conductivité hydraulique est supposée constante dans un milieu saturé. Cependant, la présence de fissuration ou de macropores peut favoriser des chemins d'écoulements préférentiels et parfois des écoulements turbulents qui peuvent modifier la relation décrite ci-dessus.

La conductivité hydraulique saturée (k_w) peut être mesurée au laboratoire à l'aide des essais de perméabilités à parois rigides et à parois souples. Plusieurs approches pour la prédiction de la conductivité hydraulique ont été développées à l'aide de relations empiriques, de modèles capillaires, des modèles statistiques et du diamètre hydraulique (D_H), parmi lesquelles certaines sont décrites par Chapuis (2012).

Les matériaux de couvertures dans les méthodes de restauration sont typiquement installés dans la zone vadose, c'est-à-dire au-dessus de la nappe phréatique. En conditions non saturées, c'est-à-dire en milieu biphasique air-eau, la conductivité hydraulique dépend alors de la succion des pores où la relation $k_w(\psi)$ est appelée fonction de perméabilité. La Loi de Darcy permet de décrire l'écoulement en conditions non saturées combinées à l'équation de continuité et l'expression devient:

$$\begin{cases} q_w = -k_w(\psi) \cdot \nabla \mathrm{h_w} \\ \dfrac{\partial \theta(\psi)_w}{\partial t} = \nabla \cdot (\, k_w(\psi) \cdot \nabla \mathrm{h_w}) \end{cases} \tag{2.11}$$

L'expression est typiquement représentée sous la forme développée à l'aide de l'équation de Richards (1931):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(k_{w,x}(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(k_{w,y}(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(k_{w,z}(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial z}\right) + \frac{\partial k_{w,z}(\psi)}{\partial z} \tag{2.12}$$

La teneur en eau volumique et la conductivité hydraulique dépendent de la succion (ψ). La description du transport de l'eau à l'aide de l'équation de Richards nécessite donc la connaissance de la courbe de rétention de l'eau (section 2.1.2) et de la fonction de perméabilité.

2.2.1 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique, qui est définie par la loi de Darcy, peut être mesurée par diverses techniques au laboratoire. Les essais de perméabilité standardisés tels que l'essai à charge constante et l'essai à charge variable permettent d'obtenir des valeurs de la conductivité hydraulique saturée (ASTM, 2006, 2016a). L'essai d'infiltration à l'aide du perméamètre de Guelph, l'essai d'infiltration à simple anneau ou encore l'essai d'infiltration à doubles anneaux peuvent être utilisés pour calculer la valeur de la conductivité hydraulique au terrain (Peregoedova, 2012).

Prédiction de la conductivité hydraulique

Des méthodes empiriques permettent de prédire la conductivité hydraulique saturée des sols naturels à partir des propriétés géotechniques des matériaux (Chapuis & Aubertin, 2003). Les modèles de Kozeny-Carman (KC; Chapuis & Aubertin, 2003) et de Kozeny-Carman modifié (KCM; Mbonimpa et al., 2002) sont bien adaptées aux matériaux granulaires tels que les rejets miniers.

La méthode Kozeny-Carman est basée sur la surface spécifique, S_s, du matériau. Cette méthode peut s'appliquer aux sols non plastiques et plastiques (Chapuis & Aubertin, 2003) :

$$\log\left(k_{w,sat}\right) = 0{,}5 + \log\left(\frac{e^3}{D_r^2 S_s^2 (1+e)}\right) \tag{2.13}$$

Avec D_r la densité relative des grains solides [-].

La surface spécifique peut être mesurée par adsorption d'un gaz (p.ex. à l'aide de la méthode d'analyse de gaz Brunauer, Emmett et Teller; BET) ou estimée à partir de la courbe granulométrique (Chapuis, 2008) :

$$S_s = \frac{6}{\rho_s} \sum \frac{P_D - P_d}{d} \tag{2.14}$$

Avec P_D le pourcentage massique des grains de diamètre inférieur au tamis D [-], P_d le pourcentage massique des grains de diamètre inférieur au tamis d [-], d le diamètre du tamis d [L], ρ_s la masse volumique des grains solides [kg/m^3: M·L^{-3}]. Le calcul du diamètre équivalent pour les fractions de diamètre inférieure au diamètre minimum des tamis est donné par l'équation 2.15 (Chapuis & Légaré, 1992) :

$$d_{eq}^2 = \frac{1}{d_{min}} \int_0^{d_{min}} y^2 dy = \frac{d_{min}^2}{3} \tag{2.15}$$

$$d_{eq} = \frac{d_{min}}{\sqrt{3}} \tag{2.16}$$

Avec d_{eq} le diamètre équivalent des grains [m; L], d_{min} le diamètre minimal mesuré [m; L]. Typiquement, l'équation 2.13 permet de prédire les valeurs de k_w entre 1/3 et 3 fois la valeur réelle $k_{w,sat}$ (Chapuis, 2008).

La méthode de Kozeny-Carman modifiée (Mbonimpa et al., 2002) estime la conductivité hydraulique pour les matériaux granulaires comme le produit d'une fonction du fluide f_f, d'une fonction des vides f_v, d'une fonction des caractéristiques la surface des grains f_s(Mbonimpa et al., 2002) :

$$k_{w,sat} \equiv f_f f_v f_s \tag{2.17}$$

$$k_{w,sat} = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{1+e} C_u^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \tag{2.18}$$

Avec $C_G = C_e \cdot C_d$ où C_e est le paramètre fonction de la tortuosité des pores [-], C_d le paramètre fonction du diamètre effectif [-], γ_w le poids volumique de l'eau [9,8 kN/m^3; M·L·S^{-2}·L^{-3}], μ_w la viscosité de l'eau [10^{-3} Pa·s; M·T^{-1}·L^{-1}].

2.2.2 Fonction de perméabilité

La conductivité hydraulique dépend de la succion ψ du milieu (équation 2.11). Cette courbe peut être déterminée au laboratoire par des méthodes expérimentales (Fredlund & Rahardjo, 1993), mais sa détermination reste très complexe. L'utilisation de fonctions mathématiques basées sur la CRE est généralement privilégiée pour la déterminer. Le modèle de Mualem (1976) décrit la fonction de perméabilité à partir de la fonction de van Genuchten (équation 2.2) :

$$k_w(\theta_e) = k_{w,sat} {\theta_e}^{\lambda} \left[1 - \left(1 - {\theta_e}^{\frac{1}{m_{vG}}}\right)^{m_{vG}}\right]^2 \tag{2.19}$$

Avec λ le coefficient d'adhésion [-].

Le modèle de Fredlund & Xing (1994) a également été développé pour décrire la fonction de perméabilité. Il est plus particulièrement utilisé pour les matériaux grossiers tels que les roches stériles :

$$k_w(\psi) = \int_{\ln(\psi)}^{b} \frac{\theta(e^y) - \theta(\psi)}{e^y} \theta'(e^y)\,\mathrm{dy} \Big/ \int_{\ln(\psi_{AEV})}^{b} \frac{\theta(e^y) - \theta_s}{e^y} \theta'(e^y)\,\mathrm{dy} \tag{2.20}$$

Avec $b = \ln(1x10^6)$, y une variable muette pour le logarithme naturel de la succion et θ' la dérivée de l'équation 2.3.

Tout comme la courbe de rétention d'eau, la fonction de perméabilité est également sujette au phénomène d'hystérésis. Une façon de prendre en compte cet effet est de calculer la fonction de

perméabilité à partir de la CRE de mouillage, puis de déterminer une autre fonction de perméabilité à partir de la CRE de drainage (Mualem & Dagan, 1975).

2.2.3 Calcul analytique du flux de remontée capillaire

Le flux de remontée capillaire est un processus d'ascension de l'eau par phénomène de capillarité (section 2.1.1) en présence d'une nappe peu profonde. Gardner (1958) a proposé une solution analytique pour le calcul du flux de remontée capillaire en présente d'une nappe peu profonde en présence d'évaporation. En intégrant la loi de Darcy :

$$\int_0^{z_c} dz = \int_0^{\psi_s} \frac{k_w(\psi)}{k_w(\psi) + q_{rc}} d\psi \tag{2.21}$$

Avec q_{rc} le flux de remontée capillaire [m/s; LT^{-1}] et z l'élévation [m; L]

Avec une fonction de perméabilité de la forme :

$$k_w(\psi) = \frac{a}{\psi^n + b} \tag{2.22}$$

Avec n=1, 3/2, 2 ,3 et 4 des valeurs discrètes, a et b des constantes.

2.2.4 Effet de barrière capillaire

L'effet de barrière capillaire est un phénomène lié au degré de saturation (ou la teneur en eau volumique) des couches de matériaux à granulométrie différentes situé au-dessus de la nappe phréatique. Par exemple, lorsqu'un matériau fin est placé au-dessus d'un matériau grossier dans la zone vadose, le matériau grossier atteindra un degré de saturation près de la valeur résiduel (ψ_r), et donc une conductivité hydraulique très faible, ce qui va limiter les flux d'eau du matériau fin vers le matériau grossier. En effet, le matériau fin a une capacité de rétention de l'eau car la CRE et l'AEV sont élevées par rapport au matériau grossier. Ces conditions dans la zone vadose caractérisent l'effet de bris capillaire. En revanche, lorsque le matériau grossier est placé par-dessus du matériau fin dans la zone vadose, la connectivité hydraulique entre le matériau fin et le matériau grossier est rompue, empêchant la remontée capillaire de l'eau vers la surface, ce qui limite l'évaporation dans la couche de matériau fin. Le bris capillaire devient significatif lorsque l'AEV du matériau fin est plus grand que la succion résiduelle du matériau grossier et que la conductivité hydraulique saturée du matériau grossier est supérieure d'au moins 3 ordres de grandeur à celle du matériau fin.

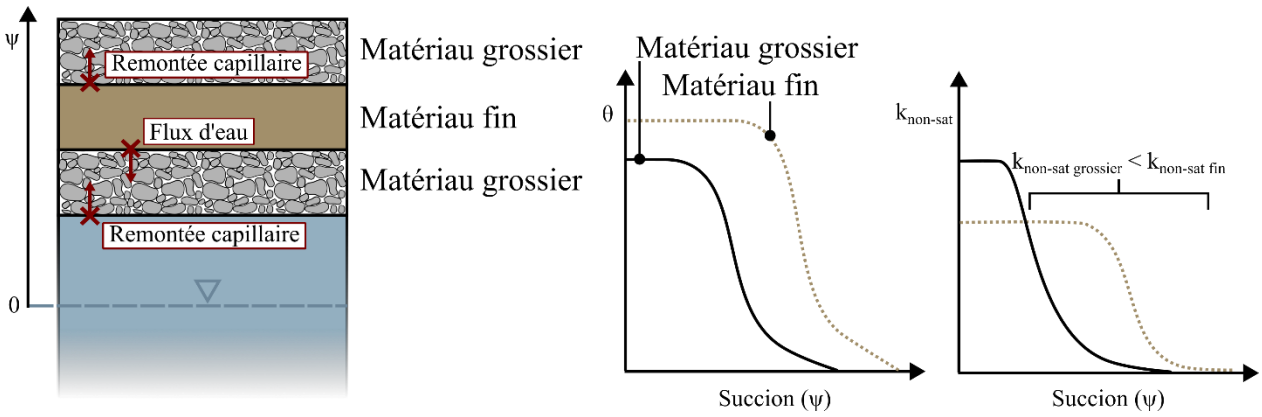

Figure 2.6: Effets de barrière capillaire lorsqu'un matériau fin est placé sur un matériau grossier et qu'un matériau grossier est placé sur le matériau fin (gauche; représentés par des x rouges). Au-dessus de la nappe phréatique, les matériaux grossiers ont une TEV faible, ce qui leur confère une conductivité hydraulique plus faible que celle du matériau fin, qui demeure à des degrés de saturation élevée grâce à ses propriétés de rétention capillaire.

2.3 Mouvement des gaz

L'efficacité des méthodes de restauration repose sur le contrôle du transport de l'oxygène vers les résidus miniers. Un important flux d'oxygène vers les résidus miniers peut mener à la formation de drainage minier acide. Dans une couverture grossière et complètement désaturée, l'eau peut être également transportée sous forme de vapeur. Par conséquent, les principaux mécanismes du transport des gaz sont présentés et incluent (Wels et al., 2003; Lottermoser, 2007) :

- Diffusion des gaz par gradient de concentration;
- Transport de gaz dissous avec l'écoulement de l'eau (pour l'oxygène);
- Advection par l'action du vent ou par gradient de pression atmosphérique.

De manière générale, l'advection est le mécanisme dominant à l'intérieur un matériau grossier tel que rencontré dans les haldes à stériles (Morin et al., 1991; Lefebvre et al., 2001a) alors que la diffusion contrôle le transfert de gaz à l'intérieur des matériaux fins tels que les résidus miniers (Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993; Aachib et al., 2004). Ces mécanismes de transport gazeux dépendent de nombreux paramètres dont la distribution granulométrique, la porosité, le degré de saturation et les conditions atmosphériques (Lefebvre et al., 2001b; Molson et al., 2005; Vriens et al., 2019b).

2.3.1 Diffusion moléculaire

Le transport moléculaire est régi par un gradient de concentration (Yanful, 1993; Fetter et al., 2017) et contrôlé par le coefficient de diffusion effectif dans le milieu. Le flux unitaire diffusif de l'oxygène dans un milieu poreux non saturé dépend du gradient de concentration à l'instant t entre les points à une distance z et du coefficient de diffusion effectif D_e et peut être décrit par la première Loi de Fick (Hillel, 2003; Mbonimpa & Aubertin, 2003) :

$$F_{O_2}^{D}(z,t) = -D_e \frac{\partial C_{O_2}(z,t)}{\partial z} \tag{2.23}$$

où $F_{O_2}^{D}$ est le flux diffusif [g/m^2/an; M·L^{-2}·T^{-1}], D_e le coefficient de diffusion effectif [m^2/s; L^2·T^{-1}], C_{O_2} la concentration du gaz [g/L; M·L^{-3}], z la distance [m; L] et t le temps [an; T]

La deuxième loi de Fick permet d'estimer la concentration d'oxygène en tout point du système étudié et peut être obtenue en intégrant l'expression du flux à l'équation de continuité (Fetter et al., 2017). Lorsque les résidus miniers sont réactifs, l'expression doit tenir compte de la consommation d'oxygène à l'aide d'un paramètre de consommation (Mbonimpa et al., 2002b):

$$\frac{\partial(\theta_{eq}C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) - K_r C_{O_2} \tag{2.24}$$

Avec $\theta_{eq} = \theta_a + \theta_w H$

Où K_r est le coefficient du taux de réaction représentant une cinétique de premier ordre [m^{3}O$_2$/m^2/s; L^3(O$_2$)·L^{-2}(pyrite)·T^{-1}]. Les paramètres D_e et K_r peuvent être mesurés au laboratoire au moyen d'essais de diffusion et de consommations d'oxygène en cellule (Gosselin et al., 2007; Mbonimpa et al., 2011). Le paramètre D_e peut être également estimé à partir de l'équation suivante (Millington, 1959; Aachib et al., 2004) :

$$D_e = \frac{1}{n^2}\left[D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}\right] \tag{2.25}$$

Où p_a et p_w sont des paramètres de tortuosité de l'air et l'eau respectivement [-], D_a^0 le coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air [m/s^2; L·T^{-2}] et D_w^0 le coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau [m/s^2; L·T^{-2}]

Les exposants sont obtenus à l'aide d'une équation en fonction de la porosité et du degré de saturation (Mbonimpa et al., 2002b). Des valeurs estimées de p_a et p_w variant entre 3,3 et 3,5

donnent des résultats généralement proches des valeurs mesurées, pour les résidus miniers (Mbonimpa & Aubertin, 2003; Aachib et al., 2004).

Le degré de saturation influence le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène dans un matériau (Gosselin et al., 2007). Le coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air (D_a^0=1,8 x 10^{-5} m/s^2 à 20°C) est environ 10 000 fois plus élevé que dans l'eau (D_w^0=2,5 x 10^{-9} m/s^2 à 20°C).

Dans un sol partiellement saturé, l'eau peut aussi être présente sous forme de vapeur (gaz). En général, pour un sol peu saturé, le transport de la vapeur d'eau s'effectue par diffusion sous l'effet d'un gradient de concentration (ou de pression partielle). Le mouvement de la vapeur d'eau par diffusion peut être décrit par l'équation suivante (Hillel, 2003; Dobchuk et al., 2004; Bittelli et al., 2008; An et al., 2018) :

$$F_v^D = -D_v \theta_a \tau \frac{\partial C_v}{\partial z} \tag{2.26}$$

avec D_v le coefficient de diffusion de vapeur d'eau [m^2/s; L^2·T], τ un facteur de tortuosité du milieu poreux [-] et C_v la concentration de vapeur d'eau dans le milieu [g/m^3; M·L^3].

Dans un milieu poreux grossier (p. ex., du sable et gravier), le facteur de tortuosité, τ, est généralement comprise entre 0,6 et 0,8 (Bear, 1972). Le coefficient de diffusion de la vapeur d'eau dans l'air est donné par (Campbell, 1985):

$$D_v = 2{,}12\ x\ 10^{-5} \left(\frac{T}{273.15}\right)^2 \tag{2.27}$$

Avec T la température [K; Θ]

La concentration en vapeur d'eau dans le milieu peut être écrite :

$$C_v = RH\ C_v' \tag{2.28}$$

Avec C_v' la concentration de vapeur d'eau saturante à 20° [0.017 kg/m^3; M·L^{-3}] et RH l'humidité relative [-].

2.3.2 Transport gazeux par advection

L'oxygène dissous peut être transporté en profondeur et jusqu'aux rejets miniers avec l'eau d'infiltration (Mbonimpa & Aubertin, 2003). Le flux d'oxygène dissout peut ainsi s'écrire (Fetter et al., 2017) :

$$F^{A}_{O_{2,dissous}} = F_w \, C_{O_2,w} \tag{2.29}$$

Avec $F^{A}_{O_{2,dissous}}$ le flux d'oxygène [mol/m^2/s; N·L^{-2}·T^{-1}], F_w le débit spécifique d'infiltration d'eau [m^3/(m^2·s); L^3·(L^{-2}·T^{-1})], $C_{O_2,w}$ la concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration [mol/m^3; N·L^{-3}].

Le flux d'oxygène associé à l'infiltration des eaux de précipitations à l'intérieur des résidus miniers ne représente qu'un faible apport en oxygène par rapport au phénomène de diffusion (Nicholson et al., 1989), en raison notamment de leur faible conductivité hydraulique. En revanche, ce mécanisme de transport semble plus significatif pour des conductivités hydrauliques supérieures à 10^{-5} m/s (Morin et al., 1991), ce qui peut être rencontré typiquement dans les haldes à stériles.

2.3.3 Transport gazeux par gradient de pression totale

Le transport de l'air par advection est un phénomène important à l'intérieur des haldes à stériles exposées au vent (Amos et al., 2009). Le vent peut induire un gradient de pression autour de l'empilement, ce qui peut provoquer un flux d'air contenant de l'oxygène vers l'intérieur de celui-ci (Anne & Pantelis, 1997; Amos et al., 2009; Pham et al., 2013). L'ampleur du phénomène dépend de la distribution granulométrique des matériaux, de la perméabilité, de la forme des grains ainsi que de la direction, de l'intensité et de la fréquence des vents (Amos et al., 2009; Chi et al., 2013). Dans un matériau grossier, de faibles gradients de pression (< 1 Pa/m) suffisent à engendrer des flux d'air significatif et le phénomène d'advection devient le mode de transport dominant de l'air dans les haldes (Lahmira et al., 2014; Amos et al., 2015). Le flux par advection de l'air F_a peut s'écrire en 1D (Mbonimpa & Aubertin, 2003; Vriens et al., 2018):

$$F^{A}_{a} = -K \frac{k_{ra}}{\mu_a} \frac{\partial}{\partial z} \left(P_a + \rho_a \, gz\right) \tag{2.30}$$

Où F^{A}_{a} est le flux advectif de l'air dû à des gradients de pression [kg/(m^2·s) ; M·L^{-2}·T^{-1}], k_{ra} la conductivité relative de l'air [-], P_a la pression de l'air [Pa; M·L^{-1}·T^{-2}], ρ_a la masse volumique de la phase gazeuse [kg/m^3; M·L^{-3}] et μ_a la viscosité dynamique de la phase gazeuse [kg/(m·s); M·L^{-1}·T^{-1}].

L'air contient de l'oxygène, le flux advectif de l'oxygène peut être calculé au moyen de l'équation suivante (Mbonimpa & Aubertin, 2003) :

$$F_{O_2}^A = F_a^A C_{O_2,a} = -K \frac{k_{ra}}{\mu_a} \frac{\partial}{\partial z} (P_a + \rho_a g z) C_{O_2,a} \tag{2.31}$$

La perméabilité intrinsèque déterminée ne dépend que des propriétés du milieu poreux et non des caractéristiques des fluides (Hillel, 2003). Elle permet de déterminer le type de transport du gaz (advection ou diffusion). La perméabilité intrinsèque des roches stériles est généralement comprise entre 4 x 10^{-13} et 5 x 10^{-6} m^2 (Lefebvre et al., 2001a; Lefebvre et al., 2001b; Lahmira et al., 2014; Amos et al., 2015) et elle peut être déterminée à l'aide de la norme ASTM D6539 (2013). Le mécanisme d'advection sera plus important que celui de la diffusion dans un milieu où la perméabilité intrinsèque est élevée (K ≅ 10^{-9} à 10^{-10} m^2) (Mbonimpa & Aubertin, 2003). La perméabilité intrinsèque des résidus miniers est faible (K < 10^{-15} à 10^{-12} m^2 pour des résidus grossiers), l'advection est un phénomène secondaire et le transport diffusif est dominant (Gosselin, 2007). L'effet des différences de pressions sur les flux d'air peut être du même ordre de grandeur que les phénomènes de convection naturelle (ou convection thermique) causée par une source de chaleur provenant de l'oxydation des rejets miniers. Le pompage barométrique est contrôlé par la variation de pression barométrique des cycles quotidiens (Wels et al., 2003). Ces variations induisent le mouvement des gaz dans la zone non saturée et ce mouvement est influencé par les conditions climatiques, la géométrie de la halde, la granulométrie (Wels et al., 2003).

2.4 Radiation solaire

La radiation est un transfert de chaleur qui s'effectue sans mouvement d'air et sans contact d'un solide par opposition à la convection et la conduction (Hillel, 2003). C'est le transfert de l'énergie sous forme de photons ou d'ondes électromagnétiques de tout corps au-dessus d'une température de 0 K. Le rayonnement solaire correspond à de courtes longueurs d'ondes (0,3 à 3 µm) alors que le rayonnement sortant à de grandes longueurs d'ondes correspond à l'énergie émise de la surface de la Terre (3 à 50 µm).

La quantité d'énergie qui arrive à la surface dépend de la constante solaire, la latitude de l'emplacement, les conditions atmosphériques (nuages et poussières), l'albédo de la surface et l'élévation (Blight, 2009). La radiation nette correspond à la différence entre les rayons émis et les rayons réfléchis (Van Bavel & Hillel, 1976; Weeks & Wilson, 2006):

$$R_n = (R_s + R_a)(1 - \alpha) + R_{li} - R_{lo} \tag{2.32}$$

avec α l'albédo de la surface [-], R_s le rayonnement solaire [W/m^2; (M· L^2·T^{-3})·L^{-2}], R_a le

rayonnement solaire provenant de l'atmosphère [W/m^2; (M· L^2·T^{-3})·L^{-2}], R_{li} le rayonnement à grande longueur d'onde [W/m2; (M· L2·T-3)·L-2] et R_{lo} le rayonnement à grande longueur d'onde émis par le sol [W/m2; (M· L2·T-3)·L-2]. L'albédo représente le coefficient de réflexion d'une onde de radiation sur une surface donnée (Blight, 2009). Ce coefficient varie selon le type de matériaux, la couleur et la rugosité de la surface (Tableau 2.1) et suivant l'inclinaison du rayon.

Tableau 2.1: Albédo selon différents constituants, tirée de Hillel (2003), et Blight (2009)

Constituants	**Albédo**
Eau	5 – 10 %
Végétation	10 – 30%
Neige	90 %
Résidus miniers bruns (foncés)	14% (sec) 6% (humide)
Résidus miniers jaunâtres (pâles)	33% (sec) 16% (humide)
Eau, au-dessus de résidus miniers (pâles)	20%
Roches stériles, (Carey et al., 2005)	46% à 51%

La radiation nette reçue par la surface du sol est transformée en chaleur, ce qui a pour effet d'augmenter la température de l'air, du sol et de l'eau. Le budget énergétique de surface peut s'écrire (Wilson, 1990; Wilson et al., 1994; Blight, 2009):

$$R_n = G + H + L_e \tag{2.33}$$

Avec G le flux de chaleur du sol (transféré de la surface au sol) [W/m^2; (M· L^2·T^{-3})·L^{-2}], H le flux de chaleur sensible (transféré de la surface du sol à l'air) [W/m^2; (M· L^2·T^{-3})·L^{-2}] et L_e le flux de chaleur latente d'évaporation (parfois écrit λE ou $L_v E$) [W/m^2; (M· L^2·T^{-3})·L^{-2}] .

2.5 Bilan hydrique

Le bilan hydrique permet de quantifier les échanges massiques (eau) entre les résidus miniers ou les roches stériles et l'atmosphère. Le bilan hydrique peut s'écrire :

$$P = R + Pe + AE + T \pm \Delta S \tag{2.34}$$

Avec P les précipitations [m^3 m^{-2} ou m; L^3·L^{-2}], R le ruissellement [m^3 m^{-2} ou m; L^3·L^{-2}], Pe la percolation [m^3 m^{-2} ou m; L^3·L^{-2}], AE l'évaporation actuelle à la surface [m^3 m^{-2} ou m; L^3·L^{-2}], T la transpiration en présence de couvert végétal [m^3 m^{-2} ou m; L^3·L^{-2}], et ΔS la variation de l'emmagasinement [m^3 m^{-2} ou m; L^3·L^{-2}].

2.5.1 Infiltration

L'infiltration est définie comme le processus d'entrée de l'eau dans un sol. En général, l'eau s'infiltre dans le milieu poreux de façon homogène (Hillel, 2003). Cependant, le front de mouillage peut être instable ou irrégulier en présence de macropores (écoulements préférentiels) ou lorsque la force gravitaire d'écoulement domine les forces capillaires (Fetter et al., 2017).

Le taux d'infiltration correspond au volume d'eau qui s'infiltre dans un matériau en fonction du temps et par unité de surface. Il dépend des propriétés hydrogéologiques du matériau, de la teneur en eau initiale et de la présence de macropores (Hillel, 2003). Le taux d'infiltration maximum est appelé la capacité d'infiltration. Lors de précipitations intenses, le taux d'infiltration maximum est dépassé et l'eau n'a plus la capacité à infiltrer le sol. Elle ruisselle donc en surface. Le taux d'infiltration maximum varie en fonction de la teneur en eau initiale et la succion.

Le taux d'infiltration peut être représenté en utilisant des modèles analytiques simplifiés basés sur les propriétés physiques des matériaux. Le modèle proposé par Green et Ampt (1911) s'écrit:

$$i = \frac{k_{w,sat}\left(H_0 - H_f + Z\right)}{Z} \tag{2.35}$$

Avec H_0 la charge à la surface du sol [m; L], H_f la charge effective au front de mouillage [m; L] et L_f la distance de la surface au front de mouillage [m; L], Z la profondeur du front de mouillage [m; L].

Ce modèle est valable à des conditions de charge constante en surface et est applicable pour des matériaux grossiers secs (Lévesque, 2015). Le modèle de Philip (1957) est fondé sur une solution aux dérivées partielles de l'équation de Richards :

$$i(t) = \frac{S}{2t^{1/2}} + i_c \tag{2.36}$$

Ave S la capacité à absorber l'eau par capillarité [cm/s$^{1/2}$; L·T$^{-1/2}$], t le temps [s; T] et i_c la capacité d'infiltration [cm/s; L·T^{-1}].

Au début de l'infiltration, le matériau peut être à l'état de la saturation résiduelle et la capacité d'infiltration est élevée dû aux forts gradients hydrauliques (Peregoedova, 2012). Le matériau se sature progressivement et la capacité d'infiltration diminue jusqu'à la valeur minimale qui correspond environ à la conductivité hydraulique saturée (Hillel, 2003; Peregoedova, 2012).

L'infiltration peut être mesurée sur le terrain à l'aide d'un infiltromètre cylindrique (simple-anneau ou double anneau) ou à l'aide d'un perméamètre de Guelph (ASTM D5126, 2016). Ces essais permettent également d'évaluer la conductivité hydraulique en place (Bréard Lanoix, 2017).

2.5.2 Évaporation

L'évaporation constitue un changement de phase de l'eau liée à une augmentation de son énergie entropique : l'eau passe de la phase liquide à la phase gazeuse. Elle peut se produire à la surface d'un sol, à la surface de l'eau libre ou à partir des plantes (transpiration) (Hillel, 2003; Blight, 2009). Généralement, trois conditions sont nécessaires afin que l'évaporation se produise et persiste à la surface d'un sol (Hillel, 2003; Blight, 2009) :

- flux de chaleur continu, sous forme d'énergie, (2,5 x 10^6 J/kg d'eau évaporés pour T=15 °C);
- pression de vapeur à la surface du sol supérieure à celle de l'atmosphère (gradient de pression de vapeur). Le transport de la vapeur peut se produire par diffusion (section 2.3.1) et/ou par advection (section 2.3.3);
- disponibilité de l'eau dans le sol, elle-même fonction des propriétés du matériau en place (CRE; section 2.1.1).

L'évaporation potentielle, E_p, représente la quantité d'évaporation qui peut se produire lorsque l'approvisionnement en eau est suffisant (aucun facteur limitant, surface libre d'eau). Elle est fonction de la radiation solaire, de l'humidité relative, de la température et de la vitesse du vent (Wilson, 1990; Wilson et al., 1994). L'évaporation potentielle est donc contrôlée par les conditions atmosphériques et est généralement plus élevée lorsque l'humidité relative est faible, la vitesse du vent élevée, la température de l'air élevée et que l'intensité du rayonnement solaire est maximal (Cui & Zornberg, 2008; Dingman, 2015).

Lors de la première phase d'évaporation, le sol est complètement saturé et le taux d'évaporation demeure constant à son maximum (Lehmann & Or, 2009), et l'évaporation réelle est égale à l'évaporation potentielle (Ep = Er). Le taux d'évaporation élevé est maintenu par un écoulement de l'eau vers la surface dans les pores saturés connectés hydrauliquement (Shokri & Or, 2011; Shokri & Salvucci, 2011). Les sols fins montrent généralement des taux d'évaporation plus élevés et une durée plus longue de la phase 1 que les sols grossiers (Shahraeeni et al., 2012). La deuxième phase appelée phase de transition correspond à une diminution du degré de saturation du sol et

l'évaporation réelle est alors limitée par l'approvisionnement en eau près de la surface (Shokri & Salvucci, 2011). L'évaporation réelle diminue et devient plus faible que l'évaporation potentielle (Figure 2.7). Le taux d'évaporation est toujours contrôlé par les conditions atmosphériques, mais dépend aussi des propriétés hydrogéologiques des matériaux (i.e., conductivité hydraulique, teneur en eau volumique). Les pores les plus grossiers se désaturent plus rapidement lors de la phase 2 alors que les pores plus petits peuvent retenir l'eau plus longtemps (Lehmann & Or, 2009; Or et al., 2013). L'eau contenue dans les pores les plus grossiers peut également pénétrer dans les pores les plus fins, puis être transportée jusqu'à la surface (Shokri & Or, 2011). Lors du dernier stage, le front de séchage est avancé et l'eau ne peut plus atteindre la surface. L'eau dans les pores devient discontinue (plus de connectivité hydraulique) et le transport de l'eau est seulement régi par les mouvements de vapeur par diffusion (section 2.2.1). Le taux d'évaporation est faible et demeure relativement constant (Rassam & Williams, 1999).

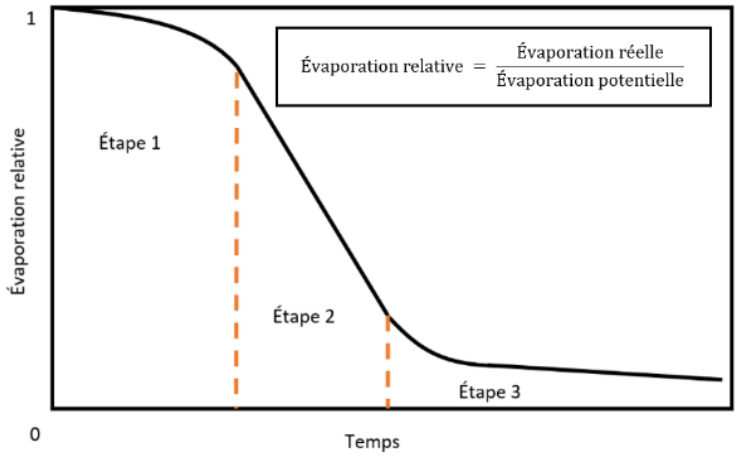

Figure 2.7: Les trois phases de l'évaporation d'un matériau granulaire adaptée de Rassam et Williams (1999). À l'étape 1, l'évaporation réelle est maximale (égale à l'évaporation potentielle) et l'apport en eau se produit par remontée capillaire (liquide). À l'étape 2, la phase de transition, le matériau se désature progressivement et l'apport en eau est limité aux pores les plus petits et à la diffusion de vapeur (liquide et gaz). À l'étape 3, la diffusion de vapeur domine (gaz).

Le taux d'évaporation relative peut être approximé par l'équation de Wilson (1997) :

$$E_{rel} = \frac{E_r}{E_p} = \frac{e_{surf} - e_{va}}{e_{sa} - e_{va}} \tag{2.37}$$

Avec $e_{va} = RH_a \cdot e_{sa}$ et $e_{surf} = RH_{surf} \cdot e_{sa}$ où e_{sa} est la pression de vapeur saturante à la température de la surface [kPa; $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$], e_{va} la pression de vapeur de l'air [kPa; $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$], RH_a l'humidité relative de l'air [-], e_{surf} la pression de vapeur de la surface du sol [kPa; $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$] et RH_{surf} l'humidité relative à la surface [-].

L'humidité relative peut être reliée à la succion et à l'état de la surface à l'aide de l'équation (Edlefsen & Anderson, 1943) :

$$RH = exp\left(\frac{\psi_t g M_w}{R\,T}\right) \tag{2.38}$$

Avec ψ_t la succion équivalente de la phase liquide (pression négative) [m; L], M_w la masse molaire de l'eau [kg/mol; $M \cdot N^{-1}$] et R constante universelle des gaz parfaits [J/mol·K; ($M \cdot L^2 \cdot T^{-2} \cdot N^{-1} \cdot \Theta^{-1}$)]

Mesure directe de l'évaporation

L'évaporation potentielle de l'eau libre peut être mesurée au moyen d'un bac cylindrique dans les zones d'entreposage des rejets miniers (Fujiyasu & Fahey, 2000). Le taux d'évaporation est estimé en mesurant la quantité d'eau nécessaire pour maintenir le niveau à 25 mm de la surface. Les températures sont également suivies durant la journée (Cui & Zornberg, 2008).

L'évaporation réelle peut être mesurée directement au moyen de microlysimètres (Boast & Robertson, 1982). Le matériel est ajouté dans un contenant placé sur une balance et installé affleurant à la surface du sol. L'évaporation est mesurée directement à partir du changement de masse mesuré par la balance. Les précipitations sont mesurées et l'eau de drainage peut être collectée au besoin (Wilson, 1990). La méthode reste cependant très ponctuelle et il est recommandé d'utiliser cette méthode pour de courtes périodes (< 24 h) afin de minimiser les différences entre l'évaporation dans les microlysimètres et l'évaporation dans les matériaux en place (qui eux sont reliés à la nappe phréatique). La méthode sous-estime également la transpiration des plantes (Waugh, 2002). La méthode peut être utilisée avec des matériaux miniers (Newson & Fahey, 2003) et pour déterminer l'efficacité d'une couverture de type barrière à l'évaporation (Yuan et al., 2009).

Mesure indirecte de l'évaporation

Les méthodes indirectes de mesure de l'évaporation sont basées sur les principes de transfert de masse et de chaleur. Les méthodes les plus utilisées sont la méthode du ratio de Bowen pour la

mesure du bilan énergétique et le bilan hydrique. La méthode du ratio de Bowen a été employée pour déterminer des taux d'évaporation à l'intérieur de parcs à résidus (Fujiyasu et al., 2000; Newson & Fahey, 2003) et d'haldes à stériles (Carey et al., 2005) et elle a donné des résultats de taux d'évaporation semblables aux taux prédits par les modèles d'estimation (Carey et al., 2005). La méthode d'Eddy covariance permet également de mesurer l'évaporation d'une halde à stériles. Le système d'Eddy covariance permet d'obtenir les valeurs des flux sensibles de chaleur (H), des flux de chaleur latente (L_e) et des flux de chaleurs de la surface (G). L'évaporation peut être mesurée indirectement à l'aide des composantes du bilan hydrique (section 4.2) (Cui & Zornberg, 2008). Les composantes du bilan hydrique peuvent être obtenues au moyen de macro-lysimètres ou de cellules de terrain. L'évaporation peut également être évaluée à l'échelle d'une halde expérimentale instrumentée (Aubertin et al., 2005; Neuner et al., 2013).

Estimation et prédiction de l'évaporation

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés afin d'estimer l'évaporation réelle et/ou l'évaporation potentielle (Wilson, 1990; Wilson et al., 1997; Carey et al., 2005; Weeks & Wilson, 2006). Les modèles les plus utilisés sont ceux de Penman (1948), de Penman modifié par Wilson (1990) et de Penman - Monteith (Allen et al., 1998).

Équation de Penman (1948)

Penman (1948) a proposé une méthode afin d'évaluer l'évaporation potentielle au moyen des équations de bilan énergétique et de masse (Weeks & Wilson, 2006):

$$E_p = \frac{\Gamma R_n + \nu E_a}{\Gamma + \nu} \tag{2.39}$$

Avec Γ la pente de la courbe de la pression de vapeur saturante en fonction de la température moyenne de l'air [kPa/°C; $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2} \cdot \Theta^{-1}$], ν la constante psychrométrique [kPa/°C] et E_a le flux d'évaporation due à l'effet du vent [mm/d; $L \cdot T^{-1}$].

La constante psychrométrique peut se calculer (Allen et al., 1998):

$$\nu = \frac{c_p P_a}{\varepsilon \cdot L_e} \tag{2.40}$$

Avec c_p la chaleur spécifique de l'air [J/kg K; $L^2T^{-2}\Theta^{-1}$], P_a la pression atmosphérique [kPa; $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$] et ε le rapport des poids moléculaires de la vapeur d'eau et de l'air sec [-].

Le flux d'évaporation provenant du vent est en fait une forme de l'équation de Dalton (1802) :

$$E_a = f(u)(e_{sa} - e_s) \tag{2.41}$$

Avec $f(u) = 0.35(1 + 0{,}146\ U_a)$ la fonction d'échange turbulente [km/h; L·T^{-1}] où U_a est la vitesse des vents [km/h; L·T^{-1}] et e_s la pression de vapeur de l'air dans l'atmosphère [kPa; M·L^{-1}·T^{-2}].

Le modèle de Penman nécessite peu de données climatiques (p.ex. vents, température, et humidité relative), mais ne permet que d'estimer l'évaporation potentielle (Wilson et al., 1997).

Modification du modèle de Penman par Wilson (1990)

La modification apportée par Wilson (1990) permet de prendre en compte une surface partiellement saturée sans végétation :

$$E_a = \frac{\Gamma R_n + \nu E'_a}{\Gamma + \nu} \tag{2.42}$$

Avec $E'_a = f(u)e_{air}(B_{RH} - A_{RH})$ où E'_a est le flux de vapeur [mm/d; L·T^{-1}], B_{RH} est l'inverse de l'humidité relative de l'air [-], A_{RH} est l'inverse de l'humidité relative de la surface du matériel [-]

Modèle de Penman-Monteith

L'équation de Penman est une combinaison du budget énergétique et de l'équation de Penman présentée ci-dessus (Monteith, 1981). Elle est plus adaptée au calcul de l'évaporation réelle pour les matériaux non saturés car elle prend en compte une résistance aérodynamique et une résistance de la surface à l'évaporation (Allen et al., 1998).

$$E = \frac{\Gamma(R_n - G) + \frac{\rho_a c_p (e_s - e_a)}{r_a}}{\Gamma + \nu\left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \tag{2.43}$$

La résistance aérodynamique, r_a, peut s'écrire (Allen et al., 1998):

$$r_a = \frac{ln\left[\frac{z_m - d}{z_{om}}\right] ln\left[\frac{z_h - d}{z_{oh}}\right]}{k^2 U_z} \tag{2.44}$$

Avec z_m la hauteur à laquelle le vent est mesuré [m; L], z_h la hauteur à laquelle l'humidité est mesurée [m; L], d la hauteur de la végétation ($d=d_0=0$ pour les sols sans végétations) [m; L], z_{oh} la longueur de rugosité régissant le transfert de quantité de mouvement [m; L], z_{om} la longueur de rugosité régissant le transfert de chaleur et de vapeur [m; L], $k = 0.41$ la constante de Karman [-], et U_z la vitesse du vent à la hauteur z [m/s; $L \cdot T^{-1}$]. Les valeurs de z_{om} et z_{oh} sont généralement estimées à 10^{-3} m pour les sols sans végétation (van de Griend & Owe, 1994). La résistance de la surface r_s a d'abord été décrite comme une résistance d'un couvert végétal à l'évaporation (Monteith, 1965), mais plusieurs modifications ont été proposées afin d'adapter l'équation à une surface sans couvert végétal (tel que rencontrée dans les parcs à résidus ou les haldes à stériles) (van de Griend & Owe, 1994; Yamanaka et al., 1997; Aluwihare & Watanabe, 2003; Bittelli et al., 2008). L'approche présentée ci-dessous permet par exemple de relier la résistance de la surface à l'évaporation, r_s [m/s; $L \cdot T^{-1}$] à la teneur en eau (van de Griend & Owe, 1994; Tran et al., 2015):

$$r_s = 10exp\left(0.3563\left(\theta_R - \theta_{top}\right)\right) \tag{2.45}$$

Avec θ_R la teneur en eau volumique du point de fléchissement de la courbe du taux d'évaporation [-] et θ_{top} la teneur en eau volumique des premiers cm de la surface [-]

Le taux d'évaporation obtenu par la méthode de Penman-Monteith en utilisant une résistance de surface estimée spécifiquement pour les sols sans végétation permet de prédire plus précisément l'évaporation réelle pour des sols peu saturés (van de Griend & Owe, 1994; Aluwihare & Watanabe, 2003; Tran et al., 2015; Lehmann et al., 2018).

2.5.3 Facteurs d'influences sur le taux d'évaporation

Des fissures de dessiccations peuvent apparaître lors de la désaturation de résidus miniers, et augmenter l'évaporation lorsqu'il y a apparition de macropores (Simms et al., 2007). La précipitation de sels à la surface des rejets miniers peut entraîner la formation d'une fine croûte de sel de couleur pâle (Fujiyasu & Fahey, 2000; Fisseha et al., 2010). Cette couche modifie l'albédo du matériel et tend à diminuer la pression de vapeur saturante dans les pores ce qui provoque la diminution du taux d'évaporation (Simms et al., 2007). Ces facteurs doivent être pris en compte lors de la prédiction du taux d'évaporation, particulièrement pour les parcs à résidus (Fujiyasu & Fahey, 2000; Fujiyasu et al., 2000).

L'évaporation peut également varier considérablement en présence d'hétérogénéités et de stratifications (Trautz et al., 2015). Les mécanismes internes de transport et l'interruption de la continuité hydraulique sont influencés par les propriétés hydrogéologiques des différents matériaux. Une couverture de matériaux grossiers (gravier) ajoutée à la surface d'un matériau fin peut contribuer à réduire les flux d'évaporation par la formation d'un effet de barrière capillaire (Modaihsh et al., 1985). L'évaporation est dans ce cas uniquement contrôlée par le gradient de vapeur jusqu'à la surface (diffusion de vapeur).

2.6 Méthode de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche

L'objectif de la méthode de la nappe surélevée combinée avec une couverture monocouche (NPS-CM) est de maintenir les résidus miniers réactifs saturés en tout temps. La faible vitesse de diffusion de l'oxygène dans l'eau permet de contrôler les réactions d'oxydation à l'origine du DMA (Aubertin et al., 1999a). Une des approches consiste à rehausser le niveau de la nappe phréatique au moyen de digues étanches (Figure 2.8). La remontée capillaire dans les résidus miniers permet de garder ceux-ci saturés, même quelques mètres au-dessus de la nappe phréatique.

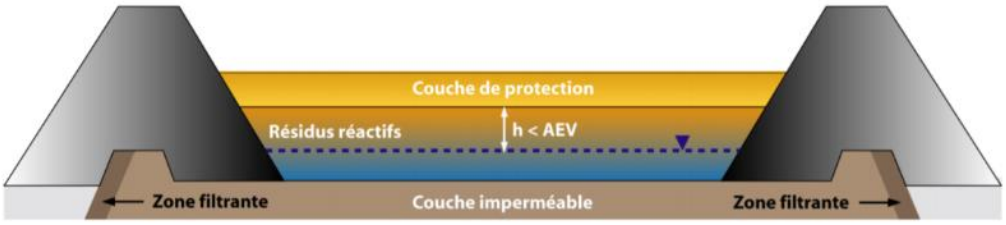

Figure 2.8: Recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée, tirée de Bussière et al. (2017) et adapté de Aubertin et al. (1999b)

La méthode NPS-CM présente de nombreux avantages : pas d'effet lié aux mouvements de l'eau (Adu-Wusu et al., 2001; Yanful & Catalan, 2002; Mian & Yanful, 2003), diminution des pressions interstitielles sur les digues (Aubertin et al., 2015a), bon contrôle du niveau de la nappe par la couverture monocouche de la nappe (Dagenais et al., 2006), et quantité de matériaux nécessaires à la construction plus faible que pour les couvertures multicouches (Aubertin et al., 2015a). Cependant, l'efficacité de la méthode NPS-CM est très sensible à la profondeur de la nappe (Dagenais, 2005; Pabst, 2011; Dobchuk et al., 2013; Pabst et al., 2017b; Ethier et al., 2018). La nappe est généralement rehaussée jusqu'à une profondeur équivalente à la moitié de la valeur

d'entrée d'air (1/2 AEV) sous la surface des résidus miniers (Aubertin et al., 1999a; Ouangrawa et al., 2010). Dans le cas des parcs à résidus partiellement oxydés (comme par exemple les sites abandonnés), il est recommandé d'élever la nappe phréatique jusqu'à la surface des résidus, à la base du recouvrement (Pabst et al., 2017a).

La position de la nappe phréatique peut être contrôlée en modifiant le bilan hydrique (notamment au moyen d'une couverture monocouche), en limitant l'écoulement de l'eau souterraine vers l'extérieur du parc à résidus et/ou en modifiant les propriétés hydrauliques des résidus miniers (Ouangrawa et al., 2010).

L'épaisseur du recouvrement est un facteur qui peut influencer l'efficacité de la méthode NPS-CM (Demers et al., 2011; Pabst, 2011; Dobchuk et al., 2013; Aubertin et al., 2015a). Généralement, une épaisseur de 30 cm à 50 cm est recommandée pour un recouvrement composé de sable, (Aubertin et al., 2015a). La granulométrie de la couverture est choisie en fonction de l'objectif de la couverture. Une couverture constituée de matériaux grossiers aidera à diminuer l'évaporation (barrière à l'évaporation) alors qu'une couverture composée de matériaux fins permettra de diminuer les flux d'oxygène (barrière à l'oxygène).

Les recouvrements composés de matériaux fins permettent de bloquer l'apport en oxygène grâce à leur grande capacité de rétention d'eau (Dobchuk et al., 2003; Demers, 2008; Demers et al., 2010; Ethier et al., 2018). Les matériaux silteux (notamment les résidus non réactifs ou désulfurés) sont souvent employés comme couverture monocouche (Demers, 2008; Demers et al., 2008; Demers et al., 2010) notamment en raison de leurs propriétés hydrogéologiques adaptées. Ces matériaux sont cependant susceptibles à l'évaporation (taux maximale en surface), à l'érosion et à la dessication (Saleh Mbemba, 2010; Aubertin et al., 2015b). Les matériaux silteux naturels ne sont pas non plus toujours disponibles à proximité des parcs à résidus, ce qui limite également leur utilisation.

Un recouvrement composé de matériaux grossiers a pour objectif de contrôler l'évaporation et l'infiltration, tout en limitant les phénomènes d'érosions. Le contraste des propriétés hydrologiques entre la couverture et les résidus sous-jacents permet de créer un effet de bris capillaire (Aubertin et al., 1999a) et de limiter la remontée de l'eau dans le matériau grossier. Le mécanisme de l'évaporation est alors limité à la diffusion de vapeur (Yang & Yanful, 2002; Lehmann & Or, 2009).

Un recouvrement de matériaux grossiers a été employé conjointement à la nappe phréatique élevée sur le site minier abandonné d'Aldermac, en Abitibi-Témiscamingue (Maqsoud, 2017). Des travaux de terrains ont montré que la conductivité électrique de l'effluent final a diminué et que la couche protection permet de maintenir la nappe phréatique au critère de design (Maqsoud, 2017).

2.7 Défi et besoin en recherche pour la valorisation des roches stériles comme barrière à l'évaporation

Des quantités importantes de roches stériles sont produites lors de l'exploitation minière, en particulier lors des opérations d'extraction à ciel ouvert. La valorisation des roches stériles comme barrière à l'évaporation permettrait de réduire le volume de roches stériles entreposées à la surface et de réduire le besoin en matériaux naturels ainsi que les impacts associés aux bancs d'emprunts. Cependant, les roches stériles présentent une hétérogénéité importante en raison avec leurs caractéristiques physiques et géochimiques.

2.7.1 Hétérogénéité physique

Les roches stériles sont générées lors des séquences de forages et sautages pour permettre l'accès à la zone minéralisée (Aubertin et al., 2015a), ce qui leur confère généralement une forme anguleuse (Wickland et al., 2006; Azam et al., 2009). Les roches stériles sont typiquement des matériaux hétérogènes avec une distribution granulométrique étalée où la taille des particules peut varier de plusieurs ordres de grandeur, soit du micromètre au mètre (Fala et al., 2005; Aubertin, 2013). La densité relative des grains varie selon la minéralogie de la roche en place et les valeurs sont généralement comprises entre 2,4 et 5 (Aubertin, 2013). La distribution granulométrique présente de grands coefficients d'uniformité, C_U [-], généralement compris entre 20 et 100 (Aubertin, 2013). La perméabilité des roches stériles est généralement comprise entre 10^{-13} et 10^{-9} m^2 (Amos et al., 2015), ce qui correspond à une conductivité hydraulique saturée supérieure à 10^{-6} m/s (Aubertin, 2013). Les capacités de rétention d'eau des roches stériles sont principalement contrôlées par la fraction fine (<5 mm) (Amos et al., 2015) tandis que l'écoulement rapide des fluides se produit principalement à travers les pores plus grossiers (Blackmore et al., 2018b). La ségrégation des matériaux et l'hétérogénéité des roches stériles peuvent influencer le comportement hydrogéologique au sein des zones de déposition. Les zones de faible perméabilité en milieu non saturé et les zones très perméables en milieu saturé peuvent former des voies d'écoulements préférentiels (Morin et al., 1991). Les propriétés hydrogéologiques des haldes à

stériles peuvent également évoluer dans le temps. Par exemple, la migration de particules fines à travers les stériles (lessivage des particules fines), à la suite de fortes précipitations, peut entraîner une augmentation de la conductivité hydraulique saturée (Harries & Ritchie, 1983). À l'inverse, le mouvement des particules fines peut bloquer les passages préférentiels de l'eau et former une zone ayant une conductivité hydraulique plus faible (accumulation de particules fines) (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002; Peregoedova, 2012). Les cycles de gel-dégel, les cycles de mouillage-séchage et le bris mécanique des particules sous contraintes peuvent entraîner la réduction de la taille des particules au cours du temps (Birkeland, 1984; McLemore et al., 2009). Ces effets sont susceptibles d'être observés dans un recouvrement de type monocouche composé de roches stériles.

L'effet de l'hétérogénéité physique sur la capacité d'une barrière à l'évaporation n'a que très peu été étudié pour les roches stériles.

2.7.2 Réactivité des roches stériles

Les roches stériles peuvent contenir des minéraux sulfureux susceptibles de s'oxyder et de mener au DMA. La fraction fine contrôle particulièrement la réactivité des roches stériles. Certaines études ont montré que les fractions fines (<2,5 mm) des roches stériles peuvent contenir une quantité plus importe de minéraux sulfureux (Smith et al., 2013), souvent sous la forme libérée (Elghali et al., 2018) et peuvent donc être plus réactive. Particulièrement, la taille des particules inférieure à 0,25 mm contribue de manière significative aux réactions d'oxydation et de neutralisation dans les roches stériles (Munroe et al., 1999; Strömberg & Banwart, 1999b). En plus des hétérogénéités géométriques, les séquences de minage peuvent également engendrer des hétérogénéités minéralogiques (Amos et al., 2015). La friabilité de la roche encaissante peut également engendrer des disparités minéralogiques selon la taille des particules pour une même lithologie.

La restauration des roches stériles n'est généralement pas entreprise avant la fermeture de la mine, et les roches stériles peuvent donc être exposées à l'oxydation pendant plusieurs années. Des minéraux secondaires tels que les hydroxysulfates (jarosite, schwertmannite), les oxyhydroxydes de fer (ferrihydrite, goethite) ou le gypse peuvent précipiter au cours des réactions d'oxydation et de neutralisation (Bigham & Nordstrom, 2000; Blowes et al., 2014; Nordstrom et al., 2015; Vriens et al., 2020a). Les minéraux secondaires ont la capacité de stocker l'acidité, les métaux(loïdes) et

les sulfates, mais ils ne sont stables que pour certaines conditions de pH et d'oxydoréduction (Kaasalainen et al., 2019). Des changements dans les conditions environnementales peuvent donc conduire à leur dissolution rapide et à une remobilisation des métaux(loïdes) ou sulfates associés (Vriens et al., 2019a; St-Arnault et al., 2020). La valorisation des roches stériles pré-oxydés et les effets de ces minéraux secondaires n’ont que très peu été étudiés dans la littérature.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre discute des différentes étapes méthodologiques suivies dans ce projet afin de répondre aux objectifs fixés du projet de recherche. L'objectif de ce chapitre est de fournir une vue d'ensemble du projet soulignant les liens entre les différents chapitres et articles qui constituent le corps de cette thèse.

3.1 Approche générale et hypothèses

L'objectif général du projet de recherche est d'évaluer le potentiel de valorisation des roches stériles comme barrière à l'évaporation dans la méthode de la nappe phréatique surélevée. Cette approche vise à évaluer particulièrement le potentiel de valorisation des roches stériles réactives et non réactives. Le projet de recherche se concentre sur la présence de la portion fine des roches stériles qui contrôle à la fois ses propriétés physiques (p.ex., écoulement dans la fraction fine, remontée capillaire, bris capillaire) et ses caractéristiques géochimiques, notamment en lien avec la réactivité. Par exemple, la fraction fine peut influencer les processus chimiques liés à la génération de drainage minier acide (Elghali et al., 2019a). Enfin, la dernière partie de la thèse évalue la performance d'un matériau grossier composé de sable et gravier à grande échelle et à long terme comme barrière à l'évaporation sur un site restauré à l'aide de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche. Ce type de matériau pourrait s'apparenter à des roches stériles avec un pourcentage de fraction fine faible. Les axes du projet sont abordés ainsi :

- Approches expérimentales générales au laboratoire pour la caractérisation des propriétés de base des roches stériles, des résidus miniers et des matériaux de couverture étudiés dans le cadre de cette thèse.
- Approches expérimentales au laboratoire pour l'évaluation du potentiel de réutilisation des roches stériles réactives à l'aide des méthodes de tamisage. L'enlèvement de la fraction fine pourrait réduire la réactivité des roches stériles et augmenter leur potentiel de réutilisation. Tout d'abord, le potentiel de DMA de différentes fractions de roches stériles est évalué à l'aide d'essais statiques et cinétiques au laboratoire. Au Chapitre 4, les résultats de deux types de roches stériles sont présentés. Des résultats supplémentaires pour des roches stériles pré-oxydés sont également disponibles au Chapitre 7.

- Approches expérimentales au laboratoire pour l'évaluation de l'effet de la fraction fine sur le bris capillaire dans un recouvrement monocouche avec la nappe phréatique surélevée. Particulièrement, la présence d'une portion de fraction fine peut mener à la remontée capillaire de l'eau lors de présence d'une nappe phréatique surélevée, ce qui pourrait diminuer l'efficacité du bris capillaire et augmenter l'évaporation dans les résidus miniers. Les résultats expérimentaux sont combinés à un modèle numérique afin d'évaluer la capacité du modèle à reproduire des résultats de laboratoire de l'évaporation. Les propriétés de la courbe de rétention de l'eau et de la fonction de perméabilité sont modifiées pour représenter différentes proportions de fines dans les roches stériles et l'épaisseur de recouvrement est modifiée dans le modèle numérique pour évaluer l'effet de la modification de ces paramètres sur l'évaporation.
- La dernière approche consistait à évaluer la performance d'un recouvrement de matériaux grossiers (sable et gravier) et donc de la barrière à l'évaporation à maintenir la nappe phréatique au critère de design à l'échelle du terrain. Cette dernière approche vise à mettre en valeur le potentiel de la méthode en général pour la restauration d'un site minier. Des données sur une durée de 10 ans ont été transférées par les responsables du site minier (MRNF) et 3 années de suivis dans la barrière à l'évaporation ont été effectuées dans le cadre de cette thèse.

3.2 Caractérisation des propriétés des matériaux

La connaissance des propriétés des matériaux est requise pour la conception et l'évaluation de la performance des systèmes de recouvrement. Particulièrement, l'obtention des propriétés physiques de base est nécessaire afin de bien représenter le comportement hydrogéologique et hydrogéochimique des matériaux de couverture. Cela est particulièrement important pour l'interprétation des données expérimentales et ainsi que pour la modélisation numérique de la performance du matériau comme barrière à l'évaporation dans la méthode de restauration de la NPS-CM.

La caractérisation des propriétés des rejets miniers doit comprendre diverses approches, notamment des mesures directes, des essais en laboratoire sur des échantillons sélectionnés, ainsi que des essais in situ à l'échelle du terrain (Aubertin et al., 2005). Des travaux de caractérisation

ont été réalisés afin de déterminer les caractéristiques hydrogéologiques des résidus miniers et des roches stériles.

Notamment, les roches stériles ont fait l'objet de divers programmes de caractérisation hydrogéologiques (Lefebvre, 1996; Gamache-Rochette, 2004; L-Bolduc, 2012; Peregoedova, 2012; Kalonji, 2014; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle, 2019). Celles-ci présentent typiquement une granulométrie très étalée; les méthodes de laboratoire et de terrain doivent être donc adaptées selon cette particularité (Aubertin et al., 2005).

3.2.1 Provenance des matériaux, séparation des fractions et granulométrie

Les roches stériles ont été prélevées par des techniciens de l'URSTM ou du personnel des sites miniers Westwood-Doyon (D), Malartic (CM) et LaRonde (LR), en 2019. Les échantillons ont été conservés dans des barils entreposés au laboratoire de l'IRME de Polytechnique Montréal. Les roches stériles ont servi à réaliser divers essais de caractérisation, et des essais de laboratoire. Les travaux de caractérisation ont été effectués à partir des fractions tronquées à 37,5 mm, afin de prendre en compte les limitations dues à la taille des équipements de laboratoire. La masse totale des échantillons prélevés était environ de 450 kg pour les matériaux provenant de la mine Doyon, 300 kg pour Malartic et de LaRonde. Tous les stériles ont été séchés à l'air ambiant, à l'aide de ventilateurs, à une teneur en eau volumique de moins de 3%, systématiquement tamisés au tamis 37,5 mm, homogénéisés manuellement ainsi qu'à l'aide de séparateur mécanique (ASTM, 2018a), tamisés mécaniquement et entreposés dans des chaudières hermétiques (Figure 3.1).

Figure 3.1: Séchage des roches stériles à l'air ambiant à l'aide de ventilateur.

La séparation des fractions a été réalisée à l'aide du tamisage mécanique suivant la procédure de façon analogue à la norme (ASTM, 2021). Les tamis suivants ont été utilisés: 37,5 mm, 25 mm,

19 mm, 14 mm, 10 mm, 5 mm, 3,35 mm, 2,36 mm, 2,0 mm, 1,4 mm, 1,0 mm, 0,850 mm, 0,425 mm et 0,250 mm. La courbe granulométrique a été obtenue lors de la séparation des fractions pour la masse d'échantillons totale (soit environ 450 kg pour Doyon et 300 kg pour LaRonde et Malartic). Des échantillons de la fraction de 0,25 mm ont été prélevés afin de compléter la courbe par méthode hydrométrique.

Les résidus miniers ont été prélevés au site minier Éléonore directement après leur production, envoyés au laboratoire de Polytechnique Montréal et entreposés dans un baril hermétique. Ces résidus ont notamment servi à réaliser divers essais de caractérisation et de laboratoire afin de déterminer leur comportement hydrogéologique (Chai-Onn, 2023). La courbe granulométrique des résidus miniers a été déterminée selon les normes ASTM-D6913-04 (2021) et ASTM-D1140-14 (2017). Les résidus miniers ont été passés au tamis 2 mm (ASTM No 10) avant d'effectuer les essais afin de limiter la présence d'agglomérats.

Les matériaux de la couverture ainsi que des échantillons des résidus miniers ont été prélevés sur le site minier Aldermac. Un total de 3 échantillons de la couverture et de 4 échantillons de résidus miniers a été prélevé lors des travaux de terrain en 2020. La courbe granulométrique des matériaux de couverture a été réalisée à l'aide du tamisage mécanique suivant la procédure de façon analogue à la norme (ASTM, 2021) alors que la courbe granulométrique des résidus miniers Aldermac a été effectuée à l'aide de la méthode de diffraction laser (avec Mastersizer S).

3.2.2 Densité relative des particules

La mesure de la densité relative des matériaux grossiers et fins nécessite deux méthodes distinctes: à l'aide de pesée hydrostatique pour les fractions grossières (grains ≥ 4,75 mm) suivant la norme ASTM C127-15 (2015) et à l'aide de pycnomètre à eau pour la fraction fine (grains ≤ 4,75 mm) suivant la norme ASTM D-854-14 (2014). Des triplicatas sont effectués lors de l'essai à l'aide du pycnomètre (fraction fine) et l'écart type des triplicatas doit être en deçà de s ≤ 0,006. L'acceptabilité entre deux résultats, d2s, doit être au-dessus de 0,02 pour qu'un essai soit jugé acceptable. Enfin, la densité relative pour l'ensemble du matériau est calculée selon la distribution granulométrique à l'aide de l'équation (ASTM, 2014) :

$$D_{r_{tot}} = \frac{1}{\frac{P_1}{100\,D_{r_1}} + \frac{P_2}{100\,D_{r_2}} + \cdots \frac{P_n}{100\,D_{r_n}}} \tag{3.1}$$

Avec P_n le pourcentage de la fraction dans l'échantillon de roches stériles, D_{r_n}la densité relative des grains solide de la fraction n.

3.3 Approche expérimentale pour l'analyse du comportement géochimique

Les matériaux ont été caractérisés à l'aide de diverses analyses chimiques et minéralogiques. Des analyses de soufre et carbone à l'aide d'un four à induction ont été réalisées au laboratoire de Géochimie de Polytechnique Montréal ainsi qu'au laboratoire de l'URSTM. Le quartage des échantillons a été effectué au laboratoire (Figure 3.2) et un total de 500 g par échantillon a été envoyé aux laboratoires. Les laboratoires s'occupaient de la pulvérisation de l'échantillon, du quartage et de l'analyse (1 g) du soufre et du carbone.

Figure 3.2: Quartage des échantillons pour leur prélèvement à des fins de caractérisation géochimique

La composition minéralogique a été analysée au laboratoire de l'URSTM par diffraction des rayons X (DRX) afin d'identifier de manière semi-quantitative les principaux minéraux présents dans les roches stériles. La composition chimique des roches a également été analysée par spectrométrie d'émission atomique au plasma à couplage inductif (ICP-AES) à l'aide d'un appareil Perkin Elmer Optima 3100 RL. Une digestion acide à l'aide de HNO_3, du Br_2, du HF et du HCl est d'abord effectuée sur les échantillons. Un total de 22 éléments a été analysé pour les 3 types de roches stériles: aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), béryllium (Be), bismuth (Bi), calcium (Ca),

cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), magnésium (Mg), manganèse (Mn), molybdène (Mo), nickel (Ni), plomb (Pb), soufre (S), antimoine (Sb), sélénium (Se), étain (Sn), titane (Ti) et zinc (Zn). La réconciliation minéralogique a été effectuée à l'aide des résultats de %S et %C, des résultats de DRX ainsi que les résultats de la composition chimique. Spécifiquement, la réconciliation minéralogique a été effectuée en utilisant les principaux éléments (Al, Ba, C, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, S, Zn, Ti). La racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSD en anglais) a été calculée et la méthode du gradient réduit généralisé pour minimiser le RMSD a été utilisée à l'aide d'un solveur sous contrainte. Une contrainte de ±3 % des valeurs DRX a été prise en compte dans le solveur pour atteindre la solution, mais des ajustements manuels ont été exceptionnellement effectués pour certains résultats.

3.3.1 Bilan acide-base

Des essais statiques ont été réalisés sur les 3 types de roches stériles pour chaque fraction. Le potentiel de génération d'acidité a été déterminé en réalisant un bilan acide-base à l'aide du calcul du ratio de potentiel de neutralisation (PNR) détaillé dans les ouvrages de Bouzahzah et al. (2014b) et de Bussière et Guittonny (2021). Le calcul du potentiel de neutralisation (PN) a été effectué à l'aide de la teneur en carbone, en supposant que le carbone provient uniquement des carbonates ($CaCO_3$) (Price, 2009). Le calcul du potentiel d'acidification (PA) a été effectué à l'aide du %S totale de l'échantillon et de %S sulfure provenant de la réconciliation minéralogique. La correction du %S sulfure a été effectué à l'aide de la réconciliation minéralogique en approximant la contribution du %S provenant des minéraux sulfurés et en excluant la contribution %S provenant des sulfates. Le matériau est considéré comme potentiellement acidogène (PAG) si PNR < 1 avec PNR = NP/AP, non-PAG si PNR > 2, et incertain pour PNR entre 1 et 2. incertain pour un NPR compris entre 1 et 2 (Price, 2009).

3.3.2 Essais cinétiques

Un total de 18 essais cinétiques en colonne (i.e., 12 petites colonnes et 6 grandes colonnes) a été effectué au laboratoire pour l'analyse du comportement géochimique des roches stériles selon la taille des particules (i.e., 6 colonnes par mine). Chaque colonne comprenait des fractions complémentaires et différentes: C1 [0 ;1 mm], C2 [1,00 ; 2,36 mm], C3 [2,36 ; 3,35 mm], C4 [3,35 ;4,75 mm], C5 [4,75 ; 37,5 mm], et la fraction totale C6 [0 ; 37,5 mm].

Les colonnes des petites fractions (C1 à C4, Figure 3.3A) étaient constituées de PVC et avaient une hauteur d'environ 100 mm et un diamètre d'environ 114 mm. À la base, une plaque poreuse a été installée ainsi qu'un papier filtre grossier afin de conserver les fines dans la colonne. Un total de 1 kg de roches stériles a été déposé dans chaque colonne à une porosité d'environ 0,4. Des cycles de mouillages-séchage étaient effectués de façon hebdomadaire. Pour chaque cycle de mouillage, environ 0,4 L d'eau distillée était ajouté à la colonne et laissé en contact pour environ 4 h. Une faible mise à vide était effectuée pour favoriser et accélérer le drainage de l'eau lors des essais en petites colonnes. Les volumes de lixiviat récupérés étaient mesurés à l'aide d'un cylindre gradué. L'eau était ensuite collectée à des fins d'analyses chimiques.

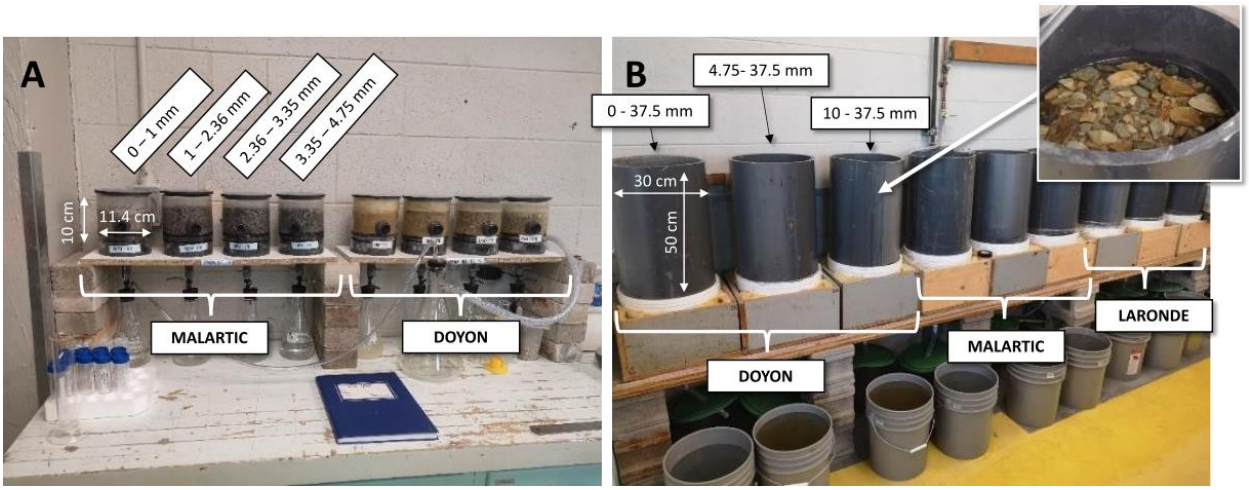

Figure 3.3: Essais cinétiques au laboratoire. A) Les petites colonnes de Malartic et Doyon sont présentées. B) les grandes colonnes des 3 types de matériaux sont présentées.

L'objectif des essais en grandes colonnes (Figure 3.3B) était de caractériser le comportement géochimique des roches stériles pour les fractions complètes et tronquées. Un total 6 grandes colonnes de laboratoire de 55 kg a été mis en place C5 [5; 37,5 mm] et C6[0; 37,5 mm. Des cycles de mouillages-séchage étaient effectués de façon mensuelle. Les colonnes étaient laissées à l'air libre pour permettre l'oxydation des roches stériles pendant la phase de séchage. Pour chaque cycle de mouillage, environ 19 L d'eau distillée étaient ajoutés à la colonne et laissés en contact pour environ 4 h. Les volumes récupérés étaient mesurés à l'aide de la mesure de la masse. L'eau était ensuite collectée à la base à des fins d'analyses chimiques. Les mesures suivantes étaient réalisées sur tous les échantillons récupérés des essais en colonnes:

1. pH (sonde HI1131B), conductivité électrique EC (HI763100), potentiel d'oxydo-réduction ORP (sonde HI3131B), température T (sonde HI7662-T) à l'aide d'un pH-mètre modèle HI5222;
2. Acidité/alcalinité par titration manuelle à l'aide du pH-mètre HI5222 avec réactif NaOH 0,02N / H_2SO_4 0,02 N;
3. Sulfates par méthode de turbidité à l'aide du spectrophotomètre modèle Lamotte et modèle Hach DR3900 (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 4500-SO_4^{2-}). Les spectrophotomètres étaient préalablement calibrés à l'aide de 5 à 13 standards.
4. La composition du lixiviat (Al, As,Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, S, Se, Si, Sr, Te, Ti, et Zn) a été analysée par ICP-AES (Perkin Elmer Optima 3100 RL) après filtration (0,45 µm) et acidification (50% volumes/volumes HNO_3). Les échantillons étaient conservés au froid à 4°C.

3.4 Approche expérimentale pour l'évaluation de la barrière à l'évaporation

Les roches stériles de la mine LaRonde ont été utilisées pour évaluer la performance d'une couverture de type barrière à l'évaporation composée de roches stériles au laboratoire. Spécifiquement, trois fractions granulométriques ont été étudiées pour les essais en colonne d'évaporation : F0 [0;37.5 mm]. F5 [5;37.5 mm] et F10 [10;37.5 mm]. Les propriétés hydrogéologiques des matériaux ont été déterminées à l'aide de divers essais dans un perméamètre. L'évaluation de la barrière à l'évaporation a été effectuée à l'aide d'essais en colonne d'évaporation décrite ci-dessous à la section 3.4.2.

3.4.1 Détermination des propriétés hydrogéologiques de la couverture

La conductivité hydraulique saturée, la courbe de rétention de l'eau et la fonction de perméabilité ont été déterminées à l'aide de la même colonne de laboratoire pour chaque fraction. Trois perméamètres instrumentés ont été construits afin de déterminer les propriétés hydrogéologiques de matériaux. Les perméamètres étaient instrumentés de 3 sondes de teneur en eau et 3 sondes de succion (installées à 5 cm, 20 cm et 30 cm) ainsi que de 2 piézomètres.

La première étape consistait à saturer l'échantillon à l'aide de cellule Mariotte à divers niveaux de nappe phréatique à partir de la base (i.e., NP=0 cm; 2 cm; 7 cm; 18 cm). Cette étape a permis de

déterminer la courbe de rétention de l'eau en mouillage à l'aide des couples de succion et TEV. La nappe phréatique a été élevée jusqu'à 3 cm au-dessus des roches stériles, et lorsque les succions enregistrées étaient de 0 kPa et que les TEV étaient stables et près de la porosité, il a été possible de supposer que la colonne était saturée (i.e., à plus de 95%). Un essai de perméabilité a été effectué dans la colonne :

La conductivité hydraulique saturée k_{sat} des roches stériles a été déterminée à l'aide d'essais de perméabilité à charge constante similaire à la norme ASTM D2434 (2006). Le détail de l'essai est décrit dans l'ouvrage Peregoedova (2012). Le calcul de la conductivité peut s'effectuer à partir de la différence entre la charge hydraulique à l'entrée et la sortie (Peregoedova, 2012):

$$k_{sat}\left[\frac{cm}{s}\right] = \frac{QL}{A(h_e - h_S)} \tag{3.2}$$

Avec Q le débit de l'eau [cm^3/s; $L^3 \cdot T^{-1}$], L la longueur de l'échantillon testé [cm; L], A la surface perpendiculaire à l'écoulement [cm^2; L^2], h_e la charge hydraulique en amont [cm; L] et h_S la charge hydraulique en aval (élévation de l'eau dans le tuyau de sortie) [cm; L].

La méthode d'interprétation est valable seulement lorsque les pertes de charge sont négligeables (normalement respecté lors d'essais à faible gradient).

Le calcul de k_{sat} peut également s'effectuer à l'aide des piézomètres 1 et 2 installés dans la colonne :

$$k_{sat}\left[\frac{cm}{s}\right] = \frac{QL_{1-2}}{A(h_1 - h_2)} \tag{3.3}$$

Avec L_{1-2}représentant la distance entre la prise des deux piézomètres [cm; L], h_1 la charge hydraulique au piézomètre 1 [cm; L] et h_2 la charge hydraulique au piézomètre 2 [cm; L].

La dernière étape a consisté à effectuer le drainage libre de la colonne et à évaluer la courbe de rétention de l'eau en drainage, suivie du démontage des colonnes (Hernandez, 2007; Peregoedova, 2012). La fonction de perméabilité des roches stériles a été évaluée à l'aide de la valeur de la conductivité hydraulique saturée mesurée et de la CRE avec l'équation de Fredlund & Xing (1994; voir section 2.21).

3.4.2 Essais d'évaporation en colonne

Trois grandes colonnes instrumentées ont été installées au laboratoire afin de réaliser des essais d'évaporation pour chaque fraction F0 [0;37.5 mm], F5 [5;37.5 mm] et F10 [10;37.5 mm]. Chaque

colonne avait une dimension de 1 m de hauteur et un diamètre de 0,3 m (Figure 3.4). Les résidus miniers provenant de la mine Éléonore ont été déposés à la base de la colonne sur une épaisseur d'environ 0.6 m. Une couverture d'une épaisseur de 0.4 m de roches stériles a été placée à sec au-dessus des résidus miniers afin de simuler une barrière à l'évaporation. Les colonnes étaient connectées à une cellule Mariotte afin de simuler une position constante de la nappe phréatique et de mesurer la perte d'eau par évaporation. Trois tests d'évaporation (T1 à T3) ont été effectués en laboratoire pour simuler des périodes de sècheresse. Les colonnes étaient placées au-dessous d'un ventilateur afin de stimuler l'évaporation. Les détails de la méthodologie de laboratoire sont présentés au Chapitre 5.

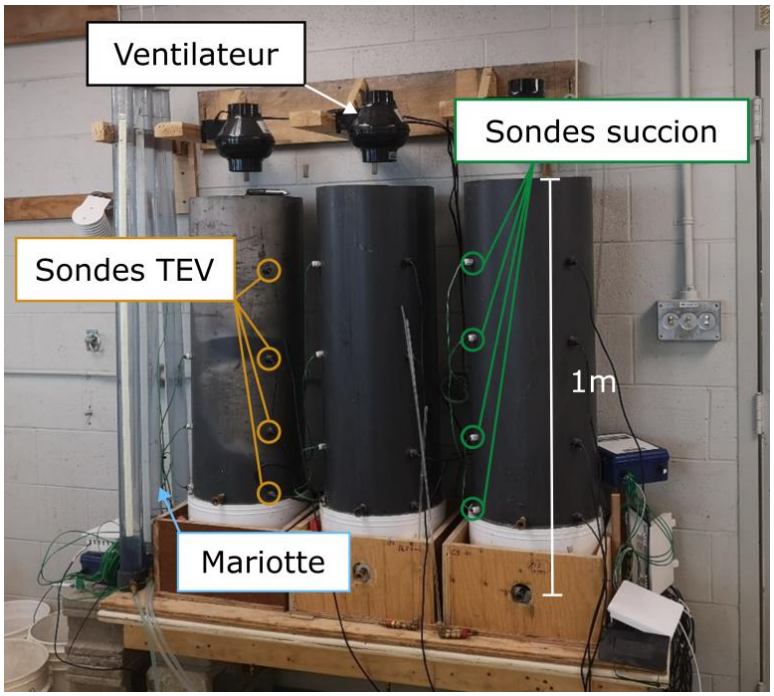

Figure 3.4: Colonnes d'évaporation munies de sondes de teneur en eau volumique (4) et de sondes de succion (4). Un ventilateur était installé au-dessus de chaque colonne. Des cellules Mariotte permettaient de simuler la nappe phréatique.

3.5 Étude de cas à l'échelle du terrain : performance de la NPS-CM

3.5.1 Site minier Aldermac

Le gisement de cuivre et de zinc du site minier Aldermac, situé à 15km de la ville de Rouyn-Noranda, a été exploité entre 1931 et 1943. Environ 1,3 Mt de résidus miniers générateurs de drainage minier acide (DMA) ont été déposés en surface sur une superficie de total de plus de

600 000 m^2. En 1946, la seconde compagnie qui a exploité le site est mise en liquidation. Le site obtient le statut de site abandonné et la planification de la restauration du site est entamée en 2007. Le site a été divisé en trois secteurs selon leurs caractéristiques physiques et leur état environnemental: le secteur Sud, le secteur Intermédiaire et le secteur Nord. Le secteur Sud est restauré à l'aide d'une cellule d'enfouissement avec une géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD) alors que les résidus du secteur Intermédiaire sont excavés et acheminés au secteur Nord. Le secteur Nord est restauré à l'aide de la méthode de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche. Les travaux de restauration du site minier ont été exécutés entre 2008 et 2010.

3.5.2 Historique de déposition

Les résidus miniers d'Aldermac ont été déposés dans une vallée peu profonde orientée nord-sud sur des dépôts meubles formés de tills glaciaires sans méthode de mitigation et des moyens limités de confinement. L'eau de cette vallée se draine jusqu'au Ruisseau 1, qui se verse dans la rivière Arnoux et cette rivière se jette dans le lac Arnoux. Le sens de l'écoulement de l'eau sur le site est du sud vers le nord dans les résidus et le roc (SNC-Lavalin, 2007).

Les résidus miniers se sont dispersés sur une distance 10,3 km jusqu'au Ruisseau 1 à la suite d'une rupture d'une digue en raison des moyens limités de confinement (Figure 3.5). Les résidus miniers ont été exposés pendant des décennies et se sont oxydés en surface sur une épaisseur environ de 5 à 30 cm. Les résidus miniers contiennent des concentrations de minéraux sulfureux importantes, allant de 20% à 30% de pyrite et de pyrrhotite. Le drainage minier sur le site minier était significatif, avec un pH variant de 2,3 à 5. Les observations sur le site ont relevé la présence d'une couche indurée (aussi appelée *hardpan*) de minéraux secondaires de 5 cm jusqu'à 30 cm (SNC-Lavalin, 2007), caractérisée par la présence de goethite, de jarosite, de natrojarosite et du gypse (Bédard, 2000). Les concentrations de métaux tels que le fer, le cuivre et le zinc ont dépassé les exigences de la Directive 019, affectant la qualité de l'eau dans les environnements récepteurs adjacents, y compris la rivière Arnoux et le lac Arnoux (Mocq & Hare, 2018).

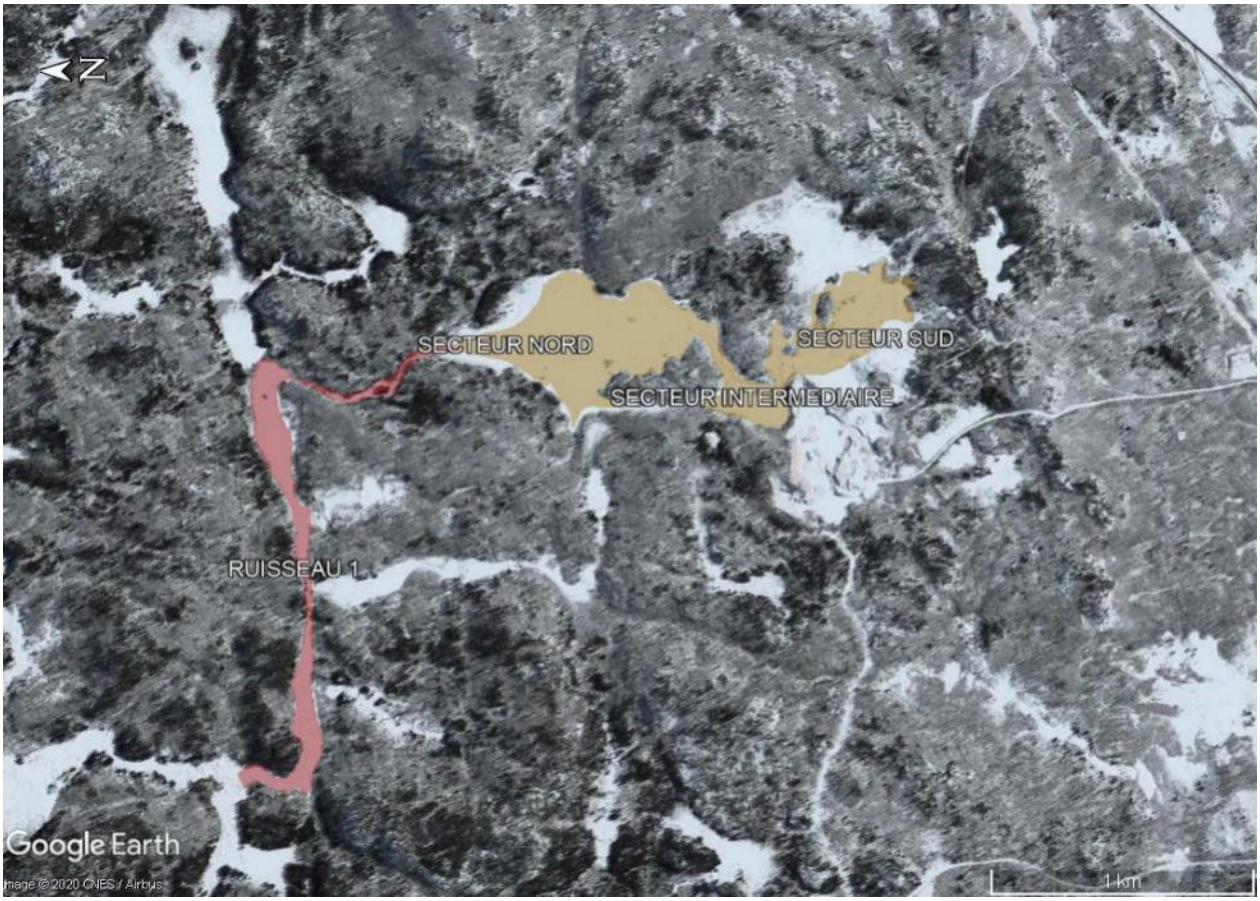

Figure 3.5: Site minier Aldermac avant la restauration. Les résidus miniers (beige) avant d'être excavés et acheminés au secteur Nord et au secteur Sud et l'épandage des résidus miniers (rouge) observé dans le Ruisseau 1.

3.5.3 Travaux de restauration du Secteur Nord

Les travaux ont débuté avec le réaménagement de deux terrasses au parc à résidus au secteur Nord avec objectif d'élever la nappe phréatique. Pour ce faire, en 2008, trois (3) digues F, G, H sont construites au secteur Nord et la digue E, déjà construite, est rehaussée afin de maintenir la nappe phréatique à des niveaux près de la surface des résidus (Figure 3.6).

Afin de favoriser l'écoulement du trop-plein des aires d'accumulation, l'aménagement de quatre (4) déversoirs à la digue G et un (1) déversoir situé au nord à la digue E et des canaux d'écoulement ont été construits. Un bassin de dissipation d'énergie est également aménagé. En 2009, les résidus miniers provenant du Ruisseau 1 (139 685 m^3) et du secteur Intermédiaire (69 605 m^3) sont excavés et acheminés aux terrasses 1 et 2. Afin de compléter les niveaux prévus de la terrasse 2,

une portion des résidus du secteur Sud est ajoutée. Une couche de chaux d'environ 25 kg/m^2 est ajoutée sur l'ensemble de la surface des terrasses 1 et 2.

La couche de protection d'un 1 m de sable et gravier, qui agit comme barrière à l'évaporation et l'érosion, est ajoutée en avril 2009. Le banc d'emprunt pour les matériaux utilisés pour la construction du système de restauration se situe sur le site même à l'ouest du secteur Intermédiaire. Des travaux de rehaussement des digues sont également effectués en raison des tassements répertoriés au secteur Nord.

Figure 3.6: Empreinte des résidus miniers du secteur Nord (orange). La terrasse 1 est séparée de la terrasse 2 par la digue G. L'effluent final du parc se déverse au déversoir Nord. Le banc d'emprunt de sable et gravier est situé au sud-ouest du parc à résidus.

3.5.4 Bancs d'emprunt

Le matériau de couverture est prélevé au sud-ouest du secteur Nord. Le dépôt était caractérisé par un horizon de cailloux, de bloc et de gravier grossiers et sous cet horizon se trouve une strate de

sable moyen à grossier. Le matériau tout venant a été transporté à partir du banc d'emprunt sur des camions à benne. Le remblai de sable et gravier était épandu à l'aide de bouteurs. Les courbes granulométriques ont été effectuées en enlevant les particules plus grandes que 20 mm (SNC, 2011; Figure 3.7).

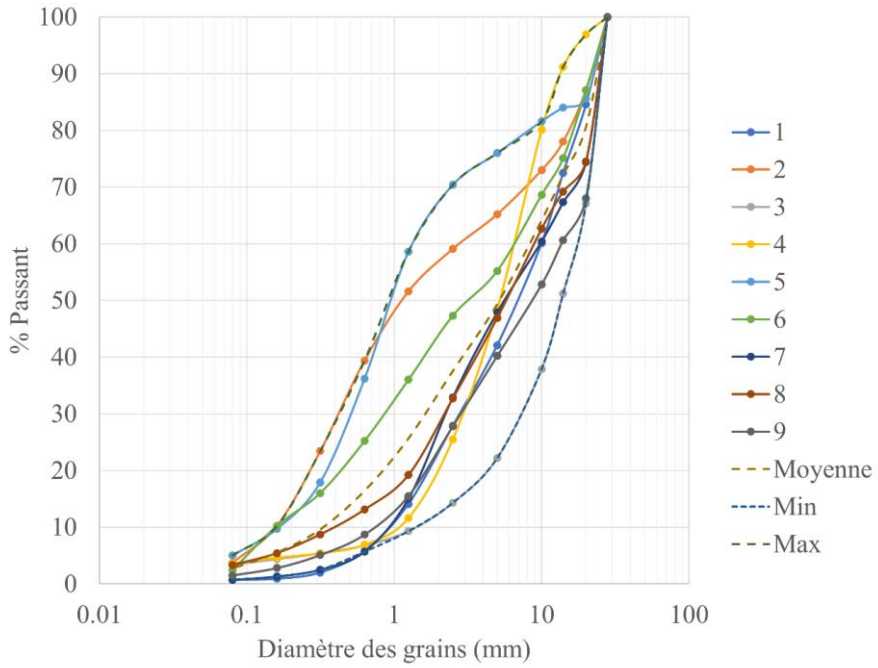

Figure 3.7: Courbes granulométriques des échantillons du banc d'emprunt pour matériaux de couverture.

Tableau 3.1: Caractéristique des courbes granulométriques des échantillons du banc d'emprunt

Échantillon	D_{10} (mm)	D_{30} (mm)	D_{50} (mm)	D_{60} (mm)	C_u (-)	C_c (-)
1	0,89	2,77	7,19	9,95	11,13	0,86
2	0,16	0,42	1,17	2,76	17,67	0,41
3	1,37	7,06	13,63	17,06	12,43	2,12
4	0,99	2,86	5,25	6,45	6,52	1,29
5	0,16	0,50	1,01	1,36	8,28	1,11
6	0,16	0,85	3,35	6,41	40,95	0,73
7	0,87	2,23	5,84	9,78	11,28	0,59
8	0,39	2,18	5,99	8,92	23,05	1,37
9	0,72	2,82	8,89	13,66	18,96	0,81

3.5.5 Instrumentation et suivis de terrain

L'Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (URSTM) a été mandatée de 2011 jusqu'à 2014 afin d'évaluer la performance de la méthode de restauration. Un réseau de douze (12) piézomètres (T1 à T12) est ajouté au secteur et une campagne d'échantillonnage des eaux souterraines et de surface a débuté dès 2011. De ce réseau, un total de 6 puits d'observation (T1 à T6) est installé dans la couverture de sable et gravier pour le suivi de la nappe phréatique et l'échantillonnage de l'eau (Figure 3.58).

Dans le cadre de ce projet de recherche, quatre stations de suivi (S1 à S4) ont été installées afin de suivre le comportement hydrogéologique de la couverture de sable et gravier. L'installation d'instruments de mesure hydrogéologiques dans la couverture a permis de faire un suivi de l'évolution de la teneur en eau volumique et de la succion dans le recouvrement. Ces stations étaient situées près des puits d'observation T3, T4, T5 et T6 afin de relier les mesures des sondes aux niveaux d'eau relevés.

Figure 3.8: Station 1 à 4 installées en septembre 2021 à proximité des puits d'observations T3 à T6.

Les travaux d'installation de l'instrumentation ont débuté à l'automne 2021. Une tranchée d'environ 1 m x 1 m x1 m a été excavée pour installer les sondes de TEV et de succion dans la couverture (Figure 3.9). Les sondes ont été installées à trois profondeurs, soient 0,2 m, 0,45 m et

0,75 m à la terrasse 1 alors qu'elles ont été installées à 0,30 m 0,60 m et 0,90 m dans la terrasse 2. Une mini station météorologique a été installée à la station 1 afin de mesurer l'humidité relative, la température et la pression barométrique sur le site à une fréquence de 30 minutes de 2020 à 2022.

Figure 3.9: Étape d'installation des stations de suivis. A) Excavation d'une tranchée de 1 m de profond B) Observation visuelle de la tranchée. C) Installation des sondes de succion et de TEV. D) Installation des câbles de protection. E) Installation des systèmes d'acquisition. Ceux-ci ont été enfouis dans un boitier étanche. F) Remblayage de la tranchée.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: IMPROVING THE RE-USE POTENTIAL OF REACTIVE WASTE ROCK USING SIEVING: A LABORATORY GEOCHEMICAL STUDY

Par Karine Sylvain, Thomas Pabst et Isabelle Demers, soumis le 6 mars 2024

Article accepté dans *Environmental Science and Pollution Research* le 5 septembre 2024

Abstract

Stockpiles containing sulfide minerals are subject to oxidation reactions when exposed to atmospheric conditions, which can result in the formation of acid mine drainage (AMD). Reactive waste rock has limited re-use potential due to the contamination risk associated with the generated drainage water. The re-use of reactive waste rock could lead to a significant reduction in the volume of waste rock as it mitigates the environmental impact of mine waste deposition. Acid mine drainage generation rate depends on sulfide weathering kinetics which are controlled by many parameters such as the mineralogy and the particle size. Fine fractions of waste rock have higher specific surface areas and degree of liberation of sulfides, resulting in greater reactivity than the coarse fractions. The objective of this research was therefore to evaluate the potential of re-use by controlling particle size using sieving method. Two different potentially acid generating waste rocks were divided in 6 fractions and subjected to both static and kinetic tests. Prediction of the geochemical behavior using static test did not consider the liberation of the minerals and the long-term prediction was therefore overestimated. Results of the kinetic columns showed there was less oxidation of the sulfide minerals in the coarse fractions than in the fine fractions. Additionally, the distribution of sulfidic minerals and neutralizing minerals with particle size is influencing the potential of the re-use of the reactive waste rock.

4.1 Introduction

Waste rock is non-economic material produced by blasting and typically stored in stockpiles that can reach several dozens of meters in height and exceed hundred hectares in surface (Amos et al., 2015; Vriens et al., 2020a; Dimech et al., 2022).These piles can contain hundreds of millions cubic meters of waste rock, with particle size ranging from micrometres to meters (Aubertin, 2013). Stockpiles are heterogeneous structures which are mainly controlled by the construction method (e.g. end-dumping, push-dumping), the mine sequencing, and the physical and chemical

composition of the waste rock (Fala et al., 2003; Lapakko et al., 2006; Lahmira et al., 2017). This internal heterogeneity poses significant challenges for waste rock management, particularly regarding the geochemical stability (Lahmira et al., 2017; Martin et al., 2017).

Stockpiles are often left exposed to atmospheric conditions until their reclamation at mine closure (Molson et al., 2005; Amos et al., 2015) (Vriens et al., 2020a).The presence of sulfide minerals can therefore lead to the generation of acid mine drainage (AMD) (Blowes et al., 2014; Amos et al., 2015),characterized by low pH and high concentrations of dissolved metal(loid)s, and sulfate (Amos et al., 2015). The intensity of AMD generation of waste rock depends on several factors such as the transport mechanism of gas and water (Chi et al., 2013; Lahmira et al., 2014; Bao et al., 2020), mineralogical composition (Parbhakar-Fox et al., 2013), particle size distribution and specific surface area (Smith et al., 2013; Erguler & Erguler, 2015), climatic conditions (Neuner et al., 2013; Vriens et al., 2019b), and microbiological mechanisms (Nordstrom et al., 2015; Blackmore et al., 2018c).

Waste rock is traditionally stored on-site indefinitely in the absence of technical ability to re-use (Vriens et al., 2020a). Reclamation techniques aim to reduce the risk of AMD, but they are often implemented at the end of mining operations which can involve the need to manage drainage water. Although management methods such as desulfurization can effectively reduce the risk of AMD for tailings regarding their deposition (Benzaazoua & Kongolo, 2003; Alam & Shang, 2012; Ait-Khouia et al., 2021), flotation processes are limited by particle sizes (Derycke et al. 2013) and therefore not applicable to waste rock. Furthermore, waste rock piles are very large structures which make them difficult to manage and their reclamation are complex because of their steep slope, the vegetation establishment, and the control of the water balance (Martin et al., 2017).

Large quantity of waste rock can be strategically managed by combining economic efficiency with environmental sustainability using circular economy approach (Aznar-Sánchez et al., 2018). Non acid generating waste rock can be re-used for various applications such as the construction of mine haul roads (Laverdière et al., 2023), dam structures, drainage inclusions (Saleh-Mbemba et al., 2019), backfilling (Li et al., 2019a) and covers systems for the reclamation of tailings storage facilities (Kalonji Kabambi et al., 2017; Pabst et al., 2017a). The re-use of waste rock reduces both the volume deposited on the site and the needs of material, which extraction can have significant

environmental and economic impacts (Tayebi-Khorami et al., 2019). However, waste rock is often acid generating, which may prevent their re-use.

A promising approach involves segregating and sieving (removing) some fractions of the waste rock to control its reactivity, a method demonstrated for uncertain to non-acid generating waste rock by Elghali et al. (2018); (2019). This method is based on the principle that finer particles exhibit greater oxidation rate in comparison with the coarser fractions (Hollings et al., 2001) and higher contaminants release rates (Lapakko et al., 2006; Erguler et al., 2014). This can be attributed to the specific surface area of the waste rock, which is inversely proportional to particle size, but also by the specific surface area of the sulfide minerals (Hollings et al., 2001) (Lapakko et al., 2006; Erguler & Erguler, 2015). Additionally, the proportion of sulfide minerals exposed to oxidation is higher in the fine samples compared to the coarse samples, due to different degrees of liberation (Erguler & Erguler, 2015).

Specifically, particle size smaller than 0.25 mm, contributed substantially (i.e., more than 80%) to oxidation and neutralization reactions in waste rock from various mining sites, such as the Aitik Cu mine (Strömberg & Banwart, 1999a) and the Hillsboro mining district in Sierra Country (Munroe et al., 1999). Other findings showed that fine fractions (< 2.5 mm) in waste rock can contain a higher quantity of sulfides minerals (Smith et al., 2013), often in liberated form (Elghali et al., 2018) and thus can be more reactive. These findings underline the significance of targeted particle size removal as an effective means of managing acid-generating waste rock.

Waste rock reactivity is impacted by high physicochemical variability (Marescotti et al., 2010; Lahmira et al., 2016; Wilson et al., 2022) and their mineralogy (Smith et al., 2013; Vriens et al., 2019b; St-Arnault et al., 2020). Determining the potential for waste rock re-use and selecting the fraction are site-specific. The objective of this research was to evaluate the contribution of different fractions of waste rock to acid generation and to determine the fraction size that could be re-used without environmental risks. Effective management of reactive waste rock could indeed reduce the contaminant load, and thereby contribute to the development of novel sustainable mine waste management practices. Two different potentially acid generating waste rocks with different mineralogy were tested in the laboratory. A total of 12 weathering columns tests were performed to assess the geochemical behaviour of various waste rock fractions.

4.2 Materials and methods

4.2.1 Site description and waste rock sampling

Two waste rocks from two different gold mine sites located in Abitibi-Temiscamingue region, in Canada, were studied in this research: Canadian Malartic (open pit mine) and LaRonde (underground mine). Around 400 kg of waste rock was sampled from each site in the waste rock piles and sent in hermetic barrels to Polytechnique Montreal laboratory. The selection of the maximum size fraction was guided by practical considerations, as removing large boulders and large particles is a common practice when repurposing waste rock for construction, such as in mine hauls road (e.g., maximum particle size of 40 mm; Thompson et al. 2019) or cover systems (Kalonji Kabambi et al., 2017). Waste rock was truncated to a maximum particle size of 37.5 mm to respect a ratio of 8 between the largest particle size and the diameter of the laboratory columns. Samples were dried in the laboratory and homogenized using quartering technique (ASTM C702 2018). Subsequently, samples were stored in hermetically sealed buckets prior to testing.

Canadian Malartic

Canadian Malartic mine is one of the largest gold open-pit mines in Canada and is located in the city of Malartic, Quebec (Helt et al., 2014). The operation started in 2011 and most of the produced waste rock is deposited in the waste rock pile which currently has a height of 60 m. The total amount of waste rock generated by the end of the operations is estimated to approximately 624 Mt, and the final stockpile is expected to cover a surface of approximately 264 hectares (Mine Canadian Malartic, 2020). Canadian Malartic mine is re-using the waste rock for different purposes, such as tailings dam construction. A portion of the waste rock was repurposed and incorporated as inclusions in the tailing impoundment (James et al., 2013). Large-scale test benches have been constructed to assess the potential for re-use non-reactive waste rock as covers material (Mine Canadian Malartic 2020). However, the long-term prediction of most of the waste rock regarding acidification is uncertain. Currently, the reclamation plan for the waste rock pile includes the installation of a low permeability layer and a topsoil to enhance vegetation growth.

LaRonde

LaRonde mine is a gold-rich volcanogenic massive sulfide deposit exploited in an underground mine which also produces copper and zinc. The operation started in 1988 and was extended in

2011. A large part of the produced waste rock is re-used for backfilling, and the rest (≈1 Mt or 1.4 Mm3) is stored in two 25 m high piles covering around 11 hectares. The mine is planning to re-use all waste rock to stabilize the access and the slopes of the tailing storage facility and for its reclamation (Agnico Eagle, 2021). Identifying which fraction generates more AMD could be beneficial for enhancing the planning and the design for re-use.

4.2.2 Physical properties

Each waste rock samples (400 kg for Canadian Malartic and LaRonde) were separated in 14 size fractions in the laboratory using mechanical sieving (37.5, 25, 19, 14, 10, 4.75, 3.35, 2.36, 2.0, 1.4, 1.0, 0.85, 0.425, 0.25, and 0.075 mm; ASTM D6913 2021). The results were fitted using Fredlund model (2000). The particle size distribution of LaRonde (LR) and Canadian Malartic (CM) waste rocks was similar with a characteristic diameter d10 = 0.1 mm (dx corresponding to x% passing on the particle size distribution curve) and a coefficient of uniformity Cu = d60/d10 ≈ 130 (Figure 4.1).

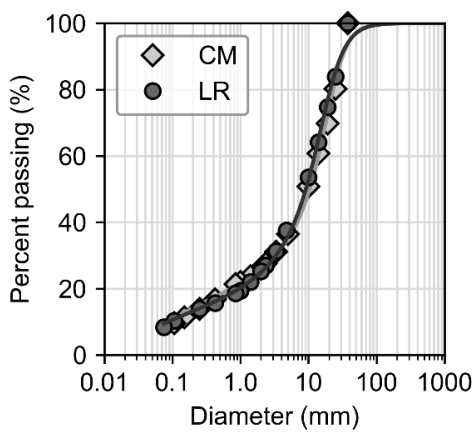

Figure 4.1: Particle size distribution of LR (circle) and CM (diamond) waste rock samples. PSD curve is described using Fredlund (2000) model

The specific gravity of particles smaller than 4.75 mm was measured using D854 ASTM (2014) standard and the specific gravity of particles larger was measured using C127 ASTM (2015). Higher specific gravity typically indicated greater sulfide minerals contents as those minerals have higher density than the gangue (Amar et al., 2020). CM waste rock specific gravity was between 2.69 to 2.76 (Figure 4.2). LR specific gravity tended to decrease with increasing particle size, varying from 3.00 in the fine fraction (< 1 mm) to less than 2.90 in the coarse fraction (>1 mm).

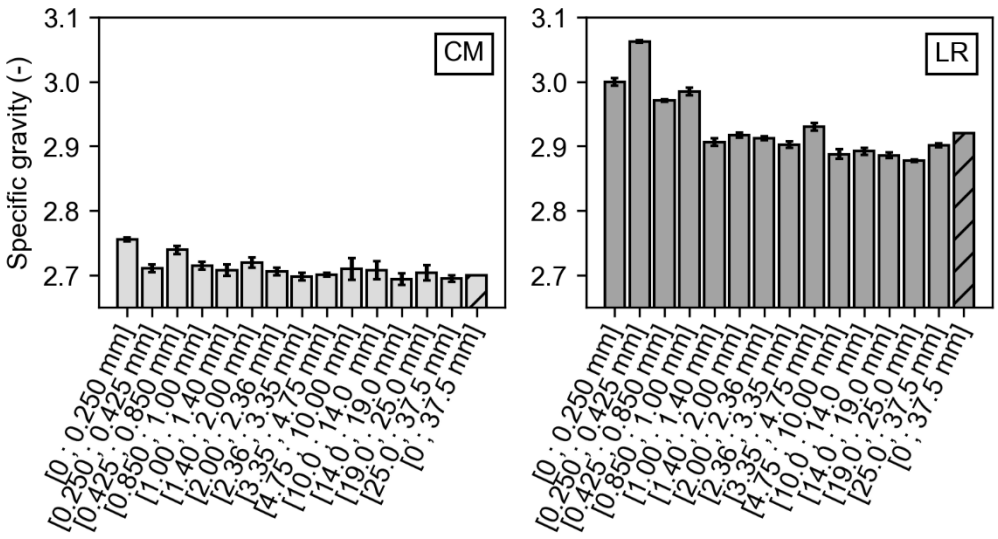

Figure 4.2: Specific gravity of CM and, LR by fractions (with standard variations) and calculated for the total fraction (dashed bar)

4.3 Mineralogical and geochemical characterization

The total sulfur and carbon contents (%S and %C) were analyzed using induction furnace (ELTRA CS-2000). Fourteen particle size fractions (< 0.25, 0.25, 0.425, 0.85, 1.0, 1.4, 2.0, 2.36, 3.35, 4.75, 10, 14, 19, 25, 37.5 mm) for each waste rock were analyzed. Specifically, the fine fraction [0;4.75 mm] of the waste rock was subdivided into four distinct fractions for further characterization and testing. Each subfraction was separated by approximately 1 mm intervals and designated as C1 to C4. The larger particles fraction [4.75;37.5mm] was labeled as fraction C5 and the entire range of fractions [0;37.5 mm], i.e. the original material, was referred to as C6. The mineralogical semi-quantification of the major mineral phases (± 1% precision) was determined by X-ray diffraction (XRD) using Rietveld method for the weathering columns fractions (C1[0;1 mm], C2[1.00;2.36 mm], C3[2.36;3.35 mm], C4[3.35;4.75 mm], C5[4.75;37.5 mm]).

Mineralogy was reconciled using bulk chemical composition by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES) following a four-acid digestion with $HNO_3/Br_2/HF/HCl$ and induction furnace (%S and %C). The reconciliation was done using the main elements (Al, Ba, C, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, S, Zn, Ti) and the root-mean-square deviation (RSMD) was calculated for the reconciliated XRD with ICP-AES results. The generalized reduced gradient method was used to minimize the RSMD until the solver reached a solution. A constraint of ±3% of XRD values

was considered in the solver to reach the solution, but manual adjustments were exceptionally made for certain minerals. The chemical composition and the mineralogy of the total fraction C6[0;37.5 mm] was then reconstituted by calculating the weighted average of C1 to C5 results.

4.4 Acid base accounting

Acid base accounting (ABA) tests were performed for the weathering columns fractions C1 to C6. The neutralization potential (NP) was calculated based on the total carbon content by the standard carbonate NP method (CNP) assuming carbon solely originated from $CaCO_3$ (Price, 2009; Plante et al., 2012). The acid-generating potential (AP) was calculated based on the total sulfur content. Mineral reconciliation was used to correct the AP by approximating the contribution of S from sulfide minerals and excluding consideration of S contributed by sulfate minerals. The neutralization potential ratio (NPR = NP/AP) was then calculated to evaluate the potential of acid generation of the three tested waste rocks. The material was considered potentially acid generating (PAG) if NPR < 1, non-PAG if NPR > 2 and uncertain for NPR between 1 and 2 (Price, 2009).

4.5 Weathering column tests

A total of 8 small weathering columns (i.e., 4 for each waste rock) and 4 larger columns (i.e., 2 per waste rock) were set up in the laboratory (Figure 4.3). Each column contained different and complementary fractions: C1[0;1mm], C2[1.00;2.36 mm], C3[2.36;3.35 mm], C4[3.35;4.75 mm], C5[4.75;37.5 mm], and the total fraction C6[0;37.5 mm]. The larger columns were set up to ensure a ratio of at least 8 between the column inner diameter and the maximum particle size diameter and limit border effects (Peregoedova, 2012). 1 kg of waste rocks were placed dry and loose in the small columns at a porosity around 0.4. For the large columns, 55.3 kg was placed dry (w=3%) and loose at a porosity varying between 0.25 and 0.41 (depending on the particle size distribution).

The columns were left open and exposed to the atmospheric conditions in the laboratory. Multiple wetting-drying cycles were applied to all the columns. Cycles duration varied with the size of the columns and the observed geochemical behaviour. 20 cycles for a duration of 140 to 175 days were applied to the small columns, while the larger column tests were conducted for 15 cycles of around 30 days and lasted 461 days. At the beginning of each wetting-drying cycle, distilled water (0.40 L for the small columns - i.e., a solid/liquid ratio of 0.40 - and 19 L for the larger columns - i.e., a solid/liquid ratio of 0.35), was added on the top of the columns and left in contact with the samples

for 4 hours. The distilled water has a pH between 5.5. and 6.0 due to the equilibrium with atmospheric CO_2. The valve at the bottom was subsequently opened to collect the leachates.

Leachates were analyzed for pH, redox potential (ORP), electrical conductivity (EC) and temperature using Hanna HI5222 Benchtop Meter. Alkalinity and acidity were determined by manual titration using 0.02 N H2SO4 and 0.02 N NaOH. The composition of the leachate (Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, S, Se, Si, Sr, Te, Ti and Zn) was analyzed by ICP-AES (Perkin Elmer Optima 3100 RL) after filtration (0.45 microns) and acidification (50% volumes/volumes HNO_3). Sulfate concentrations were determined by turbidimetric method using Hach DR3900 (Clesceri et al., 1998) and were compared to S concentrations from ICP-AES. A blank was analyzed for each analysis. Duplicates were analyzed at a frequency of one randomly selected sample for every 10 samples. Sulfate calibration was performed using a working set of 0, 10, 30, 50 and 70 mg/L solution prepared by using a standard solution of 100±1 mg/L. Cumulative normalized loadings (mg/kg) of sulfate and other elements were calculated, and the release rate was determined using linear regression after 5 cycles. A geochemical speciation model (Visual MINTEQ 4.05) was used to assess the potential distribution of elements among different phases (solid, aqueous, or gaseous phases) and to investigate chemical equilibrium and potential precipitation of secondary minerals in the collected leachates (Plante et al., 2010).

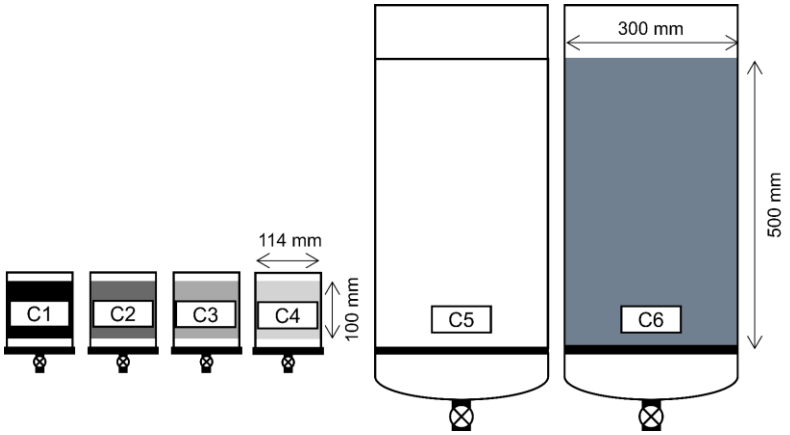

Figure 4.3: Configuration and experimental setup of weathering small column tests C1 to C4 and the large columns tests C5 and C6

4.6 Results

4.6.1 Preliminary chemical characterization

The fourteen particle size fractions for each waste rock were analyzed for sulfur content and carbon content. All waste rocks showed a significantly greater sulfur content than carbon contents. The specific gravity results were generally correlated with the sulfur content results for LR waste rock (Pearson correlation coefficient [PCC]; $\rho = 0.87$; p-value = 6E-5) but no correlation was observed between specific gravity results and the sulfur content for CM (PCC < 0.1; p-value>0.7).

The sulfur content of the entire waste rock sample [0;37.5 mm] was 1.8%. Sulfur content in CM waste rock was relatively uniform and around 2% (+/- 1%) in all fractions, with slightly greater sulfur content in the fine fractions [0;0.250 mm] and [0.250;0.425 mm] with 2.3% and 2.7%, respectively (Figure 4.4a). These two fractions constituted only 16.8% of the total mass of the sample (Figure 4.1) and accounted for 21.2% of sulfur mass in the CM waste rock (Figure 4.5a). Sulfur in CM waste rock was primarily concentrated in the coarse fraction (>4.75 mm), constituting around 64% of the total sulfur content (Figure 4.5a). The carbon content was relatively uniform and around 0.5% in all fractions except for fraction [0;0.250 mm] where (%C = 0.9%), suggesting a greater neutralization potential of the finest fraction. However, this fraction represented only a small amount of the entire waste rock and most of the carbon (57%) was in fact associated with the coarse fraction > 4.75 mm (Figure 4.5b). In LR waste rock (Figure 4.1), the whole sample [0;37.5 mm] sulfur content was 3.6%. Sulfur was enriched (48.9%; Figure 4.5b) in the fraction passing the sieve size of 4.75 mm and sulfur content tended to decrease with increasing particle size (Figure 4.4b). For example, sulfur was around 6 to 8% in the smallest fractions [0;0.250 mm] and [0.250;0.425 mm]. Sulfur content was less than 3% in the fractions greater than 1.00 mm (Figure 4.4b). No significant variation of the carbon content was observed in the different fractions of LR waste rock which was generally between 0.2% and 0.4%. The majority (54.6%) of the carbon was contained in the coarse fractions greater than 4.75 mm (Figure 4.5).

Both waste rocks showed a similar particle size distribution. The fraction [0; 4.75 mm] constituted 38% of the sample mass for both waste rocks. However, significant differences in S distribution were observed. In LR waste rock, 49% of the total sulfur was contained in the [0;4.75 mm], while in CM waste rock, 36% of the total S content was contained in the same fraction. Sieving the fine

fraction of LR could enable the separation the more reactive fraction, which contained half of the total sulfur from the less reactive coarse fraction.

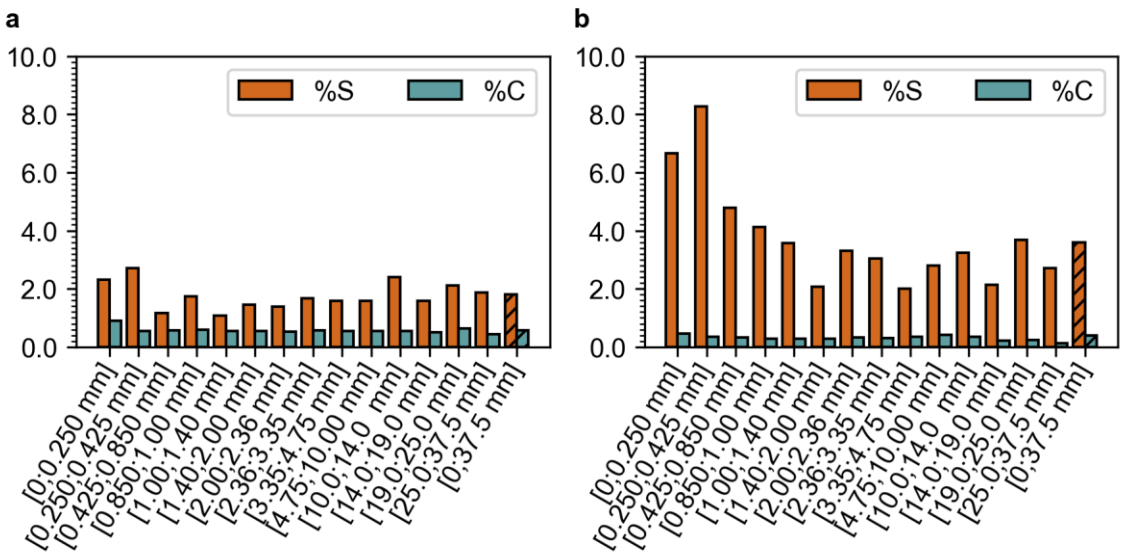

Figure 4.4 : Sulfur and carbon content of (A) CM and (B) LR

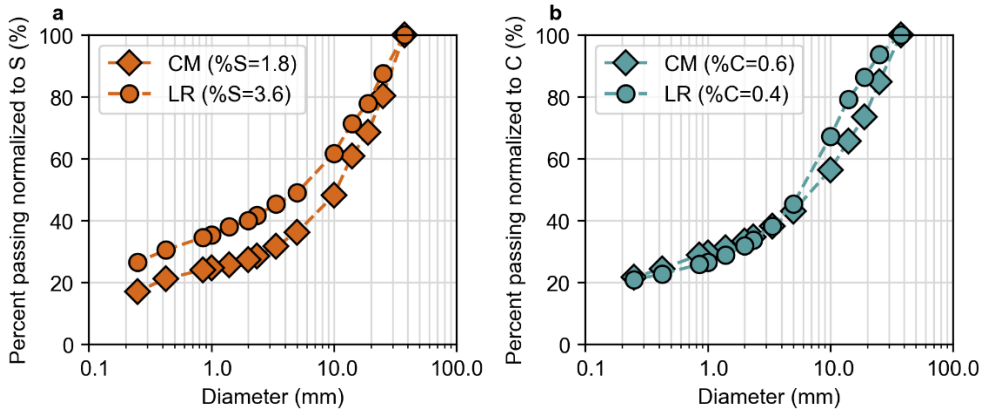

Figure 4.5: Particle size distribution normalized to: a total %S and, b total %C. For example, 40 % of the total sulfur content is passing the sieve size 2 mm for LR

4.6.2 Static tests results

CM waste rock

Total sulfur concentrations in fractions C1 to C5 varied from 1.1% and 1.9% (Figure 4.6a). Fe and S concentrations in C6 were 2.6% and 1.8% respectively. Fe and S concentrations were slightly lower in the fraction C2 [1.00; 2.36 mm], with 2.5% and 1.1% respectively, but there was no clear trend with particle size (Table A.1). Based on XRD quantification results, pyrite (FeS_2) was the primary sulfide mineral, and no other sulfide mineral was detected by XRD analysis. Mineralogical reconciliation of XRD, ICP-AES and induction furnace measurements (RSMD < 0.1; see `Methodology section` for details) indicated a concentration of pyrite of 2.7% in the total fraction C6, with a maximum of 3.3% in fraction C1 and a minimum of 2.1% in fraction C2. Zn concentrations (44 and 78 ppm) and Cu concentrations (28 to 42 mm) were limited, indicating a maximum chalcopyrite and sphalerite content of less than 0.01%. The concentrations of Ba, commonly associated to sulfur, ranged from 440 to 1434 mm, which may indicate the presence of some sulfate minerals such as barite ($BaSO_4$<0.3%).

Carbon and calcium concentrations were 0.6% and 1.9% in the total fraction C6 and were relatively uniformly distributed in all fraction C1 to C5. C and Ca concentrations were slightly greater in the fine fraction C1 (0.7% and 2%, respectively; Table A.1). Calcite ($CaCO_3$) was identified as the primary carbonate mineral in CM waste rock, representing up to 4.7% in fraction C1. Some ankerite ($Ca(Fe,Mg,Mn)(CO_3)_2$) was also detected by XRD, particularly in column C5. Thus, mineralogical reconciliation suggested the presence of traces of ankerite (< 0.5%) in all fractions (Table A.2). Silicates mainly consisted of quartz (27.5-38.0%), plagioclase (37.0-41.8%), micas (5.3-6.5%), k felspar (4.5-5.5%), and chlorite (2.1-3.6%), which were relatively uniformly distributed (no trend with particle size).

AP was between 35 kg $CaCO_3$/t and 59 kg $CaCO_3$/t, and NP between 41 kg $CaCO_3$/t and 64 kg $CaCO_3$/t (Figure 4.6b). AP was higher in the fine fraction C1 (55 kg $CaCO_3$/t) and in the coarse fraction C5 (59 kg $CaCO_3$/t). NP were slightly higher in finer fractions C1 [0;1.00 mm] and C2 [1.00;2.36 mm] than in coarser fractions. Overall, NPR of the whole waste rock (C6) was around 0.9, and the acid generation potential was therefore classified as PAG (Figure 4.6c). However, fractions C1 to C2 were individually classified as uncertain (NPR between 1.2 and 1.3).

In summary, sulfur content in CM waste rock fractions C1 to C5 exhibited some variation but was generally within the range of 1.1 to 1.9%, primarily in form of pyrite. Carbon and calcium content were consistent, in form of calcite as the main carbonate minerals. The fine fractions C1 was enriched in carbonate minerals compared to the coarser fractions. The waste rock was classified as PAG, which some uncertainty in fractions C1 and C2.

LR waste rock

In LR whole waste rock (C6), Fe and S concentrations were 6.6% and 3.6%, respectively. Sulfur concentrations were the highest in the fraction C1 (6.3%; Figure 4.6d). Elemental concentrations of Fe, Cu, and Zn in LR showed similar trends with greater concentrations in C1, and smaller (and relatively constant) concentrations in C2 to C5. For example, Fe content was 8.1% in C1, but between 6.0% and 6.3% in fractions C2, C3, C4 and C5. Pyrite (FeS_2) was the primary sulfide mineral in LR waste rock, with around 10% in C1 (10 %), and between 4% and 5% in C2 to C5. LR waste rock also contained traces of zinc (140 ppm to 2453 ppm) and copper (160 ppm to 977 ppm), which also tended to decrease as particle size increased. Mineralogical reconciliation (RMSD<0.2) indicated the presence of traces of sphalerite, ZnS (0.1 to 0.4%) and chalcopyrite, $CuFeS_2$ (0.1 to 0.3%) in all fractions C1 to C5, although they were not detected by XRD results (most probably because of ~1% detection limit).

Carbon content was 0.4% in the whole waste rock fraction C6[0;37.5 mm], with similar values in fractions C2 to C5. Carbon content was slightly higher concentrations in C1 (~0.5%). Calcite was identified as the main carbonate minerals, with the highest content in C1 (3%) and the lowest content in C5 (2%). Some ankerite was also detected by XRD in LR waste rock (<0.7%).

Although Al, Mg, Ca and Na contents were lower in fraction C1, no specific trend was observed in the XRD analysis for the non-sulfide gangue minerals within fraction C2 to C6. Silicates mainly consisted of quartz (31.4-41.0%), plagioclase (17-31%), micas (8.0-16.6%), chlorite (6.5-10.5%), and k-felspar (0.5-1.1%), which were showing slightly variation in the fine fraction C1 (Table A.2). Secondary minerals such as jarosite and gypsum were detected by XRD in C1, C2, C3 and C4, suggesting prior oxidation of the fractions <4.75mm. The highest jarosite content was observed in fraction C1 (1.5%), which is correlated with the observation of the highest K content (1.6%).

AP of LR waste rock was higher than the NP for all the fractions (Figure 4.6e). The total fraction AP C6 (105 kg $CaCO_3$/t), which included 20% of the fine fractions C1, was in between C1

(182 kg CaCO3/t) and C2 (85 kg CaCO3/t). AP in LR waste rock increased with decreasing particle size, with the highest AP calculated in sample C1(182 kg $CaCO_3$/t) followed by C2, C3, C4, C5 (84-87 kg $CaCO_3$/t). Among all the fractions, the fine fraction C1[0;1.00 mm], had the highest NP (38 kg $CaCO_3$/t) compared to C2 to C6 (25 to 31 kg $CaCO_3$/t). However, NPR were lower than 0.4 for all fractions. Consequently, LR waste rock fractions were all classified as PAG (Figure 4.6f).

In summary, sulfur content in LR waste rock fractions C1 were greater than in the fraction C2 to C5, in form of pyrite but also trace of chalcopyrite and sphalerite were detected. Carbon and calcium content were consistent, in form of calcite as the main carbonate minerals. The fine fractions C1 was enriched in carbonate minerals compared to the coarser fractions. LR waste rock was classified as PAG, regardless the fraction size.

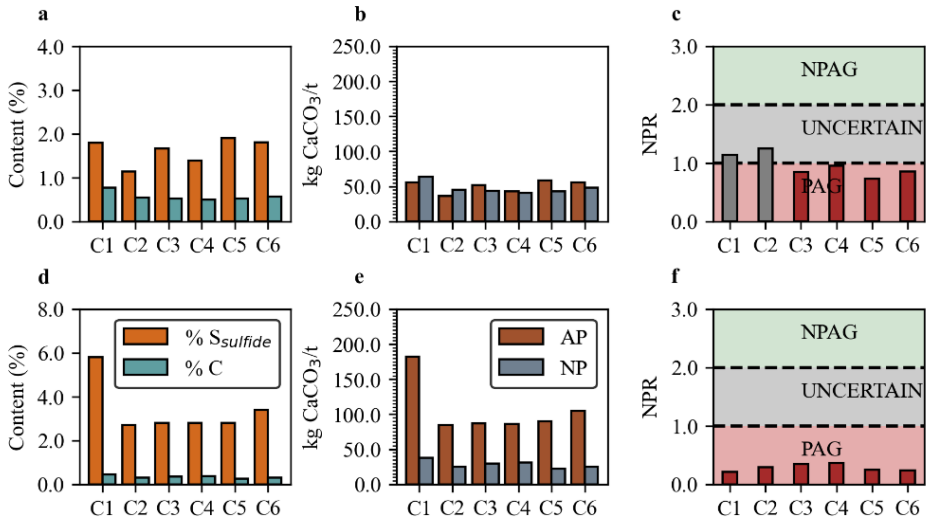

Figure 4.6: S and C content of the weathering columns, AP and NP and potential of acid generation for: a S from sulfide minerals and C content of CM b AP and NP of CM, c NPR of CM and d,e,f same for LR

4.6.3 Weathering columns

As significantly larger sample masses were used in the large columns C5 and C6 than the small columns C1 to C4, the results could not be compared directly (see more detailed analysis in next section).

CM waste rock

The pH of the original material C6 [0;37.5 mm] was slightly neutral to alkaline (between 7 to 8) in the first 280 days and then progressively decreased to reach pH 6.5 at the end of the test (Figure 4.8a). pH in all CM waste rock small columns <4.75 mm (C1 to C4) was initially slightly alkaline ~9, then decreased to 7.5 after 9 cycles (59 days) and remained near neutral until the end of the tests (Figure 4.7a). pH was also initially alkaline (pH = 8.5) in the large column C5 [4.75;37.5 mm] during the first 250 days (9 cycles) but then decreased to 7 and remained neutral for the rest of the duration of the test (461 days; Figure 4.8a).

Sulfate concentrations, which results from sulfide oxidation, were one order magnitude greater in the original material C6 [0;37.5 mm] at 150 mg/L compared to the concentration in C5 [4.75;37.5 mm] which was only 10 mg/L (Figure 4.8b). Sulfate concentrations thus followed a downward trend as particle size increased: concentrations were highest in the fraction C1 during the test (40-460 mg/L), followed by C2 (7 to 40 mg/L) and by C3 and C4 with similar values (~10 mg/L; Figure 4.7b).

Iron and zinc concentrations were relatively small in all CM column tests (below 0.5 mg/L; Figure 4.7c and Figure 4.7d). In the whole waste rock fractions C6, iron and zinc remained close to 0.1 mg/L (Figure 4.8c and Figure 4.8d). For the small columns fractions C1 to C4, iron and zinc concentrations were below the detection limit after 3 to 4 cycles. The higher concentrations of iron and zinc in C1 to C4 during the initial 3 to 4 cycles suggested that oxidation products were dissolved, thus indicating that (limited) pyrite oxidation may have occurred prior to the laboratory testing. Iron and zinc are produced by the oxidation of sulfides and should therefore follow relatively well sulfate concentrations and the decreasing pH (Jambor et al., 2005). However, near-neutral pH may explain that most iron has precipitated in the form of oxyhydroxide minerals (Amos et al., 2015) and the high mobility of zinc at near-neutral pH can explain the concentrations in the leachate (Cravotta III, 2008). Part of zinc concentrations could also be attributed to laboratory distilled water quality (average zinc concentration of 0.08 mg/L). Zn concentrations are total concentrations (Figure 4.7d and 8d) and were not corrected for these elevated initial concentrations in the distilled water.

Calcium and magnesium mostly originated from the dissolution of carbonates, and possibly, to a lower extent, of silicates such andesine or chlorite. Ca and Mg concentrations generally followed

relatively well the variations of sulfates, i.e., an initial rapid and significant decrease during the first 3 cycles, their stabilization depending on the particle size, until the end of the test. Calcium and magnesium concentration in the whole fraction C6 (~60 mg/L and ~7 mg/L) were half an order of magnitude greater than those in coarse fraction C5 (~12 mg/L and 1 mg/L; Figure 4.8e and Figure 4.8f). Calcium and magnesium concentrations are likely controlled by the fine fraction, with C1 (~70 mg/L and ~5 mg/L) exceeding concentrations in C2, C3, C4 and C5 (~10 mg/L and ~1 mg/L, respectively; Figure 4.7e and Figure 4.7f).

Overall, the pH in all columns were initially above 7 and gradually decreased around 7 by the end of the tests. Neutral pH led to the precipitation of oxyhydroxides, therefore explaining the low concentrations of iron measured in the leachates. Sulfates concentrations were the highest in the fine fraction C1 [0;1 mm] and in the whole fraction C6 [0;37.5 mm], indicating the significant impact of the fine fractions on the concentrations of products coming from the oxidation processes. Calcium and magnesium concentrations followed a similar pattern, suggest that fine fractions also contribute more to the neutralization processes than the coarse fractions.

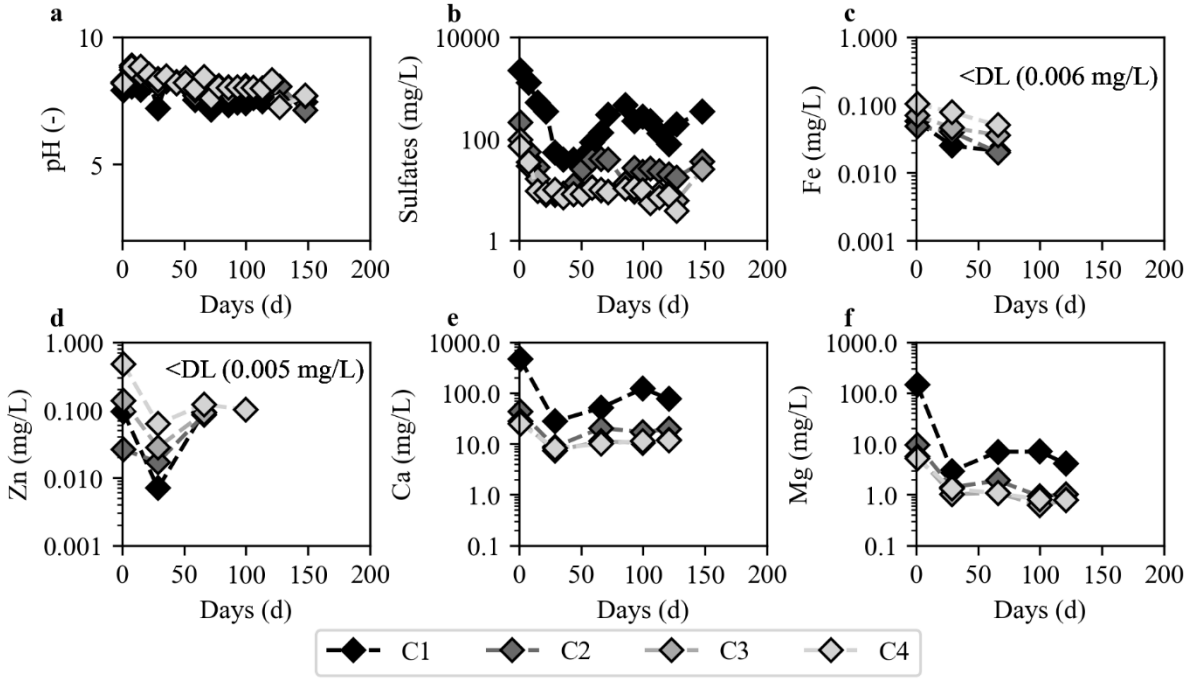

Figure 4.7: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in CM waste rock columns C1 to C4.

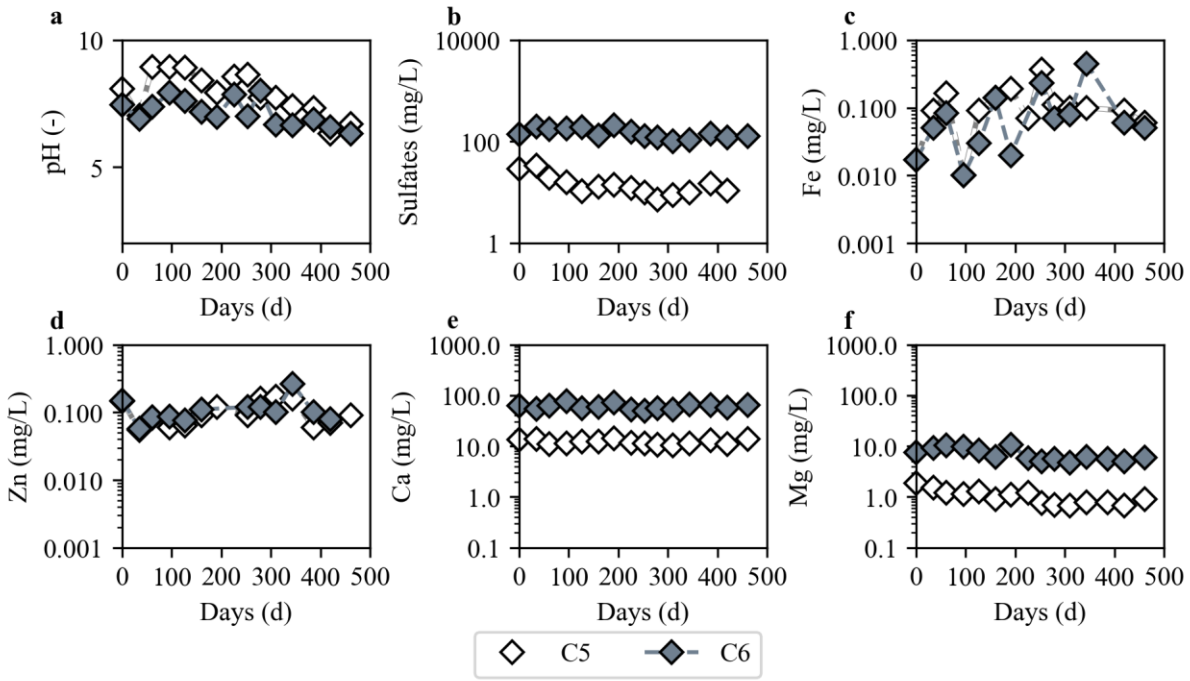

Figure 4.8: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in CM waste rock columns C5 and C6.

LR waste rock

pH remained neutral during the first 190 days in the large columns C5 and C6, but a decreasing pH was observed from day 226 which reached slightly acidic values (~6.5) by the end of the experiment of the large columns (461 days; Figure 4.10a). However, pH remained near neutral for the duration of the test (175 days) in the small LR columns C1 to C4 (Figure 4.9a).

Sulfate concentrations decreased with increasing particle size. Sulfate concentrations were greater in the total fraction column C6 (200 mg/L) in comparison with the coarse fraction C5 (55 mg/L; Figure 4.10b). Specifically, sulfate concentrations were one to two orders of magnitude greater in the column containing fine fraction C1 (1400 mg/L) than in the other small columns C2 to C4 (10 to 60 mg/L after day 20; Figure 4.9b).

In the large columns C6 and C5, the trends of iron and zinc concentrations differed from sulfate concentrations (Figure 4.10c and Figure 4.10d). The concentrations of iron and zinc increased during the test, with higher levels observed in the coarse column C5 (0.9 mg/L and 2.1 mg/L, respectively) compared to C6 (0.1 mg/L and 1 mg/L, respectively). In the large column C5, iron

increased as the pH decreased and stabilized around 0.9 mg/L after 310 days (Figure 4.10a). Iron concentrations were below detection limit (<0.006 mg/L) in all the small columns C1 to C4 after 120 days. Zinc concentration was in average 0.5 mg/L in column C1 (which is equal to the mean acceptable concentration of Quebec regulation from the Directive 019) and 0.1 mg/L for C2, C3 and C4 (Figure 4.9). The maximum concentration of 2 mg/L was observed in the large column C5[4.75;37.5 mm], which exceed the maximum acceptable concentration of Quebec regulation of 1.0 mg/L. Zinc is highly mobile under near-neutral pH condition and its mobility is increasing as pH is decreasing (Cravotta 2008).

Calcium and magnesium mostly originated from the dissolution of carbonates, and possibly, to a lower extent, of silicates such as anorthite ($CaAl_2Si_2O_8$), actinolite ($Ca_2(Mg,Fe)_5Si_8O_{22}(OH)_2$). Calcium and magnesium concentrations from the large columns were doubled in C6 (70 mg/L and 2 mg/L, respectively) compared to the coarse fraction C5 (35 mg/L and 1 mg/L). The concentration of calcium was greater in the fine fraction C1 (700 mg/L), followed by the fraction C2 (40 mg/L) > C3 (30 mg/L) > C4 (20mg/L), suggesting that there is a greater carbonate dissolution from the fines. The same trend with fraction size was observed for magnesium concentrations (Figure 4.9f).

In summary, the pH decreased gradually but remained around neutrality in all the columns, despite the acid generating potential of all fractions (Figure 4.6e). The steady concentrations of calcium and magnesium measured in the leachates indicate that neutralization processes may have been able to maintain the pH near neutrality and that carbonates were not depleted yet at the end of the column tests. Similarly to CM waste rock, sulfates concentrations were the highest in the fine fraction C1 [0;1 mm] and in the whole fraction C6 [0;37.5 mm], indicating that the fine fractions had the most influence on oxidation processes. Calcium and magnesium concentrations followed a similar pattern to a lesser extent, suggesting that the fine fractions also contributed more to the neutralization processes.

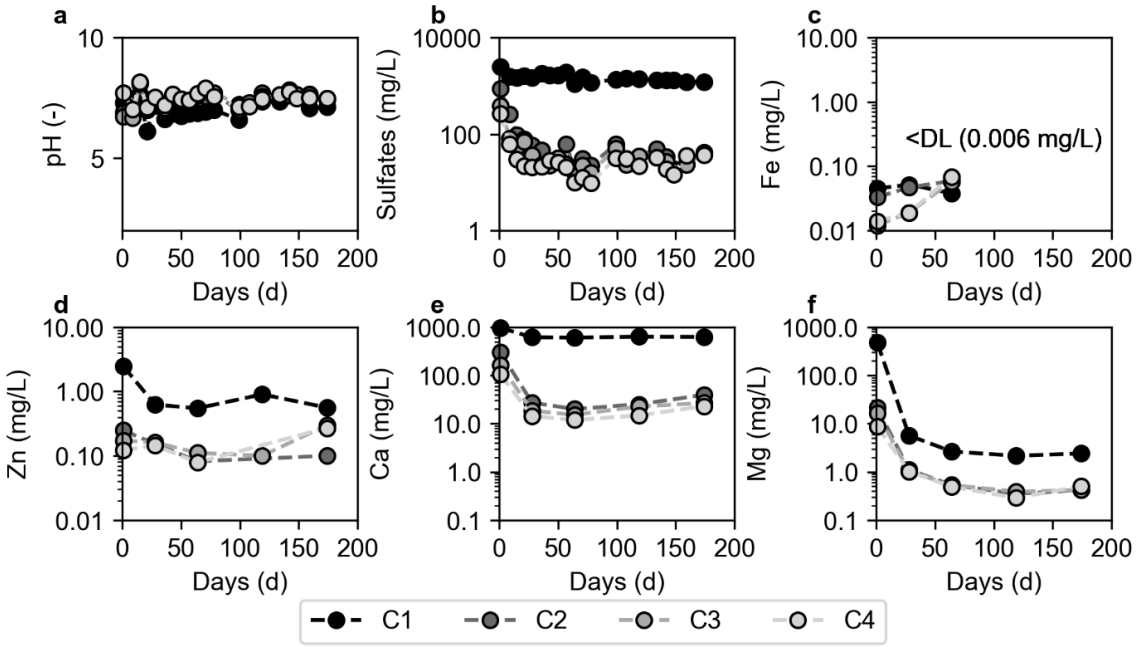

Figure 4.9: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in LR waste rock columns C1 to C4.

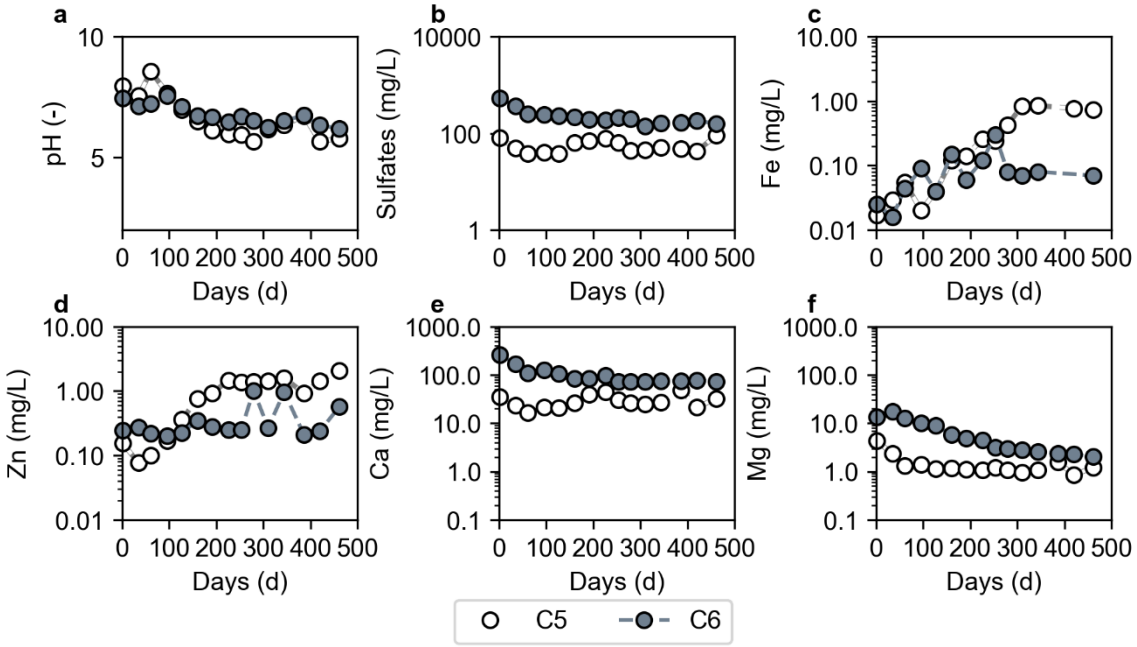

Figure 4.10: Evolution of pH (a), calcium (b), magnesium (c), sulfates (d) and metal concentrations (e) and (f) in LR waste rock columns C5 and C6

4.7 Results analysis and discussion

4.7.1 Effect of particle size and sulfur distribution on sulfate release rates

The cumulative mass-normalized sulfate release rates were used to compare columns results from different scales (Bouzahzah et al., 2014a). Cumulative mass-normalized sulfate release rates were calculated from the fifth cycle (using linear regression) when the geochemical behaviour was stabilized, to ensure that the sulfate release rates were indicative of sulfide weathering rates and not from the dissolution of prior products (Plante et al., 2011). The reaction products (here sulfates) were assumed entirely flushed in the leachate and not retained as secondary minerals salts. Simulations conducted with VMINTEQ after the fifth cycle showed that saturation indexes were negative for secondary products of sulfates (e.g., gypsum, jarosite), thus confirming the assumption of sulfates products (e.g., ranging between -1.2 to -3.2 for gypsum in all columns, for more details see Supplementary data).

The sulfate release rate in fraction C1 (mg/kg/d) consistently exceeded the rates in fractions C2 to C5 (Table 4.1). More specifically, the release rates of the fractions of CM and LR followed the order: C1>C2>C3>C4>C5. In the case of CM waste rock, where sulfur distribution did not significantly change with fraction size (~2%), the normalized sulfate release rate was greater in C1 (9.5 mg/kg/d) compared to C2 to C5 (0.2-1.2 mg/kg/d), by an order of magnitude. Consequently, particle size was controlling the sulfide weathering rate due to their liberation (exposure). Specifically, fraction C1 [0;1.00 mm] of LR waste rock was enriched in sulfur (~6%), in comparison to all the other fractions C2 to C5 (~3%). The sulfate release rate was more than one order of magnitude greater in C1 (44.6 mg/kg/d) compared to C2 to C5 (0.6 1.1 mg/kg/d). Therefore, the sulfates release rates were controlled by particle size at a greater extent, but also by sulfur content distribution.

Sulfate release rates were also normalized with sulfur content to allow comparison of CM and LR waste rock. The observed rate in fractions C1 was greater in the LR waste rock (681 mg/kg of S/d) in comparison to CM waste rock (528 mg/kg of S/d). This variation can be attributed to distinct intrinsic characteristics of the mineralogy such as different specific surface area of the fraction C1 (i.e., the crystal size of the pyrite or the crystal type; Evangelou and Zhang 1995), a possible galvanic effect at the interfaces between pyrite and chalcopyrite or sphalerite in LR waste rock, where chalcopyrite and sphalerite were here only identified by mineral reconciliation (Kwong et

al., 2003; St-Arnault et al., 2020), or variations in the degree of liberation of the sulfide minerals between the waste rock (Elghali et al., 2018; Mafra et al., 2020) . In the coarse fractions, the cumulative sulfate release rates normalized to mass of S did not show significant variations between fractions C2 to C5. For example, the sulfate releases rates normalized with sulfur in LR waste rock had no significant change between C2 to C5 (37 mg/kg S/d to 21 mg/kg S/d). This could indicate a relatively similar sulfide exposition between these fractions. However, significant change in the sulfate release rates normalized to pyrite was observed for CM waste rock, which can be attributed to a significant decrease in the sulfide exposition when increasing particle size.

Overall, results indicated that particle size primarily controlled sulfate release rates. However, several other factors including sulfur distribution and mineralogy contributed to reactivity to a lesser extent. The sulfate release rates normalized to S showed a more significant decrease in CM compared to LR waste rock.

Table 4.1: Cumulative normalized to mass sulfate release rates and normalized to mass of S

Laboratory columns	**CM**		**LR**	
	Cumulative normalized Sulfate release rates (mg/kg/d)	**Cumulative normalized to S Sulfate release rates (mg/kg S/d)**	**Cumulative normalized Sulfate release rates (mg/kg/d)**	**Cumulative normalized to S Sulfate release rates (mg/kg S/d)**
C1 [0;1.00 mm]	9.5	528	42.9	681
C2 [1;2.36 mm]	1.0	91	1.1	37
C3 [2.36;3.35 mm]	0.4	24	0.9	30
C4 [3.35;4.75 mm]	0.4	29	0.8	27
C5 [4.75;37.5 mm]	0.1	5	0.6	21
C6 [0;37.5 mm]	1.2	67	1.6	42

4.7.2 Scaling up and estimating overall reactivity using fractions at intermediate scale

Results of each complementary waste rock fractions were used to predict the cumulative normalized sulfate release rates (mg/kg/d) of the entire waste rock sample with respect to its PSD. Specifically, the results from the complementary fraction C1 to C4 (small-scale; 1 kg) and fraction

C5 (larger column; 55,3 kg) were combined using a sum of weight based on the particle size distribution curve (Table 4.2) and compared to C6[0; 37.5 mm]. Calculated sulfate release rates for CM and LR were twice and six times greater, respectively, than the one measured in column C6. The contribution of the small fractions [0;4.75 mm] accounted for more than 95% of the estimated reactivity, even if fraction [4.75;37.5 mm] accounted for more than 60% of the total mass.

Prediction models for contaminants loads typically use laboratory experiments, such as humidity cells (ASTM D5744, 2007) and/or kinetic column tests (Bouzahzah et al., 2014a) to scale up to field results (Plante et al., 2014) and ultimately to full-scale waste storage facilities (Vriens et al., 2020b). However, prediction of waste rock reactivity at a larger scale remained a great challenge given the particle size exceeding 1 m and the impracticability of conducting laboratory test respecting such dimensions and columns diameter ratio (e.g., ratio of 8 between maximum particle size and the diameter of a column). Testing the fine fraction, which is assumed to control AMD and impact more the geochemical behaviour of waste rock, represent a conservative approach. Yet, there is no standard method for scaling laboratory release rates to larger particles and full-scale waste rock piles. The measured sulfate release rate is also sometimes normalized by the sulfur content and specific surface area, to predict water quality in waste rock at field scale (Vriens et al., 2020b; Bailey et al., 2023). Significant variations in estimated mass load, ranging from two to three orders of magnitude, were also observed, attributed to the lack of consideration for physical and mineralogical heterogeneity in humidity-cell (Bailey et al., 2023). Large-scale experiments tend to yield lower mass loadings of contaminants compared to small-scale experiments such as kinetic column tests or humidity cells, even when dealing with similar waste rock (Vriens et al., 2020b). These differences are often attributed to the differences of water and liquid ratio, which can influence rate differences at varying scales (Plante et al., 2014) and the heterogeneity of the waste rock. In this research, the ratio solid/liquid in the small weathering columns and the large columns were similar (~0.4). However, the size of the columns and the flushing rates and frequencies were different (small; weekly and large; monthly). Typically, lower flushing rates tend to increase secondary minerals precipitations, potentially reducing the mobility of reaction products (Sapsford et al., 2009). Furthermore, only by increasing column dimension the sulfate release rates can be reduced (Erguler et al., 2014).

In summary, testing the small fractions (here C1 to C4) can help determining the contribution from specific fraction and defining a potential diameter where the reactivity is decreasing. However, the

used of the small fractions to predict the geochemical behaviour of larger particles or whole waste rock can lead to overestimations of the reactivity. Laboratory results are sensitive to the flushing rates and frequencies, the solid/liquid ratio, the particle size and the columns dimensions (Erguler & Erguler, 2015).

Table 4.2: Cumulative normalized loads sulfate release rates in the small and large cells and prediction

Fractions	**Cumulative normalized sulfate release rates (mg/kg/d)**	
	CM	**LR**
C6[0;37.5 mm] estimated	2.2	8.9
C1-C4[0;4.75 mm] estimated	2.2	8.5
C6[0;37.5 mm] measured	1.2	1.6

4.7.3 Challenges in controlling AMD generation by sieving

In this study, increasing the fraction sizes proved beneficial in reducing the normalized sulfate release rate. In the estimation of the sulfate release rate, the fraction [0;4.75 mm] accounted for more than 95% of the overall sulfate release rates. Sieving fine particles at 4.75 mm could therefore be beneficial to reduce the sulfate release rates (i.e., the oxidation and potential for AMD generation). Particularly, in CM waste rock, the sulfate release rate was 0.1 mg/kg/d in the coarse fraction C5 [4.75;37.5 mm], whereas it reached 1.2 mg/kg/d (i.e., 12 times greater) in the total sample C6 [0;37.5 mm] (Table 4.3), demonstrating promising outcomes for re-use potential. Similarly, within LR waste rock, the sulfate release rate in C6 (1.6 mg/kg/d) was 3 times greater than in C5 (0.5 mg/kg/d). While promising outcomes for re-use potential were observe in CM waste rock (e.g., low metal concentrations), the complexity of physicochemical process in waste rock challenge the assumptions that coarser fraction inherently produce lower contaminant loads.

Several studies have demonstrated that contaminant loads do not systematically decrease with increasing particle sizes (Parbhakar-Fox et al., 2013). The contaminants loads can indeed be controlled by multiple physicochemical phenomenon such as galvanic effects (Kwong et al., 2003), or precipitations of secondary minerals (Herbert, 2003), and is highly specific to the studied material (Lapakko et al., 2006). In this study, sieving the fine fractions also showed effects on neutralization products, particularly regarding calcium and magnesium release rates (Table 4.3).

For the studied waste rock, the total fraction C6 exhibited higher calcium and magnesium rates than the coarse fractions C5. This can be partly attributed to lower acid production as evidenced by the lower sulfate release rates of C5 for CM waste rock. However, the pH observed in LR leachates from C5 was slightly lower than the pH (Figure 4.8b) from the total fraction C6. This could indicate that the fine fractions are likely to exert influence in pH neutralization, potentially impacting water quality as lower pH can increase the concentration of metals (e.g., iron) in the leachates (Cravotta III, 2008). Carbonate minerals in the fines fraction [0;4.75 mm] are likely more liberated compared to the coarser fraction, potentially influencing the neutralization processes in LR waste rock.

Sieving fine particles in LR waste rock resulted in higher zinc and iron release rates (Table 4.2) and higher metals concentrations (Figure 4.10b and Figure 4.10c) were observed in the LR C5 coarse fraction. Secondary mineral precipitations can control contaminant release rates (Jönsson et al. 2006). For example, precipitations of iron oxyhydroxides minerals can enhance sorption capacity and control metal concentrations (Biswas et al., 2022). For example, zinc tend to adsorb to lepidocrocite and other iron species (Herbert, 2003). Geochemical speciation model performed on LR leachates revealed that there was no significant difference in the positive saturation indexes calculated between columns C5 and C6 for iron oxyhydroxides minerals (e.g., goethite, lepidocrocite, ferrihydrite, etc.). Additionally, simulations showed that no secondary zinc mineral phases were expected to precipitate (negative saturation index) under the measured temperature, Eh, and pH conditions in both columns C5 and C6. Therefore, secondary mineral precipitations, specifically iron oxyhydroxides, were identified as controlling factors for zinc concentrations in LR leachates. The observed higher sulfates release rates in C6 (3 times greater than C5) suggested a proportional release of iron (i.e. pyrite oxidation products of 2 moles of sulfates and 1 moles of iron), and thus, because pH was near neutrality, a greater formation of iron precipitate retained in the columns C6. Therefore, zinc adsorption was assumed to be greater in C6 than in C5, which was also confirmed by lower concentration of zinc in the C6 leachates. However, the stability of zinc adsorbed on precipitates in C6 can remain a significant concern, as a slight decrease in pH may result in substantial release of zinc from the solid (Jönsson et al., 2006).

In general, the sulfate release rates were significantly reduced in the coarse fraction C5 than in the fraction C6 for the studied waste rock, suggesting a potential improvement in water quality. Nevertheless, the neutralization processes in the LR waste rocks were unable to stabilize pH,

resulting in a progressive decrease over time and an increase in metal concentrations for both fractions (Figure 4.10). Secondary minerals precipitations can be the main process controlling zinc concentrations.

Table 4.3: Release rates of elements from sulfide minerals oxidation and neutralization minerals

	Release rates (mg/kg/d)			
	CM		**LR**	
	C5 [4.75;37.5 mm]	**C6 [0;37.5 mm]**	**C5 [4.75;37.5 mm]**	**C6 [0;37.5 mm]**
Sulfate	0.1	1.2	0.6	1.5
Iron	0.001	0.001	0.005	0.0008
Zinc	0.001	0.001	0.01	0.004
Calcium	0.1	0.5	0.3	0.7
Magnesium	0.008	0.05	0.01	0.03

4.7.4 Potential for developing circular economy approaches

The results of this research have shown that the sieving of reactive waste rock represents a promising strategy for circular economy approaches by separating a non-reactive coarse fraction and a more reactive fine fraction. The fraction for re-use could be determined using kinetic tests by fractions, such as previously described in this study. Alternative characterization techniques such as automated mineralogy and computed tomography could also complement kinetic tests to optimize the selection of the critical diameter of re-use (Elghali et al., 2018; Elghali et al., 2019a; Ait-khouia et al., 2023). Potential applications within the mining industry include the use of non-reactive waste rock in cover systems for reclamation purposes, such as an evaporation barrier (Pabst et al., 2018; Sylvain et al., 2019b), or in civil engineering, such as production of concretes amended with mine waste (Taha et al., 2021). The remaining non-reactive waste rock could be stored in pile, separately from the reactive fine fractions, thus reducing both the size of the storage facilities and the cost of reclamation.

The separated reactive fine fractions of waste rock could be desulfurized similarly to tailings (Amar et al., 2020). Such approach is usually not applicable to waste rock (Demers & Pabst, 2021a) but could be adapted to the fine fraction of waste rock, provided the maximum particle size does not exceed 10 mm for most operation units for physical separation techniques (which was the case in

this study) (Amar et al., 2021; Masindi et al., 2022). The non-reactive fine waste rock could be re-used in cover systems for reclamation purposes similarly to tailings (Rey et al., 2016; Kalonji Kabambi et al., 2017; Demers & Pabst, 2021a). The separation of the coarse and the fine fractions of waste rock, combined with innovative desulfurization and recovery processes of the fines, and their re-use in various applications, would significantly reduce (and potentially completely eliminate) the volume of mine waste that need to be disposed of on the surface and reclaimed, enhance resource utilization, and decreased the footprint associated with waste disposal (Ait-Khouia et al., 2021).

4.8 Discussion

In this study, only two types of waste rock with similar PSD but different geochemical characteristics were used. The results showed the importance of mineralogy on the geochemical behavior, and more waste rock should be tested as the potential of re-use of waste rock is site-specific. This study was performed on a small and intermediate scale; however, geochemical behavior tends to differ from a larger scale in the field due to liquid/solid ratio (Plante et al., 2011), the particle size (which can reach 1 m at the field scale), precipitation/dissolution of secondary minerals (Vriens et al., 2020b), sorption phenomena (Plante et al., 2010) and temperature (Bailey et al., 2023). Standard static tests did not reveal any significant reduction in the NP between the fraction C5 and C6 for both waste rock (e.g., 22 and 26 kg $CaCO_3$/ton in C5 and C6 for LR, respectively; Table A1). The same observation was made for the AP between fractions C5 and C6 for CM (43 kg $CaCO_3$/ton and 48 kg $CaCO_3$/ton in C5 and C6). Static tests assume complete liberation of both C and S, leading to inadequate assessment of the impact of sieving the fine fraction on the potential for acid generation, particularly for coarse particles.

Saturation index for gypsum calculated using VMINTEQ were negative, therefore indicating no (or very limited) precipitation (also see Supplementary data). The precipitation of gypsum is more frequently observed in column tests compared to humidity cells due the quantity of water and the flushes frequency (Morin & Hutt, 1998). The column tests were conducted on waste rock that did not generate acid prior to testing. Pre-oxidized waste rock may be the only material available on site for re-use. Future work involves conducting columns tests on material that is already generating acidity. Sieving of the fine fractions could be beneficial for the water quality. However, some uncertainties remained unclear regarding the presence of secondary minerals or acid salts, such as

jarosite, which could dissolve and consequently sustain acid generation in the absence of sulfide oxidation (Nordstrom & Alpers, 1999).

4.9 Conclusion

This experiment investigated the potential of re-use of two acid-generating waste rocks by controlling the particle size (sieving) to reduce the reactivity. Static and kinetic tests were performed for six fractions, and fraction [0;1.00 mm] was showing the highest sulfate release rates for all the waste rocks studied. Particle size predominantly influenced the sulfate release rates, which was decreasing as particle size increases for both waste rocks [0;1.00 mm]>[1.00;2.36 mm]>[2.36;3.35 mm]>[3.35;4.75 mm]>[4.75;37.5 mm]. This reduction was predominantly attributed to the particle size (i.e., degree of liberation of the sulfides) but also the distribution of the sulfide minerals (e.g., greater content of sulfide minerals in LR sample [0-1 mm]). Therefore, static and kinetic testing of waste rock should be done by fraction to fully identify the contribution of fractions on the overall reactivity.

The combine cumulative sulfate releases rates of the small columns C1 to C4 [0;4.75 mm] and the large columns C5 [4.75;37.5 mm] to predict the rates of the total sample [0;37.5 mm] was performed and the cumulative sulfate release rates were overestimated. Extrapolate results from small-scale tests [0;4.75 mm] to assess waste rock behaviour for larger fraction remained a challenge, yet this approach remained conservative.

The present study also highlighted the importance of sieving the fine particles [0;4.75 mm] of reactive waste rock to reduce risks of acidic effluent from the whole waste rock mass. The coarser particle sizes C5 [4.75; 37.5 mm] showed lower sulfate release rates than the total sample C6 [0;37.5 mm] in the studied waste rocks. However, the complexity of physicochemical processes such as liberation of the carbonate minerals and secondary minerals precipitations in waste rock challenges the assumption that coarser fraction inherently shows lower contaminants loads. A thorough geochemical characterization by fractions and specific to each waste rock remains therefore strongly relevant for many studies. Further research in this direction holds promise for cost-effective management of reactive waste rock, with potential to selectively reduce contaminant load, thus contributing to the emergence of novel sustainable practices.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: EXPERIMENTAL AND NUMERICAL EVALUATION OF THE POTENTIAL RE-USE OF WASTE ROCK AS EVAPORATION BARRIER IN ENGINEERED COVER SYSTEMS: EFFECTS OF PARTICLE SIZE

Par Karine Sylvain, Isabelle Demers et Thomas Pabst

Article soumis le 11 septembre 2024 à *Canadian Geotechnical Journal*

Abstract

One of the key challenges for the mining industry is the development of effective and durable management, closure, and reclamation strategies for acid mine drainage (AMD) generating tailings storage facilities (TSF). Oxygen barrier covers are particularly effective in preventing AMD under humid and temperate climate. A protection layer made of coarse-grained material is often needed to enhance water infiltration and reduce evaporation. A sustainable approach therefore consists in re-using waste rock to build this layer, reducing surface-stored mine waste and the environmental impact of borrow pits. However, the heterogeneity and reactivity of waste rock have so far somewhat limited their large-scale valorization in cover systems. The objective of this research was to evaluate the potential re-use of different size fractions of waste rock in evaporation barrier. Laboratory column tests were carried out to evaluate the effectiveness of waste rock to control water balance. Results indicated that waste rock containing fine fractions were less efficient to control evaporation than coarser fractions without fines for shallow water table. Numerical simulations were also carried out successfully to reproduce the effect of particle size on evaporation fluxes. This study underlines the importance of optimizing the particle size distribution in the design of evaporation barriers.

5.1 Introduction

Mining activities produces several gigatons of mine waste globally (Bussière & Guittonny, 2021) and the observed increases in large-scale and lower-grade deposits exploitation will further intensify the generation of mine waste (Reichl et al., 2017; Tayebi-Khorami et al., 2019). The mine waste storage areas which consist of tailings storage facilities (TSF) and waste rock stockpiles can exceed several hundred of hectares in surface (Amos et al., 2015). The environmental impact of those large structures can imply the geochemical and the geotechnical stabilities issues (Rico et al.,

2008; Aubertin, 2013; Islam & Murakami, 2021). One of the main challenges of mine waste management concerns geochemical processes, as the weathering of sulfidic tailings can lead to acid mine drainage (AMD) when exposed to the atmospheric oxygen and water (Aubertin et al., 2016). The resulting leaching water generally contains high concentrations of sulfates, metal(oid)s and is characterized by low pH (Nordstrom et al., 2015).

Various reclamation methods have been developed through cover techniques and the control of the water table position to prevent AMD by eliminating one of the components of the oxidation reactions (i.e., water, oxygen, or sulfides). Under humid and temperate climate (i.e., water balance is positive), controlling oxygen fluxes is one of the most sustainable approaches (Aubertin et al., 2016). The rate of oxygen diffusion can be controlled by reducing the bulk diffusion coefficient of the cover materials or tailings through the control of the degree of saturation of the medium, since oxygen diffusion is 10 000 times slower in water than in air (Mbonimpa et al., 2011, Demers et al., 2009). Typically, this is usually achieved by maintaining the degree of saturation of either tailings or a moisture-retaining layer (MRL) to over 85% (Bussière & Guittonny, 2021).

Fine-grained covers can maintain a high degree of saturation and therefore reduce oxygen fluxes (oxygen barrier) through the tailings, but are strongly susceptible to evaporation (Pabst et al., 2018). Seasonal fluctuations in the degree of saturation of the underlying tailings and fine covers occur due to wetting and drying variations, potentially impacting the performance of the covers (Demers et al., 2010). In addition, the increasing frequency of dry periods resulting from climate change may further impact the performance of cover systems, due to increased in drought periods (Lieber et al., 2022). Consequently, controlling the water balance, and more specifically the evaporation, will become a critical factor in the design of the reclamation techniques and the assessment of its long-term performance. The installation of an evaporation barrier increases the performance of covers (Pabst et al., 2018) and is therefore imperative. The control of the water balance can be optimized by adding a cover on the top on the tailings or the MRL. Typically, a coarse-grained dry cover, where a capillary break forms with the underlying tailings or MRL, reduces evaporation and increases infiltration (evaporation barrier; (Ouangrawa et al., 2009; Ouangrawa et al., 2010).

5.1.1 Evaporation mechanisms

Evaporation is generally divided into 2 stages, stage I being dominated by water flow and stage II by vapor flow (Or et al., 2013). During stage I, evaporation rate (actual evaporation) is nearly

constant and close to potential evaporation (E_p), the media is fully saturated, and the evaporation ratio (E_r) is maintained at 1 (i.e.: $E_r = E_a/E_p = 1$, where E_a is the actual evaporation). Therefore, stage I is mainly controlled by the atmospheric demand. Evaporation is maintained by a capillary rise to the surface in hydraulically connected saturated pores (Shokri & Salvucci, 2011), until the hydraulic connection between the receding drying front and the soil surface begins to disconnect (Li et al., 2019b). Fine soils generally exhibit higher evaporation rate and can maintain stage I for a longer period than coarser soils, because of greater water retention capacity (Or et al., 2013). The transition phase between stage I and II consists of a decrease in the degree of saturation of the soil and actual evaporation becomes more and more limited by the supply of water to the surface. Actual evaporation decreases and becomes lower than the potential evaporation, and the evaporation ratio is therefore less than 1. The drying front depth is determined by the pore size distribution of the porous media (Lehmann et al., 2008). In the case of heterogeneous materials, the difference in the pore size can form a drying front that propagates preferentially in the coarse pores, while the fine-pore domain remains saturated and hydraulically connected (Lehmann & Or, 2009). The capillary upward liquid flow provided by the fine fractions can effectively maintain hydraulic connection between the shallow water table and the surface (Shokri & Salvucci, 2011). Soil texture, permeability curve, water retention curve also contributes to the dynamics of actual evaporation (Or et al., 2013; Lehmann et al., 2018). During stage II, the drying front moves downwards, and liquid water can no longer reach the surface by capillary forces. The water contained in the pores becomes discontinuous and water transport is governed by vapor movement through gas diffusion (Saito et al., 2006), in response to a gradient of partial vapor pressure. Vapor unit flux can be expressed, for isothermal conditions(Dobchuk et al., 2004):

$$q_v = -n_a \, D^* \frac{\mu_v}{RT} P_s \frac{\partial RH}{\partial z} \tag{5.1}$$

where n_a is the air porosity (-), D^* is the diffusion coefficient of water vapor in air (m^2/s), μ_v is the molecular mass of water vapor (0.018kg/mol), R is the universal gas constant (8.314 J/mol/K), T is the absolute temperature (K), P_s is the saturated vapor pressure (Pa), RH is the relative humidity (-).

5.1.2 Waste rock as an evaporation barrier

Evaporation barriers generally consist of a layer of coarse material that can restrict upward capillary water flow and only allow upward transport of water in vapor phase through diffusion process (stage II), thereby sustaining a low evaporation rate (Dagenais, 2005; Ouangrawa et al., 2010). Typically, evaporation barriers in cover systems are made of sand and gravel. However, the construction of these covers often requires large quantities of coarse materials, extracted from borrow pit and may have to be transported over long distances to the mine site, with significant ecological footprint (Aubertin et al., 2016; Park et al., 2018). Recent research on integrated mine waste management have investigated opportunities to re-use non-reactive waste rocks for diverse purposes in the framework of sustainable mining practices (Demers & Pabst, 2021a). These applications include re-using waste rock for the construction of mine hauls road (Laverdière et al., 2023), for drainage inclusion in tailings storage facility (Saleh-Mbemba et al., 2019), for backfilling in pits or underground mines (Li et al., 2019a) and as the constitutive material in covers systems for the reclamation of mine site such as capillary barrier effects covers and bilayer covers (CCBE; (Kalonji Kabambi et al., 2017; Pabst et al., 2017a; Larochelle et al., 2019)). Re-using material such as waste rock offers a significant advantage by effectively reducing the volume of waste deposited in the stockpiles and decreasing reclamation or management costs (Park et al., 2018). Therefore, waste rock could be potentially re-use in such covers as an evaporation barrier.

The reuse of waste rock as an evaporation barrier raises, however, technical challenges that must be addressed to optimize their potential valorisation. Waste rock is heterogeneous, well-graded material with particle size ranging from micrometres to meters (Amos et al., 2015). Waste rock contains typically 10 to 30% of particles smaller than 5 mm. In general, the fine fraction controls the flow regime (Amos et al., 2015), except sometimes during sporadic high precipitations events where macropore flow can dominate (Fretz, 2013; Neuner et al., 2013). The fraction [0;4.75 mm] influences the shape of the water retention curve and the air-entry value of the waste rock, and thus the capillarity properties (Amos et al., 2015). Particularly, waste rock having greater than 20% by mass of finer than 2 mm and 40% finer than 4.75 mm can exhibit ‘soil-like’ behavior where the dominant mass transport is through matrix flow (Neuner et al., 2013; Barbour et al., 2016).

An evaporation barrier made of waste rock would therefore be highly sensitive to the percentage of fine particles (Ouangrawa et al., 2010). In addition, waste rock is frequently acid generating with

the fine fractions controlling their reactivity (i.e., < 4.75 mm; (Sylvain et al., 2024)), posing a challenge to its potential for re-use. The sieving and removal of the fine fractions from the waste rock can help to mitigate the reactivity and potentially expand the re-use potential of greater quantity of waste rock (Elghali et al., 2019a; Sylvain et al., 2024). Furthermore, maintaining hydraulic connections from the underlying reactive tailings and the cover by the fine portions of the waste rock in case of shallow water table would compromise the water quality in the cover by allowing upward capillary flow of contaminated water. A better understanding of the effect of particle size on the performance of an evaporation barrier would therefore contribute to optimize the design of engineered cover systems. Such information would provide operators practical tools to adapt blasting patterns or select more adequately well adapted waste rock to maximize their re-use. In this research, the effects of the fine particles were addressed using an experimental approach combined with numerical modelling to optimize the particle size distribution of an evaporation barrier. This paper presents the performance results of three covers made of various fractions of waste rock: total fraction F0[0;37,5 mm], medium fraction F5[5;37.5 mm] and coarse fraction F10[10;37.5 mm] to prevent evaporation from saturated tailings in the laboratory. Experimental results were then compared with numerical simulations.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Waste rock and tailings properties

The tailings T were sampled directly after production and the waste rock WR were sampled in situ in the waste rock piles and truncated at 37.5 mm. The tailings (T) and the three waste rock fractions (WR) were extensively characterized in the laboratory (Table 5.1). Specific gravity (G_s) of the waste rock was measured according to ASTM C127 (2015) and the specific gravity of the tailings was measured using a helium pycnometer (Micrometrics AccuPyc 1330) and both represented typical values of hard rock mine wastes (Bussière, 2007). The particle size distribution (PSD) of the tailings was obtained using laser diffraction analysis (Malvern Mastersizer). PSD of the total waste rock samples [0;37.5 mm] (F0) was determined according to ASTM D6913 (2021). Two fractions F5 [5;37.5 mm] and F10 [10;37.5 mm] were then prepared by sieving out the fine particles of the total fraction F0 (Table 5.1).

Tailing T were exhibiting typical distribution of hard rock tailings (Bussière, 2007), with d10 of 0.003 mm and of d60 of 0.041 mm (where dx is the diameter at x% of grains passing on the

cumulative PSD curve). The total fraction F0, the sieved fraction F5 and F10 were coarser than the fine-grained tailings T (e.g., d60 of 12.2 mm, 19.2 mm and 23.4 mm, respectively for F0, F5 and F10 compared to 0.041 mm for the tailings T). However, fraction F0 contained 37% of particles smaller than 4.75 mm and more than 20% passing the 2 mm sieve, which characterized the fraction F0 as 'soil-like' waste rock (Barbour et al., 2016). Hydraulic properties such as the water retention curve, the air-entry pressure and the matric suction at which residuals saturation occurs of waste rock are primarily governed by the fraction smaller than 5 mm (Yazdani et al., 2000).

Table 5.1: Physical properties of the tested materials

Material	**d_{10} (mm)**	**d_{30} (mm)**	**d_{60} (mm)**	**C_u (-)**	**G_s (-)**	**k_{sat} (m/s)**
T	0.003	0.012	0.041	13	2.71	$1x10^{-7}$
F0	0.07	3.0	12.2	174	2.92	$4x10^{-3}$
F5	6.8	11.3	19.2	3	2.89	$1x10^{-2}$
F10	11.8	15.6	23.4	2	2.89	$5x10^{-2}$

The hydraulic conductivity of the tailings was measured in the field using a Guelph permeameter (Chai-Onn, 2023) and was compared with the predictive method by modified Kozeny-Carman model (KCM; Mbonimpa et al., 2002a). The hydraulic conductivity of waste rock fractions F0, F5 and F10 was determined using permeability tests conducted in columns and results were compared to the Taylor (1948) model. The hydraulic conductivities of all waste rock fractions were 4 to 5 orders of magnitude greater than the tailings (Table 5.1), suggesting favorable hydraulic properties for capillary break.

The water retention curve of the tailings was measured in the laboratory using a pressure plate (SoilMoisture Equipment Corp., 15 bar pressure plate extractor) and the measured value were compared with the Modified Kovacs (MK) predictive model (Aubertin et al., 2003; Chai-Onn, 2023). The tailings water retention curve was expressed using the van Genuchten (1980) equation and the hydraulic conductivity function was calculated with the Mualem model (Figure 5.1). The air-entry pressure of the tailings was approximately 40 kPa. The water retention curve of the waste rock was obtained by conducting a wetting test with a free drainage test (Peregoedova et al., 2014) and compared to the predictive model MK (Aubertin et al., 2003) adapted by Peregoedova et al. (2014). Fredlund & Xing (1994) model was used in the numerical model to represent the water

retention curve and the permeability function of the waste rock. (Table 5.2). The air-entry pressure of fraction F0 was 0.2 kPa and fraction F5 and F10 exhibited similar water retention characteristics and their air-entry pressure respectively 0.04 kPa and 0.025 kPa.

Table 5.2: Parameters used in the numerical model.

Tailings	**van Genuchten (1980) Fitting parameters**					**k_{sat}**
	a_{vG} (kPa)	**θ_s (-)**	**θ_r (-)**	**m_{vG} (-)**	**n_{vG} (-)**	**(m/s)**
T	40.8	0.45	0	0.47	1.9	$1 \cdot 10^{-7}$
Waste rock	**Fredlund & Xing (1994) Fitting parameters**					**k_{sat}**
	a (kPa)	**θ_s (-)**		**m_{fx} (-)**	**n_{fx} (-)**	**(m/s)**
F0	0.2	0.29		0.5	3.5	$1 \cdot 10^{-3}$
F5	0.05	0.41		1.4	5.3	$1 \cdot 10^{-2}$
F10	0.04	0.42		1.5	5.4	$5 \cdot 10^{-2}$

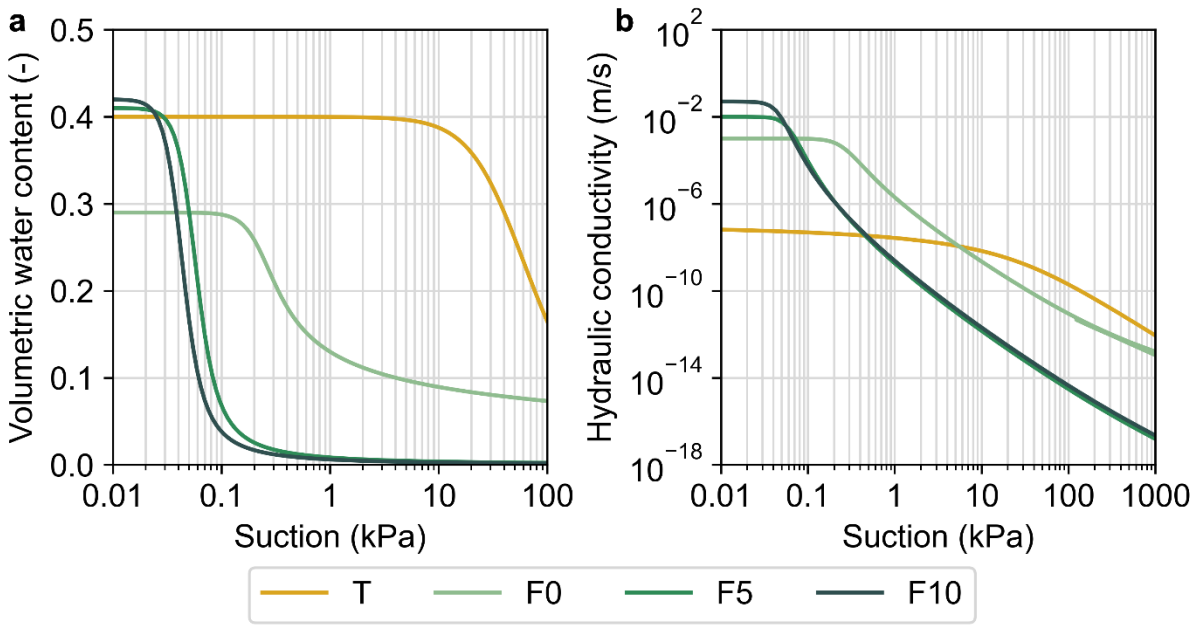

Figure 5.1: (a) Water retention curves calibrated from the measurement in the laboratory and predicted with MK model (Aubertin et al., 2003), and (b) calculated hydraulic conductivity functions of tailings T and waste rock fractions F0, F5 and F10.

5.2.2 Evaporation column experiments

Three large, instrumented columns were set up in the laboratory to perform evaporation tests (Figure 5.2). Each column was 1 m high and had an internal diameter of 0.30 m (i.e., 8 times the maximum particle diameter, as recommended by (Chapuis, 2012). The tailings were deposited at a gravimetric water content of 17±1% and compacted at a porosity of 0.45. A 40 cm thick evaporation barrier made of waste rock was placed dry on the top of the tailings, with a porosity of 0.29 for the total fraction (F0), and 0.44 for the coarse fractions (F5 and F10). Instrumentation of the columns included volumetric water content (VWC) sensors (5TM, EC-5 and Teros 12 sensors; ±0.03 m^3/m^3) and suctions probes (Watermark 200SS; ±1 kPa) installed at z = 0.1 m, 0.30 m, and 0.55 m in the tailings and z = 0.8 m in the waste rock (Figure 5.2). Volumetric water content sensors were calibrated individually prior to their installation for each type of material and type of sensors.

Three evaporation tests (T1 to T3) were carried out at the laboratory to simulate drought periods: T1 was 72 days, T2 was 71 days and T3 was 50 days long. Fans were installed at the top of the columns to maximize evaporation. All columns were connected to a Mariotte's bottle to simulate

a constant water table position at z = 0.05 m (i.e., from the bottom of the tailings) for Test 1, 0.2 m for Test 2, 0.05 m for Test 3. Mariotte's bottles had a diameter of 0.0508 m and a height of 2.0 m and were also used to estimate water loss to evaporation. Potential evaporation from an open water surface (E_p) was measured using a 0.3 m diameter evaporation pan also installed under a fan (Figure 5.2). The evaporation pan was placed on a scale to measure water mass loss. Ambient relative humidity (RH) and temperature (T) were monitored every 15 minutes during the tests using a humidity and temperature sensor (Lascar EL-USD-2-LCD EasyLog USB).

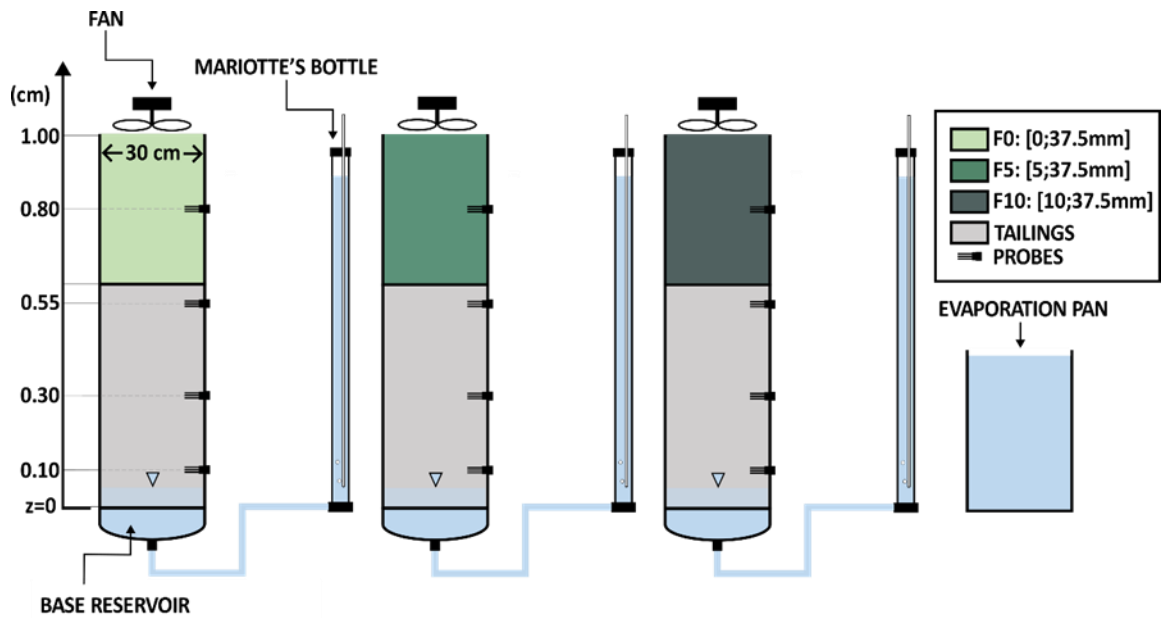

Figure 5.2: Configuration of the evaporation column tests.

The simulation of evaporation rates in the cover systems was conducted using SEEP/w model (Geo-Studio, 2022). Laboratory column tests were represented by a 1D model with a mesh size of 0.5 mm for the covers and 1 mm for the tailings. Convergence criteria were established with a maximum pressure head difference between two iterations of 5 mm. Adjustments to the under-relaxation criteria were necessary due to the non-linearity of the input material functions. The hydraulic conductivities of the cover materials were varied by several orders of magnitude over a small pressure range (i.e. the steep slope of the curve; Figure 5.1b), so the magnitude of change of the pore-water pressure from one iteration to the next was constrained by the following equation:

$$u_n^* = u_{n-1} + \alpha(u_n - u_{n-1}) \tag{5.2}$$

where u_{n-1} is the previous iteration pore-water pressure, u_n is the tentative pore-water pressure and u_n^* is pore-water pressure. The under-relaxation parameter α was set at initial rate of 0.55 with a minimal rate of 0.01 and a reduction factor of 0.65. The frequency of the reduction factor was set at 5 iterations. This ensured model stability but increased resolution time.

A Dirichlet (Type one) condition was imposed at the base of the columns to simulate the constant water table position. The land climate interaction (LCI) boundary condition was used for the transient analysis. The following user-defined LCI boundary condition was used:

$$q_{AE} = q_{PET}\left[\frac{p_v^s - p_v^a}{p_{v0}^s - p_v^a}\right] \tag{5.3}$$

where q_{PET} is the measured potential evaporation, p_v^s and p_v^a is the vapor pressure of the surface and the air above the material, respectively, and p_{v0}^s is the vapor pressure at the surface of the material at saturation (0 kPa). The average daily humidity and temperature of a day was calculated and implemented in the LCI boundary conditions (Figure 5.3). Isothermal vapor flow was coupled to the water transfer with SEEP/w in the numerical models. The surface temperature was assumed to be equal to the air temperature during the simulations. The minimum pore-water pressure function used was calculated via the LCI boundary conditions. This function determines the minimum pore-water pressures achievable at the soil-air interface, based on the average humidity, h_a:

$$u_w^{min} = \frac{\rho_w RT}{M}\ln(h_a) \tag{5.4}$$

where u_w^{min} is the minimum pore-water pressures at the soil-air interface, ρ_w is the mass density of water (g/m^3), R is the gas constant 8.314 J/K/mol, T is the temperature in Kelvin (K) and M is the molecular mass of water. For example, the air relative humidity of 0.5 at a temperature of 20°C corresponds to a pore-water pressures of -95 045 kPa.

Simulations were calibrated on the results of Test 1. Validation of the calibration was performed by simulating and comparing Test 2 and Test 3 to the laboratory results. Numerical cumulative evaporation, suction and VWC results were compared with laboratory results using the root mean square error (RMSE) and the mean absolute error (MAE).

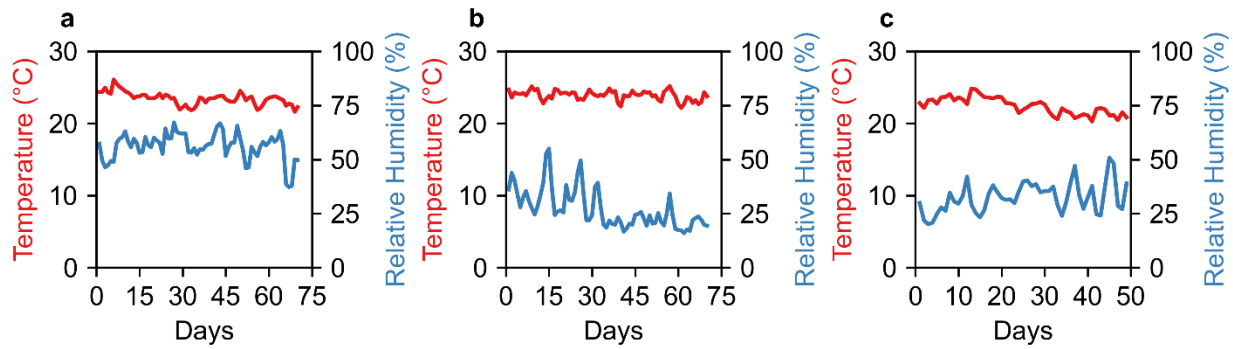

Figure 5.3: Monitored daily temperature, daily relative humidity in the laboratory during the (a) Test 1 (b) Test 2, and (c) Test 3.

5.2.3 Parametric study and influence of fines

Following the calibration of the numerical model on laboratory test results, a parametric study was conducted to evaluate the impact of the thickness of the covers and of the water table position on the cover performance. The thickness of the covers simulated ranged from 0.4 m to 2 m, (typical thickness for covers; Ouangrawa et al., 2005, Demers et al., 2008). Additional thickness of 3 m and 4 m were also simulated to evaluate the possibility of increasing the reuse of waste rock. The performance results were compared in terms of water balance, more particularly the cumulative evaporation.

A second parametric study was also conducted to evaluate the impact of the fine content on the evaporation rate. The particle size distribution function of the total sample [0; 37.5 mm] was adjusted using the Levenberg-Marquardt nonlinear algorithm (Marquardt, 1963) applied on the parameters g_a, g_n, d_m, g_m and d_r of theFredlund et al. (2000) equation:

$$P_d = \left(\frac{1}{\ln(\exp(1) + \left(\frac{g_a}{d}\right)^{g_n})^{\,g_m}}\right)\left(1 - \left(\frac{\ln\left(1 + \frac{d_r}{d}\right)}{\ln\left(1 + \frac{d_r}{d_m}\right)}\right)^7\right) \tag{5.5}$$

where g_a represent a parameter related to the initial breaking point of the PSD curve, g_n represent a parameter related to the steepest slope of the curve, g_m is the parameter related to the shape of the fines portion of the curve, d_r is the parameter related to the amount of the fine portions, and d_m is the diameter of the minimum allowable particle size and d is the diameter of particle size.

A range of representative particle size distributions of waste rock was considered. Twenty-two synthetic particle size distribution curves were then generated using the Fredlund et al. (2000) equation and by adjusting the minimum particle size diameter, dm, and maintaining all other parameters to conserve the coarser part of the original curve [5;37.5 mm]. Hydraulic conductivities were estimated with the Taylor model (1948) model MKs model was used to estimate the water retention curve (Peregoedova, 2012). The Fredlund and Xing (1994) model was used to describe the predicted WRCs and determine the corresponding permeability functions in the numerical simulations.

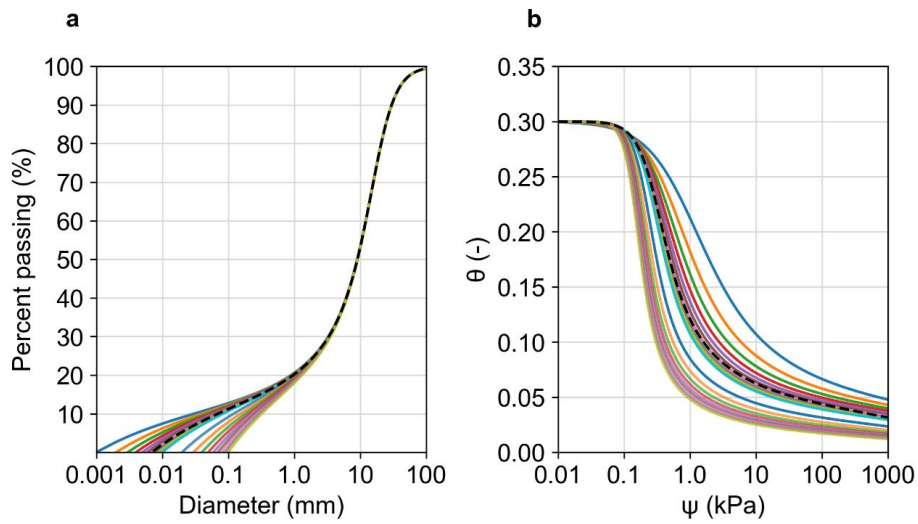

Figure 5.4: Synthetic PSD with different fine particles contents; and (b) corresponding water retention curves estimated using Fredlund and Xing (1994) model fitted on the predictive MKs model.

5.3 Results

5.3.1 Laboratory hydrogeological response

Laboratory column test results showed a significant impact with regard to the PSD of the waste rock on the hydrogeological response of the cover, regarding the total fraction F0 and the coarse fractions F5 and F10. A hydraulic connection was observed between the tailings and the cover F0 during the tests. The water table position varied from 0.05 to 0.2 m (during the tests), with corresponding suction measurements in the cover F0 (middle) ranging between 6 to 9 kPa, indicating conditions close to the hydrostatic equilibrium. Furthermore, the water content in the waste rock increased from dry (initial state) to 0.09 m^3/m3, corresponding to a degree of saturation

of 31% at the beginning of the tests (increase of water table to initial position, before the evaporation test started). This confirmed that a hydraulic connection was formed between the fine portions of the waste rock and the tailings, suggesting an upward capillary flow of water, and corroborating the suction measurements close to the hydrostatic equilibrium prior to testing.

For the coarse materials F5 and F10, suction measurements remained at a dry state (maximum value of the probes is 254 kPa). This suggests the presence of an effective capillary break between these coarse covers and the tailings, preventing any water from rising by capillary action. The covers made of coarse material F5 and F10 remained dry during all tests (<0.03 m^3/m^3). The hydrogeological properties of dry covers presented steep water retention curves with low air-entry pressure of 0.03 and 0.04 kPa (Figure 5.1a). The hydraulic conductivity decreased abruptly at low suction and generated a marked capillary break between the tailings and the dry covers, preventing the upward capillary flow (Figure 5.1b). This is consistent with the constant dry VWC and the high suction (dry).

The water table was constant during all test, as the suction measured at the bottom of tailings was 0 kPa throughout the tests. Water content of tailings remained constant and close to saturation during all tests in the columns and at every elevation (10 cm; 30 cm; 55 cm). Small variations of ±0.03 m^3/m^3 were observed but were deemed negligible (Table 5.3). The volumetric water content of the waste rock remained relatively constant throughout each test, and volumetric water content variations of ±0.03 m^3/m^3 were also observed.

Table 5.3: Variations of VWC in the tailings and the covers for Tests 1, 2 and 3. VWC:

Material	**Elevation**	**VWC (-)**	**F0**			**F5**			**F10**		
			T1	**T2**	**T3**	**T1**	**T2**	**T3**	**T1**	**T2**	**T3**
WR	80 cm	Minimum	0.07	0.08	0.09	Dry	Dry	Dry	Dry	Dry	Dry
		Maximum	0.08	0.09	0.10						
T	55 cm	Minimum	0.40	0.39	0.39	0.44	0.44	0.43	0.44	0.44	0.45
		Maximum	0.43	0.42	0.42	0.47	0.46	0.45	0.47	0.46	0.46
T	30 cm	Minimum	0.37	0.38	0.38	0.42	0.43	0.44	0.46	0.46	0.47
		Maximum	0.39	0.38	0.39	0.44	0.44	0.45	0.47	0.49	0.48

T	10 cm	Minimum	0.38	0.39	0.39	0.39	0.37	0.38	0.40	0.40	0.40
		Maximum	0.41	0.40	0.40	0.41	0.42	0.40	0.41	0.41	0.41

5.3.2 Evaporation rates

The average potential evaporation rates in tests 1, 2 and 3 were 5.1 mm/day, 8.9 mm/day and 6.6 mm/day, respectively (Figure 5.5). These rates corresponded to a cumulative potential evaporation of 385 mm for Test 1, 640 mm for Test 2 and 315 mm for Test 3 (Figure 5.5). The higher potential evaporation rate was recorded during Test 2 because of the lowest relative humidity (Figure 5.3b). Daily potential evaporation rate variations were recorded in the laboratory, ranging from 3.1 mm/day to a maximum of 11 mm/day.

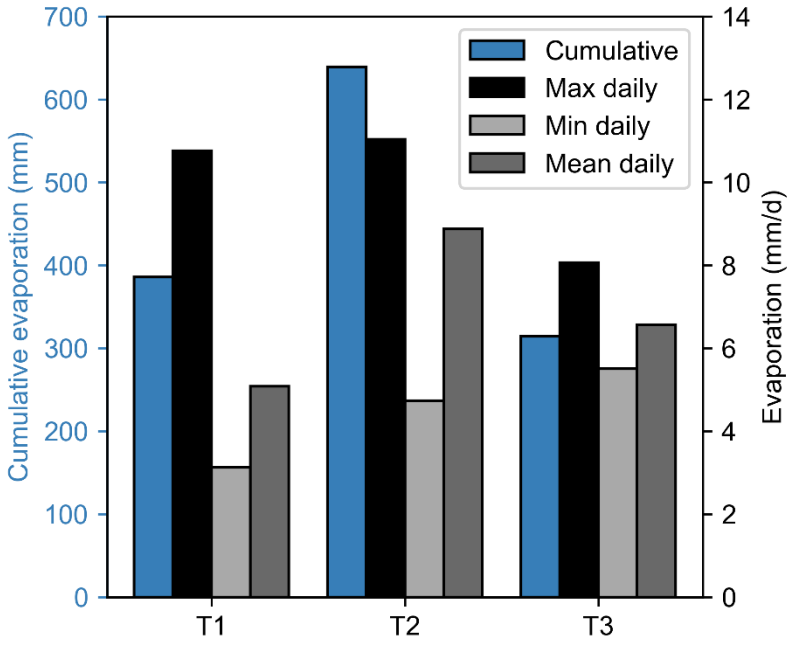

Figure 5.5: Total potential evaporation for Test 1 (T1), Test 2 (T2) and Test 3 (T3)

Actual evaporation rates in columns with fractions F0, F5 and F10 were at least one order of magnitude lower than the potential evaporation (Figure 5.6 and Figure 5.5). For example, during Test 2, the average actual evaporation F0 was 0.7 mm/day and approximately 0.1 mm/day for columns F5 and F10, while the potential evaporation rate was 8.9 mm/day. The maximum actual evaporation recorded during Test 2 was 1.6 mm/day (at day 28), corresponding to an evaporation ratio of 0.2. The total cumulative actual evaporation was greater for F0 than for F5 and F10 (Figure 5.6). For instance, the total cumulative evaporation measured in F0 for Test 2 reached 60 mm,

which was significantly greater than the cumulative evaporation of 7 mm measured in the coarse covers F5 and F10. The evaporation ratio in F0 varied between 0.05 and 0.2 during Test 1, between 0.02 and 0.2 during Test 2 and between 0.03 and 0.1 during Test 3.

Evaporation rates in covers F5 and F10 were therefore reduced by a factor of approximately 90 compared to the potential evaporation. The maximum actual evaporation measured was 0.1 mm/day in F5 for Test 1. Both cover F5 and F10 remained fully dry. The overall performance of these dry covers (F5 and F10) in reducing evaporation was similar. The evaporation ratio of both columns ranged from 0 to 0.1 for Test 1 and 0 to 0.07 for Test 2 and Test 3.

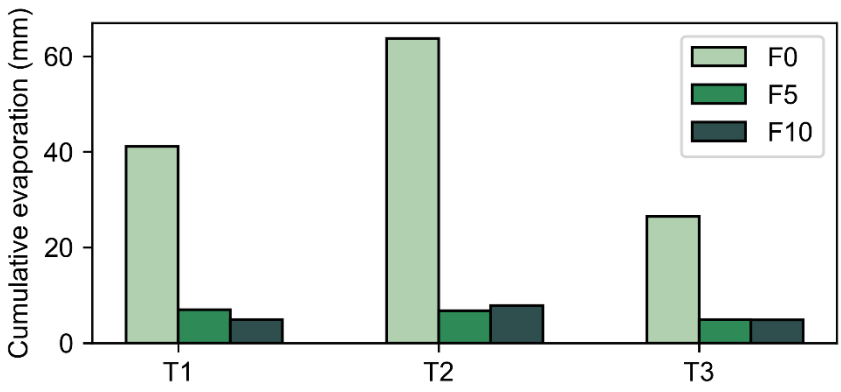

Figure 5.6: Actual evaporation during test 1 to 3 for columns with covers F0, F5 and F10

5.3.3 Numerical modeling

The numerical simulations were able to accurately replicate the measured cumulative potential evaporation. Numerical results were similar for Test 2 (exactly 640 mm) but tended to slightly underestimate cumulative potential evaporation by around 15 mm (i.e. 5%) for Test 1 and Test 3. RMSE and MAE confirmed the good accuracy of the simulations and were for example smaller than 3 mm for the cumulative evaporation for F0 (Figure 5.7a, b and c). The evaporation ratios were close to the laboratory measurements. For example, in F0, evaporation ratios were varying between 0.08 and 0.2 in the simulations and between 0.02 and 0.2 at the laboratory.

The low cumulative evaporations measured for coarse covers F5 and F10 were generally also well simulated by the numerical model for all tests with differences between modelled and observed values usually less than 4 mm over a period of 70 days (Figure 5.7d to i). The model tended to underestimate the cumulative evaporation in the column F5 and F10 by 2 mm to 3 mm. The (limited) difference may have been caused by advective fluxes which were not included in the

simulations and may have led to an underestimation of the gas movement (Vriens et al., 2018), and in this case vapor movement.

Simulations also accurately represented the variation of VWC in all the covers, with differences usually smaller than 0.03. For example, in the cover F0, the VWC remained stable at 0.09 m^3/m^3, which was similar to the VWC measured in the laboratory (0.08 m^3/m^3 to 0.10 m^3/m^3). VWC in the coarse covers (F5 and F10) remained close to residual VWC.

The model consistently yielded slightly higher suctions (+3 kPa at maximum, that is less than 9.5% difference) compared to the laboratory measurements in the cover F0. For example, the suction measured during Test 3 was 8 to 9 kPa ± 1 kPa, and in the numerical model, the suction remained at 11 kPa.

Simulated water flow in the cover F0 generally exceeded vapor flow by 5 to 6 orders of magnitude during all tests. For example, the daily averaged flow of vapor was around $1 \cdot 10^{-14}$ $m^3/s/m^2$, i.e., much lower than water flow ($1x10^{-9}$ $m^3/s/m^2$) for F0 cover. The highest flow of water was observed during Test 2, because of higher potential evaporation rate. Vapor flow diffusion was the primary mechanism simulated in the dry and coarse covers (F5 and F10). For example, vapor flows were typically 6 orders of magnitude greater than water flow varying from $4 \cdot 10^{-10}$ $m^3/s/m^2$ to $7 \cdot 10^{-10}$ $m^3/s/m^2$ in both covers F5 and F10 (Table 5.4).

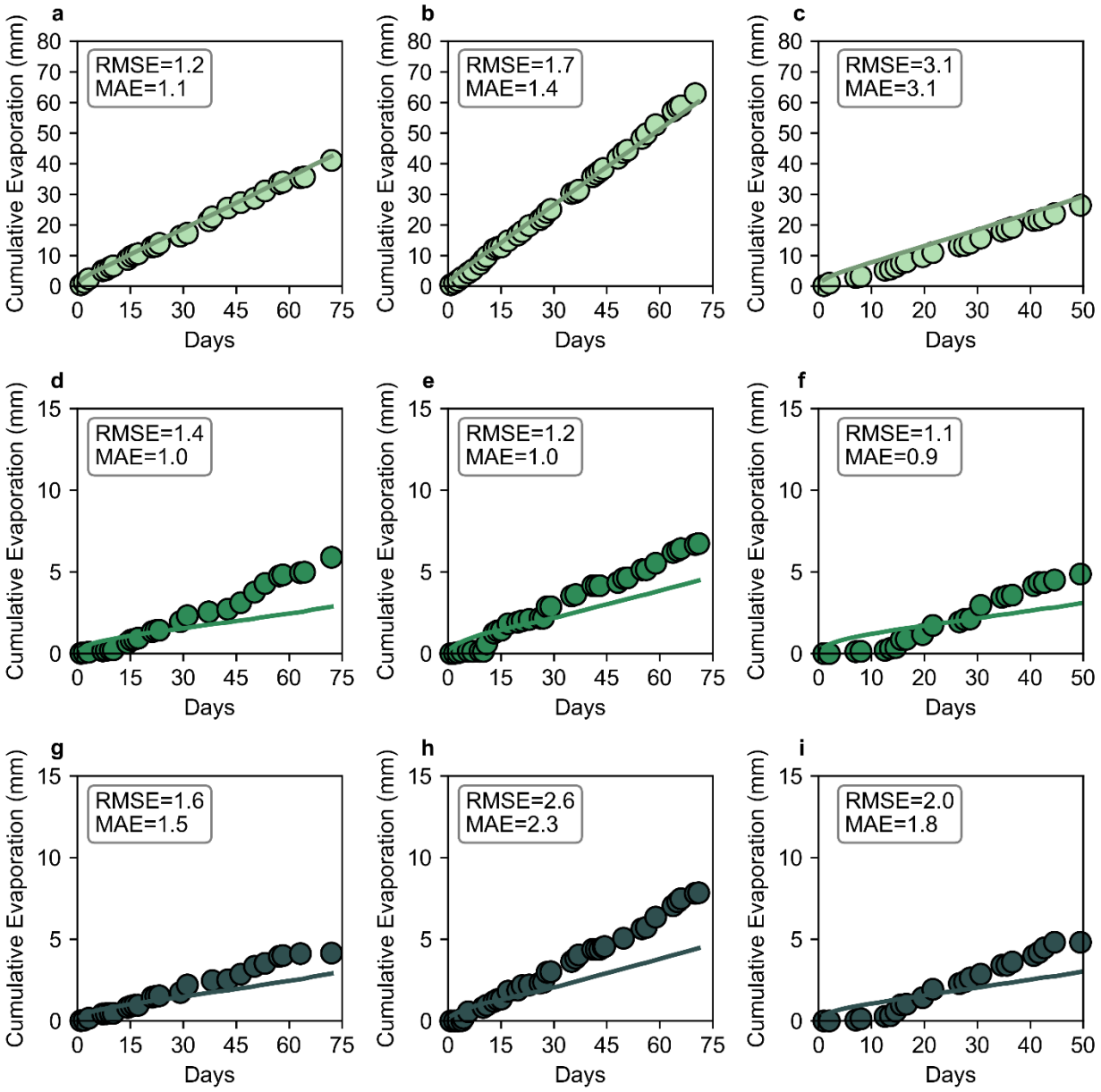

Figure 5.7: Measured (points) and simulated (line) cumulative actual evaporation in column F0 (lightgreen), F5 (green) and F10 (darkgreen) for a) d) g) Test 1 b) e) h) Test 2 and c) f) i) Test 3.

Table 5.4: Daily average flow in the middle (0.8 m) of the covers

Flow	F0			F5			F10		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
Water flow ($m^3/s/m^2$)	$6x10^{-9}$	$9x10^{-9}$	$6x10^{-9}$	$2x10^{-16}$	$1x10^{-16}$	$1x10^{-16}$	$2x10^{-16}$	$1x10^{-16}$	$1x10^{-16}$
Vapor flow ($m^3/s/m^2$)	$4x10^{-14}$	$3x10^{-14}$	$4x10^{-14}$	$4x10^{-10}$	$6x10^{-10}$	$6x10^{-10}$	$4x10^{-10}$	$7x10^{-10}$	$6x10^{-10}$

5.4 Results analysis

5.4.1 Impact of the cover thickness and the water table position

The influence of the cover thickness combined with different water table positions is presented for F0, as the covers F5 and F10 showed less impact. Test 2 was specifically selected for its combination of the highest potential evaporation and duration (72 days). Analysis of 7 cover thicknesses (e.g., 0.4 m, 0.6 m, 0.8 m, 1 m, 2 m, 3 m and 4 m) showed that increasing the cover thickness reduced total cumulative evaporation (Figure 5.8). For example, when the water table was 0,6 m below the cover, cumulative evaporation decreased from 150 mm for a 0,4 m thick cover, to 10 mm for a 2 m thick cover. However, increasing the thickness of the cover over 2 m did not significantly increase the performance of the evaporation barrier, and cumulative evaporation remained close to 10 mm for cover thicknesses of 3 and 4 m.

As the thickness of the cover increased, suctions also increased in the cover material. The drying front corresponded to the sharp increases of the suctions (pore water pressure higher than -1 000 kPa). For example, at the highest water table position simulated (0.6 m), the drying front ranged from around 2 to 3 cm for 0.4 m, 0.6 m, and 0.8 m thick covers, to 4 cm for a 1 m cover and up to 10 cm to 25 cm for a 2 m to 4 m thick covers. High suctions developed in these drying fronts, breaking the hydraulic connection, and thus limiting upward movement of liquid water toward the surface. These zones of high suctions within the drying front restricted water transport to vapor flow mechanism (Dobchuk et al., 2004), which zones significantly influenced the evaporation rate. As the cover thickness increased, the drying front deepens, resulting in less cumulative evaporation. These observations corroborate similar tests in which a thin layer of

desaturated material controlled the entire column evaporation fluxes due to the dominance of vapor flow instead of liquid capillary rise (Wilson, 1990).

Higher water table position resulted in higher cumulative evaporation due to increased water availability. A 0.4 m thick cover was more sensitive to the position of the water table. For example, cumulative evaporation was approximately 30 mm with the lowest water table position (-0.15 m) compared to 150 mm when the water table was positioned at the interface of the cover and the tailings (0.6 m). This phenomenon is due to the transfer of suction from the water table and the hydrogeological characteristics of the covers F0 (see Figure 5.1). In contrast, covers exceeding 2 m showed minimum variation in cumulative evaporation, indicating their low sensitivity to the position of the water table. As mentioned above, in theses covers, the deeper drying front was controlling the evaporation rate. Therefore, the use of waste rock with the total fraction F0 as a monolayer cover could imply enhancing the cover thickness at a value of 2 m, depending on the tailings water retention properties.

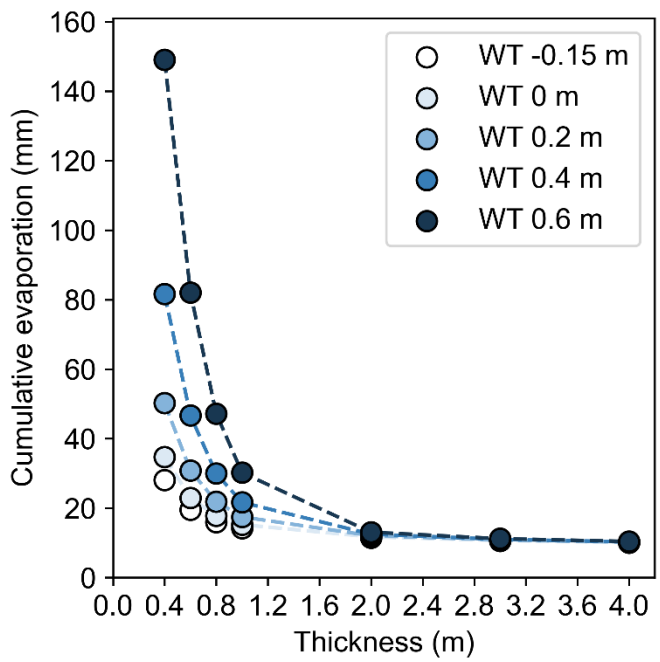

Figure 5.8: Cumulative evaporation and the influence of cover thickness (m) for cover F0.

5.4.2 Impact of the fines on evaporation

The use of numerical model to select an acceptable range of covers materials in terms of particle size distribution could be a promising tool as a first approximation for the cover design. Specifically, the impact of the fine portions of the curves of the particle size distribution was analyzed by generating twenty synthetic PSD including the original PSD (i.e., PSD of the F0; Figure 5.4). Therefore, a range of twenty predicted water retention curves combined predicted hydraulic conductivity to obtain a range of permeability functions was generated to evaluate the cumulative evaporation in SEEP/w (see section 5.2.3 for more details). Cover of 0.4 m thickness and Test 2 was chosen for the comparison, and the predicted values with the original PSD was compared with the laboratory results.

First, the predicted saturated hydraulic conductivity calculated with the Taylor model which is using the d_{50}, did not vary with the synthetic PSD curves (0.0012 m/s) as the upper segment of the curves was intact (black dashed curve; Figure 5.4). A simulation was run to predict the evaporation from the original PSD. Simulation results using the predicted curves from the original PSD accurately predicted cumulative evaporation. The predicted cumulative evaporation from the simulation reached 51 mm, which slightly underestimates evaporation but corresponded well to the laboratory-measured cumulative evaporation of 60 mm. Simulations were performed for the other tests (Tests 1 and 3) and were closely aligned with the laboratory measurements (e.g., 26 mm for 29 mm in the laboratory and 35 mm for 40 mm in the laboratory)

Simulation results of the PSD curves containing more fines than the original material (above the dashed black curve; Figure 5.4) indicated that cumulative evaporation ranged from 50 mm to 340 mm. Evaporation increased while increasing the content of fine particles as there was more capillary rise and therefore, more water available for evaporation. No drying front developed in the model with the PSD containing more fines (model with PAR1 to PARX), as suction remained close to hydrostatic equilibrium. Evaporation was therefore only controlled by upward water flow and remained relatively high (e.g., cumulative evaporation of 340 mm). For the curves generated by the coarser part of the synthetic PSD (under the dashed black curve of the PSD in light grey color; Figure 5.9) cumulative evaporation decreased from 22 mm to 8 mm as the particle size increased, because high suctions developed at the surfaces of the cover. The drying front, where high negative

pore water pressures were generated, ranged from 4 cm to 17 cm, the latter value corresponding with a cumulative evaporation of 8 mm.

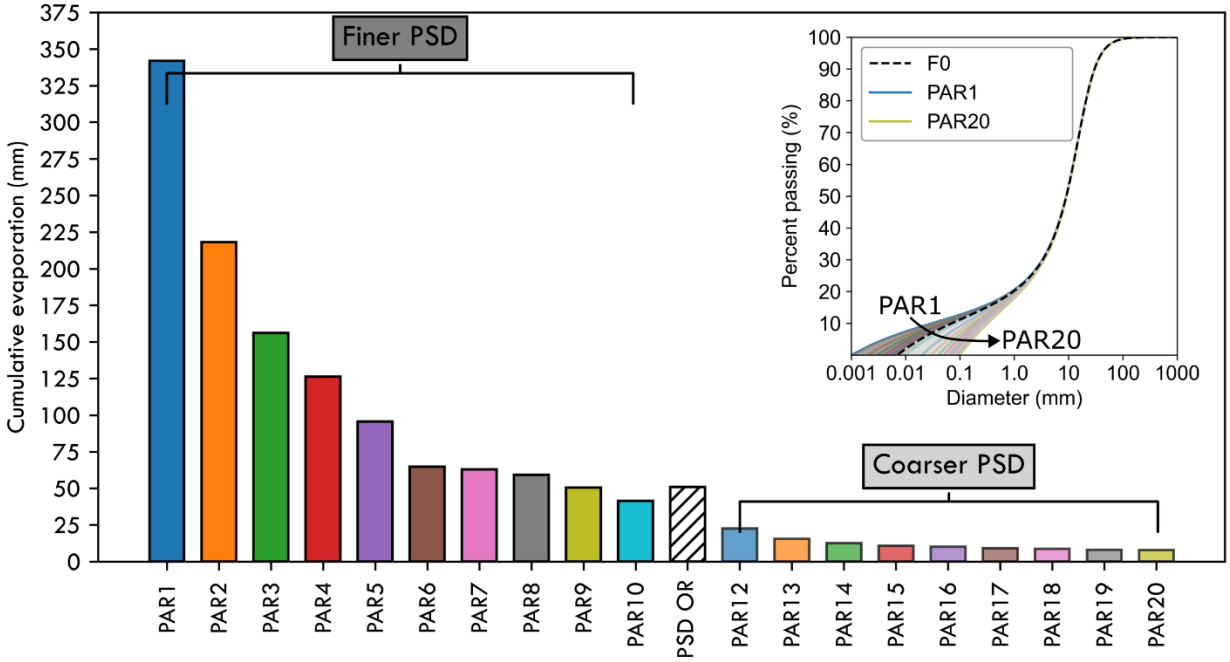

Figure 5.9: Cumulative evaporation results from the simulations with the synthetic PSD PAR1 to PAR20 including the original PSD simulated (PSD OR) using predicting model for the water retention curves and permeability functions. The left part represents all the curves with finer particles than the original PSD (F0). The right part represents the coarser synthetic PSD.

Overall, simulations predicted variations in the cumulative evaporation due to the variation of the fines: the more the fines, the greater was cumulative evaporation. For the PSD range selected, cumulative evaporation was ranging from 8 to 340 mm, which could have a significant impact in the performance of the covers.

5.4.3 Effect of the capillary break on the evaporation barrier

The aim of this study was to compare the performance of the covers in reducing evaporation based on the proportion of fine particles in waste rock. The comprehensive analysis of VWC and suction measurements from the laboratory, along with the numerical model results conducted in column F0 revealed that the proportions of fines enhanced the evaporation rates of one order of magnitude compared to the dry and coarser particle size covers in columns F5 and F10 (e.g., 1 mm/day to

0.1 mm/day). Evaporation is generally sustained for a longer period in fine soils compared to coarser and dryer soils (Or et al., 2013).

Cover F0 was sensitive to the water table position, due to its hydraulic connection with the tailings. One approach to mitigate evaporation in the cover F0 was to increase the cover thickness in the numerical simulation, as higher suction developed near the surface of the cover, which typically reduces the hydraulic conductivity in the cover (Dagenais et al., 2006). Therefore, the degree of saturation decreased near the surface and thus transport of water to the surface is limited by vapor diffusion. The increased in thickness helped to minimize evaporation as suggested by Dagenais (2005), and observed for a till cover by Pabst et al. (2017a). A drying front can develop near the surface of the cover, where this thin layer of dry soil has been observed to be the evaporation control layer of the entire column (Wilson, 1990).

Numerical simulations performed in this study revealed that the variation of the lower part of the PSD of the waste rock [0;5 mm] had a significant impact on evaporation. The finer portion of the modelled curves maintained a hydraulic connection with the tailings and up to the surface, which sustained an upward flow of water and thus increased evaporation compared to the original PSD analyzed. The coarser synthetic PSD materials were integrated in the numerical model and typically showed low evaporation rate. Therefore, sieving a part of the fines or controlling the content of fines during blasting (Gao et al., 2023) could help to enhance the performance of the waste rock as an evaporation barrier by generating an improved capillary break.

The hydrogeological properties of the coarse covers F5 and F10 were characterized by low air entry value and a steep permeability function (Figure 6.2b). These properties effectively maintained a capillary break with the tailings, preventing the upward capillary flow and thus evaporation. Evaporation in dry material was divided into three steps: (1) vaporization occurred at the surface of the tailings, (2) vapor diffused through the pore of the dry cover, and (3) water vapor travels to the surface to the atmosphere (Shokri & Or, 2011; Shokri & Salvucci, 2011). Evaporation in the coarse materials was therefore controlled by diffusion which was limiting evaporation at low rate (Dobchuk et al., 2004). The simulations indicated that vapor flow was at least 3 orders of magnitude greater compared with limited water flow in the middle of those dry covers. However, numerical simulations tended to slightly underestimate evaporation under vapor flow mechanism. Sieving the

fines particles helped to enhance the performance of the covers as an evaporation barrier by maintaining the evaporation ratio lower than 0.1 in all tests.

5.4.4 Risk of AMD

The monolayer cover combined with the elevated water table technique can be used for pre-oxidized tailings but typically involved a water table positioned to the surface of the tailings (Pabst et al., 2014). Capillary rise from reactive tailings to the cover has potential to decrease the pore water quality within the pore of covers, posing a risk to the overall effectiveness of the reclamation performance. Fine particles contained in the waste rock could induce capillary flow of contaminated water, which indicated that sieving the fines portions could also be beneficial in term of geochemistry. Furthermore, fine particles of waste rock are typically more reactive than their coarser portions (Erguler & Erguler, 2015). As there is sometimes limited quantity of non-reactive waste rock, reactive waste rock could be reused by controlling the particle size distribution (Elghali et al., 2019a). Sieving the fine particles has shown to increase the potential of waste rock for reuse in terms of geochemistry (Sylvain et al., 2024) but further studies are needed to confirm this potential. Therefore, sieving the fine particles would not only increase the performance as an evaporation barrier as demonstrated in this study, but also increase the potential of reusing waste rock.

However, reactive and pre-oxidized tailings may be sensitive to oxygen fluxes, even if the water table is sufficiently elevated (Pabst et al., 2018). Furthermore, during a period of intense drought, a thin layer of pre-oxidized tailings could form at the surface (Ouangrawa et al., 2010) which could put at risk the effectiveness of the method. A cover composed of coarser waste rock could increase oxygen fluxes towards the reactive tailings, as advection of oxygen is often observed in waste rock (Vriens et al., 2018; Vriens et al., 2019b). A protective layer of desulfurized tailings or non-reactive material could be added on the top of the reactive tailings to ensure that the degree of the saturation of the reactive tailings is maintained close to saturation and that oxygen fluxes are reduced which would typically decrease the generation of contaminants (Demers et al., 2008).

5.5 Discussion

Numerical models are important predictive and approximation tools for the first step of designing covers systems. However, simplifications of conditions and mechanisms were done to perform the

calibration in this study. First, discrepancies in environmental conditions such as temperature, humidity between the laboratory setting and the model simulations may have influenced evaporation rates differently. Specifically, fluctuations in barometric pressure could have directly influenced the water table position generated by the Mariotte bottle, thus modifying the water availability for evaporation, which was not considered in the simulations. Additionally, variations in the boundary conditions or assumptions made in the simplified numerical model compared to the physical set up in the laboratory could have contributed to the observed differences. Uncertainties in the input parameters such as water retention curve, used in the numerical model, may also limit the prediction. These nuances highlight the importance of careful calibration and validation of numerical models against experimental data to ensure accuracy and reliability in predictive simulations.

The heterogeneity was modelled via equivalent homogeneous model, and the impact between the coarse pores and the fine pores could not be addressed numerically. Evaporation in heterogenous soil can be controlled by capillary flow rising only in the fine portions to the surface as observed by Lehmann et Or (2009). The presence of evaporative salt in the cover F0, particularly in regions containing fines at the surface of the laboratory column, further supports the hypothesis of capillary rise in the fine pores as salt precipitation typically occurs where water vaporizes (Yanful et al., 2003). Here, numerical simulations carried out with SEEP/w suggested that the primary mechanism of transport of water was by liquid capillary upward flow in the middle of the cover F0 and that near the surface in the drying front (e.g., 2 cm), diffusion of vapor was controlling the rate of evaporation.

No evaporative salt was observed at the surface the cover F5 and F10, which indicated that the transport mechanism was mainly vapor diffusion. However, other mechanisms such as vapor condensation in the pores (Sakai et al., 2009) and sorption phenomena were not analyzed (Dobchuk et al., 2004). Thermal vapor flows were also neglected. This would impact the dynamics of the vapor fluxes and VWC of the waste rocks. Advective fluxes were not simulated in this research due to the lateral boundary from the column tests (impervious) and in the numerical model. Advection could increase evaporation rate by enhancing the transfer of water vapor form the interface of the tailings and the cover into the atmosphere, due to air displacement (Amos et al., 2009; Chi et al., 2013). This mechanism is important in coarser materials, due to the larger pore space, where the pneumatic conductivity can be high (Amos et al., 2015).

Finally, water retention curve of the waste rock should be better characterised, especially regarding the capacity of water retention of the fine portion of the waste rock as it may play a dynamic role in evaporation processes. Predictive model and experiments pose challenges when attempting to measure the VWC using probes, especially when VWC is at residual value. Specifically, studies on predictive water retention curve and permeability function models for waste rock would help to provide valuable insights into the mechanisms driving variability in evaporation rates across cover composed of waste rock.

5.6 Conclusion

The objective of this study was to assess the performance of evaporation barriers made of waste rock and more specifically the effect of the fine particle content. Three column tests were conducted in the laboratory to simulate a reclamation method involving a monolayer cover of waste rock coupled with an elevated water table. Three laboratory evaporation tests (T1 to T3) were performed. The three monolayer covers made of waste rock were tested: F0 [0;37.5mm], F5 [5;37.5mm] and F10 [10;37.5mm]. The potential evaporation of free water was measured with an open water column. Generally, actual evaporation rates were at least one order of magnitude lower than the potential evaporation of free water, showing a strong reduction of evaporation because of waste rock covers. Their particle size distribution, the water table position and the cover thickness, however, had a significant impact on the evaporation barrier performance. The main findings of this study, undertaken in conditions of a shallow water table, were as follows:

- The suction in the cover with the fine (F0) were close to the hydrostatic equilibrium, which indicated a hydraulic connection between the tailings and the cover. Evaporative salts were observed at the surface of the cover F0. Therefore, there was greater water availability for evaporation in the cover F0 containing fines. Cumulative evaporation was generally 10 times higher in the F0 than in the dry covers F5 and F10.

- The coarse covers [5;37.5mm] and [10;37.5mm] remained dry during all the tests, suggesting a strong capillary break. No major difference in the hydrogeological behaviour was observed between those two dry covers. In these covers, vapor transport was the main mechanism, which resulted in low evaporation.

- Numerical model was performed to replicate the evaporative behaviour of those covers. Good agreement was observed between the calibrated numerical model and the laboratory

measurements. Evaporation was greater in cover F0 than in the dry covers, as observed in the laboratory. The separation of water and vapor fluxes allowed for a more detailed analysis of the underlying mechanisms within the numerical model. Evaporation in dry covers was only controlled by vapor flow whereas evaporation in covers with fines by capillary rise and vapor flow.

- Numerical model revealed that the fine portions of the particle size distribution curves of the waste rock had significant impact on evaporation rates, as demonstrated with the parametric analysis. The more fine particles were present in the cover constitutive material, the more evaporation was measured. Increasing the thickness of the covers to 2 m contributed to reduce the impact of the fines on evaporation for

The fine fraction of waste rock was therefore shown to have a significant impact on the cover performance and should be considered when estimating evaporation rates and designing cover. The results of this study indicate that there is a significant opportunity to enhance the efficiency of waste rock selection and reuse processes.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: LONG-TERM PERFORMANCE OF A COARSE-GRAINED MONOLAYER COVER ON A PRE-OXIDIZED MINE SITE

Par Karine Sylvain, Isabelle Demers, Thomas Pabst, Sophie Turcotte, Andréane Samson

Article de conférence, soumis le 11 mars 2024 accepté à *Tailings and Mine waste 2024 (10 au 13 novembre 2024)*

Abstract

Reclamation of old and sometimes abandoned mine sites can pose significant environmental challenges, due to the pre-oxidized nature of tailings and long-term occurrence of acid mine drainage. The abandoned mine site Aldermac, a legacy of metal mining during the 1930s in the Abitibi-Témiscamingue region, Quebec, Canada, was one of the most contaminated mine sites in Quebec prior to its reclamation. The multimillion-dollar reclamation project built in 2011 has subsequently improved site conditions and reduced the environmental impacts. The southern sector was reclaimed using a landfill cell with a high-density polyethylene (HDEP) geomembrane. The selected reclamation method of the northern part of the site consisted of a monolayer cover combined with the elevated water table technique. The elevated water table, positioned above the tailings, was designed to maintain the reactive tailings saturated, thus reducing direct oxidation of sulfides. A monolayer cover composed of coarse-grained (sand and gravel, also known as evaporation barrier cover) was placed on the reactive tailings to minimize the evaporation while promoting infiltration. In this study, four monitoring stations were installed near observation wells to assess the performance of the cover. Each station was equipped with suction and volumetric water content probes, while pressure sensors were installed in observation wells to continuously monitor water table variations. Field observations indicated that the water table was maintained above the tailings during the monitoring period. This case study demonstrates the capacity of a monolayer cover of coarse-grained materials to effectively reduce evaporation fluxes by enhancing the site water balance. Presented results provide valuable insights for the development new strategies to enhance climate resilience in reclamation methods using coarse cover.

6.1 Introduction

Abandoned mines represent a legacy of safety and environmental concerns across Canada with around 10 000 abandoned sites across the country (Mackasey, 2000). Abandoned mine sites typically present a complex set of environmental challenges, which are largely caused by prior lack means of mine wastes management. Common issues encountered at abandoned mine sites comprise a variety of conditions, including spills of tailings in the environment (Maqsoud et al., 2016), dam failures (Ranđelović et al., 2020), the presence of unknown and heterogeneous mine wastes (Cornelissen et al., 2019), wind erosion and transportation of contaminants (Rodríguez et al., 2009; Corriveau et al., 2011), modification of landscape (Mhlongo & Amponsah-Dacosta, 2016), accumulation of contaminants (Navarro et al., 2008), and extensive generation of acid mine drainage (Seal II et al., 2008).

Tailings which are produced at the concentrator to extract the metals of interest, can contain sulfide minerals which can generate acid drainage in contact with oxygen and water (AMD; Blowes et al., 2014). AMD is characterized by high concentrations of sulfates, metals, metalloids and low pH (Jambor et al., 2005). In abandoned mine sites, tailings have typically been exposed for decades without any method of mitigation and in some cases the low pH (2 to 4 standard units) and the presence of ferric iron (Fe3+) can further contribute to the persistence of AMD (RoyChowdhury et al., 2015). The low pH can increase significantly the mobility of some metals such as Fe, Cd, Ni, Zn, Pb, in the interstitial water and the final influent (Blowes et al., 2014). Typically, secondary minerals are accumulated (Jönsson et al., 2006; Favas et al., 2016) and in some cases can generate cemented layers or hardpan (Hakkou et al., 2008; Quispe et al., 2013), which cause high heterogeneity of the hydrogeological properties (McGregor & Blowes, 2002; Elghali et al., 2019b). Therefore, reclamation of abandoned mine sites requires complex fieldwork such as building dams, reprofiling slopes, excavating tailings that have been spilled into the environment, characterizing the mine waste and the underlying geology to select the appropriate methods of reclamation (Kubit et al., 2015).

Under humid climate conditions, the exclusion of oxygen is considered the most efficient method of reclamation (Bussière & Guittonny, 2021). The low oxygen diffusion rate in water (10 000 times lower than in air) inhibits the direct oxidation reactions leading to AMD (Aubertin et al., 2016). Among the available techniques, the elevated table technique (EWT) combined with the monolayer

cover consist in raising the water table to half of the air entry value (AEV) of the reactive tailings (Pabst, 2021) and adding a coarse layer on the top to control the water balance (Dagenais et al., 2006; Ouangrawa et al., 2010). The cover reduces evaporation, tailings erosion and favours infiltration. In case of highly pre-oxidized tailings, the water table can be raised up to the surface of the tailings (Pabst et al., 2018) or in the cover (Maqsoud, 2017).

In this paper, the reclamation work performed on the abandoned Aldermac site is presented. The study specifically concentrates on the northern part of the site, where the selected method of reclamation was the EWT combined with a monolayer cover of sand and gravel. The water table was raised into the cover because of prior extensive oxidation (Maqsoud, 2017; Maqsoud et al., 2022). The sector of this site has been monitored since 2011 and by the Ministry of Natural Resources and Forest of Quebec (MNRF) and by the Mineral Technology Research and Service Unit (URSTM). Instrumentation stations were installed for a continuous monitoring from 2020 to 2022 for this research project. This case study demonstrates the efficiency of a monolayer cover made of coarse-grained materials as an evaporation barrier to enhance the site water balance. The effectiveness of the method was also evaluated in response to an extreme climate recorded in summer 2021.

6.2 Methodology

6.2.1 Site description

Aldermac mine site is located 15 km west of Rouyn-Noranda, in Abitibi-Temiscamingue, Quebec. The mine site was operated for copper and zinc mining from 1931 to 1943. During this period, approximately, 1.3 million tonnes of tailings were generated and deposited on approximately 50 hectares (SNC, 2007). The tailings spilled over a surrounding area of 26 hectares along 10 km of Creek 1 and Arnoux River, following the failure of a dam in 1942 due to the limited means of confining. These tailings contained a significant concentration of sulfide minerals, ranging from 20% to 30% of pyrite and pyrrhotite, and were generating acid mine drainage (e.g. pH ranging from 2.3 to 5). On-site observations revealed the presence of a 5 cm to 30 cm thick hardpan, characterized as goethite, jarosite, natrojarosite and gypsum (Bédard, 2000). Heavy metal concentrations (such as iron, copper and zinc) exceeded provincial legislative criteria, affecting water quality in adjacent receiving environments including the Arnoux River and Lake Arnoux (Mocq & Hare, 2018).

The planning for the reclamation began in 2005 and the reclamation construction were completed between 2008 and 2010. The site was divided into three sectors: the Southern sector with higher elevation, the Intermediate sector and the Northern sector in a valley. The Southern sector was reclaimed using a landfill cell with the tailings deposited on the surface of a high-density polyethylene (HDEP) geomembrane. The tailings of the Intermediate sector and the spill area were excavated and transported to the North sector. The selected method for the North sector was the elevated water table (EWT) combined with a monolayer cover. The constitutive material of the monolayer cover was sand and gravel, that were extracted in a borrow pit directly on the site. The target thickness of the cover was 1 m. The fieldwork included the construction of three dams (F, G and H in Figure 6.1) and the enhancement of dam E to maintain the water table positions close to the surface of the tailings. The Northern sector was divided into 2 sections to optimize the placement of tailings excavated from the spill by a central dam (dam G). Terrace 1 was 3 m higher than the final elevation of Terrace 2. Four spill ways were built on dam G to control overflow from the accumulation areas and the water table position of Terrace 2. After the placement of the cover during winter 2011, differential displacements were observed, and the site was reprofiled by adding additional cover material (except for 5 hectares in Terrace 2 where a swamp formed).

Figure 6.1: Northern part of the Aldermac site reclaimed using the elevated water table technique combined with a monolayer cover of sand and gravel (aerial photo from Google Earth).

Observations wells T1 to T6 and Station 1 to 4 are shown with blue circles and green squares, respectively.

A total of twelve piezometers and observation wells were installed in the Northern area of Aldermac following the reclamation to monitor the groundwater and surface water quality. Six observations wells, labelled T1 to T6, were installed in the cover close to the interface of the tailings to monitor the water table position. The performance of the reclamation method has been evaluated through multiple water level monitoring and water sampling campaigns since 2011 (Maqsoud et al., 2013; Maqsoud, 2017; Maqsoud et al., 2022), and the site continues to be monitored by the Ministry of Natural Resources and Forest of Quebec (MNRF).

6.2.2 Climate condition at the Aldermac site

The Aldermac site is under humid climate, and the yearly water balance is positive. The annual climate was estimated using the Daymet method on a 1 km grid (Thornton et al., 2020). The total precipitation, which included snow and liquid precipitation, was in average 910 mm from 1994 to 2023 (Table 6.1). The minimum annual total precipitation estimated during the monitoring period (2020 to 2022) was 770 mm (2021), which was also the minimum annual total precipitation for the period 1994 to 2023. The maximum total precipitation was 1030 mm (2022), which was the second-highest total annual precipitation since 1994. The climate is temperate and cold during the winter. The average temperature for the period 1994 to 2023 was 2.4 °C.

Table 6.1: Yearly climate data over the last 30 years

	Climate data 1994 – 2023	
	Total precipitation yearly (mm)	**Temperature (°C)**
Min	770 (2021)	-43.1(1994)
Max	1050 (2008)	35.9 (2005)
Average (1994-2023)	910	2.4

6.2.3 Monitoring program in the Northern area

The aims of the monitoring program were the evaluation of the cover performance to maintain the water table above the tailings. During the fall of 2020, four instrumented stations (S1 to S4) were installed, close to the observation wells T3 to T6 to characterize the hydrological behaviour of the

covers. Trenches were excavated to install pore-water pressure probes (Watermark ±1 kPa) and volumetric water content probes (GS3 ±0.03 m^3/m^3) at the depth of 30 cm, 60 cm and 90 cm under the surface of the cover. At Station S1, the probes were installed at 20 cm, 45 cm and 75 cm due to high water table position. A total of 4 pressure sensors were placed in the observation well T3 to T6 to continuously monitor the water table level (Fig.1). Cover material and tailings were also collected for characterization. The atmospheric conditions data were collected at the meteorological station Rouyn Noranda at 15 km from the mine site and compared to the dataset from Daymet (Table 2). The potential evapotranspiration was calculated with Penman-Monteith model using PyDaymet from HyRiver (Chegini et al., 2021).

6.2.4 Material in situ properties

Tailings were sampled under the cover and their particle size distribution (PSD) were obtained using laser diffraction analysis (Malvern Mastersizer). The PSD of the cover samples was determined according to ASTM D6913 (2021) (Figure 6.2a). The water retention curves were obtained with the MK model (Aubertin et al., 2003) for both materials (Figure 6.2b). The in-situ porosity of the cover was determined using a nuclear densimeter and varied from 0.22 to 0.30 on the site. A significant contrast between water retention curve (WRC) of the cover and the WRC of the tailings suggested an effective capillary break. The low air entry value (AEV) of the cover can prevent capillary rise, thereby limiting evaporation (Ouangrawa et al., 2005).

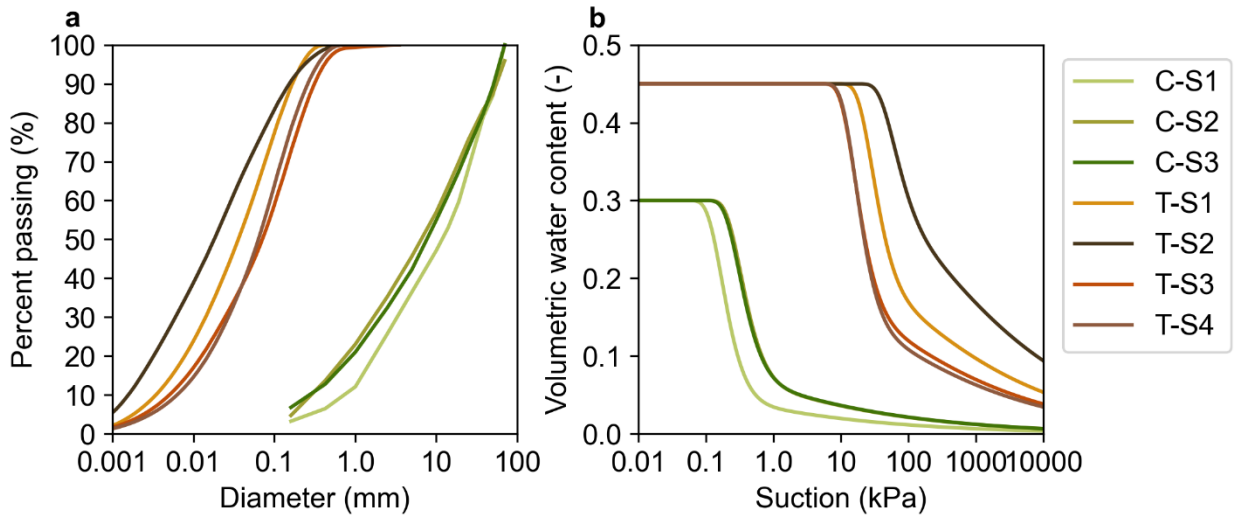

Figure 6.2: Particle size distribution and (b) water retention curves of the tailings (T) at the stations S1 to S4 and cover material (C) at the stations S1 to S3.

6.3 Results and discussion

6.3.1 Water table position by manual measurements (2011 to 2023)

The water table position was measured manually over the period 2011 to 2023, initially by URSTM from 2011 to 2015 (Maqsoud et al., 2022), subsequently by the MNRF from 2015 to present and during this research project from 2020 to 2022. The water table elevation in Terrace 1 was approximately 3 m greater than the water table elevation in Terrace 2. T1 is located downstream of the energy dissipation basin, and T2 is located downstream of the Intermediate Sector basin, separated by dam H. The water table remained close to the surface of the cover as those basins control the water table position. In Terrace 2, near T4, a swamp formed because of vertical displacement of the cover and tailings during the early years of the reclamation works (see section Site description above) (Figure 6.3e and f).

Monitoring the position of the water table in Terrace 1 was conducted using manual measurements in observation wells T1 to T3 (Figure 6.3a, b and c). For T1 and T2, the water table level remained close to the surface and occasionally exceeded the surface level of the cover. Water table elevation in the observation well T3 (Figure 6.3c) was lower than T1 et T2 (e.g., 0.25 m to 0.45 m; Fig. b

and c) because of the proximity to dam G, which is built with 4 spillways to control the water table position in Terrace 2. Fluctuations of +/-0.7 m were observed in observation wells T3.

Terrace 2 water level was monitored using observation wells T4, T5 and T6 (Figure 6.3d, e, and f). The water table elevation in T4 was close to the surface or above the surface during all the observation period (Figure 6.3d). Significant fluctuations of the water table position in T5 and T6 (up to 0.9 m) were also observed.

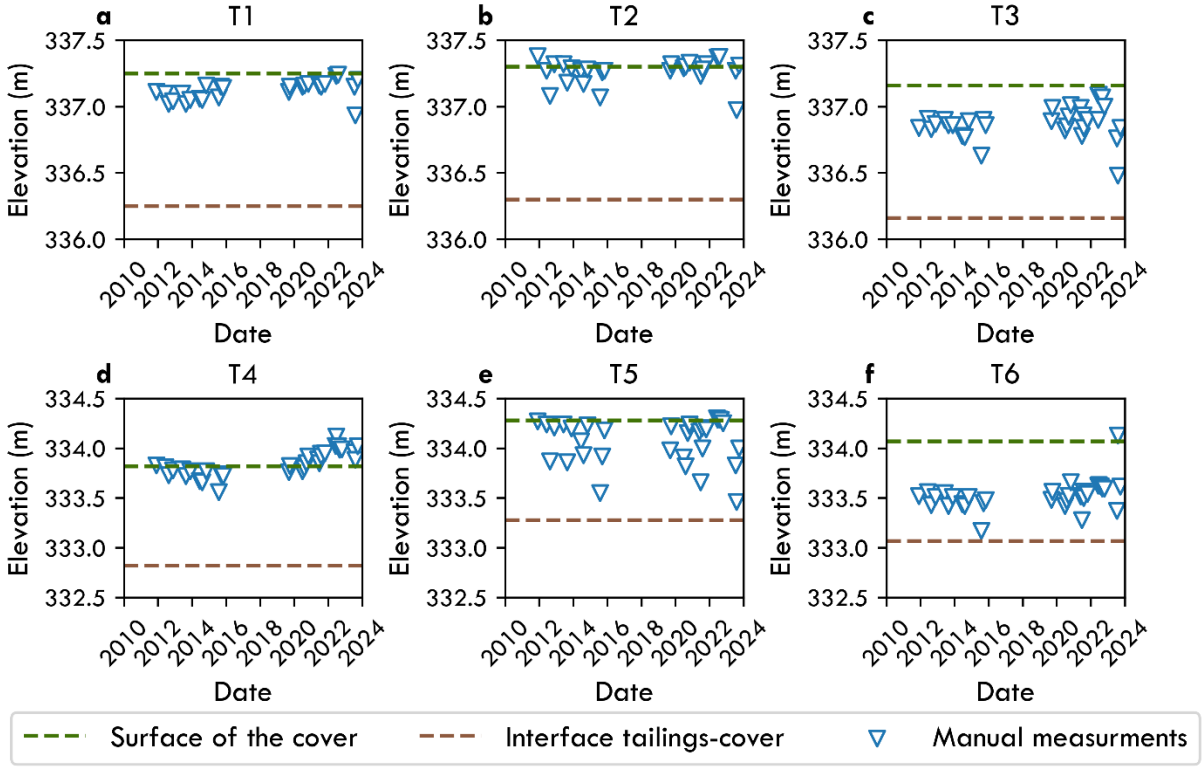

Figure 6.3: Water table elevation (m) obtained by manual measurements of the observation wells for the monitoring period (2011 to 2023). The dashed brown line presents the approximated tailings interface by Maqsoud et al. (2022) during the installation of the observation wells and the green dashed line presents the estimated cover surface elevation.

The performance of the reclamation method was previously analysed by Maqsoud and al. (2022) for the 2011 to 2015 monitored period. The manual measurements of the water table level in all observation wells (T1 to T6) suggested that, during this period, the water table was maintained above the tailings, within the cover, which can suggest direct oxidation of the tailings was efficiently controlled (Maqsoud, 2017; Maqsoud et al., 2022). These findings were correlated with

a decrease in electrical conductivity and dissolved elements in the groundwater (Maqsoud et al., 2022), as well as improvement of water quality downstream in the Lake Arnoux just one year after the reclamation of Aldermac mine site (Mocq & Hare, 2018). The manual measurements campaigns conducted between 2016 and 2023 by the MNRF and the authors, suggested that the water table has remained above the tailings, and within the cover since its reclamation. This indicated that the tailings remained saturated (Figure 6.2b) and the reclamation was deemed efficient.

6.3.2 Continuous monitoring of the water table (2020-2022)

The water table elevations were measured continuously in the observation wells T3, T4, T5 and T6 from 2020 to 2022. The year of 2021 was the driest recorded in the past 30 years (total annual precipitation 770 mm), while 2022 had above-average yearly precipitations (1030 mm). A significant difference in the water table elevation was observed between 2021 and 2022. For example, near station 1 during the summer of 2021, the water table in T3 was ranging from 336.6 m to 337.1 m with significant variations of 0.5 m. In contrast, during the summer 2022, water table remained close to the surface of the cover at 337.2 m, with significantly smaller amplitudes of maximum 0.2 m (Figure 6.4a). The same trend was observed in observation well T5 near Station 2, although greater amplitudes were recorded in 2021 (e.g., 0.9 m; Figure 6.4b).

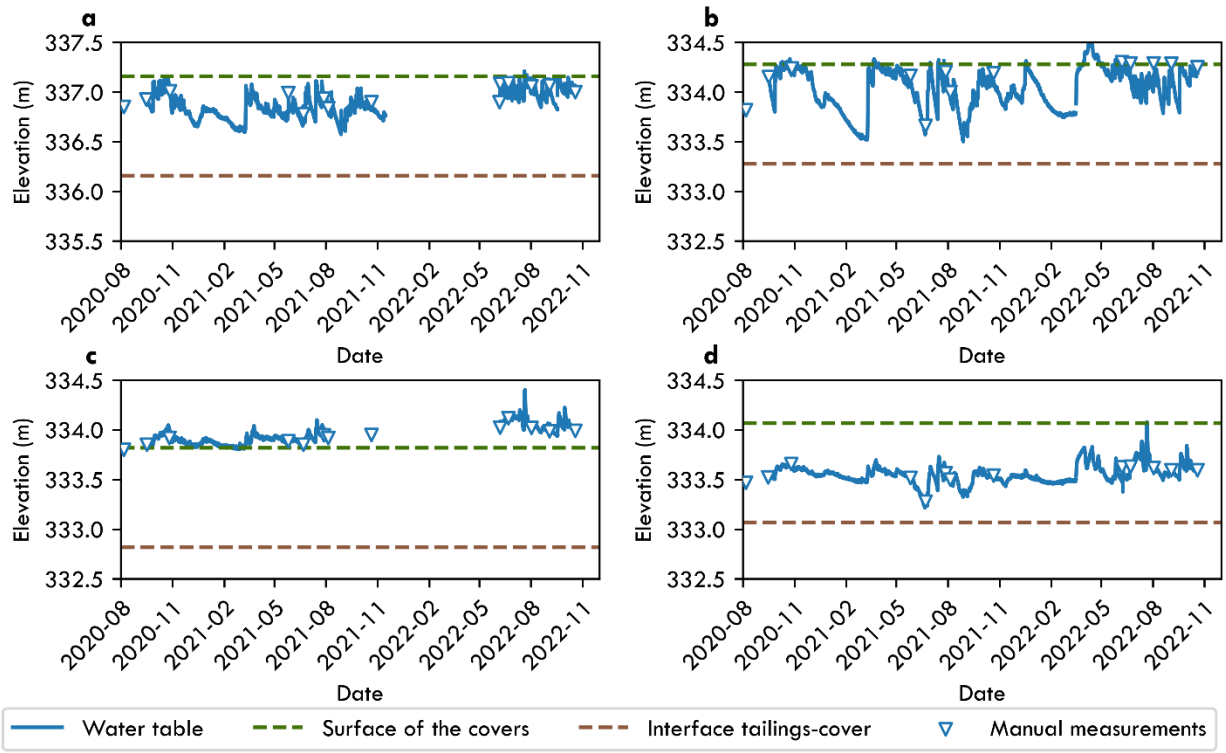

Figure 6.4: Continuous water table elevation in observation well at the Terrace 1 a) T3 (Station 1) ,and at the Terrace 2 b) T5 (Station 2) c) T4 (Station 3) and d) T6 (Station 4). The gaps of measurement of the water table in a) and c) is due to equipment failures.

The water table was continuously above the cover in the observation wells T4 (Figure 6.4c). The water table elevation in the observation well T6, which is located near the final effluent, remained above the interface of the tailings for the monitoring period although the water table significantly decreased during the summer 2021 (Figure 6.4d). The monitored period revealed that the water table elevation was intrinsically sensitive to the climatic conditions as great amplitude of the water table elevation were observed on-site.

Dry years (2021)

From spring to the fall 2021, there were two months, May and August, characterized by a potential water deficit period where the precipitations fell below the potential evapotranspiration (PET) (Table 6.2). August was particularly dry, with total precipitations of 47 mm, an estimation of 93 mm of PET, and a maximum of 15 consecutive days without precipitation. During this period, the water table in the observations well decreased by 0.6 m in T5 in Station 2, 0.4 m in T3 in Station

1 and 0.3 m in T6 (Figure 6.5). The water level remained above the cover in T4, near station 3, so the results are not presented here.

Table 6.2: Precipitations and PET comparison from May to September

	Rainfall (mm)	**Estimated potential evapotranspiration (mm)**	**Max number of consecutive days without precipitation (days)**	**Date**
May	61	75	5	26 to 30
June	116	85	4	14 to 17
July	136	90	6	7 to 12
August	47	93	15	13 to 27
September	119	53	3	1 to 3, 18 to 20, 28-30

Generally, the water table at Station 1, 2 and 4 was sensitive to periods of precipitation and evaporation (Figure 6.5). For example, the water table level at Station 2 (T5) and at Station 1 (T3) rose by approximately 0.7 m and 0.6 m, respectively, after an intense rainfall of 50 mm on July 15th. The water table at Station 4 (T6) was at the lowest elevation of the North sector, with a depth of 0.4 m to 0.5 m from the surface of the cover and exhibited smoother amplitude in response to periods of rainfall and evaporation.

The volumetric water content in the probes at the bottom of the cover remained at saturation in all Stations 1, 2, and 4 (red line; Figure 6.5) as the water table level remained above the probes throughout the period. In Station 1 and Station 2, the water table was generally above the middle probes, positioned at depths of 0.45 m and 0.6 m respectively, with occasional measurements at greater depth corresponding to a decrease in the volumetric water content (orange line; Figure 6.5). In Station 4, the water table fluctuated between depths of 0.4 m to 0.8 m, resulting in periods of saturation and periods where volumetric water content decreased as observed in the middle probes. Finally, the volumetric water content of surface probes (purple) was near saturation when the water

table was increasing after rainfall and remained at residual volumetric water content when the water table was deeper than the probes.

Therefore, during a particularly dry year, the water table remained above the interface of the cover, which indicates that the cover effectively maintained saturation in the tailings, thereby minimizing the direct oxidation of the tailings. However, the results showed that the water table is sensitive to an extensive period of evaporation and drainage as the water table decreased between 0.3 m to 0.9 m during a period without any rainfall, or with low rainfall. The low AEV of the cover maintained a capillary break and therefore no capillary rise to the surface which did reduce the evaporation, when the water table position was lower than the AEV of the cover. During periodic moment when the water table position is close to the surface, capillary rise may occur which can increase the evaporation rate. Site conditions such as the topography (tailings where deposited in a valley) and water inflows may also have improved the overall positive water balance.

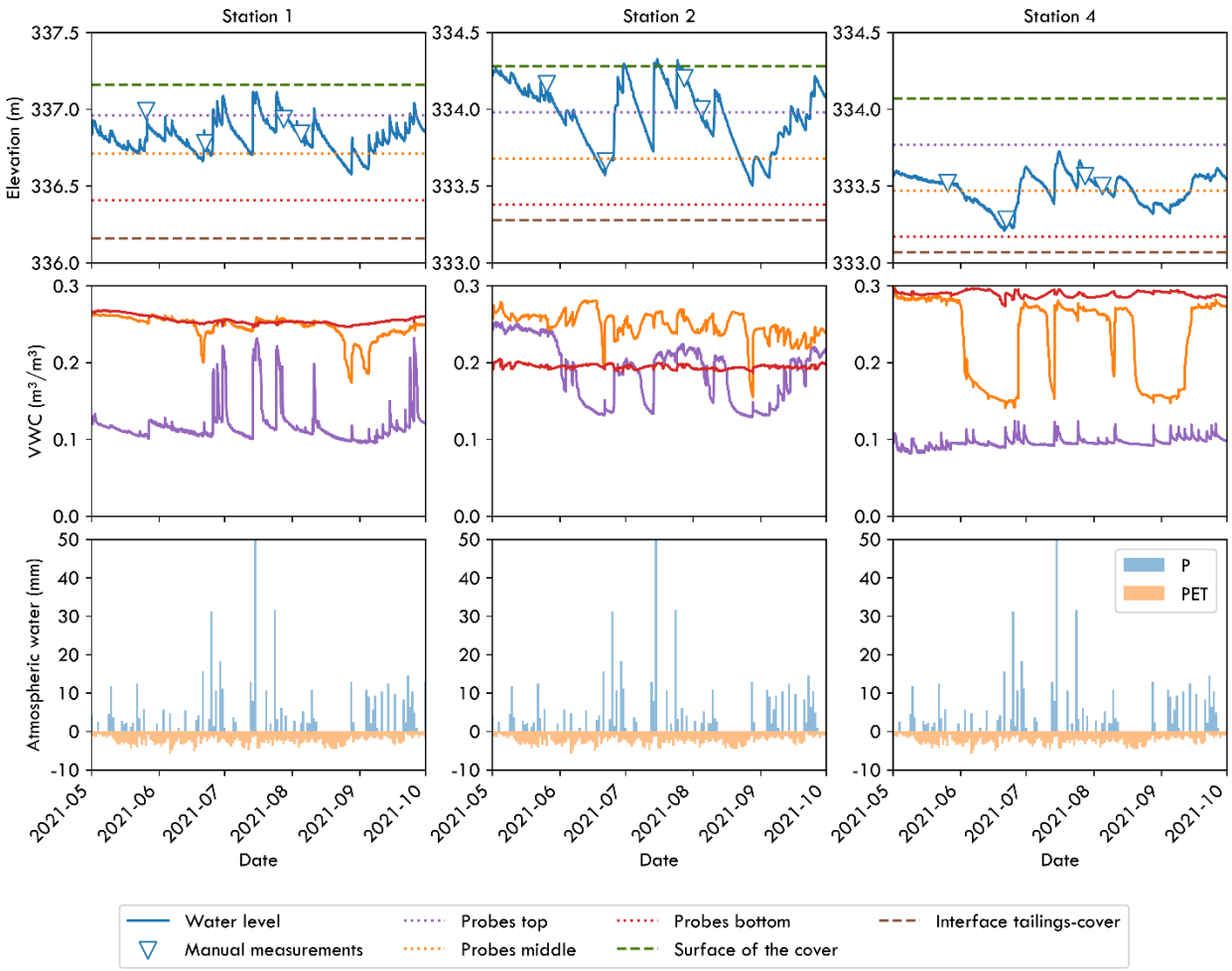

Figure 6.5: Evolution of the water table elevation (m), volumetric water content regarding the atmospheric water balance of precipitation (P) and potential evapotranspiration (PET) of Station 1, 2 and 4

6.4 Conclusion

The water table in Aldermac site was raised in the cover to control AMD generation of the pre-oxidized tailings. The water table level was maintained above the tailings from 2011 to 2023, as shown by the manual measurements campaign. Continuous measurements of the water table level and the volumetric water content were performed at 4 stations for 2020 to 2022, providing insights into the amplitude of the water table fluctuations. Specifically, an analysis of the water table and the volumetric water content during the driest recorded year (770 mm of total precipitations) since 1994 indicated that the water table remained above the tailings, which suggest the importance of the coarse-grained layer. However, during the intense period of drought in

August 2021, the water table decreased by 0.4 m to 0.7 m in the Station 1, 2 and 4 which indicated the sensitivity of the water table regarding period of water deficits. Future work involves modelling climatic scenarios to assess the performance of the cover during periods of intense droughts.

CHAPITRE 7 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Au Chapitre 4, deux roches stériles M et LR classifiées d'incertain à PAG ont été analysées par fraction afin d'en déterminer leur potentiel de valorisation. Dans le cadre de ce projet de recherche, un troisième type de roches stériles a été analysé pour répondre à l'objectif du projet de recherche afin de révéler les effets de la pré-oxydation des roches stériles sur leur potentiel de réutilisation.

7.1 Comportement géochimique des roches stériles pré-oxydées

La restauration des aires d'entreposage des roches stériles réactives n'est pas toujours initiée durant les opérations, ce qui peut mener à l'oxydation des roches stériles et la génération de DMA (Vriens et al., 2020a). Les roches stériles réactives pourraient, en théorie, être réutilisées dans la couche de bris capillaire dans une CEBC (Larochelle et al., 2019), puisque celle-ci est isolée de l'oxygène. Cependant, la couche de protection (barrière l'évaporation) dans la méthode de la NPS-CM est exposée aux conditions atmosphériques, ce qui peut mener à l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans la couche de protection. L'hypothèse de recherche est qu'en tamisant et enlevant la portion fine, il serait possible de réduire la réactivité, mais il peut être complexe de prédire le comportement géochimique des roches stériles pré-oxydées. En effet, les matériaux pré-oxydés peuvent contenir des produits d'oxydation des sulfures tels que les sulfates ou les hydroxydes (Jambor et al., 2005), et des bactéries acidophiles ferroxidantes (Blackmore et al., 2018c), ce qui pourrait influencer le potentiel de valorisation des roches stériles pré-oxydées.

7.1.1 Site minier Westwood-Doyon

Le site minier Westwood-Doyon de la compagnie IAMGOLD est localisé à 40 km de Rouyn-Noranda dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Le site comprend deux mines, soit la mine active de Westwood et l'ancienne mine Doyon. La mine à ciel ouvert Doyon a été exploitée durant les années 1980 jusqu'à 2009, ce qui a généré environ 50 Mt de roches stériles disposées dans deux haldes à stériles : la halde nord et la halde sud. Les roches stériles de Doyon sont considérées comme génératrices de DMA. Particulièrement, les roches stériles de la halde sud de la mine Doyon ont généré du DMA de manière significative à la suite de leurs expositions aux conditions atmosphériques depuis des décennies (Sracek et al., 2004; Sracek et al., 2006). Les eaux de drainage de la halde sud sont depuis collectées et acheminées vers une usine de traitement avant de se déverser à l'effluent final (Lefebvre & Gélinas, 1995). La halde sud est subdivisée en trois

zones, chacune contenant différentes proportions de lithologies, avec une prédominance (plus de la moitié du volume de la halde) du schiste à séricite (Sracek et al., 2004). Spécifiquement, cette lithologie est la principale responsable de la forte production de DMA dans la halde à stérile sud.

7.1.2 Méthodologie

La méthodologie complète des essais de caractérisation et des essais cinétiques en laboratoire est décrite au Chapitre 3 et au Chapitre 4.

7.1.3 Propriétés physiques

La densité relative des particules inférieures à 4,75 mm était plus faible que celle des particules de 19 mm et plus (Figure 7.1), ce qui suggère une plus faible quantité de minéraux sulfureux dans cette portion. Par exemple, la densité relative de la fraction [0 ; 0,250 mm] était de 2,728 alors que la densité relative de la fraction grossière [25.0 ; 37,5 mm] était de 2,798.

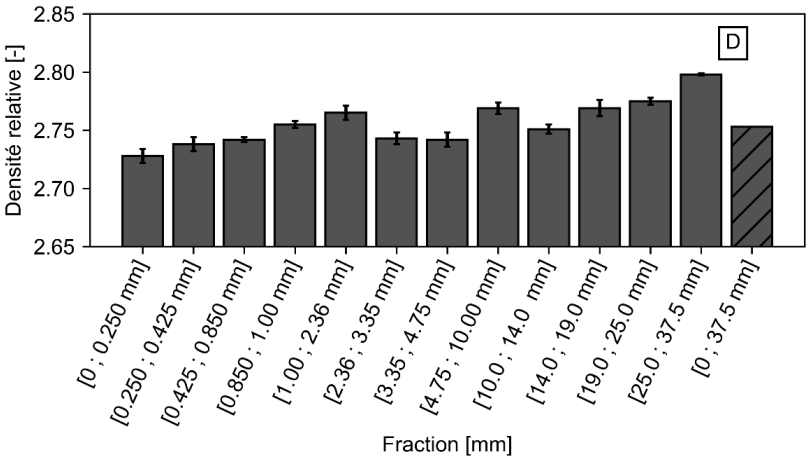

Figure 7.1: Densité relative des roches stériles de Doyon selon les fractions étudiées.

Les stériles de Doyon de la halde sud sont nettement plus fins (Figure 7.2) que les matériaux étudiés dans le cadre de cette thèse (LR et M; Chapitre 4) avec plus de 50% de particules de la taille du sable (p.ex., d_{50}=1,6 mm en comparaison avec les matériaux LR et M où d_{50}≈8 mm). Le coefficient d'uniformité des stériles Doyon était de 71.7. De manière générale, les roches stériles peuvent être caractérisées par trois types de distribution granulométrique : unimodale, bimodale et multimodale (Appels et al., 2018). Les roches stériles de Doyon sont caractérisées par une distribution bimodale et montrent deux tailles granulométriques prédominantes soient un mode majeur à 11,0 mm et un

mode mineur à 0,5 mm. Cette distribution suggère un enrichissement de la fraction fine, ce qui pourrait être attribué à l'altération et l'érosion du matériau.

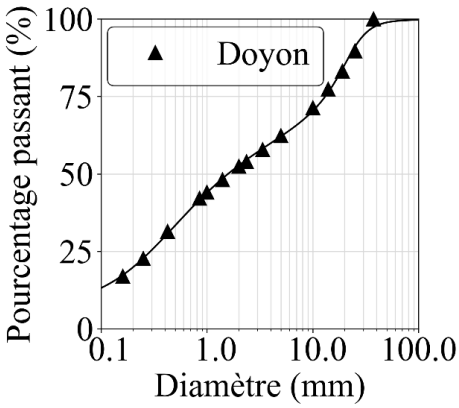

Figure 7.2: Courbe granulométrique des roches stériles de Doyon

7.1.4 Essais statiques

La concentration de S (%) provenant des minéraux sulfureux des roches stériles pré-oxydées de Doyon était limitée dans la fraction fine (p.ex. 0.2 %S pour les particules <4,75 mm) et augmentait dans les fractions plus grossières (1,0 %S dans les fractions >4,75 mm; Figure 7.3a), comme le suggérait la distribution de la densité relative des roches stériles de Doyon.

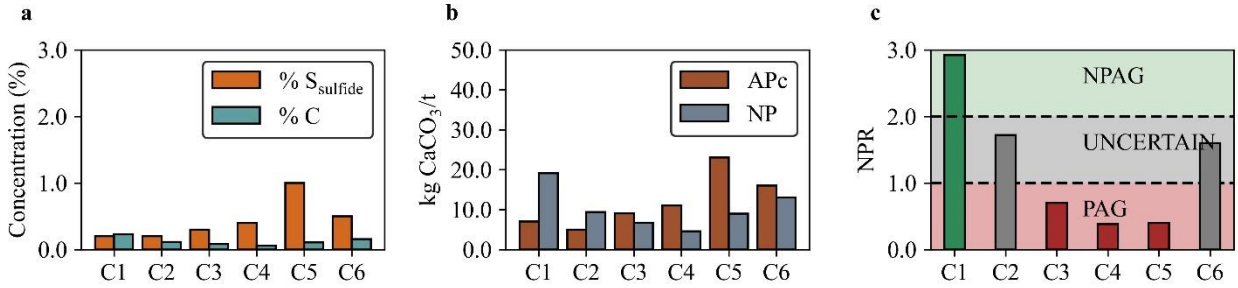

Figure 7.3: a) Teneur en S (%) et C (%), b) APc et NP et c) le ratio de neutralisation corrigé potentiel pour les colonnes C1 à C6 de la mine Doyon.

Seulement 38,5% de la masse totale de soufre était associée à la fraction fine <4,75 mm Figure 7.4a), qui représentait pourtant 62,3% de la masse totale des échantillons (voir la courbe granulométrique; Figure 7.2). La teneur en carbone des stériles de Doyon était inférieure à 0,3 %, la majeure partie du carbone (76,1 %) étant concentrée dans les particules fines <4,75 mm (Figure 7.4b).

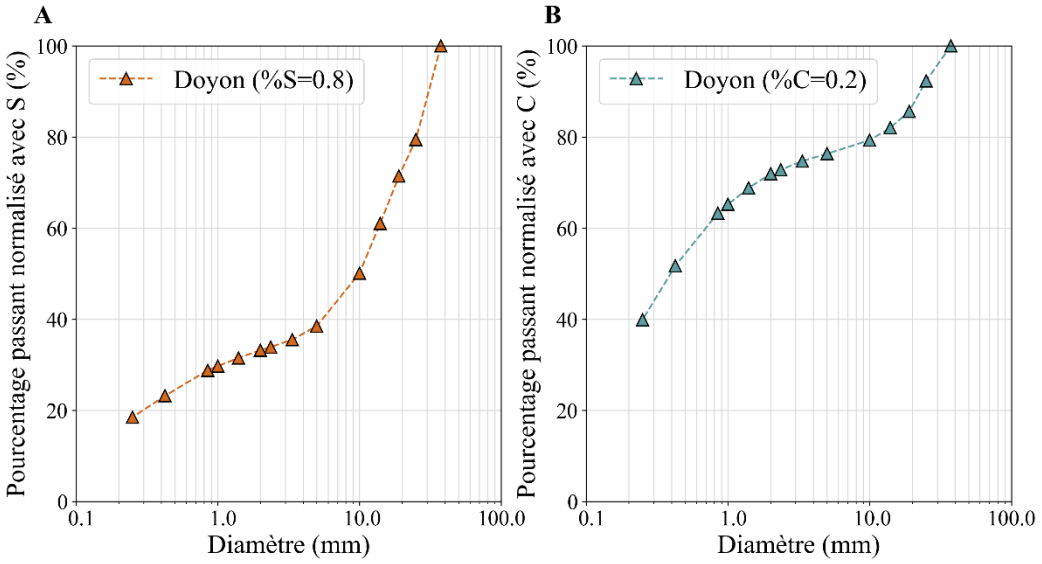

Figure 7.4: Distribution de la concentration de a) S (%) et b) C (%) normalisée par rapport à la distribution granulométrique. Par exemple, 38,5% de la teneur en soufre de l'échantillon total passe le tamis 4,75 mm.

La concentration de $S_{sulfureux}$ (%) était plus importante dans la fraction grossière C5 (S=1,0 %) que dans les fractions fines C1 à C4 (<0,5 %). La pyrite n'a été détectée par l'analyse DRX que dans la fraction grossière C5 (~0,5 %) et aucun minéral sulfureux n'a été détecté dans les fractions fines C1, C2, C3 et C4 des stériles de Doyon, ce qui suggère un épuisement en pyrite dans les fractions fines < 4,75 mm. Les concentrations en Fe étaient similaires pour toutes les fractions C2 à C4 des stériles de Doyon (~3%), mais étaient plus importantes dans la fraction fine C1 (4%), la fraction grossière C5 (4%) et la fraction totale C6 (4%). La réconciliation minéralogique des stériles de Doyon (RMSD<0,06) suggère que la pyrite peut être trouvée en faible quantité (<0,7 %) dans les fractions C1 à C4.

Les concentrations de C étaient limitées dans toutes les fractions (0,08 à 0,23 %), la concentration la plus élevée étant observée dans les fractions fines C1. Aucun minéral neutralisant net tel que la calcite n'a été détecté dans l'analyse DRX dans aucune des fractions étudiées, à l'exception de la fraction C5 en quantités limitées (0,2 %). La réconciliation minéralogique n'a pas révélé de concentration significative de calcite (<0,1% pour C1 à C4 et 0,4% dans C5). Cependant, l'analyse minéralogique a révélé la présence de minéraux silicatés, dont le feldspath plagioclase (<3%), la

muscovite (<16%) et la chlorite (<13%), qui pourraient potentiellement contribuer à la neutralisation de l'acide, mais à des niveaux de pH faibles et à un rythme lent (Lapakko, 2015).

Des minéraux secondaires (jarosite et gypse ; <3 % et <1 %) ont été détectés par analyse DRX dans les stériles de Doyon C1 à C4, ce qui est fréquemment observé dans les matériaux pré-oxydés. Ceci a été observé précédemment lors de la caractérisation du drainage minier acide à la mine Doyon (Sracek et al., 2004). Aucune jarosite ni aucun gypse n'ont été détectés dans l'échantillon C5, mais jusqu'à 10 % de phase amorphe ont été observés au DRX. Sasaki et al. (2002) ont déjà souligné les difficultés rencontrées dans la détermination des phases minérales secondaires dans les données DRX, en raison du chevauchement avec les pics de quartz.

Le potentiel acidogène a été corrigé (APc) en soustrayant les valeurs de %S provenant des minéraux sulfatés (Figure 7.3). L'APc des stériles de Doyon était plus élevé que le NP pour toutes les fractions, à l'exception des fractions fines C1 et C2 pour lesquelles le NP et l'APc étaient similaires et limités (19 kg $CaCO_3$/tonne). En raison des minéraux sulfatés, l'APc était inférieur au NP pour C1 et C2. L'APc dans les stériles de Doyon était le plus élevé dans la fraction C5 (32 kg $CaCO_3$/tonne) et similaire pour les fractions <4.75mm (5 à 19 kg $CaCO_3$/tonne). Le NPRc était de 2,9 dans la fraction C1, de 1,7 pour C2 et inférieur à 1 pour les fractions C3 à C5. Le NPRc de la fraction C6 totale, qui comprend plus de 37 % de la fraction C1, était de 1,6. La fraction C1 peut être considérée comme NPAG selon la classification, la fraction C2 a été considérée comme incertaine, et toutes les autres fractions ont été considérées comme PAG (Figure 7.3c).

7.1.5 Essais cinétiques

Tous les lixiviats de Doyon étaient acides (pH=3), quelle que soit la taille des particules (Figure 7.5a et Figure 7.6a). Le pH dans les grandes colonnes contenant la fraction grossière C5 était légèrement inférieur au pH observé dans les lixiviats provenant de la fraction totale C6 (Figure 7.6a). En particulier, le pH du lixiviat généré par la colonne C6 (la fraction totale) a augmenté de 2,7 à 4,2 au cours de l'essai. Les concentrations de sulfates étaient plus élevées dans les petites colonnes contenant la fraction fine C1 [0 ; 1 mm] (650 mg/L) et étaient similaires pour les autres fractions C2 [1 ; 2,36 mm] (220 mg/L), C3 [2,36 ; 3,35 mm] (290 mg/L) et C4 [3,35 ; 4,75 mm] (300 mg/L). Dans les grandes colonnes, les concentrations de sulfate sont demeurées stables pendant toute la durée de l'essai. Les concentrations de sulfates dans la fraction totale C6 [0 ; 37,5 mm] étaient initialement plus élevées (4040 mg/L) que dans la colonne C5 mais après environ

200 jours, les concentrations ont diminué à 310 mg/L, ce qui est près des valeurs des concentrations dans la colonne C5 (260 mg/L). Les concentrations en Cu, Fe et Zn étaient élevées dans les premiers lixiviats et ont légèrement diminué dans toutes les colonnes, à l'exception de la fraction C5. En particulier, dans la fraction grossière C5, les concentrations de Fe ont augmenté au cours des 200 premiers jours et se sont ensuite stabilisées à ~10 mg/L, ce qui suggère l'oxydation des minéraux sulfureux.

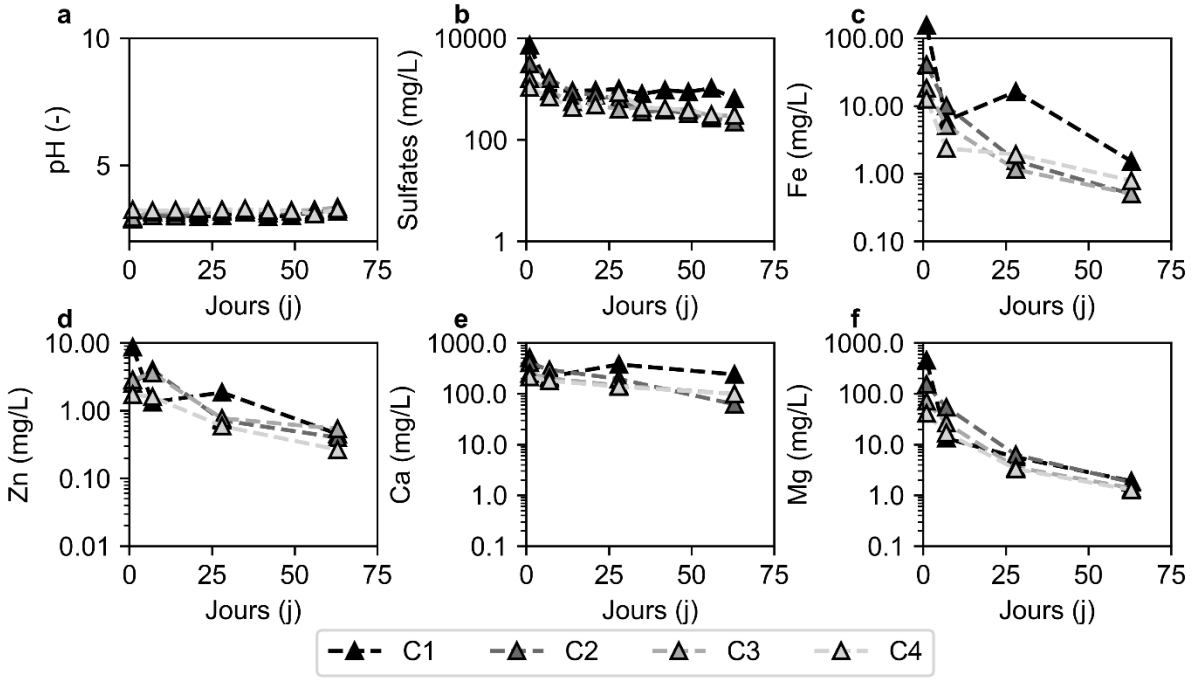

Figure 7.5: Évolution du a) pH, b) des sulfates, c) du fer, d) du zinc, e) du calcium et f) du magnésium dans les colonnes C1 à C4 des roches stériles Doyon.

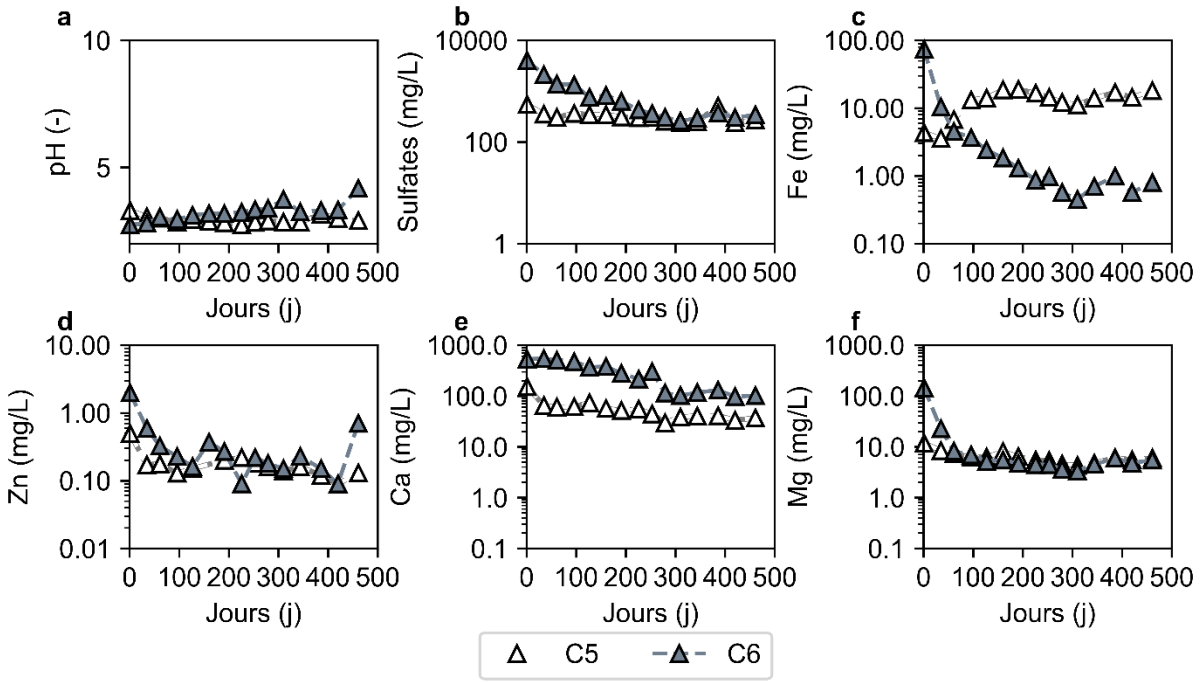

Figure 7.6: Évolution du a) pH, b) des sulfates, c) du fer, d) du zinc, e) du calcium et f) du magnésium dans les colonnes C5 et C6 des roches stériles Doyon.

Les concentrations de calcium étaient d'environ 100 mg/L dans les colonnes de petites fractions. Les concentrations de calcium dans C5 ont diminué à 40 mg/L en comparaison avec la fraction totale à 200 mg/L. Des concentrations significatives d'aluminium ont été observées dans toutes les colonnes avec une tendance à la baisse, ce qui suggère une dissolution des minéraux silicatés (non présentée ici). Par exemple, les concentrations d'aluminium étaient de 220 mg/L dans la colonne C1 et ont diminué à 3 mg/L à la fin de l'essai. Les concentrations d'aluminium se sont stabilisées à environ 10 mg/L dans les colonnes C5 et C6. Les concentrations en Al, K, Mg, Na, Mn ont montré une tendance à la baisse suggérant qu'elles peuvent provenir d'éléments solubles et de minéraux secondaires présents dans le matériel avant l'essai, ce qui est caractéristique d'un matériau pré-oxydé (Maest & Nordstrom, 2017).

Les taux de génération de sulfates normalisés à la masse totale de l'échantillon étaient plus élevés dans la colonne contenant des fractions fines. Plus précisément, les taux de génération de sulfates ont suivi l'ordre suivant C1 (43 mg/kg/j) > C2 (17 mg/kg/j) ≈ C3 (18 mg/kg) ≈ C4 (21 mg/kg/j) > C5 (2,9 mg/kg/j). L'effet de la diminution de la taille des particules était très peu marqué pour les colonnes C2 à C4. Le taux de génération de sulfates de la fraction total C6 était très similaire à la

fraction C5 (2,6 mg/kg/j) (Tableau 7.1). De plus, les taux de génération du fer étaient plus importants dans la fraction grossière C5 (0,1 mg/kg/j) que dans la fraction totale C6 (0,006 mg/kg/j). Les concentrations de fer dans C5 ont eu tendance à augmenter au cours de l'expérience, suggérant que l'oxydation des sulfures était plus importante que la dissolution de la jarosite dans la fraction grossière. Dans la fraction totale C6, où plus de 60% de la masse totale était composé de particules de taille < 4,75 mm, les mécanismes de dissolution/précipitations de minéraux secondaires semblaient être plus dominants en raison de la tendance à la baisse observée dans les concentrations de fer (de 74 à 0,8 mg/L; Figure 7.6b).

Tableau 7.1: Taux de génération de contaminants normalisés à la masse totale de l'échantillon des grandes colonnes C5 et C6

Composition chimique	**Fractions**			
	C5 [4,75 ; 37.5 mm],		**C6 [0 ; 37,5 mm]**	
	Taux (mg/kg/j)	**R^2**	**Taux (mg/kg/j)**	**R^2**
SO_4^{2-}	2.9	0.996	2.6	0.985
Fer	0.1	0.998	0.05	0.987
Zinc	0.001	0.970	0.002	0.954
Calcium	0.4	0.990	1.1	0.928
Magnésium	0.05	0.999	0.04	0.998
Manganèse	0.004	0.998	0.003	0.997

7.1.6 Discussion de la valorisation des roches stériles pré-oxydées

Les lixiviats des roches stériles de Doyon ont montré des pH acides, indépendamment de la taille de la fraction étudiée (C1 à C6). L'épuisement des minéraux sulfureux ne semblait pas avoir un impact positif sur la qualité de l'eau dans les colonnes C1 à C4. Tous les échantillons étudiés contenaient au moins 1 % de jarosite, dont la dissolution peut avoir contribué à la production d'acide, selon l'équation 7.1:

$$KFe_3(SO_4)_2\,(OH)_6 + 3H_2O \rightarrow 3Fe(OH)_3 + K^+ + 3H^+ + 2SO_4^{2-} \qquad (7.1)$$

Les effets de passivation de la surface dus à la précipitation de minéraux secondaires et l'appauvrissement en minéraux sulfureux peuvent réduire la réactivité des roches stériles à long terme (Blowes et al., 2014). Cependant, dans cette expérience, l'appauvrissement en minéraux sulfureux observé dans les fractions inférieures à 4,75 mm n'a pas affecté la génération d'acide, ce

qui suggère que la dissolution de minéraux secondaires tels que la jarosite jouait un rôle significatif dans la qualité de l'eau du lixiviat. Des minéraux secondaires tels que l'hydroxysulfate (jarosite, schwertmannite), les oxyhydroxydes (ferrihydrite, goethite) ou le gypse peuvent précipiter au cours des réactions d'oxydation/neutralisation (Bigham & Nordstrom, 2000; Nordstrom et al., 2015; Vriens et al., 2020a). Certains de ces minéraux secondaires ont la capacité de générer de l'acide, des métaux(loïdes) et des sulfates, libérant des contaminants lors de l'ajout de l'eau par dissolution (dans le cas présent de l'eau distillée) ce qui entraîne un changement dans les conditions chimiques de l'eau (Kaasalainen et al., 2019). Les précipitations et l'infiltration de l'eau (p.ex. durant la période de fonte des neiges) pourraient donc conduire à la dissolution rapide de ces minéraux secondaires et donc à une remobilisation des métaux(loïdes) et sulfates associés (Vriens et al., 2019a ; St-Arnault et al., 2020).

Enfin, comme observé dans cette étude, le comportement des stériles pré-oxydés de Doyon ne dépendait pas uniquement de la taille des particules (p.ex. surface spécifique). La colonne de la fraction grossière C5 a révélé des taux élevés de génération de sulfates et de fer. Une hypothèse avancée est que l'oxydation continue des minéraux sulfureux observés à Doyon dans la fraction grossière serait due à la formation de gypse et à la distribution préférentielle de la pyrite le long des plans de schistosité dans le schiste à séricite (Sracek et al., 2004; Sracek et al., 2006). La formation de gypse peut briser physiquement les roches stériles préférentiellement dans les plans de schistosité, ce qui augmenterait potentiellement l'exposition de la pyrite (Sracek, 1997). Le comportement géochimique semble donc influencé non seulement par la minéralogie, mais aussi par le degré d'altération des matériaux testés. Les schistes à séricite sont très friables, ce qui engendre la fracturation de la roche lors de son altération (Lefebvre et al., 1994). De plus, les cycles de gel-dégel pourraient potentiellement augmenter l'altération des roches stériles (Boulanger-Martel, 2015). Cette caractéristique mécanique de la roche facilite alors l'exposition de la pyrite encapsulée à l'intérieur de la gangue aux conditions atmosphériques (i.e., eau et oxygène), ce qui explique la difficulté d'augmenter le potentiel de réutilisation de ce type de roches stériles en tamisant la fraction fine.

7.2 Approche méthodologique du potentiel de valorisation et limites

Une approche méthodologique préliminaire pour évaluer le potentiel de valorisation des roches stériles est suggérée dans la section suivante sur la base des résultats de cette étude, tout en reconnaissant les limites identifiées.

7.2.1 Distribution du S et C

La caractérisation physico-chimique par fraction a permis de mettre en évidence la contribution en pourcentage massique (avec la distribution granulométrique) ainsi que la répartition des éléments associés aux minéraux sulfureux dans les roches stériles. Dans une première approche méthodologique et expérimentale, les trois types de roches stériles (Malartic, LaRonde et Doyon) ont été divisés en 14 fractions pour l'évaluation de la distribution granulométrique et de la distribution du soufre et du carbone par fraction (Figure 7.7).

Ces résultats ont mis en évidence la distribution spécifique du soufre et du carbone des matériaux étudiés. Par exemple, le carbone était concentré généralement dans la fraction [0 ; 0,250 mm] pour tous les types de roches stériles et demeurait assez similaire pour le reste des fractions (Figure 7.7a, d, et g). La concentration du soufre total variait peu selon la taille des particules pour Malartic, indiquant une distribution du soufre relativement homogène (Figure 7.7a). Pour le matériau de LaRonde, la concentration en soufre total variait selon la granulométrie, avec une concentration plus élevée dans les fractions fines par rapport aux fractions plus grossières (p.ex. 6,66 %S dans la fraction [0 ; 0,250 mm] et 2,0 %S dans la fraction [3,35 ; 4,75 mm]; Figure 7.7d). La tendance observée pour Doyon était inverse, avec des concentrations de soufre total qui diminuait avec la réduction de la taille des particules (Figure 7.7g). La distribution des éléments comme le S et le C est très distincts du matériel, ce qui a un impact sur la séparation des fractions granulométriques en vue de la valorisation. Cependant, la contribution massique des fractions à l'échantillon globale doit être prise en compte. Par exemple, la fraction [0,250 ; 0,425 mm] des roches stériles de LaRonde montre des %S le plus élevé (8,27 %S; Figure 7.3d) mais ne représente que moins de 2% massique de la fraction totale (Figure 7.3e) et contribue seulement à moins de 4% de la concentration en %S de l'échantillon totale [0 ; 37,5 mm] (Figure 7.3f). Cette approche de caractérisation permet de représenter la répartition du S et C selon les fractions et de mettre de l'avant la contribution de ces fractions pour le calcul préliminaire du RPN.

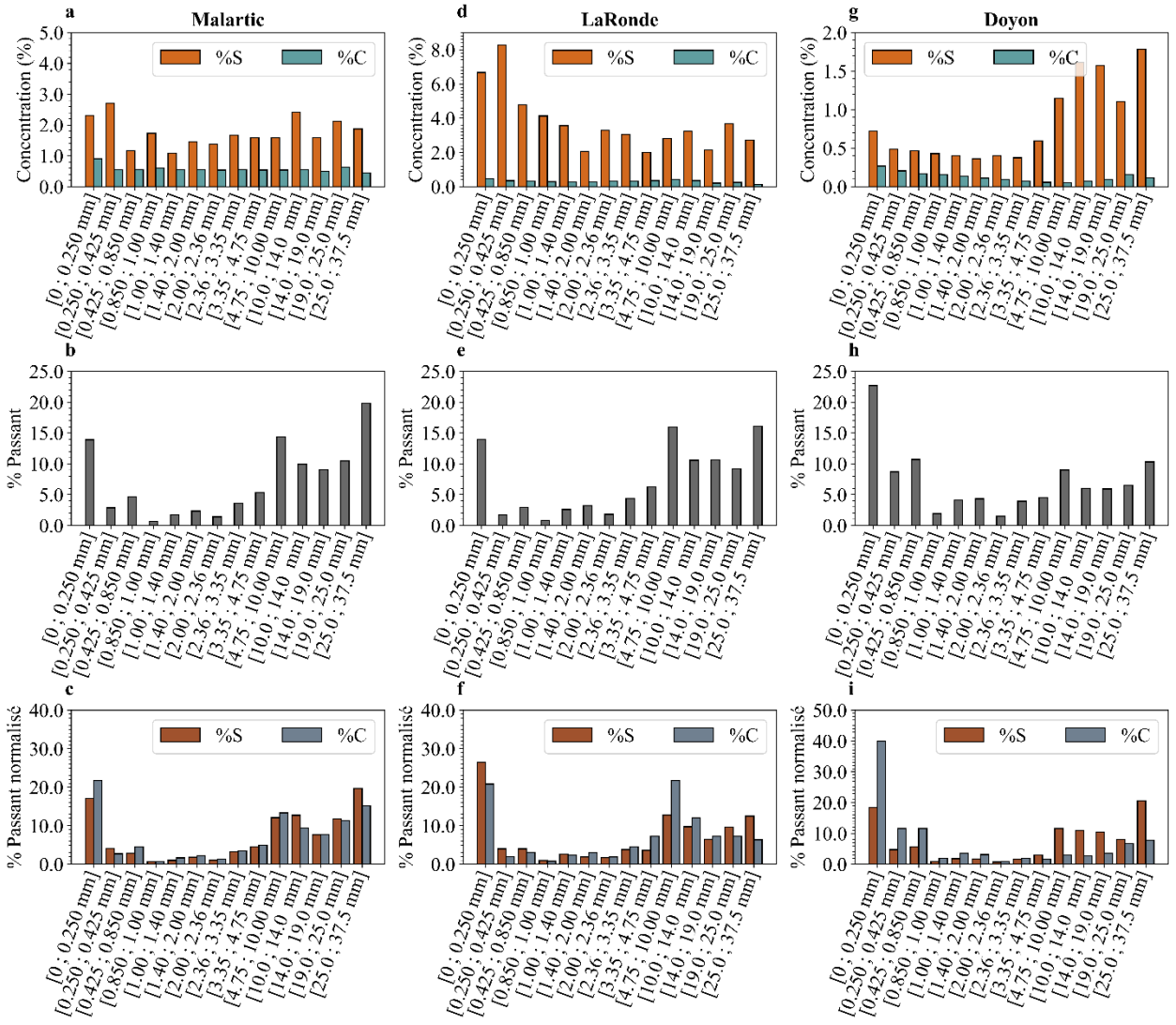

Figure 7.7 : a) Distribution des concentrations de S et C (%) selon la fraction granulométrique b) Proportion massique des fractions (%) et c) Normalisation du S et C (%) selon les proportions massiques pour Malartic, idem pour Laronde (d, e, f) et idem pour Doyon (g, h, i)

Le bilan acide-base calculé en première approche (sans correction pour les minéraux sulfureux) ne permet pas d'estimer le gain réel de l'effet tamisage. Tout d'abord, l'AP et le NP a été calculé à l'aide du %Stot et %C des fractions et de la distribution de cette fraction selon la courbe granulométrique. L'AP et le NP de Malartic demeure assez similaires, peu importe la fraction granulométrique tamisé. Par exemple, l'AP demeure similaire en tamisant la fraction [0 ; 0,250 mm], passant de 59 kg $CaCO_3$/t pour la fraction [0 ; 37,5 mm] à 56 kg $CaCO_3$/t pour la

fraction [0,250 ; 37,5 mm], alors que le NP passe de 48 à 38 kg $CaCO_3$/t, pour ces mêmes fractions, respectivement (Figure 7.8a). Pour Malartic, tamiser à [0,250 ; 37,5 mm] ne réduit pas significativement l'AP mais réduit d'environ 20% le NP. Pour LaRonde, tamiser à [0,250 ; 37,5 mm] réduit l'AP d'environ 20%, sans offrir des gains significatifs en termes de RPN (Figure 7.8b). De façon opposée, pour les roches stériles pré-oxydés de Doyon, il y a une augmentation de l'AP lorsqu'on enlève les fractions fines entre 0,250 mm et 4,75 mm (p.ex. l'AP augmente de 25 kg $CaCO_3$/t pour la fraction [0 ; 37,5 mm] à 45 kg $CaCO_3$/t pour la fraction [4,75 ; 37,5 mm]). Enfin, comme les fractions [0 ; 4,75 mm] représentent moins de 30% de la masse de l'échantillon totale pour LaRonde et Malartic, les effets sur le bilan acide-base ne sont pas significatifs (Figure 7.8d et e). Pour les roches stériles pré-oxydés de Doyon, cet effet est plus important, car la portion [0 ; 4,75 mm] près de 60% du pourcentage de l'échantillon total. La quantité de soufre est plus élevée dans la portion grossière de ce type de roches stériles, ce qui diminue le RPN.

D'un point de vue pratique, la détermination du pourcentage de la fraction à retirer permet de prédire le volume de la fraction réactive à gérer comme un déchet (Figure 7.8g, h et i). Cette analyse, combiné à la répartition éléments associés aux minéraux sulfureux et neutralisants, pourrait permettre d'optimiser le potentiel de valorisation en minimisant la quantité de matériau à traiter. Par exemple, pour LaRonde et Malartic, le tamisage pour éliminer la fraction [0 ; 0,250 mm] entraîne l'enlèvement 14% de la masse totale de l'échantillon initial [0 ; 37,5 mm], alors que pour Doyon cet enlèvement 23%.

Enfin, cette approche préliminaire permet d'identifier la distribution des éléments associés aux minéraux sulfureux et neutralisants selon la taille des particules, la contribution de ces minéraux aux fractions tamisés, et l'effet de l'enlèvement de certaines fractions sur le potentiel de génération d'acide. Cependant, ces résultats utilisés seuls, ne montre peu ou pas d'effet bénéfique sur le potentiel de génération d'acide en tamisant. La correction du AP et du NP à l'aide du degré de libération des sulfures déterminé à l'aide de méthodes de minéralogie automatisée consisterait une approche à considérer pour évaluer l'effet du tamisage de façon préliminaire sur les bilans acide-base (Elghali et al., 2018). Cependant, l'évaluation du comportement géochimique de ces fractions à l'aide d'essais cinétiques est nécessaire.

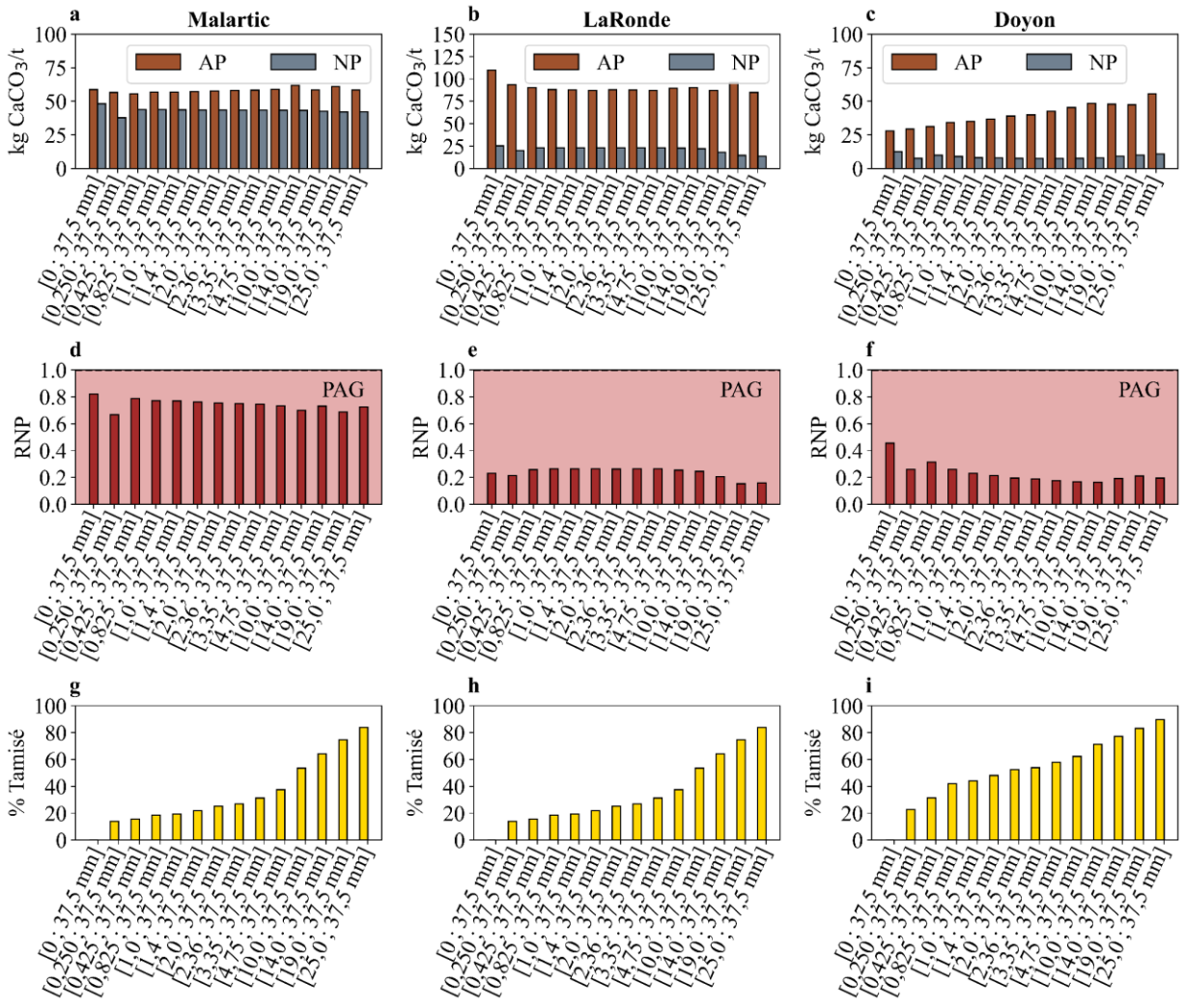

Figure 7.8: Effets estimés de l'enlèvement des fractions sur le bilan acide-base des roches stériles étudiées. L'AP et le NP calculés avec les concentrations de %Stot et %C pour a) Malartic, b) LaRonde et c) Doyon et le RNP calculé pour d), e), f) idem. Le pourcentage massique à tamiser pour obtenir la fraction est présenté en g) Malartic, h) LaRonde et i) Doyon.

7.2.2 Défis de prédiction

Dans cette étude, une approche testée consistait à utiliser les essais cinétiques des différentes fractions granulométriques afin d'estimer la réactivité potentielle d'une fraction ciblée. Cette méthode impliquait d'utiliser les résultats des essais cinétiques des 5 fractions complémentaires C1 [0;1,00 mm], C2 [1,00;2,36 mm], C3 [2,36;3,35 mm], C4 [3,35;4,75 mm], C4 [4,75;37,5 mm] de manière à prédire le comportement de la fraction totale C6 [0;37,5 mm]. Les données estimées ont été comparées aux résultats de la colonne C6 pour vérifier la cohérence des estimations de

génération de contaminants. Par exemple, la combinaison des taux de génération de sulfates des petites colonnes C1 à C4 avec les résultats de la grande colonne C5 a été utilisée pour l'estimation des taux de génération de sulfates de la colonne de la fraction total C6 avec la courbe granulométrique au moyen d'une somme pondérée à l'aide de l'équation 7.2 :

$$T_{SO_4^{2-}} = \sum T_{SO_4^{2-}{}_{C_i}} * (P_D - P_d)_{C_i} \tag{7.2}$$

avec $T_{SO_4^{2-}}$ le taux de génération de sulfates pour la fraction à estimer [mg/kg/jour; $M \cdot M^{-1} \cdot T^{-1}$], et $T_{SO_4^{2-}{}_{Ci}}$ le taux de génération de sulfates des fractions complémentaires [mg/kg/jour; $M \cdot M^{-1} \cdot T^{-1}$]. P_D : pourcentage massique des grains de diamètre inférieur au tamis D [-] et P_d : pourcentage massique des grains de diamètre inférieur au tamis d [-]

Cependant, les résultats calculés tendent à surestimer le taux de génération de sulfates des fractions totales pour tous les types de roches stériles étudiées. Le calcul des taux de génération de sulfates normalisés à la masse totale (mg/kg/jour) pour la fraction totale C6 à l'aide de C1 à C5 étaient surestimés de 2 à 6 fois par rapport aux taux mesurés dans les colonnes C6 pour LaRonde et Malartic (Chapitre 4). La contribution de la fraction des petites colonnes C1 représentait d'ailleurs plus de 90% de la réactivité estimée, même si la fraction C1 ne représentait que 22% de la masse totale. Par exemple, pour les roches stériles de Malartic, le taux estimé était de 2,2 mg/kg/jour dépasse légèrement le taux mesuré au laboratoire de 1,2 mg/kg/jour (Chapitre 4). La surestimation est plus marquée pour les roches stériles de LaRonde avec 8,9 mg/kg/jour comparés à 1,6 mg/kg/jour en laboratoire. Enfin, pour le matériau de Doyon, la surestimation du taux de génération de sulfates est plus prononcée (23 mg/kg/jour), soit de 4 fois supérieure au taux mesuré au laboratoire (2,6 mg/kg/jour; Chapitre 4). Ceci peut s'expliquer par la durée plus courte des essais réalisés dans les petites colonnes de Doyon (75 jours), ainsi que par les phénomènes de précipitations et de dissolution de minéraux secondaires. Les différentes de tailles de colonnes de laboratoire (Erguler et al., 2014), la fréquence de rinçages (Plante et al., 2014; Vriens et al., 2020b), et la précipitation de minéraux secondaires pourraient expliquer la différence entre les résultats de laboratoire et l'estimation.

L'approche demeure cependant conservatrice. En utilisant les résultats des taux de génération de sulfates, il est possible d'estimer le taux de génération de d'autres fractions non analysées au laboratoire dans le but d'optimiser le diamètre à tamiser pour la valorisation et d'en calculé les

pourcentages massiques à gérer (Tableau 7.1). Enfin, cette approche pourrait être étendue à l'évaluation du taux de génération de d'autres contaminants.

Tableau 7.1 : Estimation des taux de génération de sulfates et le pourcentage et de la masse totale à tamiser.

Fractions	**Malartic**		**LaRonde**		**Doyon**	
	Estimation du taux de génération de sulfates normalisés (mg/kg/jour)	**Pourcentage de la masse totale à tamiser (%)**	**Estimation du taux de génération de sulfates normalisés (mg/kg/jour)**	**Pourcentage de la masse totale à tamiser (%)**	**Estimation du taux de génération de sulfates normalisés (mg/kg/jour)**	**Pourcentage de la masse totale à tamiser (%)**
[0 ; 37,5 mm]	2,2	0	8,9	0	23,3	0
[1,0 ; 37,5 mm]	0,2	22	0,7	19,4	7,8	44,0
[2,36 ; 37,5 mm]	0,1	27,5	0,6	27,0	5,9	53,9
[3,35 ; 37,5 mm]	0,1	31,1	0,6	31,3	4,4	57,8
[4,75 ; 37,5 mm]	0,1	36,4	0,6	37,6	2,9	62,3

CHAPITRE 8 DISCUSSION ET SYNTHÈSE

Le présent chapitre offre une discussion générale visant à rassembler l'ensemble des aspects de la littérature, des aspects méthodologiques, des hypothèses et des résultats obtenus au cours de la thèse, afin de répondre aux objectifs du projet définis au Chapitre 1. Il souligne également leur contribution à l'avancement des connaissances sur la valorisation des roches stériles, réactives et non réactives.

8.1 Valorisation des roches stériles dans la restauration

La construction des recouvrements requiert de grandes quantités de matériaux, généralement empruntés dans l'environnement et parfois transportés sur de longues distances. La réutilisation des roches stériles dans la construction de ces couvertures permettrait de réduire les volumes entreposés en surface et les coûts de construction (Park et al., 2018). Cependant, l'incertitude quant à leur potentiel de génération d'acide et l'hétérogénéité de leurs caractéristiques physico-chimiques ont, jusqu'à récemment, constitué un obstacle important à leur utilisation à grande échelle.

8.1.1 Approches de gestion de la réactivité des roches stériles

Afin de surmonter ces incertitudes, plusieurs études expérimentales et numériques ont cherché à identifier le potentiel de valorisation des roches stériles. Ces études ont notamment porté sur la réutilisation des roches stériles dans la méthode de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche (NPS-CM; Pabst et al., 2017a), les couvertures à effets de barrière capillaire (Pabst, 2011; Kalonji Kabambi et al., 2017) et les couvertures isolantes (Boulanger-Martel et al., 2021). La majorité des études se sont concentrées sur la valorisation de roches stériles non réactives. Néanmoins, certaines approches proposées dans la littérature consistaient à évaluer le potentiel de réutilisation des roches stériles réactives, notamment pour des couches isolées de l'oxygène, comme la couche de bris capillaire située sous la couche de rétention capillaire d'une CEBC (Larochelle et al., 2019).

D'autres approches proposaient de réduire la réactivité des roches stériles en contrôlant la taille des particules. En effet, la surface spécifique des minéraux sulfureux des roches stériles contrôle les taux d'oxydation (Lapakko et al., 2006). De manière générale, la fraction fine contrôle la réactivité des roches stériles dans le cas d'une distribution homogène des minéraux sulfureux (Erguler & Erguler, 2015). L'enlèvement de la fraction fine permettrait donc de réduire la réactivité des roches

stériles. Cependant, cette méthode n'a été appliquée que pour des roches stériles incertaines ou non potentiellement génératrices d'acide (NPAG) (Elghali et al., 2019a). Les travaux présentés dans cette thèse ont adapté une partie de la méthodologie développée dans la littérature existante concernant la méthode de séparation granulométrique pour la réduction de la réactivité des roches stériles (Elghali et al., 2019a; Amar et al., 2020), en élargissant son application à trois types de roches stériles ayant un potentiel incertain à très générateur d'acide (PAG) et des roches stériles pré-oxydés. L'objectif final est d'augmenter le potentiel de valorisation de ces matériaux comme couche de protection.

Cette étude a ainsi démontré l'effet positif de l'enlèvement des particules fines [0 ; 4,75 mm] des roches stériles réactives dans le but de réduire les risques de génération de DMA. De manière générale, les fractions sans particule fine [4,75 ; 37,5 mm] ont montré des taux de génération de sulfates inférieurs à ceux de l'échantillon [0 ; 37,5 mm]. Des retombées positives ont été observées pour l'enlèvement de la fraction fine des roches stériles de Malartic. Cependant, la complexité des processus physico-chimiques tels que la dissolution des minéraux neutralisants selon la taille des particules peut rendre complexe la valorisation des roches stériles par l'enlèvement des fines. Par exemple, les teneurs de zinc étaient plus élevées dans le lixiviat de la colonne C5 [4,75 ; 37,5 mm] que dans la colonne C6 [0 ; 37,5 mm] de LaRonde, ce qui suggère que la séparation et l'enlèvement de la fraction [0 ; 4,75 mm] ne génèrent pas nécessairement des charges de contaminant plus faibles (Chapitre 4). Les résultats présentés dans cette thèse montrent la nécessité de mener des études spécifiques à chaque type de matériau disponible pour la valorisation.

De plus, comme la restauration des aires d'accumulation n'est pas toujours initiée avant la fermeture du site, les roches stériles peuvent être exposées et générées du DMA. L'effet de la pré-oxydation des roches stériles de Doyon a été examiné au Chapitre 7. Dans la littérature, des modèles théoriques suggèrent qu'après des décennies d'exposition aux conditions atmosphériques, il pourrait y avoir une certaine diminution de la réactivité due à l'épuisement des minéraux sulfureux et/ou à la passivation des surfaces par les produits d'oxydation (Amos et al., 2015). Ainsi, la quantité de soufre sous forme de minéraux sulfureux étaient très faible dans la portion fine de Doyon, et suggérait un épuisement du soufre dû à l'oxydation des minéraux sulfureux. Cependant, malgré l'épuisement des minéraux sulfureux, la génération de DMA se poursuivait et le pH demeurait très acide (pH=3). En conditions acides, la présence de bactéries ferrooxidantes (Blackmore et al., 2018c), les processus d'oxydation indirecte et l'hydrolyse des hydroxydes de fer

qui libère des cations Fe^{3+} et génère de l'acide (Nordstrom et al., 2015) peuvent perpétuer les réactions d'oxydation de façon significative. La présence de jarosite semblait ainsi contrôler la génération d'acide pour le matériau de Doyon.

L'effet des propriétés mécaniques des roches stériles sur la génération de DMA a également été souligné. L'altération avancée et les faiblesses aux plans de schistosité des roches stériles de Doyon permettaient l'exposition des minéraux sulfureux normalement encapsulés dans la gangue de particules grossières. Le tamisage de la portion fine ne permettait donc pas de diminuer les taux de génération de contaminants et d'améliorer le pH des lixiviats de la colonne C5 [4,75 ; 37,5 mm]. En effet, le pH dans la portion grossière était légèrement plus faible que celui dans la fraction totale C6. La valorisation de roches stériles pré-oxydées dans un recouvrement monocouche (méthode NPS-CM) ne semble donc pas indiquée.

Bien que les essais de laboratoire visaient à reproduire une altération réaliste, certaines simplifications ont été nécessaires. Par exemple, les cycles de gel-dégel n'ont pas été pris en compte, bien que ceux-ci augmentent les effets d'altération des roches stériles (Hao & Pabst, 2023). À long terme, une modification des propriétés mécaniques des roches stériles et l'apparition marquée des plans de faiblesse pourraient exposer les minéraux sulfureux aux conditions atmosphériques et libérer ceux-ci, ce qui pourrait augmenter la génération de DMA. La distribution des minéraux sulfureux dans des plans structuraux dans les roches stériles devrait être étudiée davantage avant la valorisation de celle-ci. Le bris mécanique des roches stériles lors de l'installation de la couverture et de la circulation de la machinerie lourde pourrait ainsi augmenter la réactivité des roches stériles.

8.1.2 Effet de la fraction fine sur le comportement hydrogéologique

La fraction fine influence donc le comportement géochimique des roches stériles, mais elle peut également affecter leur comportement hydrogéologique, ce qui peut avoir un impact sur leur potentiel de valorisation. Dans le cas où ces roches stériles seraient classées comme non génératrices de DMA, leur réutilisation sans tamisage pourrait être envisagée (Kalonji Kabambi et al., 2017). Le Chapitre 5 a cependant montré la complexité du transport de l'eau dans ce type de matériau. Par exemple, les capacités de rétention de l'eau par la fraction fine (<5 mm) contrastent avec les écoulements préférentiels généralement observés dans les pores grossiers (Blackmore et al., 2018a).

Cette étude s’est ainsi attachée à évaluer l’impact de la fraction fine sur l’efficacité d’une barrière à l’évaporation composée de roches stériles, particulièrement en présence d’une nappe phréatique surélevée. L’effet de la fraction fine sur le comportement de la barrière à l’évaporation a été étudié de manière expérimentale et numérique, tel que présenté au Chapitre 5. Le modèle conceptuel de laboratoire est une adaptation d’un essai d’évaporation sans nappe phréatique simulée (Sylvain et al., 2019a) et une adaptation d’un essai de laboratoire développé sur des matériaux naturels (Shokri & Salvucci, 2011). Au total, trois fractions ont été utilisées, F0 [0 ; 37,5 mm], F5[5 ; 37,5 mm] et F10 [10 ; 37,5 mm] pour démontrer l'effet de la fraction fine sur l’évaporation afin de comparer la performance de la méthode NPS-CM avec celle de roches stériles tamisées (F5 et F10).

La fraction contenant des particules fines F0 montrait un taux d’évaporation d’un ordre de grandeur plus élevé que les couvertures sans particule fine F5 et F10. Un modèle numérique réalisé sur SEEP/w a ensuite été développé et l’effet de la distribution granulométrique a été évalué à l’aide de courbes de rétention d’eau synthétiques.

Les résultats obtenus et calibrés sur les fractions F0, F5 et F10 ont permis de mettre en lumière l’importance de la présence de la portion fine sur les flux d’évaporation, et plus particulièrement l’impact de la portion inférieure et résiduelle de la courbe de rétention de l’eau des roches stériles. La portion fine des roches stériles peut influencer les propriétés hydrogéologiques, ce qui peut favoriser la remontée capillaire de l’eau vers la surface et diminuer la performance de la barrière à l’évaporation. Par exemple, les résultats de simulation ont montré que l’évaporation cumulative pouvait varier de 35 mm à 340 mm, selon la portion de fraction fine des roches stériles (Chapitre 5).

La présente étude comportait quelques limitations concernant les essais en laboratoire et des simulations sur la barrière à l’évaporation, qui ne permet pas de représenter l’ensemble des conditions de terrain. Tout d’abord, les flux advectifs n’ont pas été simulés dans cette recherche en raison de la condition frontière latérale des essais en colonne et du modèle numérique (imperméable). L’advection pourrait augmenter le taux de transport des gaz (Chi et al., 2013), ce qui pourrait suggérer une augmentation des flux de vapeur dans les matériaux grossiers.

8.1.3 Performance d'une barrière à l'évaporation faite de roches stériles à l'échelle du terrain

Le site minier Aldermac a été choisi afin d'évaluer la performance à long terme d'une barrière à l'évaporation composée de matériau grossier naturel de sable et gravier. Ceci a été effectué dans le but de faire un parallèle avec la réutilisation spécifique de roches stériles tamisées pour la construction d'une barrière à l'évaporation.

Des piézomètres dans la couverture ont été installés sur le site. Les mesures manuelles réalisées entre 2011 et 2023 indiquaient que le niveau de la nappe phréatique a été maintenu au-dessus des résidus miniers (Maqsoud et al., 2022), ce qui était la limite déterminée pour les critères de performance spécifique au site. Cependant, ces mesures ponctuelles ne permettaient pas de tenir en compte des fluctuations de la nappe phréatique observées au cours de l'année. La présente étude a consisté à installer 4 stations d'instrumentation qui incluaient l'installation de sondes de teneur en eau dans la couverture pour suivre en continu la variation de la teneur en eau et l'installation des capteurs de pressions dans certains piézomètres pour le suivi des niveaux phréatiques de manière continue de 2020 à 2022. Tout d'abord, l'analyse du climat a mis en lumière que l'année 2021 était l'année la plus sèche enregistrée depuis 1994. Les mesures en continu ont permis de révéler l'amplitude des fluctuations de la nappe phréatique. Par exemple, la période de sécheresse enregistrée en août 2021 a entraîné une diminution de la nappe phréatique entre 30 à 60 cm dans les piézomètres instrumentés, ce qui a montré la sensibilité de la nappe phréatique aux conditions atmosphériques. Toutefois, la nappe phréatique est demeurée au-delà des critères critiques de performance du site.

Certaines limites sont soulevées quant à la performance à long terme de la méthode sur le site. Par exemple, les changements climatiques pourraient augmenter la fréquence et l'intensité des périodes de sécheresse, ce qui pourrait réduire la performance de la méthode. Les sondes hydrogéologiques fournissent des mesures localisées, qui ne peuvent pas refléter les conditions hydrogéologiques variées à travers différents emplacements. Cependant, cette limite pourrait être contrôlée en appliquant des méthodes de suivis géophysiques (Sylvain et al., 2019a; Dimech et al., 2022; Dimech et al., 2023).

8.2 Évaluation du comportement géochimique des roches stériles

Les roches stériles sont des matériaux hétérogènes dans leur composition chimique et physique et présentent typiquement une granulométrie étalée (Amos et al., 2015). Ces particularités rendent complexe l'évaluation du comportement géochimique de celles-ci. Plusieurs approches ont été proposées et testées dans cette recherche afin d'évaluer le comportement géochimique des roches stériles et des différentes fractions.

8.2.1 Essais statiques par fractions

La caractérisation préliminaire des roches stériles pour la détermination du potentiel de génération d'acide débute par la détermination des concentrations de soufre et carbone dans le but de calculer le potentiel de neutralisation d'acide (NP) et le potentiel de génération d'acide (AP). La variabilité observée des concentrations de soufre selon la taille des particules indique que la composition géochimique des roches stériles est spécifique, dépendante du site d'origine, mais aussi des conditions d'oxydation antérieures auxquelles ces roches ont pu être soumises (Chapitre 7.2). Dans le contexte de déterminer une fraction à tamiser en vue de la valorisation, une première approche consisterait à séparer les roches stériles en une dizaine de fractions granulométriques, selon les tamis de la courbe granulométrique afin d'observer la distribution de ces éléments selon la taille des particules. Il est alors possible de calculer les NP et AP de diverses fractions granulométriques tamisées (p. ex. : [1;50 mm], [2;50 mm], etc) et d'évaluer l'impact du tamisage sur les NP et AP. Cela permet également d'estimation l'applicabilité de la méthode en termes de gestion de volumes/masses de roches stériles à tamiser et à gérer.

Bien que ces essais par fraction aient permis de mettre en lumière la variabilité de la distribution des minéraux sulfureux et neutralisant selon les diverses fractions, ces essais statiques ne permettaient pas de tenir en compte l'effet de la taille des particules sur les taux de génération de contaminants. L'utilisation de minéralogie automatisée pour déterminer le degré de libération des minéraux sulfureux et neutralisants permettrait de corriger les valeurs de NP et AP de manière plus précise (Elghali et al., 2018), et de cibler des fractions spécifiques pour les essais cinétiques.

8.2.2 Essais cinétiques par fractions

Une seconde approche testée consistait à utiliser les essais cinétiques des différentes fractions granulométriques pour évaluer la réactivité potentielle de la fraction choisie (Chapitre 7). Cette

méthode impliquait d'utiliser les résultats des essais cinétiques des cinq fractions complémentaires C1 à C5 afin de prédire le comportement de la fraction totale C6. Les données estimées ont ensuite été comparées aux résultats de la colonne C6 pour vérifier la cohérence des prévisions de génération de contaminants. Cette approche permet de tout d'abord comprendre la contribution de chacune des fractions sur le comportement géochimique des roches stériles. Ensuite, l'effet du tamisage sur le taux de génération de contaminants peut être estimé à l'aide des taux de générations de contaminants basés sur la distribution granulométrique de ces fractions. Ceci permet d'optimiser le diamètre de tamisage, en considérant le pourcentage massique de matériaux à gérer et les coûts associés. En définissant ce diamètre de tamisage optimisé avant les essais de terrain, les analyses de terrain pourraient être mieux ciblées et moins nombreuses. Cette approche généralisée pourrait être adaptée pour différents types de roches stériles et contextes géologiques.

Cependant, des limitations subsistent pour l'estimation et l'extrapolation des taux de génération de contaminants. Un effet d'échelle a été observé probablement en raison de la fréquence de rinçage (Plante et al., 2014) et des différences de tailles des colonnes (Erguler et al., 2014). Les modèles de prédiction pour extrapoler ces résultats à l'échelle du terrain s'appuient généralement sur les résultats d'essais en laboratoire, mais cela pose un défi supplémentaire en raison de la taille des particules supérieures à 1 m et de la difficulté de réaliser des essais de laboratoire avec de telles dimensions. Toutes les fractions pourraient être analysées avec la même taille de colonne pour les essais cinétiques en laboratoire, les mêmes fréquences de rinçage, la même quantité de matériau et le même ratio S/L, ce qui éviterait tout effet d'échelle entre les colonnes (Erguler et al., 2014). Ces essais pourraient également être calibrés à des modèles géochimiques dans le but de prédire le comportement géochimique des fractions à valoriser (Lim et al., 2024). Néanmoins, les essais en laboratoire avec la fraction fine constituent une approche conservatrice.

CHAPITRE 9 CONCLUSION

La valorisation des roches stériles permettrait de diminuer les volumes d'entreposage des aires d'accumulations de roches stériles, réduire les coûts de restauration et de réduire l'impact des bancs d'emprunt, ce qui s'inscrit dans le développement de méthodes de restauration durable. Ces travaux de recherche s'inscrivaient dans un effort visant la valorisation des roches stériles dans les systèmes de recouvrement, en se concentrant spécifiquement sur la méthode de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche. La particularité des défis de la valorisation des roches stériles dans la NPS-CM est l'exposition de cette couche de protection à l'oxygène et à l'eau ainsi que la présence d'une nappe phréatique à faible profondeur. Cela nécessite des études spécifiques pour la sélection des roches stériles comme barrière à l'évaporation, étant donné que les roches stériles peuvent être réactives et que la fraction fine peut impacter les flux de remontée capillaire et donc le bris capillaire. L'objectif du projet de recherche était d'évaluer le potentiel de valorisation des roches stériles réactives et non réactives, en se concentrant particulièrement sur l'impact de la fraction fine, tant au niveau géochimique qu'hydrologique.

9.1 Synthèse

Les chapitres précédents rédigés sous forme d'articles (Chapitre 4, 5 et 6) et le Chapitre 7 ont permis de répondre à l'objectif général du projet de recherche, qui visait à évaluer le potentiel de réutilisation des roches stériles réactives ainsi que la performance d'une couverture de matériaux grossiers comme barrière à l'évaporation. Le projet de recherche a répondu aux objectifs spécifiques suivants :

1) Évaluation du comportement géochimique des roches stériles selon la fraction granulométrique (Chapitre 4 et Chapitre 7). Les résultats présentés ont révélé qu'il y a une amélioration du comportement géochimique lorsque la fraction fine est tamisée et retirée [0; 4,75 mm], mais que cette amélioration dépend des propriétés minéralogiques des roches stériles tels que la distribution des minéraux sulfureux et des minéraux neutralisants selon la taille des particules, les effets de précipitation de minéraux secondaires et la disponibilité de ces minéraux pour l'oxydation/la neutralisation (p.ex., degré de libération). Les travaux de caractérisation géochimique par fraction ont montré des différences importantes de la distribution des minéraux sulfureux et des minéraux de neutralisation entre les fractions. Les travaux ont mis de l'avant le faible potentiel de

valorisation des roches stériles pré-oxydés de Doyon dans une couverture exposée à l'eau et l'oxygène.

2) Évaluation de la barrière à l'évaporation selon différentes fractions granulométriques (Chapitre 5). La NPS-CM a été testée au laboratoire pour trois fractions F0[0; 37,5 mm], F5[5; 37,5 mm] et F10[10; 37,5 mm]. Trois essais de laboratoire d'évaporation ont permis de démontrer que l'évaporation était plus importante dans la colonne avec la couverture F0, dû à la présence d'une matrice fine qui permettait la remontée capillaire et un flux de remontée capillaire vers la surface. Ces résultats ont été intégrés dans un modèle numérique SEEP/w et le modèle a bien reproduit les résultats de laboratoire. Les modélisations à l'aide de courbe de rétention d'eau synthétique ont relevé l'importance de la proportion de la fraction fine et la distribution de la fraction [0;1,00 mm] sur les taux d'évaporation.
3) Évaluation de la performance d'une barrière à l'évaporation composée de sable et gravier (matériau grossier) à l'échelle du terrain (Chapitre 6). L'instrumentation mise en place lors du projet de recherche a permis de faire un suivi continu entre l'automne 2020 et l'automne 2022. Durant la période étudiée, la nappe phréatique est restée au-dessus des résidus miniers, ce qui répondait aux objectifs de la méthode de restauration de la NPS-CM.

9.2 Recommandations et perspectives de recherche

Le projet de recherche a mis en évidence plusieurs effets hydrogéochimiques, ouvrant la voie à de nouvelles applications pour les roches stériles. Les résultats de cette thèse soulignent l'importance d'explorer davantage les interactions complexes entre les roches stériles hétérogènes et leur environnement. Une telle analyse s'inscrit dans l'optimisation de la valorisation des roches stériles dans les applications de la restauration minière.

1) La première recommandation serait de conduire des expériences de terrain à moyen terme pour évaluer le potentiel de valorisation des roches stériles réactives par tamisage comme barrière à l'évaporation avec le diamètre optimisé. Un important effet d'échelle entre le terrain et le laboratoire a été soulevé dans la littérature pour le comportement géochimique des roches stériles (Plante et al., 2014; Vriens et al., 2020b).

2) Les roches stériles tamisées pourraient avoir une réactivité résiduelle, sans que celle-ci génère du drainage minier acide. Ainsi, celles-ci pourraient consommer l'oxygène et diminuer les flux d'oxygène vers les résidus miniers. Des essais de consommation d'oxygène pourraient mettre en évidence cet effet.
3) À l'inverse, ces roches stériles tamisées montrent des pores grossiers et les mécanismes de transport des gaz pourraient être advectifs et non diffusif. Cela pourrait augmenter le flux des gaz (oxygène et vapeur d'eau) et donc diminuer la performance de la méthode.
4) Il n'existe que très peu d'étude sur le flux de remontée capillaire possible provenant des résidus sous-jacents. Dans le cadre de la réutilisation des roches stériles déposées des résidus miniers contaminés en présence d'une nappe phréatique peu profonde, des incertitudes subsistent quant à la possibilité de la contamination de la couche de protection par remontée capillaire.
5) La caractérisation des roches stériles et plus particulièrement le développement de fonction de prédiction pour la courbe de rétention de l'eau pourrait s'avérer particulièrement utile pour la modélisation numérique. Les modèles actuels sont basés sur une certaine caractéristique de la courbe granulométrique qui ne permet pas de prendre en compte l'impact de la double porosité du matériel. Particulièrement, la portion inférieure de la courbe de rétention de l'eau aurait un impact significatif dans une couverture dans une NPS puisqu'il pourrait exister de possibles connexions hydrauliques entre les résidus miniers et la fraction fine dans les roches stériles.

La valorisation des roches stériles dans la restauration minière présente un fort potentiel pour améliorer les pratiques de gestion des rejets miniers et soutenir le développement de stratégies minières durables. Un effort soutenu en communications et diffusions scientifiques, auquel contribue ce projet de recherche, est nécessaire pour promouvoir et favoriser l'adoption généralisée de solutions de valorisation des rejets miniers.

RÉFÉRENCES

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*(1), 163-193.

Adu-Wusu, C., Yanful, E. K., & Mian, M. H. (2001). Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. *Canadian Geotechnical Journal, 38*(4), 796-808.

Agnico Eagle. (2021). *Mise à jour du plan de restauration - LaRonde et Bousquet 2*. GESTIM: Ministère des Ressources naturelles et des Forêts Québec.

Ait-Khouia, Y., Benzaazoua, M., & Demers, I. (2021). Environmental desulfurization of mine wastes using various mineral processing techniques: Recent advances and opportunities. *Minerals Engineering, 174*, 107225.

Ait-khouia, Y., Benzaazoua, M., Ievgeniia, M., & Demers, I. (2023). Moving towards sustainable mine waste rock management through automated mineral and geochemical analysis. *Journal of Geochemical Exploration, 248*, 107182.

Alam, R., & Shang, J. Q. (2012). Effect of operating parameters on desulphurization of mine tailings by froth flotation. *Journal of environmental management, 97*, 122-130.

Ali, S. H., Giurco, D., Arndt, N., Nickless, E., Brown, G., Demetriades, A., . . . Littleboy, A. (2017). Mineral supply for sustainable development requires resource governance. *Nature, 543*(7645), 367-372.

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. *Fao, Rome, 300*(9), D05109.

Aluwihare, S., & Watanabe, K. (2003). Measurement of evaporation on bare soil and estimating surface resistance. *Journal of Environmental Engineering, 129*(12), 1157-1168.

Amar, H., Benzaazoua, M., Edahbi, M., Villeneuve, M., Joly, M.-A., & Elghali, A. (2021). Reprocessing feasibility of polymetallic waste rock for cleaner and sustainable mining. *Journal of Geochemical Exploration, 220*, 106683.

Amar, H., Benzaazoua, M., Elghali, A., Bussière, B., & Duclos, M. (2020). Upstream environmental desulphurisation and valorisation of waste rocks as a sustainable AMD management approach. *Journal of Geochemical Exploration, 215*, 106555.

Amos, R. T., Blowes, D. W., Bailey, B. L., Sego, D. C., Smith, L., & Ritchie, A. I. M. (2015). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry, 57*, 140-156. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.06.020

Amos, R. T., Blowes, D. W., Smith, L., & Sego, D. C. (2009). Measurement of wind-induced pressure gradients in a waste rock pile. *Vadose Zone Journal, 8*(4), 953-962. doi: https://doi.org/10.2136/vzj2009.0002

An, N., Hemmati, S., Cui, Y.-j., & Tang, C.-s. (2018). Numerical investigation of water evaporation from Fontainebleau sand in an environmental chamber. *Engineering Geology, 234*, 55-64.

Anne, R., & Pantelis, G. (1997). *Coupled natural convection and atmospheric wind forced advection in above ground reacting heaps.* Communication présentée à International Conference on Computational Fluid Dynamics in Mineral and Metal Processing and Power Generation (p. 453-458).

Appels, W. M., Ireson, A. M., & Barbour, S. L. (2018). Impact of bimodal textural heterogeneity and connectivity on flow and transport through unsaturated mine waste rock. *Advances in water resources, 112*, 254-265.

ASTM. (2006). Standard Test Method for Permeability of Granular Soils. (ASTM standard D2434).

ASTM. (2014). *Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer*. ASTM standard D854-14.

ASTM. (2015). *Standard Test Method for Relative Density (Specific Gravity) and Absorption of Coarse Aggregate*. ASTM standard C127-15.

ASTM. (2016a). *Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter*. ASTM standard D5084-16a.

ASTM. (2018a). *Standard Practice for Reducing Samples of Aggregate to Testing Size*. ASTM C702/C702M-18.

ASTM. (2018b). *Standard Test Method for Laboratory Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell*. ASTM standard D5744-18.

ASTM. (2021). *Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis*. ASTM D6913/D6913M-17.

Aubertin, M. (2013). Waste rock disposal to improve the geotechnical and geochemical stability of piles. *Proc., 23rd World Mining Congress*.

Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussière, B., & Chapuis, R. (1999a). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. *Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report, 2*.

Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R., & Crespo, J. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie, 1*, 3-13.

Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers: manual sur cédérom;[... 100 tableaux]*: Presses International Polytechnique.

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

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. Dans *Geo-Chicago 2016* (p. 343-358).

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., . . . Chouteau, M. (2005). *Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à*

stériles. Communication présentée à Symposium Rouyn-Noranda: L'Environnement et les Mines (p. 15-18).

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*(6), 1104-1122. doi:https://doi.org/10.1139/t03-054

Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., & James, M. (2015a). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. 67 pages.

Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Maqsoud, A. (2015b). *REVUE DES MEILLEURES PRATIQUES DE RESTAURATION DES SITES D'ENTREPOSAGE DE REJETS MINIERS GÉNÉRATEURS DE DMA.* Communication présentée à Proc. Symposium 2015 on Mines and the Environment, Rouyn-Noranda (p. 67).

Awoh, A. S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2013). Field study of the chemical and physical stability of highly sulphide-rich tailings stored under a shallow water cover. *Mine Water and the Environment, 32*(1), 42-55.

Azam, S., & Li, Q. (2010). Tailings dam failures: a review of the last one hundred years. *Geotechnical news, 28*(4), 50-54.

Azam, S., Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Van Zyl, D. (2009). *Geotechnical characterization of mine waste rock.* Communication présentée à Proceedings of the Seventh International Conference Soil Mechanics and Geotechnical Engineering.

Aznar-Sánchez, J. A., García-Gómez, J. J., Velasco-Muñoz, J. F., & Carretero-Gómez, A. (2018). Mining waste and its sustainable management: Advances in worldwide research. *Minerals, 8*(7), 284.

Bailey, B. L., Amos, R. T., Blowes, D. W., Moore, M. L., Ptacek, C. J., Smith, L., & Sego, D. C. (2023). Diavik waste-rock project, Northwest Territories, Canada: Predicting field-scale waste-rock drainage quality from humidity-cell experiments. *Economic Geology, 118*(3), 585-597.

Bao, Z., Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Bain, J., Holland, S. P., Wilson, D., . . . MacKenzie, P. (2020). Faro Waste Rock Project: Characterizing Variably Saturated Flow Behavior Through Full-Scale Waste-Rock Dumps in the Continental Subarctic Region of Northern Canada Using Field Measurements and Stable Isotopes of Water. *Water Resources Research, 56*(3), e2019WR026374. doi:10.1029/2019wr026374

Barbour, S. L., Hendry, M. J., & Carey, S. K. (2016). High-resolution profiling of the stable isotopes of water in unsaturated coal waste rock. *Journal of hydrology, 534*, 616-629.

Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*: Courier Corporation.

Bédard, I. (2000). *Techniques de réhabilitation des zones d'épanchement du parc à résidus miniers Aldermac*: École Polytechnique de Montréal.

Belem, T., & Benzaazoua, M. (2008). Design and application of underground mine paste backfill technology. *Geotechnical and Geological Engineering, 26*, 147-174.

Benzaazoua, M., Belem, T., & Bussiere, B. (2002). Chemical factors that influence the performance of mine sulphidic paste backfill. *Cement and Concrete Research, 32*(7), 1133-1144.

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*(4), 330-340.

Benzaazoua, M., & Kongolo, M. (2003). Physico-chemical properties of tailing slurries during environmental desulphurization by froth flotation. *International Journal of Mineral Processing, 69*(1-4), 221-234.

Bigham, J., & Nordstrom, D. K. (2000). Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. *Reviews in mineralogy and geochemistry, 40*(1), 351-403.

Birkeland, P. W. (1984). *Soils and geomorphology*: Oxford University Press.

Biswas, A., Hendry, M. J., Essilfie-Dughan, J., Day, S., Villeneuve, S. A., & Barbour, S. L. (2022). Geochemistry of zinc and cadmium in coal waste rock, Elk Valley, British Columbia, Canada. *Applied Geochemistry, 136*, 105148.

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*(3-4), 191-205.

Bjelkevik, A. (2005). *Water cover closure design for tailings dams: state of the art report*: Luleå tekniska universitet.

Blackmore, S., Pedretti, D., Mayer, K., Smith, L., & Beckie, R. (2018a). Evaluation of single-and dual-porosity models for reproducing the release of external and internal tracers from heterogeneous waste-rock piles. *Journal of contaminant hydrology, 214*, 65-74.

Blackmore, S., Pedretti, D., Mayer, K., Smith, L., & Beckie, R. (2018b). Evaluation of single-and dual-porosity models for reproducing the release of external and internal tracers from heterogeneous waste-rock piles. *Journal of contaminant hydrology*.

Blackmore, S., Vriens, B., Sorensen, M., Power, I. M., Smith, L., Hallam, S. J., . . . Beckie, R. D. (2018c). Microbial and geochemical controls on waste rock weathering and drainage quality. *Science of the Total Environment, 640*, 1004-1014.

Blight, G. E. (2009). *Geotechnical engineering for mine waste storage facilities*: CRC Press.

Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., Weisener, C., Paktunc, D., Gould, W., & Johnson, D. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. doi:https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09137-4

Boast, C., & Robertson, T. (1982). A “Micro-Lysimeter” Method for Determining Evaporation from Bare Soil: Description and Laboratory Evaluation 1. *Soil Science Society of America Journal, 46*(4), 689-696.

Botero, Y. L., Demers, I., Cisternas, L. A., Ávila, A., & Benzaazoua, M. (2024). A cleaner production strategy for acid mine drainage prevention of waste rock: A porphyry copper case. *International Journal of Mining Science and Technology*.

Boulanger-Martel, V. (2015). *Performance d'une couverture avec effets de barrière capillaire faite de mélanges gravier-bentonite pour contrôler la migration d'oxygène en conditions nordiques.* (École Polytechnique de Montréal).

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2021). Insulation covers with capillary barrier effects to control sulfide oxidation in the Arctic. *Canadian Geotechnical Journal, 58*(4), 583-594.

Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussiere, B., & Plante, B. (2014a). Prediction of acid mine drainage: importance of mineralogy and the test protocols for static and kinetic tests. *Mine Water and the Environment, 33*(1), 54-65.

Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014b). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets Sciences et Techniques Techniques, 66*, 14-31.

Bréard Lanoix, M.-L. (2017). *Caractérisation des propriétés hydrogéologiques de la couche de contrôle des écoulements placée sur la halde à stériles expérimentale à la mine du lac Tio.* (École Polytechnique de Montréal).

Bresson, É., Bussière, B., Pabst, T., Demers, I., Charron, P., & Roy, P. (2022). Climate change risks and vulnerabilities during mining exploration, operations, and reclamation: A regional approach for the mining sector in Québec, Canada. *CIM Journal, 13*(2), 77-96.

Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal, 44*(9), 1019-1052. doi:10.1139/t07-040

Bussière, B., Aubertin, M., & Julien, M. (2001). Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques. *Vecteur environnement, 34*(3), 37-50.

Bussière, B., Demers, I., Charron, P., Bossé, B., Roy, P., Jébrak, M., & Trépanier, S. (2017). Analyse de risques et de vulnérabilités liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois. *Disponible sur https://mern. gouv. qc. ca/wpcontent/uploads/analyse-changements-climatiques-secteur-minier. pdf (consulté le 20 juin 2018). 331p*.

Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*: CRC press.

Campbell, G. S. (1985). *Soil physics with BASIC: transport models for soil-plant systems* (vol. 14): Elsevier.

Carey, S., Barbour, S., & Hendry, M. (2005). Evaporation from a waste-rock surface, Key Lake, Saskatchewan. *Canadian Geotechnical Journal, 42*(4), 1189-1199.

Carmo, F. F. d., Kamino, L. H. Y., Junior, R. T., Campos, I. C. d., Carmo, F. F. d., Silvino, G., . . . Pinto, C. E. F. (2017). Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation, 15*(3), 145-151. doi:https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002

Chai-Onn, M. (2023). *Effets des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique d'un parc à résidus filtrés.* (Polytechnique Montréal).

Chapuis, R. P. (2008). Predicting the saturated hydraulic conductivity of natural soils. *Geotechnical news, 26*(2), 47-50.

Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 71*(3), 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*(3), 616-628.

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. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.10.015

Clesceri, L., Greenberg, A., & Eaton, A. (1998). Method no. 4500-SO4 2E. Turbidimetric method: sulfate. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*, 4-178.

Cornelissen, H., Watson, I., Adam, E., & Malefetse, T. (2019). Challenges and strategies of abandoned mine rehabilitation in South Africa: The case of asbestos mine rehabilitation. *Journal of Geochemical Exploration, 205*, 106354.

Corriveau, M., Jamieson, H., Parsons, M., Campbell, J., & Lanzirotti, A. (2011). Direct characterization of airborne particles associated with arsenic-rich mine tailings: Particle size, mineralogy and texture. *Applied Geochemistry, 26*(9-10), 1639-1648.

Cosset, G. (2009). *Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques.* (École Polytechnique de Montréal).

Cravotta III, C. A. (2008). Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 2: geochemical controls on constituent concentrations. *Applied Geochemistry, 23*(2), 203-226.

Cui, Y.-J., & Zornberg, J. G. (2008). Water balance and evapotranspiration monitoring in geotechnical and geoenvironmental engineering. Dans *Laboratory and Field Testing of Unsaturated Soils* (p. 171-186): Springer.

Dagenais, A.-M. (2005). *Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires.* (École polytechnique).

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). *Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table.* Communication présentée à Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (vol. 2630, p. 405420).

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., & Martin, V. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. *Proceedings of post-mining*, 16-17.

Delage, P., & Cui, Y.-J. (2000). L'eau dans les sols non saturés.

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., Aachib, M., & Aubertin, M. (2011). Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage. *Water, Air, & Soil Pollution, 219*(1-4), 113-128.

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*(4), 317-329. doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.006

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2010). Preliminary optimization of a single-layer cover made of desulfurized tailings: application to the Doyon Mine tailings impoundment. *Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Annual Transactions, 326*, 21-33.

Demers, I., & Pabst, T. (2021a). 13 Alternative and Innovative Integrated Mine Waste Management Approaches.

Demers, I., & Pabst, T. (2021b). Covers with capillary barrier effects. *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage*, 167.

Dimech, A., Cheng, L., Chouteau, M., Chambers, J., Uhlemann, S., Wilkinson, P., . . . Isabelle, A. (2022). A review on applications of time-lapse electrical resistivity tomography over the last 30 years: perspectives for mining waste monitoring. *Surveys in Geophysics*, 1-61.

Dimech, A., Isabelle, A., Sylvain, K., Liu, C., Cheng, L., Bussière, B., . . . Wilkinson, P. (2023). A multiscale accuracy assessment of moisture content predictions using time-lapse electrical resistivity tomography in mine tailings. *Scientific Reports, 13*(1), 20922.

Dingman, S. L. (2015). *Physical hydrology*: Waveland press.

Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G. W., & Aubertin, M. (2013). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal, 50*(7), 777-792.

Dobchuk, B. S., Barbour, S. L., & Zhou, J. (2004). Prediction of water vapor movement through waste rock. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 130*(3), 293-302. doi:https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2004)130:3(293)

Dobchuk, B. S., Wilson, G., & Aubertin, M. (2003). Evaluation of a Single-Layer Desulfurised Tailings Cover. *Weather, 202*, B203.

Edlefsen, N., & Anderson, A. (1943). Thermodynamics of soil moisture. *Hilgardia, 15*(2), 31-298.

Elghali, A., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Bussière, B., & Villarraga-Gómez, H. (2018). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part I: Mineralogical approach. *Applied geochemistry, 99*, 31-41.

Elghali, A., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Bouzahzah, H. (2019a). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part II: Waste management involvement. *Applied geochemistry, 100*, 316-325. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.12.010

Elghali, A., Benzaazoua, M., Bussière, B., Kennedy, C., Parwani, R., & Graham, S. (2019b). The role of hardpan formation on the reactivity of sulfidic mine tailings: A case study at Joutel mine (Québec). *Science of the total environment, 654*, 118-128.

Erguler, G. K., Erguler, Z. A., Akcakoca, H., & Ucar, A. (2014). The effect of column dimensions and particle size on the results of kinetic column test used for acid mine drainage (AMD) prediction. *Minerals Engineering, 55*, 18-29.

Erguler, Z. A., & Erguler, G. K. (2015). The effect of particle size on acid mine drainage generation: Kinetic column tests. *Minerals Engineering, 76*, 154-167. doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.002

Ethier, M.-P. (2018). *Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné.* (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Ethier, M.-P., Bussière, B., Broda, S., & Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal, 26*(4), 1201-1219.

Evangelou, V. P., & Zhang, Y. (1995). A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 25*(2), 141-199.

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

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

Favas, P., Sarkar, S., Rakshit, D., Venkatachalam, P., & Prasad, M. (2016). Acid mine drainages from abandoned mines: hydrochemistry, environmental impact, resource recovery, and prevention of pollution. Dans *Environmental materials and waste* (p. 413-462): Elsevier.

Fetter, C. W., Boving, T., & Kreamer, D. (2017). *Contaminant hydrogeology*: Waveland Press.

Fisseha, B., Bryan, R., & Simms, P. (2010). Evaporation, unsaturated flow, and salt accumulation in multilayer deposits of “paste” gold tailings. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 136*(12), 1703-1712.

Fredlund, D., Xing, A., & Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal, 31*(4), 533-546. doi:https://doi.org/10.1139/t94-062

Fredlund, D. G., & Rahardjo, H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*: John Wiley & Sons.

Fredlund, M. D., Fredlund, D., & Wilson, G. W. (2000). An equation to represent grain-size distribution. *Canadian Geotechnical Journal, 37*(4), 817-827.

Fretz, N. M. (2013). *Multi-year hydrologic response of experimental waste-rock piles in a cold climate: Active-zone development, net infiltration, and fluid flow.* (University of British Columbia).

Fujiyasu, Y., & Fahey, M. (2000). Experimental study of evaporation from saline tailings. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 126*(1), 18-27.

Fujiyasu, Y., Fahey, M., & Newson, T. (2000). Field Investigation of Evaporation from Freshwater Tailings. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 126*(6), 556-567. doi:doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(2000)126:6(556)

Gamache-Rochette, A. (2004). *Une étude de caractérisation en laboratoire et sur le terrain des écoulements de l'eau dans les roches stériles*.

Gao, P., Pan, C., Zong, Q., & Dong, C. (2023). Rock fragmentation size distribution control in blasting: a case study of blasting mining in Changjiu Shenshan limestone mine. *Frontiers in Materials, 10*, 1330354. doi:https://doi.org/10.3389/fmats.2023.1330354

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., Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Martin, V. (2007). An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. *Proceedings of the ERTEP*.

Green, W. H., & Ampt, G. (1911). Studies on Soil Phyics. *The Journal of Agricultural Science, 4*(1), 1-24.

Haines, W. B. (1930). Studies in the physical properties of soil. V. The hysteresis effect in capillary properties, and the modes of moisture distribution associated therewith. *The Journal of Agricultural Science, 20*(1), 97-116.

Hakkou, R., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2008). Acid mine drainage at the abandoned Kettara Mine (Morocco): 1. Environmental characterization. *Mine Water and the Environment, 27*, 145-159.

Hao, S., & Pabst, T. (2023). Effect of freeze–thaw and wetting–drying cycles on the CBR, shear strength, stiffness and permanent deformation of crushed waste rocks. *Road Materials and Pavement Design, 24*(5), 1233-1253.

Harries, J., & Ritchie, A. (1983). Runoff fraction and pollution levels in runoff from a waste rock dump undergoing pyritic oxidation. *Water, Air, and Soil Pollution, 19*(2), 155-170.

Haverkamp, R., Debionne, S., Angulo-Jaramillo, R., & de Condappa, D. (2016). Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone. Dans *The handbook of groundwater engineering* (p. 167-208): CRC Press.

Helt, K. M., Williams-Jones, A. E., Clark, J. R., Wing, B. A., & Wares, R. P. (2014). Constraints on the Genesis of the Archean Oxidized, Intrusion-Related Canadian Malartic Gold Deposit, Quebec, Canada. *Economic Geology, 109*(3), 713-735. doi:10.2113/econgeo.109.3.713

Herbert, R. B. (2003). Zinc immobilization by zerovalent Fe: surface chemistry and mineralogy of reaction products. *Mineralogical magazine, 67*(6), 1285-1298.

Hernandez, M. (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. (2003). *Introduction to environmental soil physics*: Elsevier.

Hollings, P., Hendry, M., Nicholson, R., & Kirkland, R. (2001). Quantification of oxygen consumption and sulphate release rates for waste rock piles using kinetic cells: Cluff lake uranium mine, northern Saskatchewan, Canada. *Applied Geochemistry, 16*(9-10), 1215-1230.

Hund, K. L., Arrobas, D. L. P., Fabregas Masllovet, T. P., Laing, T. J., & Drexhage, J. R. (2023). Minerals for climate action: The mineral intensity of the clean energy transition.

Islam, K., & Murakami, S. (2021). Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. *Global Environmental Change, 70*, 102361. doi:https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102361

Jambor, J., Ptacek, C., Blowes, D., & Moncur, M. (2005). *Acid drainage from the oxidation of iron sulfides and sphalerite in mine wastes.* Communication présentée à Proceedings from.

James, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2013). *On the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments.* Communication présentée à Proceedings of the 18th International Conference Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Paris, France (p. 2-6).

Jönsson, J., Jönsson, J., & Lövgren, L. (2006). Precipitation of secondary Fe (III) minerals from acid mine drainage. *Applied Geochemistry, 21*(3), 437-445.

Kaasalainen, H., Lundberg, P., Aiglsperger, T., & Alakangas, L. (2019). Impact of declining oxygen conditions on metal (loid) release from partially oxidized waste rock. *Environmental Science and Pollution Research, 26*(20), 20712-20730.

Kachhwal, L. K., Yanful, E. K., & Lanteigne, L. (2011). Water cover technology for reactive tailings management: a case study of field measurement and model predictions. *Water, Air, & Soil Pollution, 214*(1-4), 357-382.

Kalonji, A. K. (2014). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers.* (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

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*(3), 1199-1220. doi:10.1007/s10706-017-0174-3

Kubit, O. E., Pluhar, C. J., & De Graff, J. V. (2015). A model for prioritizing sites and reclamation methods at abandoned mines. *Environmental earth sciences, 73*, 7915-7931.

Kwong, Y. J., Swerhone, G. W., & Lawrence, J. R. (2003). Galvanic sulphide oxidation as a metal-leaching mechanism and its environmental implications. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis, 3*(4), 337-343.

L-Bolduc, F. (2012). *Une étude sur l'utilisation des roches stériles comme inclusions drainantes dans les résidus miniers.* (École Polytechnique de Montréal).

Lahmira, B., Lefebvre, R., Aubertin, M., & Bussière, B. (2016). Effect of heterogeneity and anisotropy related to the construction method on transfer processes in waste rock piles. *Journal of Contaminant Hydrology, 184*, 35-49.

Lahmira, B., Lefebvre, R., Aubertin, M., & Bussière, B. (2017). Effect of material variability and compacted layers on transfer processes in heterogeneous waste rock piles. *Journal of contaminant hydrology, 204*, 66-78.

Lahmira, B., Lefebvre, R., Hockley, D., & Phillip, M. (2014). Atmospheric controls on gas flow directions in a waste rock dump. *Vadose Zone Journal, 13*(10).

Lapakko, K. A., Engstrom, J. N., & Antonson, D. A. (2006). *Effects of particle size on drainage quality from three lithologies.* Communication présentée à Poster paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (p. 1026-1050).

Larochelle, C. G. (2019). *Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire.* (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

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*(3), 1-16. doi:https://doi.org/10.1007/s11270-019-4114-0

Laverdière, A., Hao, S., Pabst, T., & Courcelles, B. (2023). Effect of gradation, compaction and water content on crushed waste rocks strength. *Road Materials and Pavement Design, 24*(3), 761-775. doi:https://doi.org/10.1080/14680629.2022.2044373

Lefebvre, R. (1996). Caracterisation et modelisation numerique du drainage minier acide dans les haldes de steriles.

Lefebvre, R., Gélinas, P., & Isabel, D. (1994). *Heat transfer during acid mine drainage production in a waste rock dump, La Mine Doyon (Québec)*: Canada Centre for Mineral and Energy Technology= Centre canadien de la ….

Lefebvre, R., & Gélinas, P. J. (1995). Numerical modelling of AMD production in waste rock dumps. *Proceedings Mining and the Environment 1995*, 869-878.

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Gélinas, P. (2001a). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology, 52*(1-4), 137-164.

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Lamontagne, A. (2001b). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 2. Applications of numerical simulation. *Journal of Contaminant Hydrology, 52*(1-4), 165-186.

Lehmann, P., Assouline, S., & Or, D. (2008). Characteristic lengths affecting evaporative drying of porous media. *Physical Review E, 77*(5), 056309. doi:https://doi.org/10.1103/PhysRevE.77.056309

Lehmann, P., Merlin, O., Gentine, P., & Or, D. (2018). Soil Texture Effects on Surface Resistance to Bare-Soil Evaporation. *Geophysical Research Letters, 45*(19), 10,398-310,405. doi:10.1029/2018gl078803

Lehmann, P., & Or, D. (2009). Evaporation and capillary coupling across vertical textural contrasts in porous media. *Physical Review E, 80*(4), 046318. doi:https://doi.org/10.1103/PhysRevE.80.046318

Lévesque, I. (2015). *Caractérisation hydrogéotechnique des roches stériles tamisées et compactées à l'aide d'essais de laboratoire à une échelle intermédiaire.* (École Polytechnique de Montréal).

Levinson, Z., & Dimitrakopoulos, R. (2020). Simultaneous stochastic optimisation of an open-pit gold mining complex with waste management. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 34*(6), 415-429.

Li, M., Zhang, J., Song, W., & Germain, D. M. (2019a). Recycling of crushed waste rock as backfilling material in coal mine: effects of particle size on compaction behaviours. *Environmental Science and Pollution Research, 26*, 8789-8797. doi:https://doi.org/10.1103/PhysRevE.80.046318

Li, Z., Vanderborght, J., & Smits, K. M. (2019b). Evaluation of model concepts to describe water transport in shallow subsurface soil and across the soil–air interface. *Transport in porous media, 128*, 945-976. doi:https://doi.org/10.1007/s11242-018-1144-9

Lieber, E., Demers, I., Pabst, T., & Bresson, É. (2022). Simulating the effect of climate change on performance of a monolayer cover combined with an elevated water table placed on acid-generating mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal, 59*(4), 558-568. doi:https://doi.org/10.1139/cgj-2020-0622

Lim, J., Sylvain, K., Pabst, T., & Chung, E. (2024). Effect of waste rock particle size on acid mine drainage generation: Practical implications for reactive transport modeling. *Journal of Contaminant Hydrology, 267*, 104427.

Lohman, S. W. (1972). *Ground-water hydraulics* (vol. 708): US Government Printing Office.

Lottermoser, B. (2007). *Mine wastes*: Springer.

Mafra, C., Bouzahzah, H., Stamenov, L., & Gaydardzhiev, S. (2020). Insights on the effect of pyrite liberation degree upon the acid mine drainage potential of sulfide flotation tailings. *Applied geochemistry, 123*, 104774.

Maqsoud, A. (2017). Mine site reclamation Challenge through some examples in Québec (Canada). *International Journal of Environmental Science, 2*, 12.

Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2012). Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotechnical and Geological Engineering, 30*(5), 1147-1159.

Maqsoud, A., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Turcotte, S. (2022). Evaluation of the Performances of a Monolayer Cover with an Elevated Water Table Used for the Reclamation of the Abandoned Aldermac Mine Site (Québec, Canada). *Mining, 2*(1), 65-85.

Maqsoud, A., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2013). *Réhabilitation du site minier abandonné Aldermac : résultats préliminaires du suivi de la nappe surélevée*. Communication présentée à GeoMontréal, Montréal.

Maqsoud, A., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Dionne, J. (2016). Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada. *Environmental Science and Pollution Research, 23*, 9054-9072.

Marescotti, P., Azzali, E., Servida, D., Carbone, C., Grieco, G., De Capitani, L., & Lucchetti, G. (2010). Mineralogical and geochemical spatial analyses of a waste-rock dump at the Libiola Fe–Cu sulphide mine (Eastern Liguria, Italy). *Environmental Earth Sciences, 61*(1), 187-199.

Martin, V., Bussière, B., Plante, B., Pabst, T., Aubertin, M., Medina, F., . . . Poaty, B. (2017). *Controlling water infiltration in waste rock piles: Design, construction, and monitoring of*

a large-scale in-situ pilot test pile. Communication présentée à Proceedings of the 70th Canadian Geotechnical Society Conference (vol. 70).

Masindi, V., Foteinis, S., Renforth, P., Ndiritu, J., Maree, J., Tekere, M., & Chatzisymeon, E. (2022). Challenges and avenues for acid mine drainage treatment, beneficiation, and valorisation in circular economy: A review. *Ecological engineering, 183*, 106740.

Mbonimpa, & Aubertin, M. (2003). *Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés*.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Buissière, B., & Aachib, M. (2002b). Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal, 48*(6), 878-890. doi:https://doi.org/10.1139/t11-015

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering, 20*(3), 235-259.

McGregor, R., & Blowes, D. (2002). The physical, chemical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings. *Journal of geochemical exploration, 76*(3), 195-207.

McLemore, V. T., Fakhimi, A., van Zyl, D., Ayakwah, G. F., Anim, K., Boakye, K., . . . Gutierrez, L. A. (2009). Literature review of other rock piles: characterization, weathering, and stability. *Questa Rock Pile Weathering Stability Project. New Mexico Bureau of Geology and Mineral Resources. OF-Report, 517*, 101.

MEND. (2004). *Review of Water Quality Issues in Neutral pH Drainage: Examples and Emerging Priorities for the Mining Industry in Canada*. Mine Environment neutral Drainage (MEND).

Mhlongo, S. E., & Amponsah-Dacosta, F. (2016). A review of problems and solutions of abandoned mines in South Africa. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 30*(4), 279-294.

Mian, M. H., & Yanful, E. K. (2003). Tailings erosion and resuspension in two mine tailings ponds due to wind waves. *Advances in Environmental Research, 7*(4), 745-765.

Millington, R. (1959). Gas diffusion in porous media. *Science, 130*(3367), 100-102.

Mine Canadian Malartic. (2020). *Plan de restauration - Révision 3*. GESTIM: Ministère des Ressources naturelles et des Forêts Québec.

Mocq, J., & Hare, L. (2018). Influence of acid mine drainage, and its remediation, on lakewater quality and benthic invertebrate communities. *Water, Air, & Soil Pollution, 229*, 1-15.

Modaihsh, A. S., Horton, R., & Kirkham, D. (1985). Soil water evaporation suppression by sand mulches. *Soil Science, 139*(4), 357-361.

Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry, 23*(1), 1-24.

Molson, J., Fala, O., Aubertin, M., & Bussière, B. (2005). Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *Journal of Contaminant Hydrology, 78*(4), 343-371.

Monteith, J. (1981). Evaporation and surface temperature. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 107*(451), 1-27.

Monteith, J. L. (1965). *Evaporation and environment.* Communication présentée à Symposia of the society for experimental biology (vol. 19, p. 205-234).

Morin, K. A., Gerencher, E., Jones, C. E., & Konasewich, D. E. (1991). *Critical literature review of acid drainage from waste-rock*: Canada Centre for Mineral and Energy Technology.

Morin, K. A., & Hutt, N. M. (1998). *Kinetic tests and risk assessment for ARD.* Communication présentée à 5th annual BC metal leaching and ARD workshop (p. 1-10).

Mualem, Y., & Dagan, G. (1975). A dependent domain model of capillary hysteresis. *Water Resources Research, 11*(3), 452-460.

Munroe, E. A., McLemore, V. T., & Kyle, P. (1999). Waste rock pile characterization, heterogeneity, and geochemical anomalies in the Hillsboro Mining District, Sierra County, New Mexico. *Journal of Geochemical Exploration, 67*(1-3), 391-405.

Navarro, M., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M., Vidal, J., Tovar, P., & Bech, J. (2008). Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical exploration, 96*(2-3), 183-193.

Neuner, M., Smith, L., Blowes, D. W., Sego, D. C., Smith, L. J., 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:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.03.011

Newson, T., & Fahey, M. (2003). Measurement of evaporation from saline tailings storages. *Engineering Geology, 70*(3-4), 217-233.

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), 1-8.

Nordstrom, D. K. (2011). Mine Waters: Acidic to Circmneutral. *Elements, 7*(6), 393-398. doi:10.2113/gselements.7.6.393

Nordstrom, D. K., & Alpers, C. N. (1999). Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund site, California. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 96*(7), 3455-3462.

Nordstrom, D. K., Alpers, C. N., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2000). Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environmental Science & Technology, 34*(2), 254-258.

Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. *Applied Geochemistry, 57*, 3-16. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008

Or, D., Lehmann, P., Shahraeeni, E., & Shokri, N. (2013). Advances in soil evaporation physics—A review. *Vadose Zone Journal, 12*(4). doi: https://doi.org/10.2136/vzj2012.0163

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G., & Bussière, B. (2005). *An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings.* Communication présentée à Proceedings of Geosask2005, 58th Canadian Geotechnical conference and 6th Joint IAHCNC, Saskatoon.

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*(1-4), 437-458. doi:https://doi.org/10.1007/s11270-010-0397-x

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry, 24*(7), 1312-1323. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.04.005

Owen, J. R., Kemp, D., Lechner, A. M., Harris, J., Zhang, R., & Lèbre, É. (2023). Energy transition minerals and their intersection with land-connected peoples. *Nature Sustainability, 6*(2), 203-211.

Pabst, T. (2011). *Etude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés.* (École Polytechnique de Montréal).

Pabst, T. (2021). Elevated water table with monolayer covers. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage; Bussière, B., Guittonny, M., Eds*.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2014). Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, & Soil Pollution, 225*, 1-21. doi:https://doi.org/10.1007/s11270-013-1841-5

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2017a). Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering, 35*(4), 1421-1438. doi:https://doi.org/10.1007/s10706-017-0185-0

Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of contaminant hydrology, 214*, 39-53. doi:https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.05.006

Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., & Bussière, B. (2017b). Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied geochemistry, 78*, 219-233. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.003

Parbhakar-Fox, A., Lottermoser, B., & Bradshaw, D. (2013). Evaluating waste rock mineralogy and microtexture during kinetic testing for improved acid rock drainage prediction. *Minerals Engineering, 52*, 111-124.

Park, I., Tabelin, C. B., Jeon, S., Li, X., Seno, K., Ito, M., & Hiroyoshi, N. (2018). A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. *Chemosphere*. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.053

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. (2014). *Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models.* Communication présentée à Proceedings of the 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan.

Perkins, E., Nesbitt, H., Gunter, W., St-Arnaud, L., & Mycroft, J. (1995). Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. *Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report, 1*(1).

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.

Plante, B., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2011). Predicting geochemical behaviour of waste rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. *Mine Water and the Environment, 30*, 2-21.

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

Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2012). Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration, 114*, 57-69.

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

Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage. *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*, 1-20.

Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Adams, H., Adler, C., Aldunce, P., Ali, E., . . . Biesbroek, R. (2022). *Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability*: IPCC Geneva, Switzerland:.

Price, W. (2009). Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials. Canadian MEND Report 1.20. 1, dated December 2009. *Natural Resources Canada*.

Priester, M., Ericsson, M., Dolega, P., & Löf, O. (2019). Mineral grades: an important indicator for environmental impact of mineral exploitation. *Mineral Economics, 32*, 49-73.

Quispe, D., Pérez-López, R., Acero, P., Ayora, C., Nieto, J. M., & Tucoulou, R. (2013). Formation of a hardpan in the co-disposal of fly ash and sulfide mine tailings and its influence on the generation of acid mine drainage. *Chemical Geology, 355*, 45-55.

Ranđelović, D., Mutić, J., Marjanović, P., Đorđević, T., & Kašanin-Grubin, M. (2020). Geochemical distribution of selected elements in flotation tailings and soils/sediments from the dam spill at the abandoned antimony mine Stolice, Serbia. *Environmental Science and Pollution Research, 27*, 6253-6268.

Rassam, D. W., & Williams, D. J. (1999). A numerical study of steady state evaporative conditions applied to mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal, 36*(4), 640-650.

Reichl, C., Schatz, M., & Zsak, G. (2017). World-Mining-Data Welt-Bergbau-Daten. *Vienna: Federal Ministry of Science, Research and Economy*.

Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Lortie, S. (2016). Field Experiments to Test the Elevated Water Table Concept Combined with a Desulfurized Tailings Cover Layer. Dans *Geo-Chicago 2016* (p. 289-298).

Rico, M., Benito, G., Salgueiro, A., Díez-Herrero, A., & Pereira, H. (2008). Reported tailings dam failures: a review of the European incidents in the worldwide context. *Journal of hazardous materials, 152*(2), 846-852.

Rodríguez, L., Ruiz, E., Alonso-Azcárate, J., & Rincón, J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. *Journal of environmental management, 90*(2), 1106-1116.

Rötzer, N., & Schmidt, M. (2018). Decreasing metal ore grades—Is the fear of resource depletion justified? *Resources, 7*(4), 88.

Rousseau, M., & Pabst, T. (2018). *3D numerical assessment of the permeable envelope concept for in-pit disposal of reactive mine wastes.* Communication présentée à 71st Canadian Geotechnical Conference and the 13th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, GeoEdmoton.

Rousseau, M., & Pabst, T. (2022). Topology optimization of in-pit codisposal of waste rocks and tailings to reduce advective contaminant transport to the environment. *Structural and Multidisciplinary Optimization, 65*(6), 168.

RoyChowdhury, A., Sarkar, D., & Datta, R. (2015). Remediation of acid mine drainage-impacted water. *Current Pollution Reports, 1*, 131-141.

Sakai, M., Toride, N., & Šimůnek, J. (2009). Water and vapor movement with condensation and evaporation in a sandy column. *Soil science society of America journal, 73*(3), 707-717. doi:https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0094

Saleh-Mbemba, F., Aubertin, M., & Boudrias, G. (2019). Drainage and consolidation of mine tailings near waste rock inclusions. Dans *Sustainable and Safe Dams Around the World/Un monde de barrages durables et sécuritaires* (p. 3296-3305): CRC Press.

Saleh Mbemba, F. (2010). *Évaluation de la dessiccation, du retrait et de la fissuration de matériaux silteux peu plastiques.* (École Polytechnique de Montréal).

Samad, M. A., & Yanful, E. K. (2005). A design approach for selecting the optimum water cover depth for subaqueous disposal of sulfide mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal, 42*(1), 207-228.

Sapsford, D. J., Bowell, R., Dey, M., & Williams, K. P. (2009). Humidity cell tests for the prediction of acid rock drainage. *Minerals Engineering, 22*(1), 25-36.

Sarker, S. K., Haque, N., Bhuiyan, M., Bruckard, W., & Pramanik, B. K. (2022). Recovery of strategically important critical minerals from mine tailings. *Journal of Environmental Chemical Engineering, 10*(3), 107622.

Seal II, R. R., Hammarstrom, J. M., Johnson, A. N., Piatak, N. M., & Wandless, G. A. (2008). Environmental geochemistry of a Kuroko-type massive sulfide deposit at the abandoned Valzinco mine, Virginia, USA. *Applied Geochemistry, 23*(2), 320-342.

Shahraeeni, E., Lehmann, P., & Or, D. (2012). Coupling of evaporative fluxes from drying porous surfaces with air boundary layer: Characteristics of evaporation from discrete pores. *Water Resources Research, 48*(9).

Shokri, N., & Or, D. (2011). What determines drying rates at the onset of diffusion controlled stage-2 evaporation from porous media? *Water Resources Research, 47*(9). doi:https://doi.org/10.1029/2010WR010284

Shokri, N., & Salvucci, G. D. (2011). Evaporation from Porous Media in the Presence of a Water Table. *Vadose Zone Journal, 10*(4), 1309-1318. doi:10.2136/vzj2011.0027

Simms, P., Grabinsky, M., & Zhan, G. (2007). Modelling evaporation of paste tailings from the Bulyanhulu mine. *Canadian Geotechnical Journal, 44*(12), 1417-1432.

Smith, L. J., Blowes, D. W., Jambor, J. L., Smith, L., Sego, D. C., & Neuner, M. (2013). The Diavik Waste Rock Project: Particle size distribution and sulfur characteristics of low-sulfide waste rock. *Applied geochemistry, 36*, 200-209.

Sracek, O., Choquette, M., Gélinas, P., Lefebvre, R., & Nicholson, R. V. (2004). Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Quebec, Canada. *Journal of contaminant hydrology, 69*(1-2), 45-71.

Sracek, O., Gélinas, P., Lefebvre, R., & Nicholson, R. V. (2006). Comparison of methods for the estimation of pyrite oxidation rate in a waste rock pile at Mine Doyon site, Quebec, Canada. *Journal of Geochemical Exploration, 91*(1), 99-109. doi:https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.03.002

Sracek, O. O. (1997). FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GENIE UNIVERSITÉ LAVAL.

SRK. (1989). *Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering.*:

St-Arnault, M., Vriens, B., Blaskovich, R., Aranda, C., Klein, B., Mayer, K. U., & Beckie, R. D. (2020). Geochemical and mineralogical assessment of reactivity in a full-scale heterogeneous waste-rock pile. *Minerals Engineering, 145*, 106089.

Strömberg, B., & Banwart, S. (1999a). Weathering kinetics of waste rock from the Aitik copper mine, Sweden: scale dependent rate factors and pH controls in large column experiments. *Journal of Contaminant Hydrology, 39*(1-2), 59-89.

Strömberg, B., & Banwart, S. A. (1999b). Experimental study of acidity-consuming processes in mining waste rock: some influences of mineralogy and particle size. *Applied Geochemistry, 14*(1), 1-16.

Sylvain, K., Pabst, T., & Demers, I. (2024). Improving the re-use potential of reactive waste rock using sieving: a laboratory geochemical study. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-17.

Sylvain, K., Pabst, T., & Dimech, A. (2019a). Waste Rock Valorization in Monolayer Covers with Elevated Water Table. *Géo-environmental engineering 2019*.

Sylvain, K., Pabst, T., & Dimech, A. (2019b). Waste rock valorization in monolayer covers with elevated water table. *Proceedings of GeoEnvironmental Engineering*, 101-112.

Taha, Y., Benarchid, Y., & Benzaazoua, M. (2021). Environmental behavior of waste rocks based concrete: Leaching performance assessment. *Resources Policy, 74*, 101419.

Tayebi-Khorami, M., Edraki, M., Corder, G., & Golev, A. (2019). Re-thinking mining waste through an integrative approach led by circular economy aspirations. *Minerals, 9*(5), 286.

Taylor, D. W. (1948). *Fundamentals of soil mechanics* (vol. 66): LWW.

Thornton, M., Wei, Y., Thornton, P., Shrestha, R., & KAO, S.-C. (2020). Daymet: station-level inputs and cross-validation result for North America, version 4. *ORNL DAAC*.

Tran, D. T., Fredlund, D. G., & Chan, D. H. (2015). Improvements to the calculation of actual evaporation from bare soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal, 53*(1), 118-133.

Trautz, A. C., Smits, K. M., & Cihan, A. (2015). Continuum-scale investigation of evaporation from bare soil under different boundary and initial conditions: An evaluation of nonequilibrium phase change. *Water Resources Research, 51*(9), 7630-7648.

Van Bavel, C., & Hillel, D. (1976). Calculating potential and actual evaporation from a bare soil surface by simulation of concurrent flow of water and heat. *Agricultural Meteorology, 17*(6), 453-476.

van de Griend, A. A., & Owe, M. (1994). Bare soil surface resistance to evaporation by vapor diffusion under semiarid conditions. *Water Resources Research, 30*(2), 181-188.

Van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils 1. *Soil science society of America journal, 44*(5), 892-898.

Vriens, B., Arnault, M. S., Laurenzi, L., Smith, L., Mayer, K. U., & Beckie, R. D. (2018). Localized Sulfide Oxidation Limited by Oxygen Supply in a Full-Scale Waste-Rock Pile. *Vadose Zone Journal, 17*(1).

Vriens, B., Peterson, H., Laurenzi, L., Smith, L., Aranda, C., Mayer, K. U., & Beckie, R. D. (2019a). Long-term monitoring of waste-rock weathering at the Antamina mine, Peru. *Chemosphere, 215*, 858-869.

Vriens, B., Plante, B., Seigneur, N., & Jamieson, H. (2020a). Mine waste rock: Insights for sustainable hydrogeochemical management. *Minerals, 10*(9), 728.

Vriens, B., Seigneur, N., Mayer, K. U., & Beckie, R. D. (2020b). Scale dependence of effective geochemical rates in weathering mine waste rock. *Journal of Contaminant Hydrology, 234*, 103699.

Vriens, B., Smith, L., Mayer, K. U., & Beckie, R. D. (2019b). Poregas distributions in waste-rock piles affected by climate seasonality and physicochemical heterogeneity. *Applied Geochemistry, 100*, 305-315.

Warrick, A. W. (2003). *Soil water dynamics*: Oxford University Press.

Waugh, W. (2002). *Monticello field lysimetry: Design and monitoring of an alternative cover*. Communication présentée à Proceedings of the waste management '02 conference, Tucson, AZ.

Weeks, B., & Wilson, G. (2006). Prediction of evaporation from soil slopes. *Canadian geotechnical journal, 43*(8), 815-829.

Wels, C., Lefebvre, R., & Robertson, A. M. (2003). *An overview of prediction and control of air flow in acid-generating waste rock dumps.* Communication présentée à Proceedings Sixth International Conference on Acid Rock Drainage (p. 639-650).

Wickland, B. E., Wilson, G. W., Wijewickreme, D., & Klein, B. (2006). Design and evaluation of mixtures of mine waste rock and tailings. *Canadian Geotechnical Journal, 43*(9), 928-945. doi:10.1139/t06-058

Wilson, D., Smith, L., Atherton, C., Smith, L. J. D., Amos, R. T., Barsi, D. R., . . . Blowes, D. W. (2022). Diavik Waste Rock Project: Geostatistical Analysis of Sulfur, Carbon, and Hydraulic Conductivity Distribution in a Large-Scale Experimental Waste Rock Pile. *Minerals, 12*(5), 577. Tiré de https://www.mdpi.com/2075-163X/12/5/577

Wilson, G., Fredlund, D., & Barbour, S. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal, 34*(1), 145-155.

Wilson, G. W. (1990). *Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems.* (University of Saskatchewan).

Wilson, G. W., Fredlund, D., & Barbour, S. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal, 31*(2), 151-161.

Yamanaka, T., Takeda, A., & Sugita, F. (1997). A modified surface-resistance approach for representing bare-soil evaporation: Wind tunnel experiments under various atmospheric conditions. *Water Resources Research, 33*(9), 2117-2128.

Yanful, E. K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering, 119*(8), 1207-1228.

Yanful, E. K., & Catalan, L. J. (2002). Predicted and field-measured resuspension of flooded mine tailings. *Journal of Environmental Engineering, 128*(4), 341-351.

Yanful, E. K., Mousavi, S. M., & Yang, M. (2003). Modeling and measurement of evaporation in moisture-retaining soil covers. *Advances in Environmental Research, 7*(4), 783-801.

Yang, M., & Yanful, E. K. (2002). Water balance during evaporation and drainage in cover soils under different water table conditions. *Advances in Environmental Research, 6*(4), 505-521.

Yazdani, J., Barbour, L., & Wilson, W. (2000). *Soil water characteristic curve for mine waste rock containing coarse material.* Communication présentée à Proceedings of the Canadian Society of Civil Engineers (CSCE) Annual Conference, London, Ont (p. 7-10).

Yuan, C., Lei, T., Mao, L., Liu, H., & Wu, Y. (2009). Soil surface evaporation processes under mulches of different sized gravel. *Catena, 78*(2), 117-121.

ANNEXE A ARTICLE 1 - SUPPLEMENTARY DATA

Table A.1: Chemical composition and AP and NP for all the columns

Elements, ABA	Canadian Malartic						LaRonde					
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Al (%)	6.99	5.93	6.04	5.84	5.7	6.02	6.57	7.37	7.50	7.43	6.8	6.9
C (%)	0.77	0.54	0.53	0.50	0.52	0.57	0.46	0.30	0.36	0.37	0.26	0.30
Ca (%)	2.14	1.93	1.81	1.91	1.8	1.88	3.27	4.00	4.08	4.21	4.9	4.43
Cu (ppm)	28.4	22.3	22.1	25.1	42	36	977	488	539	333	160	371
Fe (%)	2.64	2.46	2.61	2.62	2.6	2.6	8.13	6.20	6.31	6.04	6.2	6.57
K (%)	2.26	1.90	1.85	1.73	1.7	1.8	1.55	1.20	1.25	1.16	0.72	0.97
Mg (%)	0.86	0.88	0.85	0.80	0.74	0.78	0.97	1.12	1.18	1.17	1.4	1.27
Mn (ppm)	399	353	338	343	260	303	875	1047	1055	1086	1200	1112
Na (%)	3.60	3.18	3.16	3.20	3.1	3.22	1.07	1.43	1.30	1.45	1.3	1.27
Ni (%)	92	119	127	132	24	54	83	76	83	64	3.9	32
Stot (%)	1.8	1.1	1.7	1.4	1.9	1.8	6.3	3.0	3.0	3.0	2.9	3.6
Ssulfides (%)	1.8	1.1	1.7	1.4	1.9	1.8	5.8	2.7	2.8	2.8	2.8	3.4
Ssulphates (%)	0.03	0.02	0.02	0.02	0.01	0.02	0.48	0.3	0.2	0.2	0.06	0.22
Ti (%)	0.21	0.12	0.12	0.11	0.12	0.14	0.31	0.41	0.34	0.42	0.46	0.42
Zn (ppm)	78	51	52	46	44	52	2453	1307	787	509	140	728
AP (kg CaCO3/t)	56	36	52	43	59	56	197	94	94	94	91	112
APc (kg CaCO3/t)	55	35	52	43	59	56	182	85	87	86	89	105
NP (kg CaCO3/t)	64	45	44	41	43	48	38	25	30	31	22	26
NPR	1.1	1.3	0.85	0.96	0.73	0.87	0.19	0.27	0.32	0.33	0.30	0.28
NPRcorr	1.2	1.3	0.86	0.97	0.73	0.88	0.21	0.29	0.34	0.36	0.31	0.29
NNP	8	9	-8	-2	-16	-8	-159	-69	-64	-63	-63	-82
NNPcorr	9	10	-7	-1	-16	-8	-144	-60	-57	-55	-61	-77

Table A.2: Mineralogical reconciliation results for all columns

Minerals	Canadian Malartic						LaRonde					
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Quartz	27.5	36.4	36.0	36.5	36.8	34.6	33.9	31.7	32.0	31.4	33.2	33.6
Plagioclase	41.8	37.5	37.0	38.3	38.3	39.0	17.0	27.0	26.5	27.5	31.3	27.8
K-feldspar	11.0	9.6	8.6	8.7	8.7	9.3	0.8	1.2	0.8	0.5	1.1	1.0
Chlorite	3.6	2.9	2.6	2.1	2.1	2.5	6.5	9.8	9.8	10.5	9.8	9.2
Micas	6.5	5.3	6.6	5.6	5.6	5.8	16.6	12.5	13.5	12.4	8.0	10.5
Pyroxen	0.1	0.1	0.5	0.5	0.5	0.4	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Amphibole	ND	ND	ND	ND	ND	ND	10.0	14.0	14.0	14.0	14.0	13.2
Calcite	4.7	4.0	3.8	3.8	3.8	4.0	3.1	2.0	2.0	2.3	1.7	2.0
Dolomite	0.4	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ankerite	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	0.1	0.2	0.5	0.4
Rhoodochrosite	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1
Pyrite	3.3	2.1	3.1	2.6	2.6	2.7	10.2	4.7	5.0	4.8	5.2	6.1
Chalcopyrite	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1
Sphalerite	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.4	0..3	0.1	0.1	0.1	0.1
Oxydes	0.5	1.0	0.9	1.0	1.0	0.8	1.1	1.5	1.5	1.4	1.6	1.5
Barite	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
Jarosite	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.5	0.6	0.7	0.4	ND	0.4
Gypsum	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.5	1.0	0.6	1.30	0.3	0.7

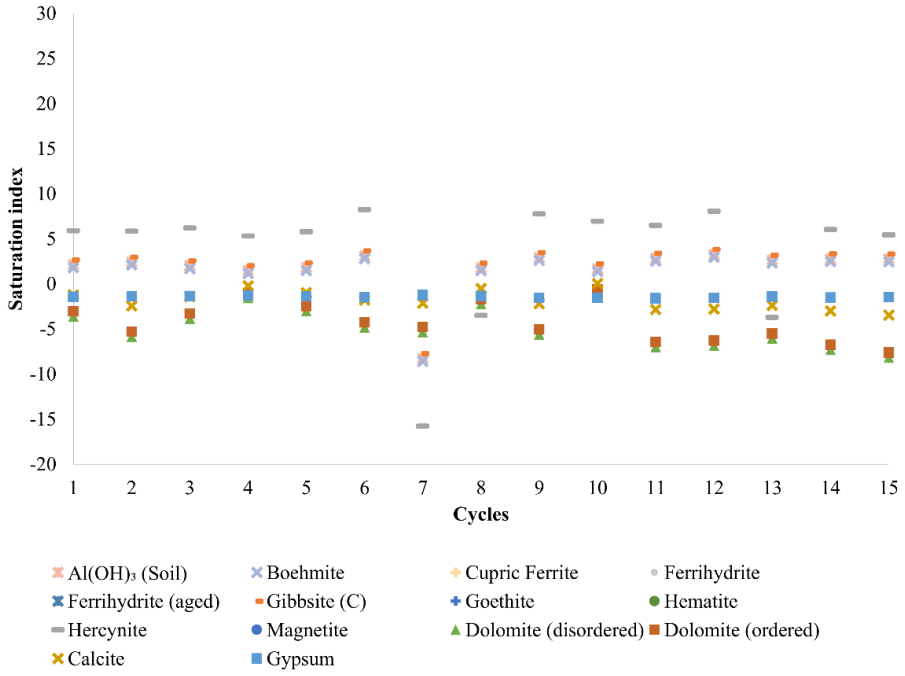

Figure A.1: Saturation index of CM C6 [0; 37.5mm].

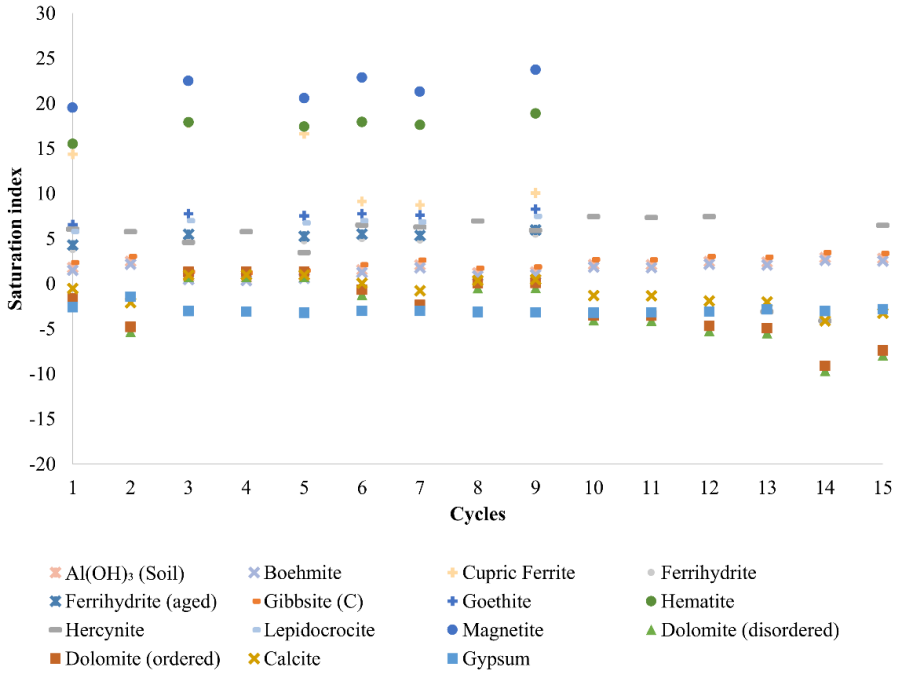

Figure A.2: Saturation index of CM C5 [4.75; 37.5 mm].

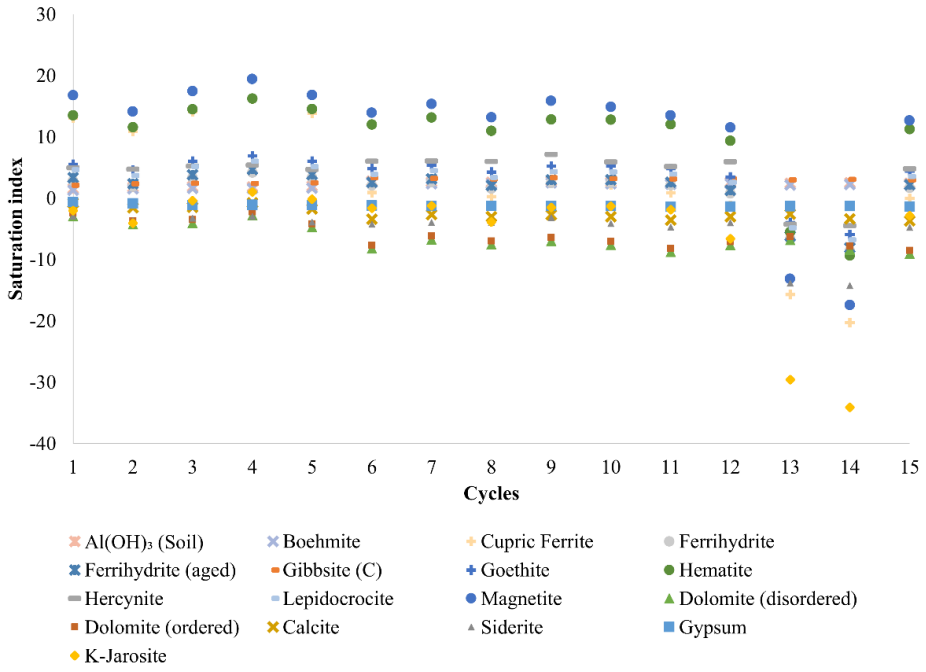

Figure A.3: Saturation index of LR C6 [0; 37.5mm]. Iron concentrations in leachates 13 and 14 were bellow the detection limit.

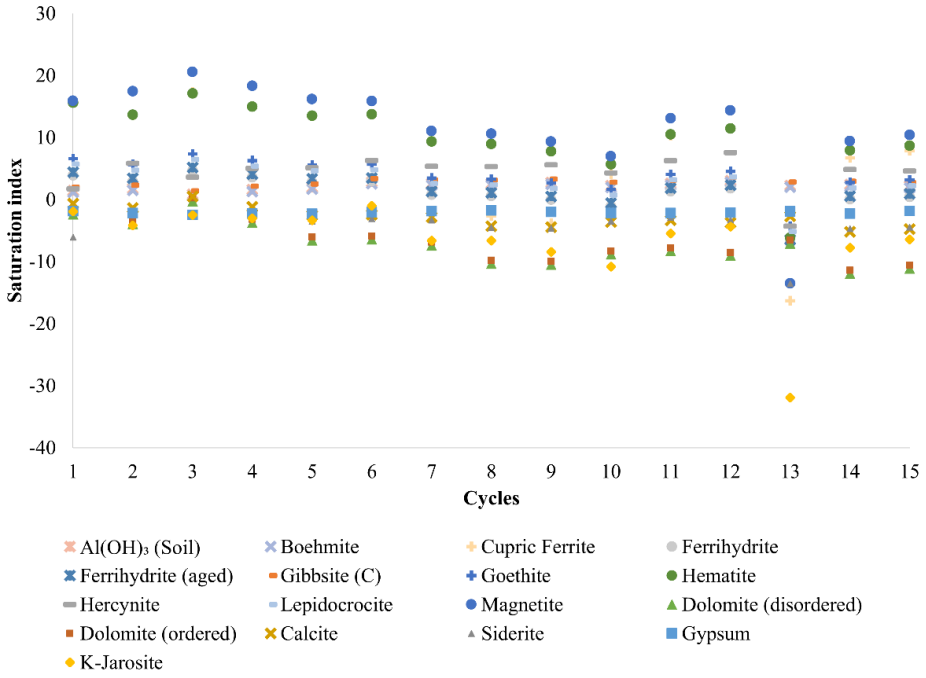

Figure A.4: Saturation index of LR C5 [4.75; 37.5 mm]. Iron concentration in leachate 13 was bellow the detection limit