

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VI
ABSTRACT.....	IX
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES FIGURES.....	XIX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIV
LISTE DES ANNEXES.....	XXVII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Le drainage minier acide.....	1
1.1.1 Généralités.....	1
1.1.2 Source et formation du DMA.....	2
1.2 Prévention et contrôle du DMA	4
1.2.1 Exclusion des sulfures.....	5
1.2.2 Exclusion de l'eau	5
1.2.3 Exclusion de l'oxygène	6
1.3 Couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC)	6
1.3.1 Principe de fonctionnement et approche de conception.....	6
1.3.2 Configuration typique d'une CEBC.....	9
1.4 Description du projet de recherche et structure du mémoire	13
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	16
2.1 Écoulement de l'eau et caractéristiques des sols en milieu saturé et non saturé.....	16

2.1.1	Écoulements de l'eau en milieu poreux saturé.....	16
2.1.2	Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé	19
2.2	Modélisation numérique.....	22
2.2.1	Approche numérique pour résoudre l'équation de Richards.....	23
2.2.2	Méthode des éléments finis (MEF).....	24
2.2.3	Simulations avec le logiciel Vadose/W 2007.....	27
2.2.4	Propriétés des matériaux en milieux poreux non saturés	29
2.2.5	Modèles de prédiction des propriétés hydrogéologiques	37
2.3	Mouvement de l'oxygène en milieu non saturé	43
2.3.1	Lois de Fick.....	44
2.3.2	Coefficient de diffusion effectif D_e	47
2.3.3	Coefficient du taux de réaction des minéraux sulfureux.....	48
2.4	Évaluation des propriétés hydriques des stériles miniers en laboratoire.....	49
2.4.1	Essais en colonnes instrumentées.....	50
2.4.2	Essais de traceur	51
2.4.3	Essais d'infiltration	54
2.4.4	Utilisation de la modélisation inverse pour estimer les propriétés hydriques des stériles miniers.....	54
CHAPITRE 3 MÉTHODES ET RÉSULTATS DE CARACTÉRISATION.....		56
3.1	Méthodologie de l'étude.....	56
3.1.1	Origine, échantillonnage et préparation des échantillons.....	56
3.1.2	Courbes granulométriques.....	57
3.1.3	Densité relative des grains (D_r).....	58
3.1.4	Essais de compactage	59
3.1.5	Masse volumique sèche, indice des vides et porosité	59

3.1.6	Four à induction pour évaluation des pourcentages du soufre et du carbone	60
3.1.7	Détermination du taux de réactivité K_r	60
3.1.8	Diffraction des Rayons X(DRX).....	61
3.1.9	Essais de perméabilité	61
3.1.10	Courbe de rétention d'eau et essais de drainage libre	65
3.1.11	Essais d'infiltration	70
3.1.12	Essais de traceur	71
3.2	Résultats de caractérisation des matériaux.....	73
3.2.1	Analyse granulométrique	74
3.2.2	Densité relative.....	76
3.2.3	Essais de compactage	77
3.2.4	Analyses minéralogiques.....	77
3.2.5	Analyse ICP-AES (Digestion)	78
3.2.6	Mesures au LECO	79
3.2.7	Détermination de K_r	80
3.2.8	Porosité des stériles dans les colonnes pour les essais de k_{sat} et CRE.....	81
3.2.9	Mesures de la conductivité hydraulique saturée	83
3.2.10	Résultats des essais de traceur.....	84
3.2.11	Résultats des essais d'infiltration	87
3.2.12	Courbes de rétention d'eau.....	91
3.2.13	Conductivités hydrauliques non saturées	100
3.3	Montage des colonnes (modèle physique CEBC).....	101
3.3.1	Configuration des colonnes.....	101
3.3.2	Essais de mouillage - drainage	107

3.3.3	Démantèlement des colonnes	108
CHAPITRE 4 ARTICLE 1.: HYDROGEOLOGICAL BEHAVIOUR OF COVERS WITH CAPILLARY BARRIER EFFECT MADE OF MINING MATERIALS		
109		
4.1	Préambule.....	109
4.2	Résumé/Abstract	109
4.3	Introduction	111
4.4	Methods and Materials properties	113
4.4.1	Methods	113
4.4.2	Description of the laboratory CCBE experimental columns.....	116
4.4.3	Materials properties.....	120
4.5	Column test results	122
4.5.1	Monitoring results	122
4.5.2	Post-testing results.....	127
4.6	Numerical modelling results	129
4.6.1	Modelling description	129
4.6.2	Validation-comparaison with column tests results.....	133
4.6.3	Parametric study	136
4.7	Final remarks	142
4.8	Acknowledgements	143
4.9	References	144
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE		
153		
5.1	L'influence de la courbe de rétention d'eau de résidus miniers désulfurés	153
5.2	L'influence du mode de déposition de résidus miniers.....	155
5.3	L'influence de la géométrie (effet 2D).....	158
5.3.1	Localisation et description du site d'étude	158

5.3.2	Description et matériaux de la digue 7.....	161
5.3.3	Modèle conceptuel des modélisations 2D.....	164
5.3.4	Construction du modèle numérique	165
5.3.5	Résultats des simulations 2D.....	169
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		177
6.1	Conclusions	177
6.2	Recommandations	181
RÉFÉRENCES.....		183
ANNEXES.....		217

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Principales caractéristiques du logiciel Vadose/W (adapté de Pabst, 2011; Gosselin, 2007; GEO-SLOPE int. 2007)	28
Tableau 2-2 : Équations mathématiques des modèles descriptifs les plus utilisés pour estimer la CRE.	32
Tableau 2-3 : Formes intégrales des modèles permettant de passer de la CRE à la FCH couramment utilisées dans la littérature	35
Tableau 2-4 : Équations analytiques approchées de Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994)	36
Tableau 2-5 : Équation de prédiction de la conductivité hydraulique saturée	38
Tableau 2-6 : Équations et paramètres du modèle de MK (Aubertin et al., 1998, 2003)	41
Tableau 3-1 : Détails sur la modélisation inverse avec Hydrus 1D	69
Tableau 3-2 : Formules mathématiques utilisées dans le programme QTRACER2 (tiré et adapté de Maqsooud et al., 2011)	72
Tableau 3-3 : Paramètres granulométriques des stériles et des résidus miniers testés.....	76
Tableau 3-4 : Densités relatives de différents matériaux testés (ASTM D854 méthode du pycnomètre).....	77
Tableau 3-5 : Résultats des essais de compactage Proctor modifié pour différents matériaux. e_{opt} : indice des vides à l'optimum Proctor; w_{opt} : teneur en eau massique à l'optimum et ρ_d : masse volumique maximale du matériau sec (à l'optimum Proctor).....	77
Tableau 3-6 : Résultats des analyses minéralogiques (DRX)	78
Tableau 3-7 : Résultats des analyses à la fournaise à induction	79
Tableau 3-8 : Caractéristiques des essais de consommation sur les résidus désulfurés et paramètres déduits des analyses avec POLLUTE.....	80
Tableau 3-9 : Porosité moyenne dans les colonnes instrumentales	81
Tableau 3-10 : Valeurs de k_{sat} obtenues par approche expérimentale et méthodes prédictives	83

Tableau 3-11: Résultats des essais de perméabilité des résidus.....	84
Tableau 3-12 : Conditions des essais de traceur en colonne.....	86
Tableau 3-13: Paramètres déduits des essais de traceur en colonne	86
Tableau 3-14 : Paramètres des courbes de rétention d'eau.....	93
Tableau 3-15 : Propriétés de rétention d'eau des stériles et paramètres de la CRE ajustée à partir des mesures expérimentales avec le code RETC (de van Genuchten et al., 1991).....	100
Tableau 3-16 : Types des matériaux et épaisseurs des couches dans les colonnes.....	103
Tableau 3-17 : Caractéristiques de l'instrumentation choisie pour le projet	106
Tableau 4-1 : Configuration and cycle conditions of the column tests.....	117
Tableau 4-2 : Basic and hydraulic properties of materials used in experimental columns and numerical modelling.....	121
Tableau 4-3 : Details of the numerical model validation (using column test results presented in section 4.5) and parametric study.....	131
Tableau 4-4: Predicted oxygen flux through the MRL for the different scenarios tested numerically.....	137
Tableau 4-5 : Basic and hydraulic properties of sands used in numerical modelling.....	139
Tableau 5-1 : Caractéristiques principales de la digue 7.....	162
Tableau 5-2 : Concept de rehaussement amont.....	163
Tableau 5-3 : Paramètres de la courbe de rétention d'eau et propriétés hydrogéologiques.....	167
Tableau 5-4 : Flux d'oxygène théorique et modélisé.....	176

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Eau de DMA sur le site minier LaRonde	2
Figure 1-2 : Différentes étapes de conception d'une CEBC (tirée de Aubertin et al., 2002)	9
Figure 1-3: Configuration typique d'une CEBC utilisée pour limiter la diffusion de l'oxygène (Aubertin et al, 1995)	9
Figure 1-4: Schéma de la gestion intégrée des résidus (adaptée de Benzaazoua et al., 2008).....	12
Figure 2-1: Volume élémentaire du sol (adapté de Hillel, 1980; tiré de Bussière, 1999).....	20
Figure 2-2 : Schématisation de la CRE (tirée de Aubertin et al., 2009).....	30
Figure 2-3: Schématisation de la fonction de perméabilité (tirée de Aubertin et al., 1995)	33
Figure 3-1 : Dispositif expérimental mis en œuvre pour les essais de consommation d'oxygène	61
Figure 3-2 : Montage des essais de perméabilité en colonne	62
Figure 3-3: Déroulement des essais de perméabilité en colonne	63
Figure 3-4 : Essai de perméabilité dans le perméamètre pour les stériles.....	65
Figure 3-5 : Essais de rétention d'eau en cellule Tempe.....	66
Figure 3-6 : Drainage des colonnes lors des essais	67
Figure 3-7 : Modèle numérique utilisé dans Hydrus pour la modélisation inverse	69
Figure 3-8 : Droite de calibration du conductimètre	73
Figure 3-9 : Courbes granulométriques des résidus désulfurés.....	75
Figure 3-10: Courbes granulométriques des roches stériles.....	75
Figure 3-11 : Mesures expérimentales de concentration d'oxygène et ajustement obtenu avec Pollute.....	80
Figure 3-12 : Évolution de la porosité dans les colonnes (0-20, 0-37,5 et 0-50 mm).....	82
Figure 3-13 : Courbe d'apparition du traceur stériles Bousquet 0-20 mm	85
Figure 3-14: Courbe d'apparition du traceur stériles Bousquet 0-37,5 mm	85
Figure 3-15: Courbe d'apparition du traceur stériles Bousquet 0-50 mm	85

Figures 3-16 : Débits d'eau lors des essais d'infiltration avec identification des phases d'arrivée d'eau (encadrées en rouge).....	89
Figures 3-17 : Taux d'infiltration en fonction du temps pour les différentes colonnes	90
Figure 3-18 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules de Tempe et par mesures directes, lissées avec le logiciel RETC et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) pour le résidu désulfuré LaRonde.	92
Figure 3-19 : Résultats de l'essai de drainage (volume d'eau cumulé au bas) pour la colonne de stériles 0-20 mm	94
Figure 3-20 : Résultats de l'essai de drainage (volume d'eau cumulé au bas) pour la colonne de stériles 0-37,5 mm.....	94
Figure 3-21 : Résultats de l'essai de drainage (volume d'eau cumulé au bas) pour la colonne de stériles 0-50 mm	94
Figures 3-22 : Courbes de rétention d'eau (valeurs mesurées et prédites par la méthode MKs)..	96
Figure 3-23 : Taux de décharge pour les stériles 0-20 mm	97
Figure 3-24 : Taux de décharge pour les stériles 0-37,5 mm.....	97
Figure 3-25 : Taux de décharge pour les stériles 0-50 mm	97
Figures 3-26 : CRE mesurées et obtenues par modélisations inverses; a) stériles 0-20 mm, b) stériles 0-37,5 mm et c) stériles 0-50 mm	98
Figure 3-27 : Fonctions de perméabilité des résidus obtenue à partir de la CRE présentée à la figure 3.18 (van Genuchten).....	100
Figure 3-28 : Fonctions de perméabilités pour les stériles Bousquet obtenus à l'aide des CRE de la figure 3.22	101
Figure 3-29 : Modélisation physique CEBC (configuration colonne 1 et 2 à gauche et configuration colonne 3 à droite).....	104
Figure 3-30 : Images des sondes et senseurs (de gauche à droite) : EC-5, GS-3, MPS-2, Connecteur + bougie poreuse et capteur de pression	106
Figure 3-31 : Colonnes montées au laboratoire.....	107

Figure 4-1 : Column used for permeability and drainage test.....	115
Figure 4-2 : Experimental laboratory columns (1 : tensiometers, 2 : MPS-2 sensors, 3 : GS-3 probe, and 4 : EC-5 probe).....	118
Figure 4-3 : Representative water retention curve measured in the laboratory for the different materials.	121
Figure 4-4 : Permeability functions of the materials used in the numerical modelling.	122
Figure 4-5 : Volumetric water content measured with EC-5 and GS-3 probes installed in the different layers of (a) column 1; (b) column 2; and (c) column 3.....	124
Figure 4-6 : Volumetric water content measured with EC-5 and GS-3 probes installed in the different layers of (a) column 1; (b) column 2; and (c) column	
Figure 4-7 : Matric suction measured with MPS-2 sensors installed in different layers of (a) column 1; and (b) column 2.	126
Figure 4-8 : Comparison between volumetric water content measurements obtained at the post-testing stage and those measured with EC-5 and GS-3 probes during a typical 30 days cycle in the tested layered systems of (a) column 1; (b) column 2; and (c) column 3.	128
Figure 4-9 : Precipitation and cumulative precipitation data used in Vadose/W for field conditions simulations.....	130
Figure 4-10 : Potential evaporation (PE) data for laboratory conditions calculated by Vadose/W.	132
Figure 4-11 : Potential evaporation (PE) and cumulative potential data for field conditions calculated by Vadose/W.....	132
Figure 4-12 : Volumetric water content measured and modeled with Vadose/W of (a) column 1; (b) column 2; and (3) column 3.....	134
Figure 4-13 : Matric suction measured and modeled with vadose/W with the water table depth of (a) column 1 (with water table depth of 20 cm under the column) ; (b) column 2; and (3) column 3.....	135

Figure 4-14 : Volumetric water content evolution with the -3 m water table of (a) column 1 with waste rock (0-20 mm) in the bottom CBL; (b) column 2 with waste rock (0-50 mm) in the bottom CBL; and (c) column with sand S-2 in the bottom CBL.	140
Figure 4-15 : Effect of water table position on cumulative oxygen flux at the bottom of the moisture retaining layer (MRL) of the tested CEBCs for (a) natural climatic conditions; (b) extreme climatic conditions.	142
Figure 5-1 : Profils de teneur en eau volumique obtenus avec la CRE des résidus qui à l'AEV le plus élevé (voir Fig 3.18) : (a) colonne 1; (b) colonne 2 et (c) colonne 3.....	154
Figure 5-2 : Migration des fines au sein des stériles 0-20 mm en fonction de pourcentages solide des résidus	156
Figure 5-3 : Migration des fines au sein des stériles 0-50 mm en fonction de pourcentages solide des résidus	156
Figure 5-4 : Évolution de k_{sat} des stériles en fonction de la teneur solide de résidus	157
Figure 5-5 : Parc à résidus LaRonde et ouvrages connexes	160
Figure 5-6 : Localisation des différentes digues du parc à résidus LaRonde avec les différents rehaussements amont et vue de la coupe sur la digue 7 (Golder, 2013)	160
Figure 5-7 : Modèle conceptuel des modélisations 2D	165
Figure 5-8 : Modèle numérique des modélisations 2D	166
Figure 5-9 : Courbe de rétention d'eau de résidus LaRonde (sous la CEBC).....	168
Figure 5-10 : Degré de saturation au sommet des pentes dans les trois couches constituant la CEBC (voir figure 5.8) : (a) point A; (b) point B; (c) point C et (d) point D	170
Figure 5-11 : Degré de saturation au sommet des pentes dans les trois couches constituant la CEBC (voir figure 5.8) : (a) point A; (b) point B; (c) point C et (d) point D	171
Figure 5-12 : Degré de saturation au milieu du tronçon AB dans les trois couches constituant la CEBC (voir fig. 5.8).....	171
Figure 5-13 : Degré de saturation le long de la pente BC (voir fig. 5.8) : (a) à 40 m du sommet B et (b) à 80 m du sommet B	172

Figure 5-14 : Degré de saturation sur la pente CD (à 20 m du sommet C).....	173
Figure 5-15 : Degré de saturation et profil de succion au milieu de la couche de rétention d'eau en fonction de la distance horizontale	174

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABA	Acid-base accounting
ARD	Acid rock drainage
AEM	Agnico Eagle Mines
AEV	Air entry value ou pression d'entrée d'air
ASTM	American Society for Testing Materials
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse expérimentale du Québec
CFP	Centre de formation professionnelle
CRE	Courbe de rétention d'eau.
DMA	Drainage minier acide
DRX	Diffraction de rayon X
FD	Frequency domain
EDP	Équations aux dérivées partielles
FCH	Fonction de conductivité hydraulique
GDS	Geotechnical Digital Systems
ICP	Inductively coupled plasma
ICP-AES	Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy
IRME	Institut de Recherche en Mines et Environnement
KC	Kozeny-Carman
KCM	Kozeny-Carman modifié
LTA	Les Terrains Aurifères
MEF	Méthode des éléments finis
MS	Mine souterraine
MK	Modèle de Kovács modifié
MRN	Ministère des Ressources naturelles
NAG	Net Acid Generation
NP	Neutralisation Potential
PA	Potentiel d'acidité
PGA	Potentiel de génération d'acide

PN	Potentiel de neutralisation
PNN	Potentiel net de neutralisation
PEHD	Polyethylene haute densité
RDT	Réfectométrie dans le domaine du temps
TEV	Teneur en eau volumique
TDPAS	Test de détermination du potentiel acidogène des sols
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
VG	van Genuchten
WEV	Water entry value
XRF	Fluorescence au rayon X
C_o	Concentration d'oxygène dans l'air [-]
C_p	Teneur massique en pyrite [-]
C_u	Coefficient d'uniformité [-]
C_c	Coefficient de courbure [-]
D_{10}	Diamètre des particules correspondant à 10% passants sur la courbe granulométrique [L]
D_{30}	Diamètre des particules correspondant à 30% passants sur la courbe granulométrique [L]
D_{50}	Diamètre des particules correspondant à 50% passants sur la courbe granulométrique [L]
D_{60}	Diamètre des particules correspondant à 60% passants sur la courbe granulométrique [L]
D^*	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène [M^2T^{-1}]
D_a^o	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air [L^2T^{-1}]
D_e	Coefficient de diffusion effective de l'oxygène [L^2T^{-1}]
D_w^o	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau [L^2T^{-1}]
e	Indice des vides [-]
$F_{s,L}$	Flux d'oxygène à la base d'une couche en condition permanente [$ML^{-2}T^{-1}$]
g	Accélération gravitationnelle [L^2T^{-1}]
H	Constante de Henry [-]

h	Charge hydraulique [L]
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène [T^{-1}]
kPa	kiloPascal
K_r	Coefficient effectif du taux de réaction de l'oxygène [T^{-1}]
K_r^*	Coefficient apparent du taux de réaction de l'oxygène [T^{-1}]
K_{rel}	Perméabilité relative [LT^{-1}]
L	Épaisseur de la couche [L]
MPa	megaPascal
n	Porosité [-]
O_2	Oxygène [-]
q_x	Débit spécifique dans la direction x [L^3T^{-1}]
q_y	Débit spécifique dans la direction y [L^3T^{-1}]
q_z	Débit spécifique dans la direction z [L^3T^{-1}]
R	Constante universelle des gaz [-]
S_r	Degré de saturation [-]
T	Température (degré)
t	Temps [T]
γ	Poids volumique [ML^{-3}]
γ_s	Poids volumique des grains solide [ML^{-3}]
γ_w	Poids volumique de l'eau [ML^{-3}]
θ_a	Teneur en air volumique [L^3L^{-3}]
θ_{eq}	Teneur en air équivalente [L^3L^{-3}]
θ_r	Teneur en eau résiduelle [L^3L^{-3}]
θ_s	Teneur en eau saturée [L^3L^{-3}]
θ_w	Teneur en eau volumique [L^3L^{-3}]
ρ_w	Densité de l'eau [ML^{-3}]
ρ_s	Masse volumique moyenne des grains solides [ML^{-3}]
ψ	Succion matricielle [$ML^{-1}T^{-2}$]

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Flowsheet de l'usine LaRonde avec point d'échantillonnage (étoile rouge) et échantillonnage des résidus et de roches stériles	217
ANNEXE 2 : Désulfuration des résidus au CFP de Val d'or	218
ANNEXE 3 : Réalisation des essais de perméabilité des résidus en cellule triaxiale et au perméamètre standard	219
ANNEXE 4 : Résultats de perméabilité des stériles miniers	222
ANNEXE 5 : Les informations supplémentaires sur les instruments sélectionnés pour ce projet et les courbes de calibration	223
ANNEXE 6 : Résultats des essais de traceur avec QTRQCER2	227
ANNEXE 7 : Courbes de rétention d'eau des stériles Bousquet	235
ANNEXE 8 : Composition chimique des échantillons.....	237
ANNEXE 9 : Exemple de résultats de modélisation inverse obtenus avec Hydrus	238
ANNEXE 10 : Évolution des volumes d'eau récupérés à la base des colonnes	241
ANNEXE 11 : Validation du profil de concentration d'oxygène	243
ANNEXE 12 : Volumes cumulatifs d'eau entrants et sortants lors des essais d'infiltration	245
ANNEXE 13 : Étape de modélisation inverse avec Hydrus 1D.....	246

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Le drainage minier acide

1.1.1 Généralités

Malgré les retombées économiques de l'industrie minière dans plusieurs pays, notamment le Canada, l'extraction (ou l'exploitation) des ressources minérales et le traitement minéralurgique et métallurgique des minerais produisent une grande quantité de rejets solides tels que les roches stériles, les rejets de concentrateur (ou résidus miniers) et les boues de traitement des effluents miniers (Aubertin et al., 2002). Les stériles miniers et les rejets de concentrateur sont les principaux rejets solides produits et sont souvent entreposés en surface, respectivement dans des haldes à stériles et parcs à résidus ou encore retournés sous terre sous forme de remblais par exemple.

Les rejets miniers déposés en surface, s'ils contiennent des minéraux sulfureux (pyrite, pyrrhotite, chalcopyrite, arsénopyrite, etc.), sont sujets à une oxydation lorsqu'ils sont exposés à l'eau et à l'oxygène atmosphérique. Cette oxydation conduit, dans la plupart des cas, à la formation de drainage minier acide (DMA). Le DMA, aussi appelé drainage rocheux acide (DRA), est le résultat de la circulation des eaux tant de surface que souterraines à travers les composantes d'un site minier telles les parcs à rejets de concentrateur, les haldes de roches stériles et les galeries et parois des mines (Aubertin et al., 2002). Il s'agit d'un phénomène d'acidification qui favorise la mobilisation par solubilisation de métaux lourds. Les eaux de drainage minier acides sont ainsi caractérisées par un pH faible, une conductivité électrique élevée, et des concentrations élevées en métaux lourds et en sulfates (e.g. Kleinmann et al., 1981; Jambor, 1994; Nordstrom, 2000).

Depuis la première conférence des Nations Unies à Stockholm en 1972 sur les questions environnementales, les sommets de la terre à Rio de Janeiro (1992), à Johannesburg (2002) et encore à Rio de Janeiro (2012) sur l'environnement et le développement durable, il y a une prise de conscience dans le monde de l'importance de conjuguer protection de l'environnement et développement économique pour l'avenir de l'humanité. Il n'est plus question de rester indifférent par rapport aux interactions entre l'homme et son milieu, et de constater passivement les préjudices que les actions humaines peuvent engendrer sur l'environnement. C'est ainsi que les professionnels qui se retrouvent dans le domaine de l'exploitation des ressources minérales

sont fortement interpellés par plusieurs défis environnementaux (Aubertin et al., 2002), notamment en ce qui concerne la gestion des rejets miniers solides et liquides, et le contrôle de la contamination des eaux, entre autres, par le phénomène du DMA.



Figure 1-1: Eau de DMA sur le site minier LaRonde

1.1.2 Source et formation du DMA

Les sources primaires responsables du développement du DMA dans une opération minière sont les haldes à stériles, les parcs à résidus (contenant de rejets de concentrateur), les mines à ciel ouvert (parois exposées), les ouvertures souterraines (galeries, chantiers et remblais) et les tas de minerais soumis à la lixiviation. Des sources secondaires de DMA sont pour leur part associées aux expositions fraîches de roche contenant des sulfures, aux structures conçues à partir de matériaux pouvant être générateurs d'acide, aux lieux de stockage des concentrés, aux piles de minerais non traités et aux bassins de rétention d'eau (Lawrence and Scheske, 1997).

Les minéraux sulfureux à l'origine de la formation de drainage minier acide sont divers et variés (Keith and Vaughan, 2000) et leurs réactions chimiques conduisant à l'acidification sont complexes; des chercheurs ont cependant proposé des équations plus ou moins simplifiées du phénomène (Kleinmann et al., 1981; Ritcey, 1989; SRK, 1989; Ritchie, 1994; Blowes and Ptacek, 1994; Evangelou and Zhang, 1995; Perkins et al., 1995; Morin, & Hutt, 1997).

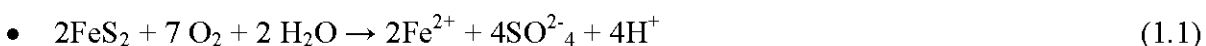
Dans ce qui suit, on présente à titre d'exemple la réaction d'oxydation de la pyrite, qui est le minéral sulfuré le plus abondant dans la gangue de la plupart des minerais exploités (Nicholson and Scharer, 1994; Gray et al., 1996). L'oxydation de la pyrite peut se faire par trois voies

différentes : oxydation chimique, oxydation bactérienne et oxydation électrochimique. Mais la contribution exacte de chaque voie n'est pas bien connue et définie (Plante, 2012).

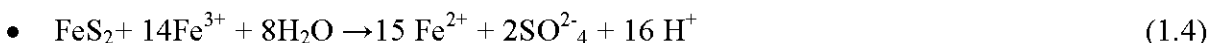
Généralement, en ce qui concerne l'oxydation par voie chimique, on parle de deux types de réaction : une réaction directe (équation 1.1) et une réaction indirecte (équation 1.4). Lorsque les micro-organismes sont impliqués dans la réaction, on parle d'oxydation métabolique ou biochimique (Keith and Vaughan, 2000).

Plus spécifiquement, on peut résumer l'oxydation de la pyrite de la manière suivante (Nicholson, 1994). L'étape 1 consiste en l'oxydation directe de la pyrite par l'oxygène et l'acidification lente du milieu, car les minéraux neutralisants primaires (principalement les carbonates) maintiennent le pH près de la neutralité (Éq. 1.1). Le fer ferrique, qui provient de l'oxydation du fer II (Éq. 1.2), précipite sous forme d'hydroxyde, ce qui acidifie davantage le milieu (Éq. 1.3). Ces étapes de formation du DMA ont lieu généralement à des pH > 4,5. Lorsqu'il ne reste que des minéraux primaires et secondaires très peu réactifs (ou inertes), il y a baisse du pH et le fer ferrique ne précipite plus. Ce dernier peut alors oxyder directement la pyrite (Éq. 1.4), ce qui contribue à générer encore davantage d'acidité.

- L'oxydation directe :



- L'oxydation indirecte :



- Réaction globale :



Dans la réalité, la cinétique des réactions de l'oxydation des sulfures peut varier grandement, car plusieurs facteurs l'influencent, notamment la morphologie des particules sulfureuses, la surface exposée, les conditions de l'oxydation (biotique contre abiotique), l'humidité, la température, la structure cristalline, les impuretés, la présence d'inclusions et la présence d'autres cations en solution (Jambor, 1994; Pratt et al., 1994; Nicholson and Scharer, 1994; Aubertin et al., 2002;

Belzile et al., 2004; Elberling, 2005; Lehner et al., 2007). Par ailleurs, un autre facteur déterminant dans le processus de génération d'acide dans les matériaux miniers sulfureux est la disponibilité de l'oxygène. En effet, l'oxygène est l'élément déclencheur et, dans plusieurs situations, le paramètre clé du contrôle et de la prévention de l'oxydation des sulfures. L'oxydation des minéraux sulfureux (oxydation directe et indirecte) peut aussi être catalysée par les bactéries (Blowes et al., 2003). On retrouve de nombreuses bactéries sur les sites miniers, tant neutrophiles qu'acidophiles. Principalement, trois types de bactéries interviennent directement dans la formation du drainage minier acide (Plante, 2012) : *Acidithiobacillus*, *Thiobacillus* et *Leptospirillum*.

Tel que mentionné précédemment, certains minéraux possèdent un potentiel de neutralisation intrinsèque grâce à leur capacité de réagir avec l'acide et à neutraliser le DMA. Parmi eux, on retrouve les carbonates, les oxydes, les hydroxydes, les silicates solubles, les phosphates (principalement l'apatite), qui sont parfois présents dans les résidus miniers (Blowes et Ptacek, 1994). Cette capacité neutralisante, appelée aussi pouvoir tampon, constitue un moyen de prévention naturel de la génération du DMA. Ces minéraux neutralisants n'ont cependant pas la même réactivité et même capacité de neutralisation. Parmi eux, la calcite (CaCO_3), la dolomite $[(\text{Ca},\text{Mg})(\text{CO}_3)_2]$ et la magnésite (MgCO_3) sont les plus efficaces (Plumlee, 1999). Leur présence permet de maintenir un pH autour ou au-dessus de 5,5 sur certains sites (Blowes et al., 2003).

Les réactions d'acidification et de neutralisation conduisent à la formation des minéraux secondaires tels les sulfates, les carbonates, les oxydes, les hydroxydes, les oxyhydroxydes, les phosphates et les arséniate (Nordstrom and Alpers, 1999). La formation de ces minéraux a un impact sur les concentrations en certains éléments dans les eaux de drainage. Les oxydes et les oxyhydroxydes (goethite, lepidocrocite et ferrihydrite) sont les plus courants et responsables de la couleur ocre caractéristique du DMA (Plante, 2012). Plus d'informations sur la génération du DMA peuvent être trouvées dans Kleinmann et al. (1981), Perkins et al. (1995) et Morin et Hutt (1997).

1.2 Prévention et contrôle du DMA

Lorsqu'un rejet minier est générateur d'acide, il est essentiel de prendre les moyens appropriés pour contrôler la génération de contaminants dans l'environnement. Beaucoup de progrès ont été réalisés au niveau de la gestion environnementale des rejets miniers problématiques au cours des

dernières années (Aubertin et al., 2002; Bussière, 2007). Pour un site générateur du drainage minier acide, plusieurs techniques de recouvrement peuvent être mises en place pour limiter et/ou contrôler la production du DMA. Les techniques qui sont utilisées visent essentiellement à limiter l'apport d'un ou plusieurs des éléments constitutifs des réactions d'acidification à savoir : l'oxygène, l'eau et les sulfures (voir équations 1.1 à 1.4). On présente dans ce qui suit un résumé des principales approches de contrôle du DMA.

1.2.1 Exclusion des sulfures

Cette méthode s'applique pour les rejets du concentrateur et consiste à enlever les sulfures au moyen des procédés minéralurgiques, tels que la flottation non sélective des résidus à la fin du procédé minéralurgique d'enrichissement du minerai (Humber, 1995; Bussière et al., 1995; 1998a ;Mermillod-Blondin et al., 2005). Cette technique n'élimine pas entièrement le problème de DMA puisque l'on produit un concentré de sulfure et un résidu désulfuré. Cependant, la gestion séparée de deux produits dont une fraction sulfurée en moindre quantité permet de contrôler les impacts environnementaux potentiels (Benzaazoua et al., 2008).

1.2.2 Exclusion de l'eau

Dans les climats humides, l'exclusion de l'eau se fait généralement à l'aide de recouvrements étanches constitués de plusieurs couches distinctes ayant chacune un rôle spécifique. Différents matériaux peuvent être utilisés pour constituer ces recouvrements tels les sols (p. ex. argile compactée, sable drainant), les géocomposites (géomembranes, géocomposites bentonitiques, géotextiles), les sols-bentonites, etc. (Aubertin et al., 1995; 2002). Les barrières à l'infiltration d'eau peuvent également être utilisées dans des climats arides ou semi-arides. Dans ces contextes, on a plutôt recours à des couvertures avec effet de barrière capillaire de type stockage et relargage (Store-and-Release) (Ross, 1990; Morris et Stomont, 1997; Zhan et al., 2001; Williams et al., 2003). On s'attend ici à ce que la couverture accumule l'eau durant les périodes de pluie et la retourne à l'atmosphère durant la période de sécheresse pour ainsi limiter le contact entre les résidus sulfureux et l'eau, prévenant ainsi la production de DMA. De plus, lorsque les recouvrements avec effets de barrière capillaire («Store and release» en climat aride ou CEBC en climat humide) sont construits en pente, l'eau peut être déviée à l'interface entre le matériau grossier et le matériau fin. C'est ce que l'on appelle la déviation de l'eau par les barrières

capillaires inclinées (Aubertin et al., 2009). En climat semi-aride, ce phénomène s'ajoute à celui de l'évaporation pour contrôler les infiltrations d'eau.

1.2.3 Exclusion de l'oxygène

L'exclusion de l'oxygène est considérée comme la méthode la plus efficace pour prévenir la génération du DMA dans les climats humides (e.g. SRK, 1989; MEND, 2001). Cette exclusion d'oxygène peut être réalisée à l'aide de recouvrements en eau (ennoisement) ou recouvrement en sols (ou autres matériaux géologiques). La méthode du recouvrement en eau consiste à maintenir au sommet des rejets une épaisseur d'eau afin de limiter le passage de l'oxygène. On peut également maintenir saturés les résidus réactifs en maintenant la nappe phréatique près de la surface et en protégeant les résidus par un recouvrement monocouche visant à contrôler les interactions avec l'atmosphère; cette technique est communément appelée recouvrement monocouche avec nappe surélevée (Dagenais et al., 2006; Ouangrawa et al., 2005, 2006, 2007, 2010). Une autre approche consiste à construire un recouvrement en matériaux naturels composés de plusieurs couches de sols superposées avec comme objectif de garder au moins une des couches saturée ou presque saturée afin de contrôler la migration des gaz vers les résidus réactifs tout en limitant l'infiltration de l'eau jusqu'aux rejets (Aubertin et al., 1995; 2002). Dans le cadre de ce projet, c'est cette technique appelée couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) qui sera étudiée.

1.3 Couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC)

Cette technique consiste à recouvrir le site de rejets problématiques de plusieurs couches de matériaux meubles présentant des granulométries et des propriétés hydriques différentes afin d'empêcher le contact entre les rejets sulfureux et l'oxygène.

1.3.1 Principe de fonctionnement et approche de conception

Différentes configurations et matériaux de couverture ont été considérés et appliqués au cours des 25 dernières années, ce qui a permis de confirmer la fiabilité de cette technique, lorsque bien conçue (Aubertin et al., 1995; MEND, 2004; MEND, 2007). De tels systèmes posés dans des conditions non saturées (zone vadose) utilisent les effets de barrière capillaire qui apparaissent lorsqu'un matériau à granulométrie relativement fine (tel un sol silteux ou argileux) recouvre un

sol à granulométrie grossière (Gillham, 1984; Nicholson et al., 1989; Morel-Seytoux, 1992). Ces effets de barrière capillaire qui sont causés par la différence en termes de propriétés hydrogéologiques non saturées et en granulométrie entre les deux matériaux en contact. Ils tendent alors à limiter l'écoulement de l'eau de la couche de matériau fin vers la couche de matériau grossier puisque le matériau à granulométrie grossière se draine facilement et atteint rapidement une conductivité hydraulique non saturée (k_u) inférieure à celle du matériau plus fin (qui présente une capacité de rétention d'eau élevée). Comme le fonctionnement des CEBC est basé sur l'écoulement des fluides dans les sols ou matériaux meubles non saturés, les principes d'écoulement de l'eau et de gaz dans les matériaux non saturés seront présentés plus en détail au chapitre 2.

Ce type de couverture, en plus d'empêcher les échanges entre les rejets et l'extérieur en terme de migration des gaz, permet également de réduire les infiltrations d'eau, de résister aux phénomènes d'érosion, d'assurer un ruissellement contrôlé (pour éviter les accumulations d'eau surtout par reprofilage de surface), de stabiliser les surfaces, de rétablir l'esthétique du site et de faciliter l'utilisation future du terrain (Aubertin et al., 2002). Des travaux sur des sites tels que le site LTA (Bussière et al., 2006) et le site Lorraine (Bussière et al., 2009) ont pu confirmer le fonctionnement et l'efficacité de tels systèmes. Les CEBC ont soulevé un intérêt considérable et représentent souvent une alternative à d'autres types de couvertures, en particulier celles qui sont faites à l'aide des matériaux ayant une faible conductivité hydraulique saturée (comme les argiles compactées et les géomembranes). La construction d'une CEBC est relativement simple (Ricard et al., 1997), sa longévité peut être excellente, en particulier lorsque construite avec des matériaux à faible plasticité (Dagenais, 2005; Bussière et al., 2007), et les coûts impliqués peuvent être inférieurs à ceux d'autres types de systèmes de recouvrement (McMullen et al., 1997; Ricard et al., 1999; Aubertin et al., 1999).

Tel que mentionné précédemment, une CEBC en climat humide vise à réduire le flux de gaz à la surface en maintenant la couche de rétention d'eau à un degré de saturation élevé (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993). La capacité de CEBC à contrôler la migration d'oxygène et la formation de DMA a été investiguée par plusieurs auteurs (Aachib et al., 1994, 1998; Aubertin et al., 1995; Mbonimpa et al. 2003), et ce pour diverses configurations et divers matériaux. Les résultats ont montré que le flux d'oxygène dans les résidus miniers était réduit aussi longtemps

que le degré de saturation d'une des couches de la couverture (couche de rétention d'eau en particulier) demeurerait élevé (typiquement $\geq 85\%$) (McMullen et al., 1997; O'Kane et al., 1998).

Des études ont été aussi menées pour évaluer la performance des CEBC inclinées (Aubertin et al., 1997; Bussière et al., 1998b; Bussière et al., 2003), en terme de leur capacité à réduire au minimum l'infiltration de l'eau et à contrôler le flux d'oxygène. L'effet de la géométrie sur la performance a été mis en évidence lors d'une étude en laboratoire à l'aide d'un équipement original appelé boîte inclinée (Bussière et al., 2003). Les résultats ont montré clairement que le comportement hydrique de la CEBC est influencé par l'inclinaison de la pente. En général, le haut de la pente retient moins d'eau, et il est donc moins efficace pour limiter le flux de gaz que le bas de la pente. De plus, les résultats de l'étude au site LTA où une CEBC a été mise sur une pente ont confirmé ceux obtenus au laboratoire et par des analyses numériques. Ces résultats ont permis de proposer une relation simple qui permet d'estimer, en première analyse, la performance de couvertures inclinées pour limiter le flux diffusif d'oxygène (Bussière, 1999; Bussière et al., 2003). Les résultats sur les études de barrières capillaires inclinées ont montrés que la longueur de déviation de ce type de couverture est influencée par des facteurs tels que l'épaisseur de la couche de matériaux fins, les conditions climatiques, les propriétés des matériaux et la géométrie de la pente (Aubertin et al., 2009).

La conception d'une CEBC visant à contrôler la migration de l'oxygène découle souvent d'une approche itérative qui passe par l'établissement d'une géométrie de départ fondée sur les propriétés des différents matériaux, la collecte de données climatiques, la caractérisation des matériaux utilisés et la réalisation des modélisations physiques et numériques (transport de l'eau, transport de l'oxygène, et réaction chimique) (Aubertin et al., 2002). On présente à la figure 1.2 une représentation schématique des étapes à suivre pour la conception d'une CEBC visant à contrôler la production du DMA.

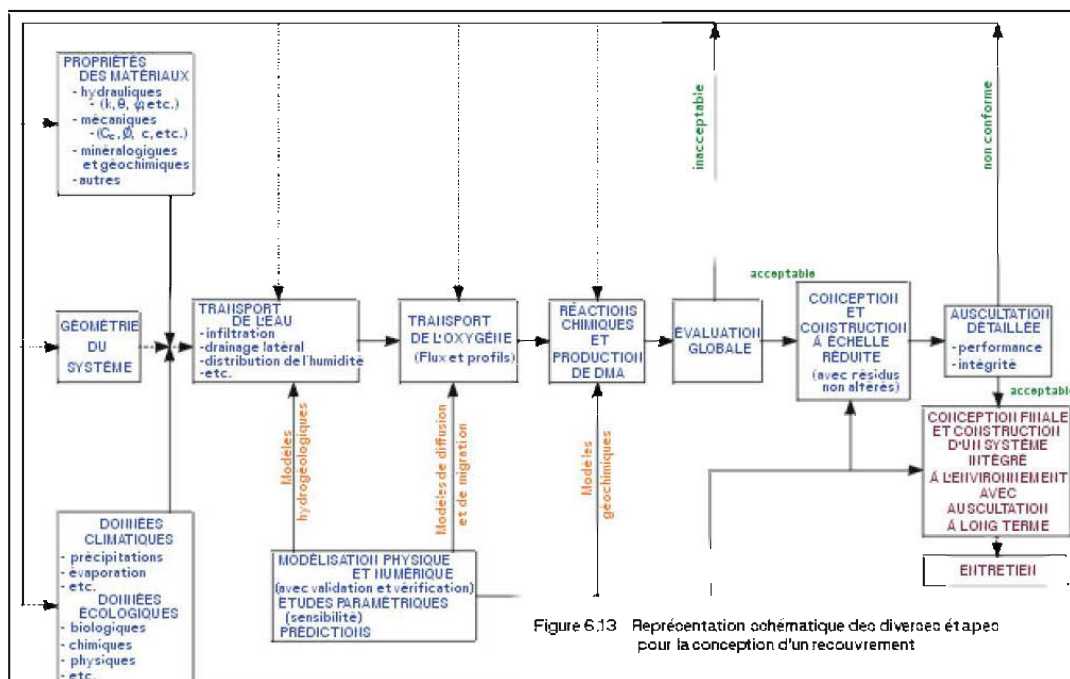


Figure 1-2 : Différentes étapes de conception d'une CEBC (tirée de Aubertin et al., 2002)

1.3.2 Configuration typique d'une CEBC

La figure 1.3 présente quant à elle une configuration typique d'une CEBC.

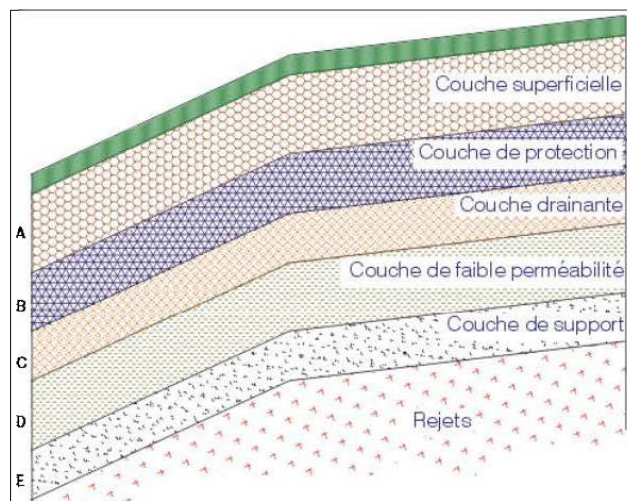


Figure 1-3: Configuration typique d'une CEBC utilisée pour limiter la diffusion de l'oxygène (Aubertin et al, 1995)

Les deux premières couches, A et B, servent à protéger les trois couches suivantes (soient les couches C, D et E) contre l'érosion, les intrusions biologiques et humaines et les effets des cycles

de mouillage-séchage et gel-dégel (Bussière et al., 2001). Les composantes essentielles qui permettent à la CEBC de jouer le rôle de barrière à l'oxygène sont les couches C, D et E (Aubertin et al., 1995).

La couche C est appelée couche drainante et joue plusieurs fonctions. Elle a une granulométrie grossière et présente une conductivité hydraulique saturée supérieure d'environ deux à trois ordres de grandeur à celle de la couche D ($k_{\text{sat}} = 10^{-1}$ à 10^{-3} cm/s) (Aubertin et al., 1995,2002). Elle permet de contrôler les écoulements d'eau des couches supérieures en favorisant les écoulements latéraux. Ceci permet de réduire l'infiltration dans la couche D. La couche drainante diminue les pressions interstitielles dans le recouvrement, ce qui confère à ce dernier une meilleure stabilité. Enfin, le choix judicieux du matériau de cette couche permet de créer une barrière contre la montée capillaire de l'eau venant de la couche D, ce qui permet à cette dernière de garder plus d'humidité (Bussière et al., 2001). La couche D est appelée couche de rétention d'eau (ou de faible perméabilité). Elle permet de limiter la migration d'oxygène vers les résidus sulfureux en demeurant presque saturée. Cette couche est faite d'un matériau fin peu plastique (afin d'éviter l'influence des cycles de gel-dégel) ayant un contraste granulométrique important avec les couches C et E pour que les effets de barrière capillaire s'installent et que la teneur en eau y reste élevée. La conductivité hydraulique est relativement faible pour les matériaux de cette couche (habituellement inférieure ou égale à 10^{-5} cm/s), ce qui limite aussi l'infiltration d'eau dans la couche E. Finalement, le degré de saturation élevé et la faible infiltration d'eau permet un contrôle et/ou une diminution significative de la production du DMA des résidus sulfureux placés sous la couverture (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2001).

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

Dans des climats humides tel celui du Québec, les CEBC peuvent être faites de matériaux naturels. Des études au laboratoire, à échelle intermédiaire et à grande échelle ont montré que le silt naturel non plastique peut être utilisé avec succès dans la couche fine des CEBC (Nastev et

Auberin, 2000; Bussière et al., 2007, 2009). Les difficultés d'approvisionnement (coût associé au transport et au décapage), lorsque les matériaux d'origine naturelle appropriés ne sont pas disponibles à proximité du site à restaurer, augmentent considérablement le coût de construction du recouvrement (Bussière et al., 1999). Dans cette optique, des travaux ont été effectués pour déterminer la performance de recouvrements faits de matériaux alternatifs, tels les résidus de l'industrie forestière et des pâtes et papiers (Cabral et al., 2000; Germain et al., 2003), des résidus organiques (Peppas et al., 2000), et des résidus miniers non générateurs d'acide (Aubertin et al., 1995). Ce dernier type de résidus pourrait provenir d'un site adjacent situé à une distance raisonnable ou encore être produit directement à l'usine de concentration du minerai. En effet, dans le cas d'une mine en opération, il serait possible d'intégrer un procédé de désulfuration (par flottation non sélective) afin de produire un concentré riche en minéraux sulfureux et un rejet à basse teneur en sulfures qui serait ensuite utilisé comme matériau de la couche de rétention d'eau d'une CEBC (Bussière et al., 1995, 1998a; 2002). Cette option entre le cadre de la gestion intégrée des résidus miniers schématisée à la figure 1.4.

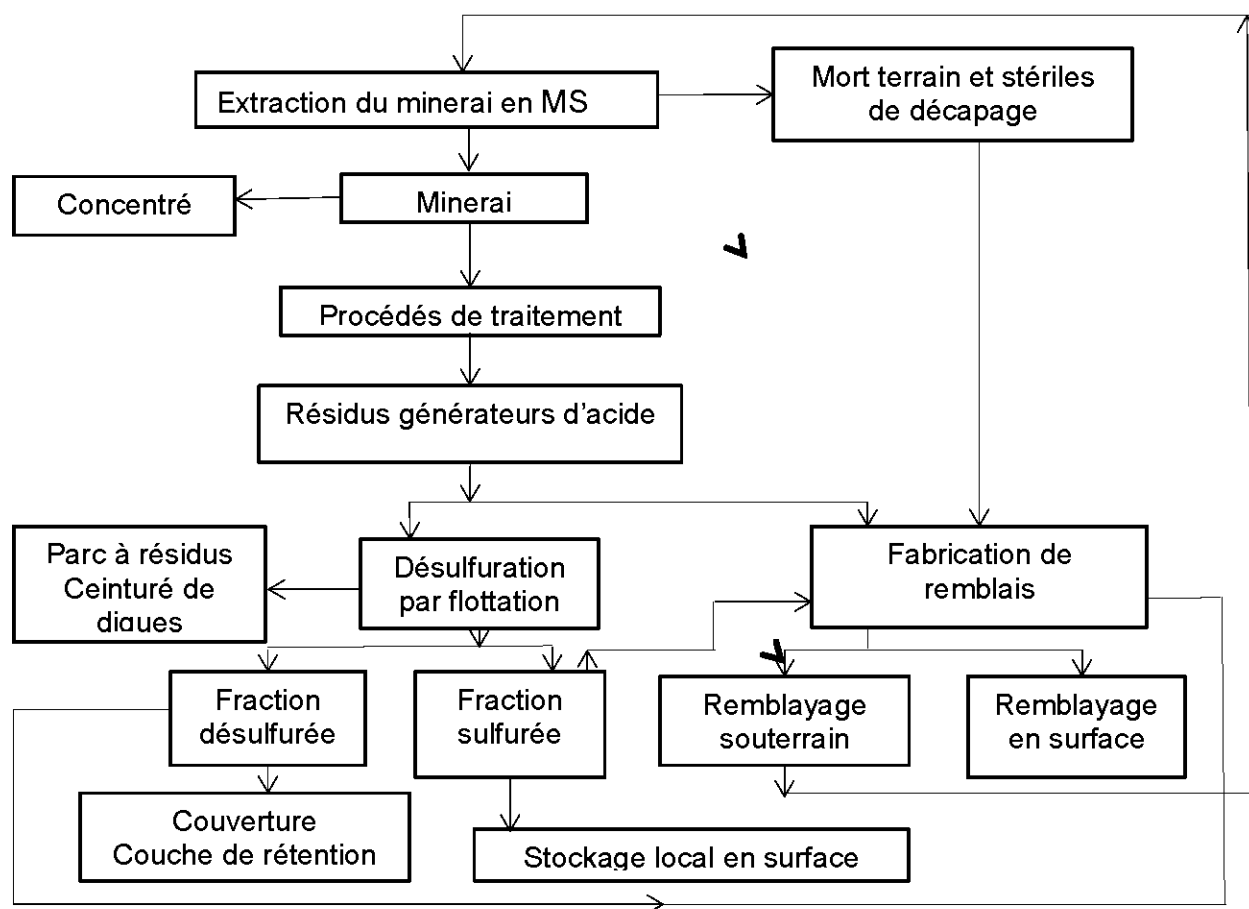


Figure 1-4: Schéma de la gestion intégrée des résidus (adaptée de Benzaazoua et al., 2008)

Des travaux antérieurs, menés en laboratoire (Aubertin et al., 1995; Aachib, 1997; Bussière et al., 2004), au site Manitou (Bussière et al., 1997, 2007) et les résultats au site LTA, ont permis de démontrer que des recouvrements de type CEBC dont la couche de rétention d'eau est constituée des résidus miniers peu sulfureux sont efficaces pour limiter la production du DMA (Aubertin et al., 1999; Bussière et al., 2004).

Des contraintes liées à l'acceptabilité sociale et les impacts du décapage (empreinte environnementale) sur les sites d'approvisionnement des matériaux naturel des couches grossières de recouvrement ont fait penser à pousser l'approche d'utilisation des rejets miniers dans les CEBC plus loin. Ainsi, il a été proposé récemment d'utiliser des stériles miniers non générateurs du DMA en substitution aux sols naturels comme matériaux de base pour les couches de bris capillaire (couches C et E) des CEBC (Pabst, 2011). Notons cependant qu'à la connaissance de l'auteur, aucune étude passée n'a permis de valider expérimentalement cette

approche qui consiste à utiliser de stériles miniers dans les couches de bris capillaire des recouvrements de type CEBC en climat humide.

1.4 Description du projet de recherche et structure du mémoire

L'objectif général de ce projet de recherche consiste à évaluer le comportement hydrogéologique d'une CEBC faite entièrement de matériaux miniers. Pour y arriver, il a été décidé de simuler dans des colonnes au laboratoire, des CEBC constituées de stériles miniers dans les couches de bris capillaire et de résidus miniers désulfurés dans les couches de rétention d'eau (couche C, E, et D respectivement; voir Fig. 1.3). Ces observations sont ensuite validées par des modélisations numériques.

De façon plus spécifique, les objectifs du projet peuvent être décrits de la façon suivante :

- Caractériser les propriétés hydrogéologiques des stériles miniers (avec granulométrie tronquée) et des résidus miniers désulfurés;
- Évaluer en laboratoire, en colonne, l'efficacité de CEBC faites entièrement de matériaux miniers;
- Simuler les essais en colonne à l'aide d'un code numérique 1D permettant de modéliser l'écoulement des fluides (eau et gaz) en milieu non saturé;
- Utiliser la modélisation numérique 2D pour valider le comportement hydrogéologique d'une CEBC constituée des résidus de concentrateur et des stériles miniers qui serait construite sur une des digues du parc à résidus principal de la mine LaRonde (Agnico Eagle Mines Limited).

Les travaux de recherche réalisés pour ce projet s'appuient donc sur une étude en laboratoire et des modélisations numériques. D'une manière plus détaillée, les étapes du projet incluent :

- L'échantillonnage des matériaux de recouvrement;
- La caractérisation des propriétés des matériaux de recouvrement à partir d'essais en laboratoire;
- Le montage de trois colonnes instrumentées, servant de modèle physique soumises à des cycles de mouillage-drainage;

- Le développement d'un modèle numérique basé sur la réponse des colonnes, puis étendu à d'autres conditions et paramètres à grande échelle.

Le contenu du mémoire peut être résumé comme suit. Après cette introduction, le chapitre 2 présentera une revue de littérature en lien avec le sujet de recherche. Il débute par des aspects théoriques de l'écoulement des fluides en milieu poreux saturé et non saturé, suivi d'une présentation des propriétés hydrogéologiques des matériaux saturés et non saturés, des principales méthodes existantes au laboratoire pour les mesurer et de certains modèles de prédiction. Finalement, l'approche numérique de résolution de l'équation générale de l'écoulement de l'eau (équation de Richards) et les codes numériques utilisés dans la présente étude (Vadose/W et Hydrus) qui permettent de modéliser l'écoulement de l'eau à travers le milieu poreux non saturé sont présentés.

Au chapitre 3, le matériel (incluant la description des échantillons utilisés) et les principales méthodes expérimentales utilisées pour la caractérisation des échantillons sont décrits. Les matériaux sont caractérisés pour leurs propriétés physiques (granulométrie et densité relative des grains), chimiques (analyses élémentaires et soufre-carbone), minéralogiques (analyses par diffraction des rayons X) ainsi qu'hydrogéotechniques (essai Proctor, conductivité hydraulique à saturation, courbe de rétention d'eau et prédiction de la fonction de perméabilité). Le chapitre 3 se poursuit avec la présentation des résultats des essais de caractérisation des matériaux de recouvrement et la description du montage des colonnes instrumentées (utilisées pour la modélisation physique des CEBC) utilisés pour évaluer au laboratoire le comportement hydrogéologique des scénarios de CEBC testés.

Le chapitre 4, qui forme le cœur du mémoire, est un article soumis à la revue *Geotechnical and Geological Engineering*. Ce chapitre présente une synthèse des résultats de caractérisation en mettant l'accent sur la caractérisation des matériaux grossiers (stériles miniers dans notre cas) et traite respectivement des modélisations physiques et des simulations numériques des différents scénarios de CEBC. Les résultats en rapport avec le mouvement de l'eau entre les cycles de mouillage-drainage dans les colonnes sont aussi présentés et analysés dans ce chapitre. La validation de la modélisation numérique, une étude visant à étudier l'influence de certains paramètres (granulométrie des stériles miniers, contraste entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire du bas, période sans venue d'eau, position de la nappe phréatique) sur le

comportement hydrogéologique et la capacité à contrôler la diffusion de l'oxygène des CEBC sont des sujets aussi abordés dans ce chapitre.

Le chapitre 5 est une discussion générale qui présente une analyse de trois paramètres susceptibles d'influencer le comportement hydrogéologique d'une CEBC en matériaux miniers telle qu'étudiée dans ce mémoire. L'influence de la courbe de rétention d'eau de résidus miniers désulfurés, du mode de déposition de ce résidu (dans la couche de rétention d'eau) et de la géométrie (effet 2D) a été successivement présentée. L'influence de la géométrie vise à étudier un cas d'application potentielle d'une CEBC inclinée faite entièrement de matériaux miniers (parc à résidus LaRonde). Après une présentation du parc à résidus miniers principal de la mine LaRonde, avec une emphase particulière sur la description et la gestion de celui-ci, une description du modèle conceptuel et numérique est présentée. Les résultats préliminaires des modélisations 2D d'une CEBC inclinée installée sur une des digues de ce parc sont ensuite présentés. Trois cas sont simulés, les deux premiers avec conditions climatiques naturelles et extrêmes en considérant uniquement la réactivité de résidus sous la CEBC et un troisième cas avec les conditions climatiques naturelles en considérant la réactivité de résidus dans la couche de rétention d'eau et sous la CEBC.

Enfin, le chapitre 6 présente les principales conclusions de l'étude et les recommandations. Quelques annexes qui apportent des informations complémentaires aux résultats présentés dans le mémoire se retrouvent à la fin du document.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Une brève revue de littérature sur les couvertures de type CEBC et le DMA a été présentée au Chapitre 1. Comme le fonctionnement des CEBC est basé sur l'écoulement des fluides dans les sols ou matériaux meubles non saturés, on présente dans ce chapitre les lois régissant l'écoulement de l'eau et la migration des gaz dans les matériaux poreux ainsi qu'un résumé des approches numériques utilisées pour résoudre les lois de comportement d'intérêt (écoulement de l'eau et migration des gaz). Comme les propriétés hydrogéologiques ont une influence importante sur le mouvement des fluides, les différentes méthodes de mesure de ces propriétés ainsi que des outils visant à en faire des prédictions seront également présentés. Une emphase plus particulière sera portée à la fin du chapitre sur l'utilisation d'essais en colonne pour caractériser les matériaux grossiers tels les stériles miniers.

2.1 Écoulement de l'eau et caractéristiques des sols en milieu saturé et non saturé

2.1.1 Écoulements de l'eau en milieu poreux saturé

Dans un matériau poreux saturé, l'écoulement de l'eau est représenté par la loi de Darcy. La loi de Darcy décrit la vitesse d'écoulement d'un fluide entre deux points. Darcy (1856) a postulé que la vitesse d'écoulement de l'eau à travers un sol est proportionnelle au gradient hydraulique. La loi de Darcy s'exprime, pour un milieu à une dimension par (Hillel, 1998; Delleur, 1999; Miyazaki, 2006; Fredlund et al., 2012) :

$$q = -k \cdot i \quad (2.1)$$

où :

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

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

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

Le gradient i correspond à la variation de la charge hydraulique en fonction de la distance. Il contrôle la direction de l'écoulement. Pour le cas unidimensionnel (cas d'écoulement vertical en

1D), le gradient i peut être défini comme le rapport entre la variation de charge hydraulique dh entre deux points A et B pour une distance L entre ces deux points (Hillel, 1998) :

$$i = \frac{h_A - h_B}{L} \quad (2.2)$$

où :

h_A est la charge hydraulique au point A [L];

h_B est la charge hydraulique au point B [L]; et

L - distance entre le point A et B [L].

La charge hydraulique h [L] correspond à l'énergie d'un fluide en un point donné de l'espace. Elle est fonction de la vitesse d'écoulement, de la pression hydrostatique et de l'élévation du point. L'écoulement est possible d'un point A vers un point B si la charge hydraulique h_A est plus grande que la charge hydraulique h_B . La charge hydraulique est déduite de l'équation du potentiel de l'eau donnée par l'équation de Bernoulli (Hillel, 1998):

$$h(x,y,z) = \frac{v^2}{2g} + \frac{p_w}{\gamma_w} + Z \quad (2.3)$$

où :

v est la vitesse du fluide par rapport au solide [LT^{-1}];

g est l'accélération gravitationnelle ($= 9,81 \text{ m/s}^2$),

γ_w est le poids volumique de l'eau ($= 9,81 \text{ kN/m}^3$ à 20°C);

p_w est la pression du fluide [$MT^{-2}L^{-1}$]; et

Z est l'élévation du point par rapport à une surface de référence [L].

Généralement, on néglige le terme $v^2/2g$ puisque la vitesse d'écoulement du fluide par rapport au solide est très faible comparée à l'accélération gravitationnelle et à la pression de la charge hydraulique (Fredlund et al., 2012). C'est pourquoi on écrit habituellement la charge hydraulique :

$$h = \frac{p_w}{\gamma_w} + Z \quad (2.4)$$

En présence d'un sol anisotrope, les conductivités hydrauliques ne sont pas identiques dans toutes les directions (k_h est différent de k_v). Pour traiter ce cas, il importe de généraliser l'équation 2.1 avec une matrice de second ordre (tenseur) pour décrire la conductivité hydraulique du sol :

$$q = \begin{pmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{pmatrix} = [k_{ij}] \times \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} \quad (2.5)$$

où :

q_x , q_y et q_z représentent les débits spécifiques (ou vitesse de Darcy) suivant les axes x, y et z;

i_x , i_y , i_z correspondent aux gradients hydrauliques suivant les axes x, y et z; et

k_{ij} est le tenseur de second ordre (3x3) de la conductivité hydraulique.

La loi de Darcy ne s'applique que pour un écoulement laminaire (dans un milieu saturé d'un liquide ou fluide incompressible). Ces conditions sont habituellement vérifiées pour la majorité des sols saturés. Toutefois, la présence de macropores (cas des matériaux grossiers) et de fractures (dessiccation, fissuration) peut favoriser localement les écoulements turbulents qui modifient la linéarité de la relation entre le débit spécifique q et le gradient hydraulique i (Hillel, 1998; Delleur, 1999; Miyazaki, 2006). Si la relation qui lie la vitesse d'écoulement et le gradient hydraulique est linéaire, l'écoulement est dit Darcéen et si cette relation n'est pas linéaire l'écoulement est dit non-Darcéen. Dans certains cas on utilise le nombre de Reynolds (Re) pour déterminer si l'écoulement du fluide correspond à un régime laminaire ou turbulent. Le nombre de Reynolds se définit comme suit :

$$Re = \frac{\rho \cdot V \cdot d}{\mu} = \frac{V \cdot d}{\nu} \quad (2.6)$$

où :

Re est le nombre de Reynolds [-];

ρ est la masse volumique du fluide [ML^{-3}];

V est la vitesse du fluide [LT^{-1}];

d est le diamètre moyen des pores pour un écoulement dans un milieu poreux [L];

ν est la viscosité cinématique du fluide [$L^2 T^{-1}$]; et

μ est la viscosité dynamique du fluide [FTL^{-2}].

Les valeurs de Re supérieures à 1 et comprises entre 1 et 10 indiquent que l'écoulement devient turbulent dans un milieu poreux (Freeze et Cherry, 1979). On accepte généralement aussi que l'écoulement non-Darcéen soit davantage présent dans des milieux poreux ayant des gros pores (Bari, 1997; Bari and Hansen, 2002). Le point crucial à cet égard est de déterminer les conditions pour lesquelles l'écoulement turbulent peut se produire sous des faibles gradients hydrauliques. Pour une pente longitudinale de 0,01, Moutsopoulos (2009) a estimé que l'écoulement turbulent peut se développer si le diamètre moyen des particules du milieu poreux est supérieur à 30,3 mm (avec une porosité de 0,35). L'écoulement non-Darcéen et turbulent dans des milieux poreux à granulométrie grossière a également été étudié par Hill et Koch (2002), Salehi (2003), Panfilov et Fourar (2006), Cheng et al. (2008), Klauder (2010), Huang et al. (2013) et Chapokpour et al. (2013).

2.1.2 Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé

L'écoulement de l'eau dans la zone située au-dessus de la nappe phréatique (zone vadose) correspond à un écoulement en milieu non saturé. Comparativement à l'écoulement de l'eau en milieu saturé où on est en présence de deux phases (eau et la matrice solide), l'écoulement en milieu non saturé se fait dans un milieu multiphasique (eau-air-solide) dans lequel les concentrations en fluide mouillant (eau) et non mouillant (air) peut varier dans le temps et dans l'espace, sous l'action conjuguée des variations d'énergie mécanique et thermique, et ce pour des conditions aux limites de type aléatoire comme la pluie, le vent, le rayonnement, etc. (Vauclin and Vachaud, 1984). La loi de Darcy initialement utilisée pour l'écoulement en milieu poreux saturé a été étendue à l'écoulement de l'eau à travers un sol non saturé (Buckingham, 1904; Richards, 1931; Childs et Collis-George, 1950).

Richards (1931) a développé à partir de la loi de Darcy (équation 2.5) et de l'équation de continuité ou de conservation de masse, une équation pouvant décrire l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé. L'obtention de cette équation peut être décrite de la manière suivante (Hillel, 1980; Bussière, 1999; Cosset, 2009).

Considérons un volume élémentaire de sol représenté par un parallélépipède de côté Δx , Δy , Δz et de volume $\Delta x \times \Delta y \times \Delta z$ (figure 2.1). Considérons également dans un premier temps un débit

spécifique q dans la direction x . Pour les besoins de la démonstration, on considère d'abord que l'écoulement se fait selon l'axe des x avec un débit spécifique entrant q_x . La différence entre le débit entrant et le débit sortant du volume élémentaire (figure 2.1) correspond à la quantité d'eau qui s'accumule ou reste dans ce volume. Cette quantité est appelée la recharge et est exprimée par l'équation suivante 2.7.

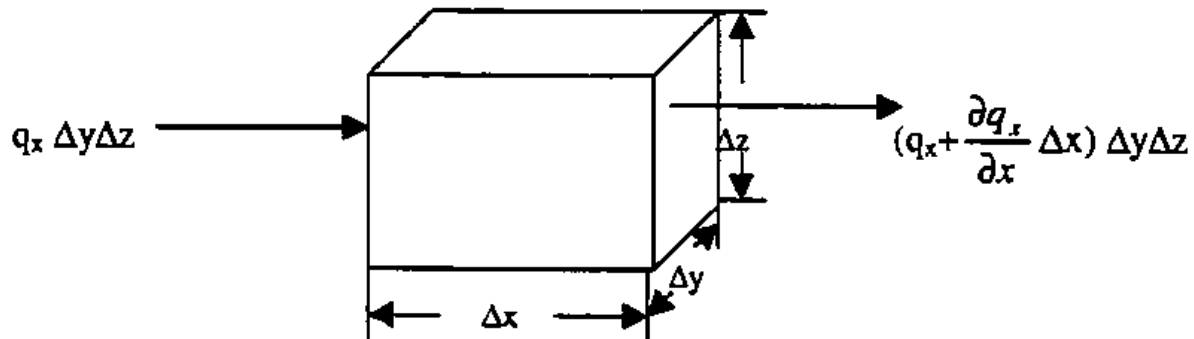


Figure 2-1: Volume élémentaire du sol (adapté de Hillel, 1980; tiré de Bussière, 1999)

$$\Delta q = - \left(\frac{\partial q}{\partial x} \right) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (2.7)$$

Il est aussi possible de définir la recharge Δq comme étant égale à la variation de teneur en eau volumique θ (volume d'eau/volume total) par rapport au temps, multiplié par le volume élémentaire. Cette nouvelle formulation peut s'écrire comme suit :

$$\Delta q = \left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \right) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (2.8)$$

En égalant les deux équations (2.7 et 2.8), on obtient :

$$- \left(\frac{\partial q}{\partial x} \right) = \left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \right) \quad (2.9)$$

L'équation (2.9) représente l'équation de continuité applicable aussi pour le sol non saturé. Cette équation peut être généralisée pour un écoulement en 3 dimensions (3D) en y ajoutant les composantes x , y et z . Alors, l'équation devient:

$$\left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \right) = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) + \left(\frac{\partial q_y}{\partial y} \right) + \left(\frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \quad (2.10)$$

L'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé s'effectue dans des conditions de pression négative (ou succion) dans le milieu. Par exemple, dans un sol non saturé, la pellicule d'eau est sujette à la pression de l'air (u_a), qui est plus grande que la pression des pores de l'eau (u_w). La différence de pressions ($u_a - u_w$) est appelée la succion matricielle qui provient principalement des effets de tension de surface qui apparaissent quand on met en contact deux fluides ou un fluide et un gaz (eau-air).

Comme dans le sol non saturé la conductivité hydraulique n'est plus une constante (elle est une fonction de la succion ψ ou de la teneur en eau θ), l'équation de Darcy (2.5) peut s'écrire :

$$q = -k(\psi) \times i = -k(\psi) \times \overrightarrow{grad} h \quad (2.11)$$

où la conductivité hydraulique k varie en fonction de la succion ψ . Dans le cas d'un milieu anisotrope ou pour un écoulement en 3 dimensions, l'équation de Darcy peut être exprimée selon les axes x , y et z . Ainsi, le débit spécifique est donné par :

$$q = q_x + q_y + q_z = - \left[k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] - \left[k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] - \left[k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \quad (2.12)$$

En combinant l'équation de continuité du milieu non saturé (2.9) et l'équation de Darcy (2.11) on obtient :

$$\left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \right) = - \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \right) \quad (2.13)$$

En négligeant la pression hydrodynamique de l'équation de Bernoulli, comme l'indique l'équation 2.4 où la charge hydraulique est définie comme la somme de la pression (ou succion) et l'élévation (charge gravitationnelle) : $h = \psi + z$, l'équation 2.13 peut alors s'écrire (Hillel, 1998):

$$\left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \right) = - \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial x} + \frac{\partial z}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial y} + \frac{\partial z}{\partial y} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right] \right) \quad (2.14)$$

En prenant en compte le système de référence utilisé (figure 2.1), $\partial z / \partial x$ et $\partial z / \partial y$ sont des termes nuls et $\partial z / \partial z$ est égale à l'unité. On obtient alors l'équation de Richards (1931) appelée aussi équation généralisée de Darcy.

$$\left(\frac{\partial \theta}{\partial t} \right) = - \frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] - \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right] + \frac{\partial}{\partial z} k_z(\psi) \quad (2.15)$$

Elle consiste en une équation différentielle aux dérivées partielles de type parabolique en milieu non saturé et elliptique en milieu saturé (Musy and Soutter, 1991). En mathématique, plus précisément en calcul différentiel, une équation aux dérivées partielles ou équation différentielle partielle (EDP), est une équation dont les solutions sont des fonctions inconnues vérifiant certaines conditions concernant leurs dérivées partielles. C'est une équation mathématique contenant en plus de la variable dépendante (ψ ou h pour les équations 2.16 et 2.17) des variables indépendantes (x , z et t). Elle est aussi exprimée de la façon suivante (Yeh et al., 1994) :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[\left[k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right] \right] = c(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (2.16)$$

où

$C(\psi)$ est la capacité de stockage défini par $d\theta/d\psi$;

$k(\psi)$ est la conductivité hydraulique ;

x et z - coordonnées horizontales et verticales ; et

ψ est la succion matricielle

L'équation 2.16 peut également être exprimée sous la forme d'une équation qui est fonction de la charge hydraulique h (Fredlung and Rahardjo, 1993) :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(h) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[\left[k_z(h) \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right] \right] = c(h) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.17)$$

2.2 Modélisation numérique

Les grandes variations des coefficients $c(\psi)$ et $k(\psi)$ avec l'humidité ou la pression dans l'équation de Richards (Eq.2.15, Éq. 2.16 ou Éq. 2.17) confèrent à cette dernière un caractère fortement non linéaire (les relations entre k , θ et ψ sont fortement non linéaires). Par conséquent, il n'existe pas de solutions analytiques exactes à ces équations, sauf dans des cas simples. Des équations quasi analytiques ont été proposées par divers auteurs, notamment Philip (1957), Parlange (1976), Parlange et al. (1982). La plupart de ces solutions analytiques ont été développées et testées pour des propriétés hydrauliques non saturées spécifiques. Philip (1957) et Ross et Parlange (1994) ont

développé des solutions pour une description générale de propriétés hydrauliques non saturées et pour un écoulement unidimensionnel dans un domaine semi-infini (Vitaly et al., 2007).

Une limitation sérieuse de l'utilisation des solutions quasi analytiques pour la résolution des problèmes pratiques réside dans la représentativité des conditions initiales et aux limites. En pratique, ces équations non linéaires aux dérivées partielles ne peuvent être résolues que numériquement.

Par conséquent, depuis le début des années 1970, un grand nombre de travaux ont été réalisés sur la résolution numérique de l'équation de Richards et de nombreuses méthodes ont été développées. Les différences finies (Godunov et Ryabenki, 1962), les éléments finis classiques (Neuman, 1973), les éléments finis mixtes hybrides (Mosé et al., 1994) et les volumes finis (Eymard et al., 2002) sont autant de formulations numériques existantes pour la résolution de l'équation de Richards. La résolution numérique des équations aux dérivées partielles demande la maîtrise d'un code numérique. Même si la plupart des utilisateurs ne connaissent pas en détails le fonctionnement des codes numériques, ils doivent être en mesure de les comprendre suffisamment pour s'assurer que les prédictions obtenues sont fiables pour le problème étudié. Chapuis et al. (2001) décrit une approche qui peut être suivie par les utilisateurs pour s'assurer de la qualité des résultats obtenus à l'aide d'un code numérique d'écoulement de l'eau. Dans la section 2.2.2 qui suit, nous allons mettre l'emphase sur la MEF puisque les logiciels (Vadose/W et Hydrus) qui seront utilisés dans cette étude sont basés sur cette méthode.

2.2.1 Approche numérique pour résoudre l'équation de Richards

La résolution des problèmes à l'aide des modèles numériques nécessite une discrétisation dans le temps et dans l'espace. L'étape subséquente consistera à transformer les équations différentielles partielles (représentant l'écoulement), en équations algébriques pouvant être résolues à l'aide des méthodes numériques. Comme les équations caractérisant l'écoulement en milieu non saturé sont non linéaires, les équations algébriques obtenues seront également non linéaires. La résolution de ces équations algébriques se fait par des méthodes itératives (ou méthodes de discrétisation linéaire). Les méthodes de Picard et de Newton-Raphson sont deux algorithmes de résolution de problème très souvent utilisés (Huyakorn and Pinder, 1983; Paniconi and Putti, 1994; Mehl, 2006). Les travaux de Freeze et Cherry (1979), et Huyakorn et al. (1986) en font référence pour la modélisation des écoulements saturés et non saturés. Plus des détails sur ces méthodes peuvent

être trouvés dans Huyakorn et Pinder (1983). D'autres méthodes, moins utilisées dans les modèles numériques, utilisent le principe de discrétisation linéaire et une procédure de linéarisation pour résoudre les équations algébriques non linéaires. Parmi ces méthodes on peut citer les méthodes implicites de factorisation, de Newton linéarisé, le procédé de factorisation implicite et le procédé trois niveaux de Lees (Paniconi and Putti 1994).

2.2.2 Méthode des éléments finis (MEF)

Il existe différentes méthodes numériques qui permettent de résoudre des problèmes d'écoulement de l'eau en milieu non saturé. L'une des méthodes utilisées est la méthode des éléments finis. L'objectif de cette section n'est pas de présenter la méthode des éléments finis, qui est d'ailleurs bien documentée dans la littérature (e.g. Bathe, 1982, 2001 ; Segerlind, 1985; Zienkiewicz et Taylor, 1991; Reddy, 1993; Dhatt, 2005), mais plutôt d'expliquer brièvement le fondement de la MEF afin de garantir une application et utilisation rigoureuse des logiciels Vadose/W et Hydrus qui utilisent cette technique.

La MEF est plus flexible que celle des différences finies (DF). Elle consiste en une application de la méthode variationnelle sur chacune des fractions d'un domaine discrétisé en éléments géométriques simples.

Pour les écoulements, cette méthode est généralement employée dans les problèmes d'écoulement en milieu non saturés, dans les problèmes de génie civil tels que le calcul de débit d'exhaure ou la simulation d'écoulement autour d'un barrage. Elle s'applique aussi lorsqu'on observe des discontinuités géologiques telles que les fractures ou les fissures. Pour le transport des contaminants, la MEF est bien adaptée puisqu'elle permet de stabiliser la dispersion numérique plus efficacement qu'avec les DF (Quiot, 2008).

L'application de la MEF à un problème physique revient à suivre les étapes successives suivantes comme suit (Bathe, 2001; Dhatt, 2005; Marceau, 2007) :

Première étape : définition du problème

La première étape consiste à convertir le problème physique en une ou série d'équations différentielles aux dérivées partielles (EDP). Dans le cas qui nous concerne, l'écoulement en milieu non saturé gouverné par l'équation de Richards représente notre problème à résoudre. L'EDP doit satisfaire en tout nœud d'un domaine géométrique, et ce, en prenant en considération

les conditions imposées sur les frontières (bords), et/ou à l'intérieur de ce domaine (conditions aux limites). Ces conditions frontières sont en général de trois types :

- Condition de Dirichlet qui se traduit par une valeur que la solution doit vérifier sur les limites du domaine (p. ex. charge hydraulique ou potentielle);
- Condition de Newman qui s'exprime par la valeur de la dérivée de la solution aux bords (ex pression, flux);
- Condition de Robin ou de Fourier (appelée également condition mixte), qui est une combinaison des conditions de Newman et Dirichlet (ex convection ou imposer une relation entre potentiel et flux).

Deuxième étape : forme variationnelle

Cette étape consiste à reformuler l'EDP sous forme d'identité intégrale nommée "forme variationnelle" ou encore "forme faible". Compte tenu des conditions aux limites, la fonction inconnue intervient ainsi avec des dérivées d'ordre inférieur dans la nouvelle forme obtenue (forme variationnelle).

Troisième étape : maillage, choix des nœuds et des fonctions d'interpolation

À cette étape, on divise le domaine en sous-domaines (pas nécessairement identiques) appelés mailles. Ces dernières sont munies d'une partition de nœuds. Le choix des nœuds aux extrémités de mailles offre deux avantages à savoir : le nombre de nœuds est réduit puisqu'il y aura des nœuds communs à chaque deux mailles voisines et la continuité de la solution approchée est assurée, car celle-ci aura la même valeur aux nœuds communs. Le deuxième volet de cette étape consiste à définir une fonction locale, appelée fonction d'interpolation, sur chaque sous-domaine.

La maille complétée par ces informations est appelée élément. Les logiciels d'éléments finis disposent de différents types d'éléments: des lignes pour les problèmes à une dimension (1D), des triangles et des rectangles pour les problèmes à deux dimensions (2D), des tétraèdres, des hexaèdres et des pentaèdres pour les problèmes à trois dimensions (3D).

Il est à noter que chaque fonction d'interpolation doit être complètement et uniquement déterminée par les valeurs de la solution imposées aux nœuds (Mhaguen, 2011). Par exemple si la fonction d'interpolation est un polynôme, les valeurs nodales de la solution servent à déterminer les coefficients de ce polynôme. La résolution d'une problématique par la MEF se

ramène donc à trouver ces valeurs nodales. Cette étape est de grande importance, en ce qui a trait à la précision des résultats.

Par souci de réduction de temps de calcul, l'élément utilisé (maille, nœuds et fonction d'interpolation) pour discrétiser la géométrie est prédéfini et préprogrammé à l'avance dans des logiciels utilisant la MEF (Marceau, 2007).

Quatrième étape : résolution du système matriciel

La discrétisation variationnelle, après assemblage des équations pour chaque élément, donne un système d'équations de la forme matricielle suivante :

$$[K]\{X\} = \{A\} \quad (2.18)$$

avec :

[K] : matrice des coefficients donnant la géométrie et les propriétés de l'élément considéré;

{X} : vecteurs inconnus; et

{A} : vecteurs des actions aux nœuds.

Dans le cas d'analyse d'écoulement de l'eau, la matrice K représente les coefficients de la géométrie et propriété des matériaux utilisés, les vecteurs X, la charge hydraulique totale aux nœuds, et les vecteurs A, le flux d'eau aux nœuds. Deux méthodes sont essentiellement utilisées pour la résolution du système matriciel : la méthode directe (élimination de Gauss, décomposition de Chokski, etc.) et la méthode itérative (Jacobi, gradient conjugué, etc.). La solution approchée est définie avec les valeurs nodales recueillies.

Fortement conseillée pour résoudre le problème de modélisation à partir des équations aux dérivées partielles fortement non linéaire, la MEF présente certains avantages et limitations (Marceau, 2007):

Avantages

- Court temps de résolution et visualisation graphique des résultats;
- Possibilité d'utiliser plus d'un type d'élément (maillage) dans la discrétisation d'un domaine;

- Possibilité d'application pour des conditions fortement complexes (problème physique ou mathématique).

Limitations

- Dépendance de la solution calculée aux données numériques initiales (caractéristiques des matériaux, conditions aux limites, etc.);
- Une modification de la géométrie (domaine) entraîne un nouveau maillage;
- Un mauvais choix du maillage proposé automatiquement par le logiciel limite la précision des résultats;
- Une parfaite connaissance de la géométrie du domaine à étudier et de ses conditions aux limites est indispensable pour traiter une problématique par la MEF.

2.2.3 Simulations avec le logiciel Vadose/W 2007

Le logiciel Vadose/W (version 7.23) qui sera utilisé dans cette étude a été développé par GEOSLOPE International de Calgary au Canada. Ce logiciel permet de modéliser l'écoulement de l'eau, de la chaleur et de gaz (par exemple diffusion et consommation d'oxygène) dans un matériau poreux en conditions saturée et non saturée, en utilisant la MEF, et ce, en régime permanent et régime transitoire (Geoslope international, 2007; Gosselin, 2007).

Vadose/W résout l'équation de Richard pour le mouvement de l'eau et les équations de Fick pour le mouvement de l'oxygène à travers un milieu poreux. Il prend en compte le taux de réaction des minéraux pour calculer le flux gazeux (Mbonimpa et al., 2008). La méthode de Collin et Rasmuson (1988) intégré dans Vadose/W permet de définir le coefficient de diffusion effectif des matériaux (D_e). Le taux de réactivité des matériaux s'exprime en terme du coefficient K_r et est introduit tel quel dans le logiciel Vadose/W comparativement aux anciennes versions du logiciel où il était introduit comme le temps de demi-vie $t_{1/2}$ apparent selon l'équation : $t_{1/2} = \ln 2 / K_r$.

Vadose/W considère les propriétés hydriques et thermiques des matériaux ainsi que les conditions environnementales de surface (précipitation, évapotranspiration, vent, etc.), les échanges sol-atmosphère (diffusion, mouvement de vapeur), effet de neige et de gel au sol (Shackelford and Benson, 2006; Cissokho, 2007), et l'effet de pente. Il a l'avantage d'intégrer les

conditions climatiques au modèle afin de représenter les situations comparables à celles que l'on retrouve sur le terrain. Cette particularité en fait un modèle tout indiqué pour l'évaluation et l'optimisation des scénarios de recouvrement tels les CEBC. Comme tous les autres codes, Vadose/W est très sensible aux courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité et de petites variations sur ces propriétés peuvent avoir d'importantes répercussions sur les calculs (Adu-Wusu and Yanful, 2007). Par contre, Vadose/W semble ne pas faire preuve d'une trop grande sensibilité aux conductivités thermiques et aux chaleurs spécifiques volumétriques (Adu-Wusu and Yanful, 2007). D'autres paramètres ne sont pas pris en compte par le modèle, comme l'hystérésis ou les écoulements préférentiels (Adu-Wusu and Yanful, 2007; Song and Yanful, 2008). Les principales caractéristiques du logiciel Vadose/W sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2-1 : Principales caractéristiques du logiciel Vadose/W (adapté de Pabst, 2011; Gosselin, 2007; GEO-SLOPE int. 2007)

Propriétés	Vadose/W 1D et 2D
Méthode de résolution	Résidus pondérés (Galerkin)
Type d'éléments	Quadrilatère avec ou sans nœuds secondaires Triangulaire avec ou sans nœuds secondaires
Fonction d'interpolation	Linéaire ou quadratique (fonctions d'interpolation de Bathe (1982))
Intégration dans l'espace	Intégration numérique de Gauss (d'ordre 4 ou 9 pour des éléments quadratiques, et d'ordre 1 ou 3 pour des éléments triangulaires)
Intégration dans le temps	Méthode des différences arrières
Résolution matricielle	Méthode directe par élimination Gaussienne «Skyline» (factorisation LU en stockage profil) Résolution par itérations utilisant la méthode du double-gradient conjugué préconditionné
Convergence	Tolérance sur la norme euclidienne du vecteur pression utilisée entre des itérations successives
Lissage des courbes	Technique des splines (courbes de conductivité, de rétention, des conditions limites)

Dans ce projet, Vadose/W 1D et 2D sont utilisés respectivement pour simuler les écoulements d'eau et de gaz à travers un modèle physique (colonne) d'un système de recouvrement de type CEBC mis en place au laboratoire et sur un système à deux dimensions représentant le cas de la digue 7 du parc à résidus LaRonde. Hydrus qui a déjà été utilisé par certains auteurs pour étudier les écoulements non saturés dans les haldes à stériles (Fala, 2002, 2008) a également été utilisé dans ce travail, mais non pas pour évaluer le comportement hydrogéologique de CEBC mais pour évaluer les propriétés hydrogéologiques des matériaux grossiers (stériles miniers) à l'aide de la modélisation inverse (voir chapitre 3). Le logiciel Hydrus est un outil de modélisation qui est utilisé pour simuler en 1, 2 ou 3 dimensions le transport d'eau, de chaleur et de soluté en milieu poreux dans des conditions de saturation variable. Le mode de calcul utilisé est la méthode des éléments finis. Le programme Hydrus résout numériquement l'équation de Richards pour modéliser les écoulements d'eau et les équations de convection-dispersion pour le transport de chaleur et de soluté (Šimůnek et al., 2013). Un algorithme d'optimisation des paramètres est également intégré dans Hydrus pour effectuer des modélisations inverses afin d'évaluer les paramètres hydrauliques dans les sols et les paramètres caractérisant le transport de solutés (Šimůnek et al., 2013). Les équations régissant l'écoulement des eaux dans Hydrus intègrent également un terme source pour prendre en compte les prélèvements par les plantes dans la zone racinaire.

2.2.4 Propriétés des matériaux en milieux poreux non saturés

Tel que mentionné précédemment, dans un sol non saturé, la pellicule d'eau est sujette à la pression de l'air (u_a), qui est plus grande que la pression de l'eau des pores (u_w). La différence de pressions ($u_a - u_w$) est appelée la succion matricielle. Par opposition aux pressions positives des pores, la succion du sol non saturé peut varier dans un très large éventail. La pression de l'eau des pores oscille généralement en mécanique des sols entre 0 à 500 kPa, et la succion du sol varie de 0 et 100 MPa (Cabral, 2012). Ainsi, quand les forces d'interaction moléculaires sont plus importantes que celles de la gravitation, la succion est le facteur qui conditionne la circulation de l'eau (Cabral, 2012). Cette pression est attribuable à la tension de surface. Ce phénomène (tension de surface) résulte des forces intermoléculaires qui agissent sur les molécules de la pellicule d'eau à l'interface eau-air et sol, et qui sont différentes des forces qui agissent à l'intérieur de l'eau (Fredlund et Rahardjo, 1993). Afin de représenter le comportement d'un sol

en milieu non saturé, on utilise habituellement la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité.

2.2.4.1 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La courbe de rétention d'eau, aussi appelée courbe caractéristique de succion, représente la relation entre la teneur en eau volumique (ou degré de saturation) et la succion matricielle en conditions d'équilibre hydrostatique. Cette relation est particulière pour chaque matériau.

Trois zones caractérisent la courbe de rétention d'eau : une zone de saturation où θ est égale à la teneur en eau à saturation θ_s (\approx porosité n), une zone transitoire où θ diminue avec une augmentation de la succion et une zone résiduelle où θ est proche de la teneur en eau résiduelle θ_r , quelle que soit l'augmentation de la succion (Barbour, 1998). Deux paramètres importants obtenus à partir de la courbe de rétention d'eau d'un sol délimitent ces trois zones: la pression d'entrée d'air (air entry value, AEV ou ψ_a), correspondant au début de la désaturation et la pression (ψ_r) exercée à la teneur en eau résiduelle θ_r . La figure 2.2 présente une schématisation typique de la courbe de rétention d'eau pour un matériau fin S2 (exemple un silt) et un matériau grossier S1 (exemple un sable).

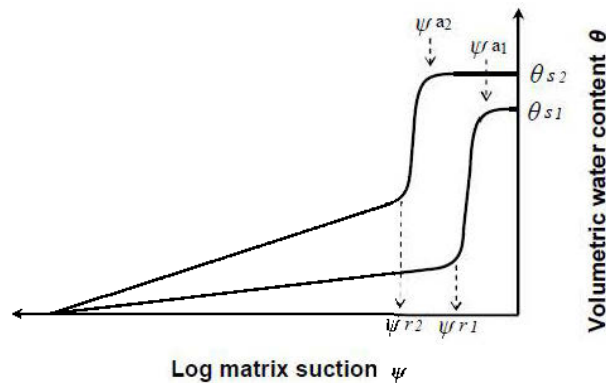


Figure 2-2 : Schématisation de la CRE (tirée de Aubertin et al., 2009)

Il existe plusieurs méthodes permettant d'évaluer la valeur de ψ_a à partir de la relation θ - ψ . La première, et la plus utilisée est la méthode des tangentes (Fredlund and Xing, 1994). Une deuxième méthode consiste à estimer ψ_a comme l'inverse du paramètre α du modèle descriptif de

van Genuchten qui peut être obtenu par la procédure d'ajustement des points expérimentaux (van Genuchten, 1980). Enfin une troisième méthode consiste à déterminer ψ_a comme la succion correspondant à 90% de saturation des matériaux (Aubertin et al., 1998). Les valeurs de ψ_a obtenues selon la deuxième méthode sont souvent imprécises, car elles ne sont pas sensibles au changement de la pente des CRE des différents matériaux dans la zone transitoire (compris entre ψ_a et la valeur d'entrée d'eau) de la courbe (Aubertin et al., 1998).

Différentes méthodes au laboratoire peuvent être utilisées pour évaluer la courbe de rétention d'eau, soit la cellule de pression ("Tempe Cell" et pressure plate), la plaque drainante, la cellule triaxiale, le papier filtre, les tensiomètres, les psychromètres, les solutions salines et les essais en colonnes (celle-ci est davantage utilisée pour les matériaux grossiers). La description de certaines de ces méthodes peut être trouvée dans Fredlund and Rahardjo (1993), Ricard (1994), Dane and Topp (2002), Hernandez (2007), Tarantino et al. (2008), Peregoedova (2012) et Fredlund et al. (2012).

Les approches d'évaluation ou de représentation de la courbe de rétention d'eau sont nombreuses et peuvent être regroupées en différentes catégories (Assouline and Or, 2013) : (i) fonctions empiriques ou paramétriques qui sont adaptées à un éventail de données expérimentales, (ii) expressions basées sur la distribution granulométrique des particules, (iii) expressions basées sur la représentation fractale des espaces des pores des sols et (iv) fonctions pedotransferts basées sur des variables de substitution simples des sols. Les méthodes d'évaluation de la courbe de rétention d'eau au laboratoire permettent d'obtenir plusieurs points dans le plan θ - ψ . Habituellement, on a recourt aux méthodes descriptives pour obtenir la courbe de rétention d'eau sur l'ensemble du domaine. Les modèles descriptifs les plus utilisés sont ceux développés par Brooks and Corey (1964), van Genuchten (1980) et Fredlund et Xing (1994). On présente dans le tableau 2.2 les équations mathématiques de ces modèles descriptifs.

van Genuchten et al. (1991) ont aussi développé le logiciel RETC (Retention Curve) pour lisser la courbe de rétention d'eau à partir des données expérimentales. En utilisant le logiciel RETC avec le modèle van Genuchten (1980), on arrive à estimer les valeurs des paramètres α_v , n_v et m_v par régression non linéaire.

Tableau 2-2 : Équations mathématiques des modèles descriptifs les plus utilisés pour estimer la CRE.

Brooks et Corey (1964)	Paramètres
$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{\psi_a}{\psi} \right)^{\lambda_{BC}}$ <p>(Éq. 2.19)</p>	<p>où :</p> <p>θ_e est la teneur en eau réduite ;</p> <p>θ est la teneur en eau volumique ;</p> <p>θ_s est la teneur en eau volumique à saturation ;</p> <p>θ_r est la teneur en eau volumique résiduelle ; et</p> <p>λ_{BC} est le paramètre de lissage de courbe lié à l'agencement des pores.</p> <p>ψ est la succion matricielle</p>
van Genuchten (1980)	
$\theta_e = \left(\frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}]^{m_v}} \right) + \theta_r$ <p>(Éq. 2.20)</p>	<p>où</p> <p>α_v est le paramètre du modèle ($\alpha_v \cong 1/AEV$) [L^{-1}];</p> <p>n_v et m_v sont des constantes d'ajustement du modèle et m_v est souvent fixe par l'équation ($m_v = 1-1/n_v$).</p>
Fredlund et Xing (1994)	
$\theta = \left[\frac{c(\psi)(\theta_s - \theta_r)}{\ln \left[e + \left(\frac{\psi^{nf}}{af} \right) \right]^{mf}} \right] + \theta_r$ <p>(Éq. 2.21)</p> <p>avec :</p> $c_\psi = 1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{1 + \frac{\psi_0}{\psi_r}}$ <p>(Éq. 2.22)</p>	<p>où m_f et n_f - constantes du modèle; e - nombre népérien (2,71828); a_f - valeur approximative de AEV et ψ_r - succion à la teneur en eau résiduelle.</p> <p>Le paramètre C_ψ du modèle de Fredlund et Xing (1994) induit une teneur en eau nulle quand la succion s'approche de sa limite imposée par l'équilibre thermodynamique, correspondant à un état sec du sol, soit $\theta = 0$ lorsque $\psi = \psi_0 = 10^{-7}$ cm (e.g Fredlund et Xing, 1994).</p>

2.2.4.2 Fonction de perméabilité

La capacité d'un sol à transporter ou à conduire l'eau dans des conditions non saturées est liée à la fonction de perméabilité, aussi appelée la conductivité hydraulique non saturée, notée $k(\theta)$ ou $k(\psi)$. Dans un sol saturé, tous les espaces de pores entre les particules solides sont remplis d'eau. Une fois que la valeur d'entrée d'air (AEV) est atteinte, l'air commence à entrer dans les plus gros pores, ces derniers se vident et ne contribuent plus à l'écoulement de l'eau. La tortuosité du chemin d'écoulement d'eau est alors augmentée. Ainsi, la capacité du sol à conduire l'eau diminue. Lorsque la pression de l'eau dans les pores devient de plus en plus négative, suite à la désaturation du sol, la conductivité hydraulique diminue sensiblement. Il ressort que la capacité du sol à conduire l'eau dépend de la quantité d'eau présente dans le sol (qui est représentée par la CRE). Il est possible de déterminer la fonction de perméabilité au laboratoire à l'aide de différentes techniques : méthode du débit sortant, méthode par régime permanent et méthode par profil instantané (Hillel, 1980; Fredlund and Rahardjo, 1993). Ces méthodes impliquent des mesures en perméamètre ou en colonne, en conditions contrôlées (avec suivi des valeurs de $\theta-\psi$). Parce qu'il est complexe de déterminer la fonction de perméabilité au laboratoire, on la déduit habituellement à partir de la courbe de rétention d'eau (méthode indirecte). La figure 2.3 schématise la fonction de perméabilité pour un sable et un silt.

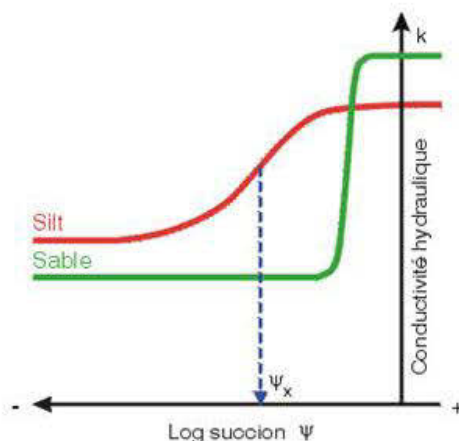


Figure 2-3: Schématisation de la fonction de perméabilité (tirée de Aubertin et al., 1995)

Il existe dans la littérature plusieurs modèles (empiriques, macroscopiques et statistiques) permettant de passer de la relation $\theta(\psi)$ à la relation $k(\psi)$ à partir de la conductivité hydraulique

saturée k_{sat} et d'un terme appelé la conductivité hydraulique relative k_{rel} tel que présenté à l'équation suivante :

$$k(\psi) \text{ ou } k(\theta) = k_{sat} * k_{rel} \quad (2.23)$$

Les modèles statistiques (appelés aussi théoriques) sont habituellement utilisés pour prédire k_{rel} . La majorité de ces modèles de prédiction supposent un écoulement laminaire et posent plusieurs hypothèses simplificatrices pour permettre leur utilisation (Mualem, 1986). On suppose d'abord que dans le milieu poreux, les pores sont interconnectés et repartis de façon aléatoire. Cette distribution est uniforme à la grandeur du milieu poreux. L'équation Hagen-Poiseuille est également considérée valide au niveau d'un pore (i.e. peut être utilisée pour estimer la conductivité dans ce pore). En intégrant tous les pores qui contribuent à l'écoulement, il est possible d'estimer la conductivité hydraulique globale du milieu poreux. On pose également l'hypothèse que la forme de la courbe de rétention d'eau est analogue à la fonction de distribution du rayon des pores utilisé par la loi de capillarité de Kelvin (Leong et Rahardjo, 1997). La plus grande différence entre les différentes méthodes statistiques réside dans l'interprétation de la configuration géométrique du pore élémentaire et l'évaluation de la contribution de cette configuration dans la fonction de perméabilité totale.

Une analyse plus au moins détaillée de ces différents modèles peut être trouvée dans Mualem (1986) et Brutsaert (2005). La performance des modèles statistiques à prédire k_{rel} a été présentée par Mbonimpa et al. (2006); Assouline et Or. (2013). Il a été remarqué dans l'étude de Assouline et Or (2013) que le modèle de Mualem (1976) concorde mieux avec les mesures expérimentales de la fonction de perméabilité pour le sable que pour le sol limoneux. Il semblerait aussi que le modèle de Fredlund et al. (1994) prédit mieux la plage de l'état résiduel de la fonction de perméabilité (Ebrahimi-Birang and Fredlund, 2013). Les formes intégrales de ces modèles sont présentées dans le tableau 2.3.

Tableau 2-3 : Formes intégrales des modèles permettant de passer de la CRE à la FCH couramment utilisées dans la littérature

Équations	Formes intégrales	numérotation
Child and Collis-George (1950)	$k_r = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\ell \frac{\int_0^{\theta_e} (\theta_e - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 (1 - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}$	(Éq. 2.24)
Burdine (1953)	$k_r = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\ell \frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}$	(Éq. 2.25)
Mualem (1976)	$k_r = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\ell \left[\frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-1}(\zeta) d\zeta} \right]^2$	Où $l = 0,5$ (Mualem, 1976) (Éq. 2.26)
Fredlund et al. (1994)	$k_r = \frac{k(\psi)}{k_{sat}} = \frac{\int_{\psi}^{\psi_r} \frac{\theta_w(\zeta) - \theta_w(\psi)}{\zeta^2} \theta_w'(\zeta) d\zeta}{\int_{\psi_a}^{\psi_r} \frac{\theta_w(\zeta) - \theta_w(\psi)}{\zeta^2} \theta_w'(\zeta) d\zeta}$	(Eq.2.27)

Les équations de Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994) peuvent se mettre sous la forme des solutions analytiques approchées (closed-form analytical formulas) pour les équations 2.28 et 2.29 et d'équation mathématique sous forme de sommation pour l'équation 2.27 (voir tableau 2.4).

Tableau 2-4 : Équations analytiques approchées de Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994)

Burdine (1953)	Numérotations	Paramètres
$k_{rel} = \theta_e^l \left[1 - \left(\theta_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$	(Éq. 2.28)	<p>où :</p> <p>l est un paramètre représentant l'inter connectivité des pores (4/3 ou 1 sont habituellement utilisés); et m est un paramètre mathématique (= 1-2/n_v)</p>
Mualem (1976)		
$k(\theta) = k_{sat} \theta^{1/2} \left[1 - \left(1 - \theta^{1/m} \right)^m \right]^2$	(Éq. 2.29)	<p>k(θ) est la fonction de perméabilité [L/T];</p> <p>k_{sat} est la conductivité hydraulique saturée [L/T];</p> <p>θ est la teneur en eau volumique [-];</p> <p>et m et n sont des constantes d'ajustement (utilisée pour la description de la CRE selon le modèle de van Genuchten (1980)).</p>
Fredlund et al. (1994)		
$k_{rel} = \frac{\sum_{i=j}^N \frac{\theta(e^y) - \theta(\psi)}{e^y} \theta'(e^y)}{\sum_{i=1}^N \frac{\theta(e^y) - \theta_s}{e^y} \theta'(e^y)}$	(Éq. 2.30)	<p>où : N est le nombre de sous intervalle;</p> <p>i est la variable compteur;</p> <p>j est le numéro de l'intervalle;</p> <p>y est le point milieu du i^{ème} intervalle; et</p> <p>θ' est la dérivée de l'équation 2.19.</p>

La solution analytique de Mualem (1976) proposée par van Genuchten (1980) est aussi appelée par certains auteurs équation ou modèle de van Genuchten-Mualem (1980). Plus de détails sur l'obtention de ces équations peuvent être trouvés dans Fredlund et al. (1994); Leong et Rahardjo (1997); Bussière (1999).

2.2.5 Modèles de prédiction des propriétés hydrogéologiques

La compréhension du comportement d'un sol dans des conditions non saturées passe par la détermination de ses propriétés hydriques (la conductivité hydraulique à saturation, la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité). Pour les raisons énumérées précédemment, la fonction de perméabilité est souvent estimée à partir de la courbe de rétention d'eau. Il est souvent intéressant d'avoir un aperçu de la CRE et du k_{sat} des matériaux dès les premières phases d'un projet (avant même les essais de laboratoire) afin de réaliser les premières analyses. On peut, pour se faire, avoir recours aux méthodes prédictives dans le cas où les mesures de la CRE et de k_{sat} ne sont pas disponibles. Pour y arriver, dans le cas de la CRE, il existe différentes approches prédictives (ou fonctions de pédotransfert) basées sur les propriétés géotechniques de base des sols (paramètres granulométriques, indice des vides, etc.). Les méthodes prédictives présentent comme avantage d'être peu coûteuses, faciles et rapides à utiliser. Cependant, elles ne peuvent remplacer les mesures directes à l'étape du design. Les prochaines sections présentent certains modèles prédictifs développés pour estimer la conductivité hydraulique à saturation et la CRE.

2.2.5.1 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée

De nombreuses équations empiriques ont été développées pour estimer la valeur de k_{sat} des sols en se basant sur la distribution granulométrique des particules (e.g. Hazen, 1911; Ahuja et al., 1984; Ahuja et al., 1989a; Ahuja et al., 1989b; Shepherd, 1989; Green et Ahuja, 2003). Plusieurs de ces équations ont des restrictions quant à leur application à différents types de sols (Chapuis and Aubertin, 2003; Chapuis, 2004). Les variables qui contrôlent la valeur de k_{sat} dans ces équations peuvent être regroupées comme suit (Kovacs, 1981) : les paramètres qui représentent l'effet de la porosité, les propriétés des particules (comme distribution granulométrique et la forme des grains) et les paramètres caractéristiques du fluide utilisé.

On présente dans ce qui suit les modèles de prédiction de Kozeny-Carman (KC) (Chapuis and Aubertin, 2003) et Kozeny-Carman modifié (KCM) (Mbonimpa et al., 2002b) qui sont les plus souvent utilisés pour estimer la valeur de k_{sat} des rejets miniers. Ces équations sont présentées dans le tableau 2.5.

Tableau 2-5 : Équation de prédiction de la conductivité hydraulique saturée

Équations	Formes mathématiques	numérotations
Modèle de KC (Chapuis et Aubertin 2003)	$k_{\text{sat}} \text{ (cm/s)} = \frac{C g}{\mu_w \rho_w S_s^2 D_r^2} \frac{e^3}{(1+e)}$	(Éq. 2.31)
Modèle de KCM (Mbonimpa et al., 2002)	$k_{\text{sat}} \text{ (cm/s)} = C_G \frac{\gamma_w e^{3+x}}{\mu_w (1+e)} C_U^{\frac{1}{3}} D_{10}^2$	(Éq. 2.32)
Shepherd (1989) <i>Tirée de Peregoedova (2012)</i>	$k_{\text{sat}} \text{ (cm/s)} = 3,53 \times 10^{-2} \times D_{50}^{1,5}$	(Eq. 2.33)
Taylor (1948) et Budhu (2011) <i>Tirée de Peregoedova (2012)</i>	$k_{\text{sat}} \text{ (cm/s)} = C_1 \frac{\gamma_w e^3}{\mu_w (1+e)} D_{50}^{1,5}$	(Eq. 2.34)

Dans ces équations :

C est la constante (= 0,2*100) dépendamment de l'unité de la surface spécifique S_s ;

g est constante gravitationnelle (9,81 m/s²);

ρ_w est la masse volumique de l'eau (998 kg/m³ à 20°C);

D_r est la densité relative des solides ($D_r = \rho_s/\rho_w$);

S_s est la surface spécifique des grains (en m²/kg) obtenue à partir de la méthode de Chapuis et Legaré (1992);

μ_w est la viscosité dynamique de l'eau ($\approx 10^{-3}$ Pa·sec à 20°C);

C_G – constante du modèle ($C_G = 0,1$) ;

γ_w – poids unitaire de l'eau (= 9,81 kN/m³) ;

μ_w – viscosité dynamique de l'eau ($\approx 0,001$ Pa.s) ;

e – indice des vides du matériau [-] ;

X - paramètre de tortuosité du modèle ($X=2$);

D_{10} – diamètre des grains correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique [cm] ;

D_{50} – diamètre des grains correspondant à 50% passant sur la courbe granulométrique [cm];

C_1 – constante, facteur de la forme [-]; et

C_U – coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) [-].

Des études récentes menées par Peregoedova (2012) ont montré que les modèles prédictifs de Kozeny-Carman (KC) et Kozeny-Carman modifié (KCM) ne sont pas appropriés pour les matériaux qui contiennent une forte quantité de particules grossières comme les stériles miniers. La valeur de D_{10} (ou D_{15}) qui est utilisée dans ces deux modèles comme taille représentative (ou diamètre effectif) ne semble pas représenter la dimension de référence qui pourrait mieux refléter la granulométrie des matériaux grossiers. Pour se faire, l'auteure suggère le D_{50} comme dimension ou taille représentative des matériaux grossiers (Peregoedova et al., 2013). Deux équations prédictives (Éq. 2.33 et Éq. 2.34) qui sont basées sur le D_{50} des sols (Taylor, 1948; Shepherd, 1989; Budhu, 2011) ont été utilisées par l'auteure pour prédire le k_{sat} des stériles miniers.

Dans l'équation 2.34, le paramètre C_1 doit être déterminé sur la base des données expérimentales selon l'équation suivant :

$$C_1 = \frac{k_{sat\ labo} \gamma_w (1+e)}{D_{50}^2 \mu_w e^3} \quad (2.35)$$

La valeur de C_1 calculée à partir des valeurs de k_{sat} mesurées pour les stériles Bousquet dans la présente étude est d'environ 0,0004 (pour k_{sat} en cm/s et D_{50} en cm) tandis que pour les essais de labo sur les stériles de la mine Tio, la valeur de C_1 est de l'ordre de 0,004 (Peregoedova, 2012).

2.2.5.2 Prédiction de la courbe de rétention d'eau à l'aide du modèle MK

Des modèles ont été développés afin de prédire la courbe de rétention d'eau des matériaux à partir de leurs propriétés géotechniques (ou physiques) de base (Arya and Paris, 1981; Haverkamp and Parlange, 1986; Haverkamp et al., 1999; Arya et al., 1999).

Kovacs, (1981) a aussi proposé un modèle de ce type. C'est ce modèle, mais dans sa version modifiée (MK)(Aubertin et al., 1998; Aubertin et al., 2003) qui sera présentée ici. Le modèle de Kovács modifié a été développé dans le but de définir explicitement les paramètres d'entrée du modèle de Kovac (1981) et de généraliser son application pour une grande variété de milieux poreux incluant les sols granulaires et fins (Aubertin et al., 1998; Aubertin et al., 2003). Ce modèle est basé sur l'hypothèse que la rétention d'eau résulte de l'action combinée des forces capillaire et d'adhésion (Aubertin et al., 2003). Ainsi, la saturation totale S_r inclut celle créée par la force capillaire (S_c) (avec une contribution plus importante à faibles suctions) et celle créée par les forces adhésives (S_a) (avec une contribution plus importante à des suctions élevées). Les deux composantes sont évaluées à partir des propriétés géotechniques de base du matériel à savoir le diamètre effectif D_{10} , le coefficient d'uniformité C_U , la limite de liquidité w_L (pour les matériaux cohérents et/ou plastiques), l'indice de vide e et la densité des grains solide ρ_s . Toutes ces propriétés sont en premier lieu utilisées pour évaluer la remontée capillaire équivalente h_{co} qui constitue le paramètre central du modèle MK. La définition de la remontée capillaire h_{co} a été développée en partant de la formulation bien connue utilisée pour calculer la hauteur de la remontée de l'eau dans un tube capillaire.

La remontée capillaire peut être évaluée telle que présentée dans l'équation 2.36 (Aubertin et al., 2003). Les composantes capillaires et d'adhésion du degré de saturation sont obtenues à partir des équations 2.39 et 2.40 (Aubertin et al., 2003; Mbonimpa et al., 2006). La saturation capillaire est une fonction de la distribution statistique de la dimension des pores. Dans les conditions non saturées, les forces capillaires conduisent à la formation d'une pellicule d'eau « résiduelle » autour des particules solides (et à leurs points de contact). Selon le modèle MK, la diminution progressive du degré de saturation (S_r) avec l'augmentation de succion conduit les matériaux vers un état complètement sec à de grandes suctions ($\psi_0 = 10^7$ cm). L'équation pour le calcul du degré de saturation d'adhésion prend alors la forme de l'équation 2.40. La succion correspondant à la teneur en eau résiduelle ψ_r peut être évaluée sur la base de paramètres géotechniques des matériaux, selon l'équation 2.42.

Tableau 2-6 : Équations et paramètres du modèle de MK (Aubertin et al., 1998, 2003)

Modèle MK	Numérotations	Paramètres
$h_{co} = \frac{b}{eD_{10}}$	(Eq.2.36)	Ici, la valeur de D_{10} est exprimée en cm et b est sans unité
$b = \frac{0,75}{1,17 \log(c_u) + 1}$	(Eq.2.37)	
$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - (1 - S_c)(1 - S_a)$	(Eq.2.38)	<p>θ est la teneur en eau volumique [-];</p> <p>n est la porosité totale du milieu poreux [-];</p> <p>S_c est le degré de saturation dû à la capillarité [-]; et S_a est le degré de saturation dû à l'adhésion [-].</p> <p>Les crochets de MacCauley utilisés dans cette équation sont définis comme suit ($\langle y \rangle = 0,5(y + y)$).</p>
$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right]$	(Eq.2.39)	m est le coefficient de la distribution de taille des pores [-]; et $m \approx 1/C_U$ pour les matériaux granulaires.
$S_a = (a_c c_\psi) \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{\frac{1}{5}}}$	(Eq.2.40)	C_ψ est la variable du modèle qui amène la teneur en eau à zéro à une valeur de succion correspondant à un état sec des matériaux selon Fredlund and Xing, (1994)

Tableau 2-6 (suite) : Équations et paramètres du modèle de MK (Aubertin et al., 1998, 2003)

$C\psi = 1 - \frac{\ln\left(1 + \frac{\psi}{\psi_r}\right)}{\ln\left(1 + \frac{\psi_0}{\psi_r}\right)}$	(Eq.2.41)	a_c est le coefficient d'adhésion [-] ($a_c = 0,01$ pour les matériaux granulaires et pour des paramètres de succion exprimés en cm); ψ_n est le paramètre de normalisation [L] ($\psi_n = 1$ cm ou $\psi_n = 10^{-3}$ atm selon des unités utilisées pour exprimer ψ); et ψ_r – succion pour atteindre la teneur en eau résiduelle [cm] (ou succion d'entrée d'eau)
$\psi_r = \frac{0,42}{(e D_H)^{1,26}}$	(Eq.2.42)	
$D_H = [1 + 1,75 \log(C_U)]D_{10}$	(Eq.2.43)	

En ce qui concerne les matériaux grossiers comme les stériles miniers, il été montré par Peregoedova (2012) et Peregoedova et al. (2014) que les prédictions de la CRE avec le modèle MK diffèrent souvent assez significativement des données expérimentales, surtout dans la partie résiduelle de la courbe. L'auteure a remarqué en particulier que le modèle MK sous-estime systématiquement la teneur en eau résiduelle des stériles. L'auteure fait aussi remarquer qu'un changement de la valeur de a_c (usuellement fixé à 0,01 pour les matériaux granulaires peu plastiques et sans cohésion, si la succion est exprimée en cm) entraîne un changement de la teneur en eau résiduelle prédite par le modèle MK, en raison du déplacement de toute la portion « résiduelle » de la courbe de rétention d'eau. En utilisant les données expérimentales, il est possible d'ajuster le paramètre a_c pour chaque matériau testé afin de mieux représenter les points expérimentaux dans la partie résiduelle de la CRE (Peregoedova, 2012). De ce fait, l'auteure déconseille l'utilisation de l'équation 2.42 pour estimer la valeur de la succion à la teneur en eau résiduelle des stériles.

La valeur théorique de la teneur en eau volumique associée aux forces d'adhésion dépend principalement de la remontée capillaire équivalente h_{co} . La valeur prédite h_{co} est à son tour liée à la surface spécifique S_s des grains qui peut être exprimées en utilisant le diamètre équivalent de grain D_H (eq.2.36). La formulation de calcul de la surface spécifique telle que proposée par Kovacs (1981) a été modifiée afin de mieux prendre en compte l'effet de la fraction fine des stériles notamment les particules de taille inférieure au D_{10} sur la surface spécifique (Peregoedova et al. (2014). L'équation proposée par Chapuis et Légaré (1992) adoptée pour estimer la valeur de S_s sur la base de la courbe granulométrique complète se présente comme suit : (Peregoedova et al. (2014) :

$$S_s \left(\frac{m^2}{kg} \right) = \frac{\alpha}{\rho_s} \sum [(P_{NoD} - P_{Nod}) / d] \quad (2.44)$$

où :

α est le facteur de forme ($\alpha = 6$ pour les particules sphériques);

ρ_s est la densité des solide [ML^{-3}];

D et d sont de diamètres de grain [L];

$P_{NoD} - P_{Nod}$ sont les pourcentages en masse de chaque fraction avec des particules de taille inférieure à D mais plus grand que d .

Le diamètre de grain équivalent D_H peut alors être calculé à partir de la surface spécifique S_s comme suit (Kovács 1981) :

$$D_H = \frac{\alpha * 100}{\rho_s S_s} \quad (2.45)$$

où 100 est un facteur de conversion de l'unité (pour D_H en cm).

Le modèle MK ajusté par Peregoedova (2012) et Peregoedova et al. (2014) pour les matériaux grossiers sera noté MK_S dans la suite de ce projet.

2.3 Mouvement de l'oxygène en milieu non saturé

Dans les climats humides (ou tempérées), les techniques utilisées pour limiter et/ou contrôler la production du DMA visent à réduire la migration de l'oxygène vers les résidus miniers. Dans un milieu non saturé, on est en présence de trois phases: la phase solide constituée de la matrice

granulaire et les phases liquide et gazeuse qui occupent les vides. Au sein d'un matériau en milieu non saturé, le mouvement ou le déplacement de l'oxygène peut se faire sous forme gazeuse, dissoute ou mixte en fonction du degré de saturation du sol et de l'interconnectivité des pores. L'eau constitue dans ce cas un frein au mouvement de l'oxygène parce que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau libre est considéré environ 10 000 fois plus faible que le coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air (Hillel, 1998).

L'air et/ou l'oxygène peuvent pénétrer dans un milieu poreux par mouvement d'advection, qui est causé par le gradient de pression totale ou par le mouvement de l'eau contenant de l'oxygène dissous, ou par diffusion moléculaire, qui est causé par le gradient de concentration. La question de la prépondérance d'un phénomène sur l'autre a déjà été largement discutée (Hillel, 1998) et il ressort qu'elle est principalement fonction du type de sol et de ses caractéristiques (comme sa porosité ou sa teneur en eau). Le transport par advection dans les parcs à résidus est considéré comme négligeable en raison de la faible perméabilité au gaz du milieu et au faible gradient de pression. Dans certains cas (présence de nombreuses fissures) et sous certaines conditions particulières (régime transitoire) l'advection pourrait être non négligeable (e.g. Lundgren, 2001; Binning et al., 2007). La diffusion moléculaire (Fickienne) est habituellement considérée comme le principal (et souvent le seul) mécanisme de transfert d'oxygène dans les recouvrements multicouches et les résidus miniers, en raison de leur faible perméabilité intrinsèque et donc, d'une faible conductivité au gaz (Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1988; Collin et Rasmuson, 1990; Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993; Aubertin et al., 1995; Elberling et Nicholson, 1996; Aachib, 1997; Mbonimpa et Aubertin, 2002; Aachib et al., 2004; Kim et Benson, 2004; Mbonimpa et al., 2003). Parce que la diffusion moléculaire est habituellement considérée comme le principal mécanisme de transport (e.g. Elberling et al., 1993; Elberling et al., 1994), celle-ci sera décrite plus en détail dans ce qui suit.

2.3.1 Lois de Fick

Le flux de diffusion d'oxygène dans un milieu poreux non saturé à un temps t et une position z est défini par la première loi de Fick. Pour le transport en une dimension, elle s'écrit sous la forme suivante (Bear, 1972; Hillel, 1980, Aubertin et al., 2000a) :

$$F_{(t,z)} = -D_e \frac{\partial C_{(t,z)}}{\partial z} = -\theta e q * D^* \frac{\partial C_{(t,z)}}{\partial z} \quad (2.46)$$

où :

$F_{(t,z)}$ est le flux d'oxygène;

$\partial C_{(t,z)}$ est la concentration en oxygène dans les pores au temps et à la position Z;

D_e est le coefficient de diffusion de l'oxygène; et

∂z est l'épaisseur de la couche.

θ_{eq} est la teneur en air équivalente; et

D^* est le coefficient de diffusion apparent (avec $D_e = \theta_{eq} D^*$).

Le système n'est pas nécessairement en condition stationnaire et la concentration d'oxygène peut varier dans le temps et avec la profondeur. La concentration $C(z,t)$ à une position z et à un temps t peut être déterminée grâce à la seconde loi de Fick. Elle s'écrit sous la forme suivante (Hillel, 1980; Mbonimpa et al., 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.47)$$

La teneur en air équivalente θ_{eq} est un paramètre qui prend en compte à la fois la teneur en air volumique du sol θ_a et l'oxygène dissout dans la phase aqueuse θ_w ($\theta_w = n \cdot S_r$ et $\theta_a = n \cdot (1 - S_r)$ où n est la porosité totale). La teneur en oxygène dissous dans l'eau est exprimée à l'aide de la constante d'Henry H , paramètre sans dimension qui est donnée par le rapport $H = C_w / C_a$ (où C_w est la concentration d'oxygène dans l'eau à l'équilibre, ≈ 9 mg/L et C_a est la concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre ≈ 280 mg/L). Pour l'oxygène à 20°C, H est généralement pris égal à 0,03. La teneur en air équivalente est calculée à l'aide de l'équation suivante (Aubertin et al., 1999; Aubertin et al., 2000a) :

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.48)$$

En présence de matériaux sulfureux, l'équation du flux de diffusion doit aussi prendre en considération la variation de concentration du gaz causé par la réactivité du milieu (oxydation des minéraux sulfureux du milieu au contact avec l'oxygène). Les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux sont habituellement considérées comme des réactions cinétiques de premier ordre (Nicholson et al., 1989, 1994; Demers, 2008). Elles peuvent être intégrées à la seconde loi

de Fick à l'aide d'un paramètre appelé coefficient du taux de réaction K_r . On obtient alors l'équation différentielle suivante (Mbonimpa et al., 2002a; Mbonimpa et al., 2003) :

$$\theta_{eq} \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \theta_{eq} K_r^* C \quad (2.49)$$

où :

K_r est le coefficient du taux de réaction effectif; et

K_r^* est le coefficient du taux de réaction apparent (où $K_r = \theta_{eq} K_r^*$).

Il est possible pour plusieurs applications de simplifier l'équation 2.49 en posant que θ_{eq} et D_e sont indépendants du temps et de la profondeur. On obtient alors une solution de la forme (Mbonimpa et al., 2003) :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad (2.50)$$

Dans certains cas, lorsque les conditions varient peu (régime permanent), on peut considérer un état pseudostationnaire ($\partial C/\partial t = 0$) en posant $C = 0$ lorsque z tend vers l'infini. La solution à la seconde loi de Fick donne le profil de concentration à un temps t pour une concentration C_0 initiale et s'écrit (Mbonimpa et al., 2003; Gosselin et al., 2007) :

$$C(z, t) = C_0 e^{\left(-z \sqrt{\frac{K_r^*}{D^*}} t\right)} = C_0 e^{\left(-z \sqrt{\frac{K_r}{D_e}} t\right)} \quad (2.51)$$

Le flux stationnaire entrant dans les rejets non couverts F est alors donné par la première loi de Fick (Mbonimpa et al., 2003, Gosselin et al., 2007, Cosset, 2009) dont la solution s'écrit :

$$F_{O_2}(z = 0) = \theta_{eq} C_0 \sqrt{D^* K_r^*} = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad (2.52)$$

Le flux d'oxygène peut aussi être évalué dans le cas d'une couverture placée sur des résidus miniers non réactifs (Éq. 2.53) et réactifs (Éq. 2.54). La solution à la base du recouvrement lorsque le régime permanent est atteint s'écrit comme suit (Éq. 2.54; les autres détails peuvent être trouvés dans Mbonimpa et al., 2003) :

$$F_{s,l} = C_0 D_e / L \quad (2.53)$$

$$F_{sR,L} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[\frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right] \quad (2.54)$$

où :

C_0 : est la concentration en oxygène dans l'atmosphère (0,28 kg/m³);

L : est l'épaisseur de la couche (m);

F_{sRL} : est le flux à la base de la couche de rétention d'eau avec réactivité;

F_{sL} : est le flux à la base de la couche de rétention d'eau et est donné par :

i : est le nombre d'itération.

Pour plus de détails sur la migration de l'oxygène en milieu réactif, le lecteur intéressé est invité à consulter Mbonimpa et al. (2003).

2.3.2 Coefficient de diffusion effectif D_e

Le coefficient de diffusion D_e d'un matériau est un paramètre essentiel pour l'évaluation des flux d'oxygène à travers les matériaux non saturés (voir les équations 2.46 et 2.47) et peut être évalué expérimentalement par des essais de laboratoire (essais en cellules de diffusion et en colonne) et par des mesures sur le terrain. Des informations sur la procédure de test et l'interprétation peuvent être trouvées dans El-Farhan et al. (1992), Aubertin et al. (1995), Aubertin et al. (1999), Aubertin et al. (2000a), Aubertin et al. (2000b), Mbonimpa et al. (2002, 2003), Aachib et al. (2004). Habituellement, on recourt aussi à des équations prédictives pour évaluer le paramètre D_e . Différents modèles empiriques et semi-empiriques ont été développés afin d'obtenir une estimation de la valeur de D_e ; les détails de ces modèles peuvent être trouvés dans Aachib et al. (2004). À titre d'exemple, on peut citer les modèles semi-empiriques de Marshall (1959), Millington et Quirk (1961) et Millington et Shearer (1971) qui permettent d'estimer le coefficient de diffusion à partir de degré de saturation du sol, de la porosité et de la géométrie des pores. Mais ces modèles négligent la diffusion de l'oxygène dans l'eau. Collin (1987) a modifié le modèle de Millington et Shearer (1971) pour prendre en considération la diffusion de l'oxygène

dans la phase aqueuse. Le modèle dans cette étude est celui repris par Aubertin et al. (1999, 2000b), Mbonimpa et al. (2003) et Aachib et al. (2004) basé sur les travaux de Collin (1987). Ce modèle considère à la fois la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse et dans la phase gazeuse.

D'après ce modèle le coefficient de diffusion effectif D_e est fonction du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau D_w^o ($D_w^o = 2.2 \times 10^{-9} \text{ m/s}^2$) et du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air D_a^o ($D_a^o = 1.8 \times 10^{-5} \text{ m/s}^2$). La valeur de D_e varie en fonction de la teneur en eau θ_w et de la teneur en air θ_a du milieu. L'équation pour estimer D_e s'écrit ainsi (Aachib et al., 2002; Aachib et al., 2004) :

$$D_e = \frac{1}{n^2} [D_a^o \theta_a^{p_a} + H D_w^o \theta_w^{p_w}] \quad (2.55)$$

D'après Aubertin et al., (2000b); Mbonimpa et Aubertin (2002) et Mbonimpa et al. (2003), de bonnes prédictions de la valeur de D_e peuvent être obtenues en posant $p_a = p_w = 3,4$. Cependant, Il est aussi possible d'utiliser les équations suivantes pour exprimer plus précisément la variation de p_a et p_w avec la teneur en eau et en air du milieu (Aachib et al., 2004) :

$$p_a = 1,201 \times \theta_a^3 - 1,515 \times \theta_a^2 + 0,987 \times \theta_a + 3,119 \quad (2.56)$$

$$p_w = 1,201 \times \theta_w^3 - 1,515 \times \theta_w^2 + 0,987 \times \theta_w + 3,119 \quad (2.57)$$

2.3.3 Coefficient du taux de réaction des minéraux sulfureux

Le coefficient du taux de réaction cinétique K_r qui apparaît dans la 2e loi de Fick modifiée (Éq. 2.49) reflète la vitesse de consommation de l'oxygène par les minéraux sulfureux. Celle-ci est fonction de la teneur en minéraux réactifs (exemple la pyrite) ainsi que de la surface spécifique des grains en contact avec l'oxygène. L'équation de Collin (1987) et le modèle du noyau réactif développé par (Levenspiel, 1972) permettent d'estimer la valeur de K_r à partir des propriétés du matériau (incluant sa teneur en pyrite). Dans cette étude, seule la prédiction par l'équation de Collin (1987), adaptée par Mbonimpa et al. (2003), sera considérée.

Collin (1987) et Collin et Rasmuson (1988) ont proposé un modèle qui permet d'estimer le coefficient du taux de réaction K_r et qui repose sur l'hypothèse que les réactions de surface sont proportionnelles à la proportion de minéraux sulfureux présents (i.e la pyrite). Mbonimpa et al.

(2003) ont adapté le modèle pour y introduire le diamètre équivalent D_H . Cette équation peut être écrite sous la forme suivante (Mbonimpa et al., 2003) :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (2.58)$$

où :

K' est la réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($K' \approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2 / \text{m}^2 \text{ pyrite/s}$);

C_p est la masse de pyrite sur la masse de rejets;

n est la porosité; et

D_H est le diamètre équivalent des particules.

On considère que les grains de pyrite ont tous le même diamètre équivalent obtenu à partir des paramètres de la courbe granulométrique.

Ce modèle suppose que la pyrite est directement accessible à l'oxygène et que la surface de pyrite par unité de volume est la même que pour le solide ($\text{m}^2 \text{ surface de pyrite} / \text{m}^3 \text{ pyrite} = \text{m}^2 \text{ surface de solide} / \text{m}^3 \text{ solide}$) et ne tient pas compte de la présence d'eau dans les matériaux.

La détermination de K_r peut également être réalisée au laboratoire. Pour ce faire, on utilise des cellules appelées cellules de diffusion-consommation. Ces cellules sont identiques à celles utilisées pour déterminer D_e (Aubertin et al., 1999; Mbonimpa et al., 2003 ; et Gosselin et al., 2007). L'essai est effectué de la même façon en mesurant la variation temporelle de la concentration d'oxygène dans le réservoir source. Les courbes de concentration d'oxygène sont ensuite reproduites avec Pollute en variant K_r . D_e est estimée avec l'équation 2.55 et K_r initial est obtenu à partir de l'équation 2.58 présentées respectivement aux sections 2.3.2 et 2.3.3. Ensuite on fait varier K_r jusqu'à une bonne concordance entre les valeurs mesurées et prédites. Pour plus de détails sur l'approche, les lecteurs intéressés peuvent consulter Gosselin, 2007; Gosselin et al. (2007) et Demers (2008).

2.4 Évaluation des propriétés hydriques des stériles miniers en laboratoire

Les matériaux grossiers comme les stériles miniers peuvent être caractérisés à l'aide d'essais in situ ou d'essais de laboratoire. Les plus représentatifs sont les essais menés à grande échelle in situ. Cependant, ces essais sont coûteux et difficiles à réaliser pour les stériles (Gamache-

Rochette, 2004; Aubertin et al., 2008; Smith et al., 2009; Lessard, 2011). Les propriétés non saturées des matériaux grossiers au laboratoire peuvent être déterminées à l'aide d'une variété d'essais de longue durée (Klute and Dirksen, 1986; Leong et al., 2004; van Genuchten et al., 1989). Comme ces essais demandent généralement du temps, des efforts et restent fastidieux, les propriétés non saturées sont fréquemment décrites par des formules paramétriques semi-empiriques (Chapuis et al., 2007). Les paramètres de chaque formule sont calibrés à l'aide de données expérimentales de rétention d'eau exprimant la teneur en eau volumique en fonction de la succion. De telles données peuvent être obtenues par un essai dans des dispositifs expérimentaux de drainage à paliers de pression multiples (Meddahi et al., 1992), un essai de colonne suspendue, un essai en chambre pressurisée ou un essai à la plaque (ASTM, 2006). Les résultats peuvent toutefois être imprécis pour les matériaux grossiers dont la teneur en eau peut décroître rapidement pour des succions entre 0 et 10 kPa (Chapuis et al., 2007). En outre, ces essais sont réalisés sur des échantillons de volume réduit. Pour surmonter ces problèmes, certains auteurs ont proposé des essais en colonnes pour la réalisation d'essais de perméabilité (Chapuis et al., 1989; Bedard, 2003; Chapuis et al., 2007) et de drainage gravitaire (Beydoun et Lehmann, 2006; Yang et al., 2004; Chapuis et al., 2007) pour évaluer la CRE. Ces essais menés à l'échelle intermédiaire au laboratoire dans de grandes colonnes instrumentées constituent une approche intéressante pour l'évaluation des propriétés hydrogéologiques des matériaux grossiers.

2.4.1 Essais en colonnes instrumentées

Les essais en colonnes instrumentées ont été utilisés avec succès dans les travaux récents de la chaire industrielle Polytechnique-UQAT en l'environnement et gestion des rejets miniers, pour l'étude des propriétés hydrogéologiques des stériles miniers et autres matériaux grossiers à granulométrie étalée (Chapuis et al., 2007; Hernandez, 2007; Bourrel, 2008; Intissar, 2009, Peregoedova, 2012). Dans la présente étude, les colonnes sont aussi utilisées pour réaliser des essais de traceur, d'infiltration et des tests de débits cumulés (one-step cumulative out flow) afin de générer des données pour la modélisation inverse (inverse modeling). Le montage des colonnes et les différents essais se font selon une série d'étapes qui peuvent être trouvées dans Hernandez (2007), Peregoedova (2012). L'essai sera décrit plus en détail au chapitre 3.

2.4.2 Essais de traceur

La phase fluide se déplaçant dans la matrice poreuse peut transporter avec elle un certain nombre de substances dissoutes. Plusieurs phénomènes physiques ou chimiques peuvent intervenir dans le transport de ces solutés (Besnard, 2003). Le transport de polluant non réactif en milieu poreux est un processus relativement complexe qui met en jeu trois mécanismes : l'advection, la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique. L'advection est l'entraînement du soluté par le mouvement moyen du fluide qui se déplace. L'équation de transport résultante s'obtient en appliquant la loi de conservation de la masse sur un volume élémentaire (Besnard, 2003). La diffusion moléculaire est un phénomène physico-chimique qui peut se dérouler même en l'absence de l'écoulement, donc indépendamment de la convection. Ce phénomène est lié à l'agitation moléculaire. Dans un fluide au repos, le mouvement brownien envoie des molécules dans toutes les directions de l'espace. Si la concentration dans le milieu n'est pas homogène, c'est-à-dire qu'il existe un gradient de concentration entre deux points voisins, le point ayant la concentration la plus élevée enverra plus de particules dans toutes les directions que l'autre point. La résultante sera donc un transfert de particules des zones à concentration élevée vers les zones à concentration faible selon la loi de Fick (Besnard, 2003). La dispersion cinématique est une dilution du soluté du fait de la microstructure du milieu poreux et de l'hétérogénéité au sein du milieu poreux quelle que soit l'échelle d'observation du champ de vitesse du fluide. Trois processus sont essentiellement à l'origine de ce phénomène (Besnard, 2003) :

- la variation des dimensions des pores entraîne une variation de la vitesse moyenne de propagation d'un pore à l'autre;
- la fluctuation des lignes de courant autour de la direction principale de l'écoulement;
- le profil des vitesses à l'échelle du pore est parabolique (maximale au milieu et minimale à la surface solide).

Les essais de traceur permettent de comprendre quel mécanisme de transport parmi les trois énumérés précédemment (la dispersion cinématique, la diffusion moléculaire ou convection) domine dans les matériaux étudiés. Pendant plusieurs années, cette technique a fourni des informations précieuses en hydrologie et hydrogéologie (voir Maqsood et al. (2007) pour des applications diverses de traceur. Pour être efficace, un traceur doit être représentatif ou se rapprocher du mouvement ou comportement de l'eau. Trois propriétés principales sont requises

pour un traceur artificiel (Milanovic, 1987) : stabilité chimique, faible adsorption et une haute solubilité dans l'eau. En plus de ces propriétés, quelques conditions pratiques doivent être remplies par un traceur efficace (Maqsood et al., 2007) : (i) la limite de détection basse pour réduire la masse du traceur à être utilisé; (ii) les faibles coûts d'achat et d'analyse et (iii) la quantification facile. Les principaux traceurs artificiels peuvent être divisés en deux groupes (Käss, 1998): les traceurs solubles et les traceurs particules. Ce dernier type n'est pas considéré comme approprié dans plusieurs études en raison des difficultés de quantification et les coûts élevés impliqués. La catégorie de traceurs solubles comprend les sels (comme le chlorure de sodium, etc.).

Les données obtenues à partir de ces essais permettent d'estimer les différentes propriétés du milieu tel que (Maqsood et al., 2007): le temps principal de transit du traceur, la vitesse moyenne du traceur, la vitesse maximale du traceur, le pourcentage récupéré du traceur injecté, le volume de la zone de transport, le nombre de pecelet, le coefficient de dispersion cinématique et la dispersivité longitudinale.

Un essai de traceur en laboratoire consiste à injecter de l'eau avec une concentration précalculée de traceur en amont de la colonne expérimentale, à mesurer le débit et l'évolution de la concentration de l'eau en traceur à la sortie de la colonne à intervalles de temps définis, et à construire une courbe de concentration du traceur en fonction du temps avec différents temps caractéristiques. L'analyse des courbes de concentration du traceur en fonction du temps à la sortie ainsi construite peut apporter des informations sur la dispersion et la vitesse d'écoulement du traceur qui permettront d'évaluer l'apport de chaque mécanisme sur le transport du traceur à travers le matériau testé.

Afin d'évaluer l'apport relatif de chaque mécanisme dans le transport d'un soluté, on peut utiliser le nombre de Peclet, qui est défini comme suit (Garges and Baehr, 1998) :

$$P_e = \frac{q \cdot x}{D} \quad (2.59)$$

où :

P_e : est le nombre de Peclet ;

q : est le débit spécifique de la phase aqueuse ou gazeuse ;

D : est le coefficient de dispersion (inclus le mécanisme de dispersion et de diffusion);

x : est la distance parcourue par le traceur.

Les régimes de transport peuvent alors être divisés en quatre classes selon le nombre de Peclet (Pfannkuch, 1962; Peregoedova, 2012) :

- $Pe < 0,01$ – La diffusion moléculaire est le mécanisme principal de transport par rapport à la dispersion cinématique;
- $0,1 < Pe < 4$ – Les deux mécanismes, la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique participent dans le transport du soluté;
- $4 < Pe < 10^4$ – La dispersion cinématique est le mécanisme principal de transport par rapport à la diffusion moléculaire;
- $10^4 < Pe < 10^6$ – La dispersion cinématique est le seul mécanisme de transport. La diffusion moléculaire est négligeable.

Dans le cas d'essais de traceur dans les matériaux grossiers (exemple des stériles miniers en colonne), la diffusion moléculaire est pratiquement négligeable étant donné que la vitesse d'écoulement de l'eau est grande.

Tel que mentionné auparavant, la construction de la courbe de concentration du traceur à la sortie en fonction du temps permet de déterminer certains « temps caractéristiques » notamment le temps d'advection. Ce temps est évalué comme suit :

$$t_{adv} = \frac{L}{V_x} \quad (2.60)$$

où :

L est la distance entre le point d'injection d'un soluté et le point de mesure (souvent la longueur de l'échantillon); et

V_x – la vitesse linéaire d'écoulement interstitiel dans la direction principale [L/T].

On peut évaluer aussi le temps d'arrivée des premières molécules du traceur (t_{arr}). Dans le cas de l'utilisation du sel (NaCl) comme traceur, le temps de la première arrivée du traceur peut être détecté à partir des mesures de la conductivité de l'eau à l'aide d'un conductimètre (voir chapitre 3 pour les détails).

2.4.3 Essais d'infiltration

Les essais d'infiltration peuvent servir à estimer l'importance des écoulements préférentiels dans les stériles miniers (Gamache-Rochette, 2004; Aubertin et al., 2008; Lessard, 2011; Peregoedova, 2012). L'infiltration est définie comme le processus d'entrée d'eau à la surface des sols (Hillel, 1998) et le taux d'infiltration (I) comme le volume d'eau pénétrant dans le matériau par unité de surface et par unité de temps. Il est généralement exprimé en m/h pour des essais de terrain et en cm/s dans les essais en laboratoire.

Les principes de base des essais d'infiltration en laboratoire sont les mêmes que pour les essais sur le terrain. Les modèles théoriques (e.g. Green and Ampt, 1911; Philip, 1957) et les équations empiriques (e.g. Horton, 1940; Smith, 1972) qui permettent de décrire le processus d'infiltration en fonction du temps ont été décrits en détail dans le travail de Lessard (2011). L'objectif de cette section n'est pas d'apporter des connaissances approfondies sur la théorie des essais d'infiltration (ce qui n'est pas l'objectif de ce projet de maîtrise), mais d'en faire une application pour estimer l'importance des écoulements préférentiels dans les stériles étudiés. Les écoulements préférentiels peuvent être détectés à partir de l'évolution du taux d'infiltration et de l'arrivée en plusieurs phases (augmentation suivie d'une diminution du débit) d'eau à la base de la colonne.

Le protocole détaillé et les équations utilisées dans les essais d'infiltration en colonne dans le cadre de ce projet sont présentés au chapitre 3 de ce mémoire.

2.4.4 Utilisation de la modélisation inverse pour estimer les propriétés hydriques des stériles miniers.

Depuis une dizaine d'années, une méthode populaire pour évaluer les propriétés hydrogéologiques non saturées au laboratoire est la modélisation inverse appliquée sur les résultats d'essais en colonne. Trois principales méthodes sont utilisées : expériences avec évacuation d'eau en une étape par l'application instantanée d'une grande pression en une étape, expériences avec évacuation d'eau en plusieurs étapes par l'application des plusieurs paliers de pression et expériences avec évacuation d'eau en continu (To-Viet et al., 2013). Ces trois méthodes sont utilisées dans des conditions saturées et non saturées incluant les processus de mouillage et drainage. Les propriétés hydrogéologiques non saturées sont alors déterminées à partir de la vitesse de sortie d'eau (à la base de la colonne), et l'évolution de la succion et de la

teneur en eau durant le test. Avec la modélisation inverse, les paramètres inconnus des propriétés hydrogéologiques sont estimés par minimisation de la différence entre les mesures prédites et observées de taux de décharge, de la teneur en eau et de la succion. Le procédé d'optimisation non linéaire est souvent utilisé pour minimiser cette différence. Celle-ci est formalisée par la fonction objective en utilisant la norme d'erreur, qui à son tour utilise la solution des moindres carrés pour représenter les paramètres des équations de la CRE et de la fonction de conductivité hydraulique (Santamarina and Fratta, 2005). Dans le processus d'optimisation, l'estimation initiale des paramètres d'ajustement du modèle utilisé est nécessaire. Les simulations sont répétées avec les estimations des paramètres mis à jour jusqu'à ce que la fonction objective devienne plus petite que la tolérance critique (To-Viet et al., 2013).

Une application de la technique de solution inverse à l'expérience avec évacuation d'eau en une étape, en utilisant uniquement les volumes d'eau sortis cumulés, a été proposée par Kool et al. (1985) et Kool and Parker (1988). Il a été montré que dans le cas d'un sol intrinsèquement hétérogène avec une matrice complexe, la modélisation inverse ne donne pas une solution unique (Levasseur et al., 2009). Lazrag et al. (2012) ont utilisé la modélisation inverse avec la méthode des éléments finis pour déterminer les propriétés hydrogéologiques non saturées à partir des essais de drainage gravitaire, dont seule l'évolution temporelle du débit est mesurée. Des essais à pas de pressions multiples ont été utilisés par les auteurs pour valider l'identification des paramètres non saturés k_{sat} , α_v et n_v à partir de drainage gravitaire. L'expérience de drainage présente certains avantages tels que : la simplicité de la manipulation et le faible coût du test. Les mesures sont simples vu que seule l'évolution du débit est nécessaire. Le test fournit donc toutes les valeurs des paramètres hydrauliques non saturées qui existent dans les fonctions hydrauliques $k(\psi)$ et $\theta(\psi)$ du modèle de Van-Genuchten-Mualem (Lazrag et al., 2012).

La technique de modélisation inverse a été utilisée pour déterminer la CRE des stériles miniers caractérisés dans le cadre de ce projet de recherche (voir chapitre 3, annexe 9 et 13 pour les détails).

CHAPITRE 3 MÉTHODES ET RÉSULTATS DE CARACTÉRISATION

3.1 Méthodologie de l'étude

L'objectif général de ce projet de recherche consiste à évaluer le comportement hydrogéologique d'une CEBC faite entièrement des matériaux miniers et la méthodologie employée pour atteindre cet objectif se divise en trois volets :

- La caractérisation au laboratoire des matériaux de recouvrement;
- L'étude au laboratoire de différentes configurations de CEBC faites entièrement de rejets miniers au moyen de modèles physiques (grandes colonnes); et
- La modélisation numérique des résultats expérimentaux des modèles physiques et leur extrapolation à des échelles de temps, d'espace et conditions plus larges (cas du parc à résidus de la mine LaRonde/Agnico Eagle).

Ce chapitre présente le matériel, les méthodes utilisées afin de caractériser les propriétés physiques, minéralogiques, hydro-géotechniques et chimiques des matériaux de recouvrement et les résultats de caractérisation des matériaux. La description de chaque méthode, le montage des colonnes pour la caractérisation des matériaux et pour le modèle physique CEBC et leur instrumentation ainsi que les travaux et/ou les essais réalisés sur les colonnes jusqu'au démantèlement sont aussi présentés.

3.1.1 Origine, échantillonnage et préparation des échantillons

Les échantillons des stériles ont été prélevés sur la halde à stériles Bousquet en mai 2013; les résidus miniers LaRonde ont quant à eux été échantillonnés en mars 2013. Les résidus et les stériles ont été placés dans des barils de 45 gallons (170 litres). Dix barils de résidus décyanurés et six barils de stériles ont été transportés au laboratoire de l'URSTM-UQAT. Notons que la granulométrie des échantillons de roches stériles a été tronquée à 50 mm avant son transport au laboratoire (Annexe 1b).

Une fois au laboratoire, les stériles ont été tamisés aux tamis de 20 mm, 37,5 mm et 50 mm pour constituer trois tranches granulométriques (0-20 mm, 0-37,5 mm et 0-50 mm) avant les essais de laboratoire et le montage des différentes colonnes. Séparées ainsi, les trois fractions

granulométriques ont été homogénéisées manuellement et avaient une teneur en eau massique (w) d'environ 3 %.

Les résidus miniers échantillonnés à 48 % solide ont été séparés en deux groupes de 5 barils, appelés « Rejet #1 » et « Rejet #2 », en raison de différences possibles causées par l'ajout d'agglomérant (par AEM) dans les résidus des barils identifiés « Rejet #2 ». Les détails sur la source du minerai traité ce jour-là et ayant produit ces rejets, le point d'échantillonnage dans l'usine de concentration du minerai, l'échantillonnage des résidus et roches stériles se trouvent aux Annexes 1a et 1b.

Afin de construire une CEBC faite de rejets désulfurés, des rejets à moins de 2 % S ont été produits. La désulfuration a été réalisée à l'usine pilote du Centre de Formation Professionnelle (CPF) de Val d'Or (voir Annexe 2). En raison des différences en teneurs en soufre lues à l'analyseur de fluorescence X (XRF) pendant la désulfuration, les rejets de concentrateur désulfurés produits ont été séparés en trois groupes, appelés résidus désulfurés ébauchage, résidus désulfurés épuisage et résidus désulfurés baril. Les rejets ébauchage et épuisage ont été pris dans les cellules à la fin de l'ébauchage et de l'épuisage et les résidus barils ont fait tout le circuit. Les détails sur les travaux de caractérisation des résidus LaRonde ainsi que sur la désulfuration peuvent être trouvés dans le rapport d'activité URSTM PU-2013-03-786. Dans les prochaines sections, seuls les résultats de caractérisation des résidus désulfurés (mélange résidus baril et épousage) sont présentés.

3.1.2 Courbes granulométriques

Résidus miniers

Les courbes granulométriques des résidus miniers désulfurés ont été obtenues à l'aide du granulomètre laser Malvern Mastersizer. Ce granulomètre laser (qui est disponible au laboratoire de l'URSTM-UQAT) utilise les propriétés de diffraction des grains pour déterminer la granulométrie des matériaux. Cet appareil permet de tracer la courbe granulométrique d'un matériau en peu de temps et à partir d'une très petite quantité (Lee Black et al., 1996). L'appareil envoie un faisceau laser à travers une suspension aqueuse contenant le matériau. Le faisceau est dévié au contact des grains. Après avoir atteint la valeur d'obscurité indiquée (un minimum de 15 % et un maximum de 21 % dans notre cas), les mesures des angles de déviation du faisceau

permettent de déterminer la courbe granulométrique du matériau. Ce granulomètre laser ne peut être utilisé que pour une fraction granulométrique comprise entre 0,05 μm à 879 μm , avec une précision de $\pm 2\%$ sur le diamètre des particules.

Stériles miniers

Les analyses granulométriques des stériles ont été réalisées selon la norme D422 (ASTM). Ces essais sont menés en trois étapes. La première étape consiste à tamiser au tamis de 50 mm pour enlever les gros cailloux (étape réalisée lors de l'échantillonnage). Pour la deuxième étape, l'échantillon apporté au laboratoire est homogénéisé et divisé en trois parties respectivement : passant aux tamis de 20, 37,5 et 50 mm. Enfin, la troisième étape consiste à effectuer les analyses granulométriques sur ces trois tranches granulométriques obtenues. Inspiré de la norme ASTM E-11-04, les tamis avec les dimensions de mailles (en mm) suivants ont été utilisés: 50; 45; 37,5; 31,5; 26,5; 25,0; 22,4; 19,0; 16,0; 13,2; 11,2; 9,5; 8,0; 6,7; 5,6; 4,75; 4,0; 3,35; 2,8 ; 2,36; 2,0; 1,4; 1,18; 0,85; 0,71; 0,60; 0,50; 0,425. On a recouru encore une fois à l'analyse au granulomètre laser Malvern Mastersizer afin de déterminer la distribution granulométrique de la fraction fine (incluant les grains de taille inférieure à 0,425 mm pour notre cas). Les résultats obtenus lors de toutes ces étapes sont ensuite combinés et placés sur trois courbes granulométrique cumulatives (qui représentent les trois échantillons de granulométrie à étudier). On peut déduire de la courbe granulométrique certains paramètres dont les plus importants sont :

D_{10} : diamètre des particules correspondant à 10% passants sur la courbe granulométrique [L];

D_{30} : diamètre des particules correspondant à 30% passants sur la courbe granulométrique [L];

D_{60} : diamètre des particules correspondant à 60% passants sur la courbe granulométrique [L];

D_{90} : diamètre des particules correspondant à 90% passants sur la courbe granulométrique [L].

À partir de ces paramètres, on calcule le coefficient d'uniformité $C_U = D_{60}/D_{10}$ et le coefficient de courbure $C_C = (D_{30})^2/(D_{10} \times D_{60})$.

3.1.3 Densité relative des grains (D_r)

La densité relative des grains (D_r) est obtenue en suivant la norme D854-10 (ASTM, 2012) à l'aide d'un pycnomètre à hélium (Micromeritics AccuPyc 1330). Ce type de pycnomètre permet de déterminer la densité relative d'un matériau massif ou poreux à partir de la mesure du volume

d'un échantillon de masse connu. Les résidus miniers ont été analysés tel quel alors que les stériles ont été broyés (à une dimension $\leq 0,425$ mm) avant analyse.

3.1.4 Essais de compactage

Les essais de compactage Proctor modifié sont réalisés en suivant la norme ASTM D1557-00 méthode A pour les résidus miniers et méthode C pour les stériles miniers (0-20 mm). Deux moules cylindriques normalisées de 101,6 mm et 152,4 mm de diamètre sont utilisés respectivement pour les résidus et les stériles. Une quantité de ces matériaux est placée dans le moule. À l'aide d'une masse normalisée de 4,45 kg de poids et avec une hauteur de chute de 457 mm, on compacte le matériau en 5 couches (avec 25 coups par couche pour les résidus et 56 coups par couche pour les stériles). L'essai est réalisé sur plusieurs échantillons avec des teneurs en eau variables. On mesure le poids unitaire sec après compactage et la teneur en eau gravimétrique w (après séchage à l'étuve). Au final, on détermine la variation du poids unitaire sec γ_d en fonction de la teneur en eau w . Ces points permettent de tracer une courbe dont le sommet correspond à l'optimum (w_{opt} , γ_d max). Cet optimum correspond à la teneur en eau, pour une énergie de compactage donnée, à laquelle la densité de compactage sera la plus élevée.

3.1.5 Masse volumique sèche, indice des vides et porosité

L'indice des vides (e), la masse volumique sèche (ρ_d) et la porosité (n) sont évalués pour chaque tranche granulométrique des matériaux testés (stériles) au montage et au démontage des colonnes expérimentales. Pour ce faire, on détermine la masse volumique ρ_d et l'indice des vides e , en utilisant les données de montage (ou de démontage) des colonnes, selon les équations suivantes (Aubertin et al., 2002) :

$$\rho_d = M_s / V_t \quad (3.1)$$

$$n = \frac{e}{1+e} = \frac{V_v}{V_t} = \frac{V_t - V_s}{V_t} \quad (3.2)$$

$$e = \frac{V_v}{V_s} = \frac{V_t - V_s}{V_s} \quad (3.3)$$

où V_v – volumes des vides (ou pores) [L^3]
 V_t – volume total de l'échantillon [L^3]
 e – indice des vides [-]

V_s – volume des grains solides [L^3]

n – Porosité [-]

ρ_d - Masse volumique sèche [ML^{-3}]

M_s – Masse des grains solides [M]

3.1.6 Four à induction pour évaluation des pourcentages du soufre et du carbone

Des analyses au four LECO ont permis de déterminer la teneur en soufre total et en carbone (sans distinction de leur nature et origine) des résidus désulfurés. Lors de cet essai, un petit échantillon (~1 g) est introduit dans un four à induction et chauffé à plus de 1650 °C. Une telle température cause la volatilisation des molécules de carbone et de soufre qu'une cellule spectrométrique à infrarouge quantifie par absorption selon les longueurs d'onde. Ces analyses sont réalisées sur des matériaux préalablement pulvérisés. La limite de détection de la méthode utilisée est de 0,04 % pour le carbone et 0,004 % pour le soufre. À partir des résultats de ces analyses, on peut déterminer le potentiel de génération d'acide (PA) sur les rejets désulfurés ($PA = \%S \times 31,25$) (Miller et al., 1991).

3.1.7 Détermination du taux de réactivité K_r

L'essai de consommation d'oxygène à un seul réservoir a été réalisé sur les résidus désulfurés pour un degré de saturation de 60 % parce que celui-ci se situe dans l'intervalle où la réactivité est considérée maximale (e.g Gosselin, 2007; Gosselin et al. 2007, Demers et al. 2009). La figure 3.1 présente le déroulement de l'essai. Durant l'essai, l'oxygène diffuse à travers le résidu où il est consommé par l'oxydation des minéraux sulfureux. La diminution progressive de la concentration de l'oxygène dans le temps au sommet de la chambre est enregistrée et utilisée pour déterminer les paramètres de résolution de la loi de Fick. Le D_e initial est estimé avec l'équation 2.55 alors que le K_r initial est obtenu à partir de l'équation 2.58. Ensuite, on fait varier K_r dans le logiciel Pollute jusqu'à une bonne concordance entre les valeurs mesurées et prédites. Pollute permet aussi d'évaluer le temps de demi-vie $t^*_{1/2}$ pour une teneur en eau équivalente θ_{eq} (voir équation 2.48) donnée. Pour plus de détails sur l'interprétation des résultats, les lecteurs intéressés peuvent consulter Gosselin et al. (2007), Demers et al. (2009) et Mbonimpa et al. (2011).



Figure 3-1 : Dispositif expérimental mis en œuvre pour les essais de consommation d'oxygène

3.1.8 Diffraction des Rayons X(DRX)

Des analyses au diffractomètre au rayon X (DRX) ont été réalisées sur les échantillons des résidus et des stériles afin de déterminer leurs compositions minéralogiques. Ces analyses sont faites sur des poudres de résidus désulfurés et des stériles (pulvérisés en avance) avec un diffractomètre Bruker A.X.S. Advance D8 en mode $\theta/2\theta$ pour les angles de diffraction de 5° à 70° au laboratoire de l'UQAT. La méthode consiste à bombarder l'échantillon avec des rayons X et à enregistrer les rayons X diffractés en fonction d'un angle de déviation 2θ ("deux-thêta") du faisceau. Les rayons X diffractés forment le diagramme de diffraction ou diffractogramme. Finalement, l'interprétation de ce diffractogramme permet de déterminer la composition minéralogique de l'échantillon. La limite de détection du diffractomètre utilisé est de 1%. Celle-ci peut varier selon les phases minérales présentes dans l'échantillon (Rietvelt, 1993; Taylor et Hinczak, 2001).

3.1.9 Essais de perméabilité

Résidus miniers

Deux principaux types d'essai peuvent être réalisés au laboratoire afin de déterminer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des matériaux : les essais au perméamètre à parois rigides (ASTM D2434) et les essais au perméamètre à parois flexibles (en cellule triaxiale) suivant la norme ASTM D5084-03. Dans le cadre de ces travaux, la conductivité hydraulique saturée des résidus a été réalisée à l'aide de deux méthodes.

Les étapes de réalisation de l'essai en cellule triaxiale sont résumées en Annexe 3 et le principe et la description de cet essai peuvent aussi être trouvés dans la norme ASTM D 5084. Pour cet essai, nous avons utilisé de l'eau désaérée, car l'utilisation d'une eau non désaérée peut mener à des degrés de saturation inférieure à 90 % (ce qui peut entraîner une erreur de 20 à 30 % sur les mesures de k_{sat}) (Green and Corey, 1971). Les valeurs mesurées de la conductivité hydraulique saturée sont comparées aux valeurs prédites au moyen du modèle de Kozeny Carman modifiée (KCM; Éq. 2.32) (Mbonimpa et al., 2002b).

Sériles miniers

Pour les sériles, des essais en colonne ont été réalisés afin d'estimer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Pour notre étude, après préparation (humidification et homogénéisation) de l'échantillon suivant les tranches granulométrique désirées, des colonnes en PEHD (PolyEthylene Haute Densité) de 80 cm de hauteur et de 30 cm de diamètre ont été utilisées pour évaluer k_{sat} . Les piézomètres et connecteurs de capteurs de pression sont installés à 20, 40 et 60 cm en partant de la base de la colonne (voir Figures 3.2 et 3.3). La norme ASTM D2434 est utilisée pour réaliser les essais à charge constante. Comme la plus grosse particule utilisée est de 50 mm, le diamètre des colonnes est de 30 cm pour être en accord avec la norme régissant les essais de perméabilité. En effet, l'ASTM D5856 recommande que la taille maximale des grains dans le spécimen doit être égale ou plus petite que 1/6 du diamètre de la colonne, afin d'éviter la ségrégation du matériel et réduire la formation des chemins préférentiels. Des détails à ce sujet peuvent être trouvés dans Hernandez (2007) et Peregoedova (2012).

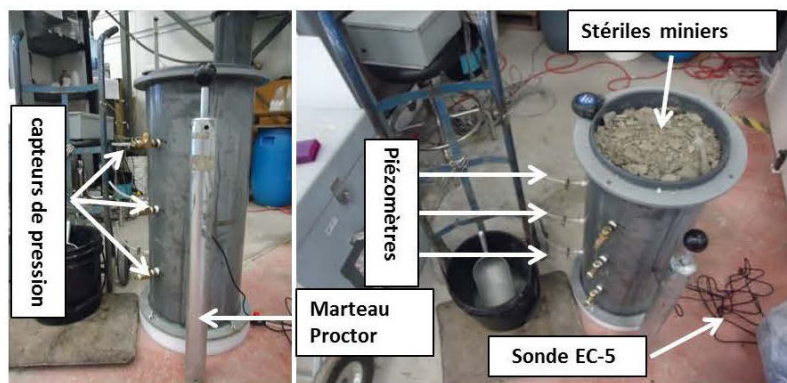


Figure 3-2 : Montage des essais de perméabilité en colonne

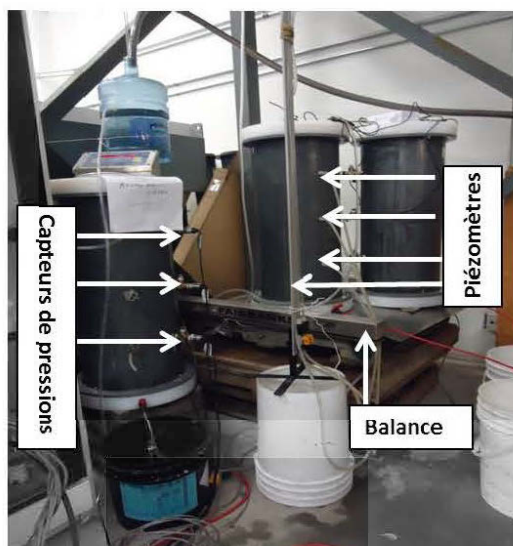


Figure 3-3: Déroutement des essais de perméabilité en colonne

Le montage et le démontage des colonnes sont inspirés des travaux réalisés par Hernandez (2007) et Peregoedova (2012). Lors du montage de la colonne (Figure 3.2), les matériaux sont compactés de façon identique afin d'avoir des indices des vide (ou porosité) désirés et semblables pour toutes les couches et tous les essais. Après le remplissage de la colonne, on procède à la saturation avec de l'eau. Pendant la saturation, on met la colonne sous succion (sous vide) comme décrit dans la procédure d'essais de drainage de Chapuis et al. (2007). La saturation se fait du bas vers le haut à faible gradient. Le degré de saturation dans la colonne est calculé selon la procédure décrite par Chapuis et al. (2007). Une fois le degré de saturation voulu atteint (> 95 %) et les piézomètres installés, les essais de perméabilité peuvent démarrer. Le protocole détaillé est expliqué dans Chapuis et al. (1989, 2007) et Peregoedova, (2012).

Au total, entre 5 et 10 essais de perméabilité à charge constante ont été réalisés sur les trois tranches granulométriques testées. Pour chaque essai, la valeur de k_{sat} a été calculée après que les charges hydrauliques soient stabilisées dans les piézomètres à partir de l'équation :

$$k_{sat} \text{ (cm/s)} = \frac{Q \cdot L}{A (h_e - h_s)} \quad (3.4)$$

où :

Q est le débit d'eau [L^3T] ;

L est la longueur de l'échantillon testé [L];

A est la surface de la section de la colonne, prise perpendiculairement à l'écoulement [L^2];

h_e est la charge amont donnée par la cellule de Mariotte [L]; et

h_s est la charge aval donnée par l'élévation de l'eau dans le tuyau de sortie [L].

Celle-ci est nulle si le niveau de sortie d'eau correspond au niveau de référence.

La conductivité hydraulique saturée dans le matériau testé a aussi été déterminée à partir des mesures de la charge hydraulique (à l'aide de piézomètres) à différentes élévations directement à l'intérieur de l'échantillon. Le calcul de k_{sat} se fait alors comme suit (McCarthy, 2007; Peregoedova, 2012):

$$k_{sat} [LT^{-1}] = \frac{Q.L_{1-2}}{A (h_1 - h_2)} \quad (3.5)$$

où :

L_{1-2} est la distance entre la prise des deux piézomètres [L]; et

h_1 et h_2 sont les charges mesurées aux deux points à l'aide de deux piézomètres [L].

À partir de trois piézomètres installés sur le long des colonnes expérimentales, on avait la possibilité de comparer les valeurs de k_{sat} obtenues par l'une ou l'autre méthode et de détecter s'il y avait des conditions d'écoulements différentes entre chaque paire de piézomètres. Les détails des résultats obtenus sont présentés à la section 3.2 et à l'Annexe 4.

Il importe de souligner aussi que le temps d'attente avant la prise des mesures pour calculer le k_{sat} (après stabilisation des charges hydrauliques dans les piézomètres) correspondait dans presque tous les cas étudiés au moment où il n'y avait presque plus de particules fines en suspension dans l'eau à la sortie de la colonne. Pour des essais réalisés sur le même matériau, la masse des éléments en suspension dans l'eau à la sortie de la colonne a été estimée à 50 g pour une couche des stériles de 30 cm de hauteur; la masse totale dans la colonne est d'environ 45 kg des matériaux (Rey, 2013).

Pour chaque essai, la valeur de k_{sat} obtenue à la température ambiante a été corrigée pour obtenir la valeur normalisée à 20 degrés Celsius selon l'équation ci-après :

$$k_{sat} (20 \text{ } ^\circ\text{C}) = \frac{k_{sat} (T) \times \mu T}{\mu 20 \text{ } ^\circ\text{C}} \quad (3.6)$$

où :

$k_{sat}(20\text{ °C})$ est la conductivité hydraulique saturée à 20 °C [LT^{-1}];

$k_{sat}(T)$ est la conductivité hydraulique saturée à la température du test [LT^{-1}];

μ_T est la viscosité de l'eau à la température du test [$Pa \cdot s$]; et

$\mu_{20\text{ °C}}$ est la viscosité de l'eau à 20 °C ($=10^{-3} Pa \cdot s$).

Pour valider les résultats, on a aussi réalisé des essais de perméabilité dans de petits perméamètres (Figure 3.4) à charge constante selon la norme de l'ASTM D 5856 (2007b), avec un des échantillons de stériles (seulement la tranche 0-20 mm) testés dans les grandes colonnes. Les résultats sont également présentés à la section 3.2.



Figure 3-4 : Essai de perméabilité dans le perméamètre pour les stériles

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) propre à chaque tranche granulométrique étudiée a été comparée au k_{sat} obtenu par des méthodes prédictives de Shepherd (1989), Taylor (1948) et Budhu (2011) proposées par Peregoedova (2012) (voir équations 2.33 et 2.34). Les résultats obtenus avec les différents montages expérimentaux et les méthodes prédictives sont présentés à la section 3.2.

3.1.10 Courbe de rétention d'eau et essais de drainage libre

Résidus

La courbe de rétention d'eau (CRE) des résidus a été déterminée à l'aide de deux techniques. Une cellule de pression appelée aussi cellule de Tempe et la technique des mesures simultanées de teneur en eau volumique et de succion dans les colonnes à l'aide des équipements (sondes) appropriés présentés à la section 3.3.2. Les essais en cellule de Tempe sont inspirés de la

norme ASTM D3152-72 qui consiste à appliquer différents niveaux de pression gazeuse (bonbonne d'azote dans notre cas pour éviter l'oxydation des minéraux sulfureux; voir Figure 3.5.) sur un matériau initialement saturé afin de faire sortir l'eau sous l'effet de différentes pressions appliquées (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993). L'échantillon est mis en place dans un amieau de métal de 6,60 cm de diamètre et 3,15 cm de hauteur. Le tout est mis en place dans la cellule Tempe (Figure 3.5) entre deux plaques de céramique (avec un AEV=15 bars) préalablement saturées. Il est important de s'assurer que les tubulures sous la céramique soient elles aussi saturées. Par la suite, on ferme la cellule Tempe et on la pèse. Une aiguille insérée dans la valve de sortie de la cellule permet à l'eau de s'écouler. On augmente les pressions par palier jusqu'à un maximum propre à la cellule et au manomètre utilisé (e.g. 0, 15, 30, 45, 60, 90, 120, 250, 400, 900, jusqu'à environ 1450 kPa selon le cas). Suite à l'essai, on obtient la variation de teneur en eau volumique θ en fonction de la succion ψ à partir de la différence de masse de la cellule entre chaque palier de pression. On peut par la suite tracer notre CRE à partir des valeurs mesurées de θ et de ψ . Le protocole expérimental détaillé peut être trouvé entres autres dans Pabst (2011).

Lors du démontage, on note la hauteur et le diamètre de notre échantillon pour obtenir la variation de volume durant l'essai. On mesure aussi une teneur en eau massique finale w pour confirmer la valeur de teneur en eau volumique obtenue par la formule suivante :

$$\theta = w (1-n) D_r \quad (3.7)$$



Figure 3-5 : Essais de rétention d'eau en cellule Tempe

Les points expérimentaux des essais sont ensuite lissés avec l'équation de Van Genuchten (1980; voir l'équation 2.20) au moyen du logiciel RETC (version 6.0, van Genuchten et al. 1991) et la CRE est comparée à celle prédite par le modèle de Kovacs modifié (MK) (Aubertin et al., 1998, 2003; voir l'équation 2.38).

La technique de mesure dans les colonnes a consisté à prendre simultanément la teneur en eau volumique et la succion respectivement avec les sondes EC-5 et MPS-2 dans les colonnes dont les configurations sont présentées à la section 3.3 (3.3.1 et 3.3.2). Les couples des points (θ , ψ) ont ensuite été lissés avec l'équation de van Genuchten (1980; voir l'équation 2.20) au moyen du logiciel RETC (version 6.0, van Genuchten et al. 1991).

Stériles miniers (0-20 mm; 0-37,5 mm et 0-50 mm)

C'est au démontage des colonnes (identiques à celles utilisées pour les essais de perméabilité) après les essais de drainage libre que les CRE des stériles ont été construites (pour les trois tranches granulométriques). L'essai de drainage dans des colonnes est réalisé selon les recommandations mentionnées dans Chapuis et al. (2007) et de l'application faite par (Hernandez (2007) et Peregoedova (2012)). La colonne est initialement saturée et le haut est ouvert à la pression atmosphérique. La valve à la base de la colonne est ouverte afin que l'eau puisse s'écouler dans des béciers ou récipients préparés à cette fin. La condition limite au bas de la colonne est contrôlée par un tuyau de drainage (Figure 3.6) qui maintient une charge hydraulique d'environ 10 à 15 cm par rapport à la base de l'échantillon dans notre cas. Le drainage commence au temps $t=0$ et la quantité d'eau évacuée est mesurée à des intervalles de temps réguliers. Il est suggéré que les mesures peuvent être arrêtées lorsqu'il s'écoule moins d'un gramme d'eau en 24 heures (Peregoedova, 2012).

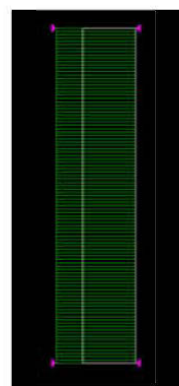
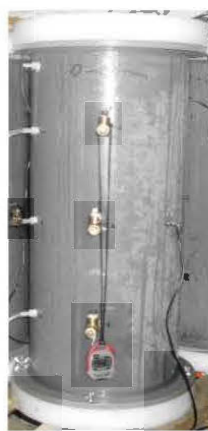


Figure 3-6 : Drainage des colonnes lors des essais

Pour évaluer la CRE, on démonte la colonne et on enlève le matériel par tranches successives (environ 5-7 cm d'épaisseur pour notre cas) en notant la masse et le volume (ou l'épaisseur) de chaque couche. Le matériel de chaque couche est séché au four pendant au moins 24 heures pour déterminer la teneur en eau massique, la masse volumique sèche et déduire la porosité de chaque couche. Connaissant l'élévation (en supposant que l'équilibre hydrostatique est atteint, $\psi =$ élévation) et la teneur en eau massique (et ensuite volumique), les CRE sont construites. Les CRE obtenues sont lissées à l'aide du modèle de van Genuchten (1980) intégré dans le logiciel RETC (van Genuchten et al., 1991). Dans cette étude, la modélisation inverse (Inverse modelling) est également utilisée pour prédire les propriétés hydriques des stériles miniers. Cette méthode consiste à désaturer la colonne par un test de drainage vertical. Pendant ce test, les mesures des débits cumulatifs (à partir desquelles seront déduits les taux de décharge en fonction du temps à la sortie de la colonne), de teneur en eau et de succion sont mesurées en fonction du temps. Les détails sur cette technique ont été présentés à la section 2.4.4 du chapitre 2. Les données générées par ce test sont introduites dans le logiciel Hydrus 1D afin d'estimer les propriétés hydriques. Les différents paramètres utilisés pour la modélisation inverse avec Hydrus 1D sont repris au tableau 3.1. La figure 3.7 quant à elle présente le modèle numérique utilisé dans le logiciel Hydrus 1D. Finalement, les points expérimentaux (θ et ψ) des CRE et les résultats des modélisations inverses sont comparés à ceux des CRE obtenues avec le modèle prédictif MKs modifié pour les matériaux à granulométrie étalée comme les stériles miniers (Peregoedova, 2012).

Tableau 3-1 : Détails sur la modélisation inverse avec Hydrus 1D

Paramètres de la modélisation	Valeurs utilisées
Matériaux utilisés	1 couche de stériles miniers
Hauteur matériaux (cm)	65
Paramètres à estimer	Paramètres hydrogéologiques
Modèles hydrogéologiques	Simple et double porosités Pas d'hystérésis
Conditions frontières	Flux constant et nul à la surface Drainage libre à la base
Nombre maximum d'itérations	10
Nombre des données dans la fonction objective	25

**Figure 3-7** : Modèle numérique utilisé dans Hydrus pour la modélisation inverse

3.1.11 Essais d'infiltration

Les essais d'infiltration sont réalisés dans le but d'identifier la présence d'éventuelles voies d'écoulements préférentiels à l'intérieur des colonnes (mêmes colonnes que les essais de perméabilité et de drainage). Le protocole expérimental de ces essais, adapté de Peregoedova (2012), peut être résumé comme suit :

- Drainage de la colonne jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'écoulement d'eau à la sortie du bas (depuis quelques jours);
- Prise de lectures de capteurs de pression et vérification des mesures (elles doivent correspondre à l'élévation au-dessus de la nappe libre placée au bas de la colonne);
- Fermeture de la valve à la sortie de la colonne, puis retrait du couvercle, de la plaque trouée et du géotextile en haut de la colonne;
- Mise en place de la pellicule imperméable (un sachet plastique transparent a été utilisé) à la surface du matériau;
- Ajout de l'eau en haut de la colonne sur la pellicule imperméable (environ 2,7 L ont été utilisés pour notre cas) et prise de la hauteur de la couche d'eau;
- Préparation des récipients pour recueillir l'eau drainée et ouverture de la valve à la sortie au bas de la colonne;
- Retrait rapide de la pellicule et infiltration de l'eau dans le matériau;
- Prise des mesures du niveau de l'eau qui s'infiltré dans le matériau et de la sortie d'eau au bas de la colonne en fonction du temps;
- Drainage de la colonne jusqu'à la fin de l'écoulement d'eau à la sortie du bas (depuis quelques jours);
- vérification des mesures des capteurs de pression (elles doivent revenir à leur état initial d'équilibre, c'est-à-dire $\psi=Z$) et fermeture de la valve de sortie; et
- Construction des courbes du taux d'infiltration (I) en fonction du temps et évaluation de nombre des phases avec lesquelles l'eau infiltrée arrive au bas de la colonne.

3.1.12 Essais de traceur

Les essais de traceur réalisés ont aussi servi à identifier le principal mécanisme responsable du transport du traceur à l'intérieur des colonnes. Nous avons utilisé le sel alimentaire, NaCl, comme traceur. Une teneur en sel variant entre 13 et 14 g/L est utilisée. Cette valeur reste proche de la concentration recommandée dans les travaux de Gaillot (2007) et Bourrel (2008) et de celle utilisée par Peregoedova (2012).

L'essai consiste en une injection continue d'eau salée en haut de la colonne sous des conditions de faible gradient hydraulique (soit $i \approx 0,9$ dans notre cas). L'eau drainée est récupérée à la sortie de la colonne. La conductivité électrique de l'eau recueillie est mesurée à l'aide du conductimètre préalablement calibré (comme présenté à la figure 3.8). La prise des mesures de conductivité électriques se fait à partir du début de l'injection d'eau salée en amont (haut) de la colonne, ce qui permet d'exprimer les résultats des essais de traceur directement en termes de concentration en NaCl.

Les courbes des concentrations en sel en fonction du temps sont ainsi construites et interprétées. Le programme QTRACER2 est utilisé pour interpréter les résultats des tests de traceur. Ce programme, principalement conçu pour être utilisé dans les systèmes karstiques, peut être employé efficacement sur presque n'importe quel type d'essai de traceur et dans n'importe quel type d'environnement géologique (e.g. eau de surface, milieu poreux, couche aquifère en roches fracturée et couche aquifère karstique). Néanmoins l'opérateur doit porter une analyse par rapport aux résultats obtenus (EPA, 2002). Les équations de base utilisées dans ce logiciel sont présentées dans le tableau 3.2. (tiré de Maqoud et al., 2011).

Ce programme nous a ainsi permis d'estimer différentes propriétés du milieu à savoir : le temps principal de transit du traceur, la vitesse principale du traceur, le pourcentage récupéré du traceur injecté, le nombre de Peclet, le coefficient de dispersion cinématique et la dispersivité longitudinale. Les différents résultats obtenus sont présentés à la section 3.2.

Tableau 3-2 : Formules mathématiques utilisées dans le programme QTRACER2 (tiré et adapté de Maqsood et al., 2011)

<p>Concentration du traceur à un temps t (M/V)</p>	$C(t) = \frac{m x}{Q_m \sqrt{4\pi D_L t}} \frac{1}{t^{0,5}} \times \exp\left[-\frac{P}{4t_m} \frac{(t_m - t)^2}{t}\right]$	<p>m est la quantité du traceur injecté (M), x distance à partir du point d'injection (L), U_m est la vitesse principale du traceur, Q_m est le débit d'écoulement (L^3/T), D_L est le coefficient de dispersion longitudinal, C_p est la concentration maximale et t_p est le temps à la concentration maximale (T).</p>
<p>Vitesse principale du traceur (L/T)</p>	$U_m = \frac{\int_0^\infty \frac{x}{t} C(t) Q(t) dt}{\int_0^\infty C(t) Q(t) dt}$	
<p>Temps principal du transit t_m(T)</p>	$t_m = \frac{x}{U_m}$	
<p>Récupération du traceur injecté (%)</p>	$\frac{M_{recov}}{m} \times 100 = \frac{\int_0^\infty C(t) Q(t) dt}{m} \times 100$	

Tableau 3-2 (suite) : Formules mathématiques utilisées dans le programme QTRACER2 (tiré et adapté de Maqsood et al., 2011)

Volume de la zone de transport	$V = t_m Q_m$	
Dispersion longitudinale $D_L(L)$	$D_L = \sqrt{tLn \frac{C_p \sqrt{t_p}}{C \sqrt{t}}}$	

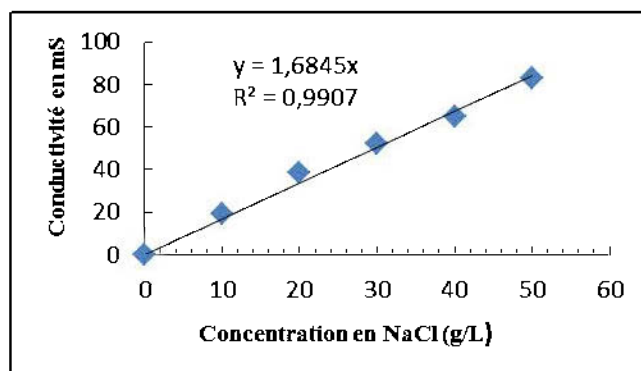


Figure 3-8 : Droite de calibration du conductimètre

3.2 Résultats de caractérisation des matériaux

Cette section présente les résultats obtenus lors des essais réalisés au laboratoire afin de caractériser les matériaux qui ont été utilisés dans ce projet. Les travaux ont consisté à faire la caractérisation de base et de mesurer les propriétés hydro-géotechniques des matériaux à l'aide d'essais en laboratoire décrits au point 3.1. Les paramètres étudiés sont la courbe granulométrique, la densité relative des grains (D_r), la masse volumique sèche (ρ_d) et la porosité (n) du matériau à l'intérieur des colonnes de stériles. L'analyse chimique et l'analyse soufre carbone pour les résidus et la composition minéralogique pour les résidus et les stériles ont aussi été déterminées. Les résultats des essais de perméabilité, de drainage (pour déterminer la CRE des stériles), de compactage, d'infiltration et de traceur dans les colonnes des stériles sont par la suite présentés. Certains résultats ont été comparés aux prédictions, lorsque possibles. Les modèles de prédictions utilisés ont été présentés au chapitre 2.

3.2.1 Analyse granulométrique

Les figures 3.8 et 3.9 présentent les courbes granulométriques des matériaux étudiés : les résidus désulfurés et les stériles. Une analyse granulométrique a été réalisée sur chaque type de stériles (0-20, 0-37.5 et 0-50 mm) et sur les différents résidus désulfurés produits lors de la désulfuration de résidus LaRonde decyanurés. Il ressort des résultats de l'analyse granulométrique que le résidu LaRonde baril est le plus fin (environ 85 % des particules $\leq 0,08$ mm), suivi de résidu LaRonde épuisage (65 % des particules $\leq 0,08$ mm) et enfin le résidu LaRonde ébauchage est le plus grossier (environ 35 % des particules $\leq 0,08$ mm). Ainsi, on remarque que la désulfuration des résidus LaRonde entraîne une perte des particules fines (avec hypothèse que les sulfures sont la principale composante de la fraction fine). Il est important de préciser que c'est le mélange résidus baril et résidus épuisage qui a été utilisé comme matériau de la couche de rétention d'eau dans les colonnes qui ont servi à tester les CEBC faites des matériaux miniers en raison de la perte des particules fines des rejets ébauchage; ce mélange (résidus barils et résidus épuisage) sera dorénavant appelé dans ce mémoire résidus désulfurés.

Quant aux stériles Bousquet, les trois tranches granulométriques présentent une granulométrie assez similaire en termes de proportions des fines (inférieure à 10 microns). Rappelons aussi que la granulométrie de l'échantillon de roches stériles reçu a été déjà tronquée à 50 mm avant son transport au laboratoire.

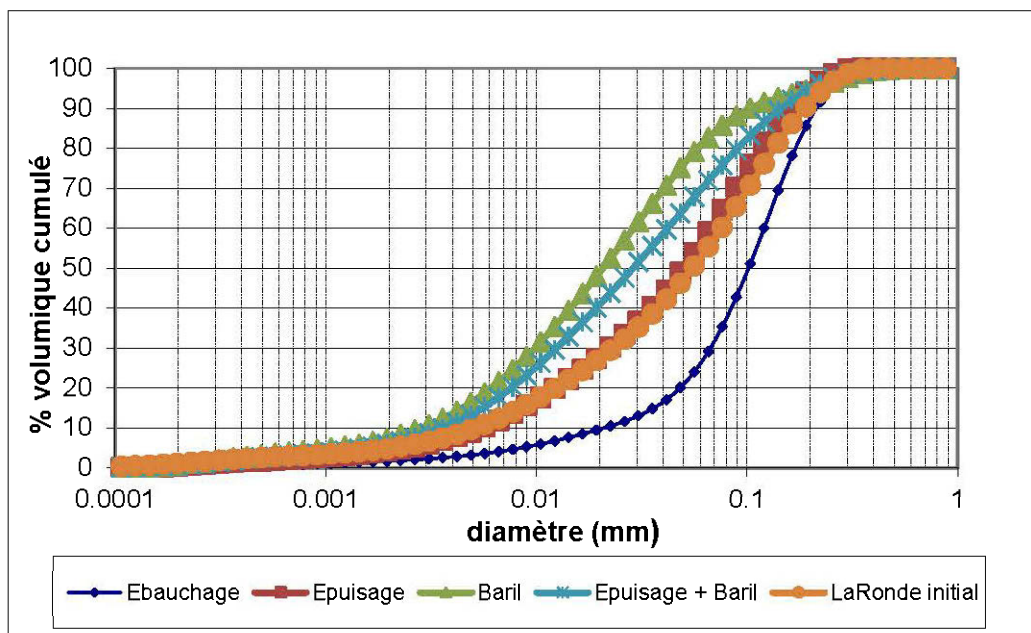


Figure 3-9 : Courbes granulométriques des résidus désulfurés

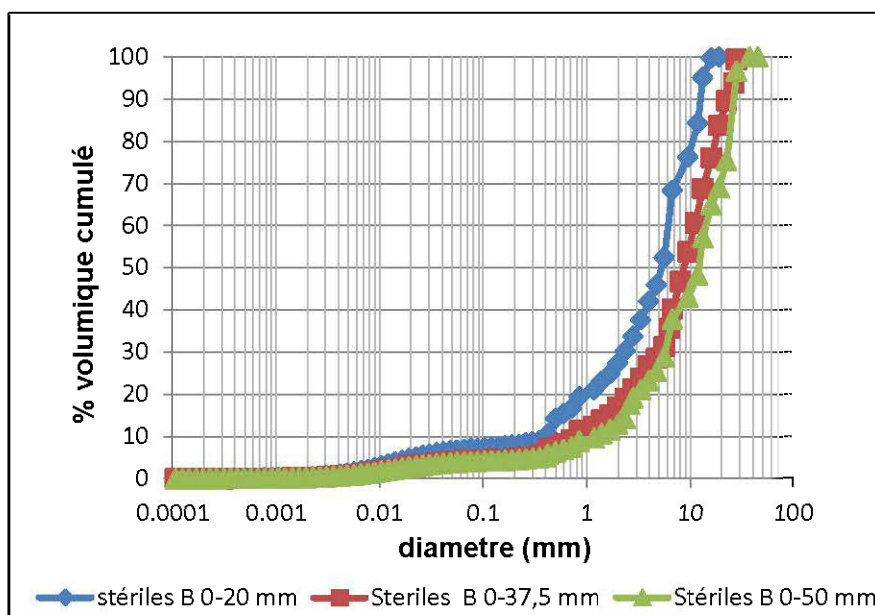


Figure 3-10: Courbes granulométriques des roches stériles

Le tableau 3.3 présente les paramètres granulométriques des stériles et des résidus. Selon le système ASTM de classification des sols (basé sur le système unifié USCS; McCarthy 2007), les trois échantillons de roches stériles (Stériles Bousquet) testés correspondent à un gravier bien gradué GW. Pour les trois tranches granulométriques, les coefficients d'uniformité $C_U (= D_{60}/D_{10})$

et de courbure C_C ($(D_{30}^2/(D_{60}*D_{10}))$) varient respectivement entre 11,38 et 14,67 et entre 1,85 et 3,22.

Pour le résidu désulfuré retenu pour ce projet, les D_{10} et D_{60} sont respectivement de 0,0036 et 0,012 mm. Les valeurs de C_U et de C_C correspondant sont de 11,54 et 1,013 respectivement. Les pourcentages passants au tamis de 0,002 mm (2 microns) et 0,08 mm (80 microns) sont d'environ de 6 % et 75 % respectivement. La courbe granulométrique de ce résidu présentée à la figure 3.9 est similaire à celles trouvées dans la littérature pour les résidus des mines de roches dures avant déposition dans le parc à résidu et semblable à celles habituellement rencontrées pour des résidus miniers provenant de divers sites au Québec (e.g. Aubertin et al., 2002; Benzaazoua et Kongolo 2003; Bussière, 2007). Le résidu désulfuré (baril + épuisage) est, selon le système de classification des sols unifié (USCS; e.g., McCarthy, 2007), classifié comme un silt peu plastique (ML).

Tableau 3-3 : Paramètres granulométriques des stériles et des résidus miniers testés

Matériaux	D₁₀ (mm)	D₃₀ (mm)	D₅₀ (mm)	D₆₀ (mm)	C_U	C_C
Stériles B 0-20 mm	0,417	2,317	5,6	6,121	14,67	2,10
Stérile B 0-37,5 mm	0,757	5,191	9,5	11,031	14,57	3,22
Stérile B 0-50 mm	1,249	5,728	11,8	14,210	11,38	1,85
Résidus désulfurés	0,0036	0,012	0,026	0,042	11,54	1,013

3.2.2 Densité relative

Les valeurs de la densité relative (D_r) des grains des roches stériles et des résidus sont présentées au tableau 3.4. Pour les stériles, on constate que la densité relative des grains ne varie pas de manière systématique avec la grosseur des particules. La fraction 0-37,5 mm des stériles est caractérisée par une densité légèrement plus élevée, soit environ 2,902 (tableau 3.4), par rapport à 2,856 et 2,895 pour les stériles 0-20 et 0-50 mm respectivement.

Quant aux résidus désulfurés, ils présentent une densité des grains solides (D_r) de 2,841. Bussière (2007) rapporte une valeur de D_r entre 2,6 et 2,9 pour des rejets miniers provenant d'exploitation des gisements d'or filoniens, et des valeurs supérieures à 2,9 pour des rejets miniers sulfureux. Des valeurs similaires ont aussi été rapportées par Vick (1983).

Tableau 3-4 : Densités relatives de différents matériaux testés (ASTM D854 méthode du pycnomètre)

Matériaux	Densité relative (D_r)
Stériles B 0-20 mm	2,856
Stérile B 0-37,5 mm	2,902
Stérile B 0-50 mm	2,895
Résidus désulfurés	2,841

3.2.3 Essais de compactage

Le tableau 3.5 présente les résultats obtenus pour les essais Proctor modifiés (ASTM D 1557-00). Les rejets désulfurés présentent une teneur en eau à l'optimum Proctor (w_{opt}) de 12 % pour un indice des vides à l'optimum (e_{opt}) de 0,56 et un poids unitaire sec de 17,8 kN/m³. Ces valeurs sont assez similaires à celles rapportées par Aubertin et al. (1996a) et Bussière (2007) pour des rejets de concentrateur. Les stériles Bousquet (0-20 mm) quant à eux présentent une teneur en eau à l'optimum Proctor (w_{opt}) de 6 % pour un indice des vides (e_{opt}) de 0,18 et un poids unitaire sec de 23,6 kN/m³.

Tableau 3-5 : Résultats des essais de compactage Proctor modifié pour différents matériaux. e_{opt} : indice des vides à l'optimum Proctor; w_{opt} : teneur en eau massique à l'optimum et ρ_d : masse volumique maximale du matériau sec (à l'optimum Proctor).

Matériaux	e_{opt}	w_{opt} (%)	ρ_d (kg/m ³)	Poids unit sec (ρ_d) kN/m ³
Stériles Bousquet (0-20 mm)	0,18	6	2406	23,6
Résidus désulfurés	0,56	12	1814	17,8

3.2.4 Analyses minéralogiques

Les résultats des analyses minéralogiques interprétés à partir des diffractogrammes DRX avec le logiciel TOPAS (Young 1995), pour les résidus et stériles analysés, sont présentés au tableau 3.6. La pyrite est le seul sulfure identifié dans les rejets LaRonde (entre 2 et 5 %). Les autres

minéraux de la gangue sont essentiellement des silicates et des aluminosilicates dont le composé majoritaire est le quartz (57-78 %). Les autres silicates présents dans les résidus sont: la chlorite, la muscovite, la paragonite et l'albite. Ces minéraux ont un pouvoir neutralisant très faible et sont peu susceptibles de neutraliser l'acidité. Aucun carbonate n'a été identifié au DRX.

Le stérile Bousquet est majoritairement composé de silicates et de carbonates représentés en majorité par : le quartz, la muscovite, la chlorite et l'albite (pour les silicates) et dolomite et calcite (pour les carbonates). Un minéral sulfureux, en l'occurrence la pyrite, a été aussi identifié au DRX (2,11 %).

Tableau 3-6 : Résultats des analyses minéralogiques (DRX)

Minéraux	Formules chimiques	Résidus LaRonde désulfurés Épuisage (67 % du mélange)	Résidus LaRonde désulfurés Baril (33 % du mélange)	Stériles Bousquet
Quartz	SiO ₂	78	63	34
Pyrite	FeS ₂	2	5	2
Muscovite	KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂	2	2	26
Albite	NaAlSi ₃ O ₈	7	9	7
paragonite	NaAl ₂ (Si ₃ Al) O ₁₀ (OH) ₂	4	12	-
chlorite	Mg ₅ Al ₂ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₈	8	9	7
Dolomite	Ca Mg (CO ₃) ₂	-	-	20
Calcite	CaCO ₃	-	-	3
Total		100	100	100

3.2.5 Analyse ICP-AES (Digestion)

Les principaux éléments chimiques présents dans les échantillons des résidus désulfurés sont le soufre (~ 0,1 - 3 %), le fer (~ 1,2 - 4,7 %), l'aluminium (~ 3,9-7,6 %), le calcium (~ 0,7 - 2,5 %) et le magnésium (0,2-1,1 %). On observe aussi une concentration de titane d'environ 1192-

1525 mg/kg et de zinc 1687 mg/kg (pour le résidu baril). La somme des pourcentages des différents éléments ne donne pas 100 % parce que le silicium et le sodium ne sont pas analysés. Les résultats complets de l'analyse chimique sont présentés à l'Annexe 8.

3.2.6 Mesures au LECO

Les teneurs en soufre des rejets de concentrateur et des stériles ont été également évaluées à l'aide de la fournaise à induction. Les résultats sont présentés au tableau 3.7. On observe pour les résidus un % soufre de 1,44 et 0,15 % carbone (avec comme hypothèse que les creusets qui ont été utilisés ne contenaient pas du carbone). Les pourcentages de soufre total des résidus donnés par le LECO (Tableau 3.7) correspondent bien aux résultats du DRX (obtenus à partir de la teneur en pyrite donnée au Tableau 3.6) et au % évalué à l'ICP-AES.

Le pouvoir acidifiant (PA) et de neutralisation (PN) peut être estimé à partir du % de soufre et du % de carbone de l'échantillon donné par la digestion (ICP-AES) et le four à induction. Cette méthode considère que tout le soufre présent s'oxyde et que tout le carbone analysé par le four Leco est associé aux carbonates. Selon cette méthode de calcul, le potentiel d'acidification est supérieur au potentiel de neutralisation pour les résidus désulfurés et inférieurs au potentiel de neutralisation pour les stériles Bousquet (Tableau 3.7). Malgré que le résidu désulfuré ait un léger potentiel de génération d'acide, il a tout de même été utilisé dans les essais en colonnes. Le présent projet met l'accent sur le comportement hydrogéologique et non sur le comportement géochimique. Cependant, étant donné qu'aucun effort d'optimisation du procédé de désulfuration n'a été réalisé, on peut penser qu'il serait possible de produire un résidu désulfuré non générateur de DMA (ou encore près de l'être).

Tableau 3-7 : Résultats des analyses à la fournaise à induction

Élément	S _{total}	C _{total}	PA= (31,25*%S)	PN = (83,3*%C)	PN-PA	PN/PA
Unités	% p/p	% p/p	Kg CaCO ₃ /t	Kg CaCO ₃ /t	Kg CaCO ₃ /t	
Limite de détection de la méthode	0,004	0,04				
Résidus désulfurés	1,44	0,15	45	12,5	-32,5	0,27
Stériles Bousquet	1,641	2,94	51,3	244,9	193,6	3,77

3.2.7 Détermination de K_r

Les résultats des mesures de concentration d'oxygène réalisées ainsi que la courbe obtenue avec le logiciel POLLUTE sont présentés à la figure 3.11. Le tableau 3.8 présente un résumé des caractéristiques de l'essai de diffusion/consommation, ainsi que les valeurs mesurées et prédites. La valeur $5,712E-08 \text{ s}^{-1}$ est prédite à l'aide du modèle de Collin à partir de valeur de la teneur en pyrite obtenue au DRX (voir tableau 3.6). On voit que la valeur de K_r ($9,1E-08 \text{ s}^{-1}$) obtenue à partir de l'essai est comparable à celle prédite.

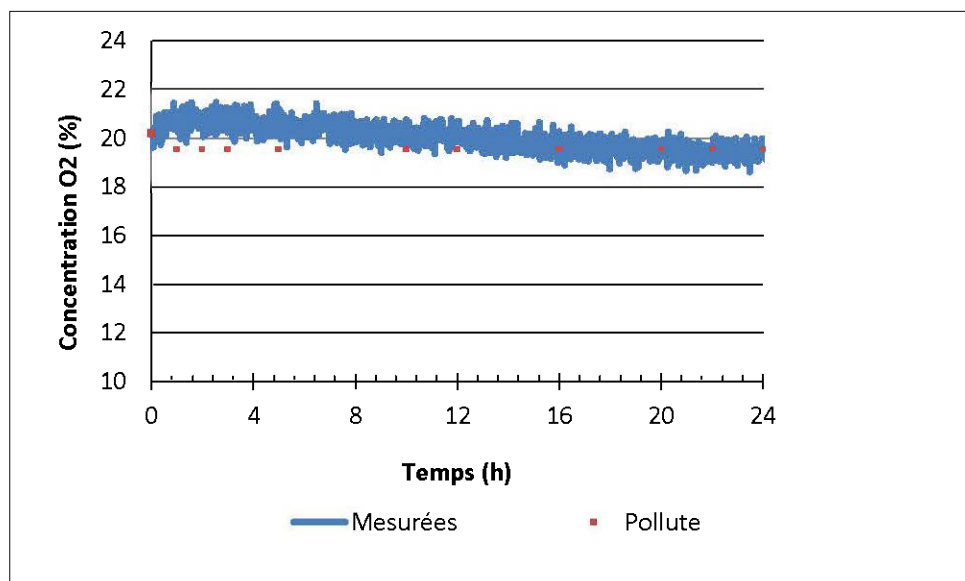


Figure 3-11 : Mesures expérimentales de concentration d'oxygène et ajustement obtenu avec Pollute

Tableau 3-8 : Caractéristiques des essais de consommation sur les résidus désulfurés et paramètres déduits des analyses avec POLLUTE

S_r	n	$h_{\text{résidus}}$	θ_{eq}	K_r prédit	D_e prédit	K_r mesuré
%	%	cm	-	(/jour)	(m^2/s)	(/jour)
60	44	2,0	0,183	4,94E-03	3,01E-07	7,86E-03

3.2.8 Porosité des stériles dans les colonnes pour les essais de k_{sat} et CRE

En général, la porosité observée dans les colonnes varie entre 0,33 et 0,39 lors des essais hydrogéologiques pour déterminer la valeur de k_{sat} et la CRE. La masse volumique sèche (ρ_d) des matériaux testés varie de 1748 à 1840 kg/m^3 . Les valeurs de porosité et masse volumique sèche sont dans la même plage des valeurs observées sur les haldes à stériles. Sur le terrain et dans des haldes à stériles, la porosité varie typiquement entre 0,37 et 0,60 et les masses volumiques sèches varient de 1600 à 2400 kg/m^3 (Hernandez, 2007; Peregoedova, 2012).

Le tableau 3.9 présente les valeurs de la porosité moyenne et de la masse volumique sèche des stériles dans chaque colonne expérimentale. Il faut préciser que ces valeurs ont été déterminées à partir de la densité relative de solides et du volume total du matériau poreux (équation 3.2) mesuré au montage (avant les essais) et au démontage (après les essais) des colonnes.

Les mesures de la porosité ont permis d'évaluer la teneur en eau volumique à saturation des stériles (θ_{sat}). Ces mesures ont été déterminées au démontage des colonnes à partir de la teneur en eau massique (w) dans la couche saturée des stérile en bas de la colonne (selon l'équation 3.7). Les valeurs de porosités n dans les colonnes testées sont présentées dans le tableau 3.9.

Tableau 3-9 : Porosité moyenne dans les colonnes instrumentales

Matériaux	Porosité (n)		Masse volumique sèche ρ_d [kg/m^3]
	Moyenne au montage	Moyenne au démontage	
Stériles B 0-20 mm	0,35	0,35	1840
Stérile B 0-37 mm	0,35	0,38	1773
Stérile B 0-50 mm	0,35	0,39	1748

La figure 3.12 présente l'évolution de la porosité en fonction de l'élévation.

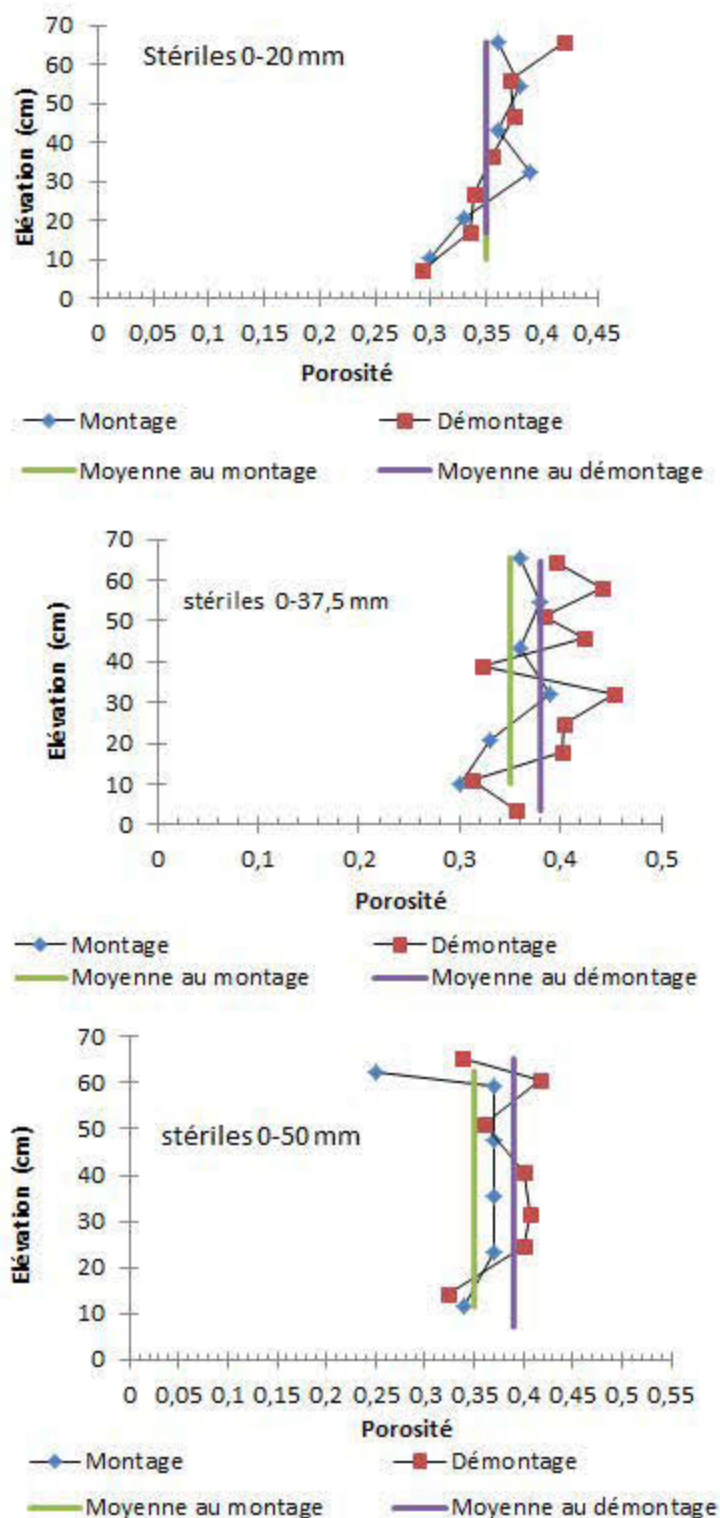


Figure 3-12 : Évolution de la porosité dans les colonnes (0-20, 0-37,5 et 0-50 mm)

3.2.9 Mesures de la conductivité hydraulique saturée

Tel que mentionné précédemment dans ce chapitre, 5 à 10 mesures de la conductivité hydraulique saturée à charge constante ont été réalisées en colonne sur chaque tranche granulométrique testée. Un exemple de données obtenues lors des essais est présenté à l'Annexe 4. La valeur de k_{sat} jugée représentative est la moyenne arithmétique des valeurs obtenues lors des essais basée sur les charges hydrauliques dans chaque paire de piézomètres et en considérant toute la hauteur de l'échantillon (charge à l'entrée et à la sortie de la colonne). Le tableau 3.10 présente les valeurs de conductivités hydrauliques saturées moyennes et celles obtenues par les modèles de prédiction de Shepherd (1989), Taylor (1948) et Budhu (2011) (Équations 2.36 et 2.37).

L'Annexe 4 présente en détail les valeurs de k_{sat} déduites des mesures des charges hydrauliques pour chaque paire de piézomètres placée sur la hauteur des colonnes de stériles. Nos observations ont montré que la conductivité hydraulique des stériles varie légèrement à l'intérieur de la colonne expérimentale de manière décroissante du haut vers le bas. La conductivité hydraulique mesurée dans la présente étude est pratiquement la même pour toutes les fractions granulométriques étudiées. Elle varie autour de 10^{-1} cm/s (soit de 0,228 à 0,674 cm/s).

Pour aider à valider les mesures de k_{sat} à partir des essais en colonne, on a aussi mesuré dans de petits perméamètres la conductivité hydraulique k_{sat} de la fraction granulométrique 0-20 mm. La valeur moyenne obtenue est similaire ($5,7E-01$ cm/s) à celle obtenue en colonne (voir tableau 3.10).

Tableau 3-10 : Valeurs de k_{sat} obtenues par approche expérimentale et méthodes prédictives

Matériaux	k_{sat} (cm/s) moyenne mesurée dans le perméamètre	k_{sat} (cm/s) moyenne mesurée en colonne	Prédiction k_{sat} (cm/s)	
			Shepherd (1989)	Taylor (1948) et Budhu (2011)
Stériles B 0-20 mm	5,7E-01	2,9E-01	2,7E-01	3,6E-01
Stériles B 0-37,5 mm	-	4,9E-01	4,1E-01	5,2E-01
Stériles B 0-50 mm	-	4,8E-01	5,5E-01	8,4E-01

L'essai de perméabilité pour le résidu désulfuré a été réalisé en cellule triaxiale et au perméamètre à paroi rigide. Les résultats obtenus ainsi que les prédictions sont présentés au tableau 3.11. On peut voir que les résultats obtenus au laboratoire se comparent assez bien avec les résultats prédits à l'aide du modèle de KCM. Le degré de saturation final dans l'échantillon (déterminé après l'essai) est d'environ 95 %. Cette valeur est considérée acceptable suite aux recommandations de Chapuis et al. (1989). Les résidus LaRonde présentent une conductivité hydraulique saturée de l'ordre de $1,6E-05$ à $6,8E-05$ cm/s pour une porosité d'environ 0,45. Ces valeurs correspondent aux valeurs typiques obtenues par d'autres auteurs sur des rejets miniers (e.g. Vick, 1983; Aubertin et al., 1996a; Aubertin et al., 2002; Bussière, 2007).

Tableau 3-11: Résultats des essais de perméabilité des résidus

Matériaux	n	k_{sat}, Essai triaxial (cm/s)	k_{sat}, perméamètre standard (cm/s)	k_{sat} Modèle KCM (cm/s)
Résidus désulfurés	0,44-0,45	$1,6E-05$	$6,8E-05$	$5,7E-05$

3.2.10 Résultats des essais de traceur

Les essais de traceur au chlorure de sodium (NaCl) ont été réalisés sur les trois tranches granulométriques des échantillons des stériles Bousquet selon la procédure décrite à la section 3.1.12. Les figures 3.13, 3.14 et 3.15 présentent les courbes d'apparition du traceur obtenues pour les essais en colonnes. Les tableaux 3.12 et 3.13 présentent les conditions et les principaux résultats de ces essais.

Le logiciel QTRACER2 a été utilisé pour évaluer la valeur du nombre de Peclet. La méthode des paramètres adimensionnels de Sauty (1980) a été utilisée afin d'évaluer le temps d'advection t_{adv} , le coefficient de dispersion longitudinale D_L et la dispersivité longitudinale α_L selon les formules présentées au tableau 3.13. Les formulations mathématiques des équations utilisées dans le programme QTRACER2 ont été présentées dans le tableau 3.2 de ce chapitre 3.

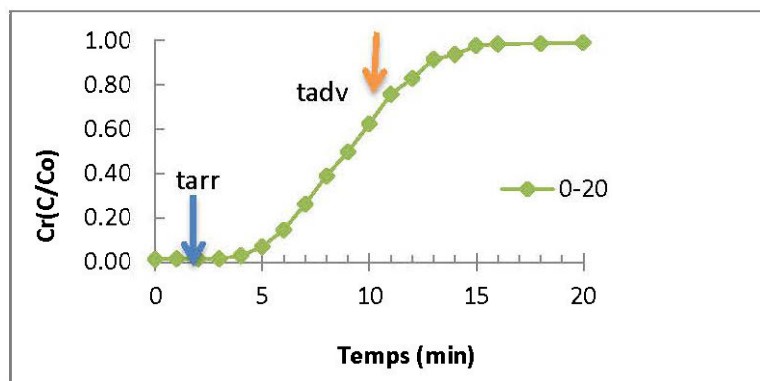


Figure 3-13 : Courbe d'apparition du traceur stériles Bousquet 0-20 mm

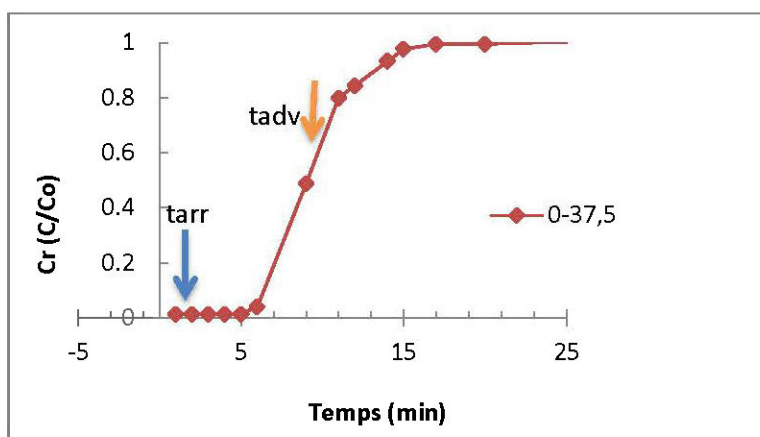


Figure 3-14: Courbe d'apparition du traceur stériles Bousquet 0-37,5 mm

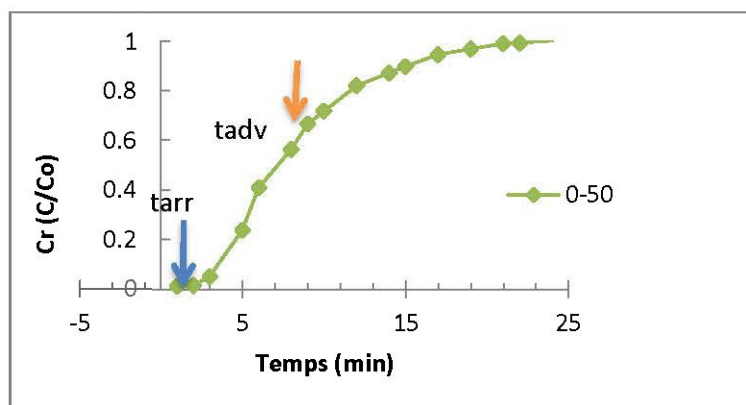


Figure 3-15: Courbe d'apparition du traceur stériles Bousquet 0-50 mm

Tableau 3-12 : Conditions des essais de traceur en colonne

Paramètres de l'essai	Stérile 0-20 mm	Stérile 0-37,5 mm	Stérile 0-50 mm
Concentration initiale du traceur, C_0 [g/L]	13,4	14,1	14,1
Débit sortant Q [cm ³ /s]	5,64	6,72	5,31
Section de la colonne A [cm ²]	706,5	706,5	706,5
Diamètre D [cm]	30	30	30
Longueur de l'échantillon L [cm]	65,6	65,6	62,5
Vitesse de Darcy V_a ($V_a = Q/A$) [cm/s]	0,0079	0,0137	0,0075
Première arrivée du traceur t_{arr} [min]	5	4	2
Porosité moyenne au montage n	0,35	0,35	0,35

Tableau 3-13: Paramètres déduits des essais de traceur en colonne

Paramètres	Méthodes	Stérile 0-20 mm	Stérile 0-37,5 mm	Stérile 0-50 mm
P_e	QTRACER2	29	22	21
t_{adv} (min)	$\log t_{adv} = \log t_{max} - \log tr$	12	9	9
Log t_{max}	Courbe d'essai ($C/C_0 = 0,5$)	2,732	2,732	2,892
Log t_r	Courbe type ($Cr=0,50$)	0,05	0,05	0,025
V_x (cm/s)	$V_x = L/t_{adv}$	0,091	0,121	0,116
D_L (cm ² /s)	QTRACER2	0,126	0,117	0,119
α_l (cm)	QTRACER2	2,19	2,91	3,09
V_{max} traceur (cm/s)	QTRACER2	0,093	0,273	0,546

Note : P_e – nombre de Peclet ; t_{max} – temps à $C/C_0 = 0,5$ sur la courbe d'apparition de traceur ; t_r – temps normalisé égal à t/t_{max} ; Cr - concentration normalisée égale à C/C_0 ; t_{adv} – temps d'advection ; V_x – vitesse linéaire dans les pores ; L – longueur de l'échantillon ; D_L – coefficient de dispersion longitudinale ; α_L – dispersivité longitudinale.

Pour l'échantillon 0-20 mm, le traceur produit une augmentation de la conductivité électrique de l'eau à la sortie de la colonne au bout de 5 minutes (t_{arr}) d'injection (figure 3.13). Le temps d'advection pour le même échantillon est estimé à 12 min selon le résultat donné par le logiciel QTRACER2 (tableau 3.13 et Annexe 6). En ce qui concerne la colonne 0-37,5 mm, le temps d'arrivée du traceur (t_{arr}) au bas de la colonne est de 4 min, alors que le temps d'advection est égal à 9 min (figure 3.14). Enfin pour la colonne 0-50 mm, le temps d'arrivée (t_{arr}) du traceur au bas de la colonne est de 2 min, alors que le temps d'advection est égal à 9 min (figure 3.15). Les valeurs de la dispersivité longitudinale (α_L) obtenue sont respectivement de 2,19, 2,91 et 3,09 cm pour le matériau 0-20 mm, 0-37.5 mm et 0-50 mm respectivement (tableau 3.13).

Selon les nombres de Peclet ($4 < Pe < 104$) obtenus pour les trois tranches granulométriques des stériles (tableau 3.13), la dispersion cinématique est le mécanisme principal de transport par rapport à la diffusion moléculaire dans les trois colonnes étudiées. Mais les autres résultats de ces essais de traceur, notamment la différence entre le temps d'arrivée du traceur (t_{arr}) et le temps d'advection (t_{adv}), indiquent que l'advection n'est pas le seul phénomène responsable du transport du traceur dans les colonnes. Dans ces matériaux grossiers, la différence entre t_{arr} et t_{adv} témoignerait de la dispersion mécanique dans le transport du traceur comme l'a aussi remarqué Peregoedova (2012) dans les stériles de la mine Tio et une dispersion macroscopique serait associée à des voies d'écoulement préférentiel (Peregoedova, 2012).

3.2.11 Résultats des essais d'infiltration

Les essais d'infiltration ont été effectués dans le but d'identifier qualitativement la présence des voies d'écoulements préférentiels. Les essais ont été conduits sous une charge variable dans les colonnes (voir section 3.1.11 pour les détails).

Notons que la surface intérieure de la colonne a été graduée pour faciliter les mesures de la hauteur d'eau au-dessus de la surface (qui s'infiltré dans le matériau) et en déduire le volume d'eau entrant correspondant. Les figures qui montrent les volumes cumulatifs d'eau entrant et sortant des colonnes en fonction du temps mesurées lors des essais d'infiltration sur les matériaux étudiés sont présentées à l'Annexe 12.

Le temps nécessaire pour que l'eau s'infiltré dans les stériles est de 44, 17 et 15 sec pour les l'échantillon 0-20 mm, 0-37.5 mm et 0-50 mm respectivement. Il a aussi été remarqué lors des

essais que l'eau infiltrée qui percole à travers le matériau à l'intérieur de la colonne expérimentale arrive à la sortie en plus d'une phase (surtout pour les essais des échantillons 0-37,5 mm et 0-50 mm); ces résultats sont présentés à la figure 3.16. Pour le cas des stériles 0-50 mm par exemple, la première portion de l'eau à la sortie de la colonne est récupérée quelques secondes après le début de l'essai. Avec le temps, le débit diminue. Après une petite pause, le débit augmente à la sortie de la colonne, ce qui constitue la deuxième phase d'écoulement. Puis il diminue pour augmenter encore par la suite, ce qui constitue une troisième phase. Le débit d'eau est alors plus faible jusqu'à la fin de l'essai. Ce même phénomène a été aussi remarqué par Peregoedova (2012) lors des essais d'infiltration en colonne sur les stériles de la mine Tio.

Le taux d'infiltration (I), qui correspond au volume d'eau entrant dans l'échantillon par unité de surface et par unité de temps, a aussi été calculé selon l'équation suivante :

$$I = \frac{V_{\text{infiltré}}}{A(t_2 - t_1)} \quad (3.8)$$

où :

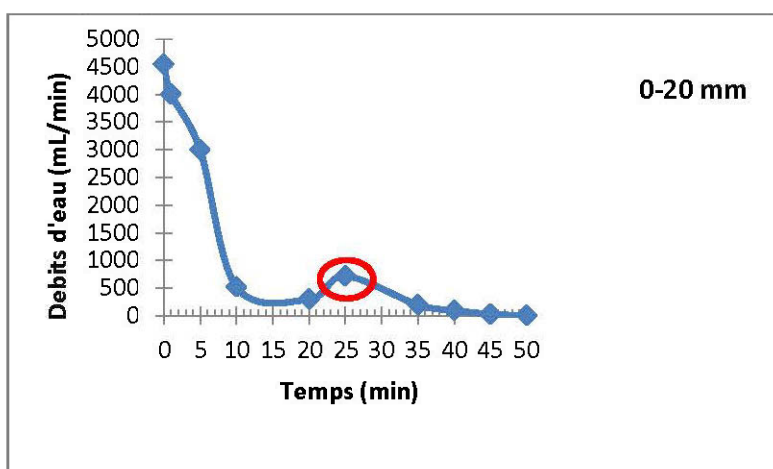
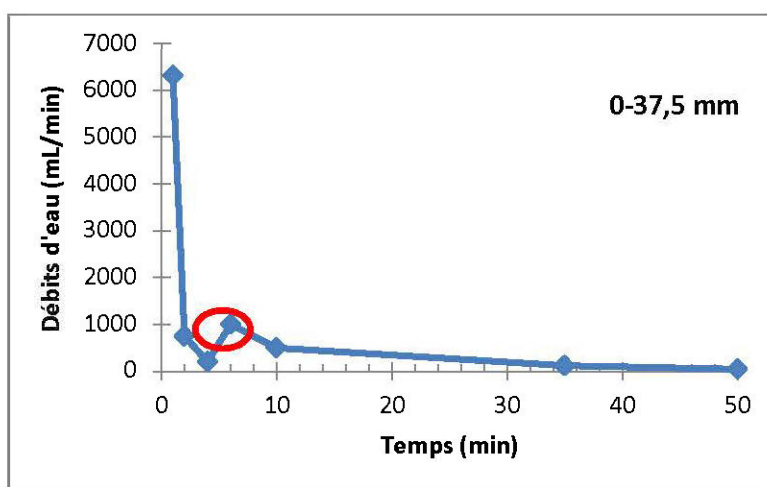
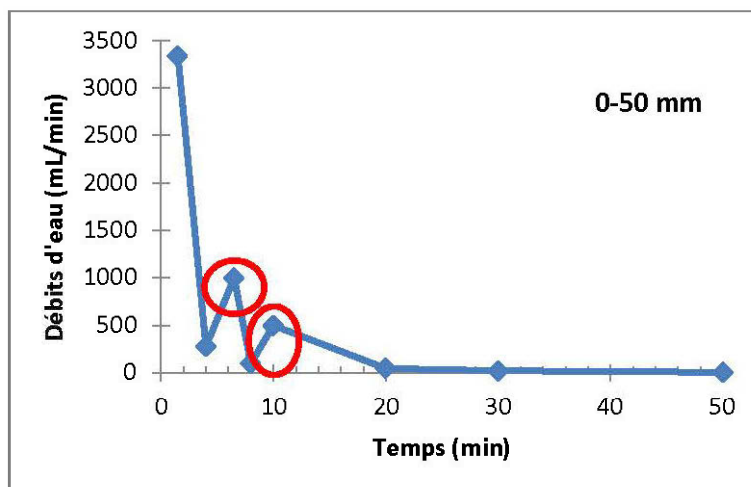
I est le taux d'infiltration [cm/s] ;

$V_{\text{infiltré}}$ est le volume d'eau infiltrée dans le sol par intervalle du temps [cm^3];

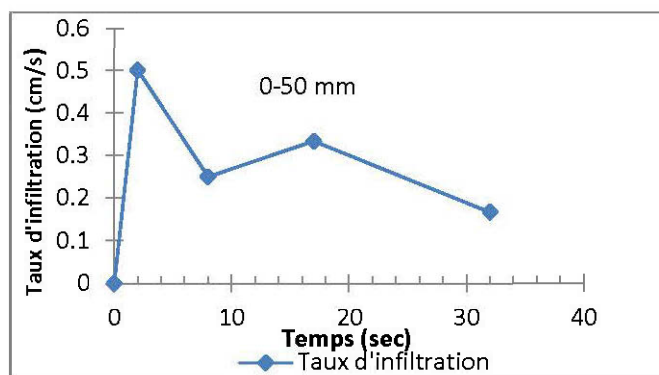
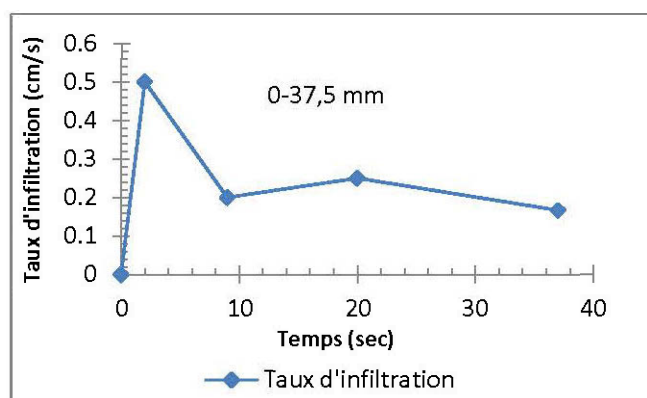
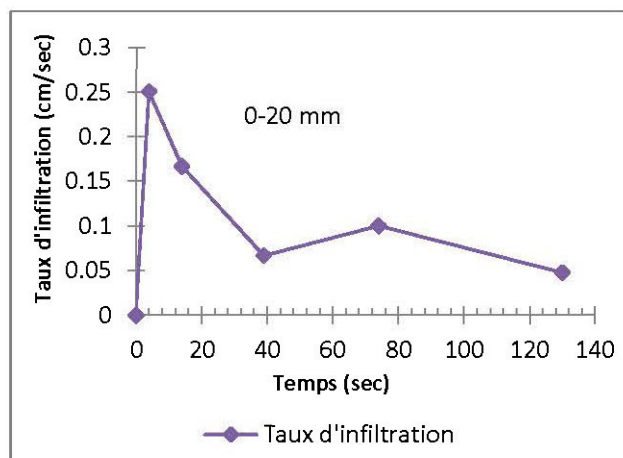
A est la surface d'infiltration (= section de la colonne expérimentale) [cm^2]; et

$t_2 - t_1$ – intervalle du temps [s].

Les valeurs du taux d'infiltration I pour les essais réalisés sont présentées à la figure 3.17. Pour les trois colonnes, le taux d'infiltration maximal (I_{max}) a été observé au début de l'essai (pendant les 3 premières secondes). La valeur de I_{max} est d'environ 0,5 cm/s pour les trois colonnes testées (figure 3.17 b). Dans les trois cas présentés, le taux d'infiltration diminue significativement au bout d'environ une dizaine de secondes après le début de l'essai. Dans les trois colonnes, le taux d'infiltration n'a pas diminué jusqu'à une valeur constante. Il semble que la durée d'infiltration et le volume d'eau utilisé dans ces colonnes n'ont pas été suffisants pour que le taux d'infiltration se stabilise. La valeur minimale du taux d'infiltration mesuré dans ces essais est d'environ 0,06 cm/s (figure 3.17a).



Figures 3-16 : Débits d'eau lors des essais d'infiltration avec identification des phases d'arrivée d'eau (encadrées en rouge)



Figures 3-17 : Taux d'infiltration en fonction du temps pour les différentes colonnes

En définitive, les résultats de ces deux types essais (traceur et infiltration) suggèrent la présence possible de voies d'écoulement préférentiel (surtout pour les échantillons de stériles 0-37,5 mm et 0-50 mm).

3.2.12 Courbes de rétention d'eau

3.2.12.1 Rejets de concentrateurs

La courbe de rétention d'eau du résidu désulfuré a été déterminée à l'aide des essais en cellules de pression de type cellule de Tempe et par des mesures directes de teneur en eau volumique et de succion dans les colonnes. Tous ces points ont ensuite été lissés avec le logiciel RETC selon le modèle de van Genuchten (1980). Le logiciel RETC (van Genuchten et al., 1991) permet de déterminer les paramètres α_v , θ_s , θ_r et n_v de l'équation 2.23. La figure 3.18 présente les CRE obtenues par mesures expérimentales (cellule de Tempe et mesures directes) ainsi que celles lissées avec le logiciel RETC. On y présente aussi les courbes obtenues avec le modèle prédictif MK (Équation 2.41) pour trois valeurs de porosité ($n=0,42$; $n=0,45$; $n=0,50$). On remarque que selon les porosités et les techniques utilisées, il existe plusieurs courbes de rétention d'eau. De façon générale, les courbes de rétention d'eau mesurées (cellule de Tempe et mesures directes) et prédites avec le modèle MK (avec différentes porosités) ont des pressions d'entrée d'air (ψ_a) comprises entre 0,70 mètre d'eau (7 kPa; mesures directes) et 3 mètres d'eau (30 kPa; cellule de Tempe) selon l'estimation graphique par la méthode des tangentes (Fredlund and Xing, 1994). La différence entre les courbes de rétention d'eau obtenues peut s'expliquer de différentes façons, notamment la mise en place des matériaux (colonne vs cellule de pression), la précision des instruments de mesures dans les colonnes et les cycles mouillage-drainage auxquels étaient soumises les colonnes qui peuvent entraîner de l'emprisonnement de l'air dans les pores.

On remarque également que les prédictions avec MK (pour $n=0,45$) sont relativement proches des résultats des essais de laboratoire (en cellule de Tempe) en terme de valeurs d'entrées d'air, mais une fois celles-ci dépassées, le modèle MK a une forme légèrement différente des résultats observés. La courbe lissée à partir des mesures directes prises dans les colonnes présente l'AEV le plus faible.

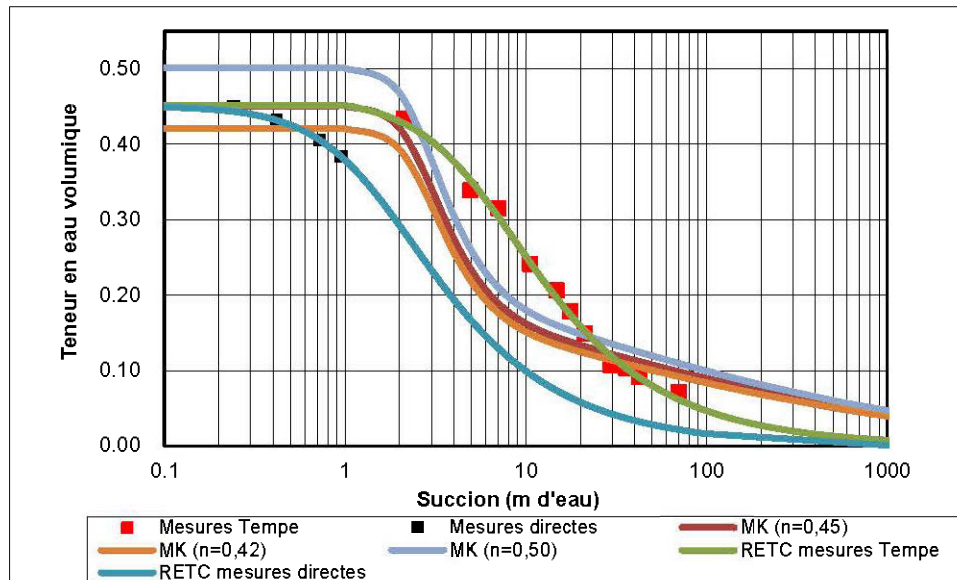


Figure 3-18 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules de Tempe et par mesures directes, lissées avec le logiciel RETC et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) pour le résidu désulfuré LaRonde.

Le tableau 3.14 présente les principaux paramètres déduits des courbes de rétention d'eau obtenues par différentes techniques.

- ψ_a graphique est l'AEV déterminé graphiquement à partir de la méthode des tangentes sur la courbe lissée à l'aide du logiciel RETC;
- ψ_r graphique, correspond à la succion à la teneur en eau résiduelle déterminée graphiquement à partir de la méthode des tangentes sur la courbe lissée à l'aide du logiciel RETC;
- θ_r graphique, la teneur en eau résiduelle déterminée sur la courbe lissée à l'aide du logiciel RETC ;
- α_v et n_v sont les paramètres du modèle de van Genuchten 1980 (obtenues avec RETC).

Tableau 3-14 : Paramètres des courbes de rétention d'eau

	ψ_a (AEV) (cm)	ψ_r (cm)	$e(-)$	θ_r	$\theta_s(-)$	α_v	$n_v(-)$
Résidus désulfurés	70-300	1500-4000	0,72-1	0,001-0,5	0,42-0,50	0,018-0,52	1,37-1,79

Les valeurs de ψ_a et ψ_r obtenues à partir de courbes lissées sont typiques pour un rejet de concentrateur provenant de mines en roche dure (Bussière, 2007).

3.2.12.2 Stériles miniers

a. Essais de drainage en colonne

Les essais de drainage des colonnes (voir section 3.1.9 pour les détails) ont permis d'obtenir le profil de la teneur en eau en fonction de l'élévation du matériau (au-dessus de la nappe libre). Ce profil a servi à l'évaluation de la courbe de rétention d'eau. Les données enregistrées lors du début du drainage libre, qui incluent le volume d'eau drainée cumulé en fonction du temps pour les trois colonnes, sont présentées aux figures 3.19, 3.20 et 3.21. Au début des essais de drainage en colonne, le débit d'eau drainé varie d'environ 1800 mL/min à 3100 mL/min selon la granulométrie des stériles. Les valeurs du débit d'eau au début de l'essai de drainage dans les colonnes 0-20 mm et 0-50 mm diffèrent significativement (1400 mL/min et 3000 mL/min, respectivement). Le débit maximal a été observé dans la colonne 0-37,5 mm.

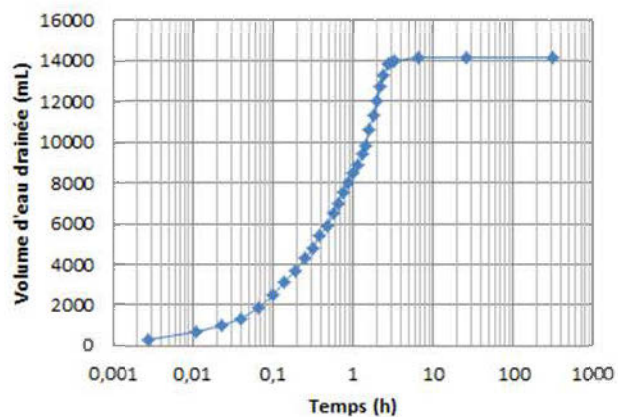


Figure 3-19 : Résultats de l'essai de drainage (volume d'eau cumulé au bas) pour la colonne de stériles 0-20 mm

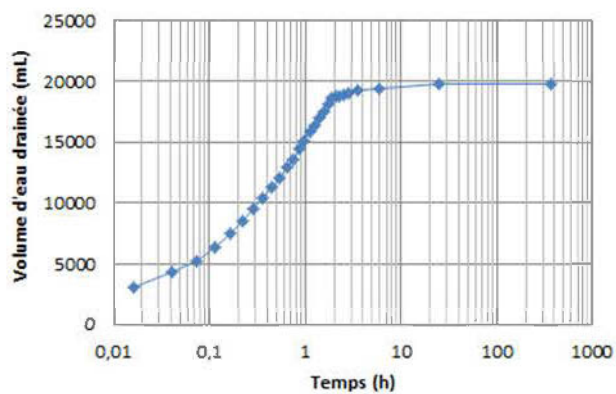


Figure 3-20 : Résultats de l'essai de drainage (volume d'eau cumulé au bas) pour la colonne de stériles 0-37,5 mm

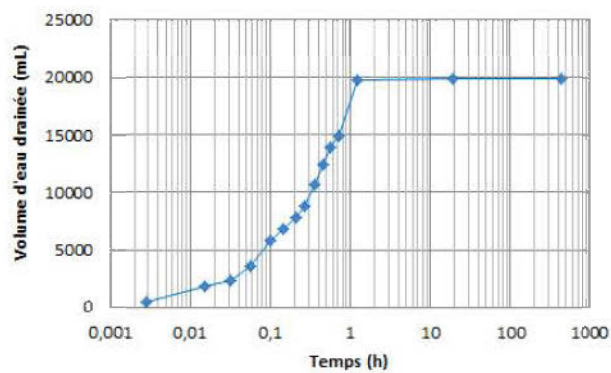


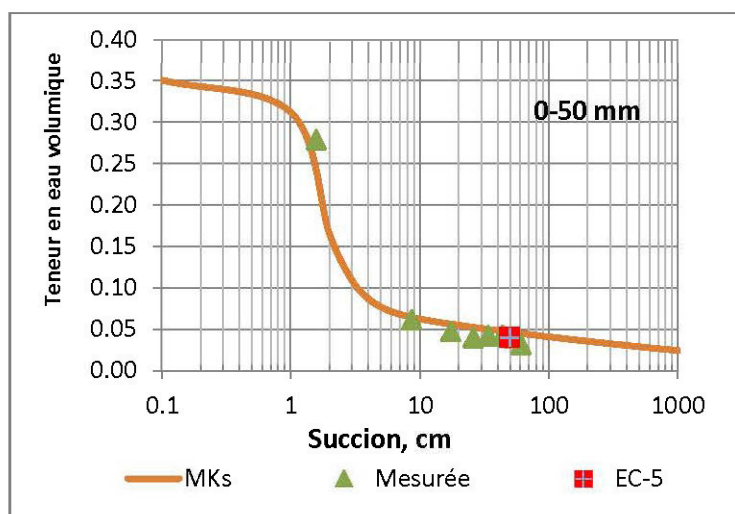
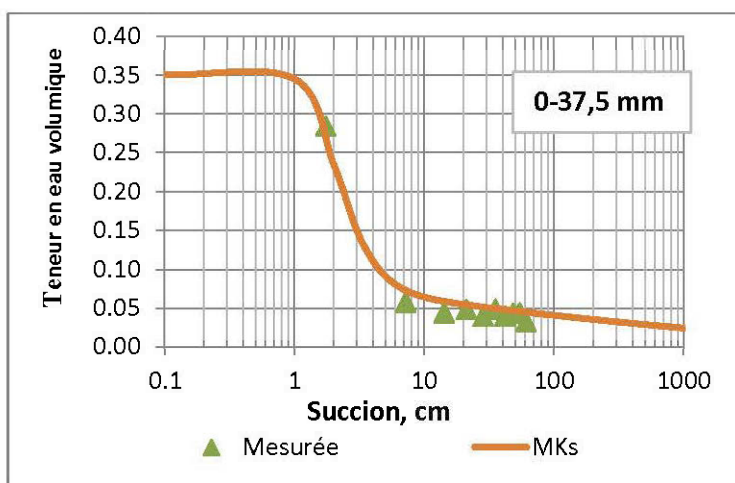
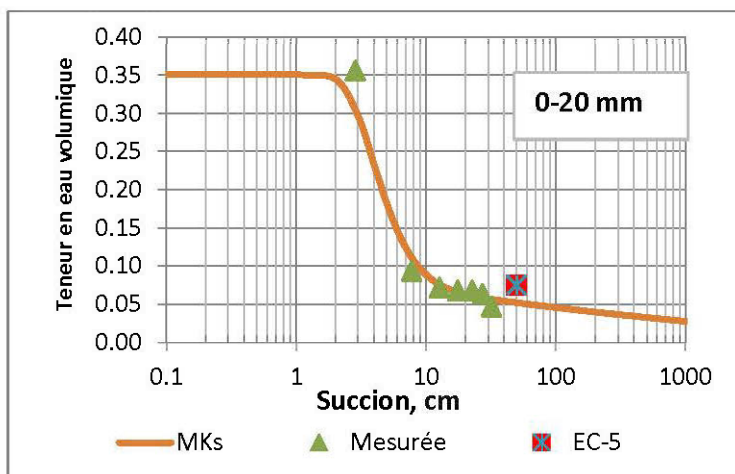
Figure 3-21 : Résultats de l'essai de drainage (volume d'eau cumulé au bas) pour la colonne de stériles 0-50 mm

Quand le drainage est terminé, on vérifie que les mesures des capteurs de pression correspondent bien à l'élévation des points de mesure au-dessus de la nappe (sortie d'eau). Pour notre cas, on a aussi vérifié la variation de la teneur en eau volumique par des enregistrements pris avec la sonde EC-5.

Les figures 3.22 présentent les mesures expérimentales ainsi que les CRE obtenues par la méthode de prédiction MKs ajustée pour les matériaux grossiers tel que proposé par Peregoedova (2012) (éq. 2.44 et 2.45 dans Éq. 2.42). On remarque que les valeurs mesurées et prédites concordent bien. Les résultats montrent que la valeur de ψ_a des stériles est < 3 cm et qu'à 100 cm d'eau de succion, les valeurs de θ sont déjà faibles ($\theta < 0,05$). Les figures 3.22 présentent aussi les relevés de teneur en eau volumique des sondes EC-5 installées à l'intérieur des colonnes (pour les colonnes 0-20 mm et 0-50 mm). Ces relevés ont servi à confirmer les valeurs de teneur en eau résiduelle obtenues après le démontage des colonnes. (voir aussi Annexe 7).

b. Modélisation inverse

La modélisation inverse a été conduite dans le but d'évaluer les propriétés hydrauliques non saturées en utilisant un test de désaturation en 1D. L'expérience a consisté à mesurer les débits cumulés à la sortie de la colonne en fonction du temps (avec un drainage libre au bas de la colonne et pendant toute la durée du test). De ces mesures ont été déduits les taux de décharge à la sortie de la colonne en fonction du temps. Les figures de 3.23 à 3.25 présentent les différentes données recueillies lors de la réalisation de ces essais. Les valeurs des taux de décharge ont été utilisées comme données d'entrée dans le code numérique Hydrus 1D pour estimer les propriétés hydriques non saturé des matériaux en considérant simultanément un milieu à simple et à double porosité. Pour considérer un milieu à simple et double porosité, on a juste coché ce paramètre dans le logiciel Hydrus 1D. Les détails sur les différentes étapes de modélisation inverse avec Hydrus 1D peuvent être trouvés à l'annexe 13 et un modèle de fiche des résultats de modélisation inverse est présenté à l'annexe 9.



Figures 3-22 : Courbes de rétention d'eau (valeurs mesurées et prédites par la méthode MKs)

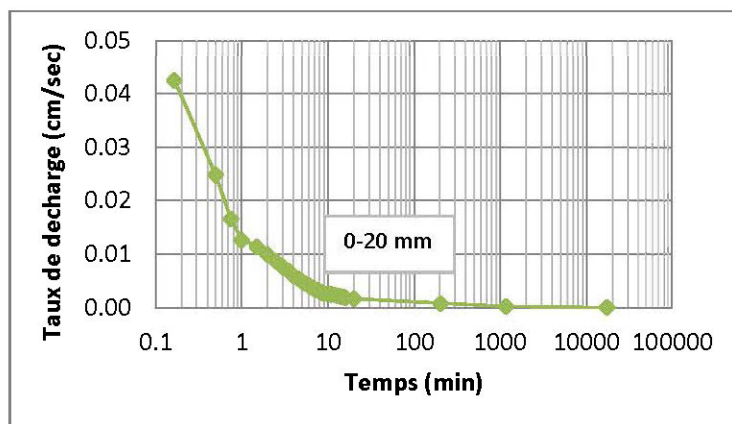


Figure 3-23 : Taux de décharge pour les stériles 0-20 mm

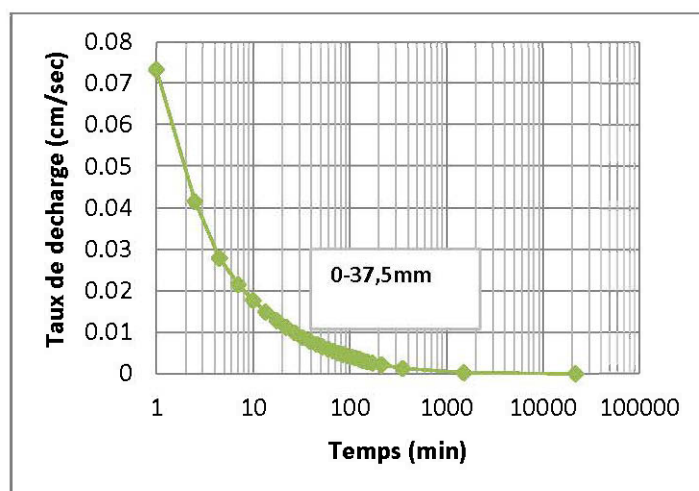


Figure 3-24 : Taux de décharge pour les stériles 0-37,5 mm

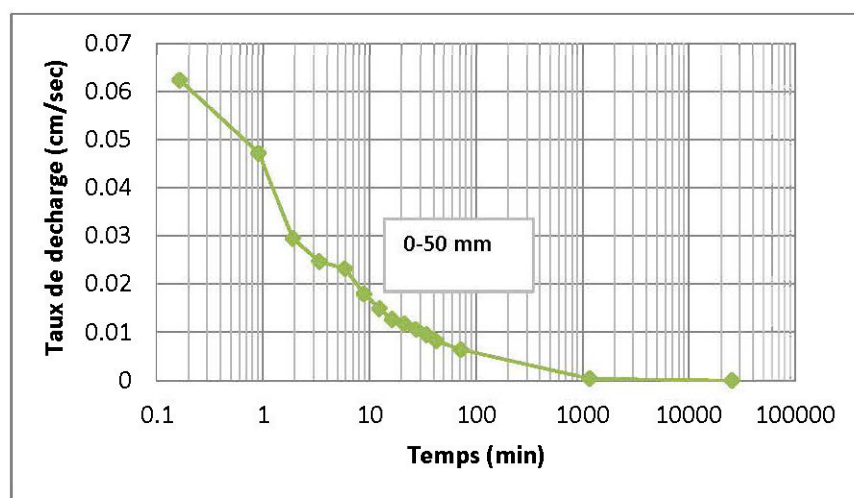
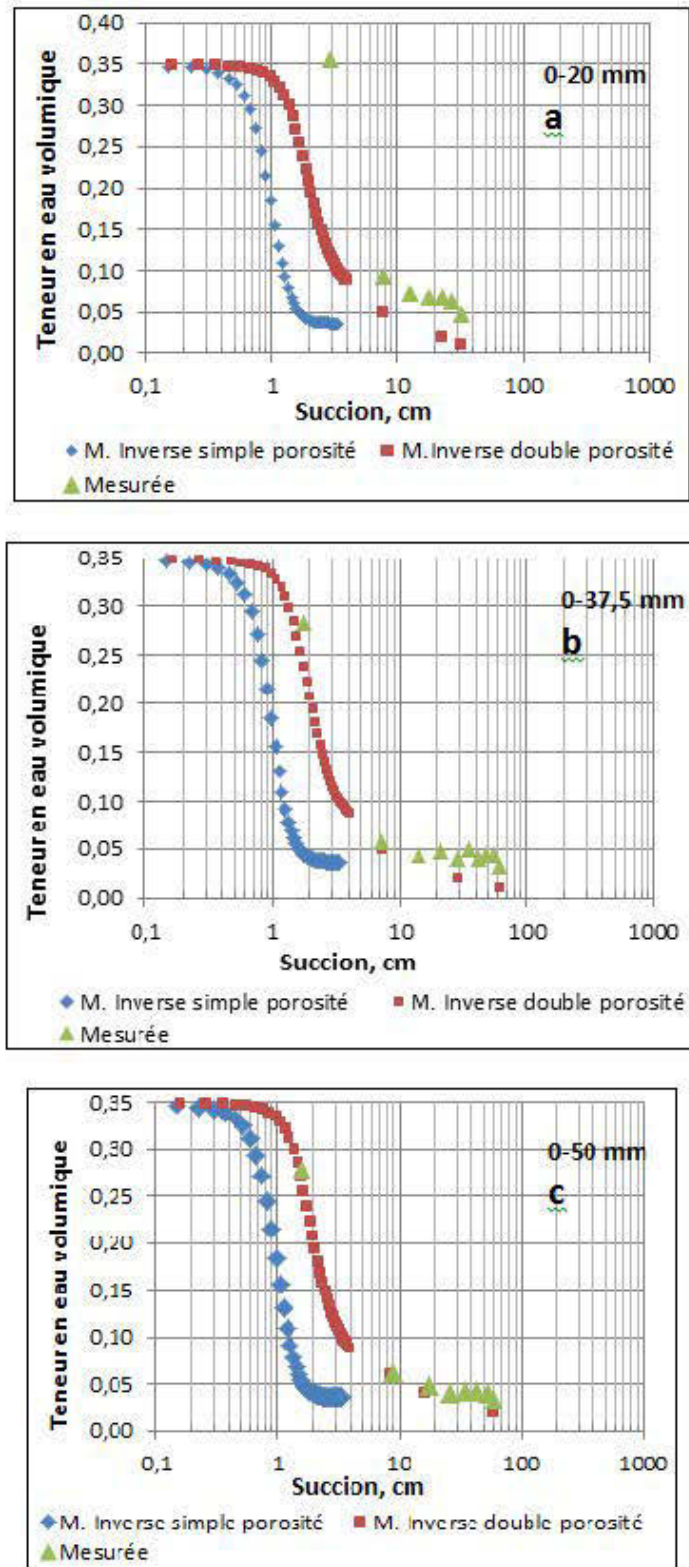


Figure 3-25 : Taux de décharge pour les stériles 0-50 mm



Figures 3-26 : CRE mesurées et obtenues par modélisations inverses; a) stériles 0-20 mm, b) stériles 0-37,5 mm et c) stériles 0-50 mm

Les résultats en termes de CRE obtenues sont présentés aux figures 3.26 et les autres paramètres notamment le coefficient de corrélation entre les valeurs observées et prédites sont présentés à l'annexe 9. Les figures 3.26 montrent également les mesures expérimentales.

On constate aux figures 3.22 et 3.26 que les CRE obtenues par prédiction avec le modèle MKs et celles obtenues par modélisations inverses montrent un bon accord avec les valeurs expérimentales. Cette concordance est nettement visible surtout pour les cas des CRE des stériles miniers 0-37,5 et 0-50 mm obtenues par modélisation inverse avec double porosité (courbes obtenues juste en cochant ce paramètre dans le logiciel Hydrus 1D). Cela est en accord avec les essais d'infiltration qui montraient que l'eau infiltrée arrivait en plus d'une phase à la sortie de la colonne. Cependant, l'effet de double porosité (CRE avec plus d'un plateau) n'est pas visible sur les courbes de rétention d'eau obtenues avec Hydrus 1D. Notons que sur ces courbes, la succion correspond à la distance verticale (élévation Z) par rapport à un niveau de la sortie (nappe libre) au bas de la colonne ($\psi=Z$). Le tableau 3.15 fournit les paramètres ajustés par le code RETC et les autres paramètres d'intérêt obtenus à partir des mesures expérimentales (voir Fig. 3.22). Dans ce tableau, la porosité n a été obtenue des essais en colonne. Les autres paramètres θ_r , ψ_a , ψ_r , α_v et n_v sont les paramètres qui ont été obtenus par le code RETC sur les courbes lissées.

Comme on peut le voir à la figure 3.22., les échantillons des stériles étudiés sont caractérisés par une teneur en eau résiduelle (θ_r) d'environ 0,03 – 0,05. Il est intéressant de noter que les valeurs de θ_r sont similaires pour toutes les fractions granulométriques étudiées (la granulométrie de la portion fine est similaire pour toutes les fractions) La valeur de la pression d'entrée d'air ψ_a (déduites par la méthode graphique des tangentes sur les courbes lissées) varie entre 1,0 et 6,0 cm et elle atteint des valeurs maximales pour les fractions 0-20 mm (tableau 3.15).

On peut aussi constater sur les CRE que la longueur des colonnes était suffisante pour que les échantillons testés puissent atteindre la teneur en eau résiduelle (figures 3.22). La succion résiduelle ψ_r des stériles testés n'excédait pas les 10 cm (tableau 3.15).

Tableau 3-15 : Propriétés de rétention d'eau des stériles et paramètres de la CRE ajustée à partir des mesures expérimentales avec le code RETC (de van Genuchten et al., 1991)

Échantillons	θ_s (porosité) [-]	θ_r RETC [-]	AEV (ψ_a) RETC /graph [cm]	ψ_r RETC/ graph [cm]	α_v RETC [cm-1]	n_v RETC [-]
Stériles B 0-20 mm	0,35	0,057	5,6	7	1,77	2,94
Stériles B 0-37,5 mm	0,38	0,045	4,3	4	2,89	4,21
Stériles B 0-50 mm	0,39	0,036	4,3	3	2,32	3,60

3.2.13 Conductivités hydrauliques non saturées

La détermination de la fonction de perméabilité se fait par méthode prédictive en employant les courbes de rétention d'eau mesurées (en drainage; courbes de la figure 3.22) et les valeurs de la conductivité hydraulique saturée déterminées plus haut dans ce chapitre (voir tableaux 3.10, 3.11 pour les k_{sat} et 3.14 et 3.15 pour les paramètres des CRE). Le modèle statistique de Mualem (1976) - van Genuchten (1980) a été utilisé pour obtenir les fonctions de perméabilité des résidus LaRonde (Fig. 3.27) et des stériles Bousquet (Fig. 3.28).

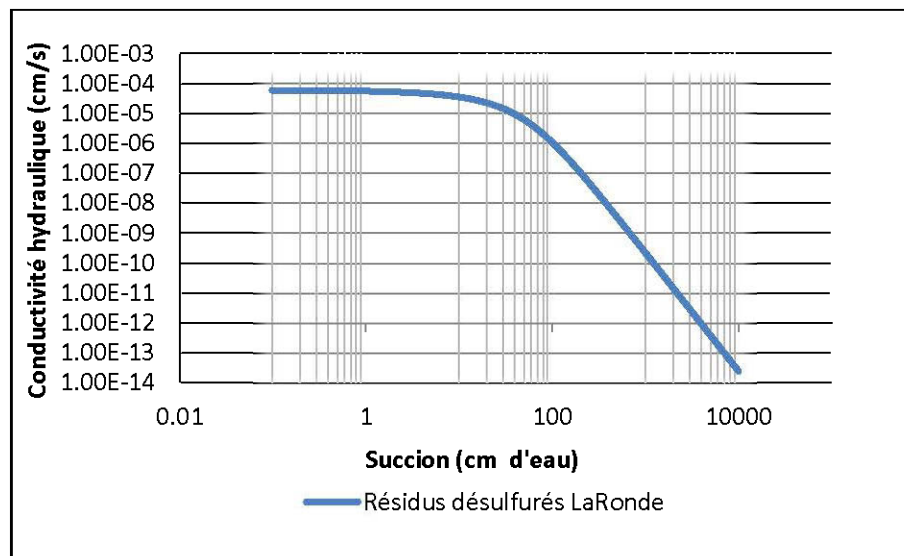


Figure 3-27 : Fonctions de perméabilité des résidus obtenue à partir de la CRE présentée à la figure 3.18 (van Genuchten)

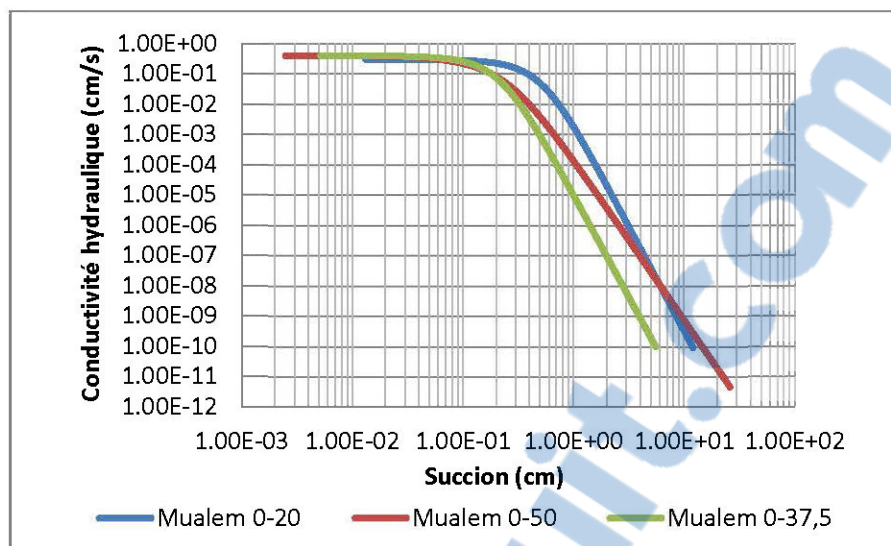


Figure 3-28 : Fonctions de perméabilités pour les stériles Bousquet obtenus à l'aide des CRE de la figure 3.22

3.3 Montage des colonnes (modèle physique CEBC)

Cette section présente la configuration générale des colonnes qui ont servi de modèle physique pour tester les différentes CEBC constituées des matériaux miniers. Le montage des colonnes s'inspire des travaux réalisés par Aachib (1997), Dagenais (2005), Demers (2008), Cosset (2009) et Pabst (2011).

3.3.1 Configuration des colonnes

Selon les résultats des travaux de caractérisation des stériles Bousquet présentés à la section 3.2, il n'a pas de différence majeure en termes de propriétés hydriques entre les tranches granulométriques 0-37.5 mm et 0-50 mm. De plus, les travaux de Rey (2013) et Rey et al. (2014) sur la migration des particules de rejet de concentrateur à différents pourcentages solides à l'intérieur des stériles ont montré qu'une diminution de la teneur solide des résidus entraînait une migration plus intense des fines à l'intérieur de la couche des stériles et que ce phénomène était amplifié en terme de quantité et de profondeur de migration des fines pour la tranche des stériles 0-50 mm. Pour tenir compte de ces résultats, il a été proposé, pour les couches grossières des CEBC, de ne travailler que sur les tranches granulométriques extrêmes testées, soient 0-20 mm et 0-50 mm.

Pour ce faire, trois colonnes en PEHD (PolyEthyène Haute Densité), de 150 cm de hauteur (construites en deux sections de 75 cm chacune) et 30 cm de diamètre intérieur ont été montées. La première section est d'abord remplie et la deuxième par la suite, quand la hauteur de matériau s'élève à cette hauteur dans la colonne. Les résidus et les stériles sont placés directement dans les colonnes par couches variant entre 10 et 20 cm selon les épaisseurs totales des couches. Ils sont compactés au moyen d'un marteau Proctor avec masse constante et énergie uniforme jusqu'à approcher les porosités visées. Deux des trois colonnes (colonnes 1 et 2) sont constituées de rejets désulfurés mis en place à un pourcentage solide massique élevé, environ 74 % (simulant une mise en place mécanique) et une (colonne 3) avec une mise en place à un pourcentage solide massique plus faible, environ 55 % (simulant une déposition hydraulique). La colonne avec résidus désulfurés mise en place à une teneur solide plus faible a été montée pour essayer de mettre en exergue l'influence de la migration des fines sur le comportement hydrique des couches de rétention d'eau et du bris capillaire sous-jacent. L'épaisseur de la couche de rétention d'eau a été fixée à 50 cm. En raison de l'état lâche de résidus de la colonne 3, l'épaisseur finale après tassement a été de 40 cm. La porosité visée lors du montage dans les couches des stériles est de 0,35 (similaire aux porosités des essais de caractérisation, $0,35 \leq n \leq 0,39$) alors que l'on vise 0,45 et 0,55 pour les résidus mis en place à pourcentage solide élevé et faible respectivement. La colonne est d'abord remplie avec les stériles jusqu'à une hauteur de 40 cm (couche de bris capillaire du bas). La couche de résidus désulfurés est ensuite placée sur les stériles; elle constitue la couche de faible perméabilité (ou couche de rétention d'eau). Finalement une dernière couche de stériles de 30 cm est placée sur les résidus, elle constitue la couche de bris capillaire du haut. Le tableau 3.16 et la figure 3.29 présentent les différentes configurations des colonnes testées.

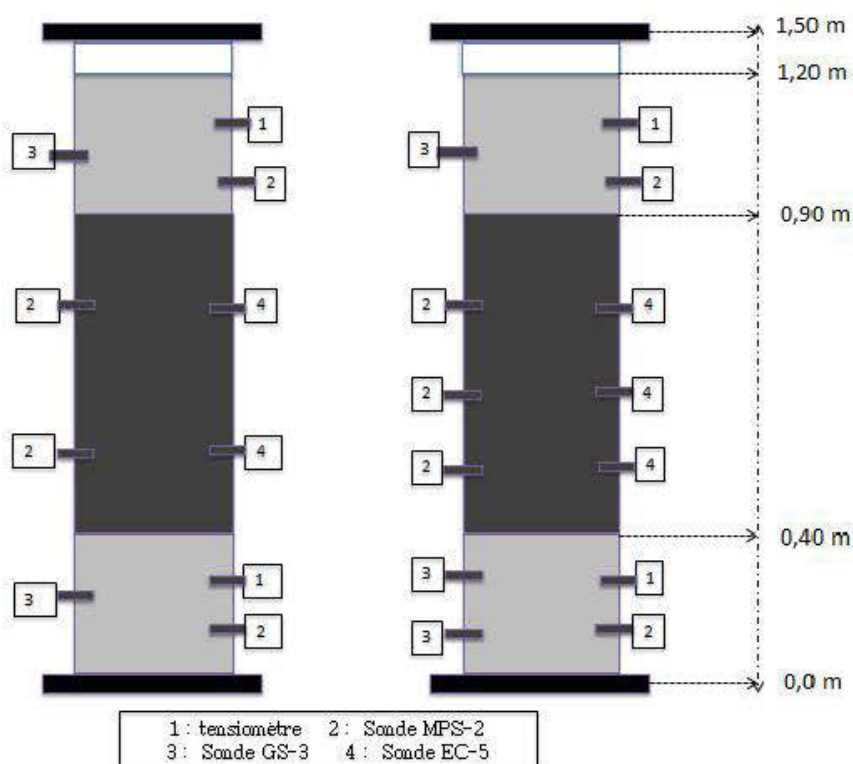
Notons que la granulométrie des stériles dans la couche grossière du haut est identique (0-50 mm) pour les trois colonnes tandis que celle des stériles de la couche de bris capillaire du bas est de 0-20 mm pour la première colonne et 0-50 mm pour les deux autres colonnes. Il importe de souligner, pour la colonne 3, que la couche de résidus désulfurés a été mise en place en deux étapes. Celles-ci étaient séparées par un temps d'attente de plusieurs heures, pour permettre à la couche de résidus de se drainer après le chargement d'une part et de faciliter la mise en place de la couche de bris capillaire du haut d'autre part.

Tableau 3-16 : Types des matériaux et épaisseurs des couches dans les colonnes

Colonne	Couche de bris capillaire du bas (0,40 m)	Couche de rétention d'eau (0,40-0,50 m)	Couche de bris capillaire du haut (0,30 m)
C1	Stériles (0-20 mm)	résidus miniers désulfurés (74 % solide)	Stériles (0-50 mm)
C2	Stériles (0-50 mm)	résidus miniers désulfurés (74 % solide)	Stériles (0-50 mm)
C3	Stériles (0-50 mm)	résidus miniers désulfurés (55 % solide)	Stériles (0-50 mm)

Instrumentation des colonnes

Au cours des essais de mouillage-drainage, on souhaite suivre l'évolution des teneurs en eau volumique ainsi que des pressions d'eau (suction). L'instrumentation a été choisie en se basant sur une revue des différentes techniques existantes pour la mesure de la teneur en eau volumique et la suction (Maqsooud et al., 2007). Pour la mesure de la teneur en eau volumique, les différentes techniques existantes peuvent être regroupées en trois catégories : émission d'énergie, gravimétrique et méthodes diélectriques. Les techniques diélectriques sont plus accessibles, car elles permettent d'acquérir des données en continu, contrairement aux deux autres méthodes. La technique FD (Frequency Domain) a été utilisée avec succès dans plusieurs projets de recherche notamment dans les projets de restauration de sites miniers (site LTA; Bussière et al. (2006) et site Lorraine, Dagenais et al. (2005)) pour suivre le comportement de couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC). Les techniques diélectriques se basent sur la mesure de la permittivité relative ou constante diélectrique du sol. À 20 °C, la permittivité de l'air sec ϵ_{air} est de 1, celle du sol sec ϵ_{sol} se situe entre 2 et 5, et celle de l'eau ϵ_{eau} est d'environ 80 (Maqsooud et al., 2007). Ainsi, la constante diélectrique totale du sol est principalement contrôlée par l'eau, ce qui permet en mesurant celle du sol humide d'estimer la teneur en eau volumique du milieu. Pour cette étude, les sondes EC-5 et GS-3 ont été choisis pour mesurer la teneur en eau volumique respectivement dans la couche des résidus et stériles.



Sondes et senseurs	Position par rapport à la base (cm)		
	colonne 1	colonne 2	colonne 3
GS-3 (θ)	20 et 105	20 et 105	15 et 100
MPS-2 (ψ)	20, 60, 80 et 105	20, 60, 80 et 105	20, 50, 65, 85, et 100
Tensiomètre (ψ)	20 et 105	20 et 105	20 et 100
EC-5 (θ)	60 et 80	60 et 80	50, 65 et 80

Figure 3-29 : Modélisation physique CEBC (configuration colonne 1 et 2 à gauche et configuration colonne 3 à droite)

L'enregistrement des teneurs en eau se fait au moyen du data logger Em50. Les sondes ont été calibrées (voir Annexe 5), permettant ainsi de corriger directement la mesure de la constante diélectrique et de la convertir en teneur en eau volumique réelle. Les sondes EC-5 sont installées verticalement (i.e. les barres métalliques sont alignées suivant le plan vertical afin d'éviter qu'il y

ait l'accumulation de l'eau), tandis que les sondes GS-3 sont installées horizontalement (i.e. les trois barres métalliques sont alignées suivant le plan horizontal) donnant ainsi la teneur en eau volumique dans les matériaux aux élévations où elles sont installées. Les sondes GS-3 plus robustes que les sondes EC-5 seraient mieux adapté aux stériles.

Pour la mesure de la succion, une des deux techniques retenues est celle du senseur à matrice granulaire. Cette technique consiste à insérer la matrice granulaire dans le sol et le laisser s'équilibrer avec le milieu. Après équilibre entre le senseur et le sol, mesurer la succion du senseur revient également à mesurer la succion dans le sol. Le senseur MPS-2 de Decagon a été utilisé pour mesurer la succion dans les différentes couches. Ce senseur mesure la permittivité diélectrique d'une matrice solide (généralement des disques poreux en céramique) pour déterminer la succion dans le sol. La permittivité diélectrique des disques céramiques étant fortement liée à la quantité d'eau présente, il est possible de déterminer la teneur en eau volumique des disques. Finalement, la quantité d'eau dans les disques céramiques et la succion sont reliées par une relation unique, qui permet d'avoir une courbe de calibrage standard pour tous les types de sol. L'enregistrement des données des senseurs MPS-2 se fait aussi automatiquement au moyen du data logger Em50.

Les tensiomètres ont aussi été utilisés pour mesurer les pressions d'eau (positives et négatives) dans les couches de stériles. Ils sont constitués d'un embout en céramique poreuse (bougie) rempli d'eau déionisée, connectée par un tube ou connecteur au capteur de pression Hoskin de type E13. Lorsque l'embout de céramique est inséré dans un matériau, ce dernier devient à l'équilibre avec le milieu et transfère la pression (ou succion) du sol à l'eau et de l'eau au capteur de pression (Stannard, 1999; Singh and Kuriyan, 2003; Maqoud et al., 2007). Les bougies ayant tendance à se désaturer au cours des essais, elles sont saturées régulièrement avant chaque lecture avec de l'eau désaérée. Le capteur de pression est connecté à un ordinateur qui affiche les données de succion brutes en milliampères à l'aide du logiciel HOBOWare. Par la suite, on retranche la valeur lue, à la valeur obtenue pour la pression atmosphérique (<0 pour une succion) et on converti la différence de courant en succion à l'aide des droites de calibration (voir Annexe 5).

Les sondes et senseurs utilisés sont présentés à la figure 3.30 et la synthèse des caractéristiques de l'instrumentation choisie pour le projet est présentée au tableau 3.17. Les informations

supplémentaires sur les instruments sélectionnés ainsi que leurs courbes de calibration sont présentées en Annexe 5.

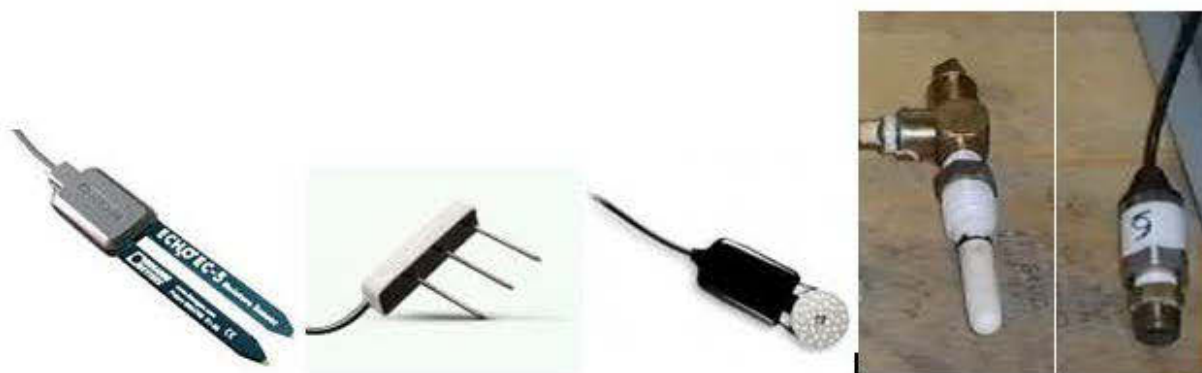


Figure 3-30 : Images des sondes et senseurs (de gauche à droite) : EC-5, GS-3, MPS-2, Connecteur + bougie poreuse et capteur de pression

Tableau 3-17 : Caractéristiques de l'instrumentation choisie pour le projet

Instruments	EC-5	GS-3			MPS-2	Tensiomètre
Mesures	TEV	TEV	Température	Conductivité électrique	Succion	Succion
Technique	Frequency Domain	Frequency Domain	Thermistance		Matrice granulaire	
Gamme opération	-40 °C à 60 °C.	-40 °C à 60 °C.	-40 °C à 50 °C		0 °C à 50 °C- mais peut tolérer de -40 °C à 60 °C.	
Gamme des mesures	0 à 100 %	0 à 100 %		de 0 à 23 dS/m	-10 kPa et -500 kPa	0-80 kPa
Résolution			0.1 °C	0,001 dS/m de 0 à 23 dS/m.	0,1 kPa pour -5 à 100 kPa	
Précision	± 0.03 m ³ /m ³	± 0.03 m ³ /m ³	± 1 °C	± 10 % de 0 à 10 dS/m	± 25 % de la lecture en kPa	1 kPa

La fréquence des lectures est de l'ordre de 24 mesures par jour soit une mesure par heure pour les sondes EC-5, GS-3 et senseur MPS-2 et d'une à deux mesures par semaine pour les tensiomètres.

En plus de ces mesures, les volumes d'eau récupérés à la base des colonnes sont mesurés afin de déterminer les débits de sortie. La figure 3.31 montre la configuration des colonnes montées au laboratoire.



Figure 3-31 : Colonnes montées au laboratoire

3.3.2 Essais de mouillage - drainage

Toutes les colonnes ont été saturées à partir du bas avec de l'eau déionisée et désaérée. La valve du bas demeure ouverte durant l'expérience pour permettre le drainage de la colonne et le calcul des volumes d'eau drainée. Environ tous les 30 jours (mais parfois plus, soit environ 60 jours lorsque l'on souhaitait évaluer les effets d'une sécheresse prolongée), de l'eau est ajoutée au sommet des colonnes pour simuler une précipitation. On a utilisé une hauteur de 10 cm d'eau déionisée et désaérée dans les colonnes après les cycles de 30 jours et 20 cm après le cycle de 60 jours. Les volumes d'eau ajoutés au sommet des grandes colonnes équivalent à environ un mois de précipitation pour le site à l'étude (selon les données météorologiques du site LaRonde) et correspondent à une valeur généralement employée dans des essais du même type (e.g. Aubertin et al., 1995; Aubertin et al., 1999; Aachib et al., 1998; Dagenais, 2005). Ils correspondent aussi à un volume d'eau compris entre 0,4 et 0,5 fois le volume des vides de la couche de rétention d'eau. Pour le dernier cycle, un volume d'eau correspondant à une hauteur de 20 cm est ajouté pour simuler la fonte des neiges.

Le sommet de la colonne est laissé à l'air libre pour permettre l'évaporation. Des instruments ont été mis en place à l'air libre pour acquérir la température et l'humidité relative afin d'estimer l'évaporation au laboratoire. Un total de 4 cycles ont été appliqués sur les colonnes. Seuls les essais de drainage ont été considérés dans cette étude, les courbes de mouillage seront ignorées dans l'analyse.

3.3.3 Démantèlement des colonnes

Au démontage, les colonnes sont d'abord démoulées puis les différentes couches de stériles enlevées en tranches successives d'épaisseur correspondant plus au moins aux épaisseurs au montage des colonnes (10 à 20 cm). Les dimensions de la tranche sont mesurées (hauteur, diamètre) et l'échantillon est pesé. On fait sécher pour obtenir la teneur en eau massique, puis la teneur en eau volumique est calculée à l'aide des relations poids/volume. Les mesures de porosité sont aussi réalisées. Pour les couches de résidus désulfurés, des échantillons sont pris à différentes élévations avec un anneau de volume connu pour déterminer les teneurs en eau volumique. Les mesures de succions matricielles sont prises directement avec un tensiomètre de marque Jet-Fill. Les différents résultats sont comparés aux mesures réalisées lors du montage pour certains, et aux résultats mesurés avec les capteurs pour d'autres. L'objectif est d'évaluer d'une part si des changements notables sont survenus dans les colonnes au cours des cycles de mouillage-drainage et d'autre part de comparer les résultats obtenus avec les senseurs MPS-2 à ceux mesurés directement avec le tensiomètre Jet Fill. Les résultats obtenus au cours des essais de mouillage-drainage et au démantèlement des colonnes sont présentés au chapitre 4 de ce mémoire.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : HYDROGEOLOGICAL BEHAVIOUR OF COVERS WITH CAPILLARY BARRIER EFFECT MADE OF MINING MATERIALS¹

4.1 Préambule

Basé sur les propriétés physiques et hydrogéologiques des résidus désulfurés et des stériles miniers, présentées au chapitre 3, les résidus désulfurés LaRonde et deux tranches granulométriques de stériles miniers (soient les fractions 0-20 et 0-50 mm) ont été retenus comme matériaux de recouvrement pour la couche de rétention d'eau et les couches de bris capillaire du haut et du bas, respectivement. Les essais ont été réalisés à l'aide d'essais en colonnes instrumentées. À partir des résultats selon les différentes configurations des modèles physiques de CEBC, le calibrage et la validation d'un modèle numérique hydrogéologique ont été effectués. Une étude numérique paramétrique a ensuite été réalisée. Ce chapitre, qui constitue un article soumis pour publication à la revue *Geotechnical and Geological Engineering Journal*, vise donc à évaluer, à l'aide d'essais en laboratoire et de modélisations numériques, le comportement hydrogéologique des stériles et des résidus miniers dans des couvertures avec effets de barrière capillaire pour contrôler les flux d'oxygène.

4.2 Résumé/Abstract

Une étude de laboratoire et numérique a été menée afin d'évaluer l'efficacité d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) faite essentiellement de matériaux miniers pour limiter la génération du drainage minier acide (DMA). La présente étude comprend le montage au laboratoire de trois colonnes expérimentales utilisées comme modèles physiques de CEBC. Chaque colonne a été instrumentée pour suivre le comportement hydrogéologique des différentes couches du recouvrement. Dans la couche de rétention d'eau constituée de résidus miniers désulfurés, le degré de saturation (S_r) s'est maintenu à des valeurs habituellement supérieures à

¹ Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., Demers, I., 2014. Hydrogéological Behaviour of covers with capillary barrier effect made of mining materials. Article soumis pour publication à la revue *Geotechnical and Geological Engineering Journal* le 27/10/2014.

85 % alors que dans les deux couches de stériles placées au-dessus et en-dessous de la couche de rétention d'eau, il s'est situé généralement à des valeurs entre 5 % et 15 %. Les suctions mesurées dans les différentes couches ont été habituellement inférieures à la pression d'entrée d'air (AEV) des résidus miniers désulfurés pour les couches de rétention d'eau et largement supérieures à la pression d'entrée d'eau (WEV) des stériles miniers dans les deux couches de bris capillaires. Ce comportement hydrogéologique se maintient même pour les prédictions numériques à long terme pour les conditions climatiques normales. Les principaux facteurs d'influence sont la profondeur de la nappe et le contraste hydrogéologique entre les matériaux de la couche de rétention d'eau et de la couche de bris capillaire du bas du recouvrement. Cette étude confirme également le potentiel des stériles miniers d'agir comme couches de bris capillaires en substitution aux sols granulaires naturels dans les CEBC.

Mots clés : Couverture avec effet de barrière capillaire, drainage minier acide, colonnes expérimentales, matériaux miniers, écoulement non saturé, flux d'oxygène.

A laboratory study combined with numerical simulations were conducted to evaluate the effectiveness of covers with capillary barrier effect (CCBE) made of mine waste, to limit the generation of acid mine drainage (AMD). The present study included the installation of three experimental laboratory columns as physical model of CCBEs. Each column was instrumented to monitor the hydrogeological behaviour of the different layers of the cover. In the moisture-retaining layer made of desulphurized tailings, the degree of saturation (S_r) is usually maintained above 85%, while S_r in the two waste rock layers placed above and below the water-retaining layer is typically between 5% and 15%. Suctions measured were usually lower than the air entry value (AEV) for the desulphurized tailings layers, while suction largely exceeded the water entry value (WEV) of the mine waste rock in the two capillary break layers. This hydrogeological behaviour is maintained even for long-term simulations with field climatic conditions. The main influencing factors are the depth of the water table and the hydrogeological contrast between the moisture-retaining and bottom capillary break layers. This study also confirms the potential of mine waste rock material to act as capillary break layer as a substitute for natural soils in a CCBE.

Key words: Cover with capillary barrier effect, acid mine drainage, experimental columns, mining materials, unsaturated flow, oxygen flux.

4.3 Introduction

Tailings deposited in surface tailings impoundments are often prone to oxidation when they contain sulphide minerals and when they are exposed to water infiltration and atmospheric oxygen. In many cases, sulphide oxidation reactions lead to the formation of acid mine drainage (AMD) also called acid rock drainage (ARD) (e.g. Kleinmann et al., 1981; Ritcey, 1989; SRK, 1989; Ritchie, 1994; Blowes and Ptacek, 1994; Evangelou and Zhang, 1995; Perkins et al., 1995; Morin and Hutt, 1997; Rimstidt and Vaughan, 2003; Stantec, 2004). In fact, when the neutralization potential is insufficient compared to the acid generation potential, AMD generation will occur (e.g. Blowes & Ptacek, 1994) and appropriate measures must be taken to avoid environmental impacts. Oxygen availability is one of the determinant factors in the process of acid generation from tailings. Establishing an oxygen barrier is usually considered the most efficient approach to control AMD generation (e.g. SRK, 1989; MEND, 2001), particularly in wet temperate climate such as the one found in many regions of Canada.

Covers with capillary barrier effect (CCBE) can be used to control oxygen migration (e.g. Rasmuson and Erickson, 1986; Akindunni et al. 1991, Morel-Seytoux, 1992; Aubertin et al. 1995, 1996, Bussière et al. 2003). This type of cover relies on a phenomenon called the capillary barrier effect. This effect appears when a fine-grained material overlies a coarse-grained one. The difference between the unsaturated hydraulic properties of the two materials in contact tends to restrict water flow from the fine-grained to the coarse-grained material layers, which helps to maintain a high degree of saturation in the fine-grained material. The high water content (degree of saturation) in the fine-grained material layer results in a low gas diffusion coefficient, which leads to a low gas flux (downward or upward). By limiting gas flux, the fine-grained layer of the cover (called moisture-retaining layer, MRL) controls the production of acid mine drainage (AMD) (Aachib et al. 1998; Aubertin et al. 1995, 1999, Yanful et al. 1999). A typical CCBE configuration used for preventing and controlling AMD from tailings contains three to five layers (Aubertin et al., 1995). The bottom layer called the capillary break layer (CBL) typically consists of a fairly coarse-grained material used both as a mechanical support and as capillary break. The MRL made of fine-grained material is placed on the coarse-grained material. A second coarse-grained material layer is placed on the MRL to prevent water loss by evaporation and to help lateral drainage. The remaining layers are protection and surface layers used to prevent erosion and bio-intrusion.

Previous in situ studies, such as those conducted at the Equity Silver Mine (O’Kane et al. 1998; Weeks and Wilson, 2005), Manitou site (Bussière et al., 2007; Molson et al., 2008), Lorraine site (Dagenais et al. 2005; Bussière et al., 2009) and at the LTA site (Bussière et al., 2006), confirmed the effectiveness of such systems to control oxygen migration and AMD generation.

CCBE are usually made of natural materials. Laboratory and field studies showed that natural non-plastic silt can be successfully used as MRL material in a CCBE (Aubertin et al., 1993, 1995; Bussière et al., 2007, 2009). Supply difficulties, generally associated with stripping and transportation costs, generally reduce the availability of suitable, naturally occurring materials. Construction costs therefore greatly increase when these materials are not located within close proximity to the site to be reclaimed (Bussière et al., 1999). Moreover, economic constraints and constraints related to the social acceptability, material availability and the impact of stripping (environmental footprint) sites of natural materials put pressure on the mining industry to use alternate materials in CCBEs, such as non-acid generating tailings.

Non-acid generating tailings or desulphurised tailings may either be transported from an adjacent site located at reasonable distance, or produced directly at the ore concentration plant. Indeed, in the case of an operating mine, it is possible to integrate a desulphurisation process to produce a concentrate rich in sulfur and desulphurised tailings with low sulphide content (Bussière et al., 2002; Benzaazoua et al., 2008). Previous laboratory studies (Aubertin et al., 1997; Bussière et al., 2004) showed that CCBE with a MRL made of non acid generating tailings are effective to control AMD generation. In addition, mining companies are increasingly interested in using mine waste rocks in substitution to natural materials for the coarse-grained layers of CCBE. The possibility of using waste rock as top capillary break layer (CBL) was evaluated by numerical modelling as part of preliminary studies by Pabst (2011). In arid conditions, waste rocks has been used to make the capillary break layer in a store-and-release cover (e.g. Zhan et al., 2001; 2006).

Instrumented columns were set-up and numerical modeling (for laboratory and field conditions) were conducted to evaluate the behaviour of CCBEs entirely made of mining materials (tailings and waste rock). This article focuses mainly on the hydrogeological behaviour of these CCBEs. The specific objectives of this article are: (i) to demonstrate that non-acid generating tailings and waste rock (with appropriate grain size distribution) can be used in CCBEs to control oxygen migration; (ii) to evaluate the influence of waste rock grain size distribution on the performance

of CCBE; (iii) to simulate column tests using a unsaturated numerical model and to predict the behaviour of the 1D model when exposed to normal and extreme climatic conditions.

In the following, the main properties of the tested mining materials are first described with an emphasis on waste rocks acting as the coarse-grained material in the CCBEs. Then the experimental columns and their equipment used to monitor the hydrogeological behaviour are presented. The evolution of the volumetric water content and suction in the different layers during the monitoring period is used to understand the hydrogeological behaviour of the tested scenarios. Results of the physical and numerical modeling in terms of volumetric water content and matric suction are then compared. A parametric study is presented to evaluate the main critical parameters that control the efficiency of CCBEs made of mining materials. Finally, some final remarks related to the effectiveness of CCBE made of mine materials to control the oxygen migration are presented.

4.4 Methods and Materials properties

4.4.1 Methods

Materials preparation

Both the waste rock and the tailings used in this study came from the LaRonde mine site of Agnico Eagle Mines Ltd, located approximately 50 km east of Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. The waste rock was sampled in the Bousquet waste rock dump. Note that the particle size of waste rock samples was truncated to 50 mm particle size before being transported to the laboratory. The waste rocks were sieved through 20 and 50 mm (to produce two different grain size distributions) before laboratory tests. The two fractions were selected after a discussion with the mining company which is considering the possibility of producing these grain sizes in the field (one by crushing 0-20 mm and one by sieving 0-50 mm). In addition, preliminary tests showed that the behaviour of the waste rock sieved at 37,5 mm has similar behaviour as the 0-50 mm. The two grain size distributions (0-20 and 0-50 mm) were manually homogenized and had a initial gravimetric water content (w) of 3%.

The desulphurized tailings were produced in a pilot plant using froth flotation, then collected in barrels, and characterized prior to column testing. More details on the non selective desulphurization preparation of the LaRonde tailings can be found in Kalonji (2014).

The mining materials used were characterized using several techniques. The objective was to characterize the main physical and hydrogeological properties of the cover materials. The main characterization methods used are presented in the following sections.

Physical tests

The grain-size distribution of the desulphurized tailings was obtained using the Malvern Mastersizer laser particle size analyser (Lee Black et al., 1996). The grain-size distribution of the waste rock was performed by sieving according to ASTM standard D422 for the coarse fraction, and using the Malvern Mastersizer laser particle size analyser for the fine fraction (grains smaller than 0.425 mm). The relative density (D_r) of each material was determined by a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330) according to ASTM standard D854-10. The modified Proctor compaction test was carried out according to ASTM standard D1557-00 method A for the desulphurised tailings, and method C for the waste rock (0-20 mm).

Hydrogeological tests

Tailings and waste rock water retention curves (WRC) and the saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) were determined. The tailings k_{sat} was evaluated using the flexible wall permeameter (triaxial cell) according to ASTM D5084-03. The k_{sat} of waste rocks was evaluated using the constant head permeability test both in standard permeameter according to ASTM D 5856 (for the 0-20 mm only) and in large columns (80 cm in height and 30 cm in diameter). For the column tests, waste rock material was placed in lifts of 10 cm and compacted using the Proctor hammer. The weight of material for each lift was controlled to obtain a target porosity (n) of 0.35. Each of these three columns was equipped with pressure sensors and piezometer tubes (Fig. 4.1) to monitor the pressure head. On average, 5 - 10 permeability tests were carried out for each specimen placed in columns, with hydraulic gradients $i < 1$. More details concerning the experimental setup, including sample preparation, column assembly procedure and testing protocols, can be found in Kalonji (2014) and details on permeability tests in columns can be found in Chapuis et al. (1989), Chapuis et al. (2007) and Peregoedova (2012).

WRCs of tailings were determined using a pressure cell (Tempe Cell) following the procedure proposed by the standard ASTM D3152-72 and by simultaneous measurements of ψ and θ in the column experiment. The Tempe Cell technique consists in placing the material in a pressure cell and applying different gas pressures on the materials. The variations of the volumetric water content for each pressure increment were obtained by measuring the water loss at each pressure increment. The waste rock WRCs were obtained from free drainage test in a High Density Polyethylene (HDPE) column similar to the one used for the permeability test (80 cm in height, 30 cm in diameter; see Fig. 4.1). Tests were performed according to the recommendations of Chapuis et al. (2007) and the more recent works of Hernandez (2007), Peregoedova (2012), and Peregoedova et al. (2014). Once hydrostatic equilibrium was reached during testing, the columns were dismantled by lifts of 10 cm and the volumetric water content was calculated for each lift. The experimental moisture-suction points (for tailings and waste rock) were smoothed using the van Genuchten model (1980) with the RETC software (van Genuchten et al., 1991).

Prediction of the waste rocks properties through inverse modeling with Hydrus 1D was also performed. This method also used column desaturation results. Throughout the test, the measurement of cumulative flow, volumetric water content and suction were recorded over time. The data generated were introduced in Hydrus 1D for inverse modeling to estimate the hydraulic properties. More details on the use of inverse analysis to estimate hydraulic properties of unsaturated material from one-dimensional outflow experiments can be found in Kool et al. (1985), Kool and Parker (1988), Lazrag et al. (2012), and To-Viet et al. (2013). The air entry value (AEV) was derived from the waste rock WRC using the tangent method (Fredlund and Xing, 1994).

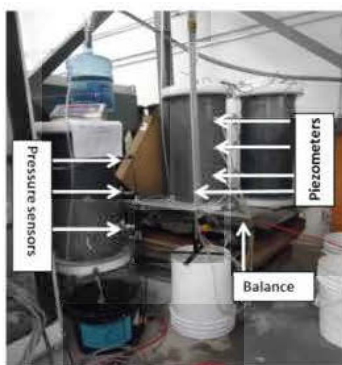


Figure 4-1 : Column used for permeability and drainage test.

4.4.2 Description of the laboratory CCBE experimental columns

Columns configurations

Several authors have proposed column tests to evaluate the performance of various types of cover systems (e.g Yanful 1991a; Yanful, 1991b; Aachib 1997; Yanful et al., 1999; Dagenais, 2005; Demers, 2008; Cosset, 2009; and Pabst, 2011). In this study, three HDPE columns, measuring 150 cm in height, partitioned into two sections of 75 cm and having an internal diameter of 30 cm, were assembled to evaluate the hydrogeological behaviour of CCBEs made entirely from mining materials. Fig.4.2 shows a schematic representation of the columns tested. Columns 1 and 2 consisted of desulphurized tailings placed at a high solid percentage of approximately 74% (M_s/M_t , where M_s is the mass of solid and M_t is the total mass), simulating mechanical deposition, while column 3 consisted of desulphurized tailings placed at a lower solid percentage of approximately 55%, simulating hydraulic deposition. Depositing tailings at low % solid resulted in layer thickness for column 3 of 40 cm, as compared to 50 cm for columns 1 and 2; the difference was mainly due to settlement of the loose tailings in column 3 after deposition. The columns were initially filled with a 40 cm layer of waste rocks that act as bottom capillary break layer (CBL), before the addition of the desulphurized tailings. A top CBL (30 cm) made of waste rock, also known as the protection layer, is added to complete the CCBE configuration.

Tailings and waste rock were directly inserted into the columns in layers of 10-20 cm thickness, and compacted using a Proctor hammer with a constant mass and uniform energy until the targeted porosity was reached. The porosity of the three columns varied between 0.30 and 0.38 for the top CBLs, between 0.31 and 0.37 for the bottom CBLs, and between 0.43 and 0.50 for the MRLs. (see table 4.1 for details). The waste rock material used for the top CBL was identical for all columns (0-50 mm), while the bottom CBL was different depending on the column. The 0-20 mm was used for column 1 and the 0-50 mm for column 2 and 3. It is assumed that the cheapest material to produce (0-50 mm) can be an efficient top layer, based on previous results from the literature. The main unknowns are related to the use of waste rock as bottom CBL layer. The possibility of fine particle migration from the MRL to the bottom CBL could be reduced by using a 0-20 mm instead of a 0-50 mm (Rey et al., 2014).

Instrumentation and monitoring

Instruments were installed at different locations in the experimental columns as shown in Fig.4.2. The left column is an illustration of columns 1 and 2, while the right column is an illustration of column 3. The instrumentation elements for the first two columns included two EC-5 probes, two GS-3 probes, four MPS-2 sensors, and two porous ceramic used as tensiometers. For column 3, an EC-5 probe and MPS-2 sensor were added in the MRL and a GS-3 probe in the bottom CBL. These additional instruments will help to confirm if the migration of fine particles has an influence on the hydrogeological response of the bottom CBL.

Tableau 4-1 : Configuration and cycle conditions of the column tests.

Configuration	Column 1	Column 2	Column 3
Top capillary break layer			
- Thickness (m)	0.30	0.30	0.30
- Porosity (-)	0.38	0.38	0.30
- Waste rock grain size (mm)	0-50	0-50	0-50
Moisture retaining layer			
- Thickness (m)	0.50	0.50	0.40
- Porosity (-)	0.43	0.45	0.55
Bottom capillary break layer			
- Thickness (m)	0.40	0.40	0.40
- Porosity (-)	0.31	0.35	0.37
- Waste rock grain size (mm)	0-20	0-50	0-50
Cycles			
Cycle 1			
- water volume (L) added from bottom to top – saturation phase	36.9	36.9	18.3
- Duration (days)	31	30	32
Cycle 2			
- water volume (L) added from the top -100 mm	7.1	7.1	7.1

Tableau 4-1 (suite): Configuration and cycle conditions of the column tests

Configuration	Column 1	Column 2	Column 3
Duration (days)	30	30	30
Cycle 3			
- water volume (L) added from the top -100 mm	7.1	7.1	7.1
- Duration (days)	60	60	60
Cycle 4			
- water volume (L) added from the top -200 mm	14	14	14
- Duration (days)	33	33	34

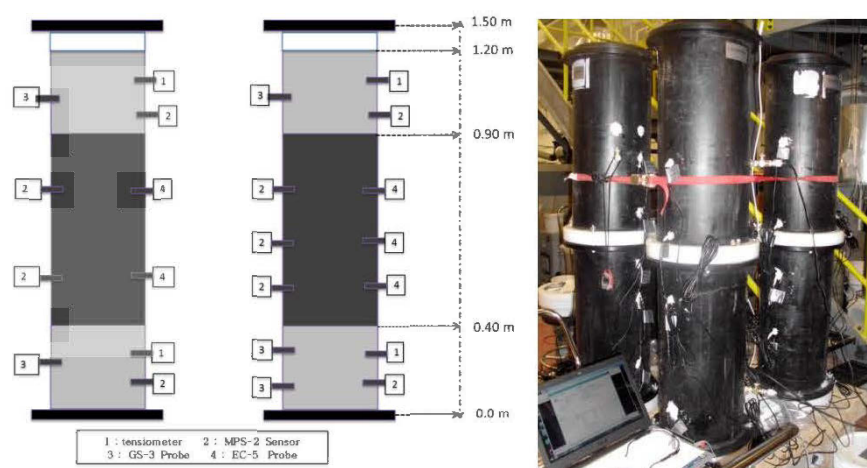


Figure 4-2 : Experimental laboratory columns (1 : tensiometers, 2 : MPS-2 sensors, 3 : GS-3 probe, and 4 : EC-5 probe)

Volumetric water content measurements

The EC-5 and GS-3 probes were used to measure the volumetric water content in the tailings and waste rock layers respectively. The GS-3 probes are more robust and more adapted to coarse-grained material. The Decagon EC-5 and GS-3 probes use the Frequency Domain (FD) technique (e.g. Malicki, 1993; Robinson and Dean, 1993; Hilhorst and Dirksen, 1994). When used with a specific material calibration, both probe measurement accuracy is $\pm 0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ for a range of 0 to 100% humidity. Both the EC-5 and GS-3 probes were calibrated before installation by placing

material at different known volumetric water content in a container and by measuring the response of the probe (see Kalonji, 2014 for details). The measurement frequency in the columns was fixed at 1 measurement per hour for both instruments.

Suction measurements

Matric suction measurements were obtained through the use of the Decagon MPS-2 probe and tensiometers. The MP-2 operates by measuring the dielectric permittivity of the porous ceramic discs constituting the probe. This probe normally measures suction between -10 kPa and -500 kPa; when the readings are between -10 kPa and -100 kPa, the sensor has an accuracy of $\pm 25\%$ and a resolution of 0.1 kPa. The data acquisition system used for all probes and sensors was a 5 channel EM50 datalogger from Decagon Devices Inc. The suction in the waste rock layers was also measured during the tests with tensiometers, consisting of a porous ceramic filled with deionized and deaerated water, connected to the E13 Hoskin type pressure sensor. The pressure sensor was connected to the data acquisition box linked to a computer, displaying the suction raw data using HOBOWare software. The tensiometer can measure suction between 0 to 80 kPa with an accuracy of 1 kPa. Reading frequency was 1 measurement per hour for MPS-2 sensor and one to two measurements per week for the tensiometers. Suction was also measured in the MRL and bottom CBL layers at the end of the test using a Jet-Fill tensiometer.

Columns testing

The three columns were initially saturated from bottom to top with deionized and deaerated water and allowed to drain afterwards. 100 mm of deionized and deaerated water was added at the top of the columns every 30 days; a cycle with 60 days without water was also performed to simulate extreme conditions. For the Quebec context, 100 mm of water was equivalent to approximately one month of rainfall in the Abitibi region based on data collected at LaRonde mine site, and corresponds to approximately 40% to 50% of the void volume of the MRL in the columns. Note that the volume of water was doubled at the last cycle to simulate typical Quebec spring recharge coming from snow melt. The top of the column was left open to allow for evaporation. The theoretical evaporation potential was calculated through modeling from temperature and relative humidity measured in the laboratory during the experiment. Overall, a total of four cycles were applied to the columns. Details of the different cycles applied to the columns are summarized in Table 4.1.

4.4.3 Materials properties

Table 4.2 shows the main characteristics of the desulphurized tailings and waste rocks used in this study. Based on the grain-size distribution, the tailings are classified a plastic silt (ML) (USCS, McCarthy, 2007). The D_{10} (the diameter in the particle size distribution curve corresponding to 10% finer) and D_{60} (the diameter in the particle size distribution curve corresponding to 60% finer) are respectively 0.0036 and 0.012 mm, leading to a coefficient of uniformity $C_U (=D_{60}/D_{10})$ and a coefficient of curvature $C_C ((D_{30})^2/(D_{60}*D_{10}))$ of 11.5 and 1.01 respectively. The percentages of particles less than 2 and 80 microns are approximately 6 and 75%. The grain size distribution curve for these tailings is in agreement with those found in the literature for hard rock tailings from metal mines before deposition in tailings impoundments (e.g. Bussière, 2007). Based again on the USCS soil classification system, waste rock samples are well-graded grave (GW), with various proportions of fine particles. The coefficients of uniformity and curvature for the two fractions studied waste rock are respectively 14.67 and 2.10 for 0-20 mm fraction and 11.38 and 1.85 for 0-50 mm fraction. The tailings saturated hydraulic conductivity varies between 1.6E-05 and 6.8E-05 cm/s while that of the waste rock varies between 2.9E-01 and 5.7E-01 cm/s (for 0-20 mm particle-size) and between 4.8E-01 and 6.29E-01 cm/s (for 0-50 mm particle-size). In the case of tailings, the AEV of the curve that is considered the most representative is estimated at 7-10 kPa (for a porosity n of 0.45) while that of the two tested waste rock sizes are between 0.56 and 0.43 kPa (for $n = 0.35$ to 0.39). The WRCs representative of those measured with the techniques mentioned previously (pressure cell, column and inverse modeling), and fitted with the van Genuchten (1980) model are shown in Fig. 4.3 and their main parameters are presented in Table 4.2. Details can be found in Kalonji (2014). Permeability functions of the materials obtained from the WRC (Fig. 4.3) using the closed semi-analytical Mualem (1976) model proposed by van Genuchten et al. (1980) are shown in Fig. 4.4.

Tableau 4-2 : Basic and hydraulic properties of materials used in experimental columns and numerical modelling.

Properties/Parameters	Materials used in experimental columns		
	Desulphurised tailings	Waste rocks (0-20 mm)	Waste rocks (0-50 mm)
%Sulfur	1.44	1.64	1.64
Grain size			
D ₁₀ (mm)	0.0036	0.42	1.25
D ₅₀ (mm)	0.026	5.6	11.8
D ₆₀ (mm)	0.042	6.12	14.2
C _U (D ₆₀ / D ₁₀)	11.5	14.8	11.4
Saturated hydraulic conductivity, k_{sat} (cm/s)	1.6E-05 to 6.8E-05	2.9E-01 to 5.7E-01	4.8E-01 to 6.29E-01
Relative density, D_r	2.84	2.86	2.90
Air Entry Value, ψ_a measured in the lab (cm of water)	70-300 (n=0.42-0.50)	5.6 (n=0.35)	4.3 (n=0.39)
θ_r	0.01-0.5	0.057	0.036
ψ_r (cm of water)	1500-3000	18	10
α_v (cm ⁻¹)	0.018-0.52	1.77	2.32
n_v	1.37-1.79	2.94	3.60

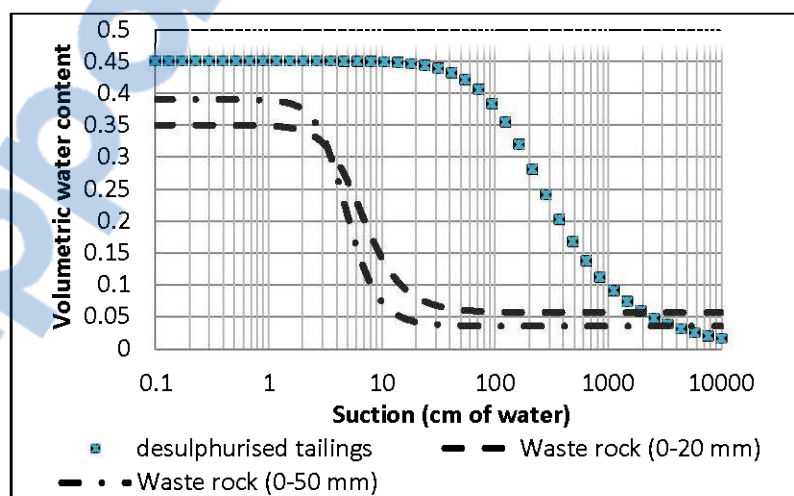


Figure 4-3 : Representative water retention curve measured in the laboratory for the different materials.

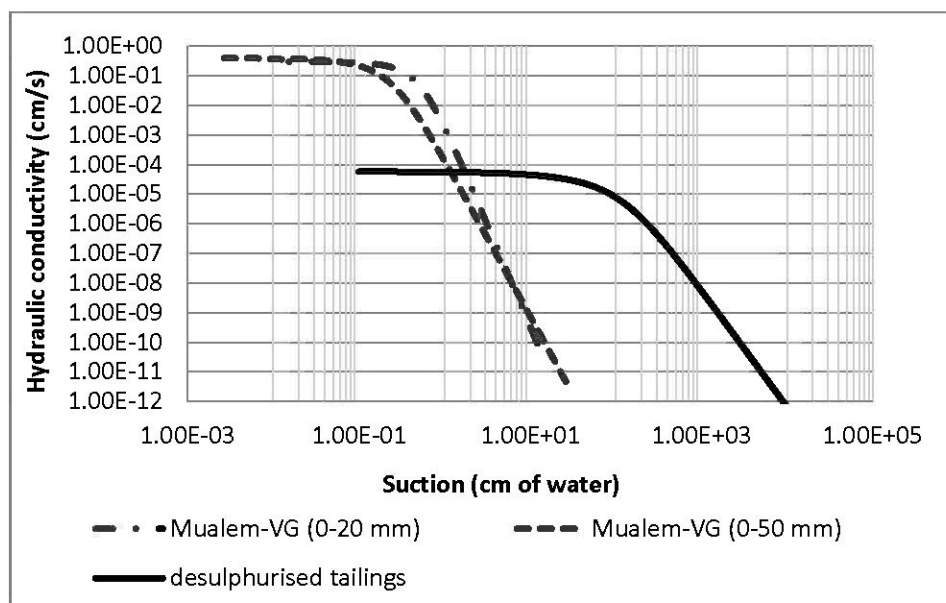


Figure 4-4 : Permeability functions of the materials used in the numerical modelling.

4.5 Column test results

4.5.1 Monitoring results

The following sections present the main results obtained in the columns during the testing period in terms of volumetric water content and matric suction.

Volumetric water content measurements

Figures 4.5a-4.5c show values of θ measured in the different layers of the three CCBEs during the different cycles of the experiment. The capillary barrier effects, associated with a low volumetric water content in the waste rock layers (both CBL) and a high volumetric water content in the desulphurized tailings layer (MRL), are noticeable in each column. Typically, θ varied from 0.05 to 0.08 in the bottom waste rock layers for column 1 and 2. During the water addition, higher values were occasionally observed in the top waste rock layers due to water accumulation at the interface, but rapidly returned to initial values after water infiltration in the MRL.

The θ values in the MRL varied depending on the column. For column 1, θ near the center of the moisture-retaining layer (probe 2-2) typically varied between 0.33 and 0.40. It is also noted that θ

values are higher at the beginning of the cycle when water was added and is reduced gradually during the drainage period. θ values usually varied between 0.27 and 0.40 in the upper part of the layer (probe 2-1). The estimated S_r value at the location of the upper and center sensors in the MRL (for $n=0.43$) were between 68% and 100% and 83% and 100%, respectively. The lowest values of θ (0.28 for probe 2-1) were observed at the end of the 60 days (cycle 3) without adding water. After this period, the water added to simulate the snow melt resaturate the MRL.

Column 2 has a similar configuration as column 1, except that the bottom waste rock layer was made of 0-50 mm particles. Results show that θ values for the upper and center probes of the MRL varied between 0.26 and 0.40 and 0.33 to 0.40, respectively. Again, an increase of θ was observed during the period after the water addition. The θ values measured in the MRL of column 2 correspond to S_r values between 75 and 93% for the center part (probe 2-2) and between 60% and 85% for the upper part (probe 2-1). The low values of θ (0.25 for the probe 2-1) were again observed at the end of the 60 days (cycle 3) without adding water. These values are slightly lower than those observed in column 1. As for column 1, the addition of water that simulates snow melt allows to resaturate the MRL.

Column 3 is similar to column 2, except that the thickness of the MRL was 0.40 m (instead of 0.50 m) and the material was introduced in the column at a lower percentage solid (approximately 55%). Results shown in Fig. 4.5c indicate that the measured volumetric water content was between 0.31 and 0.52. Slightly higher values were obtained in column 3 close to the interface. The MRL was placed at a relatively low percentage solid which resulted in the migration of fines into the coarse waste rock. Based on the porosity values measured at the dismantling ($n=0.52$), minimum and maximum S_r values were 60% and 100%. It can also be noticed that the lowest θ values were measured by probe 2-3, which was located approximately 5 cm from the interface with the top capillary break layer. The low θ values of 0.33 for the probe 2-3 were observed at the end of the 60 days (cycle 3) without water addition. This period of 60 days without water supply has almost no impact θ values for probes 2-1 and 2-2.

In summary, column tests showed that the periods of drought affect the volumetric water content of the MRLs but the degree of saturation increased at values closed to its initial value after the simulation of snow melt. The MRL of column 1 maintained a slightly higher degree of saturation than the one of column 2. This could be due to the different CBL materials used; Use 0-20 mm in

the bottom CBL seems to maintained more efficiently the water into the MRL than the 0-50 mm. Finally, results from column 3 showed that there is no major impact of the tailings deposition method in laboratory on the capacity of the MRL to maintain a high degree of saturation.

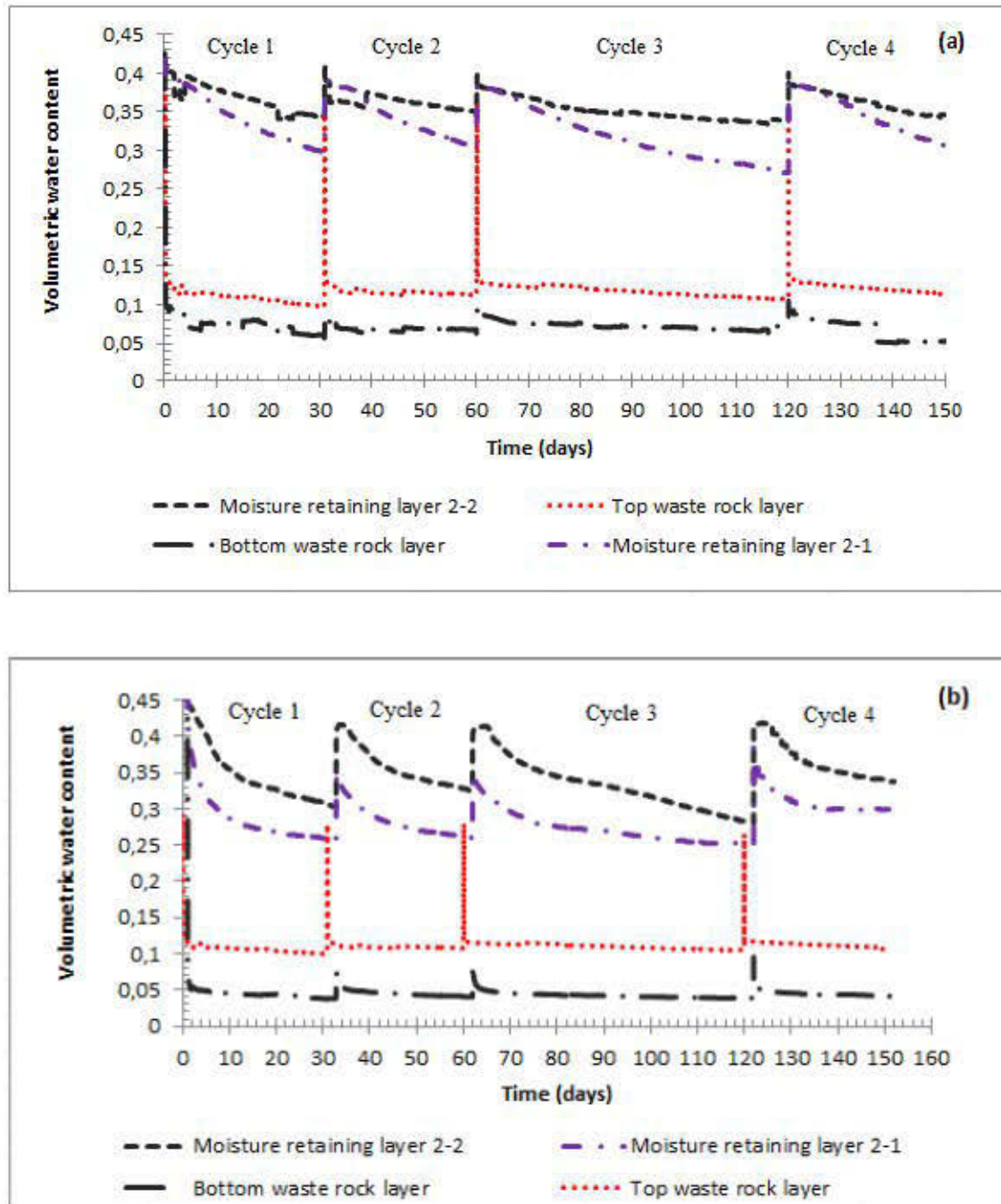


Figure 4-5 : Volumetric water content measured with EC-5 and GS-3 probes installed in the different layers of (a) column 1; (b) column 2; and (c) column 3.

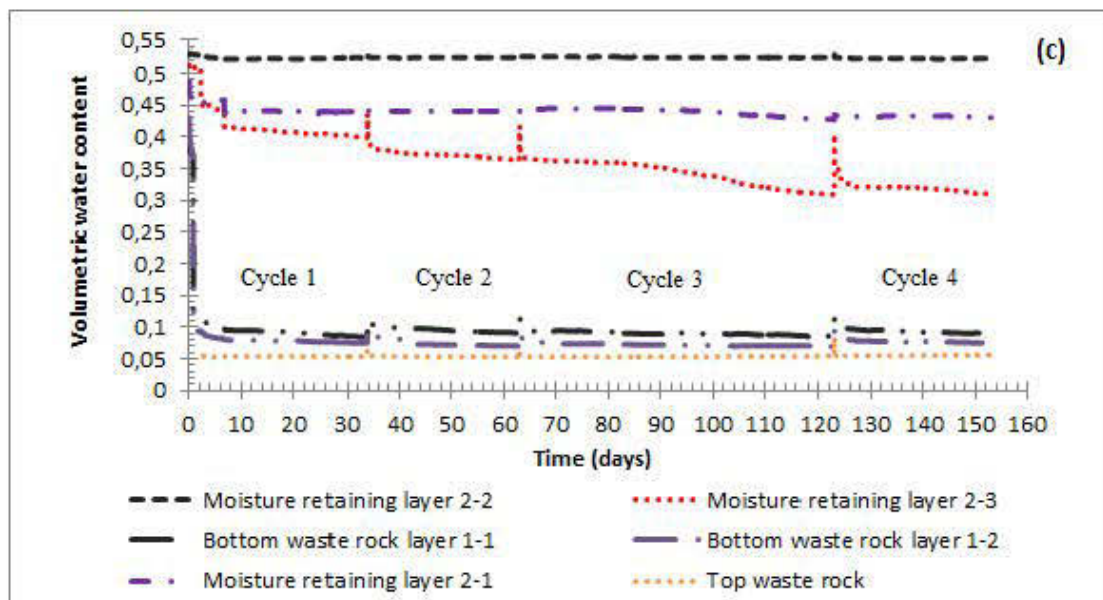


Figure 4-5 (suite) : Volumetric water content measured with EC-5 and GS-3 probes installed in the different layers of (a) column 1, (b) column 2, and (c) column

Suction measurements

Figures 4.6a and 4.6b show ψ values measured in the different layers of columns 1 and 2 during the test. These ψ values were measured using the MPS-2 sensor. Jet-Fill tensiometers measurements were also performed but only at the post-testing stage. These ψ values confirm the presence of the capillary barrier effect. Despite the fact that the water table is located at the base of the columns, suction in the bottom waste rock layer usually remained at the minimal value measurable by the sensor (10-12 kPa). Nevertheless, the suction measured at the end of the column tests using the Jet-Fill tensiometer in this layer was always less than 10 kPa which is the minimum value of the MPS-2 sensors measurement capability. The highest suction values in the MRL (see Fig. 4.6a and 4.6b) were measured near their upper surfaces (sensor 2-1), where peak values were 18 kPa for column 1 and 31 kPa for column 2 (for a cycle of 60 days without water input). Column 3 values were not presented here because of a problem with MPS-2 probe reading during the experiment. Nevertheless the measurement results of matric suction in the MRL taken directly with the Jet-Fill tensiometer at the post-testing stage were less than 10 kPa; these results will be discussed further in section 4.5.2. The suction measurements in the MRL were lower near the interface with the bottom CBL (sensor 2-2) than near the interface with the top CBL (sensor 2-1).

Highest suction values were measured by the MPS-2 sensor in the upper waste rock layer of the CCBE (not shown here). The effect of evaporation influenced the upper half of this top waste rock layer, and suction measured by the MPS-2 sensor in the middle of this layer increased beyond 50 kPa. However, these values are not considered representative and associated with the evaporation of the porous ceramic discs of the sensor matrix and not to a transfer of suction from the soil to the sensor.

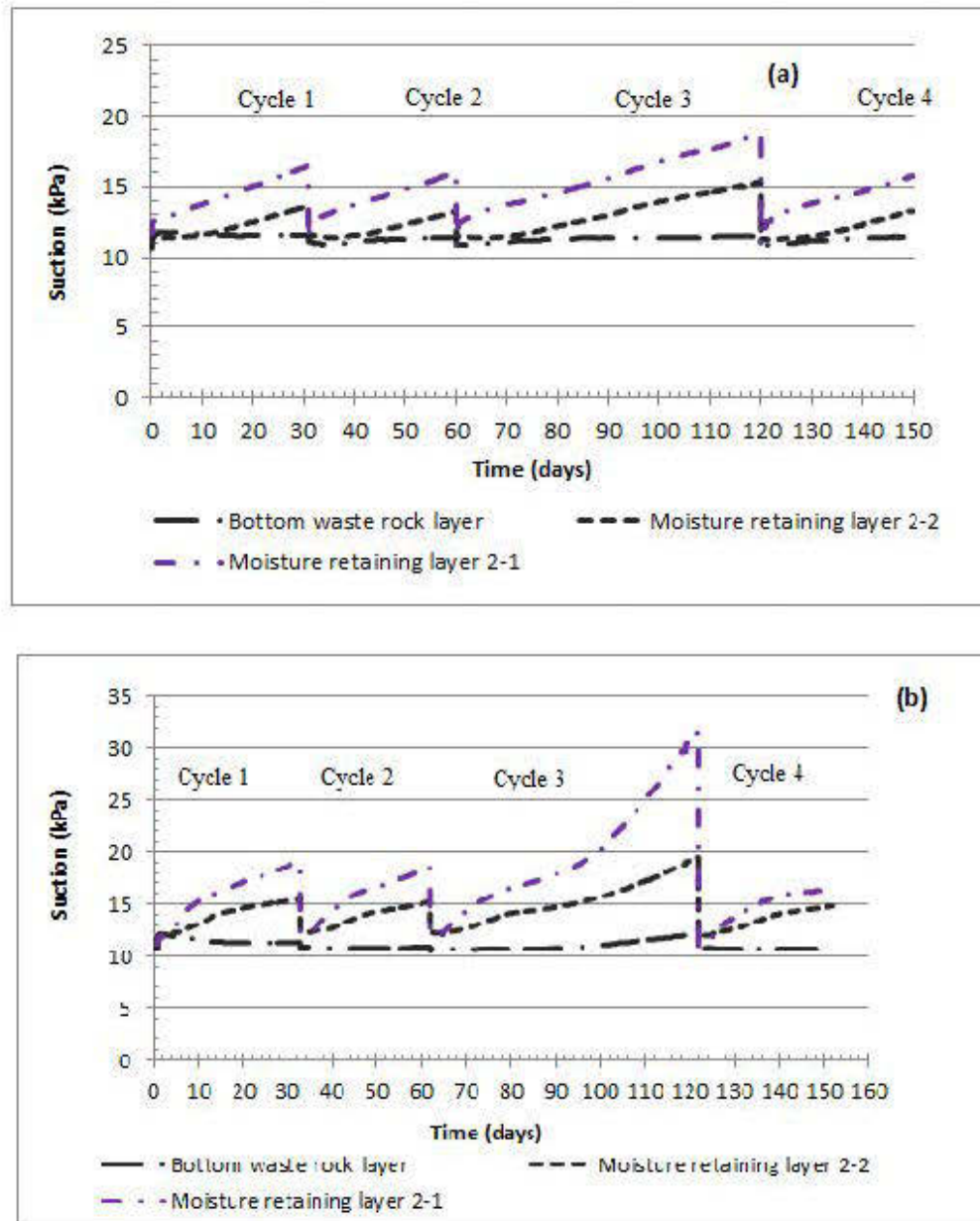


Figure 4-6 : Matric suction measured with MPS-2 sensors installed in different layers of (a) column 1; and (b) column 2.

In summary, suction measurements confirmed the hydrogeological behaviour observed with the volumetric water content measurements. The 60 day periods without water addition generated the higher suctions in the MRL. However, suction measurements regained their initial values after adding water. The column 1 (Fig. 4.6a) generates slightly lower matric suctions in the MRL than those observed in column 2 (Fig. 4.6b).

4.5.2 Post-testing results

Columns were dismantled at the end of the laboratory investigation. Samples were taken from various positions within the different layers of the CCBE. Porosity and volumetric water content in the layered systems were determined by mass-volume measurements and then converted using the following equation $\theta = \frac{w}{(1-n)D_r}$; where D_r is the relative density of the solid particles for the waste rocks layers and w the gravimetric water content. For the MRLs, samples were taken from different elevations with a ring of known volume. Again, mass-volume relationships were used to determine the volumetric water content. In Figures 4.7a-4.7c, post-testing results are compared with typical EC-5 and GS-3 probe measurements recorded during the monitoring period. As shown, the measured θ values are low in the two waste rock layers (usually between 0.05 and 0.08) and much higher in the MRLs (θ usually between 0.32 and 0.41 for column 1 and 2, and as high as 0.52 in column 3). Volumetric water content values from the two measurement approaches (gravimetric and FD sensors) agree reasonably well.

Matric suctions measurements were performed at different elevations during dismantling only in the MRLs and bottom CBLs with a Jet-Fill tensiometer. For the three columns, suctions were lower than the AEV of desulphurized tailings used in the MRLs. These results will be presented and discussed further in section 4.6.2.

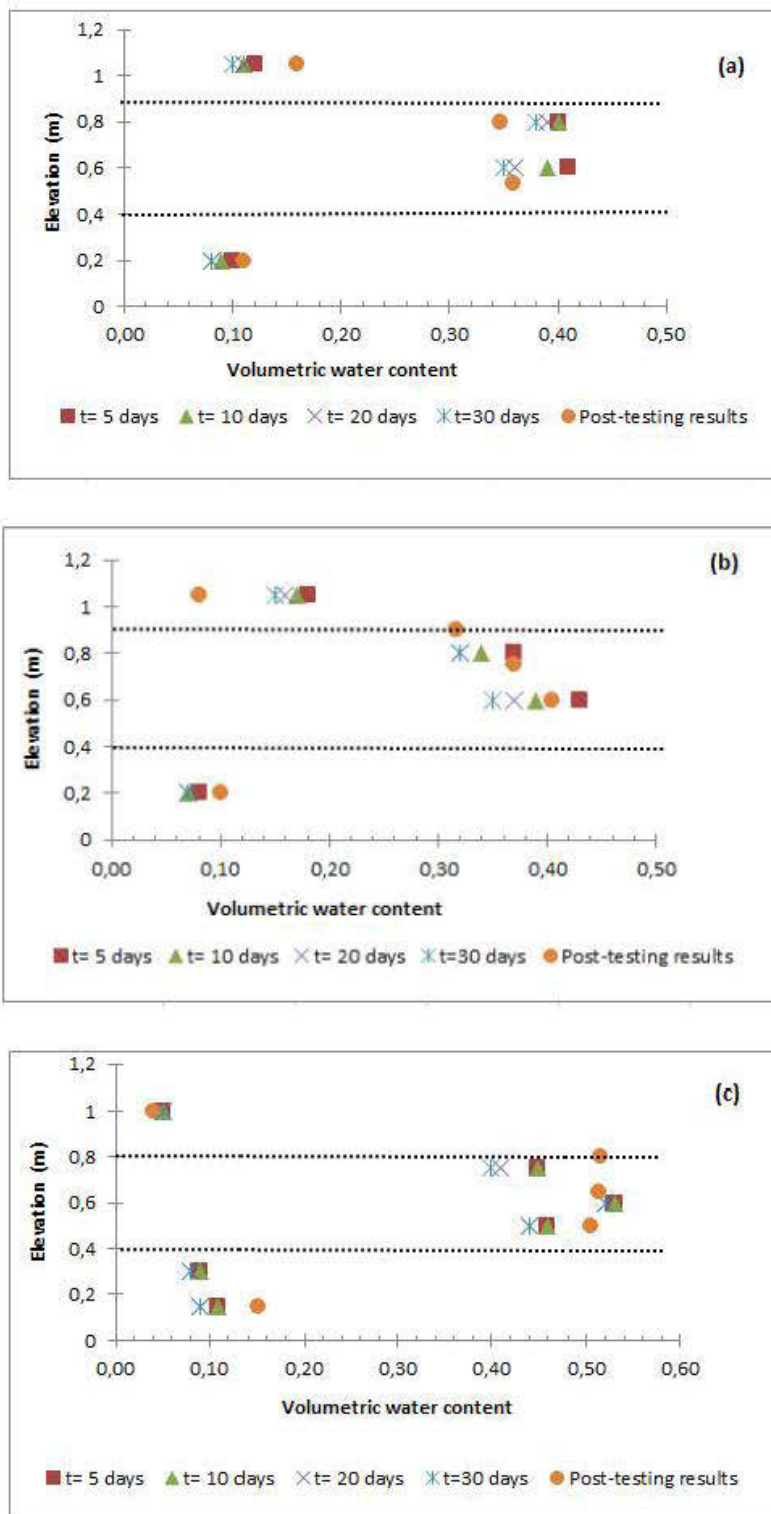


Figure 4-7 : Comparison between volumetric water content measurements obtained at the post-testing stage and those measured with EC-5 and GS-3 probes during a typical 30 days cycle in the tested layered systems of (a) column 1; (b) column 2; and (c) column 3.

4.6 Numerical modelling results

4.6.1 Modelling description

The commercial software Vadose/W (2007) developed by GEOSLOPE International was used to predict the unsaturated behaviour of the tested CCBEs. Vadose/W models the flow and transport of water, heat and gas in porous materials, both for steady and transient conditions, as well as under saturated and unsaturated conditions (Geoslope, 2007) using the finite element methods. Richards's equation (1931) is used to simulate water flow, while Fick's laws are integrated in the software to simulate oxygen diffusive transport. Penman's equation modified by Wilson (1990) is used in the software to model soil-atmosphere interactions; more information on the mathematical form of this equation can be found in Wilson (1990) and Wilson et al., (1994). Vadose/W was used by previous authors to simulate fluid flow through reactive mine waste and through cover used to control AMD generation (e.g. Gosselin et al., 2007; Demers, 2008, Pabst, 2011).

In this study, the analysis of each column configuration was performed in steady state to obtain initial conditions for the transient state. Two types of simulation were performed for transient analysis including the numerical model using laboratory results and simulations of field conditions. For laboratory transient simulations, the climate data used were minimum and maximum temperature and relative humidity as measured in the laboratory; wind speed was considered to be 0. The calculated potential evaporation for these conditions is presented in Fig. 4.9. The boundary conditions for the steady state conditions introduced in the numerical model were an oxygen concentration of 280 mg/L and a small hydraulic gradient between the top and the bottom of the column to favor saturated conditions. A coefficient K_r of 31.9/year was used for the tailings reactivity placed below the CCBE for field conditions simulations. Constant temperatures of 20 °C and 8°C (average annual ground temperature in Canada according to the work of Williams and Gold, 1977) were applied for the simulation of laboratory and field conditions, respectively. WRC (Fig.4.3) of desulphurized tailings and waste rock were used as input data to estimate permeability functions (Fig.4.4). The model started in drainage mode for a period of 30 days. This time interval corresponded to typical time intervals after the addition of 100 mm of water into the column according to the methodology adopted in the laboratory.

For field climatic conditions, a parametric study was performed. Top boundary conditions for simulations were defined using climate data from the weather station of the city of Val d'Or, which is located 50 km from LaRonde's mine site. Daily data for the year 2011-2012 were obtained from Environment Canada, and a graph of annual precipitation is shown in Fig. 4.8. Potential Evaporation (PE) values calculated for field conditions with Vadose/W are presented in Fig. 4.10. The lower boundary condition was based on the depth of water table that varied between 2 and 6 meters in the simulations. The model was run for 214 days in 2011, from May 1st to November 30th; time steps were modified using the adaptive time step function. The period extending from December 1, 2011 to April 30, 2012 was not considered as it corresponds to winter where the system is considered frozen (thus non reactive). Other simulations of extreme field climatic conditions were performed: 60 days of a non-rainy period was simulated, from July to August, by removing precipitation from the climatic data. Details of numerical model calibration and parametric study are summarized in Table 4.3.

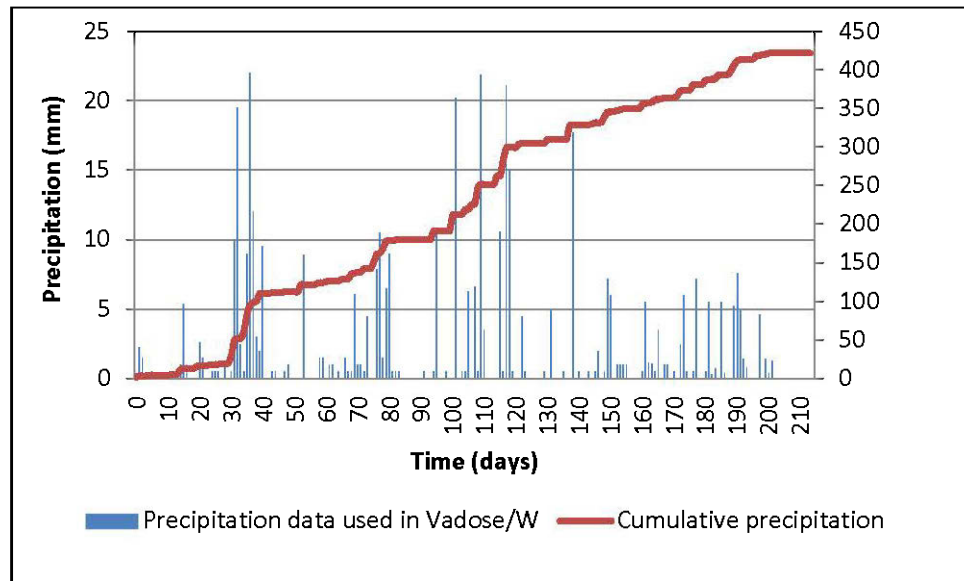


Figure 4-8 : Precipitation and cumulative precipitation data used in Vadose/W for field conditions simulations

Tableau 4-3 : Details of the numerical model validation (using column test results presented in section 4.5) and parametric study.

	Column 1	Column 2	Column 3
Materials used	Bottom CBL waste rock 0-20 mm Top CBL waste rock 0-50 mm MRL low sulphide tailing	Bottom CBL waste rock 0-50 mm Top CBL waste rock 0-50 mm MRL low sulphide tailing	
Size of elements (m)	0.01 and 0.0001 at the interface		
Number of elements			
-Calibration	125		
-Parametric study	429		
Number of nodes			
-Calibration	252	250	252
-Parametric study	860	860	860
Boundary conditions (Calibration)	Laboratory conditions at the surface, free drainage at the bottom and steady-state for initial conditions		
Boundary conditions (parametric study)	Climatic conditions at the surface, depth of water table at the bottom and steady-state for initial conditions		
Parameters of convergence			
<i>Maximum iteration number</i>	15		
<i>Equation solver</i>	Direct equation solver		
<i>Allowable time step (sec)</i>			
-calibration	8.6		
-parametric study	15		
<i>Increment steps</i>	Linearly		
<i>Simulated time</i>			
-calibration	30 days		
-parametric study	214 days		

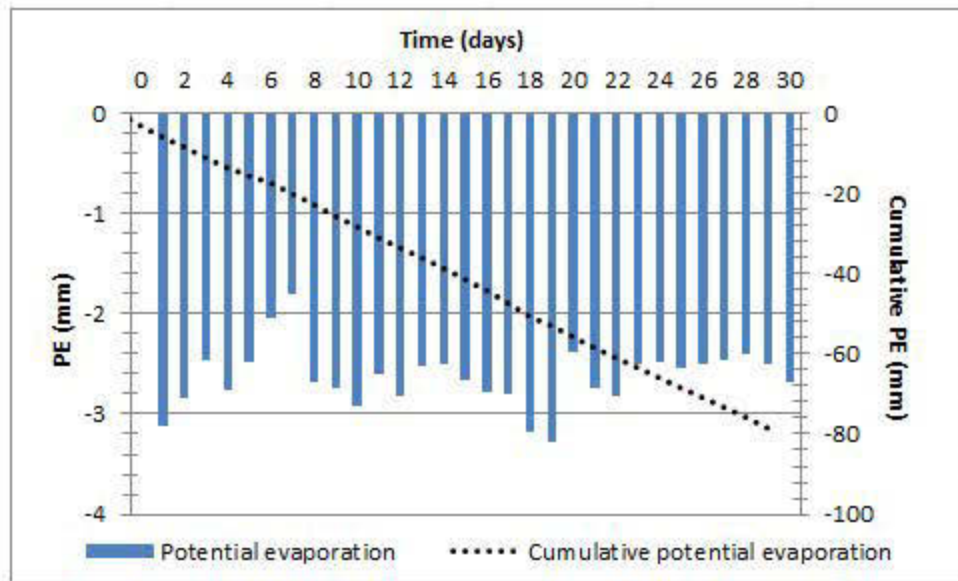


Figure 4-9 : Potential evaporation (PE) data for laboratory conditions calculated by Vadose/W.

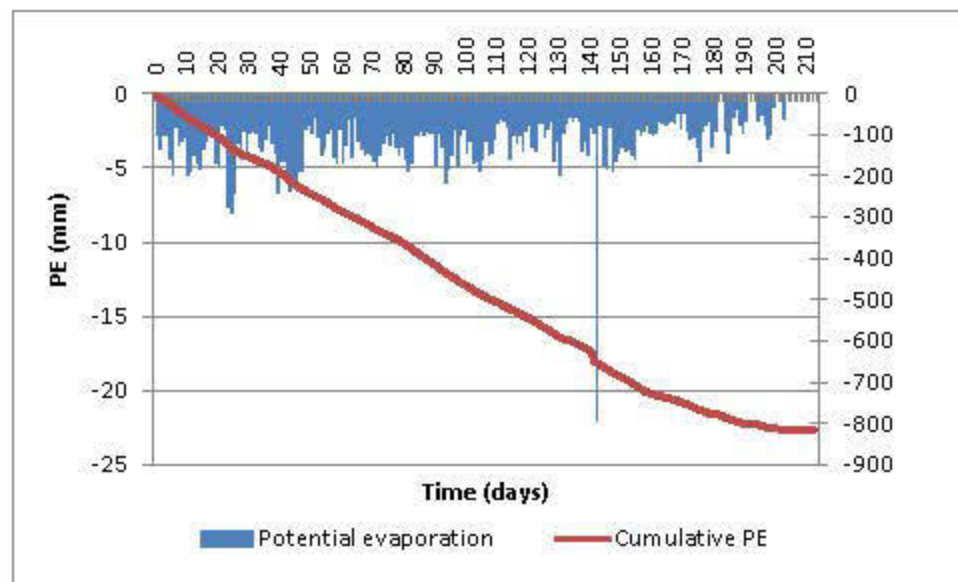


Figure 4-10 : Potential evaporation (PE) and cumulative potential data for field conditions calculated by Vadose/W.

4.6.2 Validation-comparaison with column tests results

The Vadose/W model was built and validated using laboratory data, mainly volumetric water content and suction in the different cover layers. Figures 4.11a-4.11c and 4.12a- 4.12c show the profiles of volumetric water content and suction measured and modeled for the three configurations, respectively. Suction was measured during the tests for waste rock layers (using tensiometer with porous ceramic and MPS-2 sensor) and at the dismantling stage (using Jet-Fill tensiometer) for MRLs and bottom CBLs. The profiles correspond to a typical 30-days cycle. For the three columns, measured profiles are in accordance with predicted profiles. The differences in the suction profiles between measurements with MPS-2 sensors, and tensiometer, and modelling results (in the MRL) is due to the precision of the MPS-2 sensor, which is $\pm 25\%$ of the reading in kPa and the minimum measurement capability of these sensors is 10 kPa (Decagon Devices). Hence numerical models, in terms of volumetric water content (Fig. 4.11) and suction (Fig. 4.12), reproduce adequately the laboratory hydrogeological behaviour of tested CCBEs.

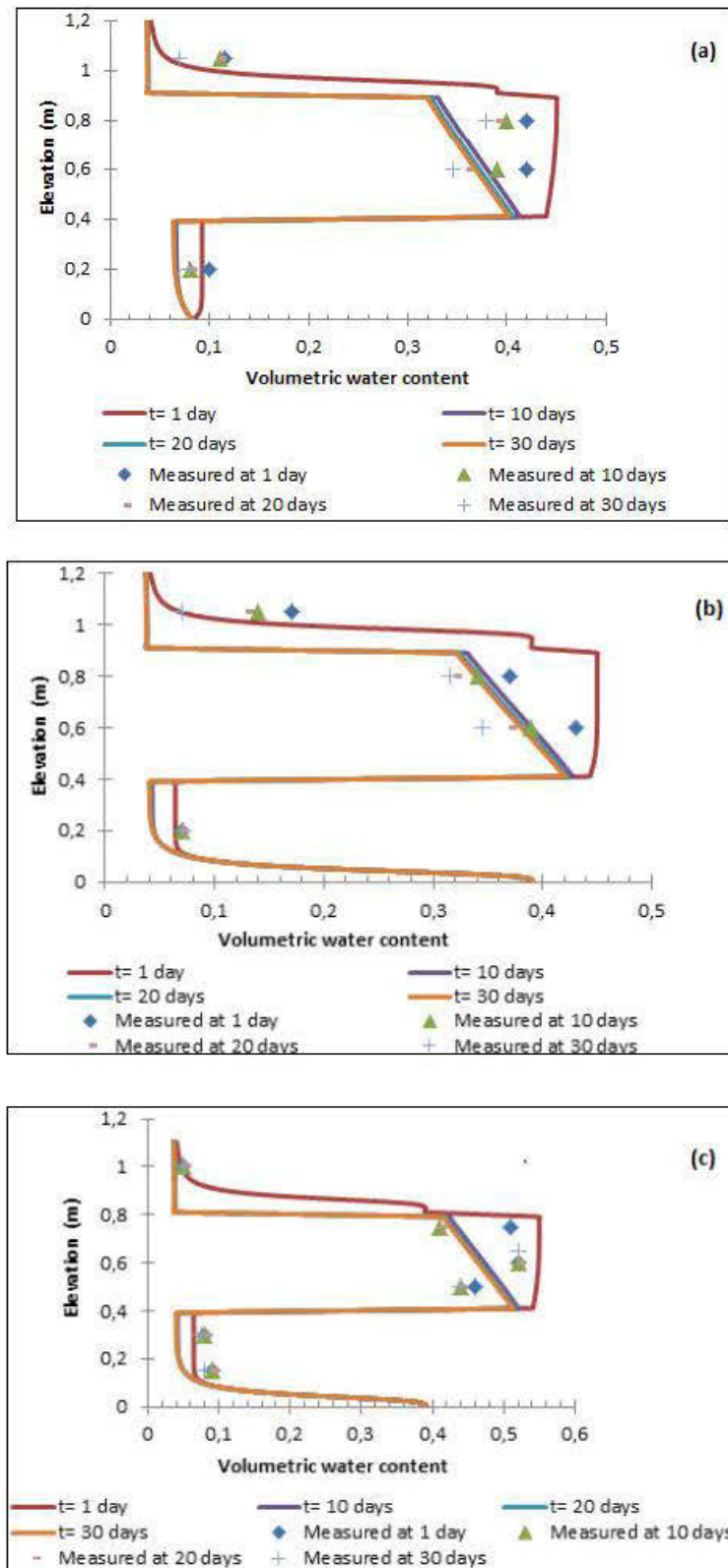


Figure 4-11 : Volumetric water content measured and modeled with Vadose/W of (a) column 1; (b) column 2; and (3) column 3.

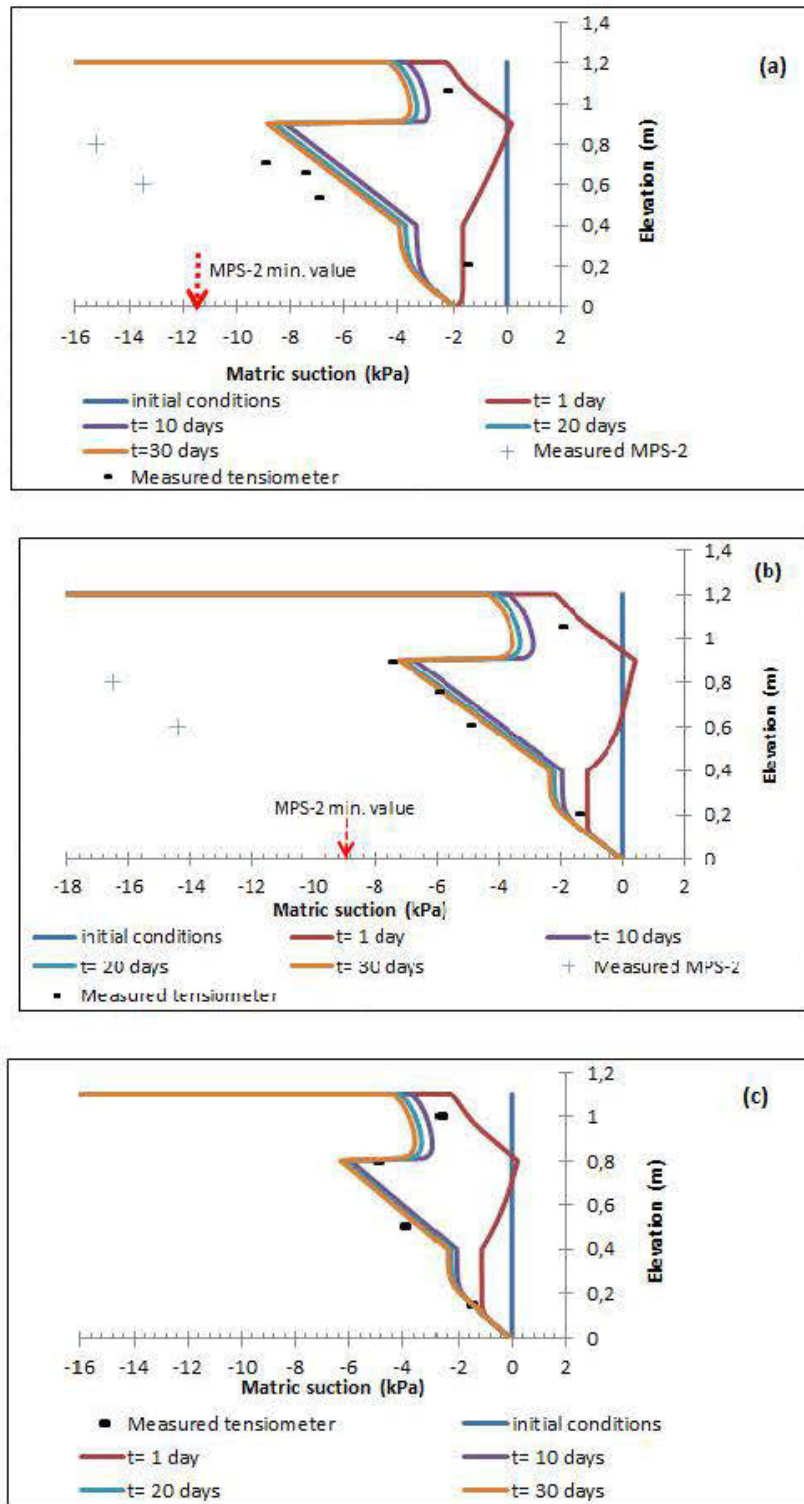


Figure 4-12 : Matric suction measured and modeled with vadose/W with the water table depth of (a) column 1 (with water table depth of 20 cm under the column) ; (b) column 2; and (3) column

4.6.3 Parametric study

Parameters evaluated

One of the central objectives of this laboratory study was to evaluate the effect of drainage time on the capacity of the various layers to retain (MRL) and to drain (CBL) water. The MRL must remain highly saturated, so that the covers successfully act as an oxygen barrier. Results showed that the systems tested behaved as typical CCBE with high volumetric water content in the MRL and low water content in the two CBLs. The capacity of the three CCBEs to control oxygen migration was evaluated using the numerical modelling results presented in Fig. 4.11, assuming a zero concentration of oxygen at the bottom (worst case scenario). The oxygen fluxes calculated by theoretical method (equation 2.52) at the bottom of the MRLs were 0.25, 0.028 and 0.048 g/m²/month (or 3, 0,34, and 0,56 g/m²/year) for column 1, column 2, and column 3 respectively. For the parametric study, the parameters used to evaluate their influence on the efficiency of CCBEs exposed to field climatic conditions are the depth of water table (ranging from -2 to -6 m), CBL hydrogeological properties, and natural and extreme climatic conditions. For extreme climatic conditions, 60 days without rain was simulated, from July to August, by removing precipitation from the climatic data. Note that the parametric study was performed on models representing columns 1 and 2. The reactivity of MRL material was not considered. Numerous (28) scenarios were chosen to determine the impact of water table level, normal and extreme climatic conditions on the volumetric water content profiles and oxygen fluxes reaching the bottom of the MRL (see Table 4.4).

Volumetric water content profiles

Typical volumetric water content profiles are presented in Fig. 4.13; these results were obtained with a water table depth of -3 m and for natural climatic conditions. Values of θ varied from 0.33 (upper part of the MRL) to 0.43 (lower part of the MRL) for column 1 configuration (Fig. 4.13a) and from 0.38 (upper part of the MRL) to 0.42 (lower part of the MRL) for column 2 configuration (Fig. 4.13b). Simulations with coarse sand (sand S-1) and fine sand (sand S-2) as bottom CBL were performed to illustrate the influence of the grain-size contrast between the MRL and the bottom CBL. The hydrogeological properties of sand S-1 and S-2, presented in Table 4.5 were taken from Aubertin et al. (1996). The volumetric water content profiles when sand S-1 is used as CBLs (not shown here) are almost similar to those obtained for column 2.

When sand S-2 is used, capillary barrier effects can not be sustained and the MRL drains significantly with θ values ranging from 0.06 to 0.08 (Fig.4-13c). These results clearly show the influence of the grain-size contrast between the MRL and the bottom CBL in CCBE systems.

Tableau 4-4: Predicted oxygen flux through the MRL for the different scenarios tested numerically

Column 1			
Scenario #	Water table level from the bottom of CCBE (m)	Climatic Conditions	Oxygen (g/m²/year)
1	-2	Natural conditions	27.5
2	-3	Natural conditions	36.8
3	-4	Natural conditions	87.3
4	-6	Natural conditions	95.6
5	-2	Extreme conditions	39.3
6	-3	Extreme conditions	45.6
7	-4	Extreme conditions	83.2
8	-6	Extreme conditions	99.7
Column 2			
9	-2	Natural conditions	10.6
10	-3	Natural conditions	61.4
11	-4	Natural conditions	85.8
12	-6	Natural conditions	97.5
13	-2	Extreme conditions	14.3
14	-3	Extreme conditions	65.0
15	-4	Extreme conditions	89.3
16	-6	Extreme conditions	117.9

Tableau 4-4 (Suite): Predicted oxygen flux through the MRL for the different scenarios tested numerically

Sand S-1 in the bottom CBL	Water table level from the bottom of CCBE (m)	Climatic Conditions	Oxygen (g/m²/year)
17	-2	Natural conditions	17.3
18	-3	Natural conditions	44.9
19	-4	Natural conditions	78.3
20	-6	Natural conditions	82.7
21	-2	Extreme conditions	27.7
22	-3	Extreme conditions	57.0
23	-4	Extreme conditions	91.8
24	-6	Extreme conditions	107.5
Sand S-2 in the bottom CBL			
25	-2	Natural conditions	245.8
26	-3	Natural conditions	890.9
27	-4	Natural conditions	1320.5
28	-6	Natural conditions	2027.2

Tableau 4-5 : Basic and hydraulic properties of sands used in numerical modelling

Properties/Parameters	materials	
	Sand S-1	Sand S-2
Saturated hydraulic conductivity, k_{sat} (cm/s)	7.2E-03	3.0E-03
Air Entry Value, ψ_a measured in the lab (cm of water)	24 n=0.48	50 n=0.46
θ_r	0.141	0.010
ψ_r (cm of water)	40	200
α_v (cm⁻¹)	0.029	10.2
n_v	10.2	2.91

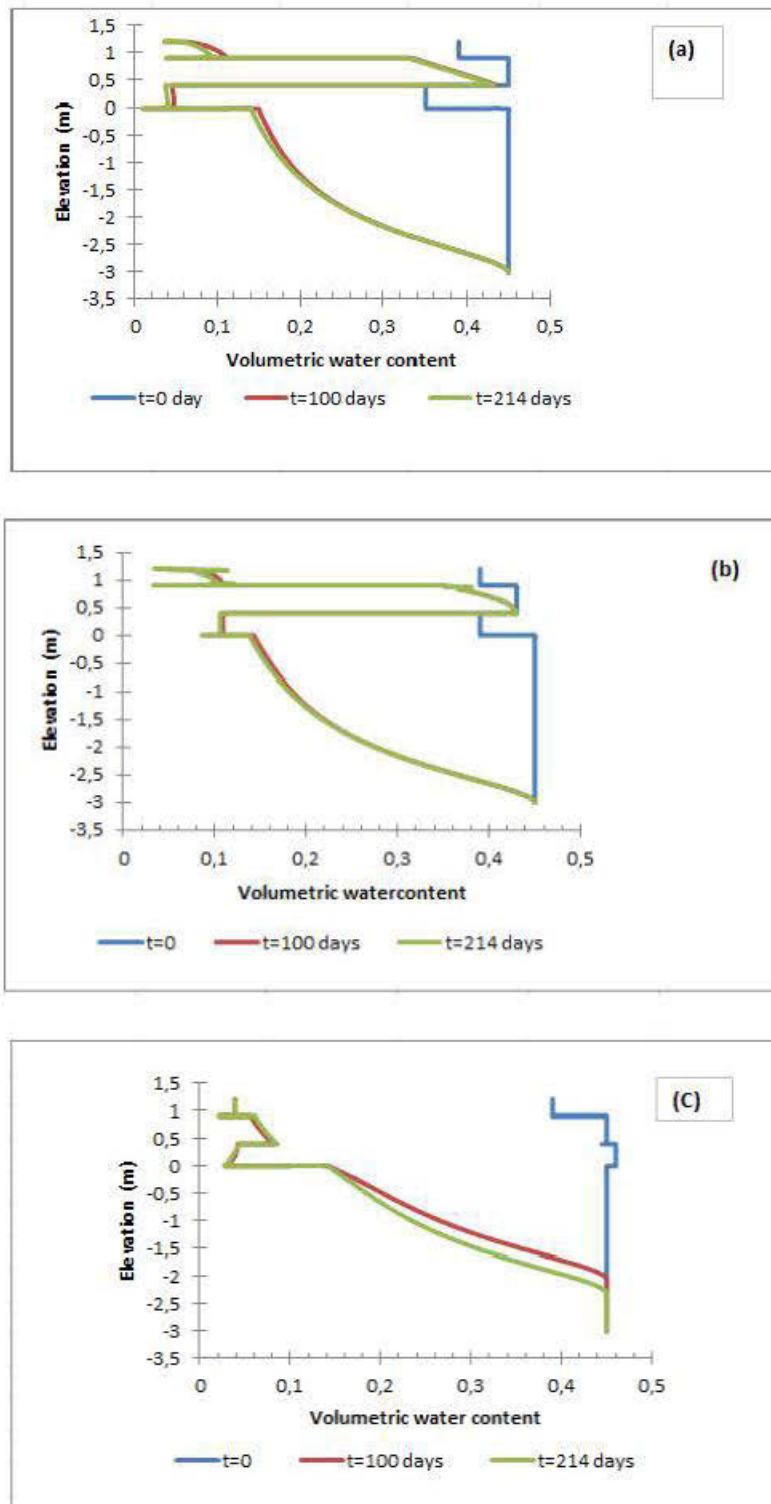


Figure 4-13 : Volumetric water content evolution with the -3 m water table of (a) column 1 with waste rock (0-20 mm) in the bottom CBL; (b) column 2 with waste rock (0-50 mm) in the bottom CBL; and (c) column with sand S-2 in the bottom CBL.

Oxygen fluxes values through the MRL

Table 4.4 presents the chosen scenarios and the different oxygen fluxes calculated by Vadose/W at the bottom of the MRLs. The lowest O₂ fluxes were obtained with a water table at -2 m (2 m below the interface between the AMD generating tailings and the bottom CBL), and natural climatic conditions (column 2, scenario 9). The highest predicted oxygen flux was 2027.2 g/m²/year and was obtained when the water table was placed at -6 m with a CCBE made of sand S-2 as CBL, and natural climatic conditions were applied at the top (scenario 28; the sand S-2 was not tested for extreme climatic conditions). These results confirm the importance of having a strong hydraulic contrast between the CBL and the MRL. When the contrast is insufficient (case of a CBL made of sand S-2), capillary barrier effects between the coarse- and fine-grained materials disappeared and the degree of saturation of the MRL starts to decrease, which allows oxygen migration through the MRL.

Oxygen fluxes predicted by the -6 m water table condition are definitely higher than the other scenarios, with oxygen fluxes between 82.7 and 97.5 g/m²/year (for year 2012 climatic conditions) and 99.7 and 117.9 g/m²/year (for extreme climatic conditions) versus, for example, lower than 65 g/m²/year for scenarios with the -2 m water table, for both natural and extreme climatic conditions. For the scenarios tested, the influence of extreme climatic conditions on oxygen flux at the bottom of the MRL is relatively low. Typically, for all other parameters being the same, the difference between extreme and natural climatic conditions is less than 10 g/m²/year. This is due to the strong hydraulic contrast between the MRL and the CBL when waste rocks or sand S-1 are used which maintains the desired capillary barrier effects at the interface even after 60 days without rain. The evolution of oxygen fluxes at the bottom of the MRL as a function of the depth of the water table is presented in Figure 14a-14b. Typically, the performance expected for a CCBE in a humid climate is between 20 and 40 g/m²/year (e.g. Ricard et al. 1997; Nastev and Aubertin, 2000). For the different scenarios tested (except the one with sand S-2), this level of performance is reached for a water table position less than 3m.

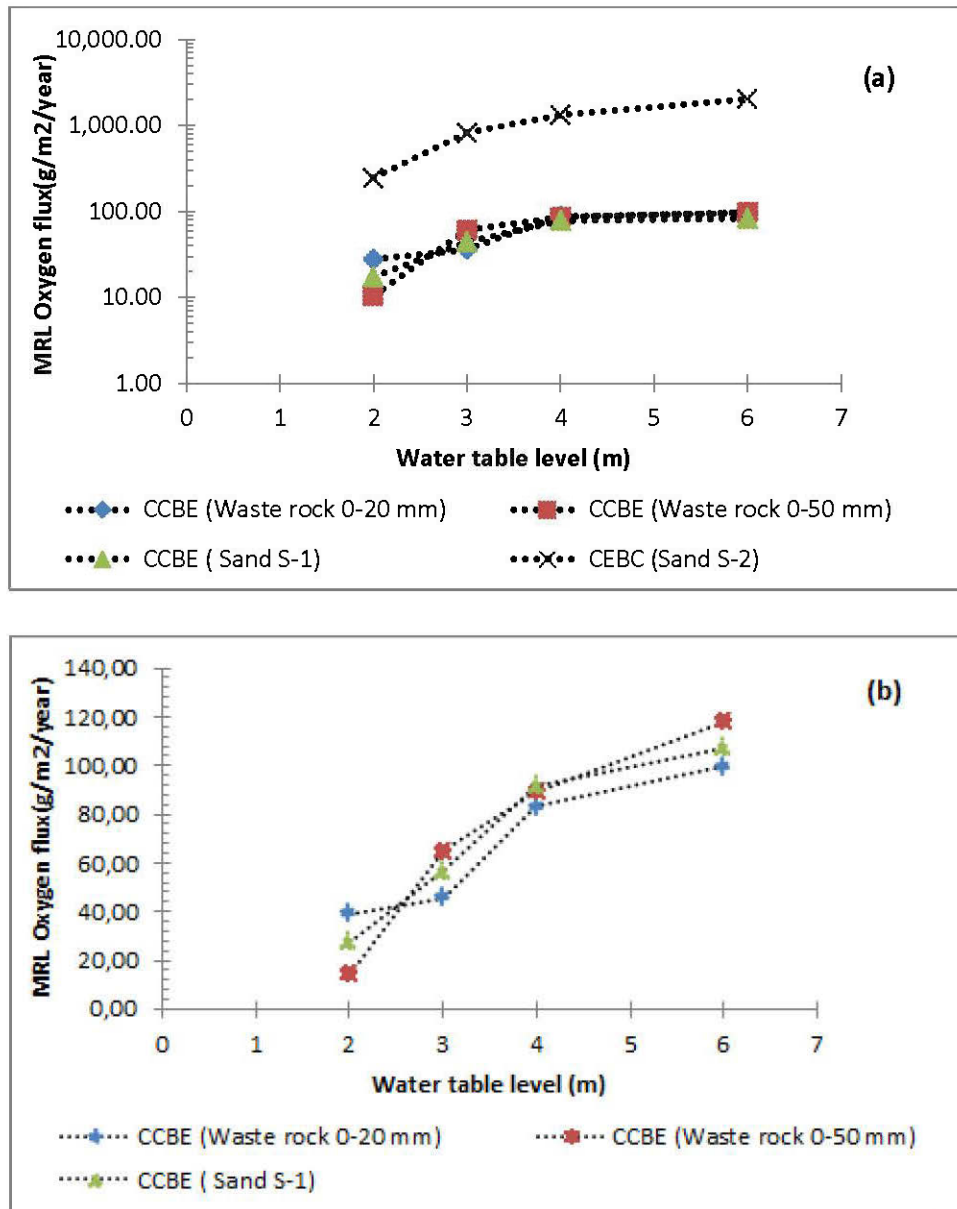


Figure 4-14 : Effect of water table position on cumulative oxygen flux at the bottom of the moisture retaining layer (MRL) of the tested CEBCs for (a) natural climatic conditions; (b) extreme climatic conditions.

4.7 Final remarks

Results of this laboratory investigation and numerical predictions with representative field conditions have demonstrated that truncated waste rock materials (0-20 mm and 0-50 mm) can be successfully used in a CCBE to limit the migration of oxygen and the consequent production of

AMD. The capillary barrier effect necessary to maintain a high degree of saturation in the MRL were observed in all columns during the testing period. Volumetric water content and suction profiles obtained in laboratory and predicted with numerical tools were in accordance with the theory. Numerical predictions showed the two main critical parameters that control oxygen migration are the depth of water table and the type of materials used as the bottom CBL.

The predicted oxygen fluxes are comparable to those typically measured for such cover system (e.g Yanful et al, 1993; Aubertin et al.,1995; Hamdi, 2011; Pabst, 2011). In the present investigation, the possible reactivity of the MRL layer was neglected. However, previous studies showed that the residual sulphide minerals in the MRL could increase (at least in the short term) the performance of the system by consuming part of the diffusing oxygen (Bussière et al., 2004; Demers et al., 2009). Hence, the presence of residual sulphide in the desulphurized tailings used in the MRL has a favorable effect in the short-term on the control of oxygen migration. This aspect would have to be investigated further to better evaluate the capacity of the tested CCBE to control oxygen migration. In addition, in this study, we assumed that the materials used in the cover are inert but in reality it must be demonstrated that the waste rock and tailings will not release harmful elements. We suggest to evaluate the geochemical behaviour of the CCBEs in addition to their hydrogeological behaviour. The reuse of mining materials suggested in this study would help to reduce the area disturbed by the use of natural materials during CCBE construction would facilitate economic and social acceptance of mining projects.

4.8 Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the financial support of the Fonds de recherche du Québec-Nature et technologies (FRQNT) and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) for the BMP scholarship to the first author. We would also like to acknowledge partners of the UQAT-Polytechnique Research Institute on Mines and Environment (RIME) for their financial support. We would also like to thank the URSTM/UQAT staff for their help in the laboratory.

4.9 References

- Aachib, M., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. (1998). Essais en colonne sur des couvertures avec effets de barrière capillaire. In Proceedings of the 51st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton. Canadian Geotechnical Society, vol. 2, p. 837–844.
- Aachib, M. (1997). Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Akindunni, F.F., Gillham, R.W., & Nicholson, R.V. (1991). Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 28, 446 - 451.
- ASTM, (2006). Standard test methods for determination of the soil water characteristic curve for desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge (D6836) . In ASTM.
- ASTM , 2007. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (D422). ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Aubertin, M., Bussière, B., and Bernier, L. (2002). *Environnement et Gestion des Rejets Miniers*. Published by Presses Polytechnique Int, Québec, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., and Bernier, L. (1999). Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II, Essais en place. Rapport de Recherche, Projet CDT P1899.NEDEM/MEND 2.22.2c.
- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J.M., Chapuis, R.P., Monzon, M., and Aachib, M. (1997). Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C., 31 May – 6 June, vol. 2, p. 715–730.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R.P., & Crespo, J.R. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, n°1 : 3-13.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., and Tremblay, L. (1995). Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Ecole Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a.
- Belzile, N., Chen, Y.W., and Li, Y. (2004). A review on pyrrhotite oxidation: *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 84, 65-76.

- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., et Blier, A. (2008). "Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill." *Minerais Engineering*, vol. 21 (4), 330-340.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Nicholson, R., and Bernier, L. (1998). Geochemical behavior of multilayered cover made of desulphurized mine tailings. In *Proc. of Tailings and Mine Waste 98*, Balkema, Colorado, p. 389–398.
- Blowes, D.W., and Ptacek, C.J. (1994). Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. *Mine-Wastes In Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide*, in Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor, 22, p. 271–292.
- Buckingham, E., 1907. *Studies on the movement of soil moisture*. Bureau of Soils, Department of Agriculture, Washington, DC.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Aubertin, M. and Chapuis, R.P. (2011). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique: Site Manitou, Rapport Final présenté au MRNF, 144p.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.M., Aubertin, M., Maqsoud, A., Cyr, J. (2009). Restauration du site minier Lorraine Latulipe, Québec : Résultats de 10 ans de suivi. *Déchets - Revue Francophone d'écologie industrielle - N° 54 - 2è trimestre 2009*.
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 44, 1019–1052.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J., and Chapuis, R. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 44(3), 245–265.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Matschuk, J., McMullen, J., Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Québec. *CIM Bulletin* 1(6):1-11.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., and Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low sulphide tailings to prevent acid mine drainage : *Environmental Geology*, vol. 45, 609–622.
- Bussière, B., Aubertin, M., and Chapuis, R.P. (2003). The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, 512–535.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M., and Aubertin, M. (2002). "Intégration de la désulfuration dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA." *Symposium 2002 sur l'environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, Québec.

- Bussière, B., Aubertin, M., and Julien, M. (2001). Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide, aspect théoriques et pratiques : *Vecteur Environnement*, vol. 34(3), 37–50.
- Bussière, B. (1999). Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées avec l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Benzaazoua, M., and Gagnon, D. (1999). "Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA." *Mines Écologiques, Congrès APGGQ 1999*, Rouyn-Noranda, Québec.
- Bussière, B., Aubertin, M., Morel-Seytoux, H.J., and Chapuis, R.P. (1998). A laboratory investigation of slope influence on the behaviour of capillary barriers. In *Proceedings of 51 st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton*, vol. 2, p. 831-836.
- Chapuis, R. P., Buss, K., and Davenne, L., (1989). Granular soils in rigid-wall permeameters: method for determining the degree of saturation. *Canadian Geotechnical Journal*: vol. 26, 71-79.
- Chapuis, R.P., Masse, I., Madinier, B., and Aubertin, M. (2007). A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials: *Geotechnical Testing Journal*, vol. 30(2), 83–89.
- Christensen, D., Barbour, S.L., O'Kane, M., and Meiers, G. (2002). Long-term performance of dry cover systems for reactive mine waste. In *Proceedings of the 1 st Symposium sur l'Environnement et les Mines, (2005)*, Rouyn-Noranda, Québec.
- Collin, M., and Rasmuson, A. (1988). A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media: *Soil Science Society of America Journal.*, vol. 52, 1559–1565.
- Collin, M. (1987). Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licentiate Treatise*, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- Corey, A.T. 1994. *Mechanics of Immiscible Fluids in Porous Media*, 3rd edition. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Co.
- Cosset, G. (2009). Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques. Université de Montréal. Québec.
- Dagenais, A.M. (2005). Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de Doctorat, Département CGM, Ecole Polytechnique de Montréal.

- 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. Post-Mining 2005, November 16-17, Nancy, France.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A. (2009). Preliminary optimisation of single-layer cover made of desulphurized tailings: Application to the Doyon mine tailings impoundment. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, SME Annual Transactions, vol. 326: 21-33.
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. Canadian Geotechnical Journal, vol. 46, 454-469.
- Demers, I. (2008). Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Doctoral Thesis, : UQAT, Rouyn-Noranda, Québec.
- Evangelou, V.P., and Zhang, Y.L. (1995). A review , pyrite-oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention: Environmental Science and Technology, vol. Critical Report, p. 141–199.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, R., and Fredlund, M.D. (2012). Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D., and Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve: Canadian Geotechnical Journal, vol. 31, 521–532.
- Fredlund, D.G., Xing, A., and Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve: Canadian Geotechnical Journal, vol.123, 1118–1126.
- Fredlund, D.-G., and Rahardjo, R. (1993). Soil Mechanics for Unsaturated Soils. À Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons.
- GeoSlope Int. 2007. Vadose/W User's Manual, Third Edition. Copyright 1991-2005. Geo- Slope Ltd. Calgary, Alberta, Canada.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Martin, V. (2007). An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. ICAST'07, 10-12 December 2007, Ghana.

- Hamdi, J. (2011). Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisations numériques pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA. Mémoire de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Hernandez, M.A. (2007). Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée. Mémoire de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Hilhorst, M. A., and C. Dirksen, C. (1994). Dielectric water content sensors : Time Domain versus frequency domain. P. 23-33. In proc., symposium on TDR IN Environmental , Infrastructure and Mining Applications. Northwestern univ., Evanston , IL. Sept. 1994. Special Publication SP 19-94.U.S. Dep. of Interior Bureau of Mines, U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Jambor, J.L. (1994). Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, Jambor J.L., Blowes, D.W. (eds.): Mineralogical Association of Canada, vol. Special, p. 59–102.
- Kalonji Kabambi, A. (2014). Étude du comportement hydrogéologique d'une couverture avec effets de barrière capillaire faite des matériaux miniers à l'aide de modélisations physique et numérique. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Keith, C.N., and Vaughan, D.J. (2000). Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock mine drainage. In Environmental Mineralogy , Microbial Interactions, Anthropogenic Influences, Contaminated Land and Waste Management: The Mineralogical Society, Series 9, p. 117–140.
- Kleinmann, R.L.P., Crera, D., and Pacelli, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation: Mining Engineering, vol. 33, 300–306.
- Kool, J.B., and Parker, J.C., (1988). Analysis of the inverse problem for transient unsaturated flow: Water Resources Research, vol. 24(6), 817–830.
- Kool, J.B., Parker, J.C., and van Genuchten, M.T., (1985). Determining soil hydraulic properties from one-step outflow experiments by parameter estimation: Experimental studies: Soil Science Society of America Journal, vol. 49, 354–1359.
- Lane, K.S., and Washburn, D.E. 1946. Capillarity tests by capillarimeter and by soil filled tubes. Proceedings Highway Research Board.
- Lazrag, T., Kacem, M., Dubujet, P., J.Sghaier, and Bellagi., A. (2012). Détermination des propriétés hydrauliques non saturées à partir d'un essai de drainage gravitaire. XXe Rencontres Universitaires de Génie Civil. Chambéry, 6 au 8 juin 2012.

- Lee Black, D., McQuay, M. Q., & Bonin, M. P. (1996). Laser-based techniques for particle-size measurement: A review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 22(3), 267-306.
- Ligon, J.T., Johnson, H.P., and Kirkham, D. 1962. Unsteady-state drainage of fluid from a vertical column of porous material. *Journal of Geophysical Research*, vol. 16: 5199-5204.
- Malicki, M. (1983). A capacity meter for the investigation of the moisture dynamics. *Zesty problemowe postepow Naerk Rolmiczych*, p. 201-214.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., and Bussière, B., 2003, Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40(5), 916–932.
- MEND. (2001). Manual, Report 5.4.2, Volume 4 -Prevention and Control. Secretariat CANMET, Ottawa, Ont.
- McCarthy, D.F. (2007). *Essentials of soil mechanics and foundations: basic geotechnics*. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Prentice Hall.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modeling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, vol. 23, 1-24.
- Morel-Seytoux, H.J. (1992). L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *Hydrologie continentale*, vol. 7 : 117-128.
- Morin, K.A., & Hutt, N.M. (1997). *Environmental Geochemistry of Mine site Drainage, Practical Theory and Case Studies*. MDAG Publishing, 333p.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media.: *Water Resources Research.*, vol. 12, 513–522.
- Nastev, M., Aubertin, M. (2000). « Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec ». 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, Québec, p. 311-318.
- Nordstrom, D.K. (2000). Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters: *International Geology Review*, vol. 42, 499–515.
- Nicholson, R.V., and Scharer, J.M. (1994). Pyrrhotite oxidation kinetics. In *The Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation.*, in American Chemical Society Symposium Ser., 550, 14–30.
- O'Kane, M., Wilson, G. W., Barbour, L. (1997). Instrumentation and monitoring of a engineered soil cover system for mine waste rock. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 35 : 828-845.

- Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-geochimique de recouvrement placé sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de doctorat. Département de génie civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. (2014). Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. GeoRegina 2014, paper 247.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. (2013). Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. Geomontreal 2013, paper 165.
- Peregoedova, A. (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire: École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Perkins, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C., and Mycroft, J. (1995). Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Report 1.42.1, Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Pratt, A.R., Nesbitt, H.W., and Muir, I.J. (1994). Generation of acids from mine waste oxidative leaching of pyrrhotite in dilute H₂SO₄ solutions at pH 3,0: *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol. 58, 5147–5159.
- Prill, R.C., Johnson, A.I., and Morris, D.A. 1965. Specific yield - Laboratory experiments showing the effect of time on column drainage. US Geological Survey Water- Supply Paper 1662-B.
- Rasmuson, A., and Erikson, J.C. (1986). Capillary barriers in covers for mine tailings dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.
- Rey, N., Demers, I., and Bussière, B. (2014). Experimental study of tailings percolation into waste rock. GeoRegina2014, paper 218.
- Ricard, J.F., Aubertin, M., Firlotte, F.W., Knapp, R., and McMullen, J., 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Qc. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., 31 May – 6 June (1997), 4, p. 1515–1530.
- Richards, L.A., (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums, *Journal of Applied Physics*, vol.1, 318–333.
- Ritcey, G.M. (1989). *Tailings Management*: New York.

- Ritchie, A.I.M. (1994). The waste-rock environment. Chapter 5, The waste-rock environment. In Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. Edited by D.W. Blowes and J.L.Jambor.
- Robinson, M., and Dean, T. J. (1993). Measurement of near surface soil water content using a capacitance probe. *Hydrological processes*, vol. 7, 77-86.
- Sjoberg, B., Wilson, G.W., & Aubertin, M. (2001). Field and laboratory characterization of desulphurized tailings cover system. *In Proceedings of the 54th Canadian Geotechnical Conference*, September 16-19, (2001), Calgary, AB.
- Sjoberg Dobchuck, B., Wilson, G.W., & Aubertin, M. (2003). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *In Proceedings of the International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (2003)*, July 14-17, (2003), Cairns, Australia.
- Sjoberg Dobchuk, B. 2002. "Evaluation of the effectiveness of a desulphurized tailings cover at Detour Lake mine," Master of Science, University of Saskatoon, Saskatoon.
- 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.
- To-Viet, N., Min, T.-K., and Shin, H. (2013). Using inverse analysis to estimate hydraulic properties of unsaturated sand from one-dimensional outflow experiments: *Engineering Geology*, vol. ENGEO 3639.
- Van Genuchten, M., Leij, F., and Yates, S. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/2-91/065.
- Van Genuchten, M.T., Kaveh, F., Russel, W.B., and Yates, S. (1989). Direct and indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. *In Land Qualities in Space and Time: J. Bouma and A.K. Bregt editors*, pp. 61-73, PUDOC, Wageningen.
- Van Genuchten, M., (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America*: vol. 44, p. 892–898.
- Watson, K.K. 1967. Experimental and numerical study of column drainage. *ASCE Journal of the Hydraulics Division*, 93(HY2): 1-15.
- Weeks, B., & Wilson, G.W. (2005). Variations in moisture content for a soil cover over a 10 year period. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 42, 1615-1630.
- Werner, K., Carlsson, E. & Berglund, B. (2001). Oxygen and water fluxes into a soil-cover remediated mill tailings deposit : evaluation of field data from the Kristineberg mine site, Northern Sweden. *International Conference on Mining and the Environment, Securing the Future*, Skelleftea, Suède, 896-905.

- Williams, G.P., Gold, L.W. (1977). Les températures du sol. Digest de la Construction au Canada, CBD-180F, 1977-1982, p. 5.
- Wilson, G.W., Fredlund, D. G., and Barbour, S. L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, vol.34 : 145-155.
- Wilson, G.W. (1990). Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems. Doctoral Thesis, Department of Civil Engineering, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., & Barbour, S.L. (1994). Coupled soil-atmosphere modeling for soil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, 151-161.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., & Barbour, S.L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 34, 145-155.
- Yanful, E.K., Mousavi, S.M., and Yang, M. (2003). Modeling and measurement of evaporation in moisture-retaining soil covers. *Advances in Environmental Research*, vol. 7: 783-801.
- Yanful, E.K., Simms, P.H., & Payant, S.C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailing , a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 114, 347-375.
- Yanful, E.K., Riley, M.D, Woyshner, M.R., & Duncan, J. (1993). Construction and monitoring of a composite soil cover on an experimental waste-rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, vol.300, 588-599.
- Yanful, E.K. (1991a). Engineering soil covers for reactive tailings management : Theoretical concepts and laboratory development. *Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides*, Montréal, 1, p. 461-485.
- Yanful, E.K. (1991b). Development of laboratory methodology for evaluating the effectiveness of reative tailings covers. Final report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Québec).
- Yang, H., Rahardjo, H., Wibawa, B., and Leong, E-C. 2004. A soil column apparatus for laboratory infiltration study. *Geotechnical Testing Journal*, vol. 27(4): 347-355.
- Zhan, G., Schafer, W., Milczarek, M., Myers, K., Giraud, J., & Espell, R. (2006). The evolution of evapotranspiration cover systems at barrick goldstrike mines. *In Proceedings of 7th ICARD Conference*, March 26-30, (2006), St. Louis, MO. *Published by ASMR, Lexington, KY.*
- Zhan, G., Mayer, A.B., McMuller, J., Aubertin, M. (2001). Slope effect study on the capillary cover design for a spent leach pad. *Tailings and mine waste 01*. Fort collins, Colorado.
- Zachmann, D.W., Duchateau, P.C., and Klute, A. 1981. The calibration of the Richards flow equation for a draining column by parameter identification. *SSSA Journal*, 45: 1012-1015.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

Dans ce chapitre, on discute de différents aspects qui n'ont pas ou peu été traités dans les chapitres précédents et qui pourraient avoir un impact sur la performance de CEBC constituées de matériaux miniers. Plus spécifiquement, on discute de trois paramètres susceptibles d'influencer le comportement hydrogéologique d'une CEBC, soit :

- la courbe de rétention d'eau des résidus;
- le mode de déposition des résidus;
- l'effet de la géométrie (effet 2D).

5.1 L'influence de la courbe de rétention d'eau de résidus miniers désulfurés

Les résultats des essais pour déterminer la courbe de rétention d'eau (CRE) ainsi que les méthodes de prédiction de la CRE ont montré qu'il existe plusieurs courbes de rétention d'eau possibles pour les résidus miniers désulfurés (voir Fig. 3.18). Pour se placer du côté sécuritaire, nous avons utilisé dans les modélisations numériques la courbe de rétention d'eau qui a la plus faible valeur d'entrée d'air (obtenue par des mesures directes dans la colonne; voir Fig. 3.18). Cependant, la question qui se pose est de savoir ce qui arriverait si on avait utilisé dans les modélisations numériques la courbe de rétention d'eau qui a la plus grande valeur d'entrée d'air (obtenue par les essais en cellule de Tempe; voir Fig 3.18). Pour répondre à cette question, nous avons réalisé des modélisations numériques des essais en colonne avec cette courbe de rétention d'eau et les résultats pour les trois colonnes testées sont présentés à la figure 5.1. Les conditions frontières appliquées sont les mêmes que celles des modélisations présentées à la section 4.6 du présent mémoire. Les résultats des modélisations des essais en colonnes (colonnes 1, 2 et 3) montrent qu'un résidu minier désulfuré plus fin (résidus avec un AEV plus élevé; voir Fig 3.18) que celui représenté par la courbe de rétention d'eau utilisé dans les modélisations numériques précédentes (voir section 4.6) rendrait notre système encore plus efficace pour contrôler la migration de l'oxygène. En effet, comme le montrent les figures 5.1a-b-c, les teneurs en eau volumiques durant un cycle de 30 jours tels que ceux appliqués durant les essais en colonne ne sont affectés qu'en haut de la couche de rétention d'eau pour les colonnes 2 et 3, et aucunement affectées pour la colonne 1. Ces teneurs en eau volumiques permettraient de contrôler de façon très efficace les flux d'oxygène pour les conditions appliquées dans les essais en colonne.

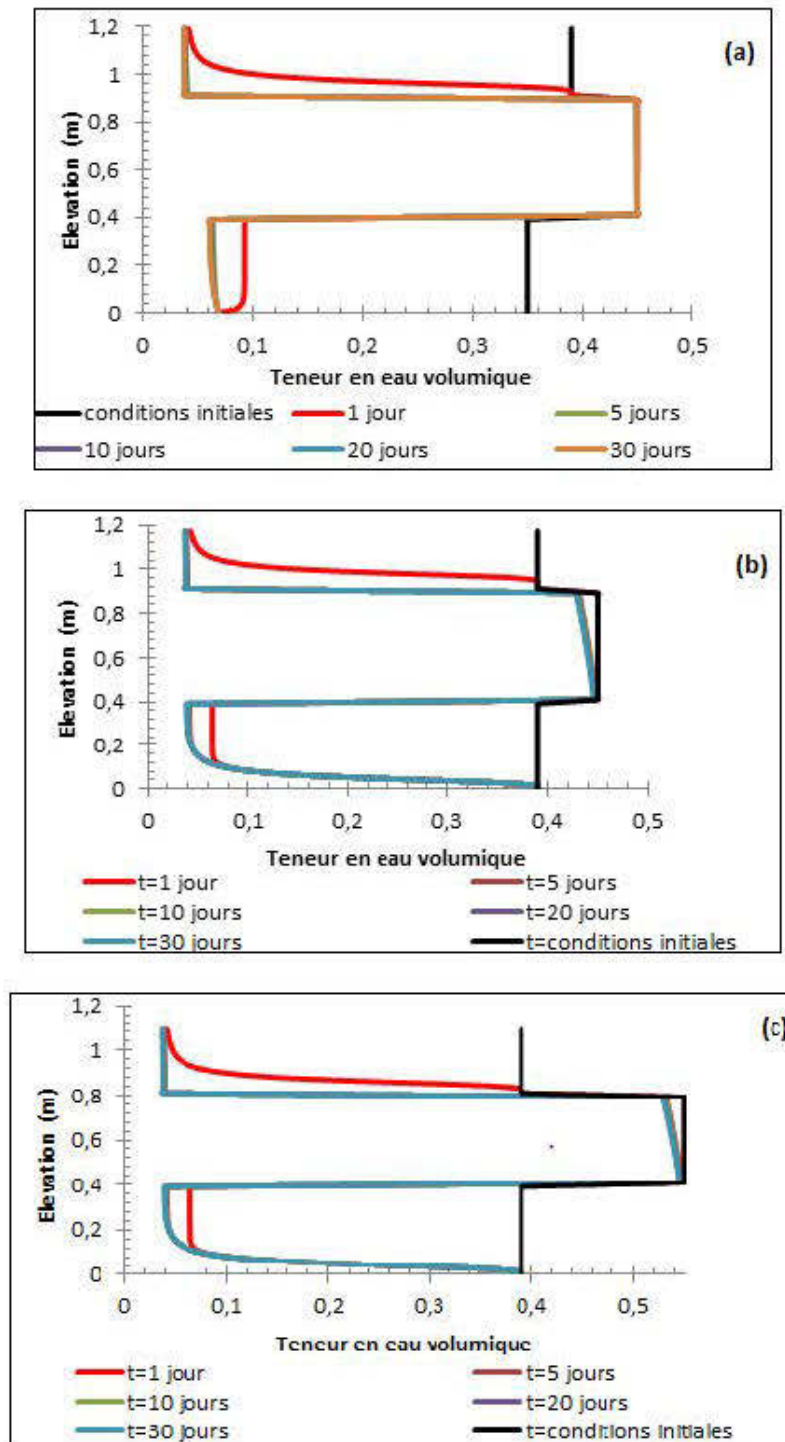


Figure 5-1 : Profils de teneur en eau volumique obtenus avec la CRE des résidus qui à l'AEV le plus élevé (voir Fig 3.18) : (a) colonne 1; (b) colonne 2 et (c) colonne 3

5.2 L'influence du mode de déposition de résidus miniers

La colonne avec résidus désulfurés mise en place à une teneur solide plus faible (colonne 3) a été montée pour essayer de mettre en exergue l'influence potentielle de la migration des particules fines de la couche de rétention d'eau vers la couche de bris capillaire sous-jacente sur le comportement hydrogéologique de la CEBC.

Les résultats de suivi au laboratoire de cette colonne, notamment le profil de teneur en eau volumique présenté à la section 4.5 (Fig. 4.5c) ne montre pas un impact significatif du mode de déposition de résidus sur la capacité de la couche de rétention d'eau à maintenir un degré de saturation élevé. Néanmoins, les travaux de Rey (2013) et Rey et al. (2014) sur la migration des particules de rejet de concentrateur à différents pourcentages solides à l'intérieur des stériles (mêmes stériles que ceux utilisés dans ce projet) ont montré qu'une diminution de la teneur solide des résidus entraînait une migration plus intense des particules fines à l'intérieur de la couche des stériles sous-jacente et que ce phénomène était amplifié en terme de quantité et de profondeur de migration des fines pour la tranche des stériles 0-50 mm. Les résultats de ces travaux, pour les tranches de stériles 0-20 et 0-50 mm sont présentés aux figures 5.2 et 5.3 respectivement (tirées de Rey, 2013).

On remarque que pour la couche de bris capillaire constituée de 0-20 mm, même pour des pourcentages solides de 55%, la profondeur influencée significativement par la migration des fines est approximativement de 10-15 cm. À des profondeurs supérieures, les proportions de fines sont à peu près constantes à environ 9 à 11%. Cependant, lorsque le matériel 0-50 mm est utilisé comme couche de bris capillaire, la proportion de fines est nettement supérieure; on retrouve entre 0 et 10 cm des proportions de fines jusqu'à 20% lorsque la couche de rétention d'eau constituée de résidus miniers est mise en place à 55% solide alors que ce pourcentage était de l'ordre de 12% pour la couche de bris capillaire constituée de 0-20 mm.

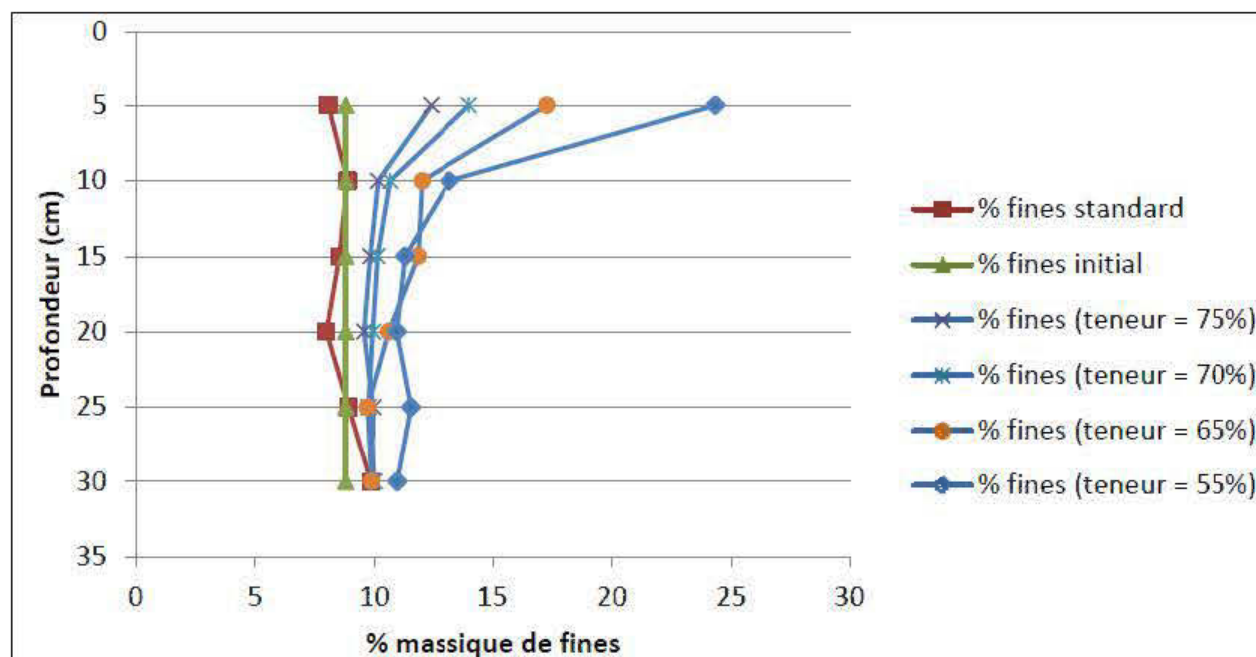


Figure 5-2 : Migration des fines au sein des stériles 0-20 mm en fonction de pourcentages solide des résidus

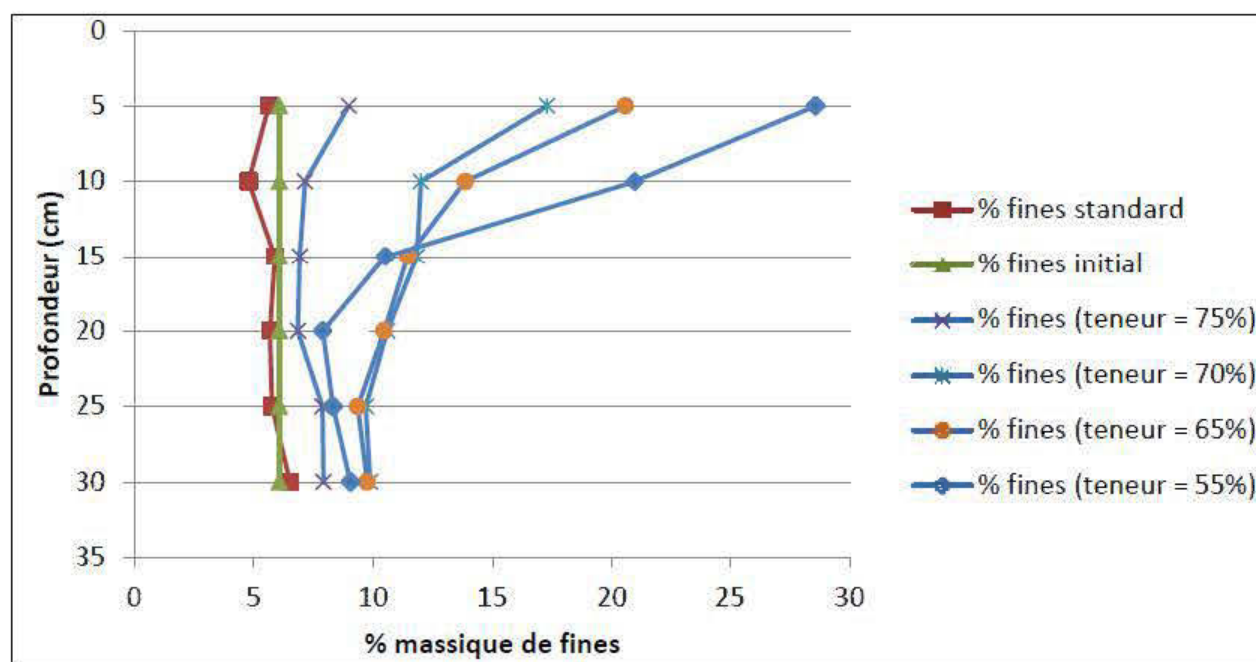


Figure 5-3 : Migration des fines au sein des stériles 0-50 mm en fonction de pourcentages solide des résidus

Rey (2013) a aussi évalué l'influence de la migration des fines sur la conductivité hydraulique saturée de la couche de stériles sous-jacente. L'auteur a constaté que le pourcentage solide de déposition des résidus possède une certaine influence sur la conductivité hydraulique saturée des stériles sous-jacent. Plus cette teneur est faible, plus la conductivité hydraulique saturée est diminuée. La figure 5.4 (tirée de Rey, 2013) présente l'évolution de la conductivité hydraulique saturée des stériles après démantèlement de la couche des résidus en fonction de la teneur solide de ces derniers. On remarque que pour la couche de bris capillaire constituée de 0-20 mm, la conductivité hydraulique saturée varie de $4,91E-02$ cm/s pour un pourcentage solide des résidus de 75% à $2,93E-02$ cm/s pour un pourcentage solide d'environ 52%. Cependant lorsque le matériel 0-50 mm est utilisé le k_{sat} varie de $2,68E-02$ cm/s pour un pourcentage solide de 75% à $2,21E-02$ cm/s pour un pourcentage solide de 55 %.

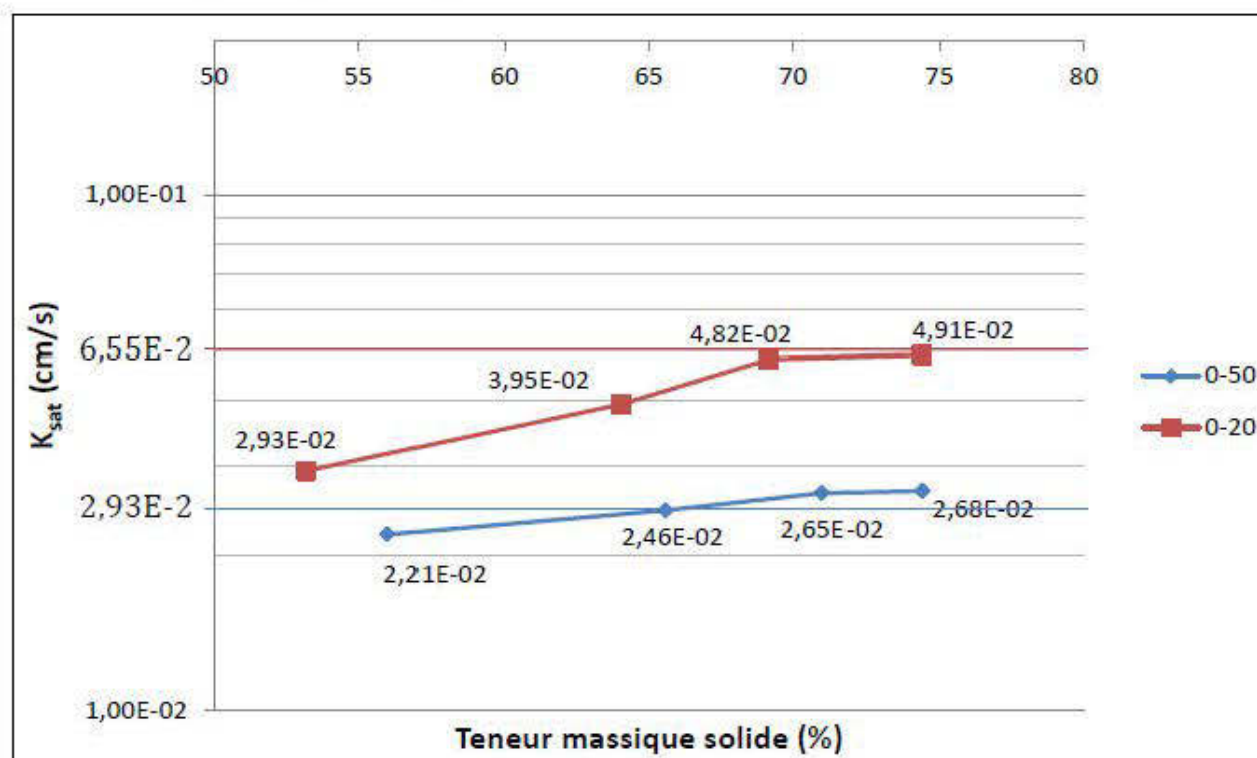


Figure 5-4 : Évolution de k_{sat} des stériles en fonction de la teneur solide de résidus

Il existe donc une corrélation entre la migration des fines et une diminution de la conductivité hydraulique saturée des stériles. Néanmoins cette influence bien que cohérente (la conductivité hydraulique saturée décroît habituellement avec la proportion de fine d'un matériel) reste faible,

en particulier pour les stériles 0-50 mm (Rey, 2013 et Rey et al., 2014). Ce constat irait dans le sens d'une possible construction d'une CEBC avec une mise en place hydraulique de la couche de résidus miniers désulfurés.

Il serait cependant risqué de tirer des conclusions hâtives, basées sur les travaux préliminaires de Rey (2013). En effet, la migration de fine pourrait créer une zone intermédiaire à l'interface couche de rétention d'eau et couche de bris capillaire du bas. Cette couche pourrait constituer un matériau à part entière avec ses propres propriétés hydrogéologiques qui pourrait affecter le comportement hydrogéologique du système de recouvrement. Plus de travaux sur le sujet seraient requis pour mieux évaluer l'influence de la migration des fines sur le comportement hydrogéologique de deux couches adjacentes. Il serait donc prudent de mener par exemple une étude complémentaire en laboratoire qui viserait à évaluer l'évolution de la capacité de rétention d'eau et de la conductivité hydraulique saturée (et prédiction de la conductivité non saturée) des résidus après migration des fines. De même, le procédé devrait également être testé en cellules sur le terrain afin de mettre en évidence d'éventuels effets d'échelle.

5.3 L'influence de la géométrie (effet 2D)

Les travaux présentés précédemment dans ce mémoire de maîtrise ont été réalisés pour des conditions 1D, que ce soit les modélisations physiques ou numériques. Cependant, dans la réalité, les CEBC sont souvent inclinée et cette inclinaison peut affecter la performance du recouvrement à contrôler la migration de l'oxygène (e.g. Bussière, 1999; Bussiere et al. 2003; Cissokho, 2007). On présente dans ce qui suit, un cas réel étudié de manière préliminaire (en 2D), soit celui du parc principal à résidus de la mine LaRonde (propriété de Agnico-Eagle ltée). Cette section débute par une présentation du parc à résidus miniers principal de la mine LaRonde avec une emphase particulière sur la description et la gestion de celui-ci. Les résultats de modélisations 2D réalisées sur une des digues (digue 7) du parc sont ensuite présentés et commentés.

5.3.1 Localisation et description du site d'étude

La mine LaRonde est située à mi-chemin entre Rouyn-Noranda et Val-d'Or (Québec, Canada), sur la route de Preissac, à 2 km au nord de la route 117. Le gisement exploité à la division LaRonde est caractérisé par la présence d'une proportion importante de minéraux sulfureux et contient de l'or, du cuivre, du zinc et de l'argent. Les résidus du concentrateur LaRonde, en plus

d'avoir une teneur élevée en pyrite (50-80%), contiennent du cyanure et ont une alcalinité temporaire en raison de l'ajout de chaux au concentrateur. Depuis 2007, le concentrateur de la mine LaRonde traite aussi, par circuit de cyanuration séparé, le concentré de pyrite de la mine Goldex. Les résidus miniers LaRonde (à certains points mélangés aux résidus Goldex) sont pompés sous forme de pulpe du concentrateur LaRonde vers la station de pompage. Et de la station de pompage vers le parc à résidus à partir du pourtour des digues 1, 2 et 7 (Figs. 5.4 et 5.5). Au départ, déversé en un seul point, les résidus sont maintenant déposés par technique de « spigottage ou lance à robinet » (réseau de points de déversement parallèles répartissant le débit sur une certaine distance horizontale, Vick, 1983 ; Aubertin et al.,2002) de façon à former des plages de résidus. Depuis 2006, environ 25 % des résidus miniers sont retournés sous terre sous forme de remblai en pâte. Depuis 2009, les résidus Lapa issus du traitement des minerais au concentrateur Lapa (qui utilise la lixiviation avec charbon pour la récupération de l'or) sont aussi acheminés au parc à résidus via la même station de pompage. De la station de pompage, les résidus Lapa sont pompés dans le parc à résidus par déposition unique vers le centre du parc. Il s'agit de résidus lixiviable non générateurs d'acidité possédant un potentiel net de neutralisation d'environ 72 kg de CaCO_3 par tonne. Le concentrateur LaRonde et Lapa envoient respectivement environ 4925 t/j et 1375 t/j de résidus au parc. Le parc à résidus miniers de la mine LaRonde a été mis en place en 1988 (digue 1 d'élévation initiale à 337,0 m). Les besoins d'augmentation de capacité se sont fait sentir dès la fin des années 1990. L'extension Est a été mise en place en 1998 par l'ajout de la digue 7 (élévation initiale à 337,0 m). Les digues 1 et 7 ont par la suite fait l'objet de deux rehaussements successifs en 2000 (340,0 m) et en 2002 (343,0 m). La capacité du parc à résidus a ensuite été augmentée par la méthode amont en construisant des batardeaux entièrement constitués de stériles sur les plages de résidus, parallèlement aux digues 1 et 7 ; le dernier batardeau (travaux à venir) serait au niveau 358 m. Un des objectifs de ces rehaussements est de permettre un remplissage complet de l'espace et de faciliter l'élimination graduelle de l'étang d'eau au centre du parc à résidus en vue de sa fermeture.

L'aire du parc principal est de 1 134 906 m². La figure 5.5 présente une vue aérienne du site avec le parc à résidus principal, les bassins de polissage numéro 1, numéro 2, 3A et 3B. La figure 5.6 quant à elle présente la configuration du parc à résidus principal seul en précisant l'emplacement de la digue 7 sur laquelle seront réalisées les modélisations 2D dans le cadre de ce projet.



Figure 5-5 : Parc à résidus LaRonde et ouvrages connexes

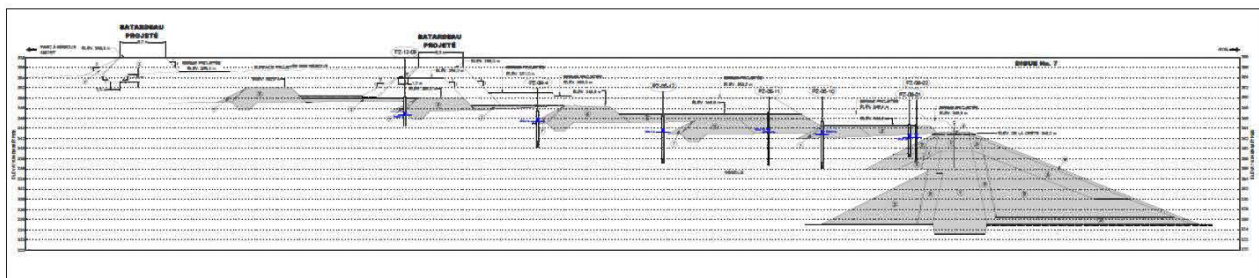
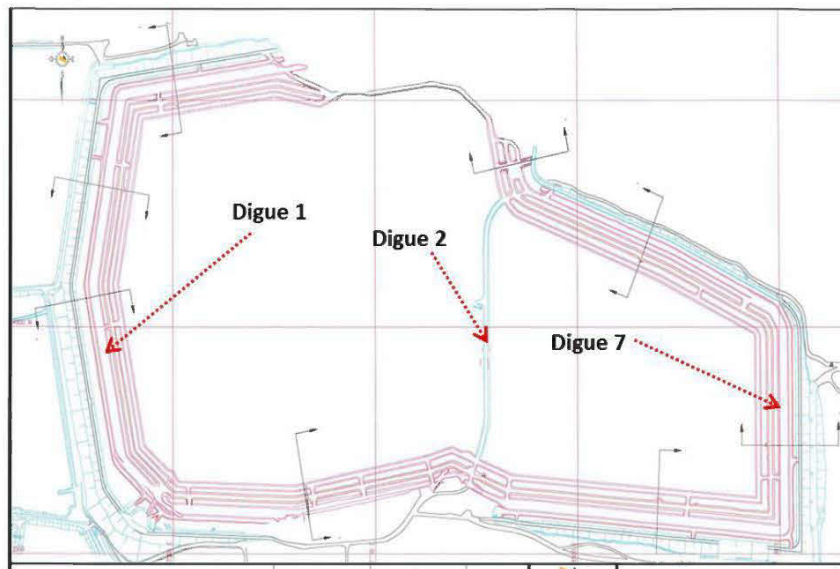


Figure 5-6 : Localisation des différentes digues du parc à résidus LaRonde avec les différents rehaussements amont et vue de la coupe sur la digue 7 (Golder, 2013)

5.3.2 Description et matériaux de la digue 7

La digue 7 limite le parc à résidus principal de l'extension A4 du côté Est. Elle a été construite en 1998 avec la crête à 337,0 m. Elle est constituée d'un noyau central de moraine. L'épaulement aval (pente extérieure) est en sable et gravier, avec un drain cheminé continu en sable filtre et des doigts drainants. L'épaulement amont est constitué d'enrochements (stériles) générateurs d'acide, avec un matériau de transition en sable et un gravier et un géotextile entre l'épaulement et la transition. Une couche de protection contre l'érosion est mise en place du côté aval. La berme est en sable et gravier. Lors de la construction de cette digue, les matériaux organiques de la fondation ont été décapés jusqu'à l'assise (till, socle rocheux, traité lorsque requis) et celle-ci excavée jusqu'à 1,0 m sous le noyau. La construction d'une plate-forme en stériles en amont de la digue (ceci a été fait pour faciliter la construction du rehaussement central) a suivi en 2000-2002 lors du rehaussement de celle-ci à 340,0 m et du rehaussement central à 343,0 m avec des stériles générateurs en amont et du sable et gravier en aval. Les caractéristiques principales de la digue à la construction sont résumées au tableau 5.1.

Tableau 5-1 : Caractéristiques principales de la digue 7

Caractéristique	Digue 7
Année de construction et rehaussement(s)	Construction (337,0 m) : 1998 Rehaussement central (340,0 m) : 2000 Rehaussement central (343,0 m) : 2002
Élévation de la crête	343,0 m
Hauteur moyenne approximative de la digue	10 m
Largeur de la crête	6,0 m
Pente approximative des talus	2H : 1V (amont) 2,5H : 1V (aval)
Longueur approximative de la digue	1 150 m
Sol de fondation	Fondation constituée de moraine silteuse sablonneuse très dense. Ce dépôt se prolonge jusqu'au roc. Sur les deux flancs, le roc est affleurant à plusieurs endroits ou couvert par environ 1,5-2,5 m de moraine.

En 2004, un concept de rehaussement amont a été instauré afin de permettre d'accroître la capacité du parc tout en conservant la même empreinte. Ce concept prévoyait le développement du parc à résidus principal jusqu'à l'élévation 352,0 m suivi de sa fermeture. Un résumé de ce concept est présenté au tableau 5.2.

Tableau 5-2 : Concept de rehaussement amont

Caractéristique	Batardeaux
Description de la composition des rehaussements	Batardeau construit en enrochement sélectionné, stérile générateur d'acide ($\varnothing < 300$ mm). Ce dernier est recouvert d'un parement amont constitué de résidus miniers placés et compactés à la pelle. Un géotextile est installé entre le batardeau et le parement amont. Pas de parement aval.
Année de construction et hauteur des rehaussements	Batardeau #1 en 2004 à 344 m Batardeau #2 en 2005 à 346 m Batardeau #3 en 2007 à 348 m, puis rehaussé à 348,5 m en 2009 Batardeau #4 en 2011 à 350 m Batardeau #5 en 2013 à 352 m
Largeur de la crête	9,0 m
Pente approximative des talus	3H : 1V (amont/aval)
Longueur approximative du rehaussement	1 150 m
Sol de fondation	Résidus miniers

La série de cinq rehaussements amont a été complétée à l'élévation finale de 352,0 m à l'automne 2013 (batardeau #5). Selon cette configuration, le parc peut accommoder la déposition des résidus jusqu'en 2015 suivant la revue du plan de déposition réalisée en 2007 (Golder, 2008).

«Le plan minier, mis à jour en 2013, indique de nouvelles réserves et le prolongement des opérations minières jusqu'en 2025. Ces ajouts de réserves créent une demande supplémentaire en capacité d'entreposage que le parc actuel et son extension A4 ne pourront pas combler. La stratégie qui est actuellement proposée pour répondre aux besoins d'entreposage à moyen terme consiste à augmenter la capacité du parc principal en le rehaussant au-delà de l'élévation

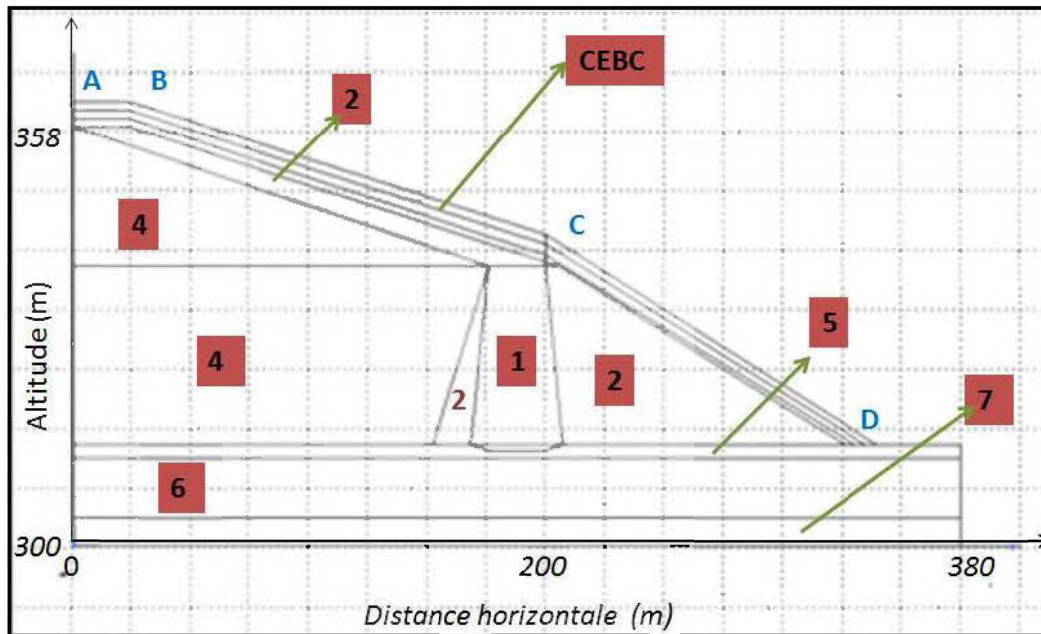
352,0 m» (Golder, 2013). Concrètement la stratégie consiste à rehausser par étapes le parc à résidus jusqu'à l'élévation 358,0 m à partir des batardeaux existants (plus précisément à partir du batardeau à 350 m) suivi de sa fermeture.

Un des modes de restauration envisagé pour ce parc à résidus est un recouvrement de type CEBC. Ainsi, la digue 1 ainsi que ses parties exposées de résidus et de stériles générateurs d'acide seraient recouvertes d'une CEBC. La surface serait ensemencée et des travaux de drainage permettraient de conserver un étang d'eau au centre du parc et d'assurer un drainage sécuritaire vers l'extérieur du site (Golder, 2012). La CEBC envisagée jusqu'à ce jour comprend une couche supérieure de matériaux granulaires (sable et gravier ou matériaux équivalent), une couche de faible perméabilité en matériaux d'emprunt inorganiques (silt ou silt argileux) ou résidus non générateurs d'acide et également une couche inférieure de matériaux granulaires (sable ou sable et gravier, ou matériaux équivalent).

L'approche proposée dans ce projet de recherche consiste à utiliser des rejets de concentrateur et de stériles miniers, non générateurs d'acide, de granulométries différentes, en substitution aux sols naturels comme matériaux de base pour une CEBC. Les résultats des travaux de laboratoire (colonnes instrumentées) et de prédictions numériques 1D (avec conditions contrôlées de laboratoire et données climatiques du site LaRonde) présentés au chapitre 4 ont confirmé le potentiel de l'approche proposée. L'objectif de ce chapitre est d'évaluer de façon préliminaire la performance de la même approche, mais en 2D.

5.3.3 Modèle conceptuel des modélisations 2D

La coupe présentée comme modèle conceptuel (Fig. 5.7) est la coupe FF' réalisée sur la digue 7 (voir figure 5.6). Les pentes BC et CD sont respectivement de 2,86 et 10,1 degrés. Ce modèle serait approximativement représentatif du recouvrement CEBC à la fermeture du parc à résidus LaRonde.



1: Moraine (noyau)	4 : Résidus LaRonde réactifs	7 : Socle rocheux
2: Stériles	5 : Sable silteux	6 : Silt
3: Sable et gravier	6 : Silt	

Figure 5-7 : Modèle conceptuel des modélisations 2D

5.3.4 Construction du modèle numérique

5.3.4.1 Construction géométrique

Le modèle numérique présenté à la figure 5.8 a été obtenu à partir du modèle conceptuel (figure 5.7). Celui-ci a été simplifié pour faciliter la convergence. Une CEBC de 1,20 m d'épaisseur a été considérée et des résidus d'une épaisseur de 3 m ont été considérés immédiatement en dessous de la CEBC. Les matériaux sous-jacents à la couche de résidus n'ont pas été considérés et ont été remplacés par une condition de drain (pression = 0). L'objectif de ces modélisations 2D étant de faire une évaluation préliminaire du comportement de la CEBC faite en matériaux miniers et installée sur les pentes. Le maillage vertical est 1 cm pour les matériaux de la couverture et 10 cm pour les résidus sous-jacents. Pour le maillage horizontal, il a

été fixé à 1 m pour toutes les couches du modèle numérique. Les nombres d'éléments et des nœuds sont respectivement de 8761 et 8385. La taille verticale des éléments des trois couches de la CEBC est donc inférieure à l'AEV des matériaux de la couche de rétention d'eau (compris entre 0,7 et 3 mètres), ce qui permet d'obtenir un bon compromis entre vitesse de calcul et convergence. Au sommet du modèle, on définit une couche de surface très fine (2 mm), dans le seul but de pouvoir appliquer une condition frontière de type climatique (une contrainte du logiciel). Ses propriétés sont les mêmes que les matériaux directement sous-jacents (stériles miniers 0-50 mm).

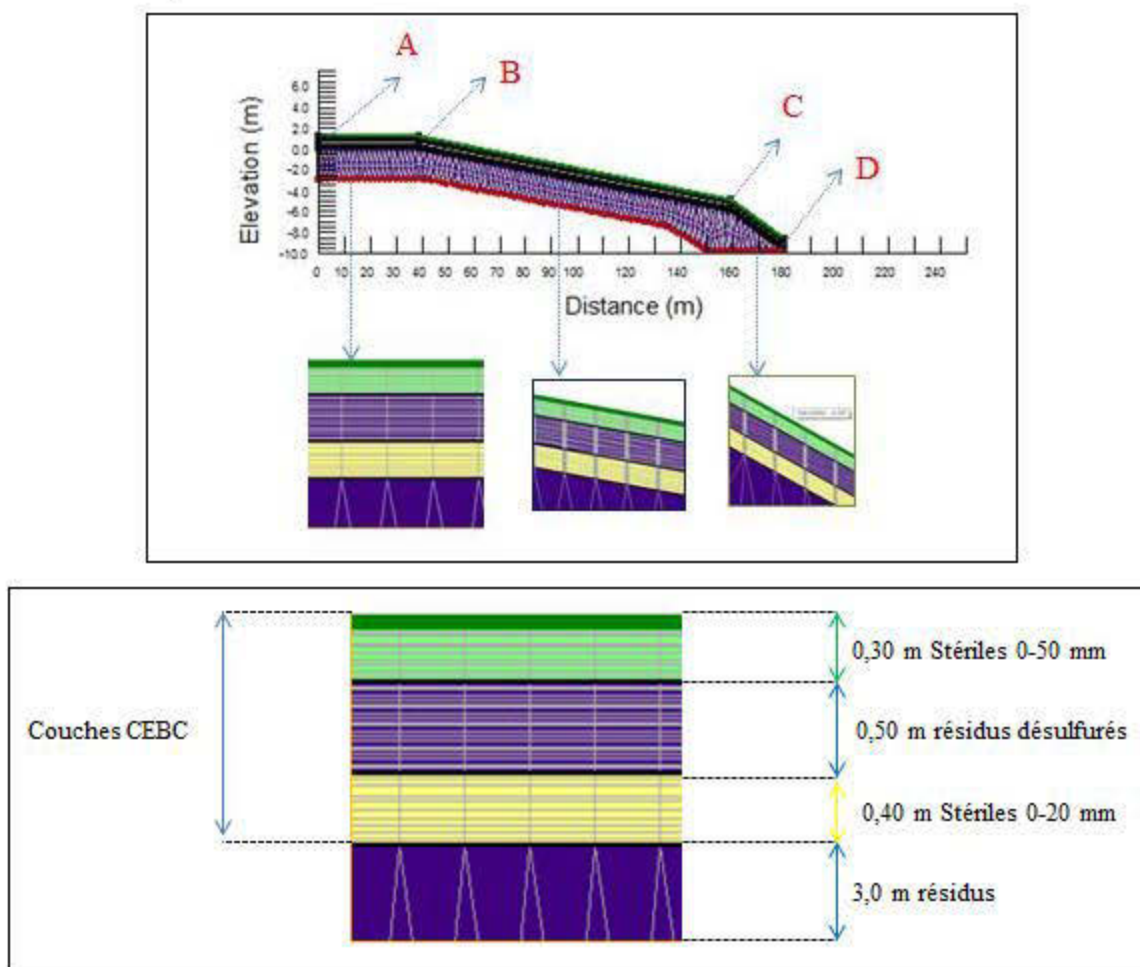


Figure 5-8 : Modèle numérique des modélisations 2D

5.3.4.2 Paramètres de convergence

La convergence est calculée au moyen de la norme du vecteur de la charge hydraulique (head vector norm) avec un nombre maximum d'itérations de 50 et une tolérance de 0,1 %. Le taux de

variation de la conductivité hydraulique au cours d'un pas de calcul est fixé à 1,1 (variation maximale de 1 et minimale de 10^{-4}). Le solveur résout les équations de façon parallèle (parallel direct equation solver). Le nombre maximum de passage en revue de potentielles faces d'infiltration est de 10. Les pas de temps sont adaptatifs, avec un minimum de 0,0208 seconde et un maximum de 0,0833 seconde. Ils sont évalués selon le paramètre vector norms avec une variation maximale acceptable de 2,5 %. Les résultats sont sauvegardés pour chaque jour de la simulation.

5.3.4.3 Propriétés des matériaux

Pour les modélisations numériques 2D, les résidus désulfurés ont été utilisés dans la couche de rétention d'eau et les stériles Bousquet 0-20 et 0-50 mm ont été utilisés respectivement dans la couche de bris capillaire du bas et la couche de bris capillaire du haut. Les propriétés de ces matériaux de recouvrement notamment les courbes de rétention d'eau et les fonctions de perméabilité sont les mêmes que celles qui ont été utilisées dans les modélisations 1D (voir figures 3.18 et 3.22 et tableaux 3.14 et 3.15 de ce mémoire). Les propriétés hydrogéologiques utilisées pour les résidus LaRonde en dessous de la CEBC sont présentées au tableau 5.3 et à la figure 5.9. Le coefficient de réactivité K_r des résidus désulfurés, obtenu à partir des essais de consommation d'oxygène, est de 1,80 /an et celui des résidus LaRonde sous-jacents à la couverture, obtenus avec le modèle de Collin (Équation 2.58), est de 31,9/an.

Tableau 5-3 : Paramètres de la courbe de rétention d'eau et propriétés hydrogéologiques

	k_{sat} (cm/s)	Ψ_a (AEV) (cm)	$\Psi_{r,graphique}$ (cm)	$e(-)$	θ_r	$\theta_s(-)$	α_v	$n_v(-)$
Résidus LaRonde	1,6E-05	150	2000	0,82	0,028	0,45	0,018	1,79

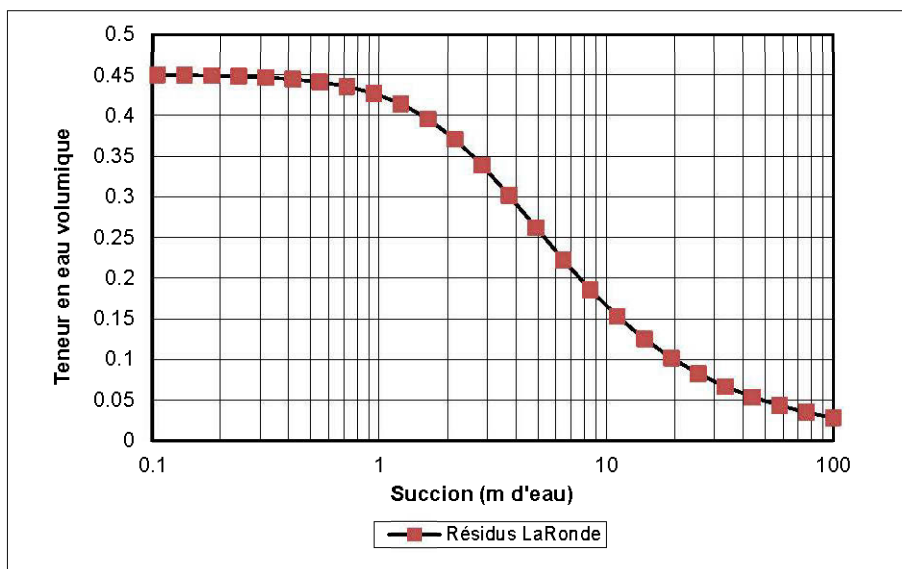


Figure 5-9 : Courbe de rétention d'eau de résidus LaRonde (sous la CEBC)

5.3.4.4 Conditions initiales

Les conditions initiales de nos modèles ont été obtenues suite à une analyse en régime permanent où toute la couverture et les matériaux sous-jacents sont saturés.

5.3.4.5 Conditions frontières supérieures au modèle numérique

Pour les analyses en régime transitoire, les conditions frontières supérieures appliquées sont les conditions climatiques naturelles (de l'année 2012) et extrêmes (température maximale et minimale, humidité relative maximale et minimale, vitesse de vent et précipitation) de la station météorologique de la ville de Val d'Or obtenues du site «climate.weatheroffice.gc.ca/» d'Environnement Canada. Pour les conditions climatiques extrêmes, les précipitations des mois de juillet et août n'ont pas été considérées. Pour ce travail préliminaire, ces données vont permettre d'avoir une bonne idée des tendances au niveau du comportement hydrogéologique de la CEBC. Dans une optique où le design et/ou la conception doit être précis, les modèles conceptuel et numérique devront être revus et les données climatiques à la mine LaRonde pourraient être incorporées au modèle.

5.3.4.6 Conditions frontières inférieures au modèle numérique

Le niveau de la nappe phréatique a été fixé à 3 m en dessous de la couche de bris capillaire du bas de la couverture. Ce qui correspond aux prévisions au stade de fermeture du parc à résidus principal LaRonde (Golder, 2013). Les matériaux sous-jacents aux trois couches de la couverture et au 3 m de résidus ont été remplacés par une condition de drain.

5.3.5 Résultats des simulations 2D

Les résultats de modélisations 2D présentés dans ce chapitre se veulent une évaluation préliminaire d'une CEBC inclinée et faite entièrement en matériaux miniers. Les résultats sont présentés sous la forme du degré de saturation au point A, au sommet des pentes BC et CD, à 40 et 80 m de distance sur la pente BC à partir du sommet B (voir figure 5.7 pour la localisation des points de mesure), en fonction de la distance horizontale au milieu de la couche de rétention d'eau pour toute la couverture.

5.3.5.1 Degré de saturation aux endroits stratégiques le long de la pente

Le degré de saturation aux points A et B (voir la figure 5.8) est resté supérieur à 85 % au bout de 214 jours (Fig. 5.10a et 5.10b). Pour le sommet et la base de la couche de rétention d'eau respectivement, le degré de saturation est entre 91 et 94 % au point A (Fig. 5.10a) et entre 88 et 93 % au point B (Fig. 5.10b). Les figures 5.10c et 5.10d montrent également que le degré de saturation aux points C et D est compris entre 84 % et 88 % au point B et entre 97 et 99 % au point D. Les profils en bas de pente (Fig. 5.10d) montrent que la couche de rétention d'eau se désature très peu en fonction du temps de drainage. Cependant lorsqu'on va vers le haut de pente (Fig. 5.10b et 5.10c), les profils de degré de saturation montrent que la désaturation est plus importante dans la couche de rétention d'eau. Il importe de souligner que le degré de saturation le plus bas (soit 84 %) a été observé au point C (sommet de la pente CD).

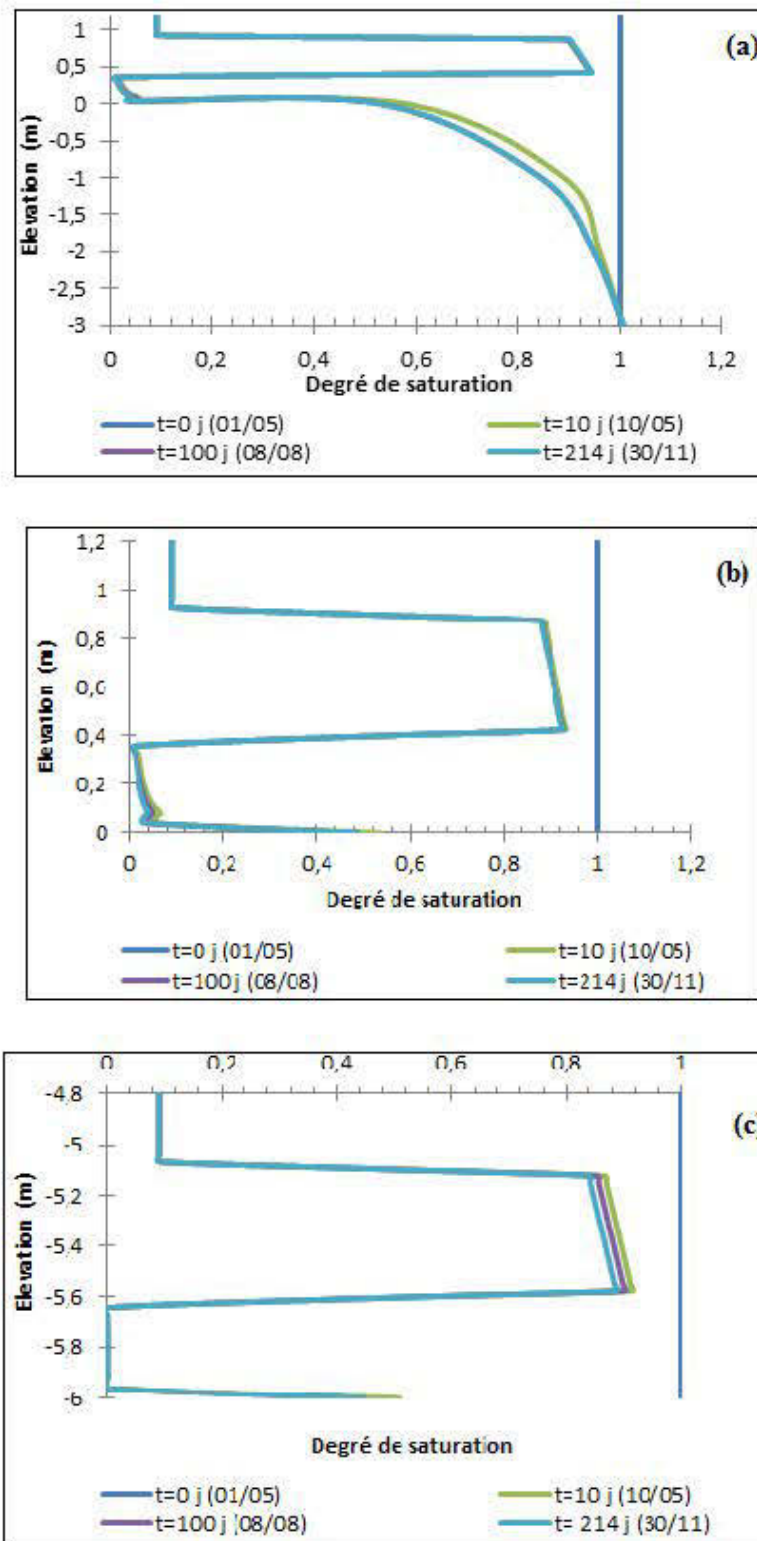


Figure 5-10 : Degré de saturation au sommet des pentes dans les trois couches constituant la CEBC (voir figure 5.8) : (a) point A, (b) point B, (c) point C et (d) point D

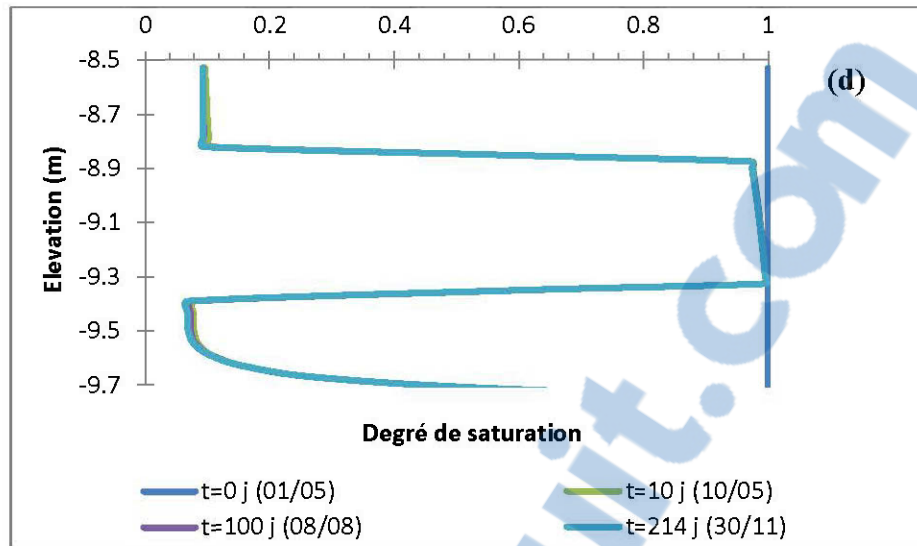


Figure 5-10 (suite) : Degré de saturation au sommet des pentes dans les trois couches constituant la CEBC (voir figure 5.8) : (a) point A; (b) point B; (c) point C et (d) point D

Au milieu du tronçon AB (à 20 m du point A), au bout de 214 jours, le degré de saturation est demeuré entre 90 et 94 % respectivement au sommet et à la base de la couche de rétention d'eau (Fig. 5.11).

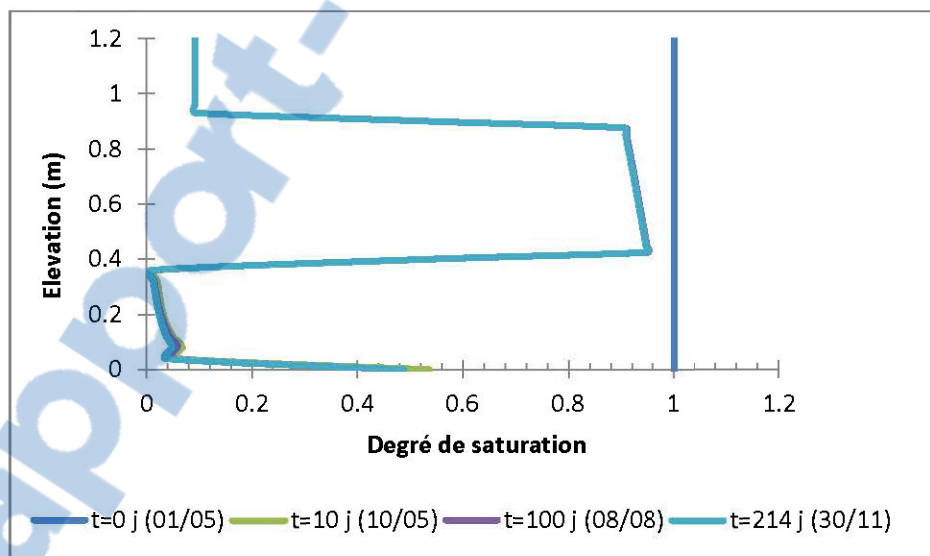


Figure 5-11 : Degré de saturation au milieu du tronçon AB dans les trois couches constituant la CEBC (voir fig. 5.8)

Le degré de saturation sur la pente BC a été calculé à 40 m et 80 m du point B. A 40 m de celui-ci, le degré de saturation s'est situé entre 94 et 97 % au bout de 214 jours (Fig. 5.12a) tandis qu'à 80 m du point B, il s'est situé entre 88 et 92 % dans la même période de temps (Fig. 5.12b).

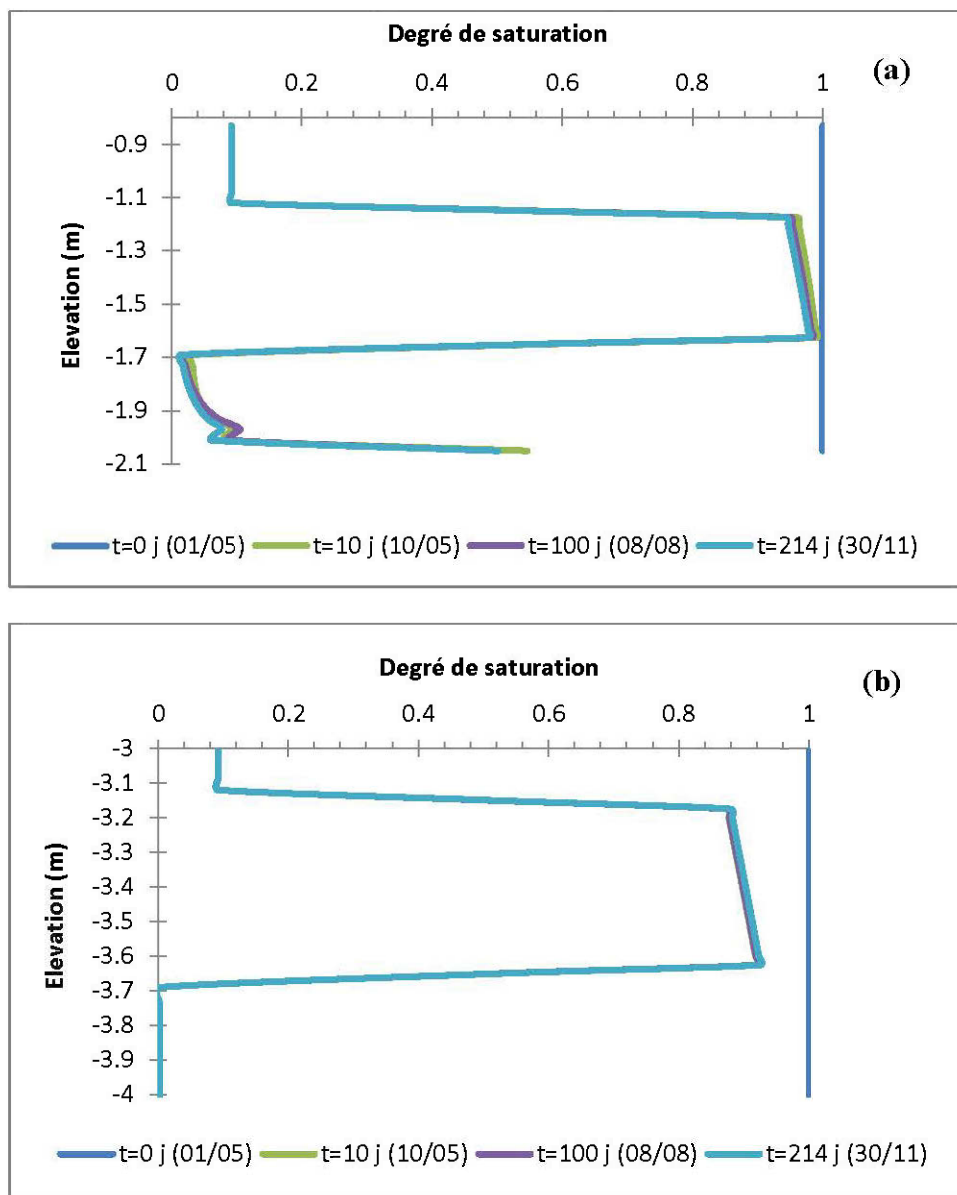


Figure 5-12 : Degré de saturation le long de la pente BC (voir fig. 5.8) :
(a) à 40 m du sommet B et (b) à 80 m du sommet B

Le degré de saturation sur la pente CD (à 20 m du sommet C) est compris entre 89 % et 93 % au bout de 214 jours (Fig. 5.13).

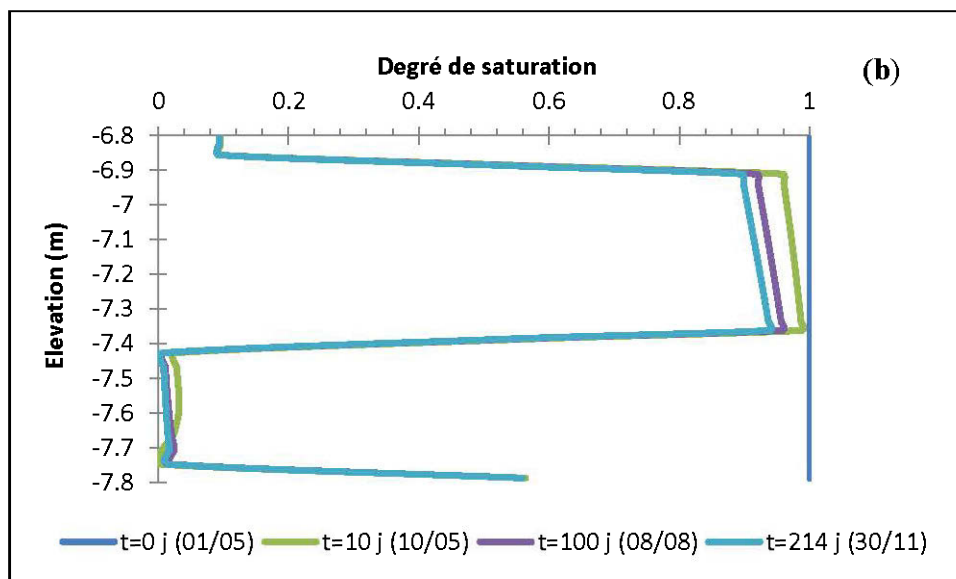


Figure 5-13 : Degré de saturation sur la pente CD (à 20 m du sommet C)

5.3.5.2 Degré de saturation et profil de succion sur l'ensemble de la couverture

Les profils de degré de saturation et de succion au centre de la couche de rétention d'eau sur l'ensemble de la couverture en fonction de la distance horizontale pour des conditions climatiques normales (de l'année 2012) sont présentés à la figure 5.14.

Pour le degré de saturation, au bout de 214 jours, celui-ci est resté compris entre 86 % et 100 % au milieu de la couche de rétention d'eau. Le plus bas degré de saturation a été observé à environ 160 m de distance horizontale (correspond au point C). Les plus hauts degrés de saturation ont été observés sur la pente BC (entre 60 et 100 m de distance horizontale) et au bas de la pente CD. Ces deux phénomènes correspondraient à une accumulation d'eau au milieu de la pente BC et au bas de la pente CD. Les degrés de saturation sur le tronçon AB et sur la distance comprise entre 120 et 160 m sur la pente BC n'ont pas beaucoup variés.

Pour la succion, celle-ci est restée comprise entre 0 et 17 kPa au bout de 214 jours de drainage avec les conditions climatiques normales. La plus faible succion (2 kPa) a été observée au bas de la pente CD (point D) et la plus grande succion (17 kPa) a été observée au bas de la pente BC (point C).

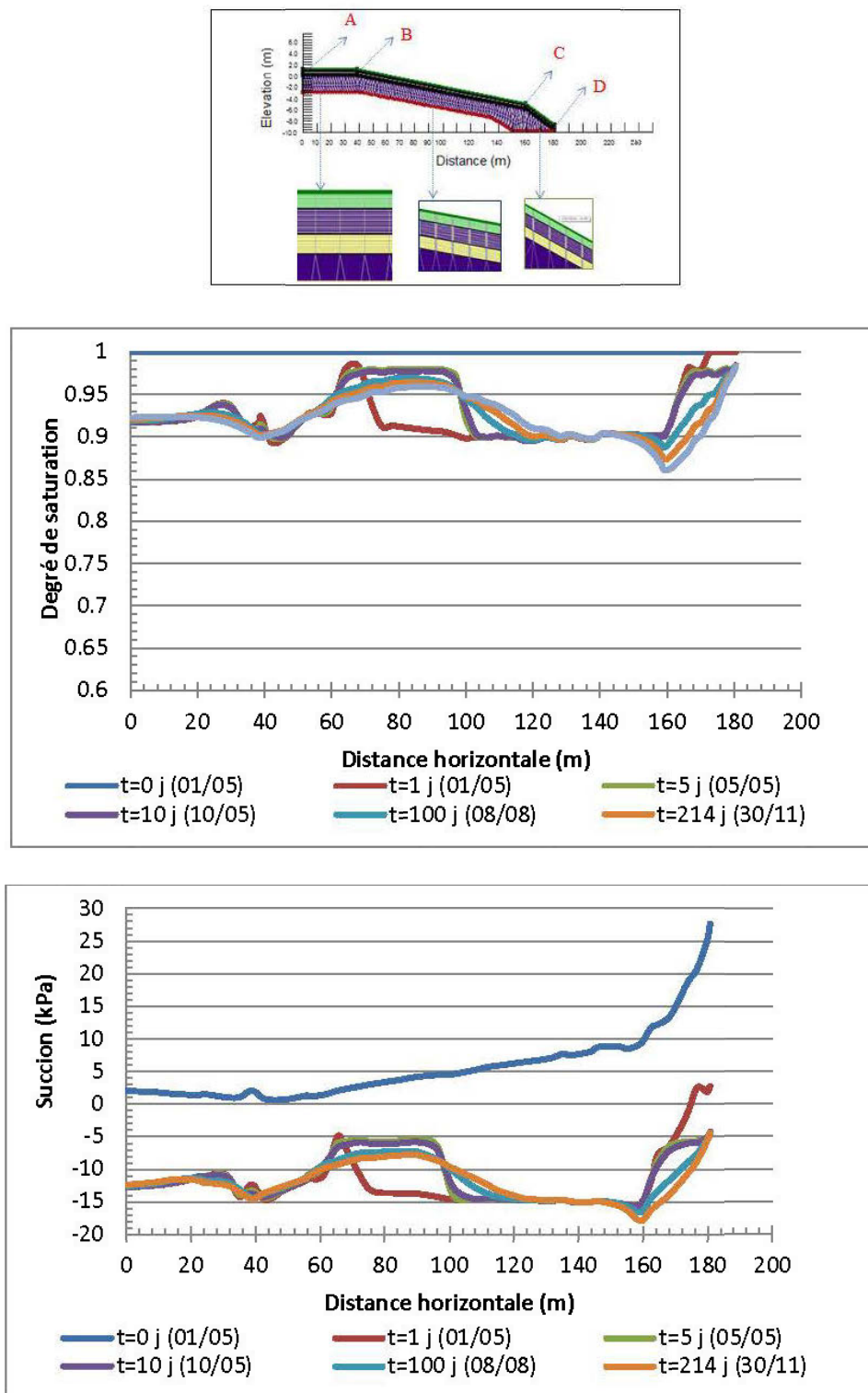


Figure 5-14 : Degré de saturation et profil de succion au milieu de la couche de rétention d'eau en fonction de la distance horizontale

5.3.5.3 Flux d'oxygène

Les valeurs de flux d'oxygène théorique (calculées à partir de l'équation de calcul des flux à l'état stationnaire; voir équation 2.53) et simulé obtenus pour les scénarios de base dont les résultats ont été présentés auparavant, mais aussi pour deux autres scénarios soient un scénario avec une période de sécheresse durant les mois de juillet et août (aucune précipitation) et le scénario de base, mais avec une réactivité de la couche de rétention d'eau sont présentées au tableau 5.4.

Les flux d'oxygène cumulé sur une année à la base de la couche de rétention d'eau sont de 4031,3 g/an soit 22,1 g/m²/an (0,69 mole/m²/an) et 4617,7 g/an, soit 25,3 g/m²/an (0,79 mole/m²/an) respectivement pour les conditions climatiques normales et extrêmes et en considérant uniquement le taux de réactivité des résidus sous-jacents à la couverture. Lorsque la réactivité des résidus désulfurés de la couche de rétention d'eau a été considérée, le flux d'oxygène cumulé sur une année est de 750,3 g/an, soit 4,11 g/m²/an (0,12 mole/m²/an). Ces valeurs se comparent assez bien avec celles obtenues par Cissokho (2007) sur les études numériques des effets de la configuration de CEBC inclinée sur la diffusion de l'oxygène (par exemple pour une pente de 10 degrés et une longueur de pente de 30 m, le flux d'oxygène cumulé qui arrive à l'interface CEBC-couche de résidus trouvé par l'auteure est d'environ 2093,4 g/an pour une longueur horizontale totale d'environ 90 m) et sont dans la fourchette (20-40 g/m²/an) de la performance attendue pour une CEBC en climat humide (e.g Ricard et al., 1997; Nastev et Aubertin, 2000).

En se basant directement sur les flux cumulés d'oxygène à l'interface couche de rétention d'eau-couche de bris capillaire du bas (base de la couche de rétention d'eau) l'effet de la réactivité de résidus miniers désulfurés de la couche de rétention d'eau entraîne une réduction non négligeable des flux. Cependant, on observe très peu de variation de flux entre les conditions climatiques normales et extrêmes. Notons que la présence du soufre résiduel dans les résidus désulfurés de la couche de rétention d'eau a un effet favorable à court terme sur le contrôle de la migration d'oxygène (e.g. Bussière et al., 2003; Sjoberg Dobchuk et al., 2001, 2003). En effet, lorsque le matériau de rétention d'eau contient une faible quantité de soufre (matériau légèrement réactif, non générateur de DMA), celui-ci consomme une portion de l'oxygène disponible se diffusant dans la couche jusqu'au moment où la réactivité du recouvrement devient nulle ($K_r \sim 0$) (e.g.

Mbonimpa et al., 2003; Demers et al., 2009) et permet donc de réduire les flux d'O₂ se rendant aux résidus réactifs.

Les résultats des différents scénarios simulés sont présentés au tableau 5.4. Il ressort de celui-ci que les flux d'oxygène simulés sont similaires, mais habituellement inférieurs aux flux théoriques (flux en régime stationnaire et calculé à partir de l'équation 2.53). Les différences entre ces deux flux sont attribuables aux hypothèses de calcul des flux d'oxygène théoriques notamment celles qui considèrent que la concentration d'oxygène à la frontière inférieure (base de la CEBC) est nulle et que le coefficient de diffusion de l'oxygène (D_e) et la teneur en eau équivalente (θ_{eq}) sont considérés constants sur toute l'épaisseur du matériau.

Tableau 5-4 : Flux d'oxygène théorique et modélisé

Scénarios	Niveau nappe phréatique	Conditions climatiques	Réactivité (K_r)		Flux d'oxygène simulés ($g/m^2/an$)	Flux d'oxygène théorique ($g/m^2/an$)
			Résidus désulfurés	Résidus sous-jacents		
1	3	Normales	non	oui	22,1	38,5
2	3	Extrêmes	non	oui	25,3	42,8
3	3	Normales	oui	oui	4,11	-

Comme mentionné précédemment, les résultats de modélisations 2D présentés ici sont basés sur un modèle conceptuel simplifié et se veulent donc une bonne évaluation du comportement de la CEBC faite entièrement en matériaux miniers et installée sur une pente. Il est important pour les travaux à venir de quantifier la performance de l'approche étudiée en utilisant un modèle plus détaillé et représentatif autant au niveau de la géométrie du système que des propriétés des matériaux et des conditions frontières.

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusions

L'extraction (ou l'exploitation) des ressources minérales et le traitement minéralurgique et métallurgique des minerais génèrent des quantités importantes des rejets miniers notamment les rejets de concentrateur. Une des préoccupations environnementales majeures de l'industrie minière est la gestion responsable de ces résidus, qui sont habituellement entreposés dans des parcs à résidus, surtout s'ils sont générateurs de DMA. Les éléments à considérer lors de la restauration de ces parcs concernent principalement la stabilité chimique des résidus, la stabilité physique de l'ouvrage et la gestion des eaux de surface. L'instabilité chimique des résidus conduit à la contamination des eaux de surface et souterraines par les effluents miniers, qui peuvent affecter significativement les écosystèmes environnants.

Les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) utilisées comme barrière à l'oxygène ont été proposées pour isoler les résidus miniers générateurs de DMA de son environnement immédiat et contrôler ainsi la contamination des eaux. Des travaux en laboratoire, à échelle intermédiaire sur les terrains (Cellules sur le site Manitou) et directement sur des sites miniers (site LTA et site Lorraine) ont pu confirmer le fonctionnement et l'efficacité de tels systèmes. Dans des climats humides tel celui du Québec, les CEBC sont habituellement constituées de matériaux naturels (sols sableux argileux et silteux). Des silts naturels non plastiques et du sable et/ou gravier grossier ont été utilisés avec succès respectivement dans la couche de rétention d'eau et dans les couches de bris capillaire des CEBC. Les difficultés d'approvisionnement (coût associé au transport et au décapage), lorsque les matériaux d'origine naturelle appropriés ne sont pas disponibles à proximité du site à restaurer, augmentent considérablement le coût de construction du recouvrement. Dans cette optique, des travaux ont été effectués pour évaluer la performance de recouvrements faits de matériaux alternatifs, notamment de résidus miniers non générateurs d'acide. Les résultats de ces travaux ont permis de montrer que ce type de rejet, lorsque utilisés dans la couche de rétention d'eau d'une CEBC crée une barrière à l'oxygène qui réduit considérablement l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les rejets réactifs situés sous la couverture multicouche (e.g. Aubertin et al., 1995, 1999).

Des contraintes liées aux coûts, à l'acceptabilité sociale, aux impacts du décapage (empreinte environnementale) sur les sites d'approvisionnement des matériaux naturel de recouvrement et à la disponibilité des matériaux avec les propriétés adéquates font que les entreprises minières sont de plus en plus intéressées à utiliser en plus des résidus miniers, des stériles miniers non générateur du DMA en substitution aux sols naturels comme matériaux de base pour constituer les couches grossières des CEBC.

L'objectif général de ce projet de recherche consistait à évaluer le comportement hydrogéologique d'une CEBC faite entièrement des matériaux miniers (rejet de concentrateur désulfuré provenant d'un procédé de désulfuration et stériles miniers non générateur du DMA). Pour y arriver, des essais en colonne au laboratoire simulant des recouvrements multicouches de type CEBC constitués de stérile miniers dans les couches de bris capillaire et des résidus miniers désulfurés dans les couches de rétention d'eau ont été réalisés. À la connaissance de l'auteur, aucune étude similaire n'avait été réalisée avec ce type des matériaux.

La caractérisation des matériaux de recouvrement a été réalisée sur des stériles miniers prélevés sur la halde à stériles Bousquet (mine LaRonde) et sur des résidus désulfurés (échantillonné à la sortie de l'usine LaRonde et désulfurés à l'usine pilote du Centre de Formation Professionnelle de Val-d'Or (CFP)). La caractérisation a consisté en des mesures des propriétés de base, des mesures des propriétés hydrogéologiques des matériaux et des analyses chimiques et minéralogiques. Les échantillons de roche stérile testés correspondent à un gravier bien étalé (GW), tandis que le résidu désulfuré est classifié comme un silt peu plastique (ML). La densité relative de tous les matériaux des recouvrements est comprise entre 2,8 et 2,9. La teneur en eau à l'optimum Proctor est de 6 et 12 % respectivement pour les stériles (0-20 mm) et les résidus désulfurés. La valeur de conductivité hydraulique à saturation est de l'ordre de 10^{-1} cm/s pour les stériles et 10^{-5} cm/s pour les résidus. Le rejet désulfuré présente un AEV \approx 70-300 cm d'eau. Plusieurs approches ont été utilisées pour déterminer la courbe de rétention d'eau des stériles. Les résultats de la modélisation inverse avec double porosité étaient plus en accord (que la modélisation avec simple porosité) avec les résultats expérimentaux (lissés avec RETC) et la prédiction avec la méthode MKs proposé par Peregoedova (2012) et Peregoedova et al. (2014). Pour les trois fractions granulométriques de stériles testées, l'AEV est inférieur à 10 cm d'eau.

Les modèles physiques avec CEBC au laboratoire ont été réalisés en colonnes instrumentées de dimensions intermédiaires (30 cm de diamètre). Trois configurations ont été mises en place. Les couches grossières des deux premières colonnes ont des granulométries de stériles (0-20 mm et 0-50 mm) différentes pour les couches grossières du bas alors que la couche de bris capillaire du haut est constituée de 0-50 mm pour les deux cas. La couche de rétention d'eau est constituée de résidus mis en place à un pourcentage solide élevé, environ 74 % (simulant une mise en place mécanique). Une troisième colonne a été mise en place avec aussi des stériles de granulométrie 0-50 mm dans la couche grossière du bas et du haut, mais avec des résidus mis en place à un pourcentage solide faible, environ 55 % (simulant une mise en place hydraulique).

Les travaux de laboratoire en colonnes instrumentées ont donné des résultats en termes de profil de teneur en eau et de succion qui confirment le potentiel des stériles miniers non générateur de DMA à être utilisés comme couche de bris capillaire d'une CEBC. Les effets de barrière capillaire, associés à une faible teneur en eau volumique dans les couches en stériles et une teneur en eau volumique élevée dans la couche des résidus désulfurés sont observés dans chaque colonne. Le degré de saturation S_r était habituellement supérieur à 85 % dans les couches de rétention d'eau et compris entre 5 et 15 % dans les couches de bris capillaire. Ces valeurs ont été confirmées par les mesures prises au démantèlement des colonnes.

Les profils de teneur en eau volumique et de succion ont été utilisés pour calibrer et valider un modèle numérique permettant de simuler les écoulements de fluide (eau et gaz) dans des milieux poreux non saturés. Cela a été réalisé avec le code numérique unidimensionnel Vadose/W 2007 (Geoslope Int.). Plusieurs scénarios de modélisations numériques ont été réalisés dans le but d'évaluer l'efficacité de ces recouvrements à long terme en termes de flux d'oxygène qui arrive à l'interface entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire du bas. Une étude paramétrique avec variation de la profondeur de la nappe phréatique a été réalisée à ce sujet pour des conditions climatiques naturelles et extrêmes (période sans recharge en précipitation de 2 mois sur une année).

Le comportement hydrogéologique observé au laboratoire s'est maintenu même pour les prédictions à long terme avec les conditions climatiques de terrain. Pour des conditions climatiques naturelles, et pour une variation de la profondeur de la nappe de 2 à 6 m, les flux d'oxygène cumulés sur une période de 214 jours (période sans gel durant une année) varient sur

une plage de 10,6 à 97,5 g/m². Les flux les plus élevés (soient 117,9 g/m²/an) ont été obtenus pour une profondeur de la nappe de 6 m sous des conditions climatiques extrêmes (2 mois sans précipitations). Au niveau du laboratoire aucune perte d'efficacité n'a été observée liée au mode de déposition de résidus (55 % versus 74 % solide). Cependant des particules fines ont migré de la couche de rétention d'eau vers la couche de bris capillaire du bas (observations faites lors du démantèlement non quantifiées). Cet aspect mériterait d'être investigué davantage dans l'optique où l'on voudrait déposer la couche de rétention d'eau hydrauliquement.

Pour illustrer l'influence du contraste entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire du bas, des modélisations numériques ont été réalisées avec un sable grossier (Sable S-1) et un sable fin (Sable S-2) dans la couche grossière du bas. Le profil de teneur en eau volumique quand le sable S-1 était utilisé dans la couche de bris capillaire était presque similaire à celui obtenu avec du stérile dans cette même couche. Cependant, une perte de l'effet de barrière capillaire s'est produite lorsque le sable S-2 a été utilisé comme matériaux de la couche de bris capillaire. Ces observations ont permis de mettre clairement en exergue l'influence du contraste granulométrique et hydraulique entre la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire du bas sur le comportement hydrogéologique de la couverture et les flux d'oxygène passant à travers celle-ci. Ainsi les résultats obtenus ont montré que la profondeur de la nappe et le contraste granulométrique entre la couche de rétention d'eau et la couche du bris capillaire du bas sont les paramètres les plus susceptibles d'influencer la performance des CEBCs constituées de rejets miniers.

Comme dans la réalité les CEBC sont souvent inclinées et que cette inclinaison peut affecter la performance du recouvrement à contrôler la migration de l'oxygène (e.g. Bussière, 1999), des modélisations numériques 2D ont été réalisées pour évaluer le comportement hydrogéologique d'une CEBC entièrement constituée de matériaux miniers et installée sur une pente. Le cas étudié est inspiré d'un cas réel, soit celui d'une digue du parc à résidus minier LaRonde. Les résultats obtenus montrent qu'une CEBC inclinée faite entièrement en matériaux miniers est efficace pour les conditions frontières (profondeur de la nappe, conditions climatiques), la géométrie et les propriétés des matériaux intégrés dans nos modèles numériques. Le degré de saturation sur les deux pentes considérées dans notre modèle est resté supérieur à 85 %. Les flux d'oxygène cumulés sur une année à la base de la couche de rétention d'eau (sur une distance de 182 m) sont

de 4031,3 g (22,1 g/m²/an) et 4617,7 g (25,3 g/m²/an) respectivement pour les conditions climatiques normales et extrêmes. Lorsque la réactivité des résidus désulfurés de la couche de rétention d'eau a été considérée, le flux d'oxygène cumulé sur une année est de 750,3 g/m²/an, soit 4,11 g/m²/an (0,12 mole/m²/an). Ces valeurs se comparent assez bien avec celles obtenues par Cissokho (2007) sur les études numériques des effets de la configuration de CEBC inclinée sur la diffusion de l'oxygène et sont dans la fourchette (20-40 g/m²/an) de la performance attendue pour une CEBC en climat humide (e.g Ricard et al., 1997; Nastev et Aubertin, 2000).

Comme mentionné précédemment, les résultats de modélisations 2D présentés ici se veulent préliminaires et il est important pour les travaux à venir de quantifier la performance de l'approche étudiée avec un modèle numérique plus précis et détaillé.

6.2 Recommandations

Ce projet de maîtrise a permis de mettre en évidence le potentiel des stériles miniers à être utilisé comme couche de bris capillaire dans un recouvrement de type CEBC. Il a été démontré, par des travaux de laboratoire (colonnes instrumentées) et des prédictions numériques (avec conditions contrôlées de laboratoire et données climatiques de la station météo de la Ville de Val-d'Or) que les rejets de concentrateur désulfurés et des stériles miniers non générateur d'acide de différentes granulométries ont les propriétés adéquates pour être utilisés en substitution aux sols naturels comme matériaux de base pour une CEBC.

C'est pourquoi on suggère que l'option d'utiliser uniquement des matériaux miniers dans les recouvrements soit incluse dans l'analyse d'identification du mode de restauration optimal de sites miniers. Ce projet suggère également qu'une gestion en amont des stériles et des rejets de concentrateur pourrait permettre de produire durant les opérations minières des matériaux qui serviraient ensuite à la restauration du site.

Finalement, voici quelques recommandations pour des travaux de recherche futurs:

- De poursuivre des travaux de recherche pour étudier davantage cette option de restauration via des essais à l'échelle intermédiaire sur le terrain;
- De mener des essais qui intègrent les aspects géochimiques (colonnes avec résidus LaRonde au fond et mesure de la qualité d'eau qui sort du système);

- De poursuivre les travaux d'optimisation de la désulfuration, puisque le résidu produit avait un pouvoir net de neutralisation dans la zone faiblement générateur d'acide;
- D'étudier davantage l'effet du pourcentage solide de déposition de résidu dans la couche de rétention d'eau puisque cela pourrait aider à réduire le coût de construction du recouvrement.
- D'évaluer la faisabilité technique et économique de l'utilisation de résidus désulfurés, de stériles tamisés ou concassés et d'une mise en place hydraulique des rejets à différents pourcentages solides; cela donnerait un portrait plus global et permettrait de faire une bonne comparaison avec d'autres types de recouvrement.

Si, à l'issue des travaux à venir, l'utilisation de matériaux miniers s'avérait efficace comme composante des CEBC visant à contrôler la génération de DMA, cela pourrait permettre de réduire les coûts de construction de ce type de recouvrement tout en favorisant l'acceptabilité sociale des projets miniers en réduisant l'utilisation de sols naturels. En plus d'être efficace, cette approche permettrait de réduire de façon significative l'empreinte environnementale de la restauration.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., 1997. Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologie et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.
- Aachib, M., Aubertin, M., and Chapuis, R.P., 1994. Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems. In Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, vol. 2.
- Aachib, M., Aubertin, M., and Chapuis, R.P., 1998. Essais en colonne sur des couvertures avec effets de barrière capillaire. In Proceedings of the 51st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton. Canadian Geotechnical Society, vol. 2, p. 837–844.
- Aachib, M., Aubertin, M., and Mbonimpa, M., 2002. Laboratory Measurements and Predictive Equations for Gas Diffusion Coefficient of Unsaturated Soils. In 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHR-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Niagara Falls, Ontario, p.163-172.
- Aachib, M., Mbonimpa, M., and Aubertin, M., 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in the unsaturated media, with applications to soil covers: Water, Air and Soil Pollution, vol. 156, 163–193.
- Adu-Wusu, C., and Yanful, E.K., 2007. Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario: Canadian. Geotechnical Journal., vol. 44(4), 496–506.
- Ahuja, L.R., Cassel, D.K., R.R. Bruce, A., and Barnes, B.B., 1989a. Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data: Soil Science Society of America Journal, vol. 148, 404–411.
- Ahuja, L.R., J.W. Naney, A., and Nielsen., D.R., 1984. Scaling soil-water properties and infiltration modeling: Soil Science Society of America Journal., vol. 48, 970–973.

- Ahuja, L.R., Nofziger, D.L., D. Swartzendruber, A., and Ross., J.D., 1989b. Relationship between Green and Ampt parameters based on scaling concepts and field measured hydraulic data: *Water Resources Research*, vol. 25, 1766–1770.
- Akindunni, F.F., Gillham, R.W., and Nicholson, R.V., 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal* vol.28, 446 - 451.
- Albright, W.H., Benson, C.H., Gee, G.W., Abichou, T., McDonald, E.V., Tyler, S.W., & Rock, S.A. (2006a). Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 132(11), 1393-1403.
- Arya, L.M., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., and Shouse, P.J., 1999. Scaling parameter to predict the soil water characteristic from particle-size distribution data: *Soil Science Society of America Journal*, vol. 63, 510–519.
- Arya, L.M., and Paris, J.F., 1981. A physico-empirical model to predict the soil moisture – characteristic from particle size distribution and bulk density data: *Soil Science Society of America*, vol. 45, 1023–1030.
- Assouline, S., and Or, D., 2013. Conceptual and parametric representation of soil hydraulic properties: *Vadose Zone Journal*, vol. 12, no. 4. (doi:10.2136/vzj2013.07.0121).
- ASTM. 2000. Standard test method for capillary-moisture relationships for coarse- and medium-textured soils by porous plate apparatus. ASTM standard 2325-68. *In Annual book of ASTM standards*, Sect. 04, vol. 04-08. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, Pa.
- ASTM, 2006. Standard test methods for determination of the soil water characteristic curve for desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge (D6836). *In ASTM*.
- ASTM, 2007. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (D422). *ASTM International*, West Conshohocken, Pa.

- ASTM, 2012. Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. In ASTM Annual CDs of standards, American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, Pa.
- Aubertin, M., Bussière, B., and Bernier, L., 2002. Environnement et Gestion des Rejets Miniers. Publié avec la Presses Polytechnique Int, Québec, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., and Chapuis, R.P., 1996a. Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines: Canadian Geotechnical Journal, vol. 33, 470–482.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R.P., and Crespo, J.R. , 1996b. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. Hydrogéologie, n°1 : 3-13.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Aachib, M., Bedard, C., Chapuis, R.P., and Bernier, L., 1999. Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. – Phase II : Essais en place. Rapport de recherche Projet CDT P1899, NEDEM/MEND 2.22.2c, 331 pages.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., and Tremblay, L., 1995. Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Ecole Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bouchentouf, A., and Bussière, B., 1997. Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. In Proceedings of International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, vol. 2, p. 731-746.
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Chouteau, M., Anterrieu, O., Hernandez, M.A., Chapuis, R.P., Bussière, B., Lahmira, B., and Lefebvre, R., 2008. Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Comptes-rendus du Symposium 2008 sur l'Environnement et les Mines. Rouyn-Noranda, Québec, Canada, CD-ROM.

- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S., Bussière, B., Molson, J., Chapuis, R.P. 2009 Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal* Vol. 46 (10), p1146.
- Aubertin, M., M, A., and Authier, K., 2000a. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL: *Geotextiles and Geomebranes*, vol. 18, p. 1–19.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., and and Dagenais, A.-M., 2000b. Nouvelles procédures d'essais de diffusion et de consommation d'oxygène: applications au site LTA, Malartic, Québec. Report Submitted to Golder Associates, École Polytechnique de Montréal, Project CDT P2380.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., and Chapuis, R.P., 2003. A model to predict the unsaturated hydraulic conductivity from basic geotechnical properties: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40(6), 1104–1122.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., and Chapuis, R.P., 1998. A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 35 (1), 55–69.
- Barbour, S. L. 1998. Nineteenth Canadian Geotechnical Colloquium: The soil-water characteristic curve: A historical perspective. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 35, 873 - 894.
- Barbour SL, Yanful EK. 1994. A column study of static nonequilibrium fluid pressures in sand during prolonged drainage. *Canadian Geotechnical Journal* vol. 31(2): 299-30.
- Bari, R., 1997. The hydraulic sofburied streams. MA Sc thesis, Department of Civil Engineering, Technical University of Nova Scotia, Halifax, NS, Canada.
- Bari, R., and Hansen, D., 2002. Application of gradually-varied flow algorithms to simulate buried streams: *IAHR Journal of Hydraulic Research*, vol. 40(6), 673–683.
- Bathe, K. J. 2001. *Finite Element Procedure*, Prentice Hall of India, New Delhi.

- Bathe, K.-J., 1982. *Finite Element Procedures in Engineering Analysis*. Prentice-Hall.
- Bear, J., 1972. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Dover Publications Inc., NY.
- Bedard, C. 2003. Étude en laboratoire sur les propriétés hydriques non saturées des sols sableux. Thèse de doctorat. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Belzile, N., Chen, Y.W., and Li, Y., 2004. A review on pyrrhotite oxidation: *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 84, 65-76.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., et Blier, A. 2008. "Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill." *Minerais Engineering*, vol. 21 (4), 330-340.
- Benzaazoua, M., and Kongolo, M. 2003. Physico-chemical properties of tailing slurries during environmental desulphurization by froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, vol. 66: 221–234.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Nicholson, R., and Bernier, L., 1998. Geochemical behavior of multilayered cover made of desulphurized mine tailings. In *Proc. of Tailings and Mine Waste 98*, Balkema, Colorado, p. 389–398.
- Besnard, K., 2003. Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes. Application aux processus d'adsorption cinétique non linéaire. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes 1, Rennes.
- Beydoun, H., and Lehmann, F., 2006. Expériences de drainage et estimation de paramètres en milieux poreux non saturés: *Comptes Rendus Geoscience*, vol. 338, 180–187.
- Binning, P.J., Postma, D., Russell, T.F., Wesselingh, J.A., and Boulin, P.F., 2007. Advective and diffusive contribution to reactive gas transport during pyrite oxidation in the unsaturated zone: *Water Resources Research*, vol. 43, W02414.

- Blowes, D.W., and Ptacek, C.J., 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. *Mine-Wastes In Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor, 22, p.271-292.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., and Weisener, C.G., 2003. The geochemistry of acid mine drainage. In *Environmental Geochemistry - Treatise on Geochemistry*: Edited by Holland, H.D. et Turekian, K.K., vol. Oxford, 9, p. 149–204.
- Bohne, K., Roth, C., Leij, F.J., and van Genuchten, M.T., 1993. Rapid method for estimating the unsaturated hydraulic conductivity from infiltration measurements: *Soil Science Society of America Journal*, vol. 155(4), 237–244.
- Boulangier Martel, V., et Bussière, B. 2014. Laboratory Evaluation of Crushed Rockbentonite Hydro-geotechnical Properties. *GeoRegina 2014*, paper 329.
- Bourrel, S., 2008. Rapport de stage. Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion de rejets miniers. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Brooks, R., and Corey, A., 1964. Hydraulic properties of porous medium. *Hydrology paper 3*, Colorado State University (Fort Collins), Colorado.
- Brutsaert, W., 2005. *Hydrology—An introduction*. Cambridge University. Press, UK.
- Budhu, M., 2011. *Mechanics and foundations (3e éd.)*. John Wiley & Sons, Inc.
- Buckingham, E. 1907. Contributions to our knowledge of the aeration of soils. *USDA Bur. Soil Bull. 25*. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Burdine, N.T., 1953. Relative permeability calculations from pore-size distribution data. *Transactions American Institute of Mining and Metallurgical and Petroleum. Engineers*, 198: p. 71-78.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Aubertin, M. and Chapuis, R.P. 2011. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique: Site Manitou, Rapport Final présenté au MRNF, 144p.

- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.M., Aubertin, M., Maqsoud, A., Cyr, J. 2009. Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec : Résultats de 10 ans de suivi. Déchets - Revue Francophone d'écologie industrielle - N° 54 - 2è trimestre 2009.
- Bussière, B., 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches: Canadian Geotechnical Journal, vol. 44, (9) 1019–1052.
- Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées avec l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Benzaazoua, M., and Gagnon, D., 1999. "Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA." Mines Écologiques, Congrès APGGQ 1999, Rouyn-Noranda.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J., Bois, D., Servant, S. 1998a. Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée- Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec.
- Bussière, B., Nicholson, R., Aubertin, M., & Benzaazoua M. 1997. Evaluation of the effectiveness of covers built with desulphurized tailings for preventing acid mine drainage. In Proceedings, the 50th Canadian Geotechnical Conference. Canadian Geotechnical Society, Ottawa, ON, 1, p.17-25.
- Bussière, B., Aubertin, M., Aachib, M., Chapuis, R.P., Crespo, R.J. 1995. Unsaturated flow modelling of covers for reactive tailings. CAMI'95. Proceedings of the Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry, Montréal, p.853-862.
- Bussière, B., Aubertin, M., and Chapuis, R.P., 2003. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers: Canadian Geotechnical Journal, vol. 40, 512–535.

- Bussière, B., Aubertin, M., and Julien, M., 2001. Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide, aspects théoriques et pratiques: *Vecteur Environnement*, vol. 34(3), 37–50.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J., and Chapuis, R., 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 44(3), 245–265.
- Bussière, B., Aubertin, M., Morel-Seytoux, H.J., and Chapuis, R.P., 1998b. A laboratory investigation of slope influence on the behaviour of capillary barriers. In *Proceedings of 51 st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton*, vol. 2, p. 831-836.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., and Mbonimpa, M., 2004. A laboratory study of covers made of low sulphide tailings to prevent acid mine drainage: *Environmental Geology*, vol. 45, 609–622.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M., and Aubertin, M., 2002. “Intégration de la désulfuration dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA.” *Symposium 2002 sur l’environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec*.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., and Julien, M.R., 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec: *CIM Bulletin*, vol. 99, p. 1096.
- Cabral, A., Racine, I., Bumotte, F., and Lefebvre, G., 2000. “Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier:” *Canadian Geotechnical Journal*, v. 37(1), p. 201–217.
- Cabral, A., 2012. GCI 310-Cours de mécanique des sols I. Université de Sherbrooke, Québec, Canada (<http://www.civil.usherbrooke.ca/cours/gci310>).
- Campbell, G.S., 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data: *Soil Sciences*, vol. 117, 311–314.

- Chapokpour, J., Amiri-Tokaldany, E., and Sedghi-Asl, M., 2013. Estimation of friction coefficient in sediment contained flow through rockfill: *International Journal of Engineering*, vol. 26(2), 85–94.
- Chapuis, R., 2004. Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 41(5), 787–795.
- Chapuis, R.P., and Aubertin, M., 2003. On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, 616–628.
- Chapuis, R.P., Chenaf, D., Bussière, B., Aubertin, M., and Crespo, R. 2001. A users's code approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepaconditions. *Canadian Geotechnical Journal* Vol. 38 (15), p1146-1126.
- Chapuis, R.P., and L gar , P.P., 1992. A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures. In *Effects of aggregates and mineral filler on asphalt mixture performance: American Society for Testing and Materials (ASTM), Special Technical Publication (STP)*, vol. 1147, p. 177–186.
- Chapuis, R.P., Masse, I., Madinier, B., and Aubertin, M., 2007. A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials: *Geotechnical testing journal*, vol. 30(2), 83–89.
- Chapuis, R. (1992). Similarity of internal stability criteria for granular soils. *Canadian Geotechnical Journal*, vol.29(4), 711-713.
- Chapuis, R. P., Buss, K., and Davenne, L., 1989. Granular soils in rigid-wall permeameters: method for determining the degree of saturation. *Canadian Geotechnical Journal*: vol. 26, 71-79.
- Chapuis, R. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of engineering geology and the environment*, vol. 71, 401-434.

- Cheng, N.-S., Hao, Z., and Tan, S.K., 2008. Comparison of quadratic and power law for nonlinear flow through porous media: *Experimental Thermal and Fluid Science Journal*, vol. 32, 1538–1547.
- Childs, E.C., and Colis-George, G.N., 1950. The permeability of porous materials. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A*, vol. 201, p. 392-405.
- Choo LP, Yanful EK. 2000. Water flow through cover soils using modeling and experimental methods. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 126(4), 324-334.
- Christensen, D., Barbour, S.L., O’Kane, M., and Meiers, G., 2002. Long-term performance of dry cover systems for reactive mine waste. In *Proceedings of the 1st Symposium sur l’Environnement et les Mines*, (2005), Rouyn-Noranda, QC.
- Cissokho, F., 2007. Études numériques des effets de la configuration des couvertures à effets de barrières capillaires inclinées sur la diffusion de l’oxygène. *Mémoire de Maîtrise*, École Polytechnique de Montréal-UQAT.
- Collin, M., 1987. Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licentiate Treatise*, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- Collin, M., and Rasmuson, A., 1988. A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media: *Soil Science Society of America Journal*, vol. 52, 1559–1565.
- Collin, M., and Rasmuson, A., 1990. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Acid mine drainage, Designing for closure*. GAC-MAC Annual Meeting, p. 311-333.
- Coppola, A., Dragonetti, G., Comegna, A., Lamaddalena, N., Caushi, B., Haikal, M.A., and Basile, A., 2013. Measuring and modeling water content in stony soils: *Soil Tillage Research Journal*, vol. 128, 9–22.

- Cosset, G., 2009. Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques. Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Cousin, I., B., Nicoullaud, A., and Coutadeur., C., 2003. Influence of rock fragments on the water retention and water percolation in a calcareous soil: *Catena*, vol. 53: p. 97–114.
- Crescimanno, G., and Iovino, M., 1995. Parameter estimation by inverse method based on one-step and multi-step outflow experiments: *Geoderma*, vol. 68, 257–277.
- Dagenais, A.M., Aubertin, M. and Bussière, B. 2006. Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. In Proceedings of the 7th ICARD, St-Louis.
- Dagenais, A.M., 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de Doctorat, Département CGM, Ecole Polytechnique de Montréal.
- 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. Post-Mining 2005, November 16-17, Nancy, France.
- Dane, J.H., and Topp, G.C., 2002. *Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods*, Madison, WI, Soil Science Society of America.
- Delleur, J.W., 1999. *The Handbook of Groundwater Engineering*. CRC Press.
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 46, 454-469
- Demers, I., 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Doctoral Thèse de Doctorat, : UQAT, Rouyn-Noranda, QC.
- Dhatt G., G. Touzot et E. Lefrancois, 2005. *Méthode des éléments finis*. Hermes - Lavoisier.

- Ebrahimi-Birang, N., and Fredlund, D.G., 2013. The residual-state condition and permeability function: paper 344. Geo Montréal 2013.
- Eching, S.O., and J. W. Hopmans, 1993. Optimization of hydraulic functions from transient outflow and soil water pressure data: *Soil Science Society America Journal*, vol. 57(5), 1167–1175.
- Edlefsen, N.E., and Anderson, A.B.C., 1943. Thermodynamics of Soil Moisture. *Hilgardia*, vol. 15, . 31-298.
- Elberling, B. 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxydation in frozen mine tailings. *Cold Regions Science and Technology*, 41, 121-133.
- Elberling, B., and Nicholson, R.V., 1996. Field determination of sulphide oxydation rates in mine tailings: *Water Resources Research*, vol. 32(6), 1773–1784.
- Elberling, B., Nicholson, R.V., and David, D.J. 1993. Field evaluation of sulphide oxidation rates. *Nordic Hydrology*, vol. 24(5), 323-338.
- Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J., and Tibble, P. 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates , a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, 375-383.
- El-Farhan, Y.H., Petersen, L.W., Rolston, D.E., and et Glauz, R.D., 1992. “Analytical solution for two-region diffusion with two well-mixed end chambers:” *Soil Science Society of America Journal*, vol. 60, 1667–1704.
- EPA, 2002. The QTRACER2 Program for Tracer-Breakthrough Curve Analysis forTracerTests in Karstic Aquifers and Other Hydrologic Systems.United States Office of Research and EPA/600/R-02/001 Environmental Protection Development May 2002 Agency.
- Evangelou, V.P., and Zhang, Y.L., 1995. A review , pyrite-oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention: *Environmental Science and Technology, Critical Report*, p. 141–199.

- Eymard, R., Gallou, T. et Herbin, R. 2000. Finite volume methods, in Handbook of Numerical Analysis, P. G. Ciarlet and J. L. Lions, eds., North-Holland, Amsterdam, pp. 713-1020.
- Fala, O. 2002. Étude des écoulements non saturés dans les haldes à stériles à l'aide de simulations numériques. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Génie Minéral, Dépt. CGM, École Polytechnique de Montréal, 295p.
- Fala, O. 2008. Analyses des conditions d'écoulement non saturés dans les haldes à stériles. Doctoral Thesis, Département de Génie Civil Géologique et des Mines, Ecole Polytechnique de Montréal, QC.
- Fiès, J.C., N. De Louvigny, A., and Chanzy, A., 2002. The role of stones in soil water retention: Soil Science, vol. 53, 95–104.
- Fredlund, D., and Xing, A., 1994. Equations for the soil-water characteristic curve: Canadian Geotechnical Journal, vol. 31, 521–532.
- Fredlund, D.-G., and Rahardjo, R., 1993. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. À Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, R., and Fredlund, M.D., 2012. Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. John Wiley & Sons.
- Fredlung, D.G., Xing, A., and Huang, S., 1994. Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve: Canadian Geotechnical Journal, vol.123, 1118–1126.
- Freeze, R. et Cherry, J. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall of Canada, Toronto.
- Gamache-Rochette, A., 2004. Une étude de caractérisation en laboratoire et sur le terrain des écoulements de l'eau dans les roches stériles. Mémoire de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.

- Gardner, W., 1958. Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table: *Soil Science*, vol. 85, p. 228–232.
- Garges, J.A., and Baehr, A.L., 1998. The curves to determine the relative importance of advection and dispersion for solute and vapor transport: *Ground water*, vol. 36(6).
- GeoSlope Int. 2007. *Vadose/W User's Manual, Third Edition*. Copyright 1991-2005. Geo- Slope Ltd. Calgary, Alberta, Canada.
- Germain, D., Tassé, N., and Cyr, J., 2003. "Treatment of acid mine effluents using a wood- waste caver." *Sudbury 2003 Mining and the Environment*, Sudbury, Canada.
- Gillham, R.W., 1984. The capillary fringe and its effects on the water-table response: *Journal of Hydrology*, vol. 67, 307–324.
- Godunov, S., et V. Ryabenki, V. S. *Introduction to the theory of difference schemes*, Fizmatgiz, 1962.
- Golder Associés Ltée, 2014. Étude sur l'augmentation de la capacité du parc à résidus de la mine LaRonde. Rapport de conception numéro 005-13-1221-0012-Rev 0. Février 2014.
- Golder Associés Ltée, 2012. Plan de restauration de la mine LaRonde. Mise à jour 2012. Rapport numéro 001-12-1221-0013-RF-Rev 0. Novembre 2012.
- Golder Associés, 2008. Revue du plan de déposition dans le parc à résidus, division Laronde. Rapport 07-1221-0042. Mars 2008.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Martin, V., 2007. An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. ICAST'07, 10-12 December 2007, Ghana.

- Gosselin, M. 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Mémoire de maîtrise, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, 216p.
- Gray, J.E., Meier, A.L., O'Leary, R.M., Outwater, C., and Theodorakos, P., 1996. Environmental geochemistry of mercury deposits in south western Alaska – mercury contents in fish, stream-sediment, & stream-water samples: In U.S. Geological Survey Bulletin, vol. 2152, p. 17–29.
- Green, W., and Ampt, G., 1911. Studies on soil physics. The flow of air and water through soils: Journal of Agricultural Science, vol. 4, 1–24.
- Green, T.R., L.R. Ahuja, and J.G.B., 2003. Geoderma: Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties., vol. 116, p. 3–27.
- Green R.E., Corey J.C. (1971). Calculation of hydraulic conductivity , a further evaluation of some predictive methods. Soil Science Society of America Proceedings, vol. 35, 3-8.
- Gutierrez, J.J., and Vallejo, L.E., 2013. Laboratory Experiments on the Hydraulic Conductivity of Sands with Dispersed Rock Particles: Geotechnical and Geological Engineering, vol. 31, (4), 1405–1410.
- Haverkamp, R., Bouraoui, F., Zammit, C., and Angulo-Jaramillo, R., 1999. Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone. In The handbook of groundwater engineering. Edited by J.W. Delleur, CRC Press, New York. 5.1–5.47.
- Haverkamp, R., and Parlange, J.-Y., 1986. Predicting the water retention curve from particle size distribution: Sandy soils without organic matter: Soil Science, vol. 142, 325–339.
- Hazen, A., 1911. Discussion of dams on sand foundation, transactions: American Science of civil Engineering, vol. 73, 199–203.

- Hernandez, M.A., 2007. Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée. Mémoire de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Hill, R.J., and Koch, D.L., 2002. The transition from steady to weakly turbulent flow in a close-packed ordered array of spheres: *Journal of Fluid Mechanics*, vol. 465, 59–97.
- Hillel, D., 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press.
- Hillel, D., 1980. *Fundamentals of soil physics*. Academic Press Inc., New York, 413 p.
- Hilhorst, M. A., and C. Dirksen, C. (1994). Dielectric water content sensors : Time Domain versus frequency domain. P. 23-33. In proc., symposium on TDR IN Environmental , Infrastructure and Mining Applications. Northwestern univ., Evanston , IL. Sept. 1994. Special Publication SP 19-94.U.S. Dep. of Interior Bureau of Mines, U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Horton, R., 1940, Approach toward a physical interpretation of infiltration capacity: *Science Society of America*, vol. 5, 399–417.
- Huang, K., Wan, J.W., Chen, C.X., He, L.Q., Mei, W.B., and Zhang, M., 2013. Experimental investigation on water flow in cubic arrays of spheres: *Journal of Hydrology*, vol. 492, 61–68.
- Huang M, Barbour SL, Elshorbagy AA, Zettl JD, Si BC. 2011. Infiltration and drainage processes in multi-layered coarse soils. *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 91(2): 77-81
- Hudson, D.B., Young, M.H., Wierenga, P.J., and Hills, R.H., 1991. Transient method for estimating soil water parameters of unsaturated soil cores: In *Agronomy Abstracts*. ASA, Madison, WI, p. 221.
- Humber, A.J. 1995. Separation of sulphide minerals from mill tailings. *Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment*, Ed. Hynes T.P. & Blanchette M.C., Sudbury, Ontario, vol.1, p.149-158.

- Huyakorn, P.S., and Pinder, G., 1983. Computational methods in subsurface flow. Academic press inc., San Diego, USA.
- Huyakorn, P.S., E.P. Springer, V. Guvanasen, and T.D. Wadsworth. 1986. A three-dimensional finite-element model for simulating water flow in variably saturated porous media. *Water Resources Research* 22, no.13: 1790-1808.
- Intissar, R. 2009. Apport des méthodes électriques à la détermination de la structure interne d'une halde à stériles. Mémoire de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Jambor, J.L., 1994. Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, Jambor J.L., Blowes, D.W. (eds.): Mineralogical Association of Canada., vol. Special , p. 59–102.
- Käss, W. 1998. Tracing technique in geohydrology. Balkema, Rotterdam.
- Keith, C.N., and Vaughan, D.J., 2000. Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock mine drainage. In *Environmental Mineralogy , Microbial Interactions, Anthropogenic Influences, Contaminated Land and Waste Management: The Mineralogical Society, Series 9*, 117–140.
- Kim, H., and Benson, C.H., 2004. Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste: *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 71, 193–218.
- Klauder, W.S., 2010. Experimentelle Untersuchung der Anströmung von Vertikalfilterbrunnen. Universität Aachen -Germany, Aachen.
- Kleinmann, R.L.P., Crera, D., and Pacelli, R.R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation: *Mining Engineering*, vol. 33, 300–306.

- Klute, A., and Dirksen, C., 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In *Methods of Soil Analysis, Part 1, 2nd edition, Agronomy 9-1*, A. Klute and R.C. Dinauer editors: American Society of Agronomy, Madison, 687–734.
- Kool, J.B., and Parker, J.C., 1988. Analysis of the inverse problem for transient unsaturated flow: *Water Resource Research*, vol. 24(6), 817–830.
- Kool, J.B., Parker, J.C., and van Genuchten, M.T., 1985. Determining soil hydraulic properties from one-step outflow experiments by parameter estimation: II. Experimental studies: *Soil Science Society America Journal*, vol. 49, 354–1359.
- Kovacs, G., 1981. *Seepage hydraulics*. Elsevier.
- Lawrence, R.W., and Scheske, M., 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes: *Environmental Geology*, vol. 32(2), 100–106.
- Lazrag, T., Kacem, M., Dubujet, P., J.Sghaier, and Bellagi, A., 2012. Détermination des propriétés hydrauliques non saturées à partir d'un essai de drainage gravitaire. XXe Rencontres Universitaires de Génie Civil. Chambéry, 6 au 8 juin 2012.
- Lehner, S., Savage, K., Ciobanu, M., and Cliffel, D.E. 2007. The effect of As, Co, and Ni impurities on pyrite oxidation kinetics. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 71, 2491-2509.
- Lee Black, D., McQuay, M.Q., and Bonin, M.P., 1996. Laser-based techniques for particle-size measurement: A review of sizing methods and their industrial applications: *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 22(3), 267–306.
- Leong, E.-C., Tripathy, S., and Rahardjo, H., 2004. A modified pressure plate apparatus: *Geotechnical Testing Journal*, vol. 27, 322–331.
- Leong, E. C. et Rahardjo, H., 1997. Permeability functions for unsaturated soils: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, 533–546.

- Lessard, G., 2011. Essais d'infiltration sur la halde à stériles Petit-Pas de la mine Tio, Havre- St-Pierre. Rapport de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Levasseur, S., Malecot, Y., Boulon, M., Falvigny, E. 2009. Statistical inverse analysis based on genetic algorithm and principal component analysis: Method and developments using synthetic data: *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, vol. 33(12), 1485–1511.
- Levenspeil, O., 1972. *Chemical Reaction Engineering*, J. Wiley, New York.
- Lundgren, T., 2001. The dynamics of oxygen transport into soil covered mining waste deposits in Sweden: *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 74, 163–173.
- Malvern Instruments ,1997. Getting started. Manuel d'utilisation du Malvern S, 2.4-2.7.
- Meddahi, M. El., Mallants, D., Badji, M., Feyen J. et Vereecken, H. 1992. Utilisation de l'expérience de drainage a pas de pressions multiples pour la détermination des fonctions hydrauliques du sol par la méthode inverse. Présentation et évaluation de la méthode : *Cah. Orstom, ser. Pedol. n°2*, p.263–283.
- Malicki, M. 1993. A capacity meter for the investigation of the moisture dynamics. *Zesty problemowe postepow Naerk Rolmiczych*, p. 201-214.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Plante, B., and Cyr, J., 2011. Tracer tests to evaluate hydraulic residence time in limestone drains: Case study of the Lorraine site, Latulipe, Que'bec, Canada: *International Journal of Mining Reclamation and Environment*, vol.00(0), 1–17.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Wilson, W.G., 2007. Instrumentation and monitoring techniques for oxygen barrier covers used to control acid mine drainage. Paper presented at the Mining Industry Conference, CIM, Montréal CD-rom.

- Marceau, D., 2007. «6MIG905, Méthode des éléments finis» Université du Québec à Chicoutimi.
- Marshall, T.J. 1959. The diffusion of gases through porous media. *J. Soil Sci.* 10:79–82.
- 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*, vol. 48: 878-890.
- Mbonimpa, M., and Aubertin, M., 2002c. Mouvement des gaz en milieu poreux partiellement saturés. Rapport EPM-RT-03-04, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., and Bussière, B., 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40(5), 916–932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., and Bussière, B., 2002a. Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials. Rapport EPM-RT-2002-04, École polytechnique de Montréal, 55 pages.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., and Bussière, B., 2006. Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovacs (MK) model and statistical models: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 43(8), 773–787.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., and Bussière, B., 2002b. Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity: *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 20, 235–259.
- Mbonimpa, M., Cissokho, F., Bussière, B., Maqsoud, A., and Aubertin, M., 2008. A numerical study of oxygen flux through inclined covers with capillary barrier effects. In *Proceedings of GeoEdmonton '08, 61th Canadian Geotechnical and 9th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences*, September 21-24, (2008), Edmonton, AB.
- McCarthy, D.F., 2007. *Essentials of soil mechanics and foundations: basic geotechnics*. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Prentice Hall.

- McMullen, J., Firlotte, R., Knapp, R., and Aubertin, M., 1997. Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation-Conceptual to Construction. In Proceedings of the 29th Annual Canadian Mineral Processing (CMP) Operators Conference, Ottawa, p. 274-292.
- Mehl, S.W. 2006. Use of Picard and Newton iteration for solving nonlinear ground water flow equations. *Ground Water* 44, no. 4: 583- 594.
- MEND 2001. Mine environment neutral drainage (MEND) manual, Vol. 4. Prevention and Control, MEND 5.4.2d, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), Canada.
- MEND, 2004. Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings, Report 2.21.4. Edited by O’Kane Consultants Inc. Natural Resources Canada.
- MEND, 2007. Macro-scale cover design and performance monitoring manual. Report 2.21.5. Edited by O’Kane Consultants Inc. Natural Resources Canada, Ottawa.
- Mermillod-Blondin, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bussière, B., Aubertin, M., Kongolo, M., De Donato, P. 2005. La désulfuration environnementale pour une gestion intégrée des résidus générateurs de DMA. Proceedings Symposium sur l'Environnement et les mines, Rouyn-Noranda, 14-16 mai 2005, 30p. CIM.
- Mhaguen, N., 2011. Développement de modèles dynamiques de prédiction de la tension critique de contournement des isolateurs recouverts de glace basés sur la méthode des éléments finis. Chicoutimi, Québec, Université du Québec à Chicoutimi. Mémoire de maîtrise en ingénierie.
- Milanovic, P.T. 1987. Karst hydrology, water resources publication, Littleton, Co, 434 pp.
- Miller, S.D., Jeffery, J.J. et Wong, J.W.C. 1991. Use and misuse of the acidbase account for "AMD" prediction. *Proc. of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*. Montreal, Canada. 3,489-506.
- Millington, R. J. and Quirk, J. M., 1961, "Permeability of Porous Solids," Transactions of the Faraday Society, vol. 57, 1200–1207.

- Millington, R.J., and R.C. Shearer. 1971. Diffusion in aggregated porous media. *Soil Sci.* 111:372–378.
- Miyazaki, T., 2006. *Water Flux in Soils*. Published by CRC Press.
- Miyazaki, T. 1992. *Water flow in soils*. 2nd ed. Taylor & Francis, Boca Raton Fla.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., and Benzaazoua, M. 2008. Geochemical transport modeling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, vol. 23, 1-24.
- Morel-Seytoux, H.J. (1992). L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. *Hydrologie continentale*, vol. 7 : 117-128.
- Morin, K.A., & Hutt, N.M., 1997. *Environmental Geochemistry of Mine site Drainage, Practical Theory and Case Studies*. MDAG Publishing, 333p.
- Morris, C.E., Stormont, J.C. 1997. Capillary barriers and subtile covers: estimating equivalency. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 123: 3-10.
- Mosé, R., Ackerer, Ph., Siegel, P., Chavent, G. 1994. Application of the mixed hybrid finite element approximation in a groundwater flow model : Luxury or necessity? *Water Resources Research*, Vol. 30, pp. 3001-3012, 1994.
- Moutsopoulos, K.N., 2009. Exact and approximate analytical solutions for unsteady fully developed turbulent flow in porous media and fractures for time dependent boundary conditions: *Journal of Hydrology*, vol. 369(1-2), 78–89.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media.: *Water Resources Research.*, vol. 12, 513–522.
- Mualem, Y., 1986. Hydraulic conductivity of unsaturated soils: Prediction and formulas. *Methods of Soil Analysis*, Pan 1, 2dition, A. Klrete (ed.), Agronomy Monograph. No. 9, ASA and SSSA, Madison, WT, 799-823.

- Musy, A.&, and Soutter., M., 1991. *Physique du sol*. Lausanne, Suisse. Presses Polytechniques et Universitaires Romande.
- Nastev, M., Aubertin, M. 2000. « Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec ». 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, Québec, p. 311-318.
- Neuman, S.P., 1973. Saturated-unsaturated seepage by finite elements: journal of hydraulic division of american society of civil engineers, vol. 99, 2233–2250.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., and Reardon, E.J., 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers: Canadian Geotechnical Journal, vol. 26, 1–8.
- Nicholson, R.V., and Scharer, J.M., 1994. Pyrrhotite oxidation kinetics. In *The Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation.*, in American Chemical Society Symposium, Ser., 550, 14–30.
- Nicholson, R.V. (1994). Chapter 6 , Iron-sulfide oxidation mechanisms , Laboratory studies. *In Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor*, 164-183.
- Nordstrom, D.K., 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters: International Geology Review, vol. 42, 499–515.
- Nordstrom, D.K., and Alpers, C.N., 1999. Geochemistry of acid mine waters. In *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits , Part A , Processes, Techniques, & Health Issues. Reviews in Economic Geology*: vol. 6A, 133–157.
- O’Kane, M., Wilson, G. W., Barbour, L. 1998. Instrumentation and monitoring of a engineered soil cover system for mine waste rock. Canadian Geotechnical Journal, vol. 35 : 828-845.

- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G.J., and Bussière, B. 2005. An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings. *In Proceedings of Geosask(2005), 58th Canadian Geotechnical conference and 6th Joint IAH-CNC, (2005), Saskatoon, SK.*
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, Zagury, G., and Bussière, B. 2006. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings , a laboratory and numerical modelling study. *In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 1473-1482, March 26-30, (2006), St. Louis, MI.*
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., and Bussière, B. 2007. Predicting the performance of an elevated water table for preventing acid mine drainage. *In Proceedings of the 60th Canadian Geotechnical Conference and the 8th joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, 1470-1477, (2007), Ottawa, ON.*
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., and Zagury, G.J. 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air and Soil Pollution* 213, 437–458.
- Pabst, T., 2011. Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrement placé sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de doctorat. Département de génie civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Panfilov, M., and Fourar, M., 2006. Physical splitting of non-linear effects in high-velocity stable flow through porous media: *Advanced Water Resources*, vol. 29(1), 30–41.
- Paniconi, C., and M. Putti. 1994. A comparison of Picard and Newton iterations in the numerical solution of multidimensional variably saturated flow problems. *Water Resources Research* 30, no. 12: 3357- 3374.
- Parlange, J.Y., Haverkamp, R., & Touma, J. 1985. Infiltration under ponded conditions , I. Optimal analytical solution and comparison with experimental observations. *Soil Science*, vol. 139, 305-311.

- Parlange, J.-Y., Lisle, I.G., Braddock, R.D., and Smith, R.E., 1982. The three parameter infiltration equation: *Soil Science*, vol. 133, 337–341.
- Parlange, J.-Y. 1976. Capillary hysteresis and the relationship between drying and wetting curves. *Water Resources Research*, vol. 12(2), 224-228.
- Peppas, A., Komnitsas, K., and Halikia, I., 2000. “Use of organic covers for acid mine drainage control:” *Mineral Engineering*, vol. 13(5), 563.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. 2014. Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. *GeoRegina 2014*, paper 247.
- Peregoedova, A., Aubertin, M., and Bussière, B. 2013. Laboratory measurement and prediction of the saturated hydraulic conductivity of mine waste rock. *Geomontreal 2013*, paper 165.
- Peregoedova, A., 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. *Ecole Polytechnique de Montréal*.
- Perkins, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C., and Mycroft, J., 1995. Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Report 1.42.1, *Mine Environment Neutral Drainage (MEND)*.
- Pfannkuch, H., 1962. Contribution à l'étude des déplacements du fluide miscible dans un milieu poreux: *Revue Institut Français de Petrole* vol. 18(2), 215–270.
- Philip, J., 1957. The theory of infiltration: The infiltration equation and its solution: *Soil Science*, vol. 83, 345–357.
- Plante, B., 2012. Note de cours Hydrogéochimie environnemental dans un contexte minier (GNM 1017), UQAT.
- Plumlee, G.S., 1999. The environmental geology of mineral deposits. Processes, Techniques and Health Issues. *Reviews in Economic: In The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, Part A, vol. 6A, 71-116.

- Pratt, A.R., Nesbitt, H.W., and Muir, I.J., 1994. Generation of acids from mine waste oxidative leaching of pyrrhotite in dilute H₂SO₄ solutions at pH 3,0 : *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol. 58, 5147–5159.
- Quiot, F. 2008. Recommandations relatives au choix entre modèle analytique et numérique dans le cadre de l'étude du transfert des polluants dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude Numéro DRC-08-86031-00620A du 31/01/2008.
- Rahardjo H, Santoso VA, Leong EC, Ng YS, Hua CJ. 2012. Performance of an instrumented slope covered by a capillary barrier system. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 138(4): 481-490.
- Rey, N., 2013. Étude expérimentale de la percolation de particules fines des résidus de concentrateur à l'intérieur des stériles miniers. Rapport de stage UQAT.
- Rey, N., Demers I., Bussière, B. 2014. Experimental study of tailings percolation into waste rock. *GeoRegina 2014*, paper 218.
- Ricard, J.F., 1994. Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC.
- Ricard, J.F., Aubertin, M., Firlotte, F.W., Knapp, R., and McMullen, J., 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Qc. In *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, B.C., 31 May – 6 June (1997), 4, p. 1515–1530.
- Ricard, J.F., Aubertin, M., McMullen, J., Pelletier, P., and Poirier, P., 1999. Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. In *Proceedings of Sudbury'99, Mining and the Environment*, vol. 1, p.155-164.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums, *Journal of Applied Physics*, vol.1, 318–333.

- Rimstidt, J. D. et Vaughan, D.J. 2003. "Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism". *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67 (5), 873-880.
- Ritcey, G.M., 1989. Tailings Management: New York.
- Rietveld, H. M., 1993. Chapter 2. The Rietveld method, R.A. Young, Oxford University Press, Oxford.
- Ritchie, A.I.M., 1994. The waste-rock environment. Chapter 5, The waste-rock environment. In Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. Edited by D.W. Blowes and J.L.Jambor.
- Robinson, M., and Dean, T. J. 1993. Measurement of near surface soil water content using a capacitance probe. *Hydrological processes*, vol. 7, 77-86.
- Rolston, D.E., 1986. "Gas diffusivity." *Methods of soil analysis, Part 1: Physical and mineralogical methods*,: A. Klute, ed., Am. So. Agron - Soil Sc. So., Madison, 1089-1102.
- Ross, B., 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*. vol. 28(10): 2625-2629.
- Ross, P. J., and J.-Y. Parlange. 1994. Comparing exact and numerical solutions of Richards equation for one-dimensional infiltration and drainage, *Soil Sci.*, 157, 341-344.
- Salehi, R., 2003. An empirical study on hydraulic conductivity for turbulent flow through porous media. M.Sc. Thesis. Department of Irrigation and Reclamation, University of Tehran, Tehran, Iran.
- Santamarina, J.C., and Fratta, D., 2005. *Discrete Signals and Inverse Problems*. Wiley, New York.
- Sauty, J.P., 1978. Identification des paramètres du transport hydrodispersifs dans les aquifères par interprétation de tracage en écoulement cylindrique convergent ou divergent: Texte à paraître dans *Journal of hydrology*.

- Sauty, J. 1980. An analysis of hydrodispersive transfer in aquifers. *Water Resources Research*, 16(1), 145-158.
- Sedghi-Asl, M., Rahimi, H., and Reza, S., 2013. Non-Darcy Flow of Water Through a Packed Column Test: Springer Science+Business Media Dordrecht Transp Porous Med, vol. 101, 215–227.
- Segerling, L. S. 1985. Applied Finite Element Analysis, John Wiley and Son, New York.
- Shackelford, C.D., and Benson, C.H., 2006. Selected factors affecting water-balance predictions for alternative covers using unsaturated flow models. In Proceedings of GeoCongress (2006), Geotechnical Engineering in the Information Technology Age, (2006).
- Shackelford, C.D., Chang, C.K., and Chiu, T.F. 1994. The capillary barrier effect in unsaturated flow through soil barriers. In Proceedings of the 1st International Conference in Environmental Geotechnics, Edmonton, Alta. p. 789–793.
- Shafiee, A., 2008. Permeability of compacted granule-clay mixtures: Engineering Geology, vol. 97, 199–208.
- Shakoor, A., and Cook, B., 1990. The effect of stone content, size, and shape on the engineering properties of a compacted silty clay: Bull Assoc Engineering Geology, vol. 27(2), 245–253.
- Shelley, T., and Daniel, D., 1993. Effect of gravel on hydraulic conductivity of compacted soil liners: Journal of Geotechnical Engineering, vol. ASCE 119(1), 54–68.
- Shepherd, R.G., 1989. Correlations of permeability and grain size: Ground water, vol. 27(5), 633–638.
- Simunek, J.R., Jaramillo, R.A., Schaap, M.G., Vandervaere, J.P., and van Genuchten, M.T., 1998. Using an inverse method to estimate the hydraulic properties of crusted soils from tension disc infiltrometer data: Geoderma, vol. 86, 61–81.

- Šimůnek, J., M. Šejna, H. Saito, M. Sakai, and van Genuchten M. Th., 2013. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Version 4.16. Département of Environmental Sciences. University of California Riverside. Riverside, California.
- Singh, D.N., and Kuriyan, S.J., 2003. Estimation of unsaturated hydraulic conductivity using soil suction measurements obtained by an insertion tensiometer: Canadian Geotechnical Journal, vol. 40, 476–483.
- Sjoberg Dobchuck, B., Wilson, G.W., & Aubertin, M. 2003. Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. In Proceedings of the International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (2003), July 14-17, (2003), Cairns, Australia.
- Sjoberg Dobchuk, B. 2002. "Evaluation of the effectiveness of a desulphurized tailings cover at Detour Lake mine," Master of Science, University of Saskatoon, Saskatoon.
- Sjoberg, B., Wilson, G.W., & Aubertin, M. 2001. Field and laboratory characterization of desulphurized tailings cover system. In Proceedings of the 54th Canadian Geotechnical Conference, September 16-19, (2001), Calgary, AB.
- Smith, R., 1972. The infiltration envelope: Results from a theoretical infiltrometer: Journal of Hydrology, vol. 17, 1–21.
- Smith, L., Neuner, M., Gupton, M., Moore, M., Bailey, B., Blows, D., and et Segeo, D., 2009. Diavik waste rock project: from the laboratory to the Canadian Arctic. Proceedings of the 8th International Conference on Acid Rock Drainage, June 22-26, Skellefteå, Sweden.
- Song, Q., and Yanful, E., 2008. Monitoring and modeling of sand-bentonite cover for ARD mitigation: Water Air and Soil Pollution, vol. 190, 65–85.
- 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.

- Stannard, D.I., 1999. Tensiometers-Theory, construction and use. In Ground water and vadose zone Monitoring, ASTM STP 1053, D. M. Neilson and A.I. Johson, Eds., ASTM, Philadelphia, PA, p. 34-51.
- Stantec Consulting LTD 2004. Priority assessment of metal leaching in neutral drainage. Draft report submitted to MEND Initiative, CANMET, Ref. 631-22996, July 2004.
- Stormont JC, Morris CE. 1998. Method to estimate water storage capacity of capillary barriers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 124(4): 297-302.
- Stormont JC. 1996. The effectiveness of two capillary barriers on a 10% slope. *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 14: 243-267.
- Stormont J, Anderson C. 1999. Capillary barrier effect from underlying coarse-grained soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, vol. 125(8): 641-688.
- Tarantino, A., Ridley, A.M., and Toll, D.G., 2008. Field measurement of suction, water content, and water permeability. *Geotechnical and Geological Engineering*, vol. 26 (6). 751-782. ISSN 0960-3182.
- Taylor, D.W., 1948. *Fundamentals of Soil Mechanics*. New York: Wiley.
- Taylor, J.C. et Hinczak, I., 2001. *Rietveld Made Easy : A Practical Guide to the Understanding of Method and Successful Phase Quantifications*, 201p.
- Tokunaga, T.K., J. Wan, A., and Olson, K.R., 2002. Saturation-matric potential relations in gravel: *Water Resources Research*, vol. 38, 1214.
- Tokunaga, T.K., K.R. Olson, A., and Wan, J.M., 2003. Moisture characteristics of Hanford gravels: Bulk, grain-surface, and intragranular components: *Vadose Zone Journal*, vol. 2, 322–329.
- Toorman, A.F., Wierenga, P.J., and Hills, R.G., 1992. Parameter estimation of hydraulic properties from one-step outflow data: *Water Resources. Research*, vol. 28(2), 3021–3028.

- To-Viet, N., Min, T.-K., and Shin, H., 2013. Using inverse analysis to estimate hydraulic properties of unsaturated sand from one-dimensional outflow experiments: *Engineering Geology*, vol. ENGEO 3639.
- Unger, P.W., 1971. Soil profile gravel layers: I. Effect on water storage, distribution, and evaporation: *Soil Sci. Soc. Am. Proc*, vol. 35, p. 631–634.
- Vallejo, L., and Zhou, Y., 1994. Discussion of: effect of gravel on hydraulic conductivity of compacted soil liners: *Journal Geotechnical Engineering*, vol. ASCE 120(5), 935–937.
- Van Genuchten, M., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America*: vol. 44, 892–898.
- Van Genuchten, M.T., Kaveh, F., Russel, W.B., and and Yates, S., 1989. Direct and indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. In *Land Qualities in Space and Time*: J. Bouma and A.K. Bregt editors, p. 61-73, PUDOC, Wageningen.
- Van Genuchten, M., Leij, F., and Yates, S., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/2-91/065.
- Van Dam, J.C., Stricker, J.N.M., and Verhoef, A., 1992. Inverse method for determining soil hydraulic functions from one-step outflow experiments: *Soil Science Society of America Journal*, vol. 56, 1042–1050.
- Vauclin, M.&, and Vachaud, G., 1984. Transferts hydriques dans les sols non saturés, non homogènes. *Annales des mines, Ecoulement dans les milieux poreux ou fissurés*, n°5-6, 63-74.
- Verbist, K.M.J., W.M. Cornelis, S., Torfs, A., and Gabriels, D., 2013. Comparing methods to determine hydraulic conductivities on stony soils: *Soil Science Society America of Journal*, vol. 77, 25–42.

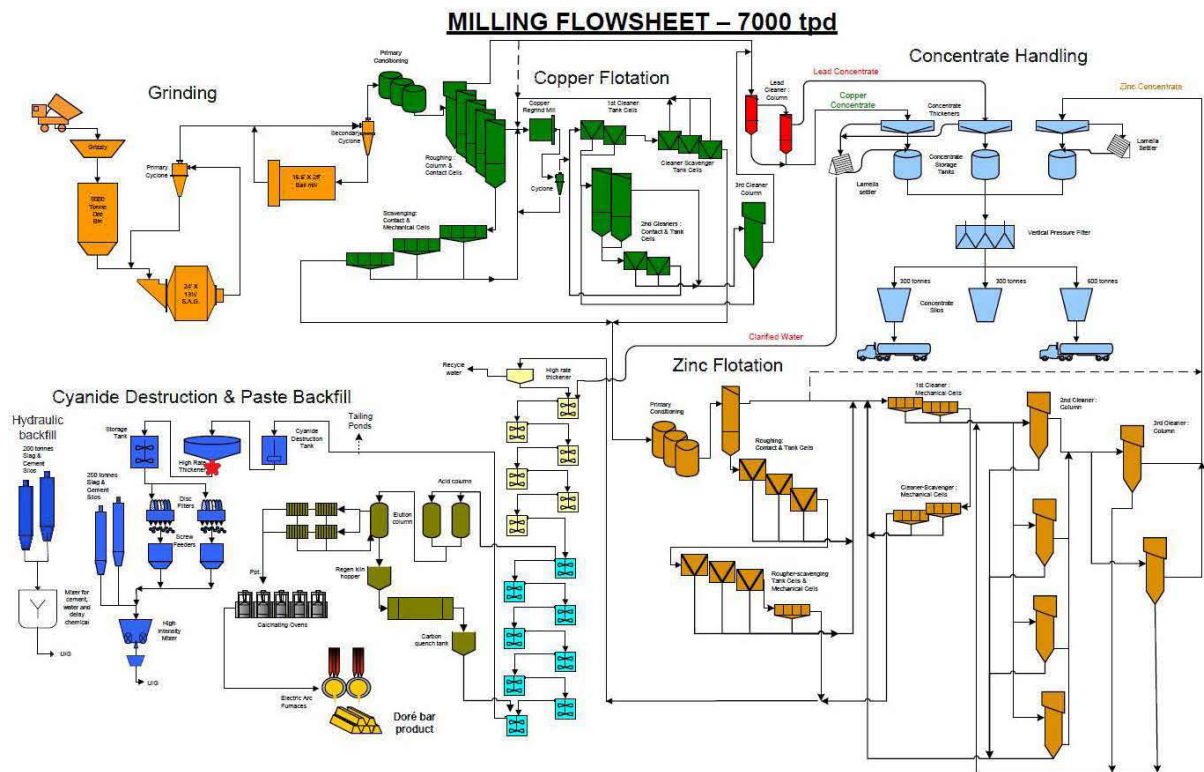
- Vick, S.G. 1990. Risk-based approach to seismic stability and inundation hazard for upstream tailings dams. International Symposium on Safety and Rehabilitation of Tailings Dams, Sydney. ICOLD. p.53-62.
- Vick, S.G., 1983. Planning, Design and Analysis of Tailings Dams. John Wiley & Sons.
- Vitaly, A.Z., Wang, T., Nieber, J.L., and Simunek, J., 2007. Verification of numerical solutions of the Richards equation using a traveling wave solution: *Advances in Water Resources*, vol. 30, 1973–1980.
- Weeks, B., & Wilson, G.W. 2005. Variations in moisture content for a soil cover over a 10 yearperiod. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 42, 1615-1630.
- Williams, D.J., Currey, N.A., Ritchie, P.J., 2003. Kidston waste rock dump designer and “store and release” cover system seven years on. *Proceeding of 6th International Conference on Acid Rock Drainage*, Cairns, Australia, 14-17 July 2003: p. 419-426.
- Williams, G.P., Gold, L.W. (1977). Les températures du sol. *Digest de la Construction au Canada*, CBD-180F, 1977-1982, p. 5.
- Wilson, G.W. 1990. Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems. DoctoralThesis, Department of Civil Engineering, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., & Barbour, S.L. 1994. Coupled soil-atmosphere modeling forsoil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 31, 151-161.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., & Barbour, S.L. 1997. The effect of soil suction on evaporativefluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 34, 145-155.
- Yanful, E.K., Mousavi, S.M., & De Souza, L.P. (2006). A numerical study of soil cover performance. *Journal of Environmental Management*, vol. 81, 72-92.

- Yanful, E.K., Simms, P.H., & Payant, S.C. 1999. Soil covers for controlling acid generation in mine tailing , a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 114, 347-375.
- Yanful, E.K., 1993. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings: *ASCE Journal of Geotechnical Engineering*, vol. 119, 1207–1228.
- Yanful, E.K. 1991a. Engeneering soil covers for reactive tailings management : Theoretical concepts and laboratory development. *Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides*, Montréal, 1, p.461-485.
- Yanful, E.K. 1991b. Development of laboratory methodology for evaluating the effectiveness of reative tailings covers. Final report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Quebec).
- Yang, H., Rhardjo, H., Wibawa, B., and Leong, E., 2004. A soil column apparatus for laboratory infiltration study: *Geotechnical Testing Journal.*, vol. 27(4), 347– 355.
- Yang, H; Rahardjo, H; Leong EC, Fredlund DG. 2004. A study of infiltration on three sand capillary barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 41(4): 629-643.
- Yeh, T.C., Guzman, A., Srivastava, R., and Gagnard, P.E., 1994. Numerical simulation of the wicking in liner systems: *Ground water*, vol. 32: 2-11.
- Young, R. A. 1995. *The Rietveld Method*, Oxford University Press.
- Zhan, G., Schafer, W., Milczarek, M., Myers, K., Giraud, J., & Espell, R. (2006). The evolutionof evapotranspiration cover systems at barrick goldstrike mines. *In Proceedings of 7th ICARD Conference*, March 26-30, (2006), St. Louis, MO. Published by ASMR, Lexington, KY.
- Zhan, G., Mayer, A.B., McMuller, J., Aubertin, M. (2001). Slope effect study on the capillary cover design for a spent leach pad. *Tailings and mine waste 01*. Fort collins, Colorado.

Zienkiewicz, O.C., Taylor, R.L., 1991. The Finite Element Method. Fourth Edition, vol. 1 & 2, McGraw-Hill.

ANNEXES

**ANNEXE 1A – FLOWSHEET DE L'USINE LARONDE AVEC POINT
D'ÉCHANTILLONNAGE (ÉTOILE ROUGE) ET ÉCHANTILLONNAGE
DES RÉSIDUS ET DE ROCHES STÉRILES**



ANNEXE 1 B : ÉCHANTILLONNAGE DES RÉSIDUS ET DE ROCHES STÉRILES



ANNEXE 2- DÉSULFURATION DES RÉSIDUS AU CFP DE VAL-D'OR



ANNEXE 3 - RÉALISATION DES ESSAIS DE PERMÉABILITÉS DES RÉSIDUS EN CELLULE TRIAXIALE ET AU PERMÉAMÈTRE STANDARD

Étapes de réalisation de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale :

- 1) L'échantillon est moulé avec le moule métallique fendu de diamètre 100 mm et de hauteur 200 mm;
- 2) Préalablement, mettre le système en place sans l'échantillon afin de s'assurer qu'il n'y a aucune fuite au niveau de la cellule, des contrôleurs GDS et des vannes (connexions) et saturer les deux disques poreux en eau dégazée;
- 3) Placer l'échantillon dans la membrane prétrempée en caoutchouc et placer le papier filtre imbibé d'eau sur le disque poreux à la base de l'échantillon et poser le tout sur le piédestal de la cellule triaxiale;
- 4) Placer le papier filtre imbibé et le disque poreux au-dessus de l'échantillon et placer le capuchon supérieur et assembler le corps de la cellule et disposer le tout sur le bâti de la cellule;
- 5) Remplir la cellule avec de l'eau dégazée et vérifier toutes les connexions pour s'assurer de leurs étanchéités;
- 6) Lancer le logiciel GDSLAB à partir du bureau de l'ordinateur et suivre la procédure décrite dans le guide d'utilisation du logiciel.





ANNEXE 4- RÉSULTATS DES ESSAIS DE PERMÉABILITÉ DE STÉRILES MINIERS

N	Essais	Gradient	Charge piezometres			Volume (ml)	Temps (s)	ksat (cm/s)	ksat (cm/s) avec charges piezo		
			Piezo 1	Piezo 2	Piezo 3			charge entrée vs sortie	Piezo 1-2	Piezo 1-3	Piezo 2-3
0-20 mm											
1	CC	1,16	60	45,2	21,7	5000	26	2,72E-01	3,68E-01	2,84E-01	2,32E-01
2	CC	1,16	59,7	44,9	21,7	5000	26	2,72E-01	3,68E-01	2,87E-01	2,35E-01
3	CC	1,16	59	44,8	21,8	5000	27	2,62E-01	3,69E-01	2,82E-01	2,28E-01
4	CC	1,16	60,8	46,4	23,4	5000	26	2,72E-01	3,78E-01	2,91E-01	2,37E-01
5	CC	1,16	60,7	46,2	23,4	5000	25	2,83E-01	3,90E-01	3,04E-01	2,48E-01
6	CC	1,16	60,7	46,2	23,4	5000	26	2,72E-01	3,75E-01	2,92E-01	2,39E-01
7	CC	1,16	60,6	46,2	23,5	5000	26	2,72E-01	3,78E-01	2,93E-01	2,40E-01
8	CC	1,16	60,6	46,2	23,6	5000	26	2,72E-01	3,78E-01	2,94E-01	2,41E-01
9	CC	1,16	60,6	46,2	23,9	5000	25	2,83E-01	3,93E-01	3,09E-01	2,54E-01
10	CC	1,16	60	45,2	21,7	5000	26	2,72E-01	3,68E-01	2,84E-01	2,32E-01
0-37,5 mm											
1	CC	1,31	81,2	66,6	42,2	5000	15	4,72E-01	6,46E-01	4,84E-01	3,87E-01
2	CC	1,31	81	66	42	5000	14	5,06E-01	6,74E-01	5,18E-01	4,21E-01
3	CC	1,31	79,5	64,5	40,5	5000	15	4,72E-01	6,29E-01	4,84E-01	3,93E-01
4	CC	1,31	91	76	52	5000	16	4,42E-01	5,90E-01	4,54E-01	3,69E-01
5	CC	1,31	91,6	76,6	52,6	5000	16	4,42E-01	5,90E-01	4,54E-01	3,69E-01
0-50 mm											
1	CC	1,31	77,4	62,4	38,4	5000	15	4,72E-01	6,29E-01	4,84E-01	3,93E-01
2	CC	1,31	77,4	62,3	38,1	5000	16	4,42E-01	5,86E-01	4,50E-01	3,66E-01
3	CC	1,31	76,2	61,2	37,1	5000	15	4,72E-01	6,29E-01	4,83E-01	3,92E-01
4	CC	1,31	76,3	59,9	38	5000	16	4,42E-01	5,39E-01	4,62E-01	4,04E-01
5	CC	1,31	76,5	61	37,5	5000	15	4,72E-01	6,09E-01	4,84E-01	4,02E-01

ANNEXE 5- INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES SUR LES INSTRUMENTS SÉLECTIONNÉS POUR CE PROJET ET LES COURBES DE CALIBRATION

Information supplémentaire sur les instruments sélectionnés

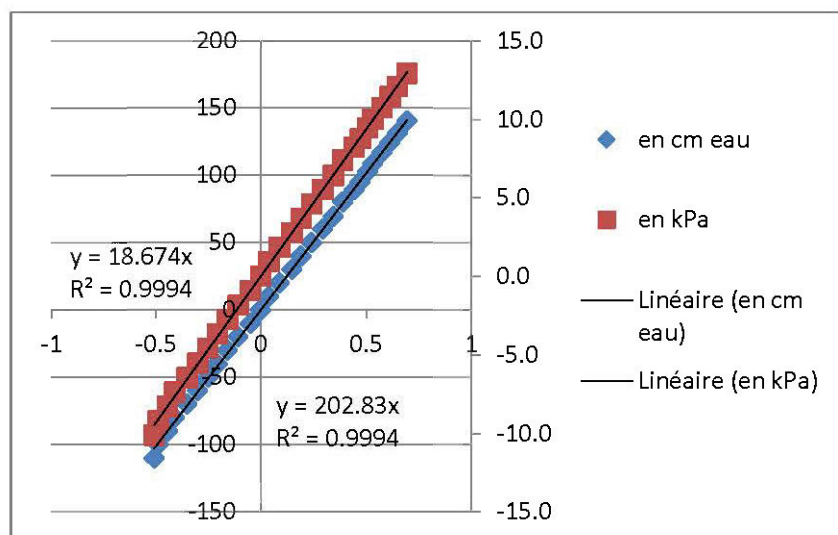
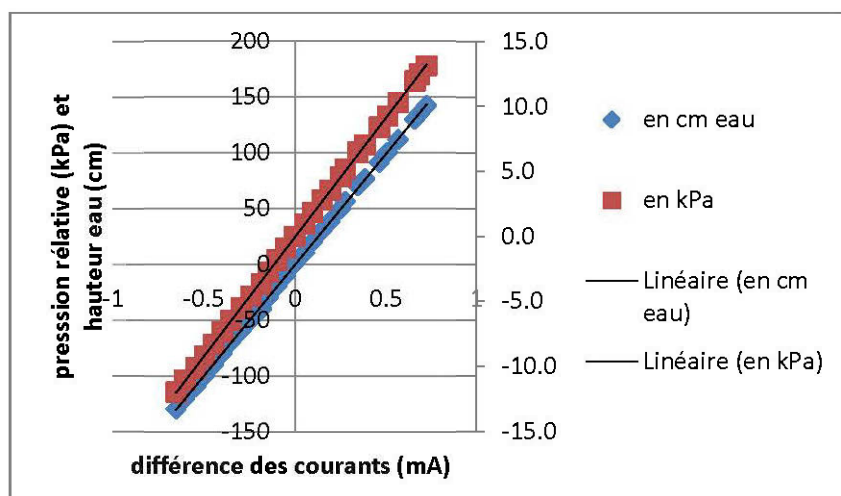
Les sondes EC-5, GS-3 et senseur MPS-2 de Decagon ont été choisies pour mesurer la teneur en eau volumique et la succion dans les résidus et dans les stériles.

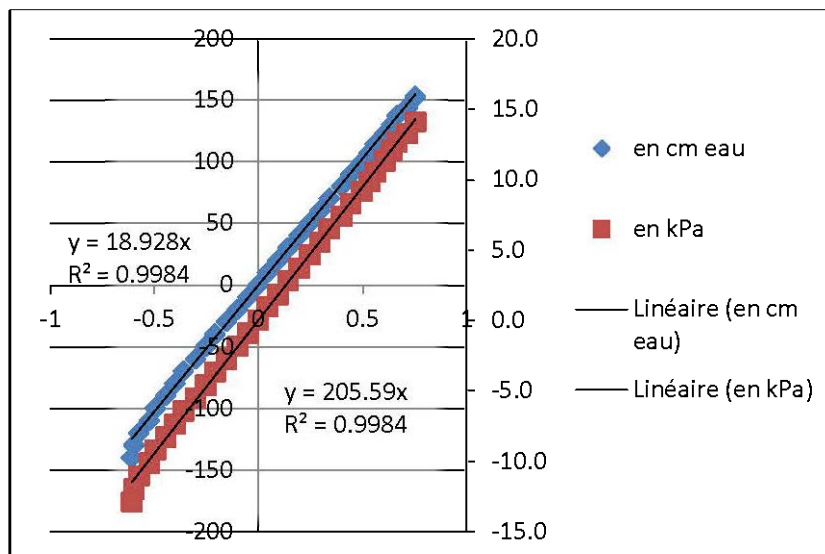
- La sonde EC-5 de Decagon permet de mesurer la teneur en eau volumique en utilisant la technique Frequency Domain (FD). La teneur en eau volumique est déterminée par une onde oscillant à 70 MHz qui mesure la permittivité diélectrique du sol. La sonde donne des valeurs précises à $\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ sur une gamme de 0 à 100 % pour une calibration propre au matériel. Elle peut être utilisée dans un environnement de $-40 \text{ }^\circ\text{C}$ à $60 \text{ }^\circ\text{C}$.
- La sonde GS-3 de Decagon permet de mesurer la teneur en eau volumique, la conductivité électrique et la température. La sonde utilise un champ électromagnétique pour mesurer la constante diélectrique du milieu environnant à partir d'une onde oscillant à 70 MHz. La permittivité diélectrique du sol est alors convertie en teneur en eau volumique à partir de l'équation de calibration du matériel utilisé. La précision, la gamme des mesures et l'environnement d'utilisation sont identiques à ceux de la sonde EC-5. La sonde utilise une petite thermistance pour prendre les lectures de la température. Elle peut mesurer la température sur une gamme de $-40 \text{ }^\circ\text{C}$ à $50 \text{ }^\circ\text{C}$ avec une précision de $\pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ et une résolution de $0,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Elle peut également mesurer la conductivité électrique sur une gamme de 0 à 23 dS/m avec une précision de $\pm 10 \%$ de 0 à 10 dS/m (avec une calibration d'utilisateur requise) et une résolution de $0,001 \text{ dS/m}$ de 0 à 23 dS/m.
- Le senseur MPS-2 de Decagon mesure la succion matricielle et la température. Le MPS-2 fonctionne en mesurant la permittivité diélectrique des disques de céramique poreux constituant la sonde. Ce senseur mesure la succion entre -10 kPa et -500 kPa , avec une précision de $\pm 25 \%$ de la lecture en kPa pour la tranche de -5 kPa et -100 kPa et une résolution de $0,1 \text{ kPa}$. Elle opère sur des gammes de température de $0 \text{ }^\circ\text{C}$ à $50 \text{ }^\circ\text{C}$, mais tolère de température allant de $-40 \text{ }^\circ\text{C}$ à $60 \text{ }^\circ\text{C}$.

Calibration des senseurs

a. Capteur de pression

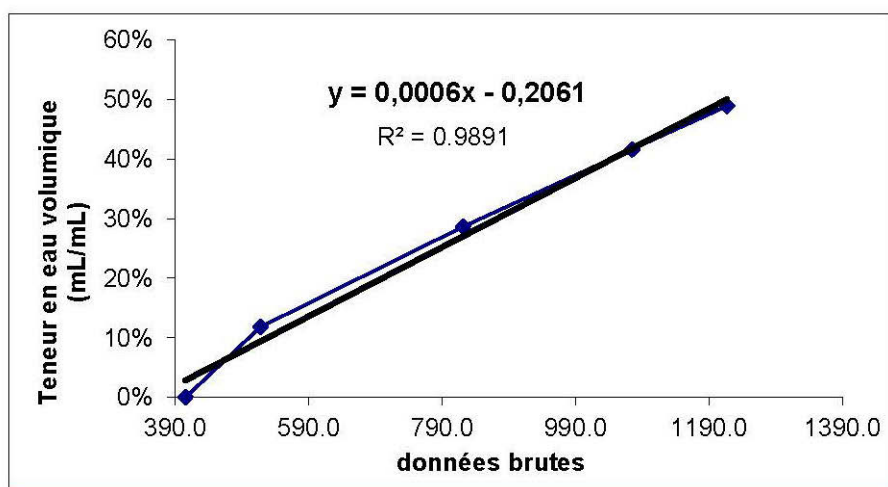
Les capteurs de pression utilisés ici ont tous été calibrés, et l'interpolation des résultats s'est faite au moyen de la courbe de régression linéaire (coefficient de corrélation R^2 de 0,999). Les droites de calibration pour les trois capteurs sont présentées ci-dessous :



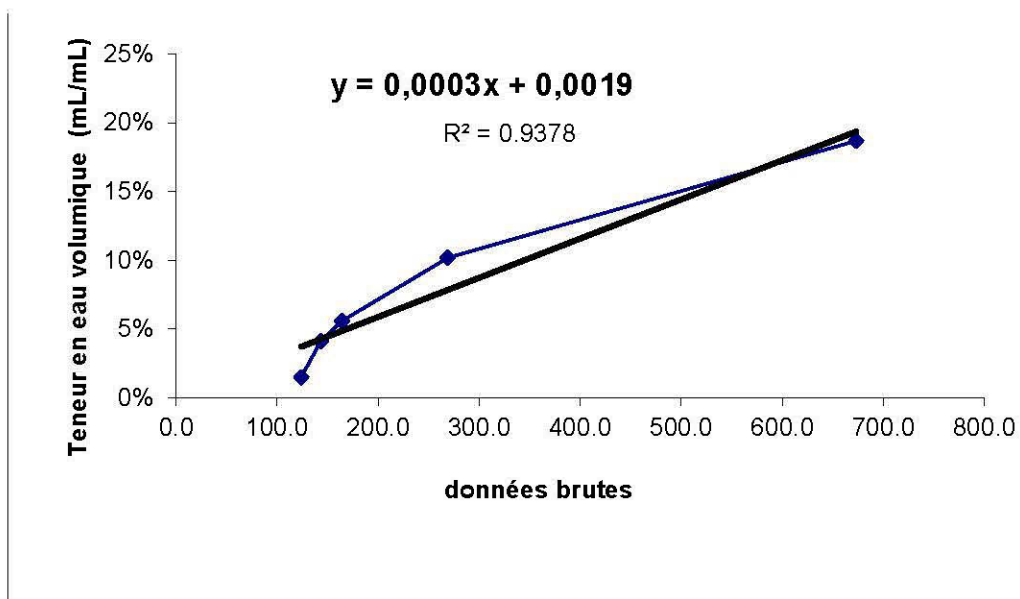


b. Sondes EC-5 et GS-3

Pour les sondes EC-5 et GS-3, le data logger Em50 employé interprète automatiquement les signaux électriques envoyés et reçus par les sondes pour donner une valeur de teneur en eau volumique selon la calibration du fabricant. Néanmoins, il est préférable d'utiliser une courbe de calibration spécifique à chaque matériau. Les sondes EC-5 et GS-3 ont été calibrées; elles sont interchangeables selon les fabricants (i.e. la mesure dans un sol avec une sonde ou une autre du même type est sensée donner le même résultat). Des droites de tendance sous la forme des droites de régression linéaire avec des coefficients de corrélation R^2 de 0,989 et 0,938 ont été tracées (voir les figures ci-dessous).



Droite de calibration de la sonde EC-5



Droite de calibration de la sonde GS-3

Afin d'améliorer la représentativité des mesures, les résultats obtenus avec les équations seront comparés aux mesures directes réalisées au démontage des colonnes (voir chapitre 4).

Instrument mis en place à l'air libre pour acquérir la température et l'humidité relative au laboratoire



ANNEXE 6 – RÉSULTATS DES ESSAIS DE TRACEUR AVEC QTRQCER2

```

*****
*
* Listing of output for: alex020.DAT
*
*****

```

Limits to integration for the data file: alex020.DAT

Lower integration limit	0.0000	min
Upper integration limit	36.080	min
The quantity of tracer recovered	.21863	kg
	218.63	g
	.21863E+06	mg
	.21863E+09	
Distance from input to outflow point Uncorrected for sinuosity	.65600	m
Time to leading edge (first arrival)	1.0000	min
Time to peak tracer concentration	20.000	min
For a peak tracer concentration	7.8148	g/L

The mean tracer transit time	.13276E-01 d .31863 hrs 19.118 min
Variance for mean tracer time	.11798E-04 d ² .67957E-02 hrs ² 24.465 min ²
Standard deviation for tracer time	.34348E-02 d .82436E-01 hrs 4.9462 min
The mean tracer velocity	49.412 m/d 2.0588 m/hr .57190E-03 m/s
Standard deviation for tracer velocity	26.782 m/d 1.1159 m/hr .30998E-03 m/s
Dispersion coefficient	.12556E-04 m ² /s
Longitudinal dispersivity	.21955E-01 m
Dispersion estimate is probably too large	



Peclet number	29.879	
	Advection > Diffusion	
Peclet estimate is probably too small		
The maximum tracer velocity	944.64	m/d
	39.360	m/hr
	.10933E-01	m/s
Transport zone cross-sectional area	0.0000	m ²
Hydraulic head loss along channel	.98128E-08	m
Percent recovery of tracer injected	45.322	%
Accuracy index (0.0 = Perfect Recov.)	0.5468	

```

*****
*
* LISTING OF TOTAL ESTIMATES FOR: alex020.DAT
*
*****

```

Total quantity of tracer recovered	.21863	kg
	218.63	g
Percent recovery of tracer injected	45.322	%
Accuracy index (0.0 = Perfect Recov.)	0.5468	

```

*****
*
* Listing of output for: alex030.DAT
*
*
*****

```

Limits to integration for the data file: alex030.DAT

Lower integration limit	1.0000	min
Upper integration limit	58.800	min
The quantity of tracer recovered	.24693	kg
	246.93	g
	.24693E+06	mg
	.24693E+09	
Distance from input to outflow point Uncorrected for sinuosity	.65600	m
Time to leading edge (first arrival)	4.0000	min
Time to peak tracer concentration	25.000	min
For a peak tracer concentration	13.241	g/L

The mean tracer transit time	.18889E-01 d .45334 hrs 27.201 min
Variance for mean tracer time	.31693E-04 d ² .18255E-01 hrs ² 65.719 min ²
Standard deviation for tracer time	.56297E-02 d .13511 hrs 8.1068 min
The mean tracer velocity	34.729 m/d 1.4470 m/hr .40195E-03 m/s
Standard deviation for tracer velocity	23.103 m/d .96261 m/hr .26739E-03 m/s
Dispersion coefficient Longitudinal dispersivity	.11711E-04 m ² /s .29135E-01 m
Dispersion estimate is probably too large	

Peclet number	22.516	
	Advection > Diffusion	
Peclet estimate is probably too small		
The maximum tracer velocity	236.16	m/d
	9.8400	m/hr
	.27333E-02	m/s
Transport zone cross-sectional area	0.0000	m ²
Hydraulic head loss along channel	.41522E-08	m
Percent recovery of tracer injected	48.704	%
Accuracy index (0.0 = Perfect Recov.)	0.5130	

```

*****
*
* LISTING OF TOTAL ESTIMATES FOR: alex030.DAT
*
*****

```

Total quantity of tracer recovered	.24693	kg
	246.93	g
Percent recovery of tracer injected	48.704	%
Accuracy index (0.0 = Perfect Recov.)	0.5130	


```

*****
*
* Listing of output for: alex050.DAT
*
*****

```

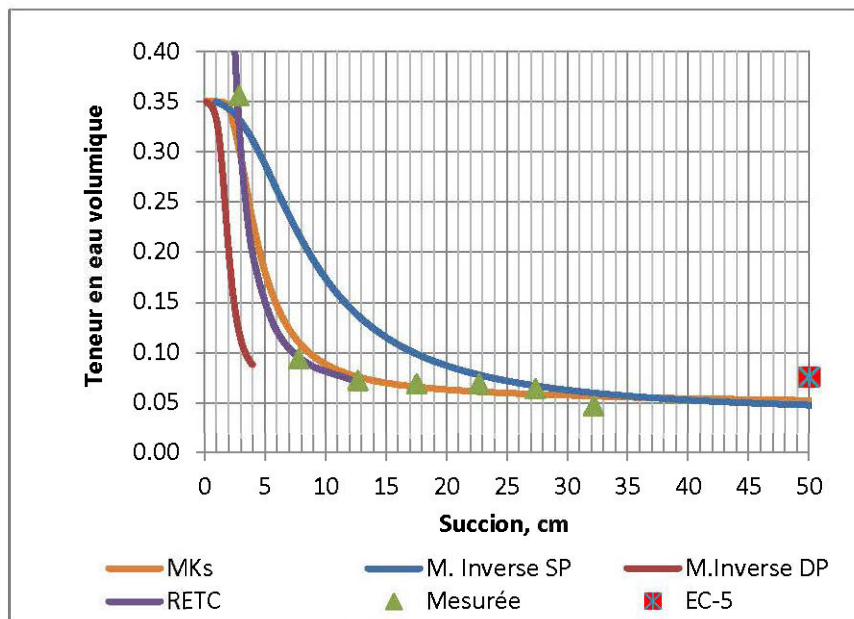
Limits to integration for the data file: alex050.DAT

Lower integration limit	1.0000	min
Upper integration limit	68.400	min
The quantity of tracer recovered	.14802	kg
	148.02	g
	.14802E+06	mg
	.14802E+09	
Distance from input to outflow point Uncorrected for sinuosity	.65600	m
Time to leading edge (first arrival)	2.0000	min
Time to peak tracer concentration	24.000	min
For a peak tracer concentration	11.416	g/L

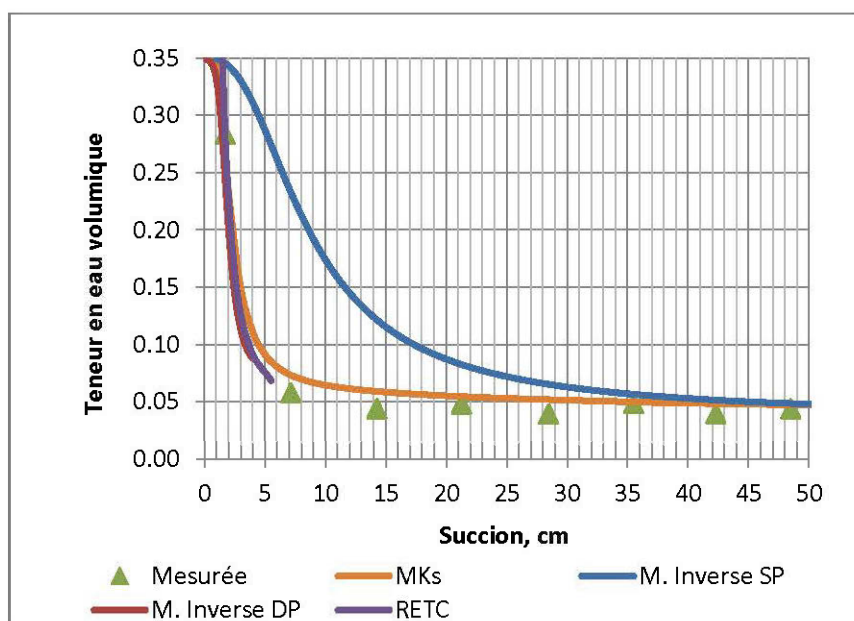
The mean tracer transit time	.19802E-01 d .47524 hrs 28.514 min
Variance for mean tracer time	.37053E-04 d ² .21343E-01 hrs ² 76.834 min ²
Standard deviation for tracer time	.60872E-02 d .14609 hrs 8.7655 min
The mean tracer velocity	33.129 m/d 1.3804 m/hr .38343E-03 m/s
Standard deviation for tracer velocity	32.930 m/d 1.3721 m/hr .38113E-03 m/s
Dispersion coefficient Longitudinal dispersivity	.11885E-04 m ² /s .30996E-01 m
Dispersion estimate is probably too large	
Peclet number	21.164 Advection > Diffusion
Peclet estimate is probably too small	
The maximum tracer velocity	472.32 m/d 19.680 m/hr .54667E-02 m/s
Transport zone cross-sectional area	0.0000 m ²
Hydraulic head loss along channel	.39609E-08 m

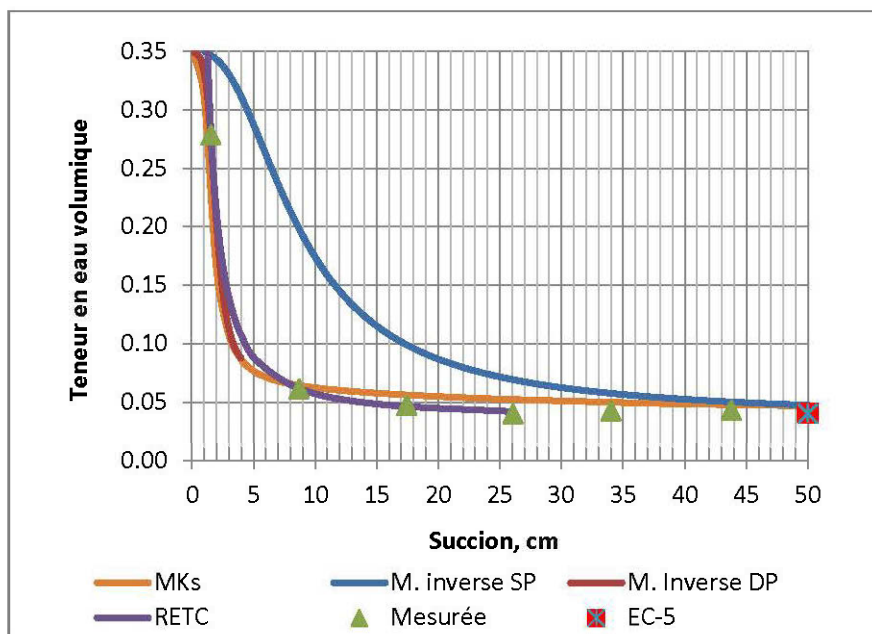
ANNEXE 7 – COURBES DE RÉTENTION D'EAU DE STÉRILES BOUSQUET

0-20 mm



0-37,5 mm



0-50 mm

ANNEXE 8 – COMPOSITION CHIMIQUE DES ÉCHANTILLONS

Paramètre	Unité	Résidus épuisage	Résidus baril
Al	mg/kg	39910	76450
As	mg/kg	10	46,5
Ba	mg/kg	194	397
Be	mg/kg	<5	<5
Bi	mg/kg	<5	40,4
Ca	mg/kg	7285	17610
Cd	mg/kg	<5	<5
Co	mg/kg	12	32,3
Cr	mg/kg	57	332
Cu	mg/kg	73	645
Fe	mg/kg	12580	47910
Mg	mg/kg	2971	5245
Mn	mg/kg	649	671
Mo	mg/kg	20	42,2
Ni	mg/kg	<5	19,6
Pb	mg/kg	102	593
S	mg/kg	1724	30850
Sb	mg/kg	0	0
Se	mg/kg	<5	<5
Sn	mg/kg	<5	8,93
Ti	mg/kg	1192	1525
Zn	mg/kg	<55	1687

ANNEXE 9 – EXEMPLE DE RÉSULTATS DE MODÉLISATION INVERSE OBTENUS AVEC HYDRUS

```
*****
*
*
*Welcome to HYDRUS-1D
*
*
*****
```

Program parameters

=====

```
Max. iterations.....(MIT)..... 1
No. of observations.....(NOBb)..... 12
```

Soil hydraulic properties

=====

```
Residual moisture content.....(WCR)..... 0.045
Saturated moisture content.....(WCS)..... 0.430
First coefficient.....(ALPHA)..... 0.145
Second coefficient.....(N)..... 2.680
Saturated conductivity.....(CONDS)..... .3030E+00
Pore connectivity factor.....(L)..... 0.500
Fraction of macrodmain.....(W2)..... 0.500
First coefficient.....(ALPHA2)..... 0.030
Second coefficeint.....(N2)..... 1.5000
```

Observed Quantity

=====

Obs	Time	Quantity	Type	Position	Weight
1	153.000	13.080	0	2	0.014654
2	229.000	19.660	0	2	0.014654
3	307.000	26.070	0	2	0.014654
4	386.000	32.400	0	2	0.014654
5	466.000	38.650	0	2	0.014654

6	546.000	44.900	0	2	0.014654
7	633.000	50.640	0	2	0.014654
8	724.000	56.140	0	2	0.014654
9	817.000	61.510	0	2	0.014654
10	917.000	66.510	0	2	0.014654
11	1030.000	70.940	0	2	0.014654
12	1163.000	74.900	0	1	0.014654

Parameter estimation with the 1. initial estimate

```
=====
Iteration      SSQ          CONDS
  0  0.6610D+02  0.3030E+00
  1  0.2852D+02  0.1515E+00
```

Mass balance error in FE solution during final run was 0.0000 %

Non-linear least-squares analysis: final results

```
=====
Variable      Value      S.E.Coeff.      95% Confidence limits
                Lower      Upper
  CONDS      0.15150E+00  0.87370E-01 -0.40801E-01  0.34380E+00
```

Contributions to the final objective function

Measurement Set 0: 0.2852E+02

RSQUARE for regression of predicted vs observed =0.97874

Mean Weighted Error, ME : 0.1398E+01
Mean Weighted Absolute Error, MAE : 0.1398E+01

Root Mean Square Weighted Error, RMSE : 0.1610E+01

Akaike Information Criterion, AIC : 0.1239E+02

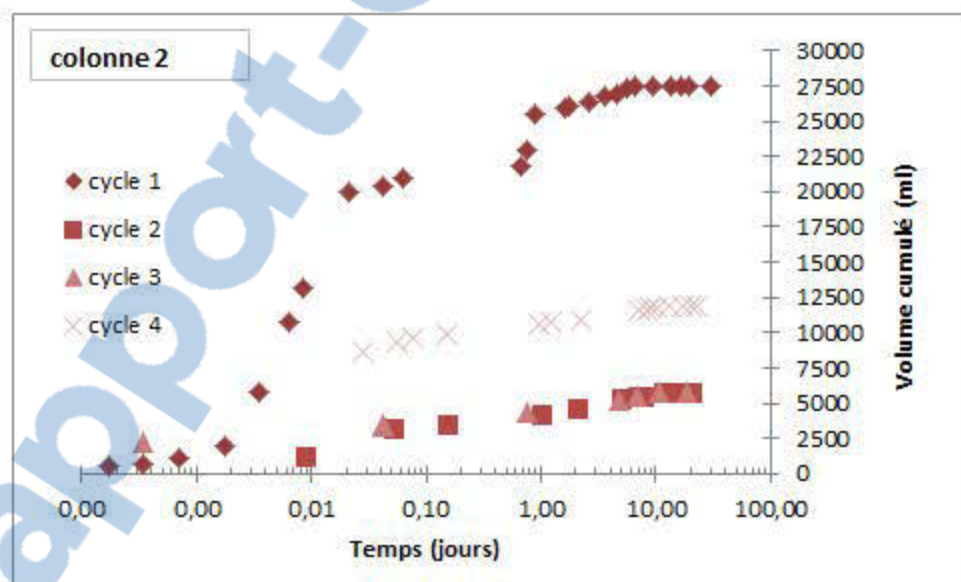
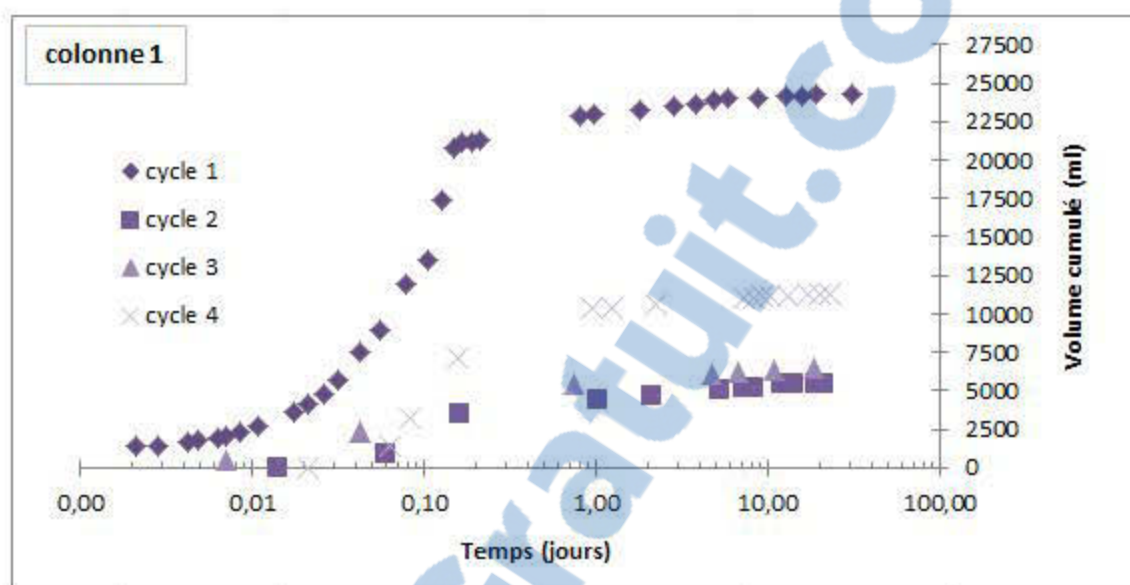
Bayesian Information Criterion, BIC : 0.1287E+02

-----Observed & Fitted Quantity -----

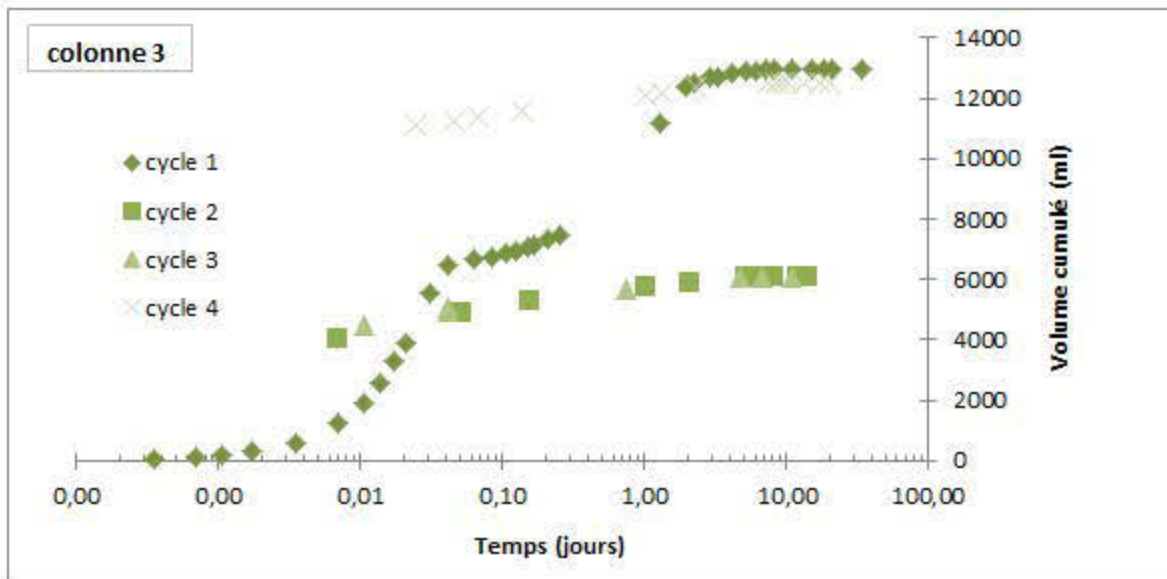
No	Time	Obs	Fitted	Resi- dual	Type	Position
12	1163.000	74.90000	-92.96315	167.86316	0	1
1	153.000	13.08000	-12.22989	25.30989	0	2
2	229.000	19.66000	-18.30487	37.96487	0	2
3	307.000	26.07000	-24.53971	50.60971	0	2
4	386.000	32.40000	-30.85450	63.25450	0	2
5	466.000	38.65000	-37.24921	75.89922	0	2
6	546.000	44.90000	-43.64392	88.54393	0	2
7	633.000	50.64000	-50.59818	101.23817	0	2
8	724.000	56.14000	-57.87216	114.01216	0	2
9	817.000	61.51000	-65.30602	126.81601	0	2
10	917.000	66.51000	-73.29941	139.80942	0	2
11	1030.000	70.94000	-82.33194	153.27194	0	2

Inverse solution calculation time [sec] 9.000000357627869E-002

ANNEXE 10 - ÉVOLUTION DES VOLUMES D'EAU RÉCUPÉRÉS À LA BASE DES COLONNES



Évolution des volumes d'eau récupérés à la base des colonnes 1 et 2



Évolution des volumes d'eau récupérés à la base de la colonne 3

ANNEXE 11 – VALIDATION DU PROFIL DE CONCENTRATION D'OXYGÈNE

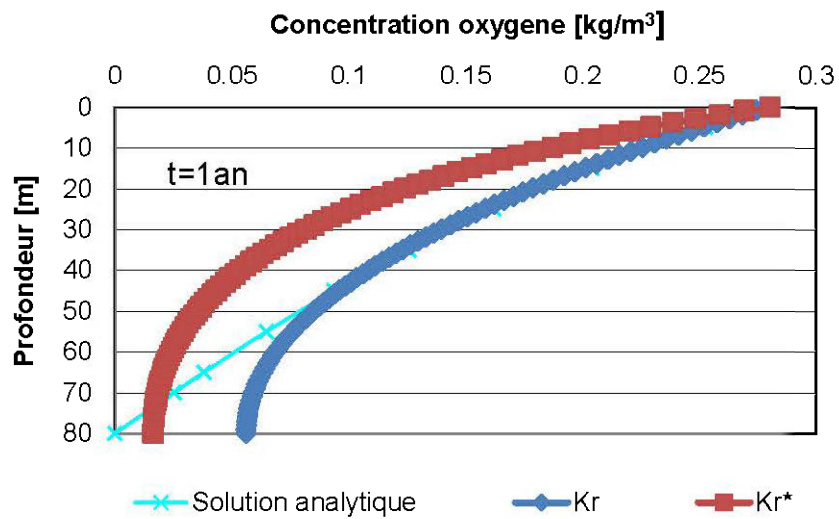
Le taux de réactivité des matériaux s'exprime en terme du coefficient effectif K_r et est introduit tel quel dans le logiciel Vadose/W comparativement aux anciennes versions du logiciel où il était introduit comme le temps de demi-vie $t_{1/2}$ apparent selon l'équation : $t_{1/2} = \ln 2 / K_r$. Pour valider cela nous avons réalisé des modélisations numériques respectivement avec les coefficients de réactivité apparents (K_r^*) et effectif (K_r) des résidus. Les profils de concentrations obtenus par modélisation numérique ont été validés à l'aide des solutions analytiques proposées par Mbonimpa et al. (2003). Rappelons que ces solutions analytiques ont été développées pour des conditions frontières suivantes :

- La concentration d'oxygène à la frontière supérieure est la concentration atmosphérique ($C_0=280 \text{ g O}_2/\text{m}^3$);
- La concentration d'oxygène à la frontière inférieure est nulle, c'est-à-dire tout l'oxygène est consommé par le matériau réactif sous le matériel de recouvrement ;
- La consommation d'oxygène initiale à l'intérieur des pores du matériau de recouvrement est nulle;
- Le coefficient de diffusion de l'oxygène (D_e) et la teneur en eau équivalente (θ_{eq}) sont considérés constants sur toute l'épaisseur du matériau.

Ces conditions frontières s'appliquent normalement à un site des résidus miniers fortement réactif recouvert d'une couverture faite d'un matériau faiblement sulfureux ou inerte, tel un recouvrement de type CEBC (Mbonimpa et al. 2003). La profondeur maximale L_T a été obtenue par la relation empirique proposée également par Mbonimpa et al. (2003) :

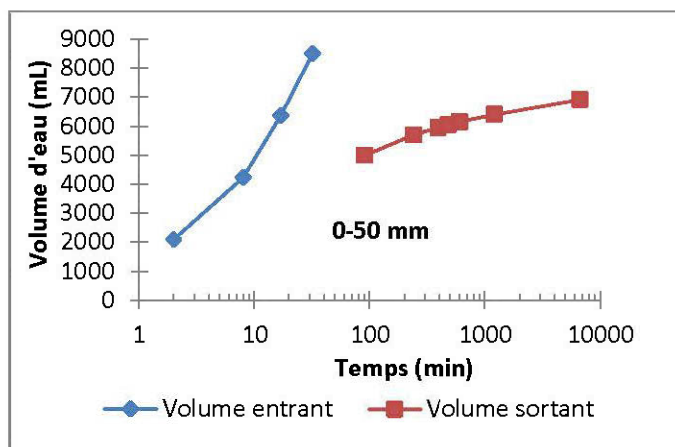
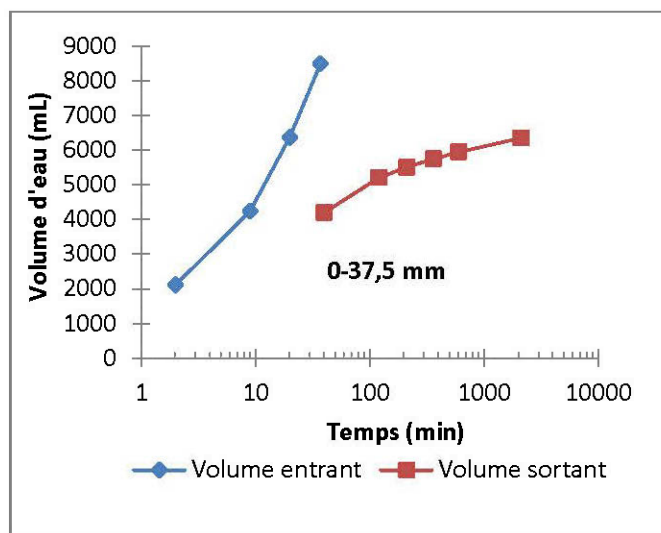
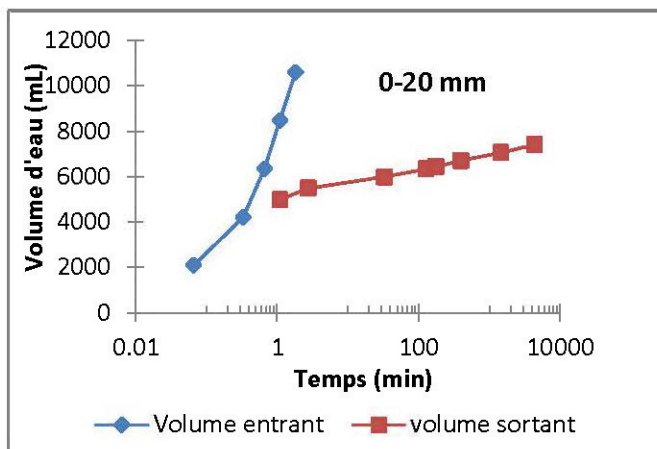
$$L_T = 4.23 \left(\frac{D_e}{K_r} \right)^{0.5}$$

Les profils de concentrations obtenus par modélisation numérique et solutions analytiques sont présentés à la figure 9.A. On constate que les profils de concentration d'oxygène obtenu par modélisation avec le coefficient de réactivité effectif est relativement proches des résultats obtenus avec la solution analytique. La différence à 80 cm de profondeur est due au fait que dans la solution analytique on impose que la concentration d'oxygène est nulle à la frontière inférieure.



Concentration d'oxygène en fonction de la profondeur

**ANNEXE 12 – VOLUMES CUMULATIFS D’EAU ENTRANT ET
SORTANT DES COLONNES EN FONCTION DU TEMPS MESURÉ LORS
DES ESSAIS D’INFILTRATION**

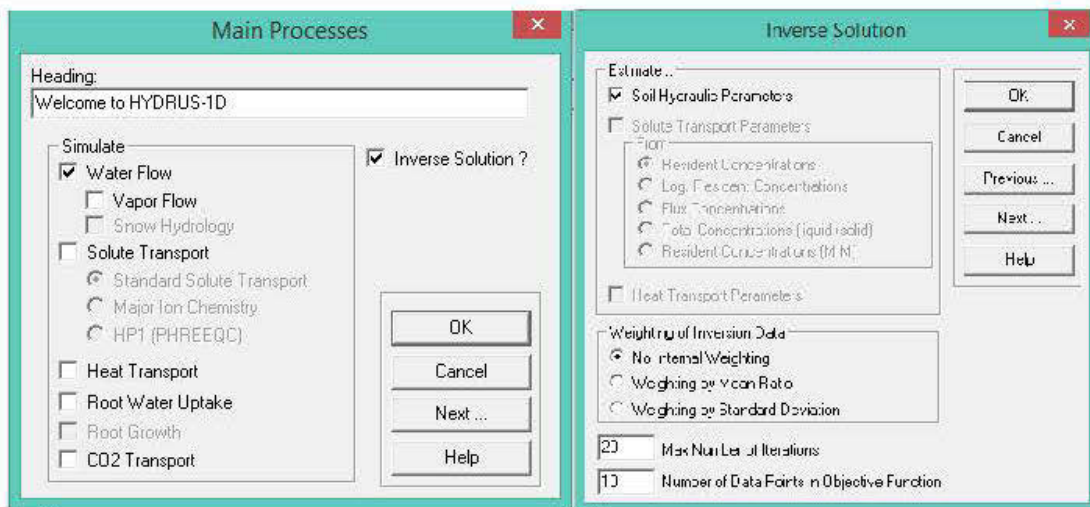


ANNEXE 13 – MODELISATION INVERSE AVEC HYDRUS 1D

La technique de modélisation inverse avec Hydrus 1D a été utilisée pour déterminer les courbes de rétention d'eau de stériles miniers caractérisés dans le cadre de ce projet de recherche. Cette technique consiste à estimer les paramètres inconnus des propriétés hydrogéologiques par minimisation de la différence entre les mesures prédites et observées soit du taux de décharge, de la teneur en eau volumique et/ou de la succion. Le procédé d'optimisation non linéaire est souvent utilisé pour minimiser cette différence. Celle-ci est formalisée par la fonction objective en utilisant la norme d'erreur, qui à son tour utilise la solution des moindres carrés pour représenter les paramètres des équations de la courbe de rétention d'eau et de la fonction de conductivité hydraulique (Santamarina and Fratta, 2005). Dans le processus d'optimisation, l'estimation initiale des paramètres d'ajustement du modèle utilisé est nécessaire. Les simulations sont répétées avec les estimations des paramètres mis à jour jusqu'à ce que la fonction objective devienne plus petite que la tolérance critique (To-Viet et al., 2013). La modélisation inverse utilisée dans le cadre de cette étude a été inspirée du tutorial : [Inverse Problem: One-step outflow method](http://www.pc-progress.com/en/Default.aspx?h1d-tutorials#k3) qui peut être trouvé sur le site : <http://www.pc-progress.com/en/Default.aspx?h1d-tutorials#k3>. Les détails sur l'optimisation des paramètres par méthode inverse avec Hydrus 1D peuvent également être trouvés dans le manuel Hydrus 1D intitulé : *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media*. Version 4.6 de Mars 2013 (partie A et section 9) et les détails sur l'utilisation initiale de la méthodologie présentée dans ce manuel sont inspirés des travaux de Kool et al. (1985) et van Dam et al. (1994).

Les différentes étapes suivies dans Hydrus 1D pour réaliser une modélisation inverse peuvent être résumées comme suit :

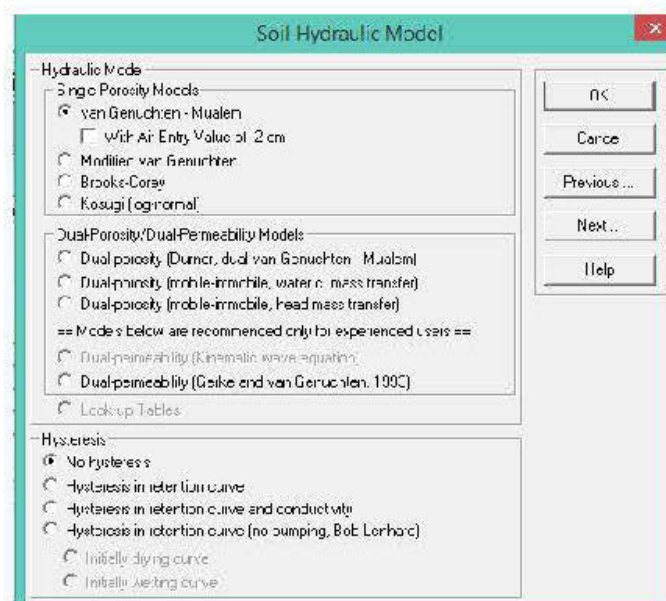
1. Préciser le type d'écoulement à étudier (water flow), cocher le type de solution souhaitée (inverse solution), le type de paramètre à estimer (soil hydraulic parameters), définir le nombre d'itération et le nombre des points dans la fonction objective (nombre qui égal au nombre de données disponibles pour estimer les paramètres hydrauliques);



2. Préciser les informations géométriques (nombre et épaisseur des matériaux) et temporelles (temps de début et de la fin de la simulation et le pas de temps désiré);



3. Préciser le modèle hydraulique (à simple ou double porosité), le modèle descriptif à utiliser pour estimer la courbe de rétention d'eau et mentionner si le modèle doit tenir compte de l'effet d'hystérésis sur la courbe de rétention d'eau et/ou la fonction de perméabilité;



4. Préciser la conductivité hydraulique saturer du matériau à étudier;

Water Flow Parameters - Inverse Solution - Material 1

	Qr	Qs	Alpha	n	Ks	I
Initial Estimate	0,15	0,388	0,025	1,5	5,4	0,5
Minimum Value	0	0	0	0	0	0
Maximum Value	0	0	0	0	0	0
Fitted ?	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Soil Catalog for Initial Estimate:

5. Donner les conditions frontières (inferieures et supérieures) du modèle;

Water Flow Boundary Conditions

Upper Boundary Condition

- Constant Pressure Head
- Constant Flux
- Atmospheric BC with Surface Layer
- Atmospheric BC with Surface Run Off
- Variable Pressure Head
- Variable Pressure Head/Flux
- Triggered Irrigation

Lower Boundary Condition

- Constant Pressure Head
- Constant Flux
- Variable Pressure Head
- Variable Flux
- Free Drainage
- Deep Drainage
- Seepage Face; h =
- Horizontal Drains

Initial Condition

- In Pressure Heads
- In Water Contents

6. Saisir les données disponibles pour réaliser la modélisation inverse dans les différentes colonnes (voir manuel Hydrus 1D pour les détails sur le type des données pour chaque colonne);

	X	Y	Type	Position	Weight
1	0,17	-0,0786	0	2	1
2	0,033	-0,1616	0	2	1
3	0,05	-0,2097	0	2	1
4	0,167	-0,3408	0	2	1
5	0,5	-0,4456	0	2	1
6	1,033	-0,498	0	2	1
7	2,75	-0,5614	0	2	1
8	5,417	-0,5937	0	2	1
9	100	-0,6824	0	2	1
10	-15000	0,157	5	1	1E+030

7. Visualiser le profil du modèle numérique et lancer la modélisation



8. Récupération des résultats de modélisation :

- Ouvrir un fichier Excel
- Aller dans l'onglet fichier
- Ouvrir
- Choisir dans mémoire C
- Choisir programmes
- Choisir Hydrus 1D
- Choisir Exemples (c'est ici où on trouvera tous les fichiers output sous forme de bloc note : Balance.out, Fit.out, I_check.out, Nod_inf.out, Profile.out, Run_inf.out et T_level.out)

(Voir l'annexe 9 pour un exemple des résultats de modélisation inverse du fichier profile.out).