

Titre: Évaluation de l'utilisation des mélanges till-boues de traitement du
DMA comme couche de rétention d'humidité dans un recouvrement
Title: de type CEBC

Auteur: Rachid Amrou
Author:

Date: 2020

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Amrou, R. (2020). Évaluation de l'utilisation des mélanges till-boues de traitement
du DMA comme couche de rétention d'humidité dans un recouvrement de type
Citation: CEBC [Master's thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/5558/>

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

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/5558/>

Directeurs de recherche: Abdelkabar Maqsoud, Mamert Mbonimpa, & Tikou Belem
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Évaluation de l'utilisation des mélanges till-boues de traitement du DMA
comme couche de rétention d'humidité dans un recouvrement de type CEBC**

RACHID AMROU

Département des Génie Civil, Géologique et des Mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maitrise ès sciences appliquées*

Génie Minéral

Décembre 2020

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Évaluation de l'utilisation des mélanges till-boues de traitement du DMA comme couche de rétention d'humidité dans un recouvrement de type CEBC

Présenté par **Rachid AMROU**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maitrise ès sciences appliquées*

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

Benoît **COURCELLES**, président

Abdelkadir **MAQSUD**, membre et directeur recherche

Mamert **MBONIMPA**, membre et codirecteur de recherche

Tikou **BELEM**, membre et codirecteur de recherche

Mostafa **BENZA AZOUA**, membre

DÉDICACE

A l'âme de ma chère mère Rahma disparu trop tôt.

Quoi que je fasse ou que je dise, je ne saurai point te remercier comme il se doit. Toujours tu étais à mes côtés, tu étais ma source de force pour affronter les différents obstacles. Puisse Dieu, le tout puissant, l'avoir en sa sainte miséricorde.

A mon cher père Abdeljalil.

Merci pour ton amour, encouragements et tes sacrifices. J'implore Dieu, le tout puissant, de vous accorder une bonne santé, une longue vie et beaucoup de bonheur.

REMERCIEMENTS

Avant tout, je remercie Dieu, le tout puissant, de m'avoir donné la force pour pouvoir mener les travaux de recherche de la maîtrise et la rédaction de ce mémoire.

Tout d'abord, je souhaite remercier mon directeur de recherche Abdelkabar Maqsoud de m'avoir accordé l'opportunité d'intégrer son équipe de recherche ainsi que pour tous les atouts et les efforts fournis pour m'encadrer. Je tiens également à remercier mon codirecteur Mamert Mbonimpa pour ses disponibilités, son support et pour toutes les suggestions et les conseils qui m'ont permis de m'améliorer et d'apprendre beaucoup d'aspects de travail durant cette maîtrise. Je souhaite aussi remercier sincèrement mon codirecteur Tikou Belem pour ses conseils, son enthousiasme et son professionnalisme.

J'aimerais remercier les partenaires industriels du projet, la mine Westwood-Doyon de la compagnie IAMGOLD, la fonderie Horne de la compagnie Glencore pour leur collaboration ainsi le Fonds de recherche du Québec, Nature et Technologies (FRQNT) pour l'appui financier.

J'exprime aussi ma très profonde gratitude à toute l'équipe de l'URSTM-IRME qui ont contribué à la réalisation de ce projet, spécialement à Alain Perreault, Sylvette Awoh Akué, Marc Paquin, Bini Mangane et Joël Beauregard.

Un merci spécial à Ousseynou Kanteye, Rihem Jaidi et Marouen Jouini pour leur aide au laboratoire. J'adresse également mes remerciements à Gwendoline Hotton et Marie-Pier Ethier pour leur aide technique.

Mes sincères pensées vont spécialement à ma famille, à mon père Abdeljalil, Lghalia, à mes frères Abdelati, Anas et Achraf. Merci pour le soutien que vous m'avez offert.

Je n'oublie pas également de remercier tous mes amis de l'IRME-UQAT et mes collègues du CERME, Rihem, Khadija, Youssef, Marwa, Chloé, Latifa, Benjamin, Achraf, Yassine, Ibrahim, Elyasse, Elysée, et à mes amis du Maroc Amine, Marouen, Taha, Nabil, Ashraf, Aymane et Rachid.

Finalement, je remercie toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réussite de ce projet.

RÉSUMÉ

Les sites miniers renfermant des rejets générateurs de drainage minier acide (DMA) doivent être restaurés afin de limiter leur impact à long terme sur l'environnement. Différentes techniques ont été conçues pour leur réhabilitation et qui visent à limiter le flux d'oxygène et/ou de l'eau vers les résidus réactifs. En climat humide, divers types de recouvrement peuvent être utilisés dans la restauration des parcs à résidus incluant les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC). Des matériaux qui composent ces recouvrements peuvent être d'origine naturel (sable, silts) ou recyclés (résidus et stériles miniers) et nécessitent l'utilisation d'un matériau fin pour la construction de la couche de rétention d'eau.

Par ailleurs, la neutralisation des eaux minières acides par la chaux génère des quantités de boues considérables qui sont généralement entreposées dans des bassins de décantations. Dans une perspective de développement durable (réutilisation des rejets miniers) et lorsque les matériaux fins requis ne sont pas disponibles aux alentours des sites miniers à restaurer, des mélanges sols-boues (MSBs) pourraient être utilisés comme composantes d'une CEBC visant à contrôler la génération de DMA et permettraient de réduire les coûts associés au transport et au stockage des boues, ainsi que l'impact ces derniers sur l'environnement.

L'objectif principal de ce projet est d'évaluer le potentiel de valorisation des boues solides de traitement du DMA pour produire des mélanges de sols granulaires (ex. tills) et de boues ayant les caractéristiques chimiques et hydrogéotechniques requises pour jouer le rôle d'une couche de rétention d'humidité d'une CEBC. Pour atteindre cet objectif, des sous-objectifs (SO) ont été identifiés et consistent à :

- SO 1 : étudier le potentiel de lixiviation des mélanges till-boues (MTBs) à l'aide des essais cinétiques de lixiviation en colonnes pendant une année. Au total six mélanges till-boues avec des teneurs en boues : β de 10, 20 et 30% (β correspond à la masse de boues humides/masse de sol humide) et trois matériaux témoins (till, boues Westwood (ww) et boues Waite-Amuet (wa)) ont été utilisés. Ces colonnes ont été soumises à des cycles de mouillage et de drainage et les lixiviats récupérées après chaque cycle ont suivis et analysés pour suivre l'évolution du comportement hydrogéochimique de ces matériaux (pH, conductivité électrique, potentiel redox Eh, acidité, alcalinité, métaux dissous et sulfates);

- OS2 : évaluer l'efficacité des mélanges et tester leurs capacités à jouer le rôle d'une couche de rétention d'humidité à l'échelle du laboratoire. Dans ces essais, des colonnes instrumentées simulant des recouvrements multicouches (CEBC) ont été soumises à des cycles de mouillage et de drainage. Les lixiviats récoltés, sont analysés de point de vue physico-chimique. Également des mesures de succion, des teneurs en eau volumiques et des concentrations d'oxygène ont été réalisées.
- OS3 : en utilisant la modélisation numérique par SEEP/W (Geoslope Ltd, 2019), différents configurations de recouvrements CEBC à base des MTBs ont été simulées.

Les résultats de cette étude montrent que :

- la prédiction du potentiel de génération d'acidité (PGA) montre que les matériaux de base et les MTBs sont non générateurs d'acidité ;
- pour l'ensemble des colonnes, le pH est neutre autour de 8 et la conductivité électrique varie entre 2 et 4 mS/cm, ce qui prouve que les lixiviats sont moins à moyennement chargés en ions ;
- la concentration de Zn, de Fe et de Cu dans les lixiviats des colonnes instrumentées tend à diminuer progressivement et restent sous la limite de la directive 019. Cependant, dans la colonne des résidus ww (témoin), le Zn et Cu augmentent d'une façon significative dès le deuxième cycle et dépassent la limite la directive 019 ($>0,5$ mg/l pour Zn et $>0,3$ mg/l pour Cu) indiquant ainsi la génération du drainage neutre contaminé ;
- suite à la modélisation thermodynamique par Visual Minteq, des familles de minéraux secondaires peuvent se précipiter à savoir les oxydes et les hydroxydes d'Al (boehmite, gibbsite et diaspore), les sulfates (alunite et barite) et les oxydes de Fe et Cu (hercynite et ténorite).
- les caractéristiques hydrogéotechniques (courbe de rétention d'humidité CRH et conductivité hydraulique saturée k_{sat}) des MTBs placées dans les recouvrements ont été mesurés au laboratoire. Les valeurs de la pression d'entrée d'air (AEV : air entry value) ont été déterminées à partir des CRE. Elles correspondent à 58 kPa pour le till, 20 kPa pour les MTBs wa de 10 et 20% de β , 18 kPa pour le MTB wa à 30% de β et 1,4 kPa pour le sable.

Pour les MTBs ww (10, 20 et 30% de β), les AEV mesurées correspondent à 19, 20 et 32 kPa respectivement ;

- pour les MTBs, k_{sat} est de l'ordre de 10^{-6} cm/s alors qu'elle est de 10^{-3} cm/s pour le sable ;
- les teneurs en eau volumiques (θ_w) et les suctions ont été mesurées au niveau des couches de rétention d'eau. Les suctions varient entre 5 à 13 kPa en bas des couches de rétention d'humidité (CRH) des MTB wa et entre 15 à 17 kPa en haut de la même couche. Pour les MTB ww, les suctions mesurées se situent entre 10 à 15 kPa et entre 13 à 17 kPa respectivement en bas et en haut de CRH. Les suctions mesurées sont demeurées en dessous des AEV indiquant ainsi le maintien des CRH à un haut degré de saturation en eau;
- la performance des MTBs a été également évaluée à l'aide du flux d'O₂. Pour la colonne témoin (résidus), le flux d'O₂ diminue avec le temps, il passe de 70 à 36 mol/m³/an pendant une durée de suivi de 180 jours. Ce flux a été réduit à des valeurs inférieures à 1 mol/m³/an au centre et en bas des CRH ;
- le comportement hydrique des recouvrements a été simulé par SEEP/W et les résultats indiquent que la CRH a été maintenue à un degré de saturation supérieur à >86% même pour des conditions sans réalimentation pendant 60 jours.

Suite à ces résultats obtenus, les MTBs testés pourraient être utilisés comme couche de rétention d'eau dans un recouvrement de type CEBC. Cependant, il est recommandé de tester le comportement des mélanges dans les CEBC à l'échelle de terrain en prenant en considération les conditions climatiques afin d'évaluer leur performance.

Mots clés : Boues de traitement, Drainage Minier Acide, Restauration, CEBC, Mélanges till-boues, Essais en colonnes, Modélisation physique et numérique.

ABSTRACT

When mine sites containing tailings are considered as generating of acid mine drainage (AMD), these mines site must be restored in order to limit their impact on the environment. Different techniques for mine site reclamation were developed to limit oxygen and/or water infiltration to reactive tailings. In humid climates, various types of covers can be used including capillary barrier effect covers (CBEC). The materials that can be used in the cover construction are natural (sand, silts) or recycled (waste rock) and require the use of a finer material for the construction of the moisture-retaining layer.

In addition, neutralization of acid mine water with lime generates a considerable quantity of sludge, which are generally stored in storage facilities (SF). In a sustainable development (Re-use of mining tailings), when the required finer materials are not available nearby the sites, soil-sludge mixtures (SSMs) could be used as a component of a CBEC to control the generation of AMD and reduce the costs associated with the transport and storage of sludge and its impact on the environment.

The main objective of this project is to evaluate the potential of AMD treatment solids sludge to produce mixtures of granular soils (e.g. tills) and sludge (SSMs) with the chemical and hydrogeotechnical characteristics properties required for the MRL. To achieve this objective, sub-objectives were performed and corresponds to: 1) Study of the leaching potential of SSMs through small column using leach kinetic tests during one year. A total of six till-sludge mixtures with sludge contents of 10, 20 and 30% (β corresponds to wet sludge/wet soil mass) and three materials (till, Westwood sludge (ww) and Waite-Amulet sludge (wa)) were used. These columns were submitted to wetting and drying processes and leachates recovered after each cycle were analysed to with the objective to evaluate the hydrogeochemical behaviour of these materials (pH, electrical conductivity, Eh redox potential, acidity, alkalinity, dissolved metals and sulphates); 2) evaluate the efficiency of the mixtures and their capacity to act as a MRL on a laboratory scale through infiltration and drainage tests by using instrumented columns (measuring water content, suction and O₂ flow) simulating multilayer covers (CBEC). The collected leachate is analyzed physically and chemically; 3) simulate different configurations of CBEC covers based on SSMs by using numerical modeling. In these simulations, SEEP/W code was used (Geoslope Ltd, 2020).

The results of this study show that:

- The prediction of the potential to generate acidity (PGA) shows that used materials (except tailings) and SSMs are non-acid generating ;
- For all the columns, the pH is neutral (around 8) and the electrical conductivity varies between 2 and 4 mS/cm, proving that the leachates are less to moderately charged with ions;
- The concentration of Zn, Fe and Cu in the leachates from the instrumented columns tends to decrease gradually and remains below the limit of Directive 019. On the other hand, in the tailings (control column), Zn and Cu increase significantly from the second cycle and exceed the limit of directive 019 ($>0,5$ mg/l for Zn and $>0,3$ mg/l for Cu);
- Based on thermodynamic modelling, secondary minerals can precipitate : oxides and hydroxides of aluminium (boehmite, gibbsite and diaspore), sulphates (alunite and barite) and oxides of iron and copper (hercynite and tenorite);
- The hydrogeotechnical characteristics (CRW and k_{sat}) of the SSM were measured in the laboratory and the air entry values (AEV) were determined with CRW. They correspond to 58 kPa for till, 20 kPa for wa SSM of 10 and 20% of β , 18 kPa for wa SSM wa at 30% of β and 1,4 kPa for sand. Thus, for ww SSM (10, 20 and 30% β), the measured AEV corresponds to 19, 20 and 32 kPa, respectively;
- For all SSMs, k_{sat} value is around 10^{-6} cm/s and equal 10^{-3} cm/s for sand;
- The volumetric water contents (θ_w) and suctions were measured at the MRLs. The suctions vary between 5 to 13 kPa near the bottom of the MRL of wa SSM and between 15 to 17 kPa near the top of the same layer. For ww SSM, the suctions in the lower level vary between 10 to 15 kPa and between 13 to 17 kPa in the upper level. The saturation degree in the column of the ww SSM at 20% β is higher than 80%;
- The performance of SSM was evaluated by O_2 flux and numerical modelling. For the tailings control column, the O_2 flux decreased with time from 70 to 36 mol/m³/year for a follow-up period of 180 days. However, the flux through the CBEC covers indicates values lower than 1 mol/m³/year;

- The hydrogeological behaviour of the CCBE was simulated by SEEP/W; capillary phenomena are well created between MRLs and the sand layers. The MRL have a good capacity to retain water ($S_r > 86\%$).

According to these results, the SSM tested could be used as a MRL in a CCCBE. However, it is still recommended to further investigate the chemical stability of sludge and to test the behaviour of mixtures in CCBE at field scale by integrating mine site climatic conditions.

Keywords: acid mine drainage, sludge, reclamation, CCBE, soil-sludge mixtures, column testing, numerical modelling.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES.....	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte et problématique de l'étude.....	1
1.2 Objectifs du projet et structure du mémoire.....	3
1.2.1 Objectifs du projet.....	3
1.2.2 Structure du mémoire	3
1.3 Retombées potentielles du projet	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Drainage minier acide (DMA): généralités et formation	6
2.2 Prévention et contrôle de la génération du DMA.....	8
2.2.1 Traitement actif et passif du DMA.....	8
2.2.2 Enlèvement des sulfures.....	10
2.2.3 Exclusion de l'eau	11
2.2.4 Exclusion de l'oxygène	11

2.3	Caractéristiques et gestion intégrée des boues du traitement actif du DMA	16
2.3.1	Caractéristiques des boues	16
2.3.2	Gestion des boues et entreposage.....	17
2.3.3	Facteurs affectants la stabilité des boues.....	19
2.3.4	Voies de valorisation des boues	21
2.4	Notions fondamentales de l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux.....	24
2.4.1	Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé.....	26
2.4.2	Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé	27
2.5	Propriétés des matériaux dans un milieu poreux non saturés.....	28
2.5.1	Courbe de rétention d'eau	28
2.5.2	Conductivité hydraulique	33
2.5.3	Effets de barrière capillaire	40
2.6	Mécanismes de migration de l'oxygène dans le sol.....	41
2.6.1	L'advection.....	41
2.6.2	La diffusion	42
2.7	Diffusion de l'oxygène en milieu réactif et non réactif	43
2.7.1	En milieu non réactif	43
2.7.2	En milieu réactif	45
2.7.3	Mesure du coefficient de diffusion effectif D_e	46
2.7.4	Coefficient de taux de réaction effectif K_r	47
2.8	Modélisation numérique du comportement hydrogéologique	48
2.8.1	Méthode des éléments finis	50
2.8.2	Méthode par différences finies MDF	52
2.8.3	Code numérique SEEP/W	53

2.9	Besoin en recherche	54
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIES.....		55
3.1	Introduction	55
3.2	Préparation des mélanges till-boues MTBs.....	56
3.3	Caractérisations physico-chimique et minéralogique des matériaux de base et des MTBs 58	
3.3.1	Densité relative des grains (D_R)	59
3.3.2	Analyses granulométriques et classification des matériaux	60
3.3.3	Caractérisations chimiques.....	64
3.3.4	Caractérisations minéralogiques et réconciliation.....	68
3.4	Détermination du potentiel de génération d'acide (PGA).....	74
3.5	Propriétés hydrogéotechniques	75
3.5.1	Courbe de rétention d'eau	76
3.5.2	Résultats relatifs à la détermination des courbes de rétention d'eau.....	77
3.5.3	Conductivité hydraulique saturée.....	81
3.5.4	Résultats des essais de perméabilité.....	82
3.6	Montage des essais en colonnes	82
3.6.1	Colonnes pour l'évaluation du potentiel de lixiviation des MTBs.....	83
3.6.2	Colonnes instrumentées pour l'évaluation du comportement hydrogéologique des MTBs 84	
3.6.3	Analyses de la qualité des eaux de lixiviation.....	86
3.6.4	Modélisation thermodynamique par Visual Minteq.....	87
3.6.5	Mesures des teneurs en eau volumique et des succions	88
3.6.6	Flux d' O_2 à travers les matériaux de recouvrement	89
3.7	Simulations numériques	92

CHAPITRE 4	RÉSULTATS DES ESSAIS EN COLONNES ET DE LA MODÉLISATION NUMÉRIQUE.....	94
4.1	Résultats relatifs à l'évaluation du potentiel de lixiviation	94
4.1.1	Qualité physico-chimique des lixiviats	94
4.1.2	Calcul d'équilibre thermodynamique.....	101
4.1.3	Courbes d'oxydation-neutralisation	102
4.2	Résultats des essais en colonnes instrumentées	104
4.2.1	Qualité physico-chimique des lixiviats	104
4.2.2	Courbes d'oxydation-neutralisation	111
4.2.3	Succions et teneurs en eau volumiques	112
4.2.4	Coefficient de diffusion effectif (D_e) et flux d'oxygène	120
4.3	Modélisation hydrogéologique.....	124
CHAPITRE 5	DISCUSSION	126
5.1	Lixiviation des métaux et des éléments majeurs	126
5.2	Courbes d'épuisement chimique	128
5.3	Efficacité des recouvrements	129
CHAPITRE 6	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	130
6.1	Conclusion.....	130
6.2	Recommandations	131
RÉFÉRENCES	132
ANNEXES	150

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Critères de choix du système de traitement du DMA (tiré de Taylor et al., 2005)	9
Tableau 2.2 : Types de matériau pouvant être utilisés dans les barrières hydrauliques (tiré d'Aubertin et al., 201.....	12
Tableau 2.3 : Caractéristiques physico-chimiques des boues issues du traitement actif (d'après Zinck, 1997).	17
Tableau 2.4 : Modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau.....	31
Tableau 2.5 : Paramètres du modèle KCM (Mbonimpa et al., 2002)	35
Tableau 2.6 : Modèles de prédiction de la fonction de conductivité hydraulique non-saturée	36
Tableau 2.7 : Avantages et limites de la MEF (Marceau, 2007; tiré de Kalonji Kabambi, 2014). ..	52
Tableau 3.1 Teneurs en eaux massiques des matériaux (d'après Kanteye, 2019)	56
Tableau 3.2 Valeurs de w_m (%) calculées correspondant aux différents MTBs	58
Tableau 3.3 : Récapitulatif des méthodes utilisées pour la caractérisation des matériaux.....	58
Tableau 3.4 : Densités relatives des matériaux et des MTBs.....	60
Tableau 3.5 : Paramètres granulométriques des matériaux de base et des MTBs	64
Tableau 3.6 : Analyse par fluorescence X des matériaux de base	65
Tableau 3.7 : Analyse ICP-AES des matériaux de base	67
Tableau 3.8 : Analyse soufre/carbone total des différents matériaux et des MTBs.....	68
Tableau 3.9 : Résultats des analyses minéralogiques DRX des différents matériaux de base.....	69
Tableau 3.10 : Phases minéralogiques identifiées des matériaux après réconciliation	73
Tableau 3.11: Réactivité des minéraux neutralisants (Sverdrup, 1990).....	75
Tableau 3.12 : Tableau. Résultats de calcul du PNN des matériaux de base.....	75
Tableau 3.13 : Les valeurs d'AEV obtenus à partir des CRE	81
Tableau 3.14 : Conductivités hydrauliques de till, sable, résidu ww et MTBs ww (mélanges préparés avec $W_t = 7,5\%$ et $W_b = 200\%$)	82
Tableau 3.15 : Conductivités hydrauliques des MTBs wa (mélanges préparés avec $W_t = 7,5\%$ et $W_b = 200\%$)	82
Tableau 3.16 : Principales propriétés des matériaux utilisées dans les simulations numériques... ..	92
Tableau 4.1 : Indices de saturation des minéraux calculés par Visual MINTEQ pour les lixiviats des colonnes MTBs et matériaux témoins.....	102
Tableau 4.2 : Calcul du flux d' O_2 par la méthode des sulfates pour la colonne des résidus ww.	121

Tableau 4.3 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient d'O ₂ à différents niveaux dans la CRH du MTB ww ($\beta = 10\%$).....	122
Tableau 4.4 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O ₂ à deux niveaux dans la CRH du MTB ww à 20% de β et dans la couche du sable.....	122
Tableau 4.5 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O ₂ à différents niveaux dans la CRH du MTB ww à 30% de β	122
Tableau 4.6 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O ₂ à différents niveaux dans la CRH du MTB wa à 10% de β	123
Tableau 4.7 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O ₂ à différents niveaux dans la CRH du MTB wa à 30% de β	123
Tableau 5.1 : : Temps d'épuisement du S et des cations (Ca ⁺ Mg ⁺ Mn ⁺) dans les colonnes de MTBs et des boues	128

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Étapes de la formation du DMA (tiré d'Aubertin et al., 2002a).....	7
Figure 2.2 : Stratégies biologiques et abiotiques de traitement du DMA (tiré de Genty, 2012)....	10
Figure 2.3 : Principales composantes d'un système de recouvrement CEBC (tiré d'une communication orale, Bussière., 2013).....	15
Figure 2.4 : Schéma de co-dépôt des résidus avec des boues (MEND, 2004).....	19
Figure 2.5 : Distinction entre la zone saturée et la zone non-saturée (tiré de Musy, 2005).....	25
Figure 2.6 : Profil de saturation et de pression dans un sol (tiré de De Marsily, 2004).....	26
Figure 2.7 : Courbe de rétention d'eau (tiré de Coté., 1997, modifié).....	29
Figure 2.8 : Effet d'hystérésis au niveau de la courbe de rétention d'eau (tiré de Maqsoud et al. 2006)	30
Figure 2.9 : Schéma simplifiée du principe de mesure de la conductivité hydraulique saturée par l'essai à charge variable (tiré de Plumelle et al., 2013).....	38
Figure 2.10 : Dispositif simplifié pour mesurer la conductivité hydraulique par l'essai à charge constante.....	39
Figure 2.11 : a) Courbe de rétention d'eau et b) courbe de perméabilité (tiré de Aubertin et al., 1996).....	41
Figure 2.12 : Appareil à deux chambres pour la détermination expérimentale de D_e (Tiré de Mbonimpa et al., 2003).	46
Figure 2.13 : Approche conceptuelle pour la modélisation hydrogéologique de de problèmes réels (Woessner et Anderson., 1996; tiré de Bussiere, 1999).....	49
Figure 2.14 : Discrétisation d'un (a) aquifère à l'aide d'un (b) maillage en différences finies et (c) et en éléments finis (tiré de Cabaret, 2012).....	50
Figure 3.1 : Schéma de la méthodologie du projet.....	55
Figure 3.2 : Malaxeur utilisé pour la préparation des mélanges MTBs	57
Figure 3.3 : Homogénéisation des MTBs par quartage (méthode de quatre coins).....	57
Figure 3.4 : Pycnomètre à hélium (UQAT).....	59
Figure 3.5 : Granulomètre laser Malvern Mastersizer (UQAT).....	61
Figure 3.6 : Série des tamis ASTM D422-63 (UQAT)	61
Figure 3.7 : Courbes granulométriques des matériaux de base.....	63
Figure 3.8 : Courbes granulométriques des mélanges till-boues ($\beta = 10\%$, $\beta = 20\%$ et $\beta = 30\%$)	63

Figure 3.9 : Dispositif de l'analyse ICP-AES (UQAT)	66
Figure 3.10 : Diffractomètre aux rayons X D8-Advance Bruker AXS (photo catalogue URSTM/-IRME-UQAT)	68
Figure 3.11 : Types de signaux générés à la suite de l'interaction du faisceau d'électrons avec l'échantillon : eA électrons Auger, es électrons secondaires, er électrons rétrodiffusés, RX : rayons X, Cath : cathodoluminescence, F : fluorescence X secondaire (tiré de Mermillod-Blondin,2005).....	71
Figure 3.12 : Imagerie X par MEB-EDS des phases minéralogiques des boues	71
Figure 3.13 : Réconciliation minéralogique du till	72
Figure 3.14 : Réconciliation minéralogique de la boue ww.....	72
Figure 3.15 : Réconciliation minéralogique de la boue wa.....	72
Figure 3.16 : (a) Schéma de l'extracteur à membrane (cellule de pression) (tiré de Saleh-Mbemba, 2010), (b) cellule Temps au laboratoire (UQAT)	76
Figure 3.17 : Courbe de rétention d'eau mesurée du till et du sable.....	78
Figure 3.18 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 10\%$).....	78
Figure 3.19 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 20\%$).....	78
Figure 3.20 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 30\%$).....	79
Figure 3.21 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB ww ($\beta = 10\%$).....	79
Figure 3.22 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB ww ($\beta = 20\%$).....	80
Figure 3.23 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 30\%$).....	80
Figure 3.24 : Modèle physique des essais en colonnes pour étudier la stabilité chimique des MTBs et des matériaux témoins	83
Figure 3.25 : Design des colonnes instrumentées (modèle physique de CEBC)	84
Figure 3.26 : Photo des colonnes instrumentées	85
Figure 3.27 : Sonde EC-5 (www.mmm-tech.de)	88
Figure 3.28 : Data logger EM-50 (www.ictinternational.com).....	88
Figure 3.29: (a) Bloc Watermark et (b) data logger Watermark (www.irrometer.com).....	89
Figure 3.30 : Chromatographe en phase gazeuse Agilent MicroGC-3000A (URSTM-UQAT) ...	91
Figure 4.1 : Évolution du pH dans lixiviats issus des différents matériaux	94
Figure 4.2 : Évolution de la CE dans les lixiviats issus des différents matériaux.....	95
Figure 4.3 : Évolution du Eh dans les lixiviats issus des différents matériaux	96

Figure 4.4 : Évolution de l'acidité dans les lixiviats issus des différents matériaux.....	96
Figure 4.5 : Évolution de l'alcalinité dans les lixiviats issus des différents matériaux.....	97
Figure 4.6 : Évolution des concentrations en Ca dans les lixiviats pour le till, les deux boues et les six MTBs.	98
Figure 4.7 : Évolution des concentrations en Mg dans les lixiviats des différents matériaux	98
Figure 4.8 : Évolution des concentrations de sulfates dans les lixiviats des différents matériaux.....	99
Figure 4.9 : Évolution des concentrations de Zn dans les lixiviats des différents matériaux	99
Figure 4.10 : Évolution des concentrations de Fe dans les lixiviats des différents matériaux	100
Figure 4.11 : Évolution des concentrations de Cu dans les lixiviats issus des différents matériaux	100
Figure 4.12 : Courbes d'extrapolation oxydation-neutralisation (a) de la boue ww et (b) de la boue wa	103
Figure 4.13 : Courbes d'extrapolation oxydation-neutralisation de MTB ww (a) $\beta=10\%$, (b) $\beta=30\%$ et de MTB wa (c) $\beta=10\%$, (d) $\beta=30\%$	103
Figure 4.14 : Évolution du pH dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC	104
Figure 4.15 : Évolution de la CE des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC	105
Figure 4.16 : Évolution de l'acidité des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC	106
Figure 4.17 : Évolution de l'alcalinité des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC	106
Figure 4.18 : Évolution du Eh des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC.....	107
Figure 4.19 : Évolution des concentrations de Ca dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC.....	108
Figure 4.20 : Évolution des concentrations de Mg dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC.....	109
Figure 4.21 : Évolution des concentrations des sulfates dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC.....	109

Figure 4.22 : Évolution des concentrations de Zn dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC.....	109
Figure 4.23 : Évolution des concentrations du Cu dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC.....	111
Figure 4.24 : Courbes d'extrapolation oxydation-neutralisation (colonnes instrumentées) des MTB ww : (a) $\beta = 10\%$, (b) $\beta = 30\%$ et des MTB wa : (c) $\beta = 10\%$, (d) $\beta = 30\%$	112
Figure 4.25 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB wa à $10\% \beta$	113
Figure 4.26 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB wa à $20\% \beta$	114
Figure 4.27 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB wa à $30\% \beta$	115
Figure 4.28: Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB ww à $10\% \beta$	116
Figure 4.29 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB ww à $20\% \beta$	116
Figure 4.30 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB ww à $30\% \beta$	117
Figure 4.31 : Évolution des teneurs en eau volumiques dans la CRH et dans le sable du brique capillaire : la colonne MTB ww à $20\% \beta$	118
Figure 4.32 : Évolution de la teneur en eau volumique au niveau de la CRH de la colonne MTB ww à $10\% \beta$	119
Figure 4.33 : L'évolution du degré de saturation et de succion en fonction de l'élévation pour la colonne MTB ww à $10\% \beta$	125
Figure 5.1 : Courbes d'épuisement du S_{total} et de $(Ca^{+}Mg^{+}Mn^{+})$ dans les colonnes des MTB ww (a) $\beta = 10\%$, (b) $\beta = 30\%$ et des MTB wa (c) $\beta = 10\%$, (d) $\beta = 30\%$	128

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	Section [L ²]
AEV	<i>Air entry value</i> ou pression d'entrée d'air [L]
ASTM	American Society for Testing Materials
CC	Coefficient de courbure [-]
C _u	Coefficient d'uniformité [-]
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CH	Argile inorganique selon la classification USCS
CRH	Couche de rétention d'humidité
C _{Mi}	Concentration du minéral <i>i</i> [%]
D019	Directive 019
D*	Coefficient de diffusion intrinsèque du matériau [L ² T ⁻¹]
D _a ⁰	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air [L ² T ⁻¹]
D _w ⁰	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau [L ² T ⁻¹]
D _e	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène [L ² T ⁻¹]
D ₁₀	Diamètre des particules correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique [L]
D ₃₀	Diamètre des particules correspondant à 30% passant sur la courbe granulométrique [L]
D ₆₀	Diamètre des particules correspondant à 60% passant sur la courbe granulométrique [L]
DMA	Drainage minier acide
D _r	Densité relative [-]
D _{r-boue}	Densité relative des boues [-]
D _{r-m}	Densité relative du mélange [-]

D_{r-sol}	Densité relative du sol [-]
DRX	Diffraction des rayons X
e	Indice des vides C_u [-]
EDP	Équation aux dérivées partielles
GM	gravier silteux avec sable selon la classification USCS
h	Charge hydraulique [L]
H	Hauteur [L]
HDS	High density sludge
i	Gradient hydraulique unitaire [-]
ICP-AES	Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy
I_p	Indice de plasticité [-]
IRME	Institut de Recherche en Mines et en Environnement
kPa	kilo Pascal
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée [$L.T^{-1}$]
K_r	Taux de réactivité des sulfures [%]
k_u	Conductivité hydraulique non saturée [$L.T^{-1}$]
L	Longueur de l'échantillon [L]
W_L	Limite de liquidité [%]
W_P	Limite de plasticité [%]
LDS	Low density sludge
MEB-EDS	Microscope électronique à balayage – Spectrométrie par dispersion d'énergie
MELCC	Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
MERN	Ministère de l'énergie et des ressources naturelles
MDF	Méthode des différences finies

MEF	Méthode des éléments finis
MSBs	Mélanges sol-boues
MTBs	Mélanges till-boues
NEDEM	Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier
n	Porosité [-]
PA	Potentiel d'acidité [M.M ⁻¹]
P _b	Pourcentage de passant des boues humides [%]
PGA	Potentiel de génération d'acide
P _m	Pourcentage de passant du mélange [-]
PN	Potentiel de neutralisation [M.M ⁻¹]
PNC	Potentiel de neutralisation des carbonates
PNN	Potentiel net de neutralisation
P _s	Pourcentage de passant du sol humide [%]
R _i	Facteur de réactivité [-]
S _c	Composante de capillarité [-]
S _a	Composante d'adhésion [-]
S _a [*]	Composante d'adhésion [-]
S/C	Soufre/Carbone
S _r	Degré de saturation [%]
S.I	Indice de saturation [-]
SM	Sable silteux avec gravier selon la classification USCS
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale
USCS	United Soil Classification System ou <i>Système de Classification Unifié des Sols</i>

w	Teneur en eau massique [% w/w]
w_a	Waite Amulet
w_i	Teneur en eau massique à l'instant i [% w/w]
$w_{i-boues}$	Teneur en eau initiale des boues [% w/w]
w_{i-sol}	Teneur en eau initiale de sol [% w/w]
w_m	Teneur en eau du mélange [% w/w]
w_{nat}	Teneur en eau naturelle [% w/w]
w_{sol}	Teneur en eau du sol [% w/w]
ww	Westwood
X	Rapport entre la masse solide de boues et la masse solide du till
β	Teneur en boues humides [%]
θ_w	Teneur en eau volumique de l'eau [$L^3 L^{-3}$]
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle [$L^3 L^{-3}$]
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation [$L^3 L^{-3}$]
θ_{st}	Teneur en eau volumique à saturation [$L^3 L^{-3}$]
ψ	Succion matricielle [kPa]

LISTE DES ANNEXES

Annexe A	Compilation des résultats des analyses chimiques des lixiviats issues des colonnes évaluants l potentiel de lixiviation	150
Annexe B	Compilation des résultats des analyses chimiques des lixiviats issues des colonnes instrumentées.....	153
Annexe C	Résultats des concentrations ponctuelles des éléments chimiques lixiviés analysés par ICP-AES et des sulfates par chromatographe ionique des colonnes évaluants le potentiel de lixiviation	155
Annexe D	Résultats des concentrations ponctuelles des éléments chimiques lixiviés analysés par ICP-AES et des sulfates par chromatographe ionique des colonnes instrumentées	161
Annexe E	Compilation des calculs de coefficient de diffusion et flux d'O ₂ dans les colonnes instrumentées.....	163

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte et problématique de l'étude

Les sites d'exploitation minière au Québec occupent près de 7,63 millions d'hectares du territoire (MERN, 2017). Les activités minières québécoises sont principalement concentrées dans la région de l'Abitibi, le long de la faille de Cadillac, qui regroupe à elle seule plus de 70% des mines au Québec.

À la suite des opérations minières pour extraire différents types de minerai, de grandes quantités de rejets solides sont produites annuellement. Ces rejets solides sont sous forme de stériles miniers (roches sans valeur économique) et sous forme de résidus miniers (particules fines issues du traitement métallurgique du minerai). Ces rejets miniers solides peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement, et plus particulièrement, les rejets solides qui contiennent des minéraux sulfureux. En effet, au contact de l'eau et de l'oxygène, les minéraux sulfureux présents dans ces rejets solides s'oxydent et libèrent des ions H^+ qui mène à la formation d'eaux contaminées appelées drainage minier acide (DMA) (Aubertin et al., 2002). Ces eaux acides sont caractérisées par des pH faibles ($pH \leq 3$) et contiennent souvent de fortes concentrations en sulfates et en métaux lourds.

Dans le cas des mines en production, lorsque la génération du DMA est déclenchée, il est nécessaire de mettre en place un système de traitement afin que les effluents miniers atteignent les qualités imposées par la réglementation en vigueur (ex. Directive 019, 2012). La méthode la plus couramment utilisée est le traitement actif qui consiste à ajouter, de façon continue, un réactif chimique alcalin aux effluents miniers acides afin d'augmenter leur pH et favoriser la précipitation des métaux dissous. Il s'agit notamment de l'hydroxyde de calcium ou chaux éteinte $Ca(OH)_2$, l'oxyde de calcium CaO , l'hydroxyde de sodium $NaOH$, l'oxyde de magnésium MgO , le carbonate de calcium $CaCO_3$, le carbonate de sodium Na_2CO_3 , l'ammoniaque anhydre NH_3 (Aubertin et al., 2002; Zinck et Griffith, 2013). Cette neutralisation des effluents miniers génère de grandes quantités de boues de traitement ayant une densité de pulpe ou siccité variable (2 à 30% de solide selon le procédé) et qui doivent être entreposées et gérées adéquatement (Aubé, 2004).

Les boues de traitement actif du DMA sont généralement entreposées dans des bassins de sédimentation pouvant s'étendre sur plusieurs dizaines d'hectares. Le traitement actif n'est pas

recommandé après la fin de l'activité minière, et de ce fait, les parcs à résidus générateurs du DMA doivent être restaurés afin d'empêcher l'oxydation des minéraux sulfureux et la production du DMA durant l'après-mine.

Dans le contexte de développement minier écoresponsable, les boues de traitement peuvent être valorisées comme matériaux de construction dans les systèmes de recouvrement utilisés comme moyen de restauration des parcs à résidus miniers (Zinck et al., 2010; Bouda et al., 2012; Demers et al., 2015a, b; Mbonimpa et al., 2015; Demers et al., 2017; Rakotonimaro et al., 2017). Cette valorisation des boues de traitement en tant que composante d'un système de recouvrement (ex. CEBC) permettra de réduire l'impact de l'activité minière sur l'environnement. Ainsi, cette nouvelle voie de valorisation/réutilisation des boues permettrait de libérer l'espace dans les anciens bassins de sédimentation et pourrait prolonger leur durée de vie pour le stockage de nouvelles boues.

Les boues se caractérisent par des teneurs en eau très élevées (Bigatel et al., 1999) et peuvent être éventuellement utilisées comme couche de rétention d'humidité (CRH) d'une couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC). La performance de ce type de recouvrement est essentiellement basée sur la capacité de maintenir la CRH à un haut degré de saturation ($S_r \geq 85\%$).

Toutefois, ces boues risquent de perdre facilement leur eau par assèchement et cela conduira à l'apparition de fentes de dessiccation et à la création de chemins préférentiels d'écoulement d'eau et de la diffusion de l'oxygène. Il est également important de mentionner que les teneurs en eau élevées des boues posent un problème au niveau de la construction des recouvrements et plus particulièrement lors de leur compaction afin d'atteindre des teneurs en eau optimales. De ce fait, il est nécessaire de les amender avec d'autres matériaux tel que le sable, les silts (Mbonimpa et al., 2016, Demers et al., 2017) ou la chaux (Kanteye, 2019) afin que ces mélanges puissent avoir les propriétés physiques et hydriques adéquates d'une CRH.

Des études récentes (Mbonimpa et al., 2016; Demers et al., 2017) ont montré qu'un mélange optimal de silt et de boues avec une teneur en boues de 25% (en proportion humide), améliorerait les propriétés physiques et hydriques des mélanges, c'est-à-dire, une augmentation de leur capacité de rétention d'eau avec une diminution de leur conductivité hydraulique saturée. Le mélange proposé avait les propriétés physiques et hydriques adéquates pour constituer une CRH d'une CEBC.

Les travaux de Kanteye (2019) ont également montré que les mélanges till-boues avec des teneurs en boues de 30, 40 et 50% (en proportion humide) disposent des propriétés physiques et hydriques requises pour les CRH des CEBC.

Cette étude se démarque des précédentes du fait qu'elle teste d'une part les possibilités de lixiviation des mélanges sols-boues, (till et boues) avec différentes proportions et d'autre part elle évalue la performance des recouvrements de type CEBC dont la CRH est composée de ces mélanges à l'aide de modèles physiques de laboratoire.

1.2 Objectifs du projet et structure du mémoire

1.2.1 Objectifs du projet

L'objectif principal de ce projet est d'évaluer les voies de valorisation des boues de traitement du DMA pour produire des mélanges de sols granulaires (p. ex. till) et de boues (MTBs) ayant les propriétés physiques et hydriques requises de la CRH d'une CEBC.

Pour atteindre cet objectif, le projet a été répartie sous trois objectifs spécifiques, numérotés en ce qui suit :

- 1- évaluer le potentiel de lixiviation des MTBs à travers des essais cinétiques de lixiviation en colonnes pendant une année et pour trois teneurs en boues (β) : 10, 20 et 30% (β correspond au ratio de la masse de boues humides/masse de sol humide) ;
- 2- évaluer la performance des mélanges à jouer le rôle d'une CRH en utilisant des colonnes instrumentées simulant des recouvrements multicouches de type CEBC ;
- 3- finalement, le comportement à long terme de la performance du recouvrement sera évalué à l'aide de la modélisation numérique en utilisant le logiciel SEEP/W (Geoslope Ltd, 2019).

1.2.2 Structure du mémoire

Le mémoire comporte six chapitres.

➔Le premier chapitre introductif présente le contexte, la problématique, les objectifs, la structure et les retombées du projet.

➤ Le deuxième chapitre présente une revue de littérature relative à la problématique du DMA, les moyens de prévention et de contrôle de ce phénomène, puis une description des traitements actif et passif du DMA. Ensuite, il est abordé la question de la gestion intégrée des boues, les notions fondamentales de l'écoulement de l'eau et les mécanismes de migration de l'oxygène à travers le milieu poreux, les principes de la modélisation numérique ainsi que les besoins en recherche.

➤ Le chapitre 3 décrit la méthodologie utilisée dans le cadre de ce projet de recherche, incluant la préparation des mélanges, le montage des essais en colonnes et les suivis réalisés. Également dans ce chapitre, il y est présenté les résultats des caractérisations physique, chimique, minéralogique et hydriques des matériaux à l'étude.

➤ Le quatrième chapitre présente les résultats des suivis des essais en colonnes utilisés pour l'évaluation du potentiel de lixiviation des mélanges till-boues (MTBs) ainsi que ceux des suivis des colonnes instrumentées simulant les recouvrements de type CEBC (qualité physico-chimique, teneur en eau volumique, succion et consommation d'O₂). Finalement, il y est présenté les résultats des simulations numériques.

➤ Le cinquième chapitre, présente une discussion des principaux résultats et du comportement des MTBs.

➤ Le sixième chapitre présente les principales conclusions de ce travail de recherche ainsi que les recommandations relatives à la valorisation des boues.

1.3 Retombées potentielles du projet

Lorsque les matériaux fins requis dans la construction du recouvrement de type CEBC ne sont pas disponibles dans les environs des sites miniers à restaurer, leur acquisition engendrent une augmentation considérable des coûts de construction du recouvrement. Afin de réduire ces coûts, il est possible d'utiliser des rejets miniers non générateurs d'acide, voire même des rejets obtenus après désulfuration des résidus dans ces travaux de restauration. Également, d'autres matériaux tel que les boues issues du traitement actif du DMA peuvent éventuellement être valorisés et utilisés comme matériaux de construction des recouvrements. Toutefois, avant leur utilisation dans les recouvrements, il est nécessaire d'évaluer leur comportement; c'est ce qui constitue l'objectif principal de ce projet de recherche. Les résultats de ce projet de recherche vont contribuer à l'amélioration de l'état des connaissances sur les propriétés physiques, hydriques et chimiques des

MTBs. Les résultats vont aider à statuer sur les capacités des MTBs à jouer le rôle d'une CRH à l'échelle du laboratoire en simulant des recouvrements de type CEBC à l'aide de modèles physiques (colonnes instrumentées).

Les résultats de ce projet seraient utilisables par les opérateurs miniers et s'intégreront à l'ensemble des connaissances en cours d'acquisition sur les méthodes de gestion et de valorisation des boues avec d'autres matériaux dans la restauration des sites miniers. Les résultats seront disponibles pour l'industrie minière, les ministères concernés (ex. MERN et MDDELCC) et les firmes de génie conseil.

Sur le plan socio-économique, la valorisation des boues comme matériaux de construction dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA permettra de libérer de l'espace dans les bassins de stockage de ces boues. Cette libération d'espace permettra ainsi de prolonger leur durée de vie (au lieu d'en créer de nouveaux). De plus, cette valorisation permettra de réduire la quantité de matériaux naturels qui pourrait être prélevée dans les bancs d'emprunt et qui est requise pour la restauration des sites miniers. Cette réduction de l'empreinte environnementale des opérations minières est avantageuse pour l'acceptabilité sociale des projets miniers. Des économies en termes de coûts de transport des matériaux provenant des bancs d'emprunt peuvent aussi être escomptées (selon la distance du site d'emprunt des matériaux).

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre a pour objectif de présenter une revue de littérature sur le processus de formation du DMA et les moyens de sa prévention, les méthodes de traitement (actif et passif) de ce phénomène ainsi qu'une synthèse sur la gestion des boues issues du traitement actif du DMA. De plus, il présente les notions fondamentales de l'écoulement des fluides (eau et gaz) ainsi que les principes de la modélisation numérique à l'aide du code SEEP/W de Geoslope International.

2.1 Drainage minier acide (DMA): généralités et formation

Par ses activités, l'industrie minière génère d'importante quantité de rejets miniers solides tel que les résidus et les stériles miniers. Les stériles sont dépourvus de valeurs économiques et ce sont des empilements de roches grossières ayant un très faible degré de saturation et une conductivité hydraulique saturée très élevée (Bussière, 1999). Les résidus miniers (aussi appelés rejets de concentrateur) sont issus du broyage de la roche dure et dans lesquels les valeurs économiques ont été récupérées durant le traitement (minéralurgique) du minerai au concentrateur.

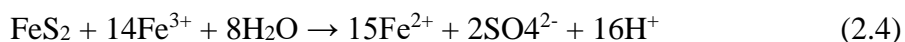
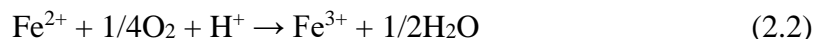
Ces rejets miniers peuvent, sous certaines conditions, avoir un impact négatif sur l'environnement et plus particulièrement lorsque ces rejets contiennent des minéraux sulfureux tel que la pyrite (FeS_2), la pyrrhotite (Fe_{1-x}S , $0 < x < 0,20$) et l'arsénopyrite (FeAsS) (Aubertin et al., 2002). Ces minéraux sulfureux lorsqu'ils sont mis en contact avec l'air et l'eau, des réactions d'oxydation se produisent générant ainsi du drainage minier acide (DMA). Afin d'illustrer ces réactions d'oxydation, la pyrite a été retenue comme minéral sulfureux. Ainsi, son oxydation directe se produit selon l'équation 2.1 (Aubertin et al., 2002) :



Cette réaction d'oxydation se produit à des pH proches de la neutralité et pour une mole de pyrite on génère généralement deux moles d'acide sulfurique. Le taux d'oxydation dépend de plusieurs facteurs, notamment l'apport en oxygène, la température, le pH, l'activité bactérienne, la surface et la cristallographie du minérale (Bussière et al., 2007).

La pyrite peut subir également une oxydation indirecte par le fer ferrique en solution. En effet, le fer ferreux libéré par l'oxydation de la pyrite peut être oxydé en fer ferrique (équation 2.2) (Bussière et al., 2005). À des pH relativement élevés, le fer ferrique précipite sous forme d'hydroxyde, en

libérant davantage d'acide dans l'eau (équation 2.3). Une fois que le pH est suffisamment bas ($\text{pH} < 3$), le fer ferrique ne précipite plus et demeure en solution, lui permettant de contribuer à l'oxydation indirecte des sulfures (équation 2.4) :



La formation du DMA décrite par les équations (2.1) à (2.4) se développe normalement selon une séquence en trois phases (Kleinman et al., 1981). Ces différentes phases sont présentées à la Figure 2.1. Ainsi, les deux premières phases de formation du DMA se produisent à des pH suffisamment élevés, de sorte que le fer ferrique précipite sous forme d'hydroxyde et n'agit pratiquement pas comme oxydant de la pyrite. Après un certain temps, la libération des ions H^+ peut engendrer ainsi la baisse du pH et l'oxydation indirecte de la pyrite par le fer ferreux.

Durant les premières phases de formation du DMA, une mole de pyrite oxydée génère quatre ions H^+ (équation 2.1) tandis qu'en phase 3, elle génère 16 ions (Bussière et al., 2005).

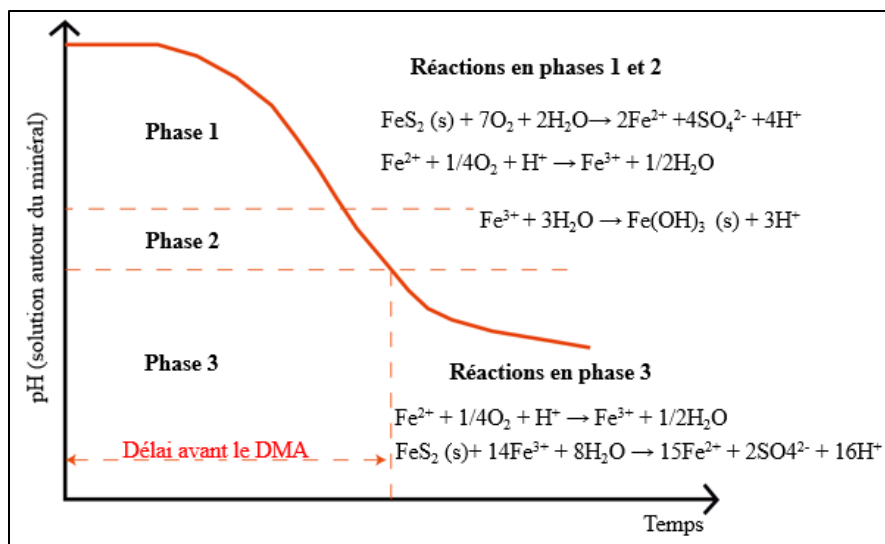


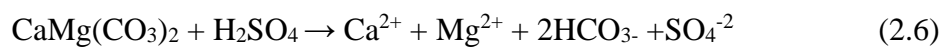
Figure 2.1 : Étapes de la formation du DMA (tiré d'Aubertin et al., 2002a)

La production d'ions H^+ diminue le pH de l'eau, ce qui augmente la solubilité de certains métaux comme Zn, Cu, Ni et Pb. Les résidus miniers peuvent contenir tout de même une certaine quantité de minéraux neutralisants. Ces minéraux neutralisants peuvent se dissoudre en présence d'acide et

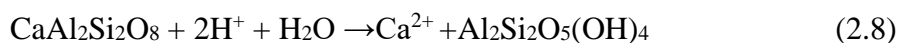
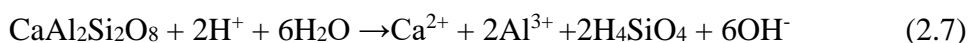
peuvent ainsi neutraliser une partie de l'acidité produite par l'oxydation des minéraux sulfureux. Cet effet tampon est possible tant qu'il y a des minéraux neutralisants disponibles pour réagir avec l'acide (Demers, 2008).

Parmi les principales familles de minéraux neutralisants qu'on peut trouver dans les rejets miniers, on peut citer les carbonates, les silicates et les hydroxydes. Parmi les carbonates, on retrouve la calcite (CaCO_3), la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) et l'ankérite ($(\text{Ca}_x\text{Mg}_y\text{Mn}_z)\text{CO}_3$).

Les mécanismes de neutralisation de l'acide sulfurique (issu du DMA) par la calcite et la dolomite sont illustrés par les équations (2.5) et (2.6), respectivement (Aubertin et al., 2002a).



La dissolution des silicates peut se faire de façon congruente ou incongruente, c'est-à-dire que les silicates peuvent se dissoudre complètement en composants solubles (congruente) ou encore se dissoudre et former, à partir des produits de la réaction, une autre forme stable qui précipite (incongruente). Ce dernier type de dissolution est le plus fréquent pour les silicates. Les équations (2.7) et (2.8) illustrent la dissolution congruente et incongruente de l'anorthite qui est l'un des silicates les plus solubles (Sherlock et al., 1995).



2.2 Prévention et contrôle de la génération du DMA

2.2.1 Traitement actif et passif du DMA

Lorsqu'un site minier génère un effluent minier qui ne répond pas aux normes environnementales, cet effluent doit être traité avant sa libération dans l'environnement. Le traitement a pour objectif d'augmenter le pH, de précipiter les métaux et diminuer la teneur en sulfate (MEND 1999; Aubertin et al., 2002; Johnson et Hallberg, 2005). Le traitement chimique est nécessaire tant que l'effluent ne répond pas aux normes environnementales imposées par la réglementation (Directive 019) (Aubertin et al., 2002).

On distingue principalement deux types de traitement du DMA : le traitement actif et le traitement passif (USEPA, 2014).

- Les méthodes de traitement actif sont principalement conçues pour les mines en opération. L'approche consiste à ajouter, en continu, un produit chimique à l'effluent (DMA) pour augmenter son pH et par la suite précipiter les métaux et les contaminants présents. Ce type de traitement nécessite beaucoup d'entretien et une surveillance quotidienne (USEPA, 2014).
- Les méthodes de traitement passif sont utilisées pour les faibles débits dans des sites en cours de restauration ou déjà restaurés. Elles ne nécessitent pas une surveillance excessive. Ce type de traitement utilise des procédés chimiques, biologiques et/ou physiques dans le but de traiter différents métaux (Taylor et al, 2005).

Le Tableau 2.1, présente les différences entre le système actif et passif. Les systèmes de traitement actifs sont conçus pour des eaux à faible pH et à forte charge en contaminant (acidité élevée). En revanche, les systèmes passifs du traitement du drainage minier sont limités aux effluents de faibles débits (< à 50 l/s) et ayant une faible acidité (Taylor et al., 2005). Le choix du système de traitement approprié dépend de plusieurs paramètres (Tableau 2.1). Ainsi, les systèmes de traitement passif sont proposés comme des options de remise en état ou d'assainissement les plus faisables du point de vue économiques et écologiques (Macías et al., 2012c; USEPA, 2014).

Tableau 2.1 : Critères de choix du système de traitement du DMA (tiré de Taylor et al., 2005)

Filiale de traitement du DMA	pH maximal	Débit (l/s)	Acidité moyenne (mg CaCO ₃ /L)
Actif	14	Pas de limite	1-10 000
Passif	7,5-8	Inférieur à 50	1-800

Les systèmes du traitement actif et passif du DMA peuvent être subdivisés en systèmes de traitement biologique et systèmes de traitement abiotique ou chimique (Figure 2.2) (Genty, 2012).

Le traitement actif consiste en l'ajout d'un agent neutralisant (ex. chaux vive, hydratée, soude) visant à augmenter le pH de la solution, engendrant ainsi la baisse de la solubilité des métaux qui précipitent sous forme d'(oxy)hydroxydes (Aubertin et al., 2002). Ce procédé engendre de grandes quantités de boues de traitement ayant des densités de pulpe variable (2 à 30% solide selon le procédé) (Aubé., 2004).

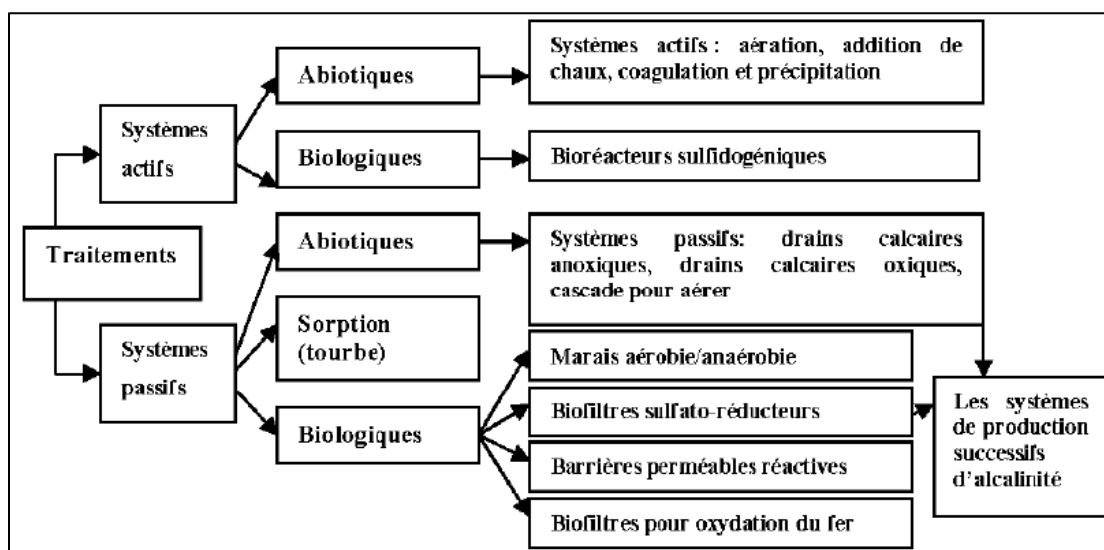


Figure 2.2 : Stratégies biologiques et abiotiques de traitement du DMA (tiré de Genty, 2012)

Les boues de traitement du DMA, considérées comme des rejets miniers, sont généralement entreposées dans des bassins de sédimentation pouvant s'étendre sur plusieurs dizaines d'hectares. Ces boues sont caractérisées par la présence des agents alcalins et nécessitent une gestion environnementale responsable et efficace.

Pour limiter et contrôler le phénomène de DMA, les réactions d'oxydation (minéraux sulfureux) doivent être interrompues (Aubertin et al., 2002). Cette interruption de l'oxydation peut se faire en éliminant l'un des composants qui gouvernent la production du DMA, soit les minéraux sulfureux, l'eau ou l'oxygène.

2.2.2 Enlèvement des sulfures

L'exclusion des minéraux sulfureux réactifs dans les rejets de concentrateur se fait via une technique minéralurgique nommée la désulfuration environnementale (par flottation), qui consiste à enlever suffisamment de soufre des résidus miniers afin de réduire leur pouvoir de génération d'acide tout en gardant leur pouvoir de neutralisation. L'utilisation de cette technique est avantageuse et permet la séparation des résidus désulfurés et le concentré de sulfure généré. Cette séparation facilite la gestion des rejets et le contrôle de leurs impacts environnementaux potentiels (Benzaazoua et al., 2008).

2.2.3 Exclusion de l'eau

Dans le but de prévenir la production d'acide, on vise à éliminer les apports en eau vers les rejets miniers générateurs du DMA. L'élimination des apports en eau peut se faire par la mise en place de barrières hydrauliques empêchant l'infiltration d'eau de la surface vers les résidus miniers. Ces barrières peuvent être constituées de matériaux ayant une conductivité hydraulique $k_{\text{sat}} \leq 10^{-7} \text{ cm/s}$ (Aubertin et al., 2015; Maqsoud et al., 2020). Ces matériaux peuvent être naturels (ex. sols fins comme l'argile) ou synthétiques (géomembranes et géocomposites bentonitiques). Le tableau 2.2 présente les caractéristiques spécifiques, avantages et inconvénients de l'utilisation de ces matériaux comme barrière hydraulique pour empêcher l'infiltration de l'eau vers les résidus réactifs.

2.2.4 Exclusion de l'oxygène

L'exclusion de l'oxygène peut se faire en utilisant des recouvrements en eau ou en maintenant certains matériaux à un haut degré de saturation. L'efficacité de ces techniques est basée sur le fait que le coefficient de diffusion de l'oxygène dissous dans l'eau (aux alentours de $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) est environ 10 000 fois plus faible que dans l'air ($1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$). Dans cette catégorie, on trouve les recouvrements en eau, les recouvrements monocouches avec nappe phréatique surélevée et les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC).

2.2.4.1 Recouvrements en eau

Ce type de recouvrement, vise à créer une barrière face à la migration de l'oxygène en maintenant une couverture aqueuse au-dessus des rejets miniers sulfureux potentiellement générateurs du DMA. Il s'applique surtout aux rejets de concentrateurs entreposés dans des parcs à résidus miniers ceinturés par des digues étanches. Dans certains cas particuliers, cette technique peut être également appliquée aux stériles miniers. La technique tire aussi profit du fait que la concentration maximale de l'oxygène dissous dans l'eau ($\sim 8,6 \text{ mg/L}$) est beaucoup plus faible que celle disponible dans l'air ($\sim 280 \text{ mg/L}$), ce qui contribue à réduire le flux diffusif vers les rejets réactifs (Aubertin et al., 2002).

Tableau 2.2 : Types de matériau pouvant être utilisés dans les barrières hydrauliques (tiré d'Aubertin et al., 2015)

Matériaux	Caractéristiques et recommandations	Avantages	Inconvénients
Sols fins	<ul style="list-style-type: none"> - k_{sat} visée, typiquement de l'ordre de 10^{-7} cm/s ; - Les limites de consistance (Atterberg) du sol doivent être évaluées et contrôlées. 	<ul style="list-style-type: none"> - Empêcher l'infiltration d'eau ; - Matériaux d'emprunt (disponible, pas cher). 	<ul style="list-style-type: none"> - Influence du degré de compaction et de plusieurs autres facteurs, incluant la chimie du lixiviat, sur la valeur de k_{sat} in-situ et l'effet du gel/dégel.
Géomembranes	<ul style="list-style-type: none"> - Tenir compte de leurs propriétés physiques (épaisseur, densité, transmissivité de vapeur), mécaniques (résistance à la traction, au déchirement et à la perforation, déformabilité, résistance des joints), chimiques (résistance aux attaques par l'eau, l'ozone, les rayons ultraviolets et les acides), biologiques (altération par les bactéries, les champignons, etc.), et thermiques (effets des températures extrêmes sur la résistance mécanique). 	<ul style="list-style-type: none"> - Leur utilisation dans l'industrie minière est plus récente et plus limitée, mais elle progresse rapidement ; - Tapis d'étanchéité sous les zones de traitement du minéral (par lixiviation) et sous les bassins de stockage de solutions mères ou percolées. 	<ul style="list-style-type: none"> - Peuvent être instable dans le cas de sollicitations dynamiques ; ce qui constitue un inconvénient à leur utilisation, puisque leur angle de friction au contact des sols (ou d'autres géosynthétiques) est relativement faible, surtout à long-terme (en raison des effets de fluage) ; - Durée de vie n'est pas connue avec exactitude.
Géocomposites bentonitiques	<ul style="list-style-type: none"> - Constitués d'une couche de bentonite sodique placée entre deux géotextiles ; - Faible k_{sat} ($\sim 10^{-9}$ cm/s) lorsqu'ils sont en bon état ; - Solution complémentaire ou de remplacement aux géomembranes et aux sols fins comme composante de faible perméabilité. 	<ul style="list-style-type: none"> - Capacité d'autoréparation à la suite de l'hydratation de la bentonite ; - Comportement peu affecté par les cycles de mouillage-séchage ou de gel-dégel ; - Bonne résistance aux tassements différentiels et aux perforations accidentelles. 	<ul style="list-style-type: none"> - Composition chimique du lixiviat peut accroître la conductivité hydraulique de la bentonite ; - Leur faible angle de friction limite la pente maximale permise ; - Leur faible épaisseur favorise les mécanismes de transfert par diffusion, incluant les flux d'oxygène.

Cette technique peut être appliquée par un dépôt initial subaquatique de rejets non oxydés (frais), par l'inondation (submersion, ennoiment) de rejets déjà entreposés dans un parc à résidus, ou par le déplacement des rejets vers un bassin rempli d'eau (comme une fosse) (Awoh, 2013). Dans ce cas, l'oxydation préalable des rejets peut entraîner un relargage des métaux et des sulfates (MEND, 2001).

L'application de cette technique requiert un bilan d'eau positif entre les apports (ex. précipitations et autres contributions du bassin versant) et les pertes par exfiltration et évaporation. La couverture en eau doit avoir une épaisseur minimale d'environ 1 m, qui doit être maintenue à long-terme tout en considérant les périodes de sécheresse les plus critiques (Aubertin et al., 2015). Le niveau de l'eau dans le bassin peut être contrôlé à l'aide d'un système adéquat de régulation du niveau d'eau (à l'aide d'un évacuateur des crues ou surplus d'eau); ce qui permet d'éviter un dépassement du niveau de référence, évitant ainsi le débordement et le déversement de l'eau dans le milieu environnant.

2.2.4.2 Monocouche combinée à une nappe phréatique surélevée

La technique du recouvrement monocouche combinée à une nappe phréatique surélevée (NPS) constitue une alternative à la technique précédente. L'objectif du NPS consiste à maintenir la position de la nappe phréatique à une profondeur h inférieure ou égale à la moitié de la pression d'entrée de l'air qui est la pression à partir de laquelle le matériel commence à se désaturer (AEV, *Air Entry Value* ou ψ_a) ($h \leq 1/2 \text{ AEV}$) (Ouangrawa et al., 2010). De ce fait, des résidus réactifs sont maintenus à un haut degré de saturation par capillarité (S_r est proche de 100% dans la frange capillaire dont l'épaisseur est proche de la pression d'entrée d'air ψ_a). Cette caractéristique est directement liée à la granulométrie du matériau où la valeur de ψ_a sera inférieure à 1 m pour un résidu grossier, alors qu'elle pourra être supérieure à 2 m pour un résidu à granulométrie fine (Aubertin et al., 2003). Cette saturation en eau limite la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs, empêchant ainsi l'oxydation des sulfures et par conséquent la production du DMA (Ouangrawa et al., 2010).

Différentes façons peuvent être utilisées pour rehausser le niveau de la nappe *a posteriori* afin d'augmenter le degré de saturation des résidus (MEND, 1996; Aubertin et al., 2015). Par exemple, pour garder le niveau de la nappe à une élévation maximale et constante, il faut limiter la perte

d'eau par évaporation et favoriser les infiltrations (Pabst, 2011), de même il est possible de réduire l'écoulement de l'eau souterraine en construisant des barrières verticales étanches au sein du parc.

Lorsque la nappe phréatique est trop profonde, en raison par exemple d'un mauvais contrôle de son élévation, la technique NPS ne peut pas être utilisée. Dans de tels cas, il est plus judicieux de sélectionner une autre méthode de recouvrement adaptée aux conditions de terrain, telle qu'une couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC) qui permet un meilleur contrôle des flux d'oxygène même dans le cas où la nappe est profonde (Pabst, 2011; Maqsoud et al., 2017).

2.2.4.3 Couverture avec effet de barrière capillaire

Au Québec et ailleurs au Canada, les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC) ont été utilisées comme technique de réhabilitation des sites miniers en raison de leur capacité à limiter la diffusion de l'oxygène (ex. Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993; Aubertin et al., 1995, 1999; Bussière, 1999; MEND 2004). Une CEBC est un recouvrement de type multicouche construit souvent sur des parcs à résidus miniers et selon certaines conditions, il peut être appliqué aux haldes à stériles, ainsi qu'aux empilements de minerais résiduels ou de lixiviation en tas (Aubertin et al., 2015).

Les CEBC sont généralement composées de trois couches dont une ayant une faible perméabilité (couche de rétention d'humidité) située entre deux couches à drainage rapide de granulométrie plus grossière. En condition non saturée, l'effet de barrière capillaire peut-être créé lorsqu'un sol fin est placé sur un sol nettement plus grossier au-dessus de la nappe phréatique. La couche de rétention d'humidité (CRH) a généralement une capacité de rétention d'eau qui est plus élevée, avec une pression d'entrée de l'air ($AEV \geq 20-50$ kPa) (Aubertin et Chapuis, 1991) et possède une conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) relativement faible (habituellement $<10^{-5}$ cm/s), par rapport à celle du bris capillaire (grossier) (Bussière et al., 2001).

La différence au niveau des propriétés hydrogéologiques (k_{sat} et CRE) permet alors à la couche de sol à granulométrie plus fine d'emmagasiner et de retenir l'eau des précipitations; ce qui permet d'y maintenir un haut degré de saturation. Cette saturation empêche l'oxygène de migrer vers les rejets réactifs (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989; Aubertin et Chapuis, 1991; Bussière et al., 2003).

Un exemple de configuration du recouvrement de type CEBC est présenté à la Figure 2.3. Les deux premières couches, A et B, servent à protéger les trois couches sous-jacentes contre l'érosion, les intrusions biologiques et humaines, les effets des cycles de mouillage-séchage et gel-dégel (Bussière et al., 2001). Les composantes importantes pour le fonctionnement du recouvrement sont les couches C, D et E.

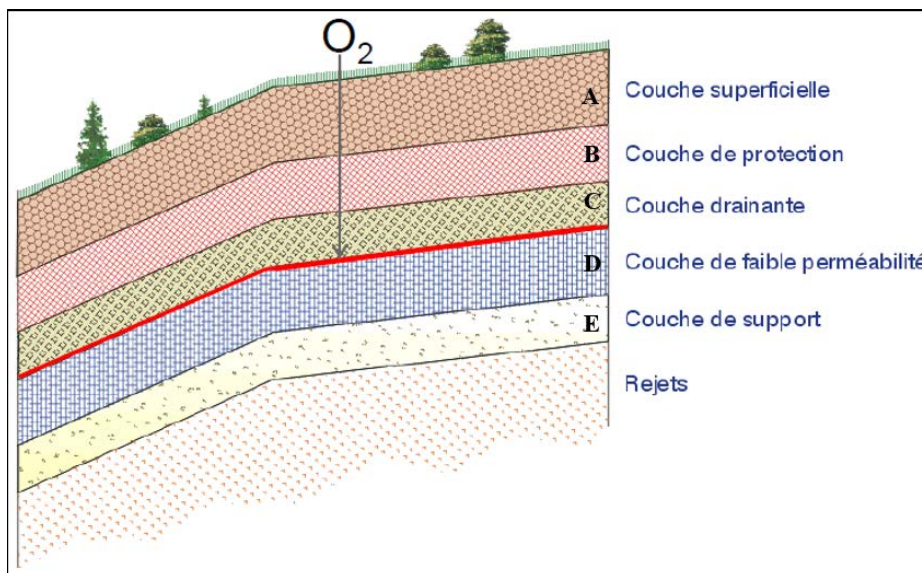


Figure 2.3 : Principales composantes d'un système de recouvrement CEBC (tiré d'une communication orale, Bussière., 2013)

La couche C est la couche drainante. Elle est caractérisée par une granulométrie grossière et une conductivité hydraulique élevée. Elle permet de contrôler les écoulements d'eau des couches supérieures en les dirigeant latéralement pour réduire l'infiltration dans la couche D. Elle diminue les pressions interstitielles dans le recouvrement, ce qui lui donne une meilleure stabilité. De plus, cette couche permet l'infiltration de l'eau vers la couche D; ce qui permet d'augmenter l'humidité dans la couche D (Bussière et al., 2001).

La couche D est la couche de rétention d'humidité (ou de faible perméabilité) qui permet de limiter l'infiltration de l'oxygène vers les résidus sulfureux. Elle est constituée d'un matériau fin et présente un contraste granulométrique suffisant avec les couches C et E pour que les effets de barrière capillaire s'établissent et permettant ainsi de favoriser sa saturation (Bussière et al., 2001).

La couche E (couche de support à la base de la couche D) a une granulométrie grossière pour permettre aux effets de barrière capillaire de s'établir dans la couche D. Sa conductivité hydraulique

élevée fait que cette couche se draine rapidement et demeure désaturée. De plus, elle doit limiter la montée du lixiviat des résidus sulfureux vers la couverture et doit également disposer des caractéristiques géotechniques adéquates pour supporter la mise en place du recouvrement par les équipements lourds.

Pour maintenir un degré de saturation élevé ($> 85\%$) à long-terme dans la CRH à granulométrie fine (couche D), il est fortement recommandé de construire les couches de la CEBC sur une surface relativement plane (Aubertin et al., 2016) puisque les zones inclinées présentent une désaturation importante en haut des pentes (Maqsoud et al., 2011). La CRH a un degré de saturation élevé permettant à la CEBC de jouer pleinement son rôle de barrière à l'oxygène, et de ce fait, le flux d'oxygène peut être réduit d'environ 99% par rapport aux résidus exposés à l'air. Le flux d'oxygène à la base de ce type de recouvrement correspond à des valeurs inférieures à 1 mole d'O²/m²/an, (Mbonimpa et al., 2003; Bussière et al., 2003, 2006). Cette réduction du flux permet de contrôler efficacement la production de DMA.

2.3 Caractéristiques et gestion intégrée des boues du traitement actif du DMA

2.3.1 Caractéristiques des boues

Les boues sont des produits amorphes issues de la précipitation hydrolytique. Dans le cadre du programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM), des caractérisations de 11 échantillons de boues ont été réalisées. Ces boues provenaient de plusieurs sites au Canada et sont issues de traitement d'effluents des mines de charbon, de métaux de base, des métaux précieux, et des opérations de traitement de l'uranium. Les résultats de ces caractérisations sont présentés au Tableau 2.3.

Une autre étude plus récente sur les boues de traitement actif du DMA par la neutralisation avec du CaO et/ou MgO suivie par une agitation et sédimentation a montré que ces déchets solides sont riches en métaux (Ca, Mg, Zn, Mn, Fe, Al, Cu) et en soufre avec une densité sèche de 1,9 g/cm³ et une teneur en eau massique d'environ 30% (Macías et al., 2017).

Tableau 2.3 : Caractéristiques physico-chimiques des boues issues du traitement actif (d'après Zinck, 1997).

Caractéristiques physico-chimiques		
Paramètres	Intervalle de variation	Moyenne
pH	8,2 - 10,8	9,5
Eh (mv)	58 - 315	236
Diamètre de particule D ₅₀ (µm)	2,9 - 42,5	11,2
% Solides	2,4 - 32,8	3,4 (LDS*) et 24,1 (HDS**)
Composition chimique		
Éléments (%)	Intervalle de variation	Moyenne
Al	0,1 - 11,2	2,7
Ca	1,8 - 26,6	9,3
Cd	< 0,0001 - 0,13	0,015
Cu	0,001 - 1,48	0,41
Fe	1,5 - 46,5	11,2
Zn	0,003 - 22	3,9
S _{totale}	0,8 - 11,3	3,3
PN (Kg CaCO ₃ equiv/tonne)	62 - 725	253

*High density sludge, **Low density sludge

Les observations au microscope électronique à balayage couplé à un spectromètre à rayons X en dispersion d'énergie (MEB-EDS) ont également montré qu'il y avait précipitation du gypse néoformé, favorisée par les teneurs importantes en Ca et en SO₄²⁻ provenant respectivement de l'agent neutralisant et du DMA. Ces boues renferment également des (oxy)hydroxydes métalliques ainsi que des (oxy)hydroxysulfates.

2.3.2 Gestion des boues et entreposage

Dans la pratique de gestion des boues, diverses options de stockage/entreposage sont utilisées (Zinck, 2005, Zinck et Griffith, 2013). Parmi ces options, on peut distinguer :

- l'entreposage des boues dans des bassins de rétention à proximité de la mine;
- l'entreposage des boues sous terre;
- le co-dépôt des boues avec les résidus;
- Mélange de boues avec un sol (silt/limon)

2.3.2.1 Entreposage dans les bassins de rétention

Le stockage des boues dans les bassins nécessite de grandes surfaces et demeure une approche simple qui ne requiert qu'une conception minimale du lieu de stockage (Lovell, 1973; Zinck, 2005). Les problèmes liés à l'entreposage des boues dans les bassins sont le plus souvent liés à la poussière soulevée par les vents, plus particulièrement dans les régions arides ou nordiques (Benzaazoua et al., 2005; Zinck, 2005).

2.3.2.2 Entreposage des boues sous terre

Dans ce cas, les boues générées sont stockées dans les ouvertures minières souterraines. Cette approche est plus avantageuse pour diverses raisons, notamment la réduction de l'empreinte environnementale des sites miniers, la diminution du risque de pollution des eaux de surface et l'amélioration de l'esthétique sur le site minier et les zones environnantes (Zinck, 2005). Cette méthode est importante du point de vue économique et environnemental mais elle reste très spécifique aux mines souterraines.

2.3.2.3 Co-dépôt des boues avec les résidus

Cette technique consiste à mélanger les boues et les résidus miniers avant leur dépôt dans les parcs à résidus. Dans cette pratique de stockage, les boues serviront à combler les vides entre les espaces des résidus (Figure 2.4) et à réduire le potentiel d'infiltration de l'eau et de l'air et aussi la conductivité hydraulique du mélange. Selon Zinck (2005), dans cette pratique, la stabilité à long terme des boues de traitement du DMA mélangées avec les résidus reste inconnue et nécessite encore des études plus poussées. Il est important de mentionner que cette méthode d'entreposage des boues ne peut être considérée comme efficace que dans le cas où les résidus ne sont pas générateurs d'acide. Au contraire, si les résidus, après leur oxydation, sont générateurs d'acidité, le potentiel de dissolution des boues et la remobilisation des métaux reste très élevés. Dans de telles conditions, on pourrait assister à l'ouverture des espaces entre les grains engendrant ainsi l'augmentation de l'infiltration et la lixiviation des métaux.

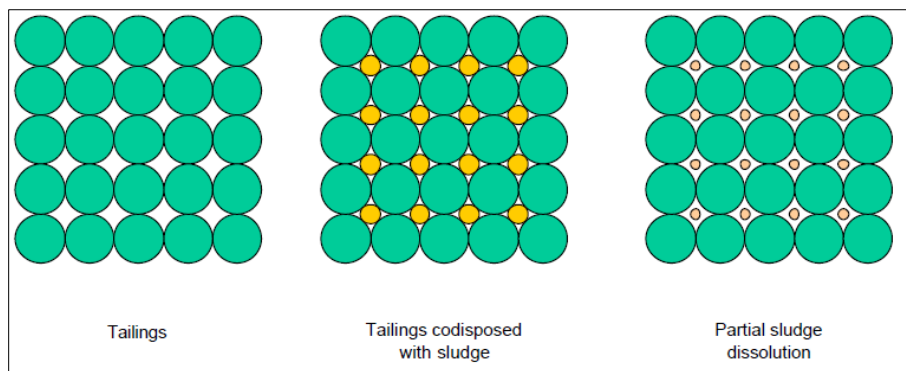


Figure 2.4 : Schéma de co-dépôt des résidus avec des boues (MEND, 2004)

2.3.2.4 Mélange de boues avec un sol (silt/limon)

Les boues issues du traitement par la chaux hydratée ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), la chaux vive (CaO) ou le calcaire (CaCO_3), sont très alcalines et elles peuvent être utilisées comme CRH dans une couverture multicouche lorsqu'elles sont mélangées avec un sol limoneux naturel, le pH de leur lixiviation devrait rester neutre (Demers et al., 2016).

Pour maximiser l'utilisation des boues en mélange avec un sol (mélange sol-boues ou MSBs), certains aspects géotechniques nécessitent une étude plus approfondie telle que :

- Les fissurations induites par la dessiccation (retrait contraint);
- L'effet des cycles de gel-dégel sur la conductivité hydraulique saturée;
- Les effets des cycles de séchage-mouillage sur le comportement de retrait libre et contraint;
- Les courbes de rétention d'eau des mélanges, etc.

Il est important de mentionner que les travaux réalisés par Mbonimpa et al. (2016) ont montré que les MSBs possèdent des propriétés géotechniques appropriées pour être utilisés dans les CEBC et ont fourni des outils permettant d'estimer la quantité de matériau naturel utilisable dans les couvertures.

2.3.3 Facteurs affectants la stabilité des boues

Les principaux facteurs qui peuvent affecter la stabilité des boues sont les suivants (Zinck, 2005) :

- pH du lixiviant : le pH est l'un des facteurs le plus important qui peut affecter la stabilité des boues; plus le pH du lixiviant est faible, plus le taux de mobilité des métaux sera élevé. Toutes

les boues deviendront instables si elles sont suffisamment exposées à l'acidité. En effet, si une boue riche en zinc (> 10% de Zn) est exposée à un pH de 8,5, une très faible lixiviation du zinc est prévue. Cependant, la mobilisation du zinc peut atteindre les 30 mg /l si la même boue est exposée à un pH de 6,5.

- processus de traitement : le degré de stabilité des boues dépend indirectement du type de traitement utilisé : *Low Density Sludge* (LDS) ou *High Density Sludge* (HDS). Dans le cas de LDS, la quantité de la chaux consommée est élevée et les boues produites ont une faible densité. Des boues d'une telle densité engendrent des volumes d'entreposage importants, en particulier si la concentration en métaux du DMA est importante. Des concentrations élevées en métaux entraînent la production d'une forte quantité de solide et une augmentation de la production de boues (Zinck, 2005). En revanche, le traitement HDS a un meilleur contrôle du pH; ce qui augmente le rendement d'utilisation de la chaux et produit des boues avec des composants cristallins en raison du contrôle du mécanisme de précipitation.
- la cristallinité des boues : la stabilité des boues dépend de celle de la phase amorphe plutôt que d'autres phases. La libération d'un métal à partir des précipités cristallins est généralement inférieure à celle des matériaux amorphes ou mal cristallisés. En effet, plus le minéral est cristallisé, moins d'éléments traces peuvent se trouver dans sa structure ou adsorbés sur la surface (Acero et al., 2006). La capacité de ces phases à retenir les métaux dans la fraction solide est un facteur important pour évaluer si les précipités sont des éléments potentiellement toxiques ou non (Acero et al., 2006; Consani et al., 2016).
- l'eau naturelle : Zinck et al. (1998) ont constaté que le pourcentage du fer ferrique dans l'eau naturelle améliore la densité et la décantation des boues.
- l'excès de l'alcalinité : la quantité d'alcalinité présente dans les boues sert à réduire la capacité de lixiviation des métaux et, par la suite, à accroître la stabilité des boues, à moyen et à court terme. Cette alcalinité sert à tamponner le pH dans un intervalle alcalin ou neutre, limitant ainsi le degré de lessivage des métaux.
- les boues anciennement entreposées : les boues les plus anciennes (entreposées depuis plusieurs années) semblent présenter une tendance à la lixiviation des métaux légèrement inférieure par rapport à celle des boues fraîches. Les boues âgées peuvent présenter une plus grande stabilité

que les boues fraîches en raison d'une teneur plus élevée en solide (25% ou plus) et de la recristallisation de la calcite (Zinck et al., 1997).

2.3.4 Voies de valorisation des boues

Les boues, du fait de leurs caractéristiques, ont une capacité à maintenir un pH alcalin à neutre pendant des décennies, voire des siècles, en raison de l'excès d'alcalinité produite par la chaux résiduelle au sein de ces boues (Zinck et al., 1997). Cette alcalinité devrait conférer une stabilité chimique aux boues et donc contrôler leur dissolution et la remobilisation des métaux au fil du temps tant que les conditions d'exposition ne sont pas acides. De plus, les constituants comme le gypse, la calcite, et le ferrihydrite sont des minéraux qui sont souvent utilisés comme matière première dans la fabrication de matériaux de construction ou d'autres produits.

Plusieurs voies ont été investiguées afin de valoriser ces boues issues de traitement du DMA et parmi lesquelles on peut citer :

- la récupération des métaux par traitement,
- la séquestration du dioxyde de carbone,
- la réutilisation des boues dans le traitement des eaux usées et des sols contaminés,
- la réutilisation des boues comme matériaux de substitution dans la construction,
- la construction des couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC).

2.3.4.1 Récupération des métaux et les oxydes

Les boues peuvent être utilisées pour extraire des substances utiles comme les métaux, les oxydes métalliques et les sulfures métalliques. La récupération des sous-produits à partir de boues pourrait potentiellement réduire les coûts et diminuer le risque de responsabilité environnementale des mines (Smith et al., 2013). Deux méthodes principales sont utilisées pour la récupération des métaux dans les boues : l'hydrométallurgie et la pyrométallurgie.

Les méthodes hydrométallurgiques impliquent la lixiviation de la boue suivie d'une extraction par solvant ou échange d'ions, tandis que les procédés pyrométallurgiques impliquent une récupération de métal par fusion.

Bien que les boues puissent contenir une quantité non négligeable de produits tels que les oxydes/hydroxydes et les métaux ayant une valeur économique potentielle, leur récupération est rarement adoptée en raison des coûts élevés et de sa faible rentabilité (Zinck, 2005; Zinck et Griffith, 2013; Anjali et Westerhoff, 2016; Smith et al., 2013).

2.3.4.2 Séquestration du dioxyde de carbone par les boues

Dans les bassins de rétention, il existe des indices qui montrent que des réactions se produisent naturellement entre les boues et les résidus métallurgiques riches en Fe. Le CO₂ peut réagir avec ces derniers pour produire des carbonates de Ca, de Mg et de Fe solides; ce qui rend les boues stables. Environ 60 000 tonnes de CO₂ par année pourraient être séquestrées; ce qui améliorerait nettement la stabilité des boues. La séquestration du CO₂ est fortement influencée par la variation de la pression atmosphérique, de la température et de la disponibilité d'oxyde ou d'hydroxyde dans les boues (Zinck, 2005; Merkel et al., 2005; Rakotonimaro et al., 2017).

2.3.4.3 Utilisation des boues pour immobiliser les contaminants des eaux usées

Les boues de traitement du DMA peuvent être utilisées dans le traitement et l'enlèvement des contaminants des effluents secondaires des stations d'épuration municipales (Wei et al., 2008). Parmi ces contaminants, on peut citer le phosphore qui est à l'origine de l'eutrophisation des eaux de surface et qui peut être éliminé par son adsorption par les boues. La température joue un rôle important dans cette adsorption (plus la température est élevée plus l'adsorption du phosphore est bonne).

L'efficacité du traitement des eaux usées peut atteindre 90% dans le cas d'utilisation de boues riches en oxydes et hydroxydes de Fer et d'Aluminium (Sibrell et al., 2009). Certains facteurs peuvent affecter cette efficacité, par exemple : la nature des boues, leur amendement, leur granulométrie et leur conductivité hydraulique (Sibrell et al., 2009; Heal et al., 2004, Rakotonimaro et al., 2017).

2.3.4.4 Les boues comme matériaux de substitution dans la construction

Les boues peuvent être utilisées comme une matière première dans la production de matériaux de construction notamment dans la fabrication de ciment en raison de leur composition inorganique (Levlin, 1998; Zinck, 2005; Simonyi et al., 1977; Rakotonimaro et al., 2017). Le gypse, la calcite,

la silice, l'aluminium et le fer sont les principaux constituants du ciment et qui se trouvent également dans des boues. Les teneurs élevées en Al dans les boues provenant du traitement du DMA de certaines mines de charbon et d'or sont utiles plus particulièrement dans le cas de fabrication de ciment alumineux (Lubarski et al., 1999; Rakotonimaro et al., 2017).

Une autre voie de valorisation des boues consiste à les utiliser dans la fabrication de brique. Les études ont montré que le pourcentage de boues, la température et le temps de cuisson sont des facteurs clés pour la fabrication de brique de bonne qualité. En effet, les briques qui durcissent sur une longue période à une température plus élevée avaient une plus grande résistance à la compression (Simonyi et al., 1977; Rakotonimaro et al., 2017).

Les boues peuvent être utilisés dans les remblais miniers, notamment les remblais en pâte. Benzaazoua et al. (2006) ont étudié le potentiel d'utilisation des boues de traitement de DMA dans la fabrication du remblai minier en pâte cimenté. Les résultats de cette étude ont montré que l'ajout de boues aux liants à base de scories a permis d'atteindre des résistances plus élevées et un durcissement à long-terme de la pâte du remblai.

2.3.4.5 Réutilisation des boues pour la prévention du DMA (recouvrements CEBC)

L'utilisation des boues dans la restauration des sites miniers constitue une autre alternative pour leur réutilisation. Plusieurs travaux récents ont évalué le potentiel de valorisation des boues de traitement comme composante d'un système de recouvrement utilisé dans la restauration de site minier en climat humide afin de contrôler la production du DMA (Zinck et al., 2010; Bouda et al., 2012; Demers et al., 2015a, b; Mbonimpa et al., 2015; Demers et al., 2017).

Les boues, en tant que matériau de recouvrement, ne sont pas efficaces pour limiter l'oxydation des résidus (MEND, 2004). La couche de boues n'agit pas comme barrière à l'oxygène et ne réduit pas significativement le taux d'oxydation des sulfures. Ce type de comportement est probablement lié à la formation de la fissuration et aux chemins préférentiels (*cracking and preferential channeling*) qui facilitent l'infiltration de l'eau vers les résidus et accélère sa désaturation engendrant ainsi l'oxydation des résidus (Zinck et al., 2010). Dans ces conditions, la désaturation des boues se produit en surface alors que la majorité des boues restent très humides en profondeur (Zinck., 2006).

Un autre défi de l'utilisation des boues dans les recouvrements est la mobilité et la libération des métaux (Zinck et al., 2010). Selon Rakotonimaro et al. (2017), l'ajout d'une quantité d'eau ou d'un couvert végétal au-dessus des boues pourrait être un moyen d'améliorer l'efficacité de cette approche, puisque la présence de l'eau sur les boues peut réduire de 10% la mobilité des métaux (Zinck et Griffith, 2013).

Toutefois, une autre voie prometteuse, consiste à concevoir des mélanges de sols et de boues (MSBs) avec des teneurs en boues β (masse de boues humides/masse de sol humide) qui varient entre 10 à 25%. Ces mélanges peuvent être utilisés dans les CEBC comme couche de rétention d'humidité (Bouda et al., 2012; Mbonimpa et al., 2015). Ainsi, les mélanges avec une teneur en boues de 25% ont présenté des propriétés physiques et hydriques requises pour une barrière à l'oxygène de type CEBC (une faible conductivité hydraulique de l'ordre de 10^{-5} cm/s et une pression d'entrée d'air d'environ 30 kPa). Le défi majeur d'une utilisation optimale et efficace des boues dans les MSBs est leur teneur en eau massique naturelle qui est très élevée (entre 150% et 300% sur le site Mouska-Doyon-Westwood) (Mbonimpa et al., 2015). Pour surmonter ce défi et réduire cette teneur élevée en eau, l'ajout de la chaux aux MSBs peut constituer une solution viable. Cette solution a été testée par Kanteye (2019) et les résultats ont montré une diminution des teneurs en eau de façon proportionnelle avec la quantité de chaux ajoutée et pour un temps de durcissement donné. Cette réduction est accompagnée d'une augmentation de la densité sèche après compactage et d'une diminution de la conductivité hydraulique saturée.

2.4 Notions fondamentales de l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux

Les sols comme les résidus miniers peuvent être considérés comme un système hétérogène complexe composé de trois phases : la phase solide constituée par les particules du sol (minéraux), la phase liquide composée d'eau et la phase gazeuse représentée essentiellement par l'air. Lorsque la phase gazeuse est absente de la matrice poreuse, le milieu est dit saturé. À proximité de la surface, le sol présente des zones plus ou moins humides assimilées à des milieux poreux non-saturés (Figure 2.5).

Lors de l'écoulement d'un fluide (eau) à travers un sol, des interactions physicochimiques peuvent survenir entre les grains constituant le squelette et le fluide qui est en mouvement. Ces interactions

ont pour effet la modification des caractéristiques du milieu poreux par l'évolution de sa porosité, sa tortuosité et sa perméabilité (Lazrag et al., 2012). Un écoulement chimiquement agressif peut détériorer le squelette granulaire.

Le degré de saturation des résidus miniers à l'intérieur du parc à résidus varie selon leur position topographique à l'intérieur du site et il est fortement dépendant des conditions climatiques environnantes. Les résidus en profondeur peuvent être à la fois dans un état saturé dans le cas où ils se trouvent sous le niveau de la nappe phréatique ou dans un état partiellement à non saturé dans certains cas lorsque le niveau de la nappe est très bas (ex. mine Canadian Malartic, site Manitou). Les résidus déposés à la surface du parc se retrouvent fréquemment à l'état non-saturé, car ils sont en contact avec l'atmosphère et subissent de l'évaporation (Lazrag et al., 2012).

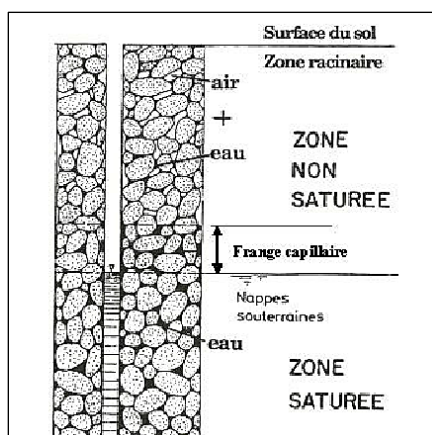


Figure 2.5 : Distinction entre la zone saturée et la zone non-saturée (tiré de Musy, 2005)

Plusieurs paramètres permettent de caractériser le sol en tant que milieu poreux, à savoir la courbe granulométrique qui renseigne sur la proportion relative des différentes tailles de particules (argile, silt, sable et gravier) formant la structure du sol, la porosité (n) traduit l'importance de l'espace occupé par les pores et remplis de différents constituants, liquides et gazeux.

En milieu poreux, chaque teneur en eau correspond à une répartition des phases air et eau dans le sol. La phase eau étant continue, les pressions s'y égalisent à une cote donnée; en moyenne, les interfaces prennent alors un certain rayon de courbure et il en résulte une pression capillaire unique; cette pression capillaire est donc une fonction de la teneur en eau, ou de la saturation (de Marsily, 2004).

La Figure (2.6) résume les principaux intervalles définis dans le continuum sol-eau-air.

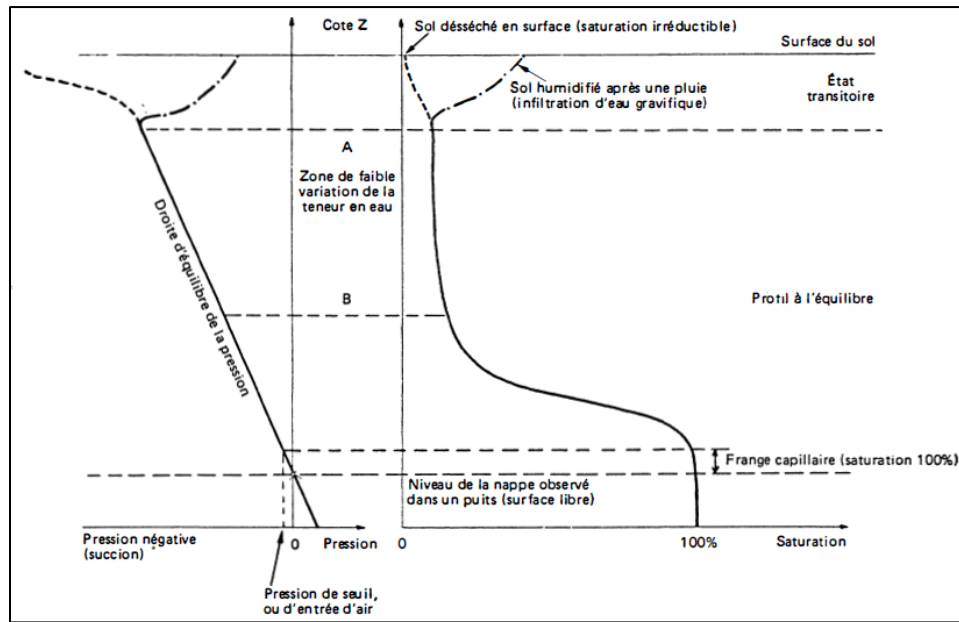


Figure 2.6 : Profil de saturation et de pression dans un sol (tiré de De Marsily, 2004)

Dans un sol saturé ($S_r = 1$), tous les vides sont remplis par l'eau et donc la teneur en eau volumique du sol (θ_w) est égale à la porosité du sol (n) selon la relation suivante :

$$\theta_w = n \times S_r \quad (2.9)$$

L'indice des vides e , est reliée à la porosité, n , par l'équation :

$$e = \frac{n}{1-n} \quad (2.10)$$

Cet indice des vides e , est défini comme suit :

$$e = \frac{w \times G_s}{S_r} \quad (2.11)$$

Où w est la teneur en eau massique et G_s est la densité relative.

2.4.1 Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé

L'écoulement de l'eau dans un matériau poreux saturé est régit par la loi de Darcy, qui décrit la vitesse d'écoulement d'un fluide entre deux points. Selon cette loi, la vitesse d'écoulement de l'eau à travers un sol est proportionnelle au gradient hydraulique et au coefficient de perméabilité.

L'eau se déplace dans le sol en réponse aux gradients d'énergie. La loi de Darcy traduit l'expression d'une vitesse d'écoulement unidimensionnel dans un milieu poreux est donnée comme suit :

$$\frac{Q}{A} = -k \cdot i = q \quad (2.12)$$

$$i = \frac{\Delta h}{L} \quad (2.13)$$

où Q est le débit ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) traversant une unité de section A (m^2), sous l'effet d'un gradient hydraulique unitaire i , k est le coefficient de perméabilité conductivité hydraulique saturée (m/s). Le débit spécifique q ($= Q/A$) est en fait un flux et il désigne ce qui sort, donc le signe négatif illustre le sens de l'écoulement.

Le gradient i correspond à la variation de la charge hydraulique (h) en fonction de la distance (L). 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 Δh entre deux points A et B ($h_B - h_A$) pour une distance L entre ces deux points (Hillel, 1998).

La loi de Darcy est établie par des expériences de laboratoire répondant à des conditions très strictes. Quatre conditions doivent être respectées pour que cette loi soit applicable : la continuité, l'isotropie, l'homogénéité du réservoir et l'écoulement laminaire.

2.4.2 Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé

Lorsqu'il y a un écoulement de l'eau dans la zone située au-dessus de la nappe phréatique, communément appelée zone vadose (Figure 2.6), la saturation partielle des matériaux poreux engendre la création d'une pression négative (ou succion) dans le milieu, principalement due aux effets de tension de surface qui existent à l'interface eau-gaz (Bussière et al., 2001). L'écoulement de l'eau dans la zone vadose est un écoulement non saturé puisque les pores du milieu ne sont pas saturés en eau.

Située entre la surface du sol et la surface de la nappe phréatique (Figure 2.6), la zone vadose est le lieu de transfert des fluides (eau, gaz, contaminants), de la surface vers les eaux souterraines.

L'une des caractéristiques clés de la zone vadose est que la pression effective de l'eau du sol est négative ($\psi = -p$), appelée succion. Dans un sol, le volume d'eau emmagasiné dans les vides varie avec la succion matricielle (ψ)   l'intérieur des pores, où la succion matricielle est définie comme étant la différence entre la pression de l'air et la pression de l'eau ($u_a - u_w$). Ainsi, au-dessus du niveau de la nappe phréatique, la pression interstitielle de l'eau est plus petite que la pression de

l'air; ce qui engendre des suctions positives (ψ). La charge hydraulique est alors calculée comme suit (équation 2.14) et est exprimée en unité de hauteur ou de pression :

$$h = \psi + z \quad (2.14)$$

Où : z est l'élévation par rapport à la nappe phréatique et ψ la succion.

L'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé régit par l'équation de Richards (équation 2.15), développée à partir de l'équation de Darcy et de l'équation de conservation de la masse (Richard, 1931; Hillel, 1980). Ainsi l'écoulement de l'eau à travers les sols non saturés est fonction de la conductivité hydraulique (elle-même fonction de la succion) et de la variation de la succion dans l'espace.

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

Où :

θ : la teneur en eau volumique;

ψ : la pression dans le milieu poreux (suction dans le cas des matériaux non saturés);

k_x , k_y et k_z : la conductivité hydraulique selon les axes x , y et z dans un système de coordonnées cartésien.

2.5 Propriétés des matériaux dans un milieu poreux non saturés

Pour caractériser des matériaux dans un milieu non saturé, les propriétés hydriques comme la courbe de rétention d'eau ($\theta_w - \psi$) et la fonction de perméabilité (relations $k - \psi$) sont souvent utilisées.

2.5.1 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau (CRE) est représentée souvent par la relation entre la teneur en eau volumique θ et la succion ψ , qui est spécifique pour chaque matériau. La Figure 2.7 illustre une CRE où trois zones peuvent être identifiées et qui sont : la zone de conditions frontières (effet capillaire), la zone de transition (double-phase) et la zone résiduelle (sèche). Ces trois zones sont séparées par deux points à savoir la pression d'entrée de l'air (AEV ou ψ_a) qui correspond à la succion nécessaire pour que le sol commence à se désaturer et la succion résiduelle (ψ_r) qui est un

point où, même si la succion est élevée, l'eau est très difficile, voire impossible, à drainer. À ces valeurs de succion sont également associées les teneurs en eau à saturation (θ_s) et résiduelle (θ_r). Ces points caractéristiques peuvent être obtenus à partir de la courbe de rétention d'eau à l'aide de la méthode des tangentes (Fredlund et Xing, 1994).

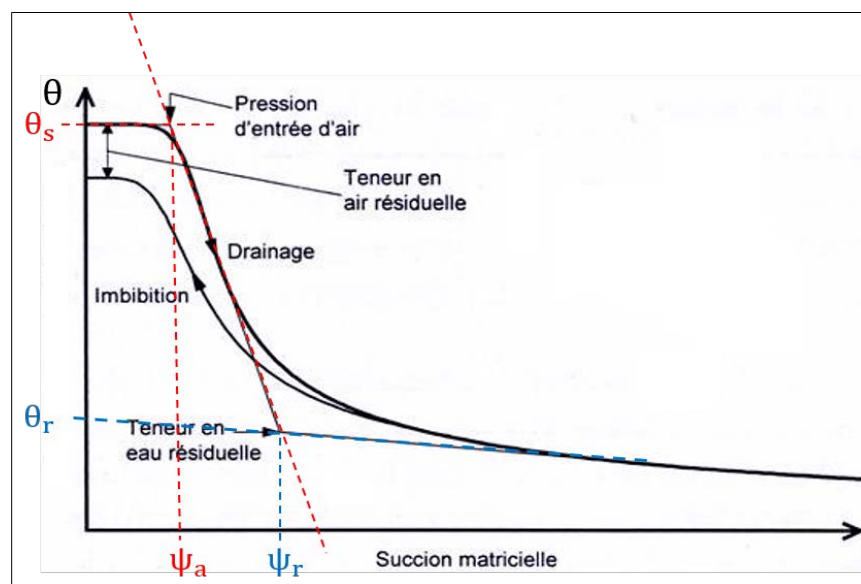


Figure 2.7 : Courbe de rétention d'eau (tiré de Coté., 1997, modifié)

La forme de la courbe de rétention d'eau est particulièrement influencée par la structure du sol. Le volume et l'agencement des pores, ainsi que la granulométrie du sol affectent l'AEV et la pente de la zone de transition (Hillel, 2004). Pour un sol grossier par exemple, sa teneur en eau volumique diminue rapidement à de faibles succions comparativement à un sol fin qui a une plus forte capacité de rétention d'eau (capillarité plus importante). Puisque le sol grossier se désature rapidement, sa pression AEV est plus petite que celle du sol fin avec une pente de transition très abrupte.

Les CREs peuvent être déterminées selon le processus de mouillage ou de drainage. Les CREs obtenues selon ces processus sont différentes et cette différence est appelée effet d'hystérésis (Figure 2.8). Le phénomène d'hystérésis est caractéristique des milieux poreux et peut être expliqué par les propriétés intrinsèques du sol (Maqsoud et al., 2012) :

- la non-uniformité de la géométrie des pores ("*inkbottle effect*");
- l'angle de contact qui est plus important lors du mouillage que lors du drainage en raison des impuretés sur la surface sèche;

- la présence d'air emprisonné;
- le changement de volume dû au changement de teneur en eau (observé habituellement dans les sols à texture fine).

Ce phénomène d'hystérésis peut influencer de manière significative l'écoulement de l'eau et le transport des éléments dissous dans les milieux poreux non saturés (Mitchell et Mayer, 1998; Maqsoud et al., 2002, 2004; 2006; 2012; Bussière et Aubertin, 2014)

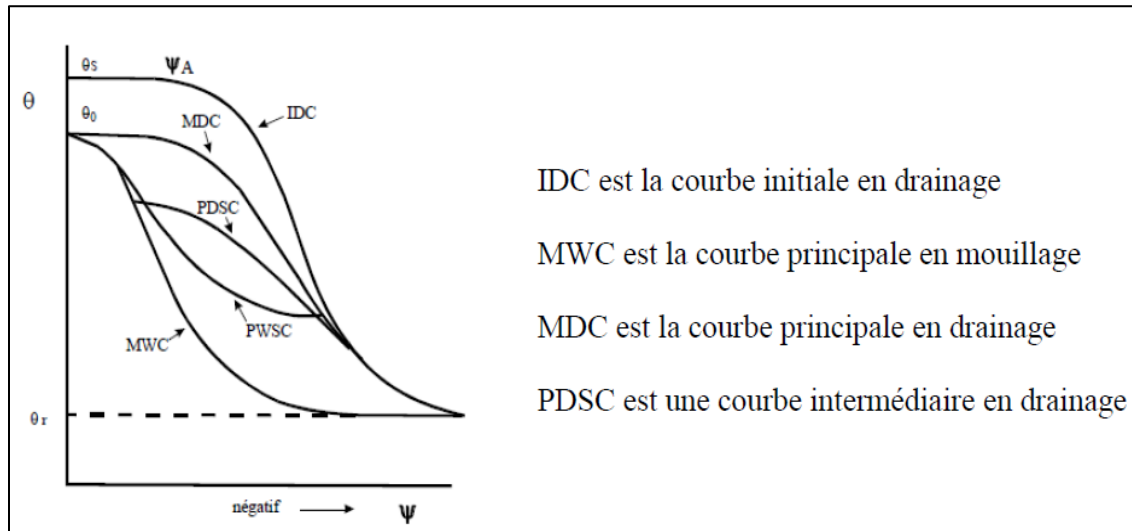


Figure 2.8 : Effet d'hystérésis au niveau de la courbe de rétention d'eau
(tiré de Maqsoud et al. 2006)

2.5.1.1 Modèles descriptifs de la CRE

Différents modèles ont été proposés dans la littérature pour décrire la courbe de rétention d'eau. Il s'agit de modèles mathématiques utilisés comme modèles de lissage ("*best fit*" *models* ou les modèles descriptifs) des données expérimentales (Aubertin et al., 2002) :

- modèles exponentiels;
- modèles de loi de puissance;
- modèles cosinus hyperboliques;
- modèles polynomiaux;
- modèles avec fonctions d'erreurs.

Les modèles les plus utilisés sont ceux proposés par Brooks et Corey (1964), Gardner (1958), Fredlund et Xing (1994) et van Genuchten (1980). Dans ce qui suit on présente uniquement les équations des modèles de van-Genuchten (VG) et de Brooks & Corey (BC) en raison de leur grande utilisation (Tableau 2.4)

Tableau 2.4 : Modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau

Équations	Paramètres
<p>Brooks et Corey (1964) ou BC</p> $\theta_e = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} = \left(\frac{\psi_a}{\psi} \right)^\lambda \quad (2.16)$	<p>θ_e : Teneur en eau volumique effective θ : Teneur en eau volumique θ_r : Teneur en eau volumique résiduelle θ_s : Teneur en eau volumique à saturation ψ_a : Pression d'entrée de l'air λ : paramètre relié à l'agencement et à la taille des pores</p>
<p>van Genuchten (1980) ou VG</p> $\theta_e = \left[\frac{1}{1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} \quad (2.17)$	<p>α_v, n_v et m_v : sont des paramètres d'ajustement du modèle Deux relations sont proposées entre les paramètres n_v et m_v</p> $m_v = (n_v - 1)n_v$ $m_v = (n_v - 2)n_v$

Il est important de mentionner que l'AEV peut être également évaluée à l'aide de ψ_a dans le modèle de BC ou avec $1/\alpha_v$.

2.5.1.2 Modèles prédictifs de la CRE

Dès les premières phases d'un projet et avant même de débiter les essais de laboratoire, il est souvent intéressant de prédire les fonctions hydriques des matériaux à tester (Aubertin et al., 2003; Bussiere, 2007). Les modèles prédictifs des CRE présentent comme avantage d'être peu coûteux, faciles et rapides à utiliser et permettent également de vérifier la validité des données expérimentales. Ils offrent aussi la possibilité d'estimer la variabilité du paramètre prédit en se basant sur la variabilité des propriétés géotechniques de base des matériaux.

Plusieurs modèles ont été proposés pour prédire les CREs et parmi lesquels on trouve ceux proposés par Arya et Paris (1981), Kovács (1981), Haverkamp et Parlange (1986), Tyler et Wheatcraft (1989, 1990), Haverkamp et al. (1999) et Arya et al. (1999).

Le modèle de Kovács a été modifié par Aubertin et al. (2003) et en raison de sa simplicité et son efficacité, son utilisation est largement répandue. Le modèle de Kovács modifié (MK) utilise dans sa formulation les propriétés géotechniques de base qui sont facilement mesurables (Aubertin et al., 2003) et permet d'obtenir des prédictions relativement précises. Ainsi, pour les sols granulaires, le modèle MK permet de prédire la CRE à partir des paramètres granulométriques (D_{10} et C_u) et de l'indice des vides (e ou la porosité n). Quant aux sols argileux, la CRE peut être prédite à partir de la limite de liquidité (LL), du D_r et de l'indice des vides. Il est important de mentionner que le modèle MK a été développé pour des matériaux isotropes et homogènes selon le processus en drainage.

Les équations du modèle MK utilisées pour prédire la CRE des sols granulaires et fins ainsi que l'AEV des matériaux de base sont présentées dans ce qui suit.

↪Pour les sols granulaires non-plastiques (Aubertin et al., 2003) comme le till, le sable et les MTBs:

Le degré de saturation S_r est obtenu par :

$$S_r = \frac{\theta}{n} = S_c + S_a^*(1 - S_c) \quad (2.18)$$

S_r est calculé en combinant les composantes de capillarité S_c et d'adhésion S_a .

S_a^* : terme d'adhésion est compris entre 0 et 1 : $S_a^* = 1 - \langle 1 - S_a \rangle$. Les crochets de MacCauley $\langle \quad \rangle$ sont définis comme suit ($\langle y \rangle = 0,5(y + |y|)$).

Calcul de la hauteur de remontée capillaire équivalente $h_{co,G}$ (en cm) :

$$h_{co,G} = \frac{b}{eD_{10}} \quad (2.19)$$

avec : $b = \frac{0.75}{1.17 \log(C_u) + 1}$

C_u est le coefficient d'uniformité, D_{10} est le diamètre correspondant à 10% passant et e est l'indice des vides.

S_c est une équation développée par Kovács (1981), où la fonction exponentielle statistique a été élargie pour mieux refléter l'influence de la distribution de la taille des pores par le paramètre de distribution m .

$$S_c = 1 - \left[(h_{co,G}/\psi)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m(h_{co,G}/\psi)^2 \right] \quad (2.20)$$

avec : $m = \frac{1}{C_U}$

m : est le paramètre de distribution des pores

$$S_a = a_c C_\psi \frac{\left(\frac{h_{co,G}}{\psi_n} \right)^{2/3}}{e^{\frac{1}{3} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{1/6}}} \quad (2.21)$$

avec : $C_\psi = 1 - \frac{\ln(1 + \frac{\psi}{\psi_r})}{\ln(1 + \frac{\psi_0}{\psi_r})}$

$a_c = 0,01$, $\psi_n = 1\text{cm}$, $\psi_r = 0.86h_{co,G}^{1.2}$, $\psi_0 = 10^7\text{cm}$

a_c est un paramètre d'ajustement, ψ_n est une succion de normalisation pour laquelle on adopte une valeur unitaire de 1 cm, ψ_r est la succion résiduelle correspondant à la teneur en eau résiduelle θ_r , C_ψ est un facteur de correction du modèle et ψ_0 est la succion correspondant à l'état complètement sec et qui est égale à 10^7cm .

➤Pour les sols cohésifs plastiques et fins (argiles) (Mbonimpa et al., 2002):

Les mêmes étapes qui s'appliquent pour les sols granulaires, mais avec une autre formule spécifique pour le calcul de la remontée capillaire équivalente, $h_{co,p}$:

$$h_{co,p} = \frac{\xi}{e} w_L^{1,45} \quad (2.22)$$

Avec : $\xi = 0,15\rho_s$, $a_c = 7 \times 10^{-4}$, $m = 3 \times 10^{-5}$

ρ_s est la masse volumique en kg/m^3 , e est l'indice des vides et W_L est la limite de liquidité en %.

2.5.2 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique (k) correspond à la capacité d'un sol à laisser s'écouler un fluide. Plus la conductivité hydraulique est élevée, plus l'eau circule aisément entre les pores. Lorsque le sol est saturé, on mesure des valeurs de conductivité hydraulique saturée k_{sat} qui peuvent varier généralement entre 10^{-2} et 10^{-3} cm/s pour un matériau granulaire comme le sable et entre 10^{-6} et 10^{-9} cm/s pour un sol fin comme l'argile (Holtz et Kovacs, 1991; Hillel, 2004).

Il existe des méthodes de terrain et de laboratoire pour mesurer la conductivité hydraulique (k), mais sont parfois fastidieuses, longues ou comportent d'autres difficultés logistiques; pour ces raisons, les modèles prédictifs peuvent être utilisés dans un premier temps.

2.5.2.1 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée k_{sat}

Comme pour la courbe de rétention d'eau, plusieurs modèles de prédiction de k_{sat} ont été développés en utilisant les caractéristiques géotechniques des sols comme la courbe granulométrique et la porosité (Freeze et Cherry, 1979; Chapuis, 2012). Pour les rejets miniers, les modèles les plus utilisés sont ceux de Kozeny-Carman (KC) et Kozeny-Carman modifié (KCM).

Le modèle KC est présenté sous plusieurs formes différentes. Une des plus courantes est la suivante:

$$k_{sat} = C \frac{g}{\mu_w \rho_w} \frac{e^2}{S^2 D_R^2 (1+e)} \quad (2.23)$$

g : accélération gravitationnelle [LT^{-2}]

e : indice des vides

μ_w : viscosité dynamique de l'eau [$ML^{-1} T^{-1}$]

ρ_w : masse volumique de l'eau [ML^{-3}]

S : surface spécifique [$L^2 M^{-1}$]

D_R : densité relative des grains solides

C : facteur lié à la forme et la tortuosité des pores

Ce modèle donne une bonne approximation de la valeur de k_{sat} , entre 1/3 et 3 fois la valeur mesurée, pour tous les types de sol (Chapuis et Aubertin, 2003).

Le modèle de Kozeny-Carman modifié (KCM) a été développé par Mbonimpa et al. (2002) en considérant que le degré de saturation S_r d'un sol dépend de deux composantes :

- le degré de saturation capillaire S_c , qui réfère aux effets de tension de surface à l'interface eau-air dans les pores;
- le degré de saturation d'adhésion S_a , qui réfère aux forces d'attraction entre l'eau et les particules de sol.

Ces deux composantes sont estimées à partir de la remontée capillaire équivalente h_{co} de l'eau dans un sol pulvérulent (granulaire) (Aubertin et al., 2003).

Pour tout sol homogène naturel, le modèle KCM est un bon outil de prédiction de k_{sat} et peut être utilisé pour n'importe quel sol (pour des k_{sat} comprise entre 10^{-1} à 10^{-11} cm/s). Le modèle incorpore dans sa formulation les caractéristiques du fluide, l'effet de la tortuosité et de la surface spécifique des grains en se basant sur les paramètres géotechniques de base (Tableau 2.5) (Mbonimpa et al., 2002). Il est applicable pour les sols granulaires peu plastiques (équation 2.24) comme le till, le sable et les mélanges till-boues (MTBs), ainsi que pour les sols fins cohésifs et plastiques (équation 2.25) comme les boues (Mbonimpa et al., 2002).

L'anisotropie et l'effet de l'hétérogénéité ne sont pas pris en considération par le modèle KCM (Mbonimpa et al., 2002). Cependant, les estimations obtenues sont pertinentes pour les sols homogènes.

$$k_{sat\ G}(cm.s^{-1}) = C_G \frac{\gamma_w e^{3+x}}{\mu_w 1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad (2.24)$$

$$k_{sat\ p}(cm.s^{-1}) = C_p \frac{\gamma_w e^{3+x}}{\mu_w 1+e} \frac{1}{\rho_s^2 w_L^{2x}} \quad (2.25)$$

Tableau 2.5 : Paramètres du modèle KCM (Mbonimpa et al., 2002)

Paramètre	Définition	Valeur
C_G	Constante/facteur de forme et de tortuosité (sols granulaires)	0, 1 (-)
C_p	Constante/facteur de forme et de tortuosité (sols cohésifs et plastiques)	5,6 g ² m ⁻⁴
γ_w	Poids volumique de l'eau à 20°C	10 kN/m ³
x	Représente la tortuosité : $x \approx 2$ pour les sols granulaires (Mbonimpa et al., 2002) et $x \approx [0;2]$ sols cohésifs et plastiques	-
μ_w	Viscosité dynamique	10 ⁻³ Pa.s
W_L	Limite de liquidité	en %
ρ_s	Densité des grains solides	en kg/m ³
C_u	Coefficient d'uniformité	-
D_{10}	Diamètre correspondant à 10% du passant	-
e	Indice de vide	-

2.5.2.2 Prédiction de la conductivité hydraulique non saturée

La conductivité hydraulique en milieu non-saturé peut être exprimée comme une fraction de la conductivité hydraulique saturée selon l'équation suivante (Mualem, 1976a; Mbonimpa et al., 2006a; Fredlund et al., 2012) :

$$k = k_r k_{sat} \quad (2.26)$$

k_r : conductivité hydraulique relative.

Burdine (1953) et Mualem (1976) ont proposé des modèles de prédiction de k_r inspirés des travaux de Childs et Collis-George (1950) et les équations de ces modèles sont présentées dans le Tableau 2.6. Dans ce dernier on trouve également le modèle qui a été proposé par Fredlund et al. (1994).

Il est important de mentionner que le modèle de Burdine (1953) et de Mualem (1976a) ont été reformulés en utilisant les paramètres d'ajustements du modèle de van Genuchten (1980).

Tableau 2.6 : Modèles de prédiction de la fonction de conductivité hydraulique non-saturée

Équations	Paramètres
Burdine 1953 $k_r = \frac{1 - (a_v \psi)^{n_v - 2} [1 + (a_v \psi)^{n_v}]^{2 - m_{vb}}}{[1 + (a_v \psi)^{n_v}]^{2 n_v}} \quad (2.27)$	a_v , n_v et m_{vb} : Paramètres d'ajustement du modèle pris dans le modèle van-Genuchten (1980) $m_{vb} = 1 - \frac{2}{n_v}$
Mualem 1976 $k_r = \frac{(1 - (a_v \psi)^{n_v - 1} [1 + (a_v \psi)^{n_v}]^{-m_{vm}})^2}{[1 + (a_v \psi)^{n_v}]^{0.5}} \quad (2.28)$	a_v , n_v et m_{vm} : Paramètres d'ajustement du modèle pris dans le modèle van-Genuchten (1980) $m_v = 1 - \frac{1}{n_v}$
Fredlund et al. 1994 $k_r = \frac{\sum_{i=j}^N \frac{\theta(e\bar{y}_i) - \theta(\psi)}{e\bar{y}_i} \theta'(e\bar{y}_i)}{\sum_{i=j}^N \frac{\theta(e\bar{y}_i) - \theta_s}{e\bar{y}_i} \theta'(e\bar{y}_i)} \quad (2.29)$	N : Nombre d'intervalles i : compteur j : Numéro de l'intervalle \bar{y}_i : Point milieu du i ^{ème} intervalle θ' : Dérivée de l'équation (2.18)

2.5.2.3 Essais de perméabilité

Au laboratoire, trois types d'essais peuvent être réalisés pour déterminer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des matériaux :

- les essais au perméamètre à parois rigides et à charge variable (ASTM D5856-95),
- les essais au perméamètre à parois rigides et à charge constante (ASTM D2434-06)

- les essais au perméamètre à parois flexibles (en cellule triaxiale) selon la norme (ASTM D5084-90) pour les matériaux ayant des $k_{sat} < 10^{-5}$ m/s.

- ***Essais au perméamètre à parois rigides et à charge variable (ASTM D5856-95)***

Les essais des perméamétries à paroi rigide et à charge variable (diamètre de 114 mm et hauteur de 120 mm) sont réalisés selon la norme (ASTM D5856-95).

En général, la norme ASTM D5856 recommande que la taille maximale des grains dans le spécimen soit égale ou plus petite que 116 mm 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).

Pour calculer la hauteur de l'échantillon et sa masse, on mesure d'abord la hauteur h_1 (distance séparant le dessus du géotextile du dessus du moule) en quatre points différents on pèse le tout pour déterminer la masse m_1 . Avant de commencer le compactage des MTBs dans le perméamètre en couches successives on mesure la teneur en eau d'une partie de matériau. Par la suite on mesure la hauteur h_2 (distance séparant la partie supérieure de l'échantillon du dessus du cadre) à quatre reprises aux mêmes endroits que la hauteur h_1 .

On pèse ensuite chaque perméamètre contenant les matériaux et on note la masse m_2 . En utilisant les moyennes de h_1 et h_2 , on calcule la hauteur de l'échantillon (L) en faisant la différence entre h_1 et h_2 . La masse de l'échantillon dans le perméamètre est déterminée de la même façon en faisant la différence des deux masses.

Après montage de l'essai, on passe à la saturation progressive de l'échantillon avec de l'eau désaérée durant 2 jours en moyenne. Pour mesurer k_{sat} , on remplit d'abord un tube cylindrique de section (a) à l'aide de l'eau désaérée jusqu'à un certain niveau h_1 au temps t_1 et on bloque la sortie d'eau. Ensuite on débloque la sortie de l'eau pour qu'il s'écoule à travers l'échantillon (Figure 2.9) puis on surveille le niveau de l'eau dans le tube jusqu'à ce qu'il atteigne la hauteur h_2 au temps t_2 . Enfin, connaissant la surface (A) et la hauteur (L) de l'échantillon et en mesurant l'intervalle de temps nécessaire Δt ($\Delta t = t_2 - t_1$) pour que le niveau de l'eau dans le tube passe de h_1 à h_2 , la valeur de la conductivité hydraulique saturée est donnée par l'expression suivante :

$$k_{sat} = \frac{aL}{A\Delta t} \ln \left(\frac{h_1}{h_2} \right) \quad (2.30)$$

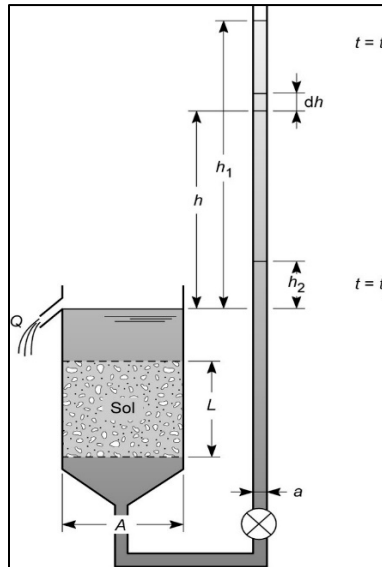


Figure 2.9 : Schéma simplifiée du principe de mesure de la conductivité hydraulique saturée par l'essai à charge variable (tiré de Plumelle et al., 2013)

- **Essais au perméamètre à parois rigides et à charge constante (ASTM D2434-06)**

Dans le cas de l'essai à charge constante (Figure 2.10), la granulométrie des matériaux grenus (ex. roches stériles-Kalonji-Kabambi, 2014) nécessite l'utilisation d'un perméamètre de plus de 114 mm diamètre comme décrit dans la norme (ASTM D2434) afin d'obtenir un essai représentatif. La conductivité hydraulique peut-être calculée en utilisant l'équation suivante (2.31) tirée de Kalinski (2009).

$$k_{sat} = \frac{Ql_c}{\Delta h A t} \quad (2.31)$$

Où :

L_c : la distance entre les deux manomètres [L]

D : Diamètre de l'échantillon de matériau dans le perméamètre [L]

A : aire de l'échantillon [L^2]

Δh : variation de la charge hydraulique entre les deux manomètres [L]

t : temps écoulé pour le changement de charge Δh [T]

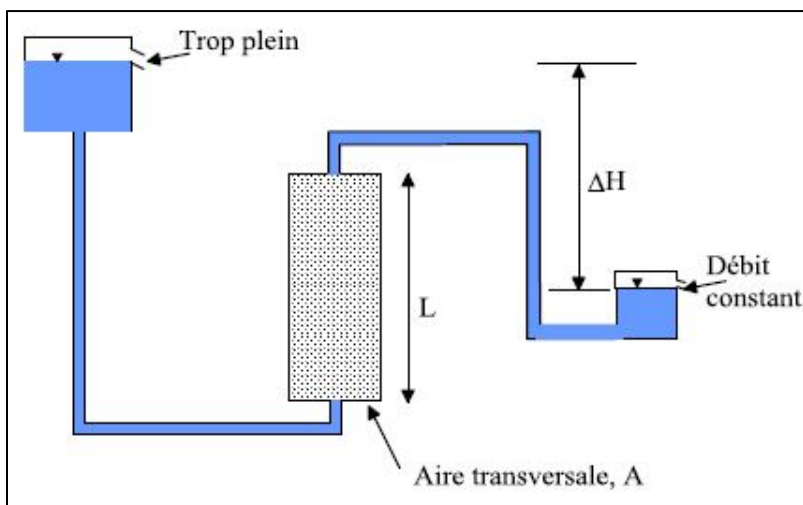


Figure 2.10 : Dispositif simplifié pour mesurer la conductivité hydraulique par l'essai à charge constante

Dans le cas de roches stériles (ex. Kalonji-Kabambi, 2014), le montage et le démontage des colonnes peuvent être inspirés des travaux réalisés par Hernandez (2007) et Peregoedova (2012). En premier temps, les matériaux doivent être compactés par couches successives de la même façon afin d'avoir des indices des vides (ou des porosités) visés. Après le remplissage de la colonne, on commence à saturer la colonne par l'eau (du bas vers le haut à faible gradient). Pendant la saturation, la colonne doit être mise en sous succion comme décrit dans la procédure d'essais de drainage (Chapuis et al., 2007).

Le degré de saturation dans la colonne se calcule selon la procédure décrite par Chapuis et al. (2007). Une fois le degré de saturation voulu est 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). Des ajustements peuvent être effectués au niveau du montage pour effectuer les essais à charge constante avec le perméamètre (ASTM D2434) (Lévesque, 2015).

- *Perméamètre à parois flexibles (en cellule triaxiale ASTM D5084-90)*

La réalisation de l'essai au perméamètre à parois flexible ou en cellule triaxial (ASTM D5084-90) se fait selon les étapes décrites ci-dessous :

- avant de commencer l'essai, l'échantillon doit être préparé et homogénéisé à une teneur en eau prédéterminée;

- mettre au début le système (cylindre) en place sans l'échantillon afin de s'assurer qu'il n'y a aucune fuite au niveau de la cellule, des contrôleurs GDS (Geotechnical Digital Systems) et des vannes afin de saturer les deux disques poreux en eau dégazée;
- remplir le cylindre en métal avec l'échantillon en fines couches compactées (~ 5 cm), puis aplanir la surface de l'échantillon;
- mettre la membrane à l'intérieur du cylindre en plastique et vider l'air entre le cylindre et la membrane à partir de la poire en caoutchouc;
- démouler soigneusement l'échantillon et le disposer dans le cylindre en plastique avec la membrane et retirer la poire en caoutchouc ainsi le cylindre en plastique et déposer un papier filtre et une pierre poreuse saturée en haut et en bas de l'échantillon ;
- déposer deux joints toriques en haut et en bas de l'échantillon;
- installer l'échantillon sur le piédestal de la cellule et remplir la cellule avec de l'eau dégazée et vérifier toutes les connexions pour s'assurer de leurs étanchéités ;
- lancer le logiciel GDSLAB à partir du bureau de l'ordinateur et suivre la procédure décrite dans le guide d'utilisation du logiciel.

2.5.3 Effets de barrière capillaire

Les effets de barrière capillaire apparaissent lorsqu'il y a un écoulement non saturé dans un système bicouche formé de deux matériaux ayant des granulométries différentes où la couche fine (silt) est placée sur la couche grossière (sable). Ce contraste au niveau de la granulométrie engendre un contraste au niveau des propriétés hydrogéologiques. Ainsi les courbes de rétention d'eau (Figure 2.11) montrent que la couche à granulométrie grossière se désature plus rapidement que la couche à granulométrie fine et de ce fait ce dernier a une plus grande capacité de rétention d'eau que le matériau grossier et par conséquent sa pression d'entrée de l'air ($\psi_a = \text{AEV}$) est plus élevée. Également on constate que le matériau grossier atteint la succion résiduelle plus rapidement et sa conductivité hydraulique devient alors considérablement plus faible par rapport à que celle du matériau fin. Ainsi pour une succion ψ_x donnée (après AEV du matériau grossier), le degré de saturation S_r est plus faible pour le matériau grossier que pour matériau fin (Aubertin et al., 1996) et sa conductivité hydraulique devient plus faible que celle du matériau fin. Dans ces conditions,

l'écoulement d'eau est ralenti à l'interface matériau fin-matériau grossier, favorisant ainsi l'accumulation de l'eau et la saturation progressive du matériau fin. Ce phénomène est à l'origine des effets de la barrière capillaire (Aubertin et al., 1996).

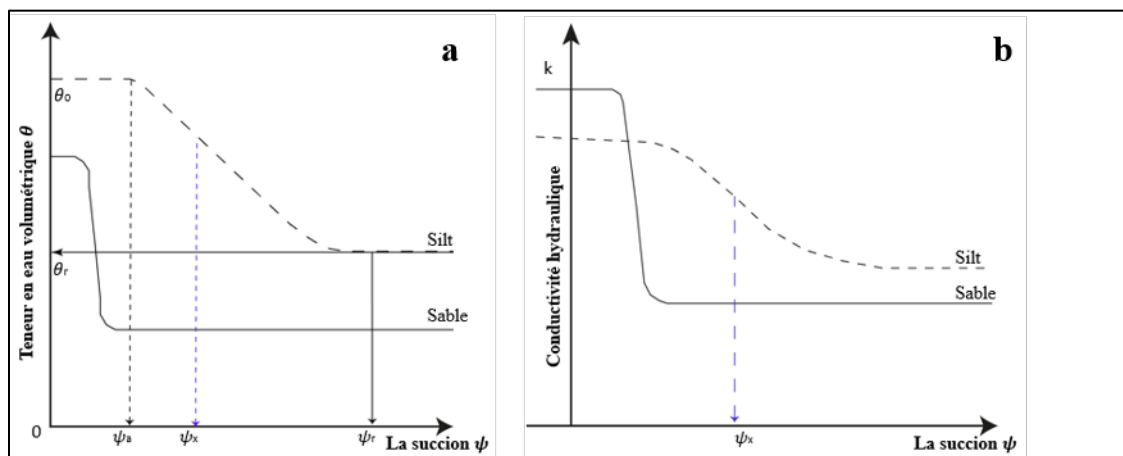


Figure 2.11 : a) Courbe de rétention d'eau et b) courbe de perméabilité (tiré de Aubertin et al., 1996)

2.6 Mécanismes de migration de l'oxygène dans le sol

Le transport de l'oxygène à travers les matériaux granulaires (comme les sols) peut s'effectuer par deux principaux mécanismes : l'advection et la diffusion (Rolston., 1986a; Refsgaard, et al., 1991; Hillel., 1998).

2.6.1 L'advection

Le mécanisme d'advection comprend premièrement le transport convectif de l'oxygène à travers l'eau. L'eau contient une quantité d'oxygène dissoute et son transport se fait de façon simultanée avec l'écoulement de l'eau dans le sol lors de l'infiltration (Refsgaard, et al., 1991; Elberling et al., 1993).

La migration de l'oxygène par advection peut aussi se faire dans l'air qui se trouve dans les pores que renferme le sol. Cela peut se produire de différentes façons. Par exemple, les variations de teneur en eau dans le sol (par évaporation et infiltration) entraînent un flux d'air associé au mouvement de l'eau dans un sol non saturé (Refsgaard et al., 1991; Hillel, 1998).

La pression atmosphérique varie durant la journée (effet similaire aux marées) et selon les systèmes météorologiques. Ces variations peuvent avoir des répercussions sur le mouvement de l'oxygène dans le sol, particulièrement des mouvements latéraux (mouvement à travers les côtés) (Rolston 1986a; Massmann et Farrier 1992; Elberling et al., 1998). Le vent peut aussi engendrer des variations locales de pression et ainsi provoquer des flux d'oxygène (Rolston 1986a; Amos et al., 2007).

2.6.2 La diffusion

La diffusion est un processus de transport contrôlé par le gradient de concentration ou de pression partielle, qui induit un mouvement moléculaire des zones à concentration élevée vers les zones à concentration plus faibles (Bussière et al., 2001).

On distingue deux types de flux diffusif : le premier flux est lié à la diffusion de l'oxygène dans l'eau libre (ou dans l'eau interstitielle), qui est limitée par la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Cette solubilité dépend de la température. Le deuxième type de flux diffusif est lié à la diffusion de l'oxygène à travers les pores remplis d'air du sol. L'oxygène diffuse à travers le sol dans les pores (remplis d'air) interconnectés selon le gradient de concentration.

La diffusion est classée en deux catégories : la diffusion Fickienne et non-Fickienne. La diffusion Fickienne comprend le transport d'un gaz associé seulement à son gradient de concentration; le flux est alors fonction de la tortuosité (Hillel, 1998). La diffusion non-Fickienne est la forme générale qui prend en considération plusieurs phénomènes autres que la concentration qui influencent le mouvement du gaz. La diffusion non-Fickienne est applicable dans le cas de systèmes à plusieurs composantes, comme les systèmes avec au moins deux gaz dont leur vitesse et la direction de leur flux sont différentes (Thorstenson et Pollock., 1989; Elberling, 1993; Nicholson et David., 1993).

Dans le cas d'un parc à rejets de concentrateur recouvert ou non d'un matériau fin, les mécanismes de transport de l'oxygène ne sont pas tous significatifs. En effet, plusieurs travaux considèrent que la diffusion moléculaire (Fickienne) est le principal mécanisme de migration de l'oxygène qui engendre l'oxydation des minéraux sulfureux et par conséquent la production de drainage minier acide (Troeh et al., 1982; Nicholson et al., 1989; Elberling et al., 1993; Elberling et al., 1994).

2.7 Diffusion de l'oxygène en milieu réactif et non réactif

Le coefficient de diffusion (D_e) d'un matériau est un paramètre essentiel qui sert à évaluer le flux d'oxygène à travers les matériaux non saturés et peut être évalué expérimentalement par des essais de laboratoire (essais en cellules de diffusion et en colonne par des sondes apogées) et par des mesures sur le terrain. D_e est lié aux pores contenant de l'air (ou au degré de saturation) permettant à l'oxygène de diffuser. En effet, la diffusion est plus aisée dans un milieu poreux avec beaucoup d'air et peu d'eau, alors qu'elle est ralentie lorsque les pores sont remplis d'eau (Demers., 2008).

2.7.1 En milieu non réactif

Le flux diffusif d'oxygène en régime permanent comme en régime transitoire est calculé à l'aide de la première loi de Fick (équation en une dimension) (Mbonimpa et Aubertin, 2003; Aachib et al., 2004) :

$$F = -D_e \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.32)$$

Où :

F: flux d'oxygène [$ML^{-2}T^{-1}$]

D_e : coefficient de diffusion effectif de l'oxygène pour le matériau [L^2T^{-1}]

$\frac{\partial C}{\partial z}$: gradient de concentration sur la distance z (ML^{-3}/L)

En régime transitoire en une dimension, la deuxième loi de Fick permet de considérer que la concentration d'oxygène peut varier dans le temps et selon la profondeur du sol, elle s'écrit comme suit :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.33)$$

Où

t : temps;

C : Concentration d'oxygène [ML^{-3}];

θ_{eq} : Porosité équivalente ($\theta_{eq} = \theta_a + H\theta$);

θ_a : Teneur en air volumique;

θ : Teneur en eau volumique;

H : Constante d'Henry, approximativement 0,03 à 20°C (Aachib et al., 2004),

Le coefficient de diffusion effectif tient compte de la quantité de pores remplies d'air selon l'équation suivante :

$$D_e = \theta_{eq} D^* \quad (2.34)$$

Où

D^* : coefficient de diffusion intrinsèque du matériau [L^2T^{-1}]

Généralement, D_e est estimé avec des équations de prédiction. Le modèle proposé par Aachib et al. (2004) donne des meilleurs résultats de prédiction, surtout lorsque les saturations en eau sont élevées (Aubertin et al. 1999; Aachib et al. 2004). L'équation permettant d'estimer D_e peut s'écrire de la façon suivante (Mbonimpa et al. 2003; Aachib et al. 2004) :

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H \cdot D_w^0 \theta^{p_w}) \quad (2.35)$$

n : porosité totale;

D_a^0 : coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ($1,8 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C);

D_w^0 : coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($2,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C);

θ_a : teneur en air volumique du matériau;

θ : teneur en eau volumique du matériau;

H : constante de Henry ($\sim 0,03$ à 20°C);

P_a et P_w : paramètres reliés à la tortuosité.

Les paramètres P_a et P_w sont définis comme suit :

$$P_a = 1.201\theta_a^3 - 1,515\theta_a^2 + 0,987\theta_a + 3,119 \quad (2.36)$$

$$P_w = 1.201\theta^3 - 1,515\theta^2 + 0,987\theta + 3,119 \quad (2.37)$$

P_a et P_w tiennent compte de la tortuosité dans l'air et dans l'eau et sont définis en fonction de la porosité, θ et θ_a (Aubertin et al., 1999; Mbonimpa et al., 2002a; Aachib., 2002). Des valeurs suffisamment réalistes de D_e sont obtenues lorsque P_a et P_w correspondent à 3,3 (Mbonimpa et Aubertin., 2003).

2.7.2 En milieu réactif

Dans un milieu réactif, l'oxygène réagit avec le matériau à travers lequel il migre; par exemple, l'oxygène peut être consommé par des réactions d'oxydation des minéraux sulfureux. La première loi de Fick est valide dans ces situations. En effet, la valeur du gradient d'oxygène contient les informations sur la consommation du gaz lors de son passage à travers le matériau (Demers., 2008). Cependant, la deuxième loi de Fick (étant l'équation de continuité) doit être modifiée afin de décrire la consommation de l'oxygène dans un matériau réactif. Selon cette équation modifiée, la variation de la concentration d'oxygène dans le temps est une fonction de D_e , du gradient de concentration d'oxygène, ainsi que du coefficient du taux de réaction K_r (en une dimension) valable pour une cinétique de réaction de premier ordre (Mbonimpa et al., 2003). :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C \quad (2.38)$$

Où :

K_r : Coefficient de taux de réaction effectif [T^{-1}]

L'équation du flux d'oxygène en régime transitoire permettant de calculer le flux dans un milieu réactif a été proposée par Mbonimpa et al. (2003) :

$$F_{sR,L} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left(\frac{1}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \quad (2.39)$$

Où :

K_r^* : Coefficient de taux de réaction apparent [T^{-1}];

D^* : Coefficient de diffusion apparent [LT^{-2}];

$F_{sR,L}$: est le flux à la base de la couche de rétention d'eau avec réactivité;

$F_{s,L}$: est le flux à la base de la couche de rétention d'eau;

L : est l'épaisseur de la couche (m);

i : est le nombre d'itération.

2.7.3 Mesure du coefficient de diffusion effectif D_e

A l'échelle du laboratoire, il existe deux techniques expérimentales pour mesurer le coefficient de diffusion d' O_2 : essais en chambre simple et essais à deux chambres.

- **L'essai à une seule chambre** consiste à mettre un échantillon de matériel en contact avec un réservoir scellé, le réservoir source, qui sera purgé avec le matériau à l'aide d'un gaz inerte. Au début de l'essai, on ouvre le couvercle d'abord pour laisser l'air circuler à l'intérieur du réservoir. Une sonde à oxygène mesure la diminution de la concentration de l'oxygène dans le réservoir source avec le temps. Selon la courbe de diminution de la concentration d'oxygène avec le temps, le coefficient de diffusion est déterminé numériquement, à l'aide de codes numériques tels que Pollute (Barbour, Lim et Fredlund., 1996; Lim, Barbour et Fredlund 1998; MacKay et al., 1998; Shelp et Yanfu., 2000) et SEEP/W (Kalonji-Kabambi et al., 2017).
- **L'essai à deux chambres** fonctionne sensiblement de la même façon que l'essai à une seule chambre, mais la variation de la concentration d'oxygène dans le réservoir du bas peut aussi être mesurée (Figure 2.12). L'échantillon de matériel est placé sur une plaque perforée dans la cellule, à un degré de saturation et une porosité prédéterminée. L'oxygène est purgé de la cellule, pour ensuite être introduit seulement dans le réservoir source au-dessus de l'échantillon.

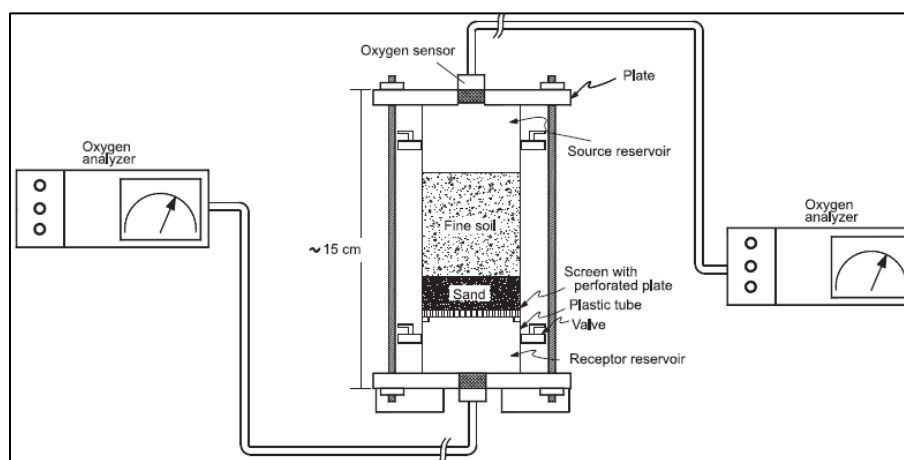


Figure 2.12 : Appareil à deux chambres pour la détermination expérimentale de D_e (Tiré de Mbonimpa et al., 2003).

Des sondes à oxygènes mesurent, pendant une période de temps, la concentration d'oxygène dans le réservoir source et dans le réservoir récepteur de l'échantillon. Ensuite, D_e est déterminé à l'aide des courbes de concentration d'oxygène obtenu pour une période de temps bien déterminée

(Yanful., 1993; Aubertin et al., 2000; Aachib et al., 2004). Cet essai est valable lorsque le matériel testé est inerte à l'oxygène. Dans le cas d'un matériel réactif, l'essai permet de déterminer simultanément D_e et K_r .

2.7.4 Coefficient de taux de réaction effectif K_r

Le coefficient du taux de réaction effectif K_r , reflète la vitesse de consommation de l'oxygène par les minéraux sulfureux. L'équation de Collin (1987) et le modèle du noyau réactif développé par Levenspeil (1972) permettent d'estimer la valeur de K_r à partir des propriétés du matériau (incluant sa teneur en pyrite). L'estimation du coefficient du taux de réaction effectif K_r repose sur l'hypothèse que les réactions de surface sont proportionnelles aux minéraux sulfureux présents (ex. la pyrite) (Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1988). Par la suite, Mbonimpa et al. (2003) ont adapté le modèle de Collin (1987) en y intégrant le diamètre équivalent D_H . L'équation proposée est sous la forme suivante :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (2.40)$$

Où:

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

C_p : Teneur en pyrite par masse de rejets secs;

D_H : paramètre représentant le diamètre moyen des particules, défini comme suit (Aubertin et al. 1998) :

$$D_H = (1 + 1,17 \log C_u) D_{10} \quad (2.41)$$

C_u : coefficient d'uniformité (D_{60}/D_{10});

D_{10} : diamètre des particules à 10% passant sur la courbe granulométrique.

K_r peut être influencé par plusieurs facteurs, dont la teneur en pyrite et en sulfures, la porosité, la granulométrie, la minéralogie et l'état d'oxydation (Mbonimpa et al., 2003). De plus, des études récentes ont démontré que K_r varie aussi avec le degré de saturation du matériel (S_r), ce qui n'est pas pris en considération dans l'équation proposée par de Collin (1987) (Gosselin et al., 2007).

La réactivité est optimale pour un degré de saturation autour de 50%. Une forte saturation ($> 80\%$) des rejets miniers réduit la disponibilité en oxygène nécessaire aux réactions d'oxydation des

sulfures alors qu'un degré de saturation très bas ($< 20\%$) réduit la disponibilité en eau, également nécessaire aux réactions d'oxydation-neutralisation (Godbout et al., 2010).

2.8 Modélisation numérique du comportement hydrogéologique

La modélisation numérique de systèmes hydrogéologiques permet de représenter schématiquement une entité ou un processus réel, dans le but de comprendre et d'expliquer son fonctionnement, mais également de prédire son comportement (Cabaret, 2012).

Comme en hydrogéologie, la modélisation numérique s'applique à retranscrire, à l'aide de la programmation informatique, l'écoulement de l'eau et la migration des polluants dans un aquifère. La démarche de représentation théorique simplifiée d'un tel système comporte :

- la définition d'une structure (géométrie);
- la formulation de lois (relations déterministes ou probabilistes) reliant les impulsions ou entrées du système à ses réponses ou sorties;
- la définition des paramètres (constants ou variables).

Les principes de la modélisation numérique sont basés sur la résolution d'équations mathématiques qui décrivent les processus physiques impliqués. Souvent la modélisation numérique est adoptée pour prédire le comportement hydrogéologique des écoulements non saturés à partir d'un ensemble d'équations (Bussière, 1999). Comme dans les CEBC, l'étude de l'écoulement de l'eau, joue alors un rôle primordial pour leur conception optimale, compte tenu de la présence de plusieurs matériaux ayants des propriétés différentes et des textures différentes (ex. granulométrie, densité relative, porosité). Ces propriétés impliquent des écoulements non saturés peuvent s'avérer complexes à évaluer en raison de la forte non-linéarité des lois de comportement (Aubertin et al., 1996).

Une approche conceptuelle (Figure 2.13) a été proposée par Woessner et Anderson (1996) et résume les étapes de la modélisation en représentant les conditions réelles sur terrain. L'approche consiste à définir les objectifs de la modélisation (ex. contexte, type du modèle) et le modèle conceptuel sujet de la modélisation, à sélectionner le code numérique en vérifiant l'exactitude de ses solutions par rapport à des solutions analytiques.

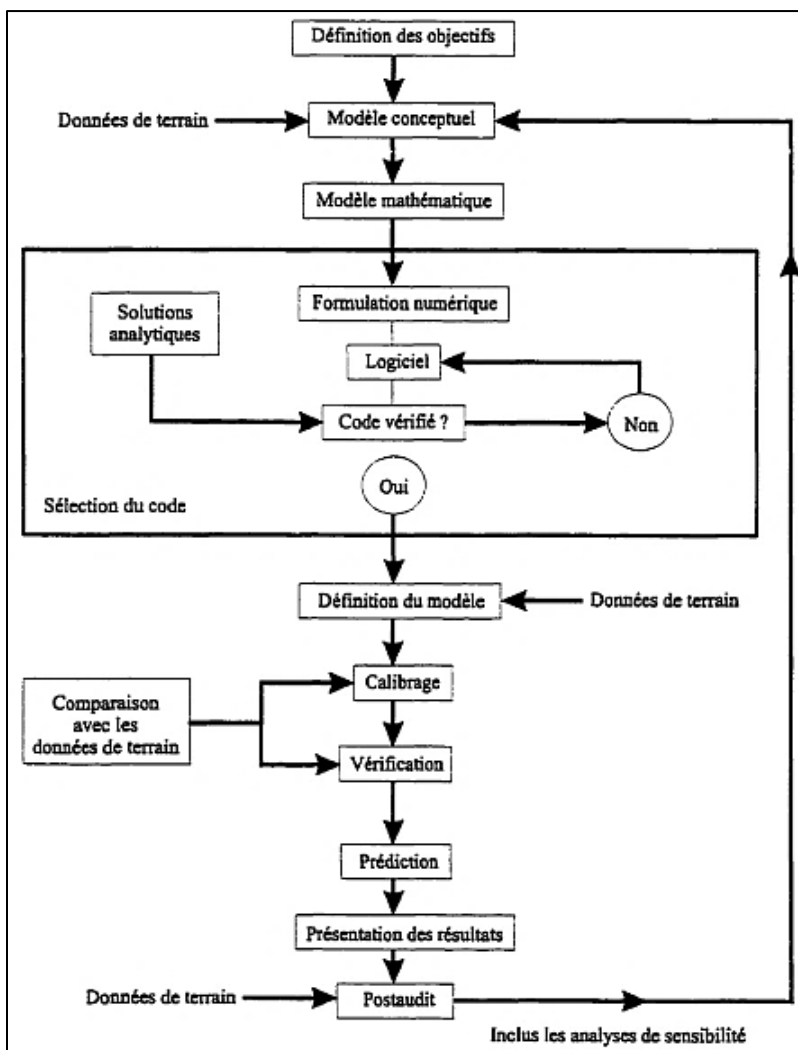


Figure 2.13 : Approche conceptuelle pour la modélisation hydrogéologique de de problèmes réels (Woessner et Anderson., 1996; tiré de Bussiere, 1999)

Les modèles numériques peuvent prédire avec succès l'écoulement de l'eau dans le sol à court et moyen terme (Bussiere, 2001). Ils permettent de simuler des cas ayant une géométrie plus complexe, se rapprochant des situations de terrain. La modélisation peut se faire en régime permanent et ou en régime transitoire.

La modélisation nécessite, une discrétisation dans l'espace et dans le temps. L'étape subséquente consiste à transformer les équations différentielles partielles représentant l'écoulement en équations algébriques pouvant être résolues à l'aide de méthodes numériques. Comme on s'intéresse à l'écoulement de l'eau en milieu non saturé, les équations différentielles partielles initiales sont non-linéaires, par conséquent les équations algébriques obtenues seront également non-linéaires. La

dernière étape consiste donc à résoudre les équations algébriques non-linéaires, via des méthodes itératives de Picard, de Newton-Raphson et de Chord Slope (Huyakorn et Pinder, 1983; Paniconi et al., 1991).

Les modèles intègrent diverses équations mathématiques qui sont communément résolues au moyen de deux méthodes (Konikow, 1996) : la méthode des différences finies (MDF) et la méthode des éléments finis (MEF). Dans les deux cas, la modélisation nécessite que le système à modéliser soit discrétisé (ou segmenté) en mailles (ou cellules) de formes variables (Figure 2.14).

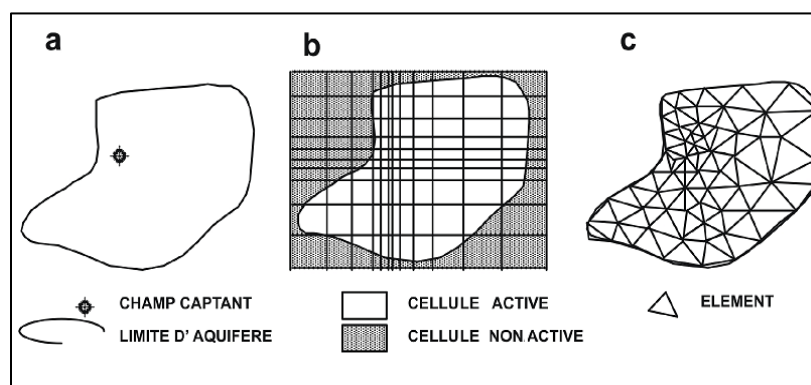


Figure 2.14 : Discretisation d'un (a) aquifère à l'aide d'un (b) maillage en différences finies et (c) et en éléments finis (tiré de Cabaret, 2012).

2.8.1 Méthode des éléments finis

La méthode des éléments finis (MEF) est une méthode numérique qui vise à résoudre des équations différentielles à travers des approximations par sous-région (appelées éléments finis). En terme mathématique, la MEF consiste à utiliser une approximation simple de variables inconnues pour transformer les équations aux dérivées partielles en équations algébriques (Dhatt et Touzot, 1981).

Le maillage et/ou la discrétisation sont considérés comme l'un des aspects fondamentaux de la modélisation par éléments finis. Les deux autres aspects définissent les propriétés des matériaux et les conditions aux limites. Le maillage implique la définition de la géométrie, de la distance, de la surface et du volume. C'est le composant qui traite des dimensions physiques du domaine (Geo-Slope International Ltd, 2012).

Cette méthode consiste en une application de la méthode variationnelle sur chacune des fractions d'un domaine discrétisé en éléments géométriques simples (Kalonji-Kabambi, 2014). L'ensemble

des étapes suivantes (Bathe, 2001; Dhatt, 2005; Marceau, 2007), décrit l'application de la MEF à un problème physique :

– Étape 1 : définition du problème

Consiste à convertir le problème physique en une ou série d'équations différentielles aux dérivées partielles (EDP).

– Étape 2 : 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).

– Étape 3 : discrétisation de l'espace et fonction d'interpolation

Le domaine géométrique est divisé en sous-domaines appelés mailles. Chaque maille est délimitée par des 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 partagés entre les mailles voisines.

Sur chaque sous-domaine, on définit une fonction locale, appelée fonction d'interpolation. La maille complétée par ces informations est appelée élément. Différents types d'éléments peuvent être sélectionnés dans les logiciels de modélisation, à savoir des lignes pour les problèmes à une dimension (unidimensionnelle), des triangles et des rectangles pour les problèmes à deux dimensions (bidimensionnelles), des tétraèdres, des hexaèdres et des pentaèdres pour les problèmes à trois dimensions (3D) (Mhaguen, 2011).

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 les logiciels utilisant la MEF (Marceau, 2007).

– Étape 4 : résolution du système matriciel

Après assemblage des équations pour chaque élément, un système d'équations est donné sous la forme matricielle suivante :

$$[K]\{X\} = \{A\} \quad (2.42)$$

Avec:

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

{X} : vecteurs inconnus;

{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 (Kalonji-Kabambi, 2014). Deux méthodes sont essentiellement utilisées pour la résolution du système matriciel (Anderson et al., 2015) à savoir la méthode directe (ex. élimination de Gauss, décomposition de Chokski) et la méthode itérative (ex. Jacobi, gradient conjugué). Comme n'importe quelle méthode, la MEF présente certains avantages et limitations (Tableau 2.7).

Tableau 2.7 : Avantages et limites de la MEF (Marceau, 2007; tiré de Kalonji Kabambi, 2014)

Avantages	Limites
Court temps de résolution et visualisation graphique	Dépendance de la solution calculée aux données initiales (propriétés des matériaux, conditions aux limites, etc.)
Possibilité d'utiliser plusieurs types de maillage	Parfaite connaissance nécessaire de la géométrie du modèle et des conditions aux limites
Possibilité d'appliquer des conditions complexes	Hypothèse que l'EDP décrit correctement la réalité physique du problème
	Choix du maillage proposé par le logiciel

2.8.2 Méthode par différences finies MDF

La MDF est l'une des méthodes principales utilisée pour résoudre des problèmes d'écoulement non saturé en régime transitoire, très peu de chercheurs ont utilisé la technique MDF pour modéliser des écoulements non saturés en deux et trois dimensions (Bussiere, 1999).

La MDF permet d'obtenir des solutions aux nœuds (méthode nodale) alors que la méthode des éléments finis permet d'obtenir des solutions pour chaque élément (méthode par élément). Elle se caractérise par une facilité de programmation, les données de départ faciles à implanter et elle est validée et très utilisée (Clement et al., 1994; Anderson et Woessner, 1992).

La technique MDF utilise les approximations par différences centrales pour la première et la seconde dérivée de la fonction $\psi_{(z)}$ (cas 1D dans le sens z) au point i pour résoudre les équations différentielles (Fredlund et Rahardjo, 1993). La première dérivée de la fonction s'écrit :

$$\left[\frac{d\psi}{dz} \right]_i = \frac{\psi_{i+1} - \psi_{i-1}}{2\Delta z} \quad (2.43)$$

Alors que la deuxième dérivée de la fonction au point i s'écrit :

$$\left[\frac{d^2\psi}{dz^2} \right]_i = \frac{\psi_{i+1} + \psi_{i-1} - 2\psi_i}{\Delta z^2} \quad (2.44)$$

2.8.3 Code numérique SEEP/W

Le code numérique SEEP/W (Geosloope Ltd, 2020), est un logiciel qui permet de simuler le mouvement de l'eau sous forme liquide ou sous forme vapeur à travers des matériaux poreux saturés ou non saturés. La méthode des éléments finis est utilisée dans le code pour traiter et résoudre divers types de problèmes bidimensionnels en écoulement transitoire ou permanent, pour des conditions variables de saturation (Chapuis et al., 1993; Crespo, 1994).

Les outils numériques inclus dans le code sont classiques en ce domaine : éléments triangulaires ou quadrilatéraux, équations de Galerkin, intégration globale et élimination de type Gaussienne, et intégration par rapport au temps par une méthode implicite (Aubertin et al., 1996).

La première étape dans la modélisation avec SEEP/W, consiste à introduire les propriétés des matériaux, ainsi que les expressions fonctionnelles pour décrire les courbes de rétention d'eau et les courbes de conductivité hydraulique non saturée. Ensuite des cas unidimensionnels sont modélisés, en relation avec l'évolution du profil de degré de saturation et des suctions qui se développent dans les divers horizons du modèle en régime permanent et en régime transitoire. Les résultats de la modélisation peuvent se présenter sous forme de teneurs en eau volumiques, des suctions (en fonction du temps ou de la position dans l'espace), la position de la nappe et le flux d'eau (ex. Pabst, 2011; Kalonji-Kabambi, 2014; Laroche, 2019).

Le logiciel SEEP/W a été utilisé dans de nombreux travaux de modélisation de l'écoulement de l'eau dans les recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire (Yanful et Aubé, 1993; Woyshner et Yanful, 1995; Bussière et al., 1995; Aubertin et al., 1997a; Ricard et al., 1997a.; Ait Khouia, 2018). Ces travaux ont montré la capacité de cet outil à simuler le comportement hydrogéologique des CEBC et les résultats obtenus sont comparables aux mesures réalisées au laboratoire ou sur le terrain (Dagenais, 2005; Poirier, 2008; Pabst, 2011; Ethier et al., 2018).

2.9 Besoin en recherche

La technique de restauration de type CEBC a été largement étudiée sous différentes conditions et en utilisant différents types de matériaux (naturel et/ou recyclé) dans leur conception. Ainsi dans la CRH des silts naturels, des résidus miniers désulfurés ou non ont été utilisés. Cependant peu de travaux ont été consacrés à l'utilisation des boues issues de traitement actif du DMA (seules ou mélangées avec d'autres matériaux) comme matériaux constituant la CRH. De même, aucune étude à long terme concernant la stabilité chimique des mélanges de boues face à l'eau de pluies n'a été réalisée. Par conséquent, il est nécessaire d'entreprendre des études concernant l'évaluation de la stabilité de ces mélanges et d'évaluer la performance des recouvrements de types CEBC conçus à l'aide de ces matériaux. Ces travaux vont permettre de statuer sur possibilités d'utiliser ces mélanges dans les recouvrements utilisés dans la restauration des sites miniers générateurs de drainage minier.

Ce projet a pour but de contribuer à améliorer l'état de connaissance concernant les propriétés physiques et chimiques des boues, tester leurs capacités à jouer le rôle d'une CRH à l'échelle du laboratoire en mélange avec le till. Par la suite, d'évaluer numériquement la performance des CEBC dont la CRH est constituée de mélanges de boues avec le code SEEP/W.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIES

3.1 Introduction

La méthodologie employée pour répondre à la problématique du projet comporte trois étapes (Figure 3.1). La première étape est relative à la préparation des mélanges till-boues (MTBs), la caractérisation physico-chimiques et minéralogique des matériaux de base (till, sable, résidus et boues). Ensuite, la réalisation des essais hydrogéotechniques (perméabilité et CRE) et les tests statiques de prédiction du potentiel de génération d'acidité des matériaux à l'étude. La deuxième étape décrit le montage des colonnes : i) neuf colonnes pour l'évaluation du potentiel de lixiviation de six MTBs et trois matériaux témoins, ii) sept colonnes instrumentées pour l'étude du comportement hydrogéotechnique du recouvrement de type CEBC dont la CRH est constituée de MTBs, et iii) les méthodes déployées pour analyser les lixivitas recueillies et les mesures effectuées (teneur en eau volumique, succion et flux d'O₂). La dernière étape est relative à la description du concept théorique des méthodes utilisées dans la modélisation numérique pour évaluer le comportement hydrogéologique des matériaux placés dans les colonnes simulant les recouvrements de type CEBC.

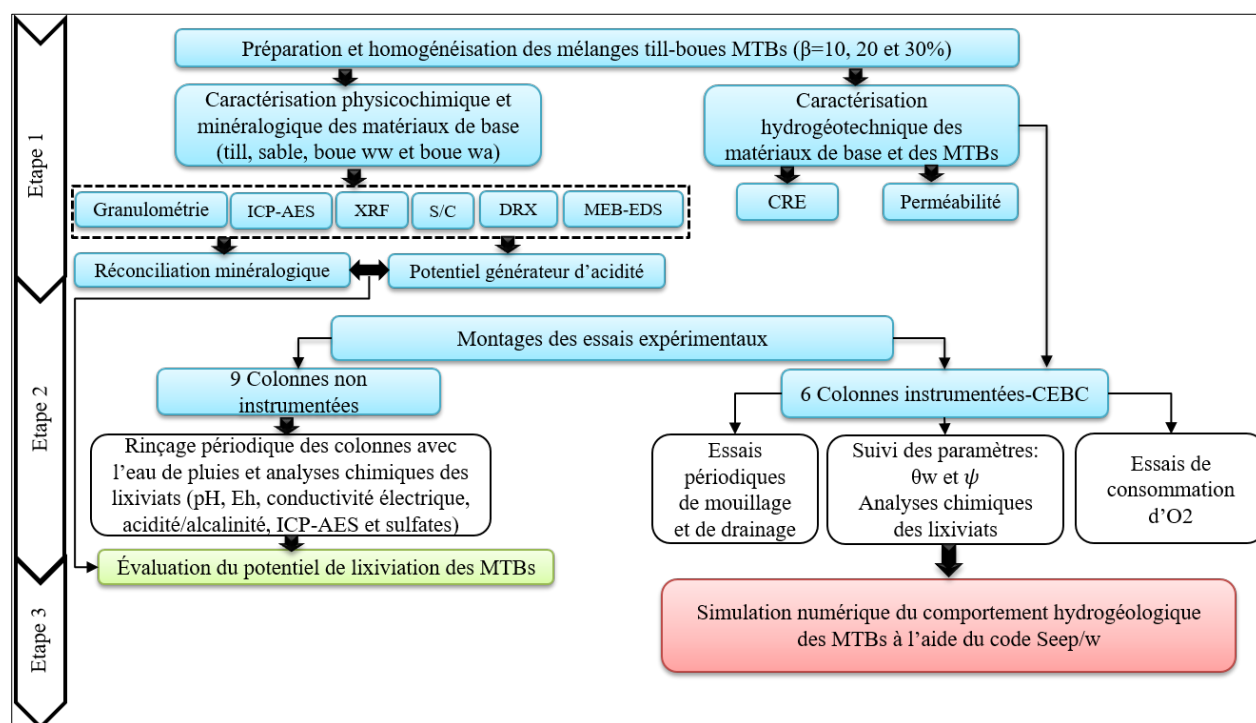


Figure 3.1 : Schéma de la méthodologie du projet

Il est important de mentionner que les résultats de caractérisations seront présentés après la description de chaque méthode utilisée.

3.2 Préparation des mélanges till-boues MTBs

Dans ce projet, deux types de matériaux ont été utilisés dans la préparation des MTBs à savoir :

- Les matériaux naturels : till glaciaire et sable;
- Boues de traitement actif du DMA.

Les boues utilisées ont été prélevées au niveau de deux sites miniers : le site Westwood (ww), propriété de la mine IAMGold et Waite Amulet (wa) propriété de la Fonderie Horne (Glencore). Les boues ww ont été prélevées dans l'ancien bassin de décantation B des boues sur lesquelles une colonie d'arbustes s'est installée naturellement alors que les boues wa ont été prélevées dans le bassin de sédimentation du site wa. Quant au till glaciaire et au sable, ils proviennent de bancs d'emprunt situés sur la propriété du site ww.

Pour l'ensemble des échantillons prélevés, les teneurs en eau massiques ont été déterminées selon la norme CAN/BNQ 2501-170 et les résultats sont présentés au Tableau 3.1 (Kanteye, 2019).

Tableau 3.1 Teneurs en eaux massiques des matériaux (d'après Kanteye, 2019)

Matériaux	Teneurs en eau massique (%)
Boues ww	71 - 350
Boues wa	291 - 475
Till	6 - 9
Sable	3 - 4
Résidus ww	20 - 25

Les boues wa se caractérisent par des teneurs en eau massiques plus élevées par rapport à celles des boues ww; ces teneurs en eau très élevées limitent donc la quantité de boues réutilisables dans les MTBs. En effet, l'augmentation de la quantité de boue dans les MTBs produit des mélanges peu compactables (densité inférieure à l'optimum Proctor) et susceptibles au retrait et à la fissuration (Mbonimpa et al., 2015). Une optimisation des MTBs afin de les utiliser comme couche de rétention d'humidité dans une CEBC reste donc nécessaire. Les faibles teneurs en eau du till et du sable, permettraient éventuellement de concevoir des mélanges optimaux.

Les MTBs ont été préparés au laboratoire avec différentes teneurs en boues humides (β) par rapport à la masse humide du till (β = masse de boues humides/masse de sol humide). Les teneurs en eau initiales utilisées (w_i) étaient de 7, 175 et 200 % respectivement pour le till, w_w et w_a . Après ces préparations, les matériaux ont été mélangés dans un malaxeur (Figure 3.2) ensuite homogénéisés à l'aide de la méthode de quartage (Figure 3.3).



Figure 3.2 : Malaxeur utilisé pour la préparation des mélanges MTBs



Figure 3.3 : Homogénéisation des MTBs par quartage (méthode de quatre coins)

Avec le till et les deux boues, deux types de mélanges MTBs ont été obtenues pour une teneur en boue donnée. Pour la présente étude, des teneurs en boues de 10, 20 et 30 % ont été utilisées, ce qui donne un total de six mélanges. La teneur en eau de chaque mélange (w_m) peut être estimée théoriquement à l'aide de l'équation 3.1 en utilisant les teneurs en eau initiales de chaque matériau (Mbonimpa et al., 2015) :

$$w_m = \frac{w_{i-t}(1+w_{i-b}) + \beta w_{i-b}(1+w_{i-t})}{1+w_{i-b} + \beta(1+w_{i-t})} \quad (3.1)$$

L'augmentation de la teneur en boues dans les mélanges (de 10 à 30%) engendre une augmentation de la teneur en eau massique des MTBs d'environ 12 % (14 à 26%).

L'ajout des boues permet le remplissage de certains pores à l'intérieur des matériaux granulaires engendrant ainsi une réduction de l'infiltration d'eau et/ou d'air et de la conductivité hydraulique du mélange.

Tableau 3.2 Valeurs de w_m (%) calculées correspondant aux différents MTBs

Teneur en boue (β) en %	Mélanges	w_m (%) mélanges
10	MTB ww	13,80
	MTB wa	14,15
20	MTB ww	16,64
	MTB wa	20,37
30	MTB ww	25,08
	MTB wa	26,18

3.3 Caractérisations physico-chimique et minéralogique des matériaux de base et des MTBs

Les méthodes qui ont été utilisées lors de la caractérisation des matériaux de base et des MTBs sont présentées au Tableau 3.3. Ces différentes méthodes sont décrites dans les sections suivantes.

Tableau 3.3 : Récapitulatif des méthodes utilisées pour la caractérisation des matériaux

Paramètre	Techniques utilisées	Normes
Physiques		
Densité relative des grains (D_r) Granulométrie	Pycnomètre à hélium Tamisage sec granulomètre laser (Malvern Mastersizer)	D854 (ASTM-2000) ASTM D422-63
Chimiques et minéralogiques		
Composition chimique élémentaire Composition chimique en poids d'oxydes Soufre et carbone totaux Phases minéralogiques par diffraction aux rayons X Cartographie et textures des phases minéralogiques	ICP-AES Fluorescence aux rayons X (XRF) Fournaise à induction Diffractomètre Bruker A.X.S Advance D8 MEB-EDS (Hitachi S3500N-analyseur EDS Bruker)	ICP95A XRF76C
Hydrogéotechniques		
Courbe de rétention d'eau Conductivité hydraulique	Temps cellules et extracteur à membrane	ASTM D3152-08 ASTM D5856-95

	Perméamètre à paroi rigide à charge variable	
--	--	--

3.3.1 Densité relative des grains (D_R)

La densité relative des grains (D_R) a été obtenue en suivant la norme D854 (ASTM., 2000) à l'aide d'un pycnomètre à hélium (Figure 3.4). Dans cette analyse, une masse connue du matériau est introduite dans une chambre d'analyse; la chambre est ensuite pressurisée par l'ajout d'hélium jusqu'à une pression prédéterminée. L'équipement permet ensuite à l'hélium de circuler dans une chambre d'expansion à volume connu et ensuite mesure la pression d'équilibre.

À l'aide de la loi des gaz parfaits, il est possible de calculer de façon précise le volume de l'échantillon analysé. Le rapport masse sur volume donne directement le D_R . L'appareil calcule la masse volumique du matériel avec une erreur de l'ordre de $\pm 0,01 \text{ g/cm}^3$. Les valeurs de D_R sont utilisées dans le calcul de plusieurs paramètres géotechniques.



Figure 3.4 : Pycnomètre à hélium (UQAT)

Les valeurs mesurées des densités relatives à l'aide du pycnomètre à hélium des matériaux de base sont présentées au Tableau 3.4. Le till, le sable et les résidus ww ont respectivement des densités relatives de 2,7, 2,8 et 2,9. Les boues wa ont une densité plus élevée (2,6) que celle des boues ww (2,4). La faible valeur de D_R de ces dernières peut être expliquée par la présence de gypse (avec $D_R \approx 2,3$) en proportion très élevée alors que les boues wa sont constituées de minéraux ayant des densités plus élevées et en proportion importantes (Kanteye, 2019). Globalement, pour les MTBs

les valeurs de D_R tendent à diminuer légèrement (au maximum d'environ 0,04) avec l'augmentation du ratio β en raison de la faible valeur de D_R des boues par rapport à celle du till.

Tableau 3.4 : Densités relatives des matériaux et des MTBs

Matériaux	D_R
Till	2,7
Sable	2,8
Boue wa	2,6
Boue ww	2,4
Résidus ww	2,9
Mélange (Till-boues wa, $\beta=10\%$)	2,7
Mélange (Till-boues wa, $\beta=20\%$)	2,7
Mélange (Till-boues wa, $\beta=30\%$)	2,7
Mélange (Till-boues ww, $\beta=10\%$)	2,7
Mélange (Till-boues ww, $\beta=20\%$)	2,7
Mélange (Till-boues ww, $\beta=30\%$)	2,7

3.3.2 Analyses granulométriques et classification des matériaux

L'analyse granulométrique a été réalisée par tamisage sec pour le till et le matériel grossier qui s'apparente à un sable (désigné par sable) et par granulomètre laser Malvern Mastersizer pour les deux boues et les résidus.

L'analyse granulométrique des résidus et des boues ont été réalisés à l'aide d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer (Figure 3.5). Cet appareil mesure la déviation d'un faisceau laser lorsqu'il passe au travers d'une suspension aqueuse du matériau à analyser. La déviation du faisceau laser dépend de la géométrie du grain avec lequel il y a incidence (Merkus, 2009). Ce granulomètre laser est recommandé pour les fractions granulométriques comprises entre $0,05 \mu\text{m}$ et $879 \mu\text{m}$. La précision de mesure est de $\pm 2\%$ pour le diamètre des particules.

L'analyse par tamisage sec (Figure 3.6) consiste à faire vibrer un échantillon de matériau à travers une succession de tamis à mailles carrées dont les ouvertures sont décroissantes du haut vers le bas. Ce tamisage permet d'obtenir les proportions en gravier, sable et particules fines du matériau à l'étude.



Figure 3.5 : Granulomètre laser Malvern Mastersizer (UQAT)

Les masses des différents refus et tamisages seront rapportées à la masse initiale de chaque matériau. Les pourcentages ainsi obtenus sont exploités sous forme graphique (courbe granulométrique). Cette courbe est tracée avec le % passant (massique) correspondant à chaque diamètre de particule du sol (échelle logarithmique).



Figure 3.6 : Série des tamis ASTM D422-63 (UQAT)

En utilisant la courbe granulométrique des matériaux, on peut déduire certains paramètres importants tel que le D_{10} , D_{30} et D_{60} et qui représentent respectivement aux diamètres des particules correspondant à 10, 30 et 60% de passant sur la courbe granulométrique. Ces diamètres permettent de calculer les coefficients d'uniformité $C_U \left(\frac{D_{60}}{D_{10}} \right)$ et le coefficient de courbure $C_C \left(\frac{(D_{30})^2}{D_{10} \times D_{60}} \right)$.

Le coefficient d'uniformité, renseigne sur l'homogénéité granulométrique du sol; une valeur élevée du C_U signifie qu'il existe un grand écart entre le D_{10} et le D_{60} et que la granulométrie du sol est

dite étalée (≥ 6). La granulométrie est dite uniforme si le C_U est faible (< 3). Le coefficient de courbure permet de décrire la forme de la courbe granulométrique entre les diamètres D_{10} et le D_{60} . Les résultats de l'analyse granulométrique servent à la classification des matériaux de base (till, sable) mais aussi aux différents MTBs. Dans le cadre de ce travail, la classification utilisée est celle du système de classification unifié des sols (*United Soil Classification System*, USCS) basée sur la norme ASTM D2487-06.

Pour la granulométrie des MTBs, les courbes ont été obtenues à partir des courbes granulométriques des matériaux de base et en utilisant les relations théoriques présentées à l'équation 3.2 (Kantey, 2019). Le pourcentage de passant du mélange (P_m) pour un diamètre de tamis donné (d) peut être obtenu par l'équation 3.2 :

$$P_m = \frac{P_s + P_b \times X}{1 + X} \quad (3.2)$$

Où, P_s et P_b sont respectivement les pourcentages passant du till humide et des boues humides au tamis de diamètre d . X correspond au rapport entre la masse solide de boues et la masse solide du till. Ce rapport X peut être obtenue à l'aide de l'équation 3.3 (Kantey, 2019):

$$X = \frac{\beta(1+w_s)}{1+w_b} \quad (3.3)$$

Dans cette équation, w_s et w_b sont respectivement, les teneurs en eau initiales du till et de la boue. La courbe granulométrique de chaque mélange est obtenue en faisant le calcul pour les différentes valeurs de diamètre de tamis.

Les courbes granulométriques des matériaux de base et des MTBs sont présentées respectivement aux Figures 3.7 et 3.8. Les principaux paramètres granulométriques de ces matériaux : D_{10} , D_{30} et D_{60} , le coefficient d'uniformité C_U et le coefficient de courbure C_C ainsi que le pourcentage des particules fines P_{80} (particules $< 80 \mu m$) sont présentées au Tableau 3.5.

Les boues et les résidus sont caractérisés par des particules fines avec des pourcentages de passant au tamis $80 \mu m$ supérieurs à 90% alors que le till et le sable ont moins de 30% de particules inférieures à $80 \mu m$. La distribution granulométrique des deux types de boues est proche, cependant une différence peut être observée au niveau des fractions comprises entre $6 \mu m$ et $170 \mu m$. En effet, le pourcentage de passant au tamis $6 \mu m$ est de 38% pour les boues wa et de 35% pour les boues ww et pour le tamis $170 \mu m$, les boues wa présentent un pourcentage de passant de 100% alors que

les boues ww ont 98% de passant. Le till présente plus de proportions fines (particules $\leq 80 \mu\text{m}$), soit environ 25% que le sable qui en contient environ 0,9%.

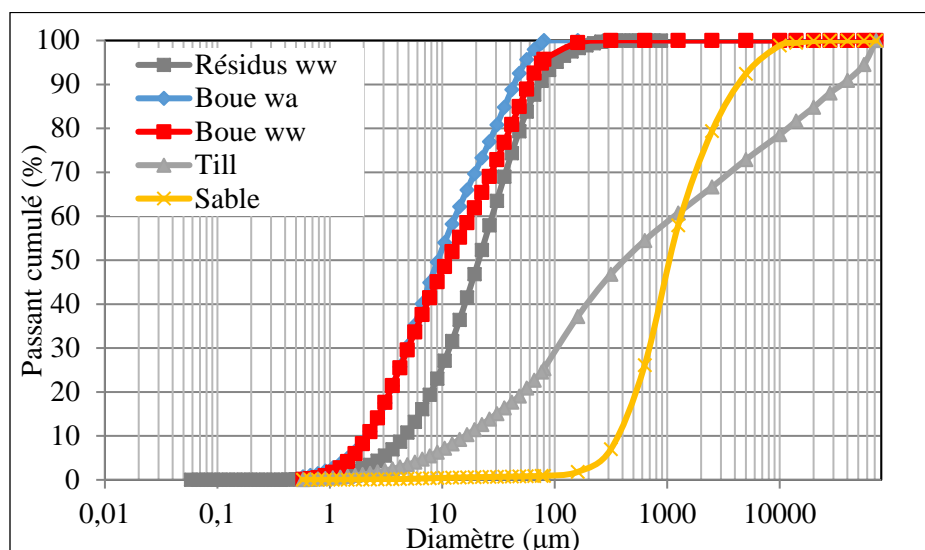


Figure 3.7 : Courbes granulométriques des matériaux de base

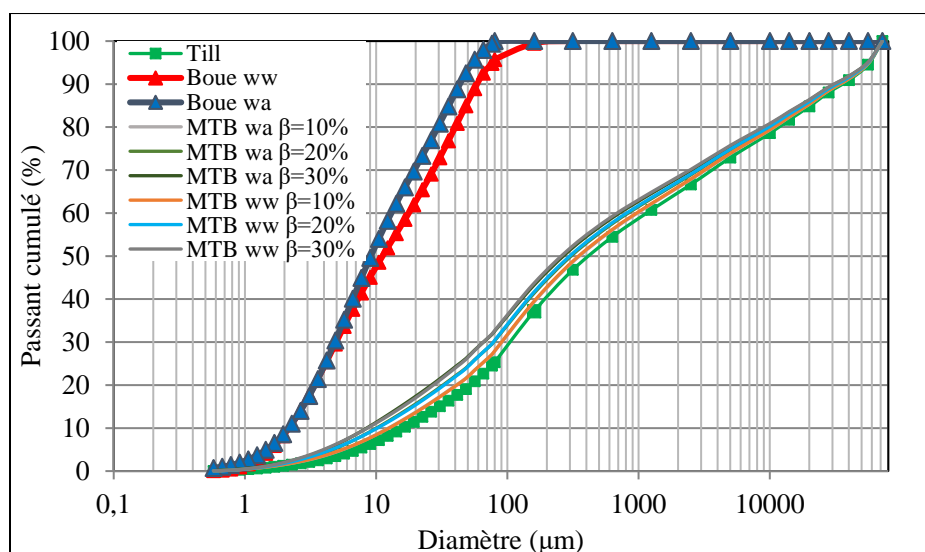


Figure 3.8 : Courbes granulométriques des mélanges till-boues ($\beta = 10\%$, $\beta = 20\%$ et $\beta = 30\%$)

La distribution granulométrique des MTBs pour différents teneurs en boues, se situent entre les courbes des boues et la courbe du till, et ils restent très proches de celle du till même pour les mélanges à 30% de boues.

Le pourcentage de particules passant le tamis $80 \mu\text{m}$ augmente régulièrement avec l'ajout de la boue dans le mélange : pour les MTBs ww il passe de 27% pour $\beta = 10\%$ à environ 33% pour $\beta =$

30%. Le diamètre effectif D_{10} des MTBs diminue légèrement par rapport à celui du till, passant de 13 à 8,5 μm et de 12 à 8,5 respectivement pour les boues ww et wa quand β est de 30%. Le coefficient d'uniformité C_u se situe entre 79 et 94 respectivement pour est boues ww à $\beta = 10\%$ et 20%.

Selon la norme ASTM de classification des sols (Désignation D2487), le sable ayant une granulométrie serrée, peut être classé comme SM (sable silteux avec gravier) et le till avec une granulométrie étalée, peut être classé comme GM (gravier silteux avec sable). Considérant que les limites de liquidité (W_L) et de plasticité (W_P) qui étaient, respectivement, de 192 et 110%, pour les boues ww, et de 217 et 160% pour les boues wa, elles se comportent comme des silts inorganiques (MH).

Tableau 3.5 : Paramètres granulométriques des matériaux de base et des MTBs

Matériaux		D_{10} (μm)	D_{30} (μm)	D_{60} (μm)	C_u	C_c	Classification USCS
Boues ww		2,2	5	18	7,9	0,6	MH
Boues wa		2,2	4,9	13,6	6	0,8	MH
Résidus ww		4,5	12	28	6,2	1,1	-
Sable		370	630	1400	3,8	0,7	SM
Till		15,8	105	1240	78,5	0,5	GM
B = 10%	MW1	13,1	93,8	1044	79,5	0,6	GM
	MA1	12,3	93,9	1045	85	0,6	GM
B = 20%	MW2	10	80	940	94	0,6	GM
	MA2	10	80	930	93	0,6	GM
B = 30%	MW3	8,5	65	700	82,2	0,7	GM
	MA3	8,5	65	700	82,2	0,7	GM

3.3.3 Caractérisations chimiques

Avant de commencer les analyses chimiques et minéralogiques, les échantillons (matériaux de base et les MTBs) ont été séchés puis finement broyés, homogénéisés, pulvérisés et finalement micronisés pour l'analyse DRX.

- *Fluorescence aux rayons X*

L'ensemble des matériaux de base et les MTBs ont fait l'objet d'analyse au XRF. La fluorescence aux rayons X est une technique non destructrice qui permet de quantifier la composition élémentaire des échantillons solides et liquides. Son principe consiste à exciter les atomes de l'échantillon par des rayons X. Cette excitation engendre l'émission de rayons X ayant une énergie caractéristique de chaque élément présent. L'intensité et l'énergie de ces rayons X sont ensuite mesurées. Le spectre des rayons X émis par la matière est caractéristique de la composition de l'échantillon; l'analyse de ces spectres permet de déterminer les concentrations massiques des différents éléments chimiques.

Le till et le sable sont des matériaux naturels composés essentiellement de silicates (~70%) et d'alumines (~12%) et le reste sous forme oxydes d'alcalins et alcalino-terreux (Tableau 3.6). Les boues ww et wa contiennent un pourcentage modéré en oxydes de Fer (28% et 19% respectivement) ainsi que des silicates (15% et 5% respectivement) et des alumines (~8%).

Tableau 3.6 : Analyse par fluorescence X des matériaux de base

	SiO ₂ (%)	Al ₂ O ₃ (%)	Fe ₂ O ₃ (%)	Mgo (%)	CaO (%)	K ₂ O (%)	Na ₂ O (%)
Till	68,90	12,50	4,50	2,52	3,47	1,38	3,65
Boue wa	15,50	7,79	28,10	4,40	8,91	0,13	0,36
Boue ww	5,29	7,89	18,80	3,21	15,70	0,10	0,18
Sable	70,6	12,6	4,13	1,94	3,2	1,29	3,63

- *Analyse par ICP-AES*

Les matériaux préparés pour l'analyse ICP-AES nécessitent une digestion préalable (mise en solution) avec quatre acides (HNO₃/Br₂/HF/HCl). La digestion est considérée totale lorsque tous les minéraux sans exception de chaque échantillon sont solubilisés. La solution résultante est analysée par la suite à l'aide de L'ICP-AES afin d'identifier les métaux dissous et les sulfates.

L'analyse ICP-AES, réalisée à l'aide du spectromètre optima 3000 DV de PERKIN ELMTER (Figure 3.), consiste à atomiser et à exciter les éléments contenus dans une solution à l'aide d'un plasma d'argon. Lorsqu'un élément excité retrouve son état initial, il y a libération d'énergie sous forme de radiation électromagnétique dont les longueurs d'ondes sont propres à chaque élément. L'intensité de ces radiations est directement proportionnelle à la concentration de l'élément dans

la solution analysée. Un détecteur capte et enregistre simultanément les intensités des éléments choisis et un logiciel d'exploitation convertit ces intensités en concentrations suivant l'étalonnage quotidien. Le logiciel calcule alors le pourcentage massique de chacun des éléments avec une précision de l'ordre de 1 ppm, en tenant compte de la masse initiale de l'échantillon, du volume final de la solution ainsi que sa concentration mesurée (Skoog et Leary, 1992).



Figure 3.9 : Dispositif de l'analyse ICP-AES (UQAT)

Les résultats des analyses réalisées à l'aide de l'ICP-AES sont présentés au Tableau 3.6. Ce dernier montre que les boues wa et ww se composent principalement de Fe (20% et 18% respectivement) et d'Al (~5%), d'alcalino-terreux Ca (6% et 8% respectivement) et de Mg (3% et 2% respectivement). Les boues de ww sont plus riches en soufre qui viennent des sulfates (5%) que les boues de wa (1%).

La composition chimique du till est proche à celle du sable, formés principalement d'Al (6%), de fer (3%), de Ca (2%), de Mg (1%) et d'alcalins (Na (3 et 2% respectivement) et de K (1%)) avec des traces du Ti (0,2%).

L'ICP-AES a révélé que pour le till, le Cu est en dessous de la limite de détection alors que pour le Zn la valeur mesurée correspond à 0,01%, ces teneurs n'excèdent pas le critère A. Cependant ces éléments dépassent la limite A pour les boues ww et wa (0,03 et 0,67%, respectivement). Autres éléments, comme le Ni, Pb, Cr se retrouvent à l'état de traces dans le till et les boues soient environ 0,01% pour le Ni, le Pb, et le Cr, ces valeurs ne dépassent à la limite du critère A (Tableau 3.7) à l'exception du soufre (0,17% pour le till, 5 et 1 % pour les boues ww et wa respectivement) qui dépassent la valeur limite du critère A.

Tableau 3.7 : Analyse ICP-AES des matériaux de base

Éléments (%)	LDM (%)	Till	Boue ww	Boues wa	Sable	Critère A
Al	0,006	6,35	5,35	4,33	5,67	-
Ba	0,0005	0,03	0,00	0,01	0,02	0,03
Bi	0,0005	0,00	0,01	0,00	<0,0005	-
Ca	0,006	2,31	8,49	5,72	2,07	-
Co	0,0005	<0,0005	0,02	0,01	<0,0005	0,00
Cr	0,0005	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
Cu	0,001	<0,0010	0,09	0,22	<0,0010	0,01
Fe	0,001	3,43	17,92	20,42	2,57	-
K	0,0001	0,99	0,09	0,14	0,83	-
Mg	0,0015	1,45	1,86	2,52	1,01	-
Mn	0,0005	0,04	0,31	0,57	0,04	0,10
Na	0,0001	2,55	0,17	0,09	2,28	-
Ni	0,0005	0,01	0,01	0,01	<0,0005	0,01
Pb	0,0005	0,01	0,01	0,01	<0,0005	0,01
S	0,02	0,17	5,34	0,93	0,12	0,04
Ti	0,0025	0,28	0,03	0,03	0,26	-
Zn	0,0055	0,01	0,03	0,67	0,01	0,01

- ***Carbone et soufre totaux par fournaise à induction***

L'analyse carbone et soufre totaux a été réalisée à l'aide de la fournaise à induction. Lors de cette analyse, un petit échantillon de chaque matériau (≈ 1 g) a été introduit dans un four à induction et chauffé à plus de 1650°C. À cette température, les molécules de carbone et de soufre se volatilisent et à l'aide de cellule spectrométrique à infrarouge et leur quantification est réalisée par absorption selon les longueurs d'onde. Les analyses sont réalisées sur des matériaux préalablement pulvérisés et la limite de détection de la méthode est de 0,04 % pour le carbone et 0,004 % pour le soufre.

Les résultats des analyses soufre/carbone sont présentés au Tableau 3.8. Ce dernier montre que le till et le sable ont des teneurs en soufre et en carbone très faibles. Les boues ont des teneurs en soufre plus élevée et qui correspondent à 6,5 et 0,8 % respectivement pour les boues ww et wa (0,8%). Cependant, la teneur en carbone totale est plus faible dans les boues ww (0,6%) que dans les boues wa (2,1%). Ces résultats montrent que les boues ww sont plus riches en sulfates par rapport aux boues wa. Vu le manque des résultats de cette analyse pour le cas des résidus ww, on a utilisé les résultats de Rey, 2019.

Tableau 3.8 : Analyse soufre/carbone total des différents matériaux et des MTBs

Élément	C _{total}	S _{total}
Unités	% p/p	% p/p
LDM	0,05	0,009
Boue ww	0,65	6,54
Boues wa	2,06	0,76
Till	0,05	0,05
Sable	0,05	0,02
Résidus ww	0,38	0,17

3.3.4 Caractérisations minéralogiques et réconciliation

- Analyse par DRX

Une caractérisation minéralogique de l'ensemble des matériaux a été réalisée à l'aide de la diffraction des rayons X (Figure 3.10). 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) du faisceau. Les rayons X diffractés forment le diagramme de diffraction ou diffractogramme.

L'interprétation des diffractogrammes a été effectuée à l'aide des logiciels EVA pour identifier les phases minérales et du logiciel TOPAS pour la quantification des phases minérales. La limite de détection du diffractomètre (1%) peut varier selon les phases minérales présentes dans l'échantillon (Rietvelt, 1993; Taylor et Hinczak, 2001). Le Tableau 3.9, présente les phases minéralogiques détectées à l'aide de l'analyse DRX.



Figure 3.10 : Diffractomètre aux rayons X D8-Advance Bruker AXS (photo catalogue URSTM/-IRME-UQAT)

Tableau 3.9 : Résultats des analyses minéralogiques DRX des différents matériaux de base

Minéraux	Formule chimique	Till (%)	Boue wa (%)	Boue ww (%)	Sable (%)
Albite	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$	42,3	-	4,4	35
Anhydrite	CaSO_4	-	-	-	-
Calcite	CaCO_3	-	50,4	-	-
Chlorite	$(\text{Fe,Mg,Mn})_2\text{Al}_4\text{Si}_2\text{O}_{10}(\text{OH})_4$	6,4	-	-	0,1
Cordiérite	$\text{Mg}_2\text{Al}_4\text{Si}_5\text{O}_{18}$	5,2	-	-	11
Corindon	Al_2O_3	-	35,3	15,7	-
Galène	PbS	-	-	-	-
Gypse	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	-	-	79,8	-
Magnésite	MgCO_3	-	-	-	-
Muscovite	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{FOH})_2$	10,0	-	-	0,08
Pyrite	FeS_2	0,2	-	-	-
Quartz	SiO_2	35,2	14,3	-	53
Rutile	TiO_2	0,6	-	-	-
Sphalérite	ZnS	0,2	-	-	-
Total %		100	100	100	99,18

Le till à une minéralogie plus variée, avec comme composants principaux : l'albite (42%), le quartz (35%), la muscovite (10%), la chlorite (7%) et la cordiérite (5%). Les boues wa sont composées essentiellement de calcite (50%), du corindon (35%) et du quartz (14%). Quant aux boues ww elles sont composées de gypse (80%), de corindon (16%) et d'albite (4%).

Les phases minéralogiques identifiées par DRX dans chaque matériau confirment les résultats des analyses chimiques, entre autre la présence considérable du soufre dans les boues de ww et qui vient principalement du gypse, ainsi que le carbone dans les boues wa et ceci revient à la présence de la calcite.

Le potentiel de lixiviation des métaux par les mélanges till-boues dépend de la composition chimique des boues, ainsi que d'autres facteurs. Les analyses chimiques indiquent la présence considérable de Fe dans les boues ww (45%) et wa (58%). Des minéraux peu cristallins ou amorphes comme les oxydes, les hydroxydes de Fe et les sulfates peuvent être présents et ne diffractent pas. De ce fait, ils ne sont pas détectés par l'analyse DRX (limite de détection) (Ruffell et Wiltshire, 2004). Le recours à l'analyse au MEB permet de statuer sur ces aspects.

- Analyse par Microscopie électronique à balayage (MEB-EDS)

Comme toutes les phases minéralogiques du till et du sable ont été déterminées à l'aide du DRX, leur caractérisation au microscope électronique à balayage (MEB-EDS) n'est pas nécessaire. Quant

aux boues et du fait qu'elles peuvent contenir des oxydes et des hydroxydes ainsi que d'autres phases amorphes qui ne peuvent pas être détectées par l'analyse au DRX, l'analyse au MEB-EDS est nécessaire.

Le MEB, sert principalement à l'étude morphologique des matériaux comme le microscope optique (MO) mais couplée avec une technique de microanalyse par spectroscopie d'énergie dispersive (EDS).

Le MEB-EDS utilisé dans cette étude est un Hitachi S3500N associé à l'analyseur EDS Bruker. Il utilise comme rayonnement primaire un faisceau d'électrons, permettant d'obtenir un grossissement jusqu'à 100 000 fois. Ce faisceau électronique, d'un diamètre de 20 μm est focalisé sur l'échantillon grâce à une série de lentilles électromagnétiques. Plusieurs types de rayonnements secondaires sont générés à la suite de l'exposition de l'échantillon au rayonnement primaire et 3 types de signaux peuvent être détectés par le MEB et qui sont :

- les électrons secondaires (e_s) de quelques électronvolt (ev) captés par le détecteur SEI. L'image obtenue nous informe sur la surface de l'échantillon;
- les électrons rétrodiffusés (e_r) captés par le détecteur BEI. L'image obtenue sera plus claire si la zone contient des éléments plus lourds donnant ainsi des informations qualitatives sur les variations de la composition chimique à la surface de l'échantillon;
- l'émission de rayonnements X détectés (RX) mesurés par le détecteur EDS. Des transitions électroniques successives produisent ces photons X donnant un spectre d'émission X qui est caractéristique pour chaque élément atomique.

Ces types d'interactions se manifestent au sein de l'échantillon analysé à une profondeur et une résolution latérale variable selon une poire d'interaction (Figure 3.11). Il faut ainsi prendre en compte ces variations puisque plusieurs phases minérales peuvent être analysées sur un même point d'analyse conduisant à des résultats de microanalyses erronés. La limite de détection des microanalyses par EDS est de l'ordre de 1000 mg/kg (1000 ppm).

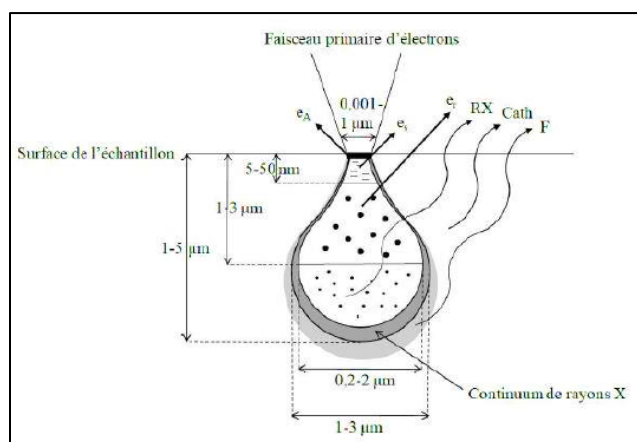


Figure 3.11 : Types de signaux générés à la suite de l'interaction du faisceau d'électrons avec l'échantillon : e_A électrons Auger, e_s électrons secondaires, e_r électrons rétrodiffusés, RX : rayons X, Cath : cathodoluminescence, F : fluorescence X secondaire (tiré de Mermillod-Blondin, 2005)

Les résultats de l'imagerie X par MEB-EDS de certaines sections amorphes des boues sont présentées à la Figure 3.12 et qui ont permis d'identifier la présence des oxydes de Fe et des silicates (quartz et orthoclase) dans les deux types de boues, l'hydroxyde de Ca (chaux hydratée) dans les boues wa et des sulfates (gypse) dans les boues ww.

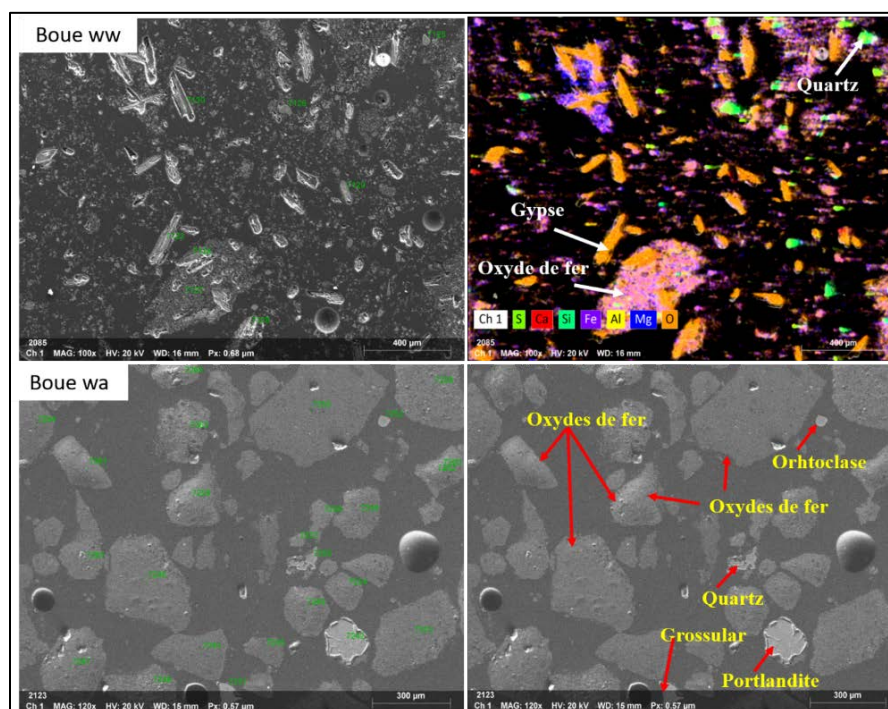


Figure 3.12 : Imagerie X par MEB-EDS des phases minéralogiques des boues

- Réconciliation minéralogique

L'ensemble des résultats des analyses chimiques et minéralogiques, permettent de faire des calculs et d'obtenir une minéralogie plus précise de l'ensemble des matériaux en utilisant la réconciliation minéralogique (Bouzahzah, 2013). Les calculs minéralogiques peuvent être fait à la main ou à l'aide d'un fichier Excel programmé (Bouzahzah, 2013) en introduisant les données des analyses chimiques (ICP-AES, XRF et S/C) et minéralogiques (DRX). Par la suite, le fichier de calcul génère automatiquement les résultats de la réconciliation sous forme des graphes.

La réconciliation minéralogique a été réalisée pour le till et les boues, les résultats sont présentés aux Figures 3.13, 3.14 et 3.15 ainsi qu'au Tableau 3.10.

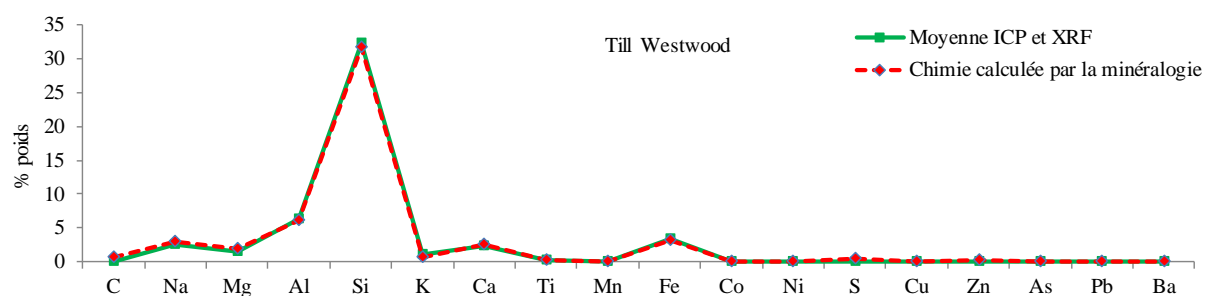


Figure 3.13 : Réconciliation minéralogique du till

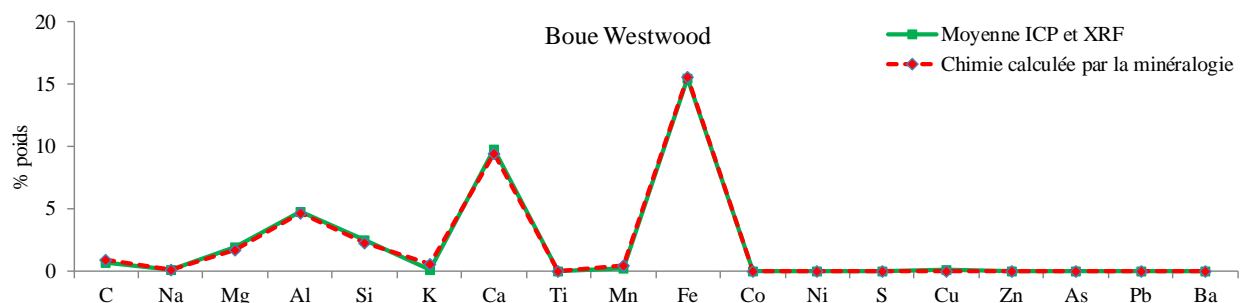


Figure 3.14 : Réconciliation minéralogique de la boue ww

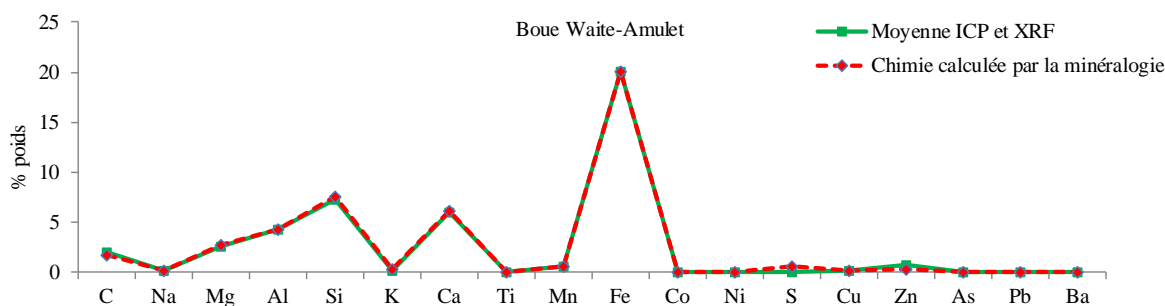


Figure 3.15 : Réconciliation minéralogique de la boue wa

Tableau 3.10 : Phases minéralogiques identifiées des matériaux après réconciliation

Minéraux	Formule chimique	Till (%)	Boue wa (%)	Boue ww (%)
Gypse	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	-	-	34,0
Corindon	Al_2O_3	-	6,0	7,5
Quartz	SiO_2	35,0	10,0	1,0
Albite	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$	36,0	2,0	2,0
Biotite	$\text{K}(\text{Mg},\text{Fe})_3(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH},\text{F})_2$	8,0	-	5,5
Muscovite	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{FOH})_2$	-	-	0,5
Cordiérite	$\text{Mg}_2\text{Al}_4\text{Si}_5\text{O}_{18}$	5,0	-	-
Titanite	CaTiSiO_5	1,0	0,5	-
Chamosite	$(\text{Fe},\text{Mg},\text{Fe})_5\text{Al}(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH},\text{O})_8$	7,0	-	-
Chlorite	$(\text{Fe},\text{Mg},\text{Mn})_2\text{Al}_4\text{Si}_2\text{O}_{10}(\text{OH})_4$	2,0	-	-
Orthoclase	KAlSi_3O_8	-	2,0	-
Pyrophyllite	$\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$	-	5,0	-
Brucite	$\text{Mg}(\text{OH})_2$	-	6,5	-
Maghemite	$\text{Fe}_2\text{O}_3, \gamma\text{-Fe}_2\text{O}$	-	23,0	-
Dolomite	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	-	-	7,0
Calcite	CaCO_3	5,0	15,0	-
Magnétite	Fe_3O_4	-	5,0	21,0
Manganite	$\text{MnO}(\text{OH})$	-	1,0	0,8
Pyrite	FeS_2	0,5	-	-
Sphalérite	ZnS	0,5	-	-
Chalcopyrite	CuFeS_2	-	-	-

La minéralogie réconciliée des boues ww indique la présence de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et de la magnétite (Fe_3O_4) comme phases minérales majeures (34% et 21%, respectivement) avec la présence d'autres phases notamment, les silicates comme la biotite (5,5%), les carbonates comme la dolomite (7%) ainsi que le corindon (7,5%).

La minéralogie réconciliée des boues wa est similaire à celle des boues ww avec quelques différences telle que l'absence de gypse (les boues de wa étaient fraîchement produites) et la présence de calcite (15%) et des teneurs en quartz plus élevées (10%).

Le till est riche en silice et l'albite et le quartz constituent les principales phases minérales de ce matériau (36% et 35%, respectivement). Il contient également d'autres silicates comme la biotite (8%), la chamosite (7%), la cordiérite (5%) et les carbonates (calcite 5%).

Les résultats obtenus à l'aide de la réconciliation permettent ainsi une quantification plus précise des différentes phases minérales et pour l'ensemble des matériaux permettant ainsi une meilleure évaluation de leur potentiel de génération d'acide.

3.4 Détermination du potentiel de génération d'acide (PGA)

Afin de déterminer le PGA des matériaux de base, on suppose que le potentiel de génération d'acide provient de l'oxydation de la pyrite contenue dans chacun des matériaux. À cet effet, le test statique chimique de Sobek et al., (1978) a été utilisé pour le calculer du potentiel d'acidité (PA) (équation 3.4). Pour les résidus ww, le potentiel de neutralisation des carbonates (PNC) a été calculé par l'équation 3.5 (Lawrence et Wang, 1996; Frostad et al., 2003; Lawrence et al., 1989; Norecol, 1991) :

$$PA_{(Kg\ CaCO_3/t)} = 31,25 \times \%S_{\text{sulfures}} \quad (3.4)$$

$$PNC_{(Kg\ CaCO_3/t)} = 83,3 \times \%C_{\text{total}} \quad (3.5)$$

L'équation (3.4) est basée sur l'hypothèse selon laquelle tout le soufre est sous forme de pyrite. L'hypothèse du test de Sobek et al. (1978) est valide et peut être appliquée dans le cas du till.

Pour une meilleure prédiction du potentiel de neutralisation des matériaux, on intègre la minéralogie dans le processus de calcul du potentiel net de neutralisation (PNN). Le test statique minéralogique (équation 3.6) de Lawrence-Scheske, (1997) prend en considération le pouvoir de neutralisation des carbonates ainsi que les silicates selon leurs réactivités relatives par rapport à la calcite (Tableau 3.11).

$$PN = 1000_{kg/t} \times M_{CaCO_3} \times \sum_{i=1}^n \frac{C_{mi}R_i}{M_{Mi}} \quad (3.6)$$

M_{CaCO_3} : masse molaire de la calcite (g/mol), M_{Mi} : masse molaire du minéral i (g/mol), C_{Mi} : concentration du minéral i (wt%) et R_i : facteur de réactivité (Tableau 3.11).

Ainsi en adoptant cette approche, on peut considérer que le PNN est estimé avec une plus grande fiabilité.

Les résultats de l'évaluation du PNN sont présentées au Tableau 3.12 et montrent que les valeurs obtenues sont supérieures à 20 kg de $CaCO_3$ /t pour l'ensembles des matériaux (non-générateurs d'acide) (MEND, 2009).

Tableau 3.11: Réactivité des minéraux neutralisants (Sverdrup, 1990)

Classe	Minéraux	Réactivité relative à pH=5
Très réactifs	Calcite, aragonite, dolomie, magnésite, brucite	1
Dissolution rapide	Plagioclases calciques (anorthite, bytownite), néphéline, forsterite, olivine, garnet, jadéite, leucite, spodumène, diopside, wollastonite	0,4
Dissolution moyenne	Sorosilicates (épidote, zéolite), pyroxène (enstatite, hypersthène, augite, hedenbergite) amphiboles (hornblende, glaucophane, trémolite, actinolite, antophyllite, phyllosilicates (serpentine, chrysotile, talc, chlorite, biotite)	0,02
Dissolution lente	Plagioclases sodiques (albite, oligoclase, labradorite), argile (vermiculite, montmorillonite)	0,01
Dissolution très lente	Feldspath-k, muscovite	0,01
Inerte	Quartz, rutile, zircon	0,004

Tableau 3.12 : Tableau. Résultats de calcul du PNN des matériaux de base

Matériaux	PA	PN	PNN (PN-PA)	Remarque
Boue ww	0	240,96	240,96	Non-générateur
Boues wa	0	262,97	262,97	Non-générateur
Till	1,50	66	64,50	Non-générateur
Résidus ww	5,31	31,65	26,34	Non générateur

Les boues ww malgré qu'elles soient considérées comme matériaux non générateurs d'acide, peuvent dans les conditions de précipitation de gypse avec les oxydes de fer (libération du soufre et des métaux) générer de l'acide. À cet effet, les essais cinétiques de lixiviation semblent pertinents pour évaluer leur potentiel de lixiviation des métaux ou d'autres éléments en fonction du temps.

3.5 Propriétés hydrogéotechniques

La CRE et la conductivité hydraulique sont des éléments clés pour analyser le comportement des sols partiellement saturés, ceci facilite la compréhension du comportement hydrique des matériaux dans la zone vadose. Ces fonctions peuvent être mesurées ou prédites. Les modèles prédictifs utilisés sont à la fois rapides, facile à élaborer et moins coûteux.

Vue les délais plus long des essais, les valeurs de l'AEV et de k_{sat} des résidus ww présentées dans ce qui suit proviennent des travaux de Rey, (2019).

3.5.1 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention peut être mesurée au laboratoire en utilisant entre autre des cellules de pression, extracteurs à membrane, cellules triaxiales et des colonnes. Le principe des essais de laboratoire (à l'exception de l'essai en colonne) consiste à appliquer des paliers de pressions négatives (depuis le bas ou le haut de l'échantillon) et suivre l'évolution de la teneur en eau volumique. Sur le terrain les mesures s'effectuent à l'aide des sondes de succion et de teneur en eau.

Les extracteurs à membranes sont souvent utilisés pour déterminer la CRE des matériaux déformables comme le till (Figure 3.16). En effet, avec le changement de volume qui pourrait survenir au niveau des MTBs (30, 40 et 50% de β) (Kanteye, 2019), l'utilisation de ces essais permettra de faire le suivi du volume et en même temps le suivi de la variation de la masse des MTBs après chaque valeur de pression appliquée.

Vue une défaillance survenue dans l'extracteur à membrane, on a utilisé l'essai de la cellule Temps pour les MTBs (10, 20 et 30 %).

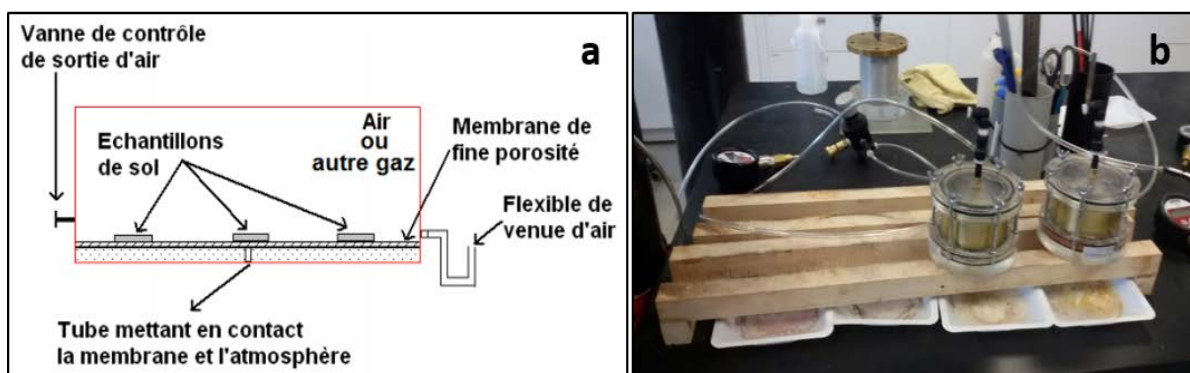


Figure 3.16 : (a) Schéma de l'extracteur à membrane (cellule de pression) (tiré de Saleh-Mbemba, 2010), (b) cellule Temps au laboratoire (UQAT)

Lors de la mise en place des matériaux dans les cellules Temps, les teneurs en eau initiales des différents MTBs ont été mesurées. Ensuite, on a procédé à une saturation complète des échantillons. Par la suite, la cellule de pression est fermée et pesée. L'essai est réalisé selon la norme ASTM D3152-08, qui consiste à appliquer différents paliers de pression gazeuse (azote) afin de faire sortir l'eau. La pression a été augmentée à chaque deux jours en suivant les procédures suivantes:

- au début, la pression est augmentée par paliers de 0,5 psi (3,4 kPa), puis 1 psi (6,9 kPa) jusqu'à atteindre 10 psi (69 kPa) en passant par 3 psi (20,68 kPa) et 5 psi (34,4 kPa) pour mesurer l'AEV avec le plus de précision possible;
- par la suite, la pression est augmentée par hausse de 5 psi (34,5 kPa) jusqu'à une pression de 40 psi (275,8 kPa).

La pression de gaz appliquée en haut de la cellule fait sortir l'eau interstitielle de l'échantillon par le bas de la cellule et la teneur en eau volumique du mélange s'équilibre avec l'augmentation de cette pression. La masse de la cellule ainsi que la pression appliquée avant chaque hausse subséquente sont notées et avant de tracer la CRE, on calcule la teneur en eau massique, puis on déduit la teneur en eau volumique ou le degré de saturation.

Pour le sable, la CRE a été obtenue avec un essai en colonne, pour le till elle a été obtenue à l'aide de l'extracteur à membrane. Pour plus de détails sur la procédure de ces deux essais, voir Kanteye (2019).

3.5.2 Résultats relatifs à la détermination des courbes de rétention d'eau

Dans le but d'évaluer le comportement hydrogéotechnique des MTBs utilisés dans les essais en colonnes instrumentés et tel qu'il est mentionné précédemment les cellules de pression ont été utilisées pour déterminer la CRE des MTBs, l'essai en colonne pour le sable et l'extracteur de pression (pressure plate) pour le till seul. Les Figures 3.17 à 3.23 présentent les CREs mesurées pour le till, le sable et les six MTBs. Sur ces mêmes Figures, on trouve également les CREs prédites à l'aide du modèle MK (Aubertin et al., 2003). Ces Figures montrent une bonne concordance entre les CREs mesurées et prédites.

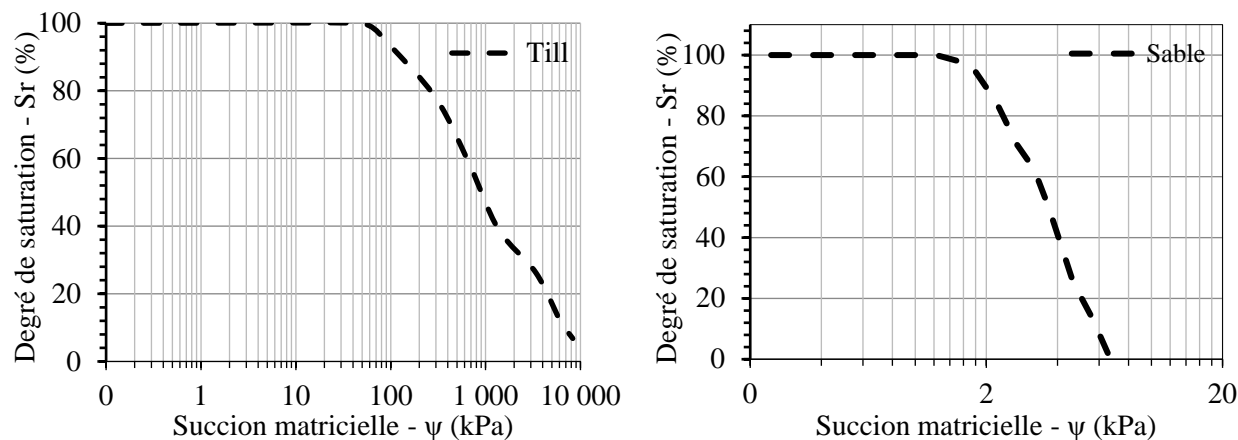
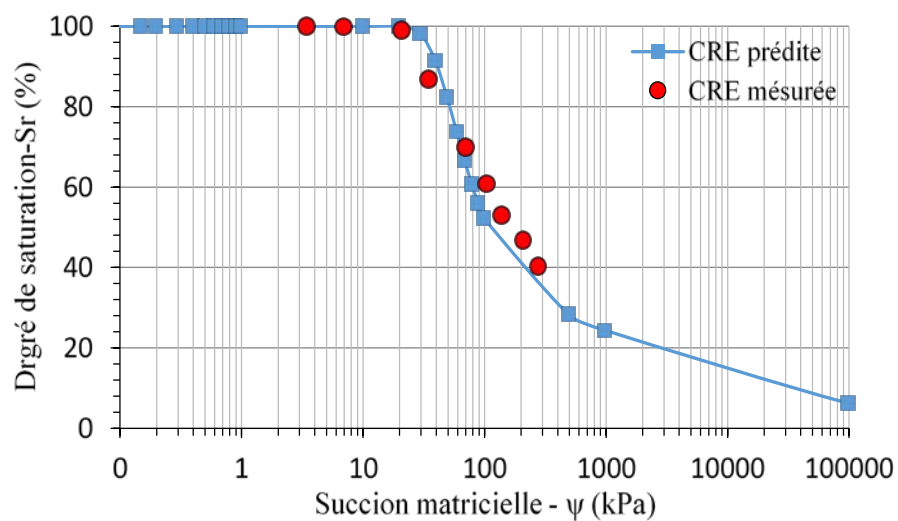
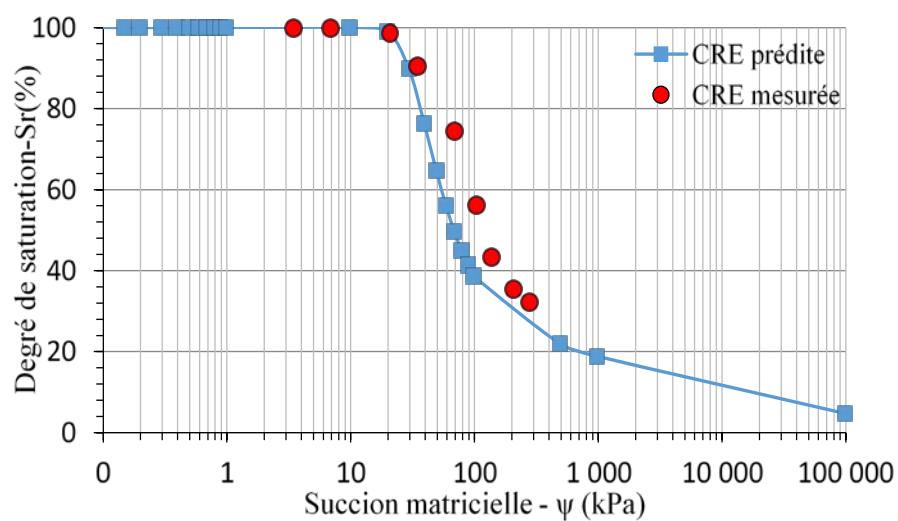


Figure 3.17 : Courbe de rétention d'eau mesurée du till et du sable

Figure 3.18 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 10\%$)Figure 3.19 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 20\%$)

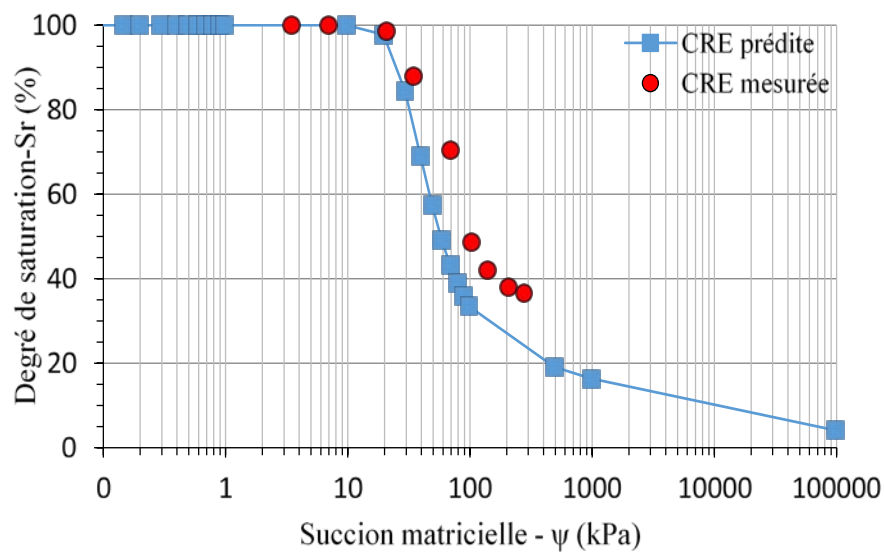


Figure 3.20 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 30\%$)

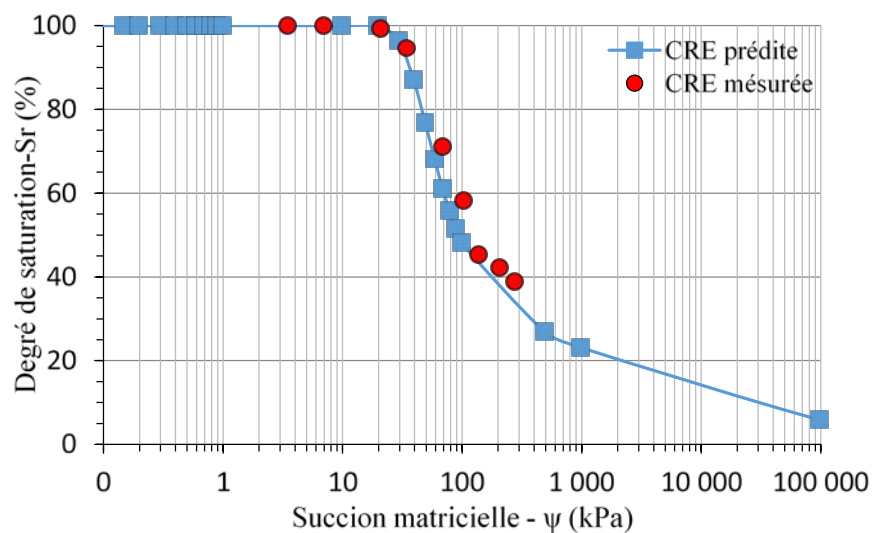


Figure 3.21 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB ww ($\beta = 10\%$)

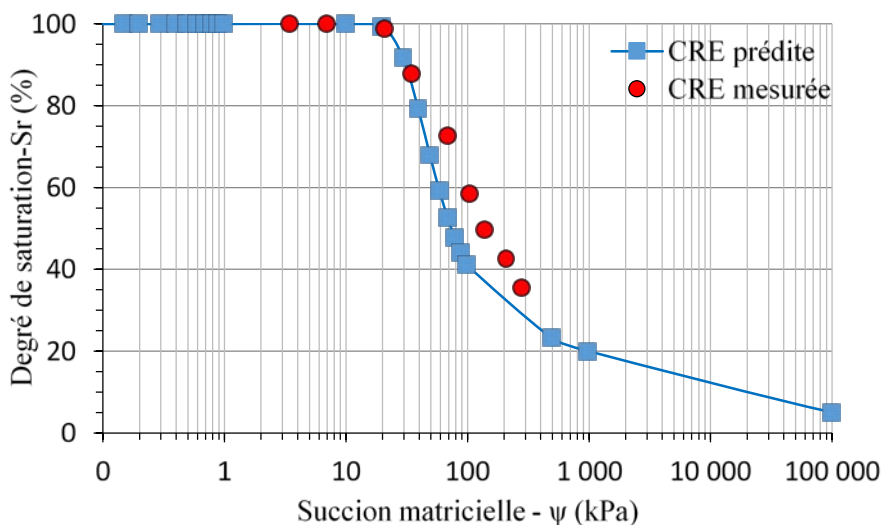


Figure 3.22 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB ww ($\beta = 20\%$)

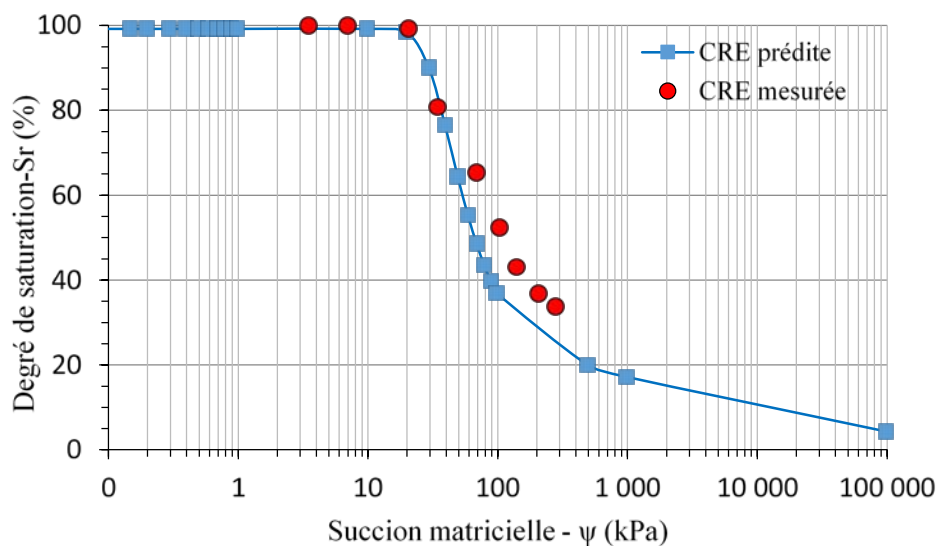


Figure 3.23 : Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite du MTB wa ($\beta = 30\%$)

Ces CREs ont été utilisées pour déterminer les AEV des différents matériaux. Les valeurs obtenues sont présentées au Tableau 3.13. Les pressions d'entrée de l'air montrent que le till a une AEV de 58 kPa, 18 kPa pour le résidu ww, alors que celle du sable est de 1,4 kPa. Pour les MTBs ww 10, 20 et 30 % de β , les AEV correspondent à 19, 20 et 32 kPa respectivement. Pour les MTBs ww les AEV correspondent à 20 kPa pour les mélanges à 10 et 20 % de β et à 18 kPa pour le MTB wa à 30% de β . En utilisant la saturation à 95%, on observe que les AEVs obtenues sont plus élevées que celles déterminées auparavant (dans la première colonne ou $S_r=100\%$); ainsi les AEV des

MTBs se situent entre 29 et 40 kPa. On observe également que l'augmentation des teneurs en boues ww engendrent une augmentation des AEV dans les MTBs ww.

Tableau 3.13 : Les valeurs d'AEV obtenus à partir des CRE

Matériaux	AEV (kPa) à partir des CRE (Sr-Succion)	AEV en utilisant 95% de saturation	Porosité de mise en place des matériaux
Till	58	88	0,3
Sable	1,4	1,8	0,4
Résidu ww	18	18	0,46
MTB ww ($\beta = 10\%$)	19	29	0,29
MTB ww ($\beta = 20\%$)	20	35	0,36
MTB ww ($\beta = 30\%$)	32	40	0,42
MTB wa ($\beta = 10\%$)	20	32	0,29
MTB wa ($\beta = 20\%$)	20	33	0,37
MTB wa ($\beta = 30\%$)	18	34	0,43

Les propriétés physiques et hydrogéologiques déterminées en laboratoire ont confirmé que les MTBs possèdent les caractéristiques requises pour agir en tant que barrière capillaire. Ces résultats ont été utilisés d'une part dans l'évaluation de la saturation des CRH et d'autre part dans les modélisations numériques.

3.5.3 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée peut être prédite ou mesurée au laboratoire (section 2.5.2) en utilisant des perméamètres. Pour déterminer k_{sat} des matériaux de base (till et sable) et des mélanges de boues (MTBs), les perméamètres à parois rigides avec charges variables et les perméamètres à parois flexibles ont été réalisés dans le cadre des travaux de Kanteye (2019). Les matériaux utilisés correspondent à des MTBs avec des teneurs en boues de 30, 40 et 50% et ayant des porosités très proches (0,32 pour la paroi flexible et 0,31 pour la paroi rigide). Les résultats ont montré que les valeurs obtenues avec les deux types de perméamètres sont du même ordre de grandeur ($2,58 \times 10^{-6}$ cm/s pour la paroi flexible et $4,32 \times 10^{-6}$ cm/s pour la paroi rigide). À la suite de cette concordance des résultats obtenues à l'aide des deux méthodes, l'essai au perméamètre à paroi rigide avec charges variables (Kanteye, 2019) ASTM D5856-95 (2007a) a été adopté et utilisé pour déterminer la conductivité hydraulique saturée de l'ensemble des matériaux à l'étude.

3.5.4 Résultats des essais de perméabilité

Les essais au perméamètre à paroi rigide avec charge variable ont été réalisés sur le till seul et les MTBs et les résultats sont présentés aux tableaux 3.14 et 3.15. Dans ces Tableaux, on trouve également les valeurs prédites de k_{sat} à l'aide du modèle Kozeny-Carman modifié.

Les conductivités hydrauliques saturées mesurées des MTBs sont de l'ordre de 10^{-6} cm/s pour des porosités qui varient entre 0,25 et 0,33 pour les MTBs ww et entre 0,27 et 0,35 pour les MTBs wa. Ainsi, pour les MTBs, on remarque que l'ajout de la boue engendre une légère augmentation de k_{sat} par rapport à celle du till seul. Ces mélanges de till et de boues présentent des valeurs de k_{sat} habituellement rencontrées comme couche de rétention d'eau d'une CEBC à savoir des valeurs de $k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s (Bussière et al., 2003; Dagenais et al, 2012).

Il est important de mentionner que les valeurs prédites et mesurées de k_{sat} sont du même ordre de grandeur.

Tableau 3.14 : Conductivités hydrauliques de till, sable, résidu ww et MTBs ww (mélanges préparés avec $W_t = 7,5\%$ et $W_b = 200\%$)

Échantillons	k_{sat} prédite (cm/s)	k_{sat} mesurée (cm/s)	n
Till	$9,37 \times 10^{-6}$	$4,66 \times 10^{-6}$	0,20
Sable	$2,03 \times 10^{-3}$	$9,09 \times 10^{-3}$	0,34
Résidu ww	$1,9 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-4}$	0,46
$\beta = 10 \%$	$7,24 \times 10^{-6}$	$4,83 \times 10^{-6}$	0,25
$\beta = 20 \%$	$7,22 \times 10^{-6}$	$5,31 \times 10^{-6}$	0,30
$\beta = 30 \%$	$7,34 \times 10^{-6}$	$6,87 \times 10^{-6}$	0,33

Tableau 3.15 : Conductivités hydrauliques des MTBs wa (mélanges préparés avec $W_t = 7,5\%$ et $W_b = 200\%$)

Échantillons	k_{sat} prédite (cm/s)	k_{sat} mesurée (cm/s)	n
$\beta = 10 \%$	$6,27 \times 10^{-6}$	$5,70 \times 10^{-6}$	0,27
$\beta = 20 \%$	$7,32 \times 10^{-6}$	$7,11 \times 10^{-6}$	0,30
$\beta = 30 \%$	$8,15 \times 10^{-6}$	$7,77 \times 10^{-6}$	0,35

3.6 Montage des essais en colonnes

Cette section présente le protocole de laboratoire suivi lors du montage des essais en colonnes pour évaluer le potentiel de lixiviation des MTBs et en deuxième lieu pour étudier le comportement hydrogéologique de ces mêmes mélanges comme CRH dans un recouvrement de type CEBC.

3.6.1 Colonnes pour l'évaluation du potentiel de lixiviation des MTBs

Neuf colonnes ont été montées pour étudier le potentiel de lixiviation de six mélanges till-boues. Comme il est décrit dans la section (3.2), six MTBs ont été utilisés en plus de trois autres matériaux qui ont été utilisés dans les mélanges (boues ww, boues wa et till). Les matériaux ont été placés dans des colonnes de 1 m de hauteur et de 14 cm de diamètre. Par la suite, ces matériaux ont été compactés et leur épaisseur finale est de 20 cm (Figure 3.24). Il est important de mentionner qu'au fond de chaque colonne, une plaque poreuse en céramique a été placée

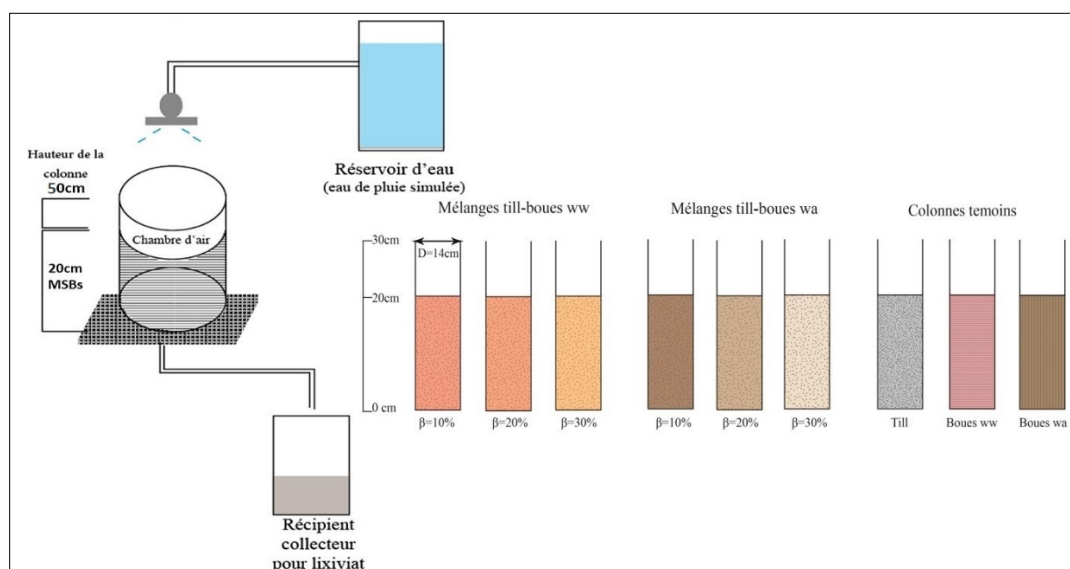


Figure 3.24 : Modèle physique des essais en colonnes pour étudier la stabilité chimique des MTBs et des matériaux témoins

Des rinçages avec l'eau de pluie ont été réalisés mensuellement pendant un an (12 cycles). Le volume d'eau utilisé pour le rinçage correspond à deux fois le volume des pores de l'échantillon permettant ainsi la saturation complète du matériau placé dans la colonne. Le premier volume d'eau permet de remplir les pores dans le matériau et le deuxième volume permet de garder le matériau saturé, a noté que l'orifice en bas de la colonne était fermée afin de s'assurer une saturation complète du matériau. Les lixivats récupérés à la base des colonnes et à la fin de chaque cycle de mouillage - drainage ont été analysés pour les paramètres suivants : pH, Eh, conductivité électrique, acidité/alcalinité, métaux dissous et sulfates.

3.6.2 Colonnes instrumentées pour l'évaluation du comportement hydrogéologique des MTBs

Six colonnes expérimentales ont été utilisées pour évaluer l'efficacité des MTBs dans les recouvrements de type CEBC comme CRH. Dans ces colonnes, les MTBs ont été placés sur des rejets miniers réactifs (résidu de Westwood). Ainsi du bas en haut, on trouve : 30 cm de résidus miniers, suivi de 30 cm de sable, 60 cm de MTB et 30 cm de sable (Figures 3.25 et 3.26).

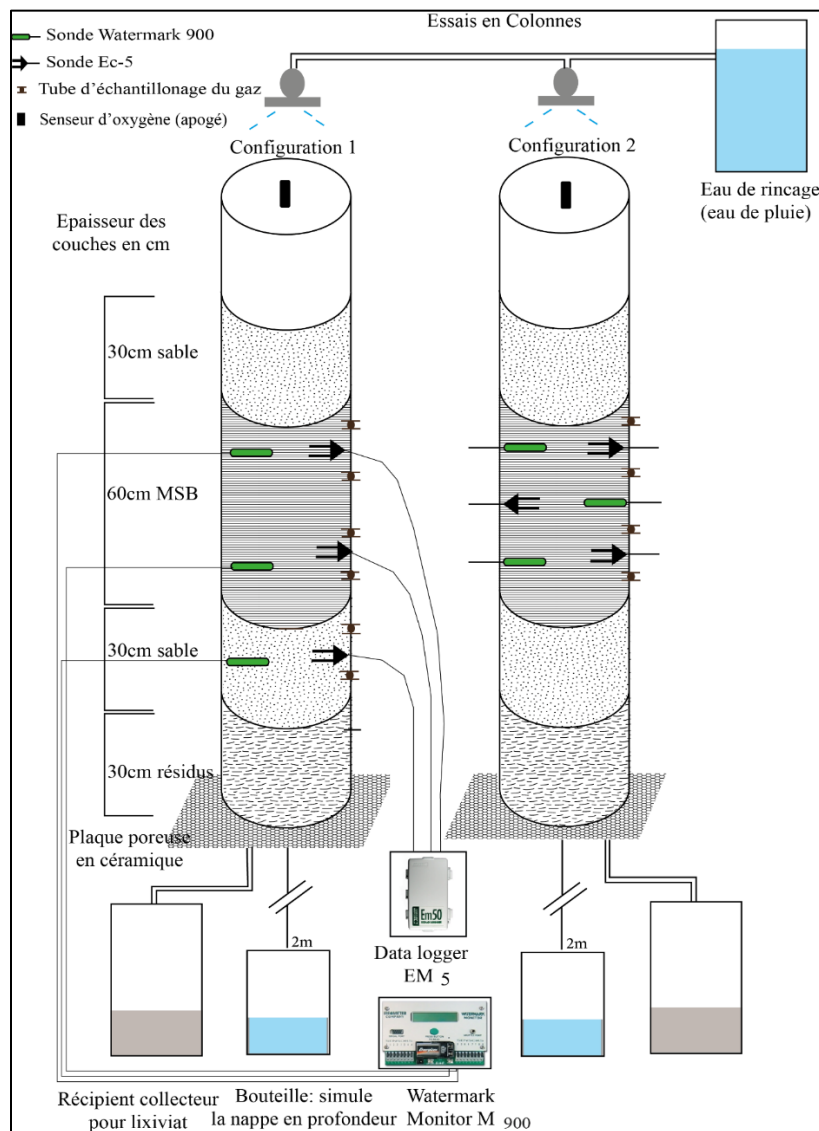


Figure 3.25 : Design des colonnes instrumentées (modèle physique de CEBC)

Également une colonne témoin non instrumentée s'ajoute aux six autres colonnes et dans laquelle uniquement les résidus miniers ont été placés avec une épaisseur de 30 cm (colonne témoin sans recouvrement).

Les différents matériaux ont été placés dans les colonnes par couche de 10 cm, tout en respectant les porosités pour chaque matériau.

Toutefois, le volume d'eau utilisé pour le rinçage correspond à deux fois le volume des pores de l'échantillon permettant ainsi la saturation complète des matériaux placés dans chaque colonne. Le premier volume d'eau permet de remplir les pores dans le matériau et le deuxième volume permet de garder le matériau saturé; il faut également mentionner l'orifice en bas de la colonne était fermé afin de permettre la saturation complète du matériau.

Pour simuler la hauteur de la nappe, les niveaux des nappes sont ajustés grâce à un système reliant le bas de chaque colonne, par une tubulure remplie d'eau, à une bouteille placée à une hauteur de deux mètres sous le plancher et à 2,65 m sous l'interface sable-MTB (pour simuler la position de la nappe phréatique sous les résidus miniers). Au fond de chaque colonne une plaque poreuse en céramique a été placée, ce qui permet de contrôler la succion et maintenir le niveau de la nappe à une position bien déterminée.



Figure 3.26 : Photo des colonnes instrumentées

Pour le suivi du comportement hydrogéologique ainsi que les mesures des concentrations d'oxygène à l'intérieur des matériaux qui composent les recouvrements simulés, des instruments de mesures ont été installés au niveau de la CRH et au niveau de la couche du bris capillaire. Le détail de l'instrumentation est présenté dans la section 3.6.4 et 3.6.5.

3.6.3 Analyses de la qualité des eaux de lixiviation

Les essais impliquent le rinçage périodique des colonnes à une fréquence d'environ une fois par mois. À chaque rinçage colonnes, il faut s'assurer que les matériaux ont atteint la saturation complète. Les lixiviats récupérés à la base des colonnes sont analysés pour les paramètres suivants : pH, Eh, conductivité électrique, acidité/alcalinité, les sulfates et les concentrations des métaux dissouts.

3.6.3.1 pH, Eh et conductivité électrique

La mesure du pH doit être réalisée dans un délai de 24 h suivant la récupération des lixiviats; elle s'effectue à l'aide d'une sonde pH, calibrée à l'avance en utilisant des solutions tampons classiques. Les mesures du potentiel d'oxydoréduction ont été réalisées à l'aide d'une électrode combinée Pt/Ag/AgCl couplée au Benchtop pH/ISE Meter Orion model 920A. La conductivité électrique a été mesurée à l'aide d'un appareil portable Oakton Acom CON6 et APHA 2510.

3.6.3.2 Acidité et alcalinité

Les mesures de l'acidité et de l'alcalinité sont effectuées avec un titreur automatique Titrino Plus 870 KF de Metrohm. L'acidité de l'eau peut être définie comme étant la capacité de l'eau à neutraliser les bases fortes ou la capacité de l'eau à relâcher des ions H^+ , les espèces contributrices majeures étant : H_2CO_3 , HCO_3^- et H^+ . L'acidité est déterminée par titration avec une base, ici l'hydroxyde de sodium (NaOH) 0,02N a été utilisée pour réagir avec les lixiviats jusqu'à un pH de 8,3 où il est considéré que toutes les espèces acides de la solution sont neutralisées. L'acidité totale est exprimée en mg $CaCO_3/L$.

L'alcalinité exprimée en mg $CaCO_3/L$ est une mesure de la capacité de l'eau à neutraliser des acides forts ou la capacité de l'eau à accepter/fixer des protons (H^+). Les espèces contributrices majeures étant : HCO_3^- , CO_3^{2-} et OH^- . L'alcalinité est déterminée par titration avec un acide; dans cette étude, l'acide sulfurique (H_2SO_4) 0,02 N est ajouté au lixiviat jusqu'à un pH de 4,3.

3.6.3.3 Métaux dissous et sulfates

À la fin du cycle de rinçage (lorsque l'eau ne s'écoule plus de la colonne), le lixiviat est recueilli, pesé et transvasé dans une bouteille d'un litre. Deux quantités (environ 10 ml) sont extraites : une première est conservée dans des tubes plastiques hermétiques de 20 ml pour l'analyse des sulfates par chromatographe ionique et l'autre quantité est filtrée à l'aide de filtres à seringue de $0,45\mu\text{m}$ et acidifiée avec de l'acide nitrique (HNO_3) à 2% pour sa conservation à l'intérieur d'éprouvettes en plastique hermétiques (pour un maximum de 2 semaines à 4°C dans un réfrigérateur) jusqu'à l'analyse de la concentration des éléments chimiques dissous par ICP-AES.

3.6.4 Modélisation thermodynamique par Visual Minteq

Dans le cadre de ce travail, une modélisation de l'équilibre thermodynamique des lixiviats avec Visual MINTEQ a été réalisée. Dans cette modélisation, on s'intéresse plus particulièrement aux minéraux secondaires qui pourraient précipiter. Les résultats obtenus permettent d'évaluer le potentiel de précipitation ou dissolution de divers minéraux.

Logiciel Visual Minteq (Gustafsson, 2014; version 3.1) a été choisi en raison de son large utilisation dans ce domaine (Yanful et al. 1999; Bussière et al. 2004; Dagenais, 2005; Demers, 2008; Pétel, 2017; Larochelle, 2019).

Les données de suivi des lixiviats des colonnes (résultats de l'ICP-AES, pH, Eh et alcalinité) ont été utilisées et les indices de saturation (IS) vis-à-vis des différentes espèces minérales ont été calculés.

Il est important de rappeler que lorsque l'IS est positif, il indique une sursaturation et par conséquent la précipitation d'un minéral ou plusieurs minéraux secondaires est possible. Dans le cas où l'IS est négatif ($\text{IS} < 0$), on est en présence d'une sous saturation vis-à-vis de l'espèce minérale en question et par conséquent le processus de dissolution demeure possible.

Pour les éléments dont les concentrations dans les lixiviats sont sous la limite de détection, la concentration utilisée dans la modélisation correspondait à la moitié de la limite de détection (Larochelle, 2019). Les résultats des lixiviats du dernier rinçage ont été utilisés dans cette modélisation.

3.6.5 Mesures des teneurs en eau volumique et des succions

3.6.5.1 Teneurs en eau volumiques

Les sondes de type EC-5 (Figure 3.27) ont été utilisées pour les mesures des teneurs en eau volumiques (θ_w). Ces sondes mesurent la constante diélectrique des milieux grâce à l'utilisation de la technologie de la réflectométrie dans le domaine fréquentiel (FD) (Maqsoud et al., 2007). Ces sondes requièrent un bon contact avec le sol pour des mesures précises. Au total, 18 sondes EC-5 ont été installées dans les différentes colonnes expérimentales. Ces sondes sont reliées à des systèmes d'acquisition de type EM-50 pour les mesures en continu des teneurs en eau volumiques (Figure 3.28). Au total, 4 systèmes d'acquisitions ont été utilisés.



Figure 3.27 : Sonde EC-5 (www.mmm-tech.de)



Figure 3.28 : Data logger EM-50 (www.ictinternational.com)

Il est important de mentionner que les sondes EC-5 ont été préalablement calibrées et les équations obtenues ont été utilisées pour la conversion du signal (en mV) en teneur en eau volumiques.

3.6.5.2 Succion (bloc Watermark)

Les mesures de succion ont été réalisées à l'aide des blocs Watermark (Figure 3.29a). Ces blocs mesurent la variation de la résistance électrique d'une matrice de silice. Cette résistance est convertie en succion (Shock et al. 1998, Shock et al. 2005). Plus la teneur en eau est élevée, plus la conductivité électrique de la matrice est élevée et, par conséquent, plus la résistance est faible. Au total, 18 blocs Watermark ont été utilisés et raccordés à trois systèmes d'acquisition de type Watermark Monitor 900-M (Figure 3.29b).

Lorsque le capteur est en contact avec le matériau, la tension s'équilibre entre le matériau et l'intérieur du capteur. La précision des mesures est de 1 centibar (kPa) et la plage de mesure se situe entre 0 à 200 kPa. Toutefois, les mesures inférieures à 10 kPa sont peu fiables (Maqsoud et al. 2007).

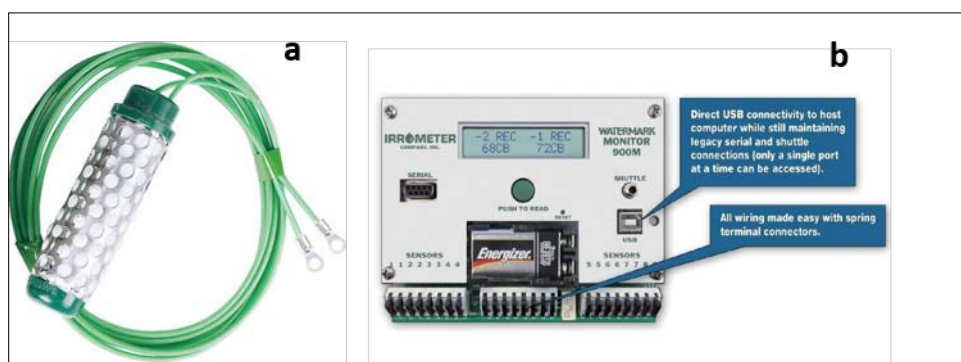


Figure 3.29: (a) Bloc Watermark et (b) data logger Watermark (www.irrometer.com)

Il est important de mentionner que les blocs Watermark ont été saturés pendant 24 heures avant leur mise en place dans les colonnes.

3.6.6 Flux d'O₂ à travers les matériaux de recouvrement

Pour assurer un suivi concernant les mesures de la consommation d'oxygène au niveau des colonnes et afin de tester l'efficacité des différents recouvrements simulés, il est nécessaire d'estimer le flux d'oxygène, qui pourrait atteindre les résidus sulfureux (Mbonimpa et al., 2003). La relation semi-empirique proposé par Aachib et al. (2004) a été utilisée (équation 2.36) pour estimer le coefficient de diffusion effectif d'O₂. Ainsi, les flux d'O₂ ont été calculés selon deux méthodes (présentées en ci-dessous), à savoir la méthode des sulfates et la méthode des gradients. Les objectifs de performance des recouvrements pour le contrôle du drainage minier acide sont de

l'ordre de 20 à 40 g d'O₂/m²/an soit environ 1 mol/m²/an pour des résidus frais (Bussière et al., 2008; Dagenais, 2005).

3.6.6.1 Méthode des sulfates

Cette méthode est basée sur l'hypothèse que les sulfates ne sont produits que par les réactions d'oxydation des sulfures et elle n'est valable que si l'oxygène est le seul agent oxydant, ce qui est réaliste à un pH presque neutre (Nicholson et al., 1988) et que la pyrite est le seul minéral sulfuré (ex. résidus ww). À pH acide inférieur à 5, les bactéries et les ions ferriques, entre autres, participent à l'oxydation de la pyrite, ce qui ne permet pas d'associer le flux de sulfates au flux d'oxygène. La méthode des sulfates ne peut être pas être applicable dans ce cas car il peut y avoir précipitation de minéraux secondaires contenant des sulfates, réduisant ainsi le flux de sulfates artificiellement et par le fait même, le flux d'oxygène (Nicholson et al., 1995; Bussière et al., 2004).

Le problème inverse peut survenir lorsque le matériel contient déjà des sulfates primaires qui se dissolvent (ex. le gypse) créant ainsi un flux de sulfates plus élevé que celui induit seulement par l'oxydation des sulfures. Cette méthode n'a pas été adoptée dans les cas des colonnes remplies par les MTBs, puisque ces mélanges contiennent déjà des sulfates primaires qui proviennent essentiellement des boues.

Pour la colonne témoin des résidus ww seuls, à la suite des analyses des sulfates, les concentrations mesurées sont converties en masse en multipliant par le volume de lixiviant recueilli. Puis la conversion en mole de sulfates s'effectue en divisant par la masse molaire du SO₄ (96.06 g/mol). Cette quantité de sulfates en mole est convertie en mole d'O₂ avec le ratio de 1,75 obtenu d'après l'équation de l'oxydation de la pyrite (équation 2.1). Cette quantité d'O₂ est divisée par le nombre de jours du cycle de drainage (28j) et par la surface de la colonne (0,0154m²) pour obtenir le flux d'oxygène qui est par la suite multipliée par 365 jours pour obtenir un flux d'O₂ en (mol/m²/an).

3.6.6.2 Gradient d'O₂ (chromatographe à phase gazeuse)

La mesure du gradient de concentration d'O₂ peut s'effectuer au laboratoire (colonne instrumentées) ou sur le terrain dans des recouvrements déjà installés (Demers, 2008). Elle consiste à mesurer la concentration d'O₂ à deux niveaux différents.

La méthode du gradient est applicable en régime permanent autant dans un matériau inerte que réactif. Il s'agit d'appliquer la première loi de Fick (équation 2.33), en connaissant le D_e (déterminé

expérimentalement ou estimé avec les équations (2.35)) et en mesurant le gradient de concentration d'oxygène dans les matériaux de recouvrement (Rolston. 1986a; Elberling et al., 1993; Yanful, 1993).

Dans le cadre de cette étude, à la fin de chaque cycle rinçage-drainage, des prélèvements de gaz ont été réalisés à l'aide de tubes d'échantillonnage du gaz (O_2) installés par paire à moins de 7,5 cm des deux interfaces de la CRH et à proximité des sondes EC5. Cette disposition a été choisie pour obtenir les mesures des teneurs en eau volumiques et d' O_2 au même niveau dans la couche de rétention d'eau. Au total, 26 tubes d'échantillonnages d' O_2 ont été installés au niveau des parois et pour lesquels l'ouverture située à l'extérieur de la colonne a été fermée avec un bouchon à septum afin que l'échantillonnage du gaz puisse se faire avec une seringue.

L'échantillonnage est réalisé à l'aide d'une seringue de 5 ml permettant d'extraire un échantillon de 5 ml de gaz. Ensuite l'analyse du gaz prélevé est réalisée à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse Agilent MicroGC (Figure 3.30) équipé des détecteurs d' O_2 - N_2 et des bobines de détection de CO_2 . Le MicroGC est contrôlé par le logiciel réseau Agilent Cerity Data System. L'étalonnage s'effectue souvent à chaque session d'analyse en utilisant l'air ambiant. Les réactions d'oxydation des sulfures contenus dans les résidus consomment de l'oxygène, en conséquence, l'appauvrissement en oxygène de la phase gazeuse contribue au gradient (Elberling et al., 1994). A partir des mesures du gradient d' O_2 entre les différents points ciblés, le flux diffusif d'oxygène (première loi de Fick) a été calculé à l'aide de l'équation de la première loi de Fick (Glauz et Rolston., 1989).



Figure 3.30 : Chromatographe en phase gazeuse Agilent MicroGC-3000A (URSTM-UQAT)

3.7 Simulations numériques

Le logiciel SEEP/W a été utilisé pour la modélisation hydrogéologique des recouvrements testés au laboratoire. Des simulations numériques ont été réalisées afin d'évaluer la performance des recouvrements (CBEC) en simulant une période de drainage de 60 jour qui correspond à des conditions climatiques extrêmes et qu'on n'observe pas dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue.

Les simulations ont été effectuées en tenant compte des caractéristiques hydrogéologiques des matériaux (Tableau 3.16).

La géométrie du modèle a été dessinée sur SEEP/W, puis les matériaux et les conditions frontières sont définies et appliquées au modèle en régime permanent et en régime transitoire. La Figure 3.31 présente un exemple de géométrie du modèle définit sur SEEP/W pour la colonne MTB ww à 20% de β et qui est conforme aux différents modèles physiques testés au laboratoire. Le maillage utilisé est de 10^{-3} m. Ainsi, dans un premier temps, une saturation des colonnes a été réalisée en plaçant le niveau de la nappe à la surface de la colonne.

Après cette saturation, le niveau de la nappe a été remplacé à 2 m en bas de la colonne permettant de simuler le drainage pendant 60 jours.

Tableau 3.16 : Principales propriétés des matériaux utilisées dans les simulations numériques

Matériaux	θ_r (cm ³ /cm ³)	θ_s (cm ³ /cm ³)	k_{sat} mesurée (cm/s)	α (cm ⁻¹)	n	m
Till	0,10	0,30	$4,66 \times 10^{-6}$	0,004	2,06	0,51
Sable	0,00	0,40	$9,09 \times 10^{-3}$	0,012	2,90	0,66
MTB ww (10%)	0,10	0,29	$4,83 \times 10^{-6}$	0,004	2,06	0,51
MTB ww (20%)	0,10	0,36	$5,31 \times 10^{-6}$	0,004	2,06	0,51
MTB ww (30%)	0,10	0,42	$6,87 \times 10^{-6}$	0,004	2,06	0,51
MTB wa (10%)	0,10	0,29	$5,70 \times 10^{-6}$	0,004	2,06	0,51
MTB wa (30%)	0,10	0,43	$7,77 \times 10^{-6}$	0,004	2,06	0,51
Résidus ww	0,08	0,41	$3,70 \times 10^{-5}$	0,002	2,18	0,54

* α , n et m sont constantes de l'équation de van Genuchten (1980)

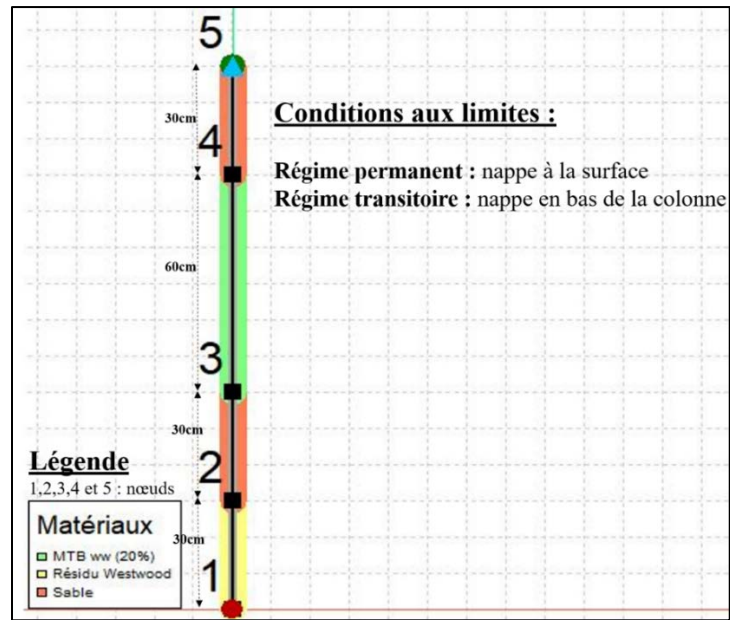


Figure 3.31 : Modèle numérique de la colonne CEBC à base du MTB ww ($\beta = 20\%$)

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DES ESSAIS EN COLONNES ET DE LA MODÉLISATION NUMÉRIQUE

Dans ce chapitre, on présente les résultats de suivi de la qualité des eaux de lixiviation des colonnes, les courbes d'oxydation-neutralisation (Ca, Mg, Mn versus sulfates) et les calculs d'équilibre thermodynamique par Visual Minteq. Également, on présente les résultats des mesures des succions et des teneurs en eau volumiques et des calculs des flux d'O₂. Finalement on présente les résultats des modélisations numériques.

4.1 Résultats relatifs à l'évaluation du potentiel de lixiviation

4.1.1 Qualité physico-chimique des lixiviats

Les eaux de lixiviation récoltées à la base des colonnes après chaque cycle de rinçage ont fait l'objet de mesures des paramètres physico-chimiques.

Les résultats relatifs au pH sont présentés à la Figure 4.1. Cette dernière montre que les valeurs mesurées du pH des lixiviats se situent entre 7 et 8 respectivement pour le till et pour les différents MTBs et pour les deux boues seules.

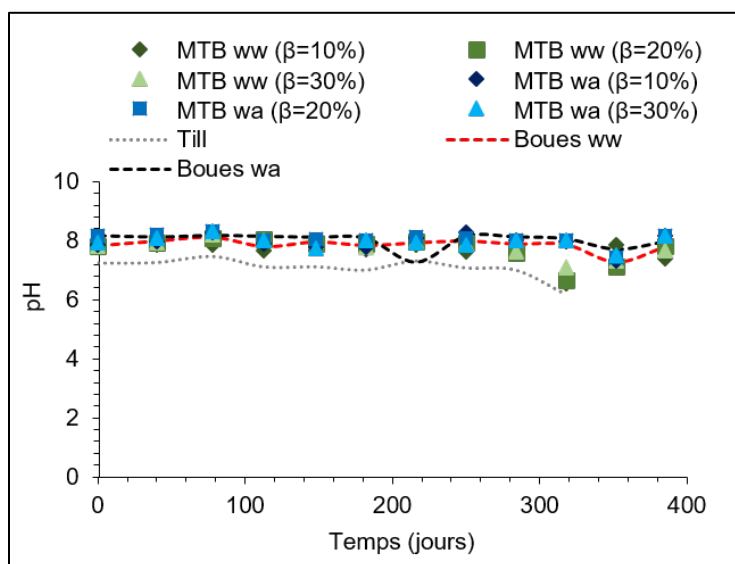


Figure 4.1 : Évolution du pH dans lixiviats issus des différents matériaux

Cette Figure indique aussi que le pH le plus faible a été mesuré au niveau des lixiviats récoltés à la base du till alors que le plus élevé a été mesuré au niveau des lixiviats provenant des boues wa. Il

peut aussi être observé que le pH des lixiviats du till a amorcé une baisse à partir du 8^{ème} cycle; le pH est passé de 7 à 6.

La conductivité électrique (CE) des lixiviats varie entre 4 à 0,2 mS/cm avec une tendance à la baisse pour tous les matériaux à l'étude en particulier les MTBs wa et le till (Figure 4.2).

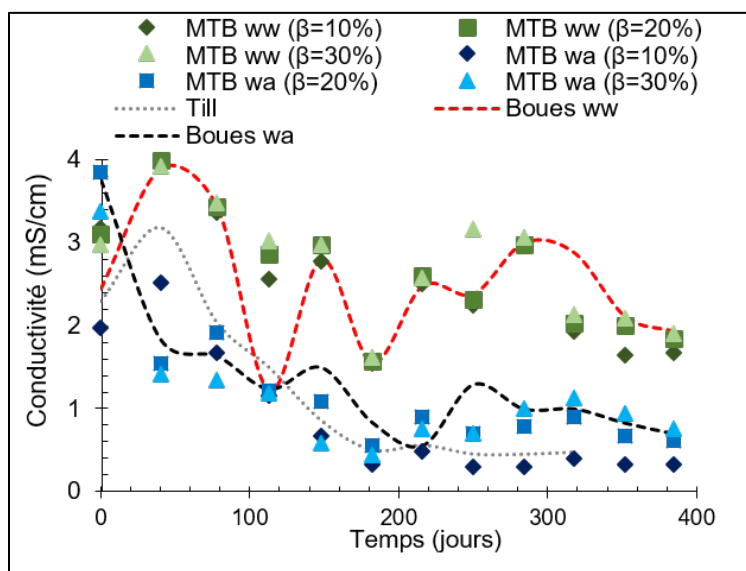


Figure 4.2 : Évolution de la CE dans les lixiviats issus des différents matériaux

La CE est passée de 4 mS/cm à 0,8 mS/cm et 0,2 respectivement pour les MTBs wa (20 et 30%) et les MTBs wa (10%) et le till. Pour les MTBs ww, les CE se situent entre 4 mS/cm et 1,1 mS/cm avec une valeur moyenne de 2,5 mS/cm. Il est important de mentionner que les CE des lixiviats issus des MTBs ww ont présenté d'importantes fluctuations.

Les Eh des lixiviats sont présentés à la Figure 4.3. Cette Figure montre que les Eh mesurés se situent entre 400 et 600 mV avec une moyenne autour de 500mV pour toutes les colonnes. Il est important de mentionner que les Eh ont montré une baisse durant les trois premiers cycles, ensuite une relative stabilité a été observée.

L'acidité mesurée au niveau des différents lixiviats (Figure 4.4) montre des fluctuations avec une tendance à la baisse pour les lixiviats issus du till; ainsi l'acidité initiale était plus élevée (autour de 40 mg de CaCO_3/l) mais elle a connu ensuite une baisse progressive jusqu'à ce qu'elle se stabilise autour de 16 mg de CaCO_3/l durant le dernier cycle. Pour les autres matériaux, une tendance à la hausse a été observée. Également on peut constater que l'acidité des lixiviats issue

des MTBs wa et des boues wa sont faibles (varie de 1 à 10 mg de CaCO_3/l) par rapport à celle issue des MTBs ww et des boues ww (varie de 5 à 20 mg de CaCO_3/l).

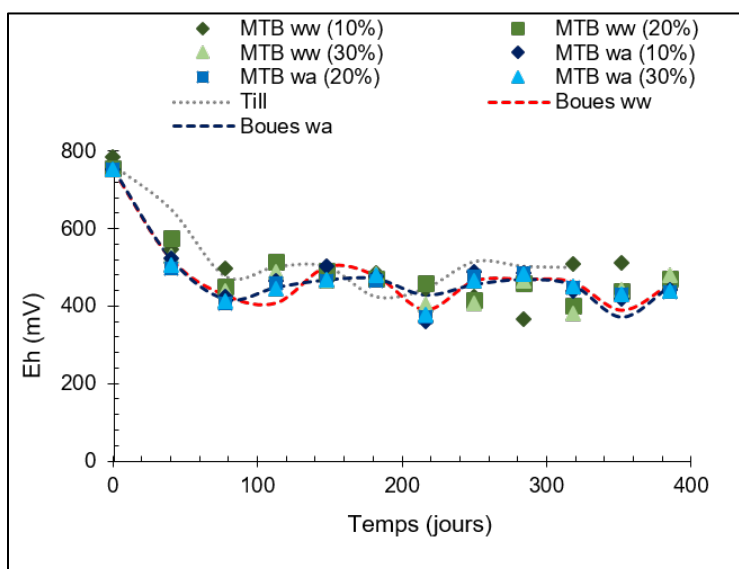


Figure 4.3 : Évolution du Eh dans les lixiviats issus des différents matériaux

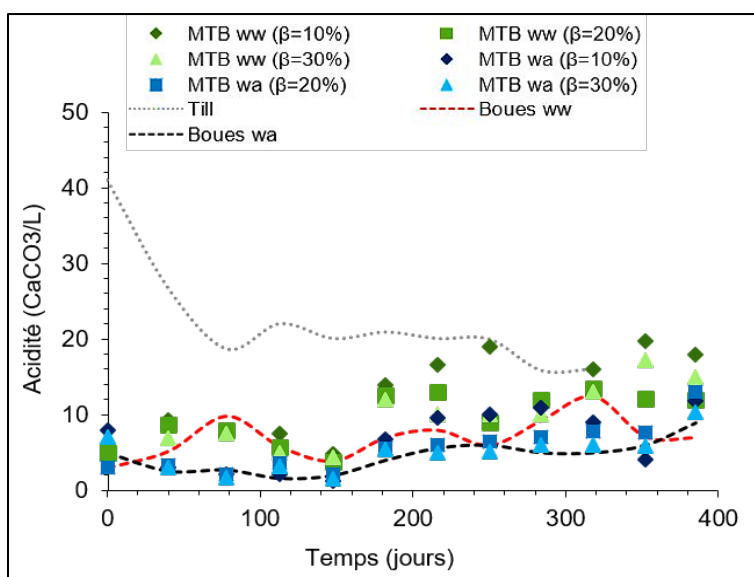


Figure 4.4 : Évolution de l'acidité dans les lixiviats issus des différents matériaux

L'alcalinité générée dans toutes les colonnes varie entre 50 à 150 mg de CaCO_3/l (Figure 4.5). L'alcalinité mesurée au niveau des lixiviats issus des boues wa est supérieure à celle des boues ww; cette l'alcalinité diminue avec la diminution de la proportion des boues dans les mélanges, en particulier les MTBs wa. Pour le till, les valeurs mesurées sont en dessous de 20 mg de CaCO_3/l . Il est important de mentionner que cette alcalinité des boues et des MTBs a montré une

augmentation jusqu'au 6^{ème} cycle (200 jours), une baisse entre le 6^{ème} et le 9^{ème} cycle (300 jours) ensuite une augmentation jusqu'à la fin de la période d'essai.

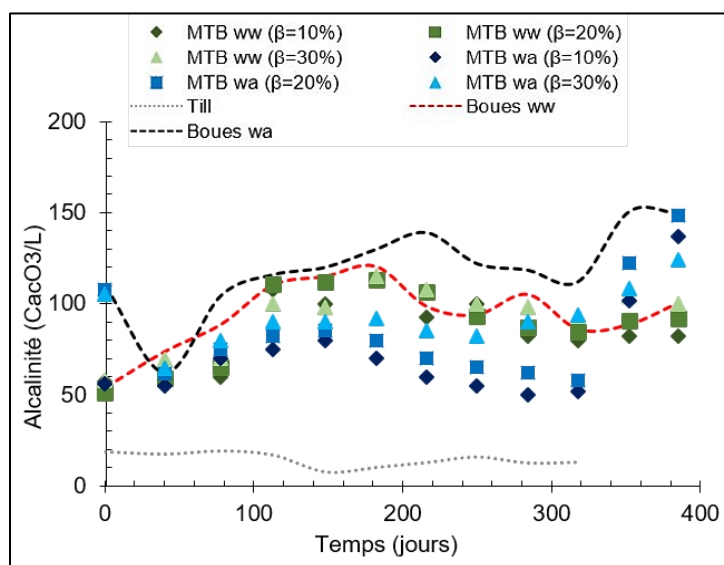


Figure 4.5 : Évolution de l'alcalinité dans les lixiviats issus des différents matériaux

Les concentrations de Ca et du Mg mesurées dans les lixiviats issus des différents matériaux sont présentées respectivement aux Figures 4.6 et 4.7. Ces concentrations montrent une tendance à la baisse dans les lixiviats des MTBs, en particulier les MTBs wa et les boues wa; ainsi les concentrations en Ca et en Mg passe de 400 à 100 mg/l entre le 1^{er} et le 4^{ème} cycle (environ 120 jours). Ensuite une certaine stabilité a été observée :

- entre 40 et 80 mg/l pour le Ca;
- entre 60 à 80 mg/l pour le Mg dans les lixiviats issus les MTBs wa (20% et 30%) et de 20 mg/l pour les MTBs wa (10%).

Pour les MTBs ww et les boues ww les concentrations des mêmes éléments sont demeurées relativement stables; ainsi le Ca variait entre 600 à 500mg/l et le Mg entre 300 à environ 200 mg/l.

Les concentrations en sulfates mesurées dans les lixiviats des MTBs wa montrent une diminution progressive. Ensuite, on observe une certaine stabilité après le 8^{ème} cycle (250 jours); ainsi les concentrations se sont maintenues autour de 100 mg/l et entre 500 à 400 respectivement pour les MTBs wa (10%) et les MTBs wa (20 et 30%) (Figure 4.8).

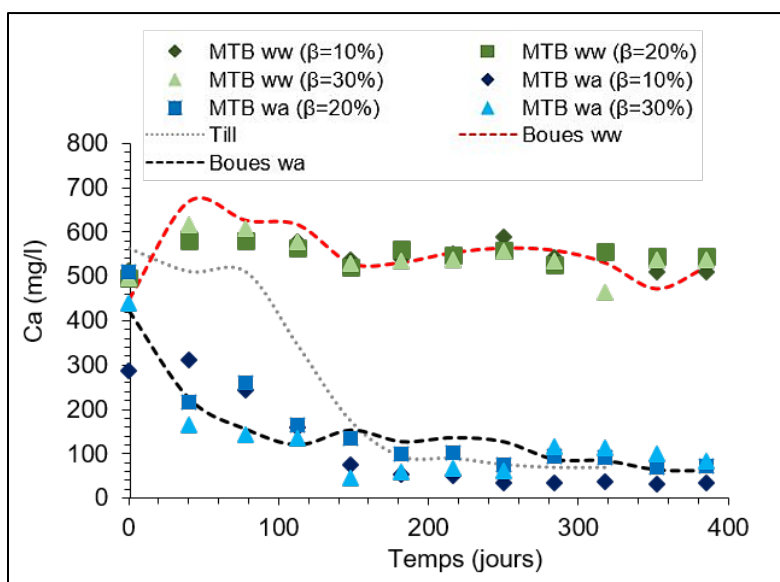


Figure 4.6 : Évolution des concentrations en Ca dans les lixiviats pour le till, les deux boues et les six MTBs.

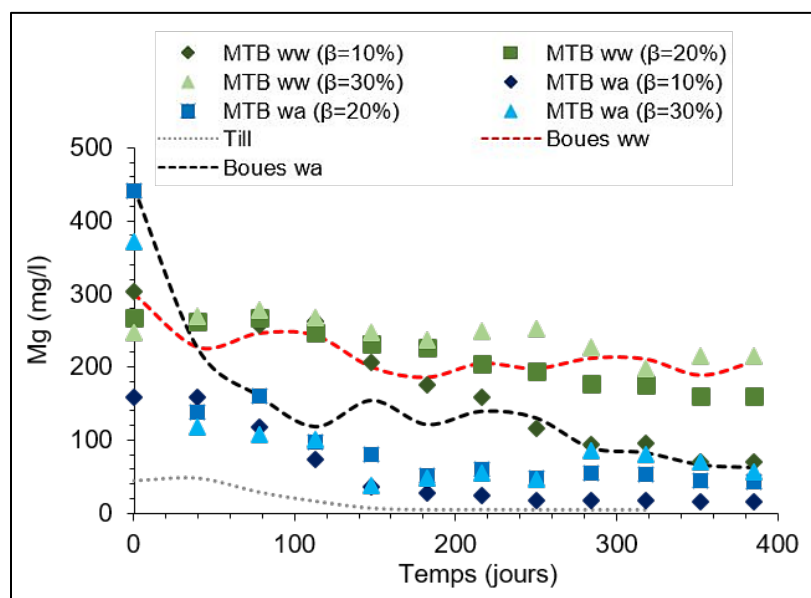


Figure 4.7 : Évolution des concentrations en Mg dans les lixiviats des différents matériaux

Cependant pour les MTBs ww (20 et 30%), on observe des fluctuations des concentrations entre 2 500 à 2 000 mg/l et une tendance à la baisse pour les MTBs ww (10%) (jusqu'à 1 500 mg/l après le 12^{ème} cycle soit environ 340 jours). La concentration de Zn mesurée dans les lixiviats issus des différents matériaux est présentée à la Figure 4.9. Cette dernière montre que les concentrations de Zn dans les lixiviats issus des MTBs wa sont demeurées relativement stables après le 5^{ème} cycle et n'ont pas dépassé la valeur de 0,1 mg/L. Dans le cas des MTBs ww, les concentrations de Zn ont

montré une tendance à la baisse à l'exception des MTBs ww (30%). Ainsi pour les MTBs ww à 20, les concentrations ont diminué de 2 à 0,5 mg/l. Quant aux MTBs ww à 30%, une succession de cycle d'augmentation et de baisse a été observée et à la fin de la période d'étude les concentrations sont demeurées autour de 1 mg/l après 200 jours.

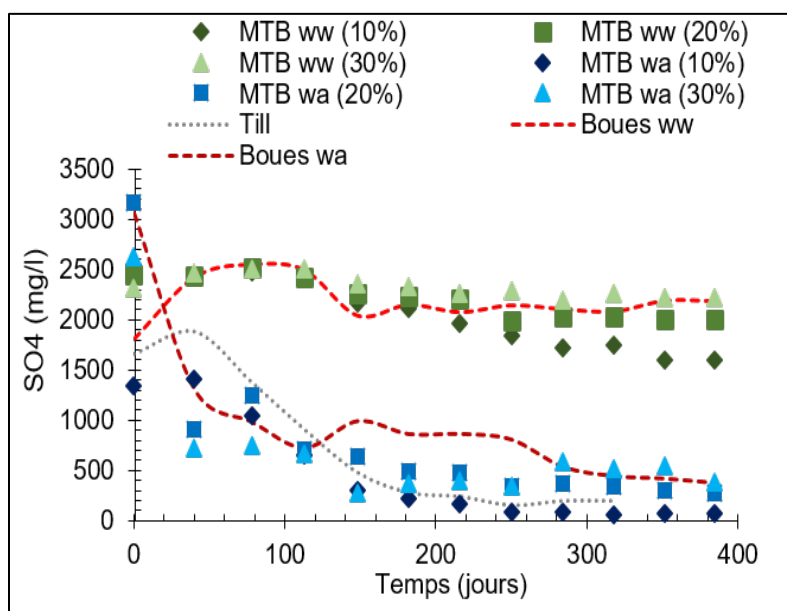


Figure 4.8 : Évolution des concentrations de sulfates dans les lixiviats des différents matériaux

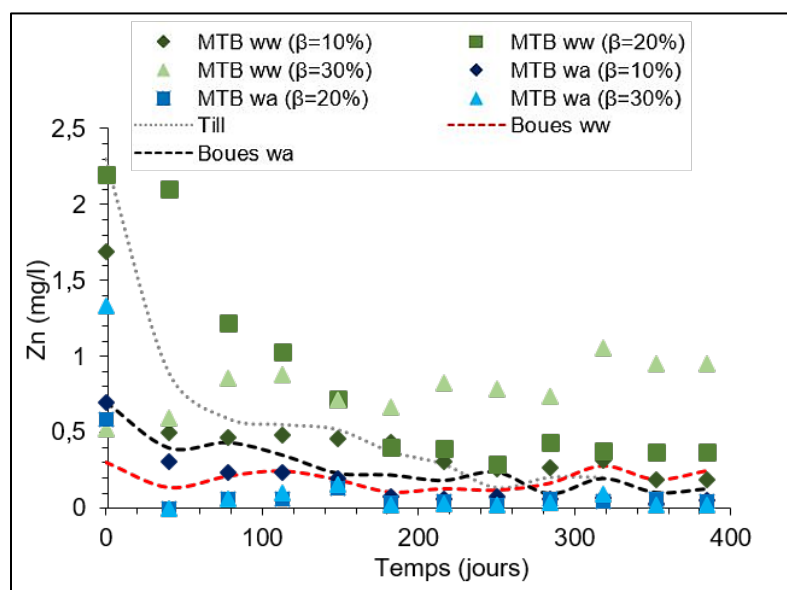


Figure 4.9 : Évolution des concentrations de Zn dans les lixiviats des différents matériaux

Pour le Fe, durant la période de suivi, les concentrations mesurées dans les lixiviats issus des différents matériaux sont très faibles et sont demeurées en dessous de 0,06 mg/l. Ainsi, dans les

lixiviats issus des MTBs ww les concentrations mesurées se situaient entre 0,06 et 0,02 mg/l alors que dans les lixiviats issus des MTBs wa, elles étaient inférieures à 0,02 mg/l (Figure 4.10).

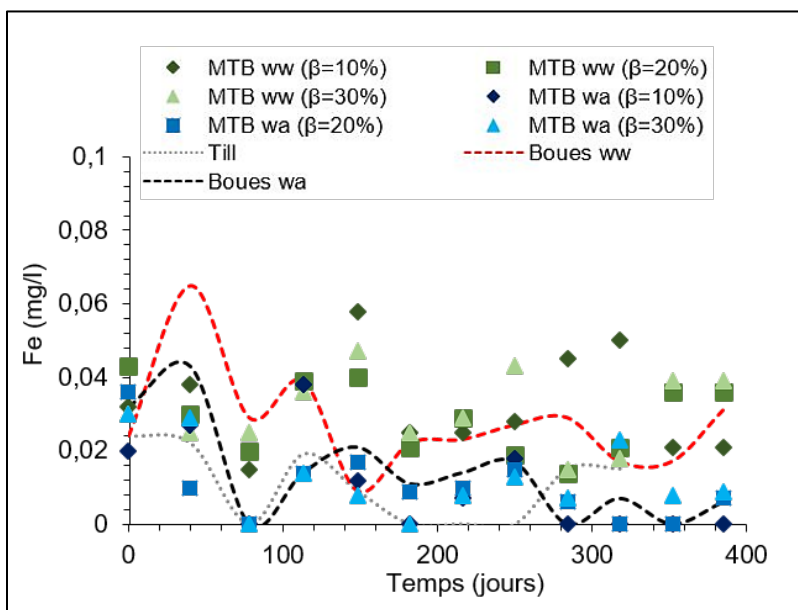


Figure 4.10 : Évolution des concentrations de Fe dans les lixiviats des différents matériaux

En ce qui concerne le Cu, les concentrations mesurées sont demeurées plus ou moins stables pour les deux MTBs (à moins de 0,05 mg/l) alors que pour le till, les concentrations ont connu des fluctuations entre 0,25 et 0,1 mg/l (Figure 4.11).

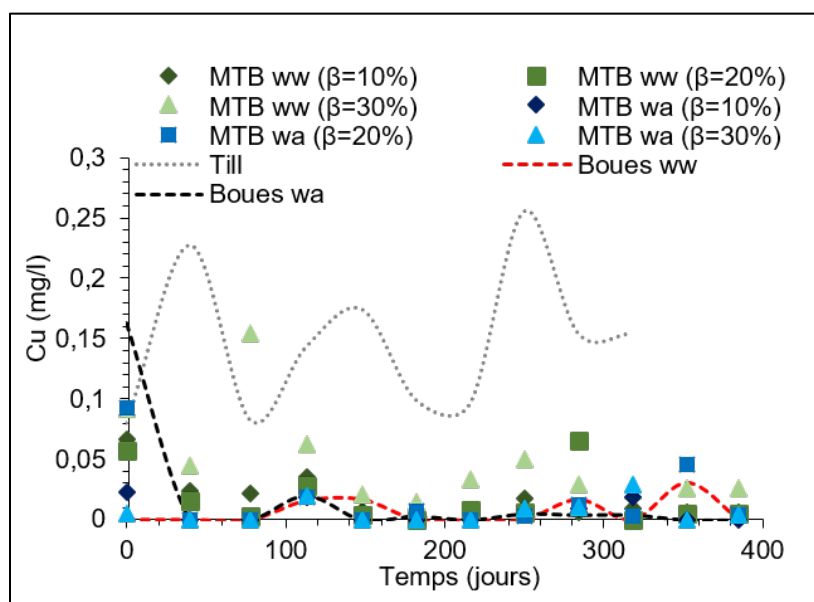


Figure 4.11 : Évolution des concentrations de Cu dans les lixiviats issus des différents matériaux

De point de vue réglementation, la concentration de chacun des éléments métalliques réglementés ne dépasse pas la limite de concentration moyenne mensuelle acceptable et imposée par la directive D-019 (Directive 019 sur l'industrie minière, 2012) pour la qualité de l'effluents final ($\text{Fe} < 3 \text{ mg/l}$, $\text{Cu} < 0,3 \text{ mg/l}$ et $\text{Zn} < 0,5 \text{ mg/l}$).

Certains éléments chimiques avaient des concentrations faibles dans les lixiviats, et de ce fait, on peut supposer que ces éléments chimiques ont été immobilisés à l'intérieur des colonnes en raison de leur précipitation sous forme de minéraux secondaires, plus particulièrement pour le Fe sous forme d'oxydes et d'hydroxydes. Le calcul des indices de saturation (IS) par Visual Minteq pourra nous aider à statuer sur ces éventuelles précipitations.

4.1.2 Calcul d'équilibre thermodynamique

La caractérisation chimique des boues et du till a révélé la présence du Fe, Zn, Cu, Ca, Mg, Mn et Al. Plusieurs de ces éléments peuvent précipiter ou co-précipiter sous forme de minéraux secondaires à la suite de la dissolution des boues et ou du till. À cet effet, les calculs d'équilibre thermodynamique ont été réalisés afin de statuer sur cette éventuelle précipitation.

Les résultats de la modélisation du dernier cycle de rinçage sont présentés au Tableau 4.1. Il est important de mentionner que pour les MTBs, les indices de saturation présentés représentent les valeurs minimales et maximales pour les trois pourcentages de boues utilisés ($\beta = 10, 20$ et 30%) et concernent trois familles de minéraux, les oxydes et les hydroxydes d'Al (boehmite, gibbsite et diaspore), les sulfates (alunite et barite) et les oxydes de Fe et Cu (hercynite et ténorite).

Les résultats montrent également que si le cuivre et le fer étaient présents, ils seraient respectivement sous forme dissoute et sous forme d'oxyde. Par conséquent, on peut expliquer l'absence de cuivre en raison de sa précipitation sous forme de minéraux secondaires. Également, cette absence ou la faible concentration de cuivre et de fer dans les lixiviats pourrait éventuellement indiquer qu'il y a eu peu ou pas d'oxydation des boues.

Tableau 4.1 : Indices de saturation des minéraux calculés par Visual MINTEQ pour les lixiviats des colonnes MTBs et matériaux témoins

Famille des minéraux	Minéral	Cations précipités	Colonnes témoins			Colonnes des mélanges	
			Till	Boue ww	Boue wa	MTBs wa	MTBs ww
Oxydes et hydroxydes d'aluminium	Al(OH) ₃ (Sol)	Al	2,48	1,71	1,45	0,94-1,50	1,48-1,5
	Al ₂ O ₃ (s)	Al	1,80	0,27	-	-	0,73
	Al ₄ (OH) ₁₀ SO ₄ (s)	Al	4,23	0,28	-	-	0,01-1,91
	Boehmite	Al	2,17	1,40	1,14	0,63-1,19	1,17-1,63
	Gibbsite	Al	3,03	2,26	2,00	1,49-2,05	2,03-2,49
	Diaspore	Al	3,90	3,13	2,87	2,36	2,90-3,36
Sulfates	Alunite	K, Al	-	-	-	2,92	0,26-1,71
	Barite	Ba	0,24	0,23	-	-	0,15-0,34
Carbonates	Aragonite	Ca	-	0,46	0,22	0,10-0,49	0,05-0,35
	Calcite	Ca	-	0,61	0,37	0,24-0,63	0,19-0,49
	Dolomite	Ca, Mg	-	1,16	1,08	0,47-1,37	0,44-0,93
Silicates	Chalcedony	Si	0,73	-	-	-	-
	Cristobalite	Si	0,53	-	-	-	-
	Halloysite	Al, Si	6,13	3,11	2,70	1,44-2,65	2,55-2,81
	Imogolite	Al, Si	5,72	3,35	2,89	1,74-2,91	2,86-3,43
	Kaolinite	Al, Si	8,51	5,13	4,90	3,64-4,85	4,75-5,00
	Quartz	Si	1,19	0,35	0,40	0,29-0,38	0,28
Oxydes et hydroxydes	Hercynite	Cu	5,65	5,69	5,11	4,52-5,34	4,79-5,21
	Malachite	Cu	0,33	-	-	-	-
	Ténorite	Fe	0,21	-	-	-	-

4.1.3 Courbes d'oxydation-neutralisation

Les éléments chimiques d'intérêt qui ont été considérés dans l'interprétation des résultats des lixiviats issues des essais en colonnes sont les métaux libérés (Fe et S) suite à la dissolution des minéraux primaires et leurs impuretés et les cations (Ca, Mg, Mn) issus de la dissolution des carbonates neutralisants. Le fer et le soufre sont des produits de l'oxydation de la pyrite et dans certains cas le soufre provient de la dissolution des minéraux sulfatés (ex. le gypse, anhydrite) comme le cas des boues utilisés dans cette étude.

Les droites d'extrapolation des courbes d'oxydation-neutralisation ont été tracées à partir des courbes expérimentales (Ca⁺Mg⁺Mn⁺ en fonction des sulfates qui proviennent principalement du gypse) afin de prédire le potentiel de génération d'acidité (PGA) à long terme des matériaux témoins (boues) et des deux types de mélanges till-boues ($\beta = 10\%$ et 30%). Les Figures 4.12 et

4.13 montrent l'évolution des masses de sulfate en fonction de celles des cations cumulées ($\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$). Sur les mêmes Figures on trouve également les points projetés correspondant aux teneurs initiales de la composition solide des matériaux à l'étude. Ainsi, les points projetés se retrouvent au-dessus de la droite l'extrapolation de la relation oxydation et neutralisation et de ce fait ces matériaux sont considérés comme non générateurs d'acidité à long terme.

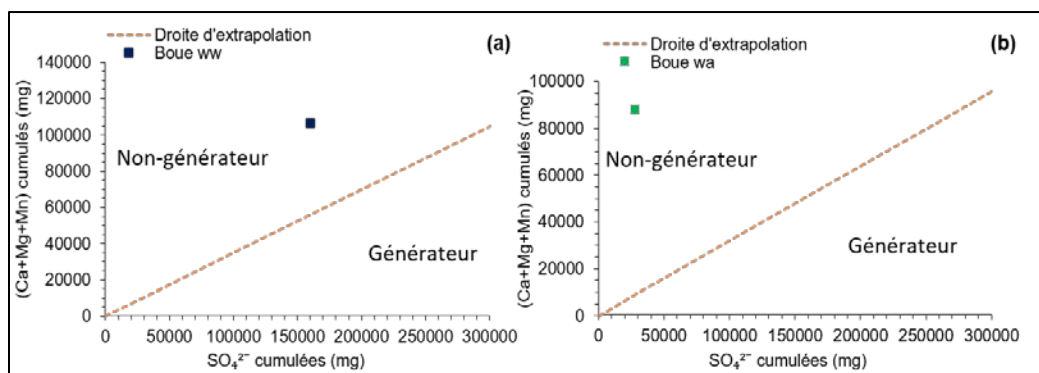


Figure 4.12 : Courbes d'extrapolation oxydation-neutralisation (a) de la boue ww et (b) de la boue wa

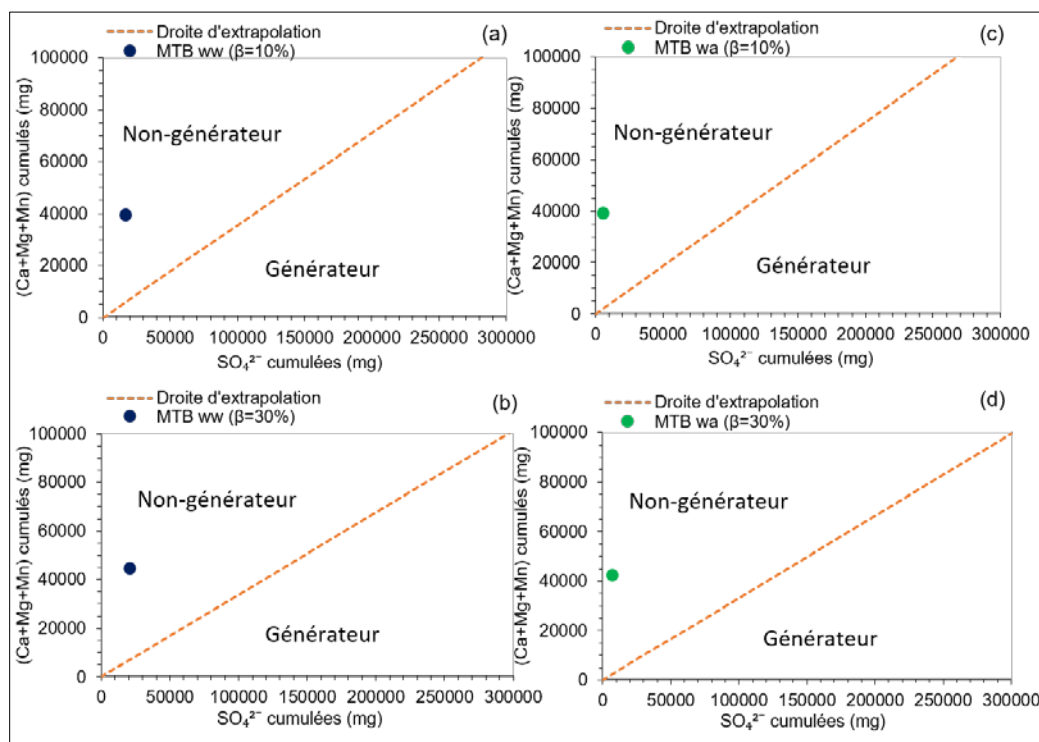


Figure 4.13 : Courbes d'extrapolation oxydation-neutralisation de MTB ww (a) $\beta=10\%$, (b) $\beta=30\%$ et de MTB wa (c) $\beta=10\%$, (d) $\beta=30\%$

4.2 Résultats des essais en colonnes instrumentées

4.2.1 Qualité physico-chimique des lixiviats

Le pH des lixiviats issus des différentes colonnes sont présentés à la Figure 4.14. Cette dernière montre que les pH mesurés sont demeurés proche de la neutralité voir légèrement basique et se situaient entre 7 et 8. On observe également que les résidus ww n'ont pas généré de l'acidité malgré qu'ils contiennent environ 8% de pyrite.

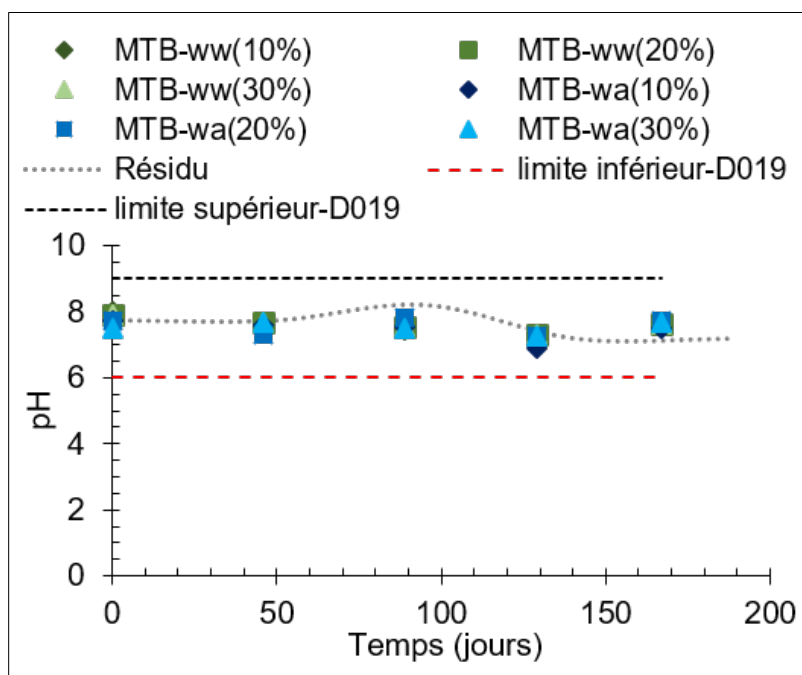


Figure 4.14 : Évolution du pH dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

Les mesures de la CE sont présentées à la Figure 4.15. Cette dernière montre que pour la colonne des résidus ww et sans recouvrement (colonne témoin), la CE a montré au début des essais une diminution ensuite elle s'est stabilisée autour de 3,2 mS/cm. Quant au till et aux MTBs, les CE mesurées se situaient entre 1 à 4 mS/cm; toutefois, il est important de mentionner qu'une tendance à la baisse a été observée depuis le début des essais. Pendant la durée des essais, l'acidité est demeurée en dessous de 60 mgCaCO₃/l (Figure 4.16). Il est important de mentionner que l'acidité des différents lixiviats a connu une baisse durant les premiers cycles ensuite une augmentation a été observée durant le 4^{ème} cycle et qui s'est prolongée durant le 5^{ème} cycle pour les résidus ww et

les MTB wa à 20% alors que dans les autres MTBs une légère diminution a été observée et les valeurs mesurées ont atteints 8 mg CaCO_3/l durant le dernier cycle.

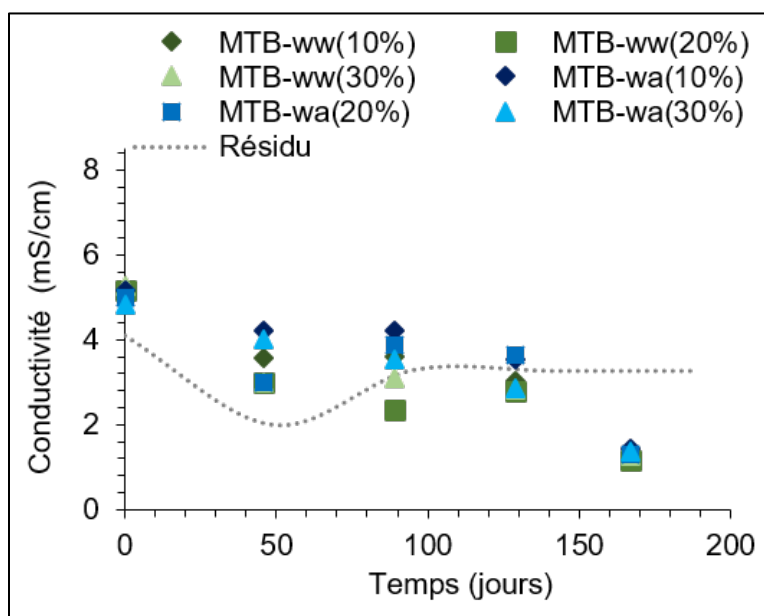


Figure 4.15 : Évolution de la CE des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

Les résultats relatifs aux mesures de l'alcalinité sont présentés à la Figure 4.17. Cette dernière montre que l'alcalinité mesurée dans les lixiviats issus des résidus miniers (colonne témoin) a présenté une augmentation depuis le début des essais et qui a atteint environ 180 mg CaCO_3/l durant le 3^{ème} cycle ensuite ces concentrations ont baissé et se sont stabilisées par la suite autour de 80 mg CaCO_3/L . Pour les MTBs, l'alcalinité mesurée a montré une relative stabilité (entre 50 et 90 mg CaCO_3/l) pendant les premiers cycles ensuite une augmentation a été observée durant les cycles suivants; ainsi les concentrations se situaient entre 40 et 80 mg CaCO_3/L respectivement pour MTB ww et wa. Les valeurs mesurées d'Eh ont montré une certaine augmentation au début des essais (Figure 4.18); ces augmentations se situent entre 200 à 480 mV pour la colonne témoin (résidus ww), entre 360 et 440 mV pour les MTBs wa et entre 480 et 540 mV pour les MTBs ww. Ensuite une légère diminution a été observée, suivie par une relative stabilisation au tour de 400 mV durant les derniers cycles pour l'ensemble des matériaux à l'étude.

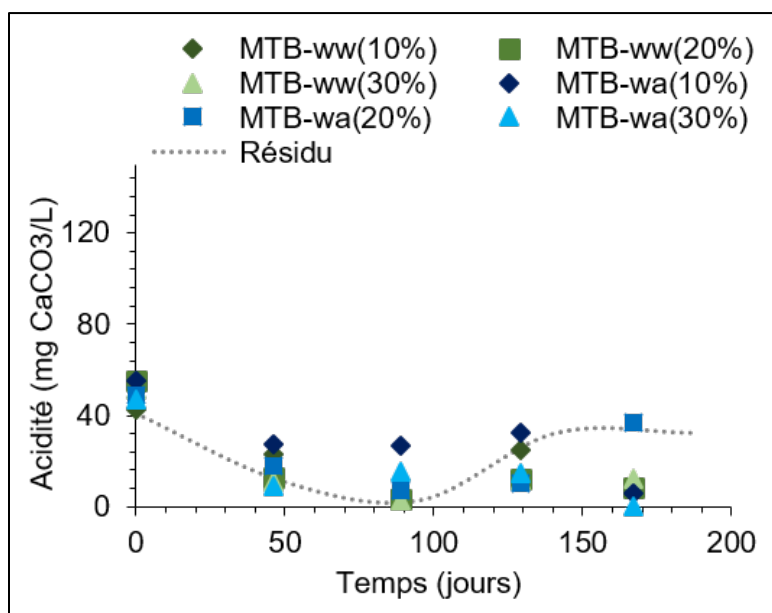


Figure 4.16 : Évolution de l'acidité des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

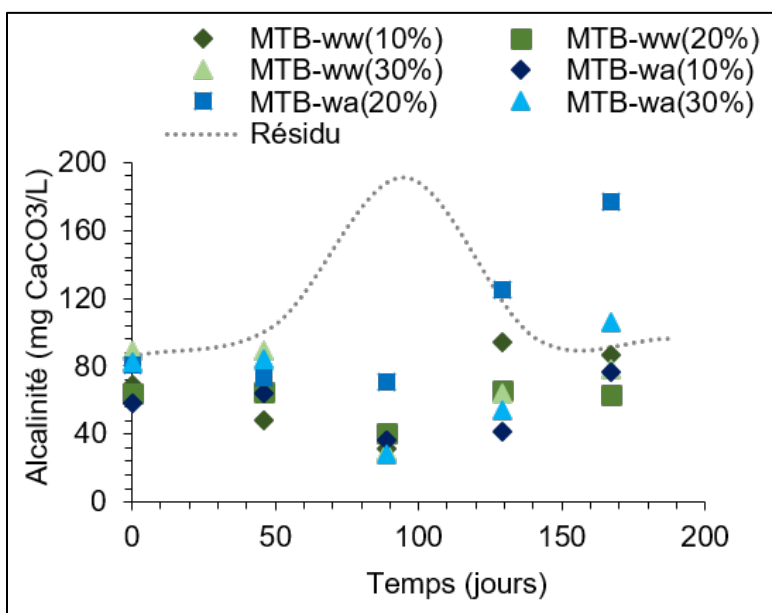


Figure 4.17 : Évolution de l'alcalinité des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

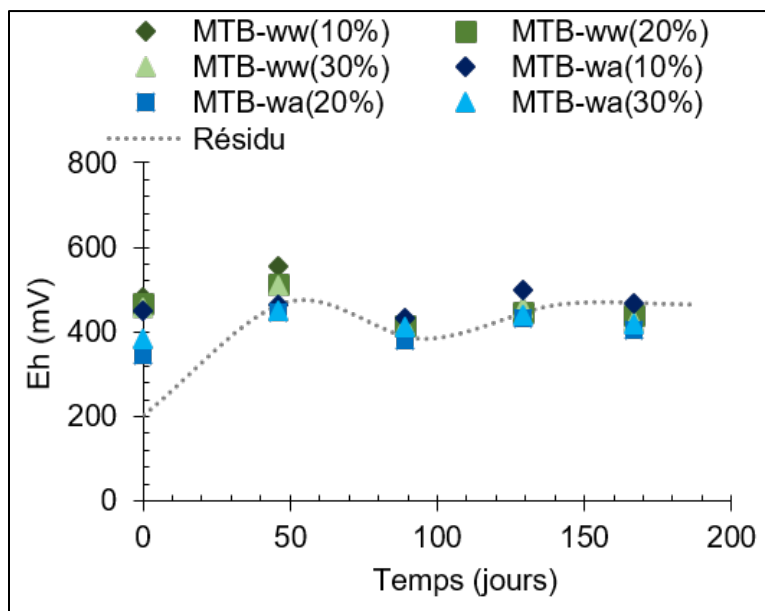


Figure 4.18 : Évolution du Eh des lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

Les concentrations du Ca mesurées dans les lixiviats sont présentées à la Figure 4.19. Ces concentrations montrent une augmentation depuis le début des essais jusqu'au 3^{ème} cycle, ensuite une légère tendance à la baisse a été observée; ainsi à la fin de la période d'étude les concentrations se sont stabilisées entre 560 et 660 respectivement pour MTB ww et MTB wa.

Les concentrations de Mg mesurées dans les lixiviats sont présentées à la Figure 4.20. Les valeurs mesurées au début des essais varient entre 0 et 10 mg/L au niveau des lixiviats issus des différents matériaux ensuite une augmentation des concentrations a été observée au niveau des lixiviats issus des MTBs ww (20%) et des résidus ww entre le 2^{er} cycle et le dernier cycle; ainsi les concentrations sont passées de 10 à 50 mg/L et entre 10 et 180 mg/l respectivement pour les MTB ww (20%) et les résidus ww (colonne témoin). Quant aux lixiviats issus des autres MTBs les concentrations mesurées sont demeurées autour de 10 mg/l.

Les concentrations des sulfates dans les lixiviats issus des différentes colonnes instrumentées sont présentées à la Figure 4.21. Cette dernière montre une baisse des concentrations durant les premiers cycles ensuite on observe une certaine stabilité des concentrations entre 2000 et 2500 mg/l. Il est important de mentionner que les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les lixiviats issus des MTB wa à 10% de boues.

Pour le Zn, les concentrations mesurées dans lixiviats étaient initialement faibles (en dessous de 0,4 mg/l) ensuite il y a eu une augmentation des concentrations plus particulièrement au niveau des MTB ww et MTB wa à 10 % ainsi que dans les résidus miniers (Figure 4.21). Ces concentrations se sont stabilisées autour de 1 et 5,2 mg/L respectivement dans les lixiviats des MTB wa, MTB ww à 10% et dans les résidus.

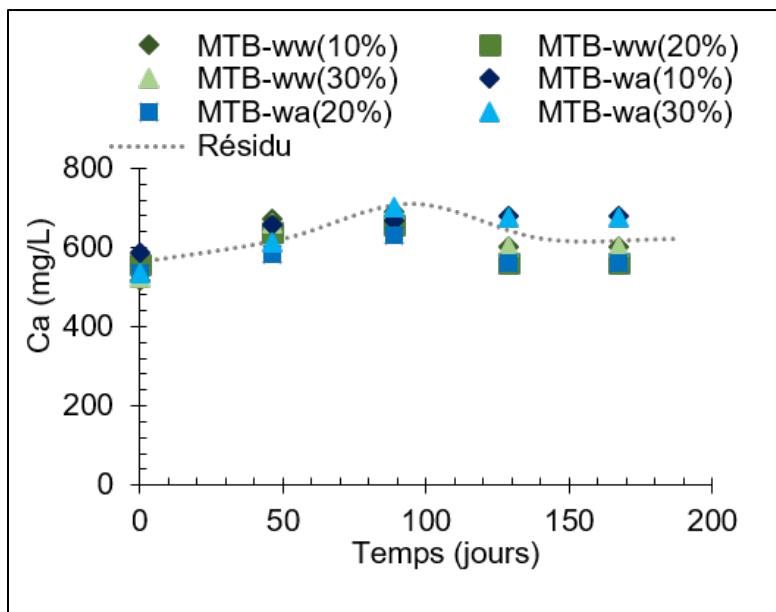


Figure 4.19 : Évolution des concentrations de Ca dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

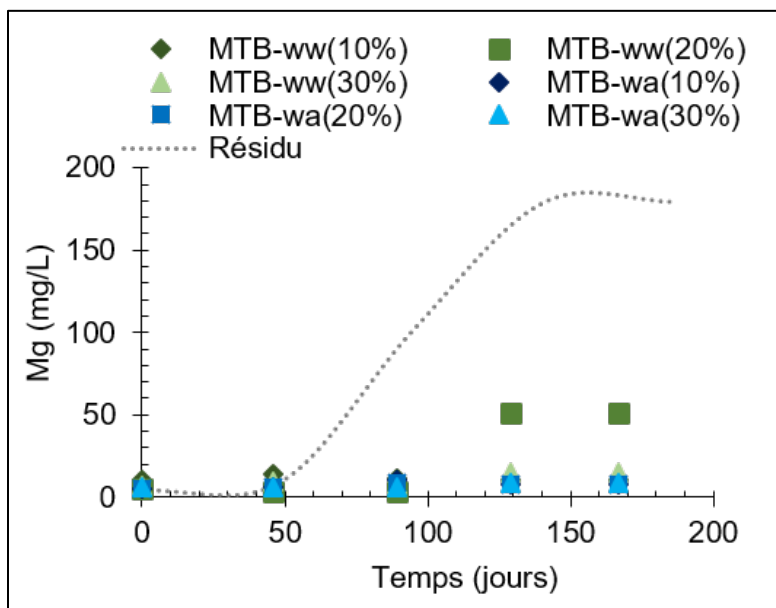


Figure 4.20 : Évolution des concentrations de Mg dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

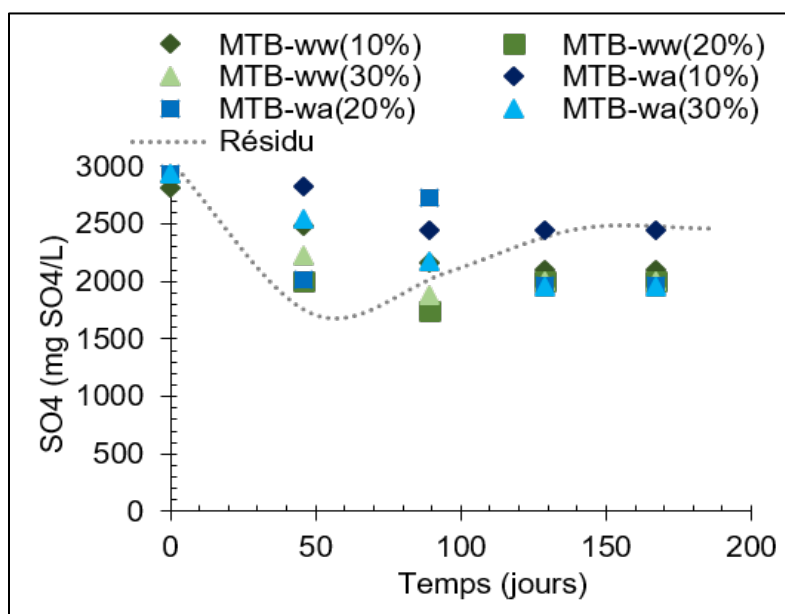
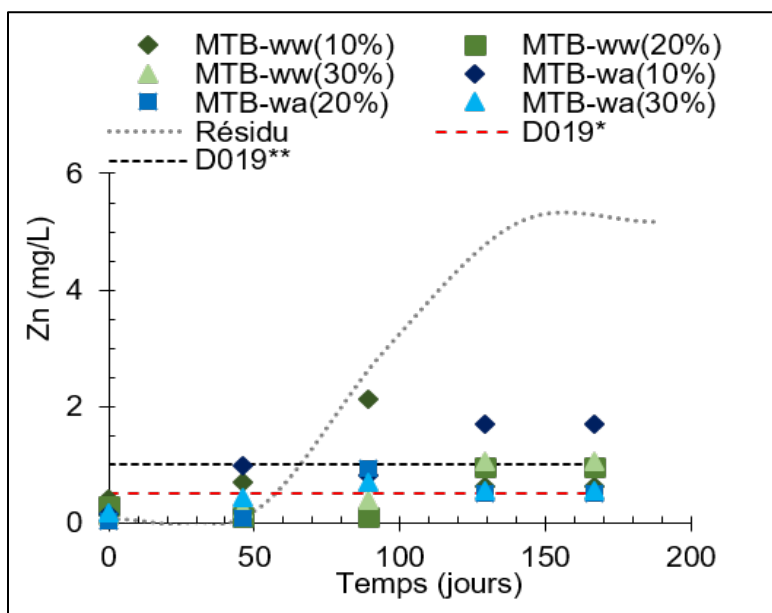


Figure 4.21 : Évolution des concentrations des sulfates dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

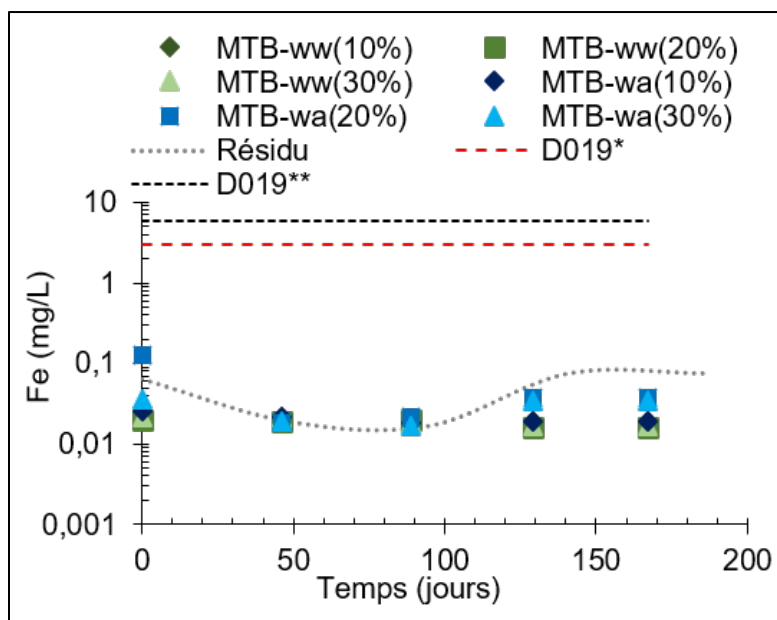


D019* : concentration moyenne mensuelle acceptable d'un effluent minier (D019, 2012)

D019** : concentration maximale acceptable d'un effluent minier (D019, 2012)

Figure 4.22 : Évolution des concentrations de Zn dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

Pour le Fe, les concentrations mesurées dans les lixiviats sont présentées à la Figure 4.22. Cette Figure montre que les concentrations mesurées sont faibles et sont demeuré en dessous de 0,1 mg/l. L'évolution des concentrations est similaire à celle des SO_4^{2-} avec une diminution, une augmentation ensuite une stabilisation. Il est important de mentionner que les concentrations les plus élevées sont celles des lixiviats issus des résidus miniers.



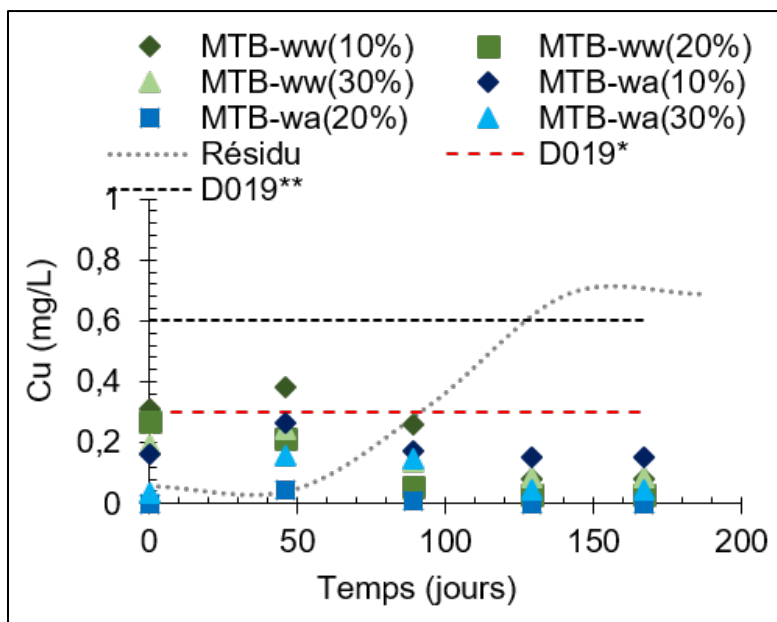
D019* : concentration moyenne mensuelle acceptable d'un effluent minier (D019, 2012)

D019** : concentration maximale acceptable d'un effluent minier (D019, 2012)

Figure 4.22: Évolution des concentrations de Fe dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

Pour le Cu (Figure 4.23), les concentrations mesurées montrent que les lixiviats issus de la colonne témoin ont présenté une augmentation dès le 2^{ème} cycle et la concentration a atteint 0,7 mg/L durant le dernier cycle. Quant aux MTBs, les concentrations de Cu ont montré au début une légère augmentation ensuite une tendance à la baisse a été observée; ainsi les concentrations mesurées se situaient entre 0,28 à 0,04 mg/L et entre 0,4 à 0,04 mg/L respectivement pour le MTB ww et MTB wa.

Les résultats présentés montrent clairement que la mise en place du recouvrement sur les résidus miniers provenant de la mine Westwood a eu un effet favorable au niveau de la qualité des lixiviats où les concentrations du Fe, du Zn et du Cu ont été réduits d'environ 50 %, 27 % et 30 % respectivement par rapport à celles des lixiviats issus de la colonne témoin.



D019* : concentration moyenne mensuelle acceptable d'un effluent minier (D019, 2012)

D019** : concentration maximale acceptable d'un effluent minier (D019, 2012)

Figure 4.23 : Évolution des concentrations du Cu dans les lixiviats issus de la colonne témoin et des colonnes simulant le recouvrement de type CEBC

De point de vue réglementation (Directive 019, 2020), la concentration des éléments métalliques issus des colonnes simulant un recouvrement de type CEBC ne dépasse pas la limite de concentration moyenne mensuelle acceptable pour le fer et le cuivre ($\text{Fe} < 3 \text{ mg/l}$, $\text{Cu} < 0,3 \text{ mg/l}$) exigée par la directive D-019 (Directive 019 sur l'industrie minière, 2012) relatif aux exigences de la qualité de rejet de l'effluent final. Cependant, pour les concentrations de zinc, certains dépassements ont été observés au niveau des lixiviats issus des MTBs ww à 10% et MTBs wa à 10%.

4.2.2 Courbes d'oxydation-neutralisation

Afin de prédire le potentiel de génération d'acidité (PGA) à long terme de l'ensemble des matériaux placés dans les colonnes expérimentales simulant les recouvrements de type CEBC ainsi que la colonne témoin sans recouvrement (résidus seuls), les droites d'extrapolation des courbes d'oxydation-neutralisation ont été tracées à partir des données expérimentales. La Figure 4.24 montre le tracé linéaire des cations $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$ en fonction des concentrations sulfates. Sur ces mêmes graphiques, les teneurs initiales des cations $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$ en fonction des sulfates représentées sont présentées par des points. Ces différents points se trouvent du côté cations

$\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$ (au-dessus de la courbe d'extrapolation) et par conséquent les MTBs sont considérés comme non générateurs d'acidité à long terme.

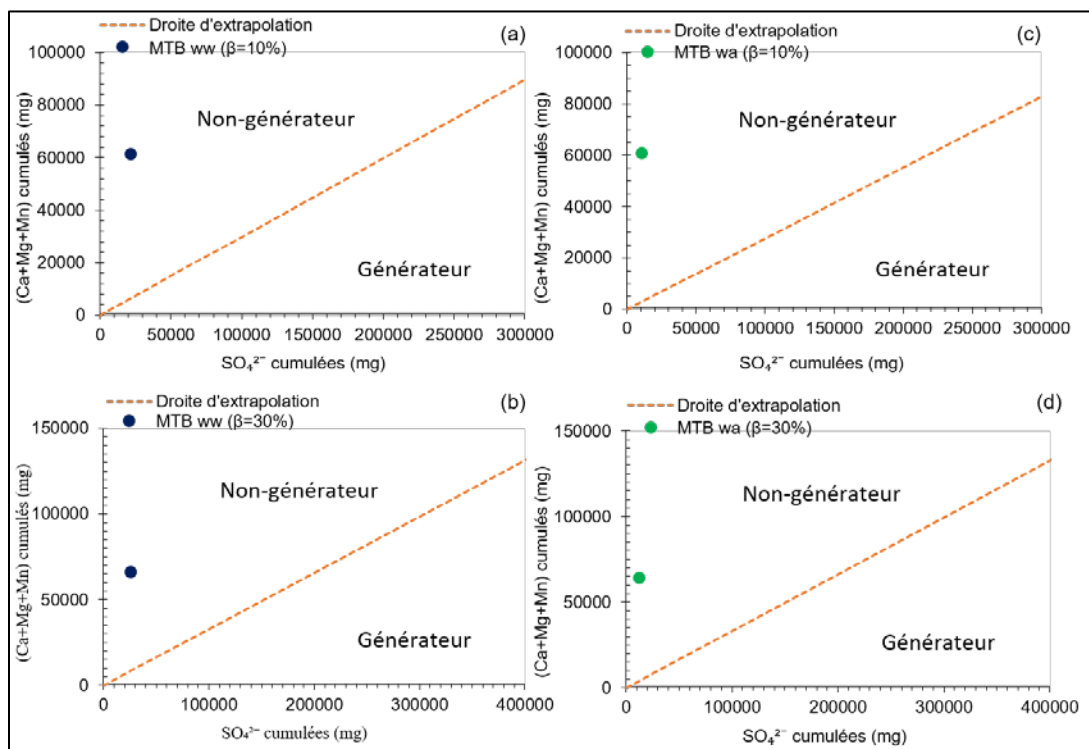


Figure 4.24 : Courbes d'extrapolation oxydation-neutralisation (colonnes instrumentées) des MTB ww : (a) $\beta = 10\%$, (b) $\beta = 30\%$ et des MTB wa : (c) $\beta = 10\%$, (d) $\beta = 30\%$

4.2.3 Succions et teneurs en eau volumiques

4.2.3.1 Succions

Succion dans les colonnes à base de MTBs wa

Les mesures de succions réalisées dans les colonnes expérimentales simulant le recouvrement de type CEBC où la CRH est constituée des MTBs wa 10, 20 et 30% de boues sont présentées respectivement aux Figures 4.26 – 4.28. Dans ces mêmes Figures, l'AEV des MTBs est également tracée.

La Figure 4.26 montre une succession d'augmentation et de baisse des valeurs mesurées des succions et qui correspond aux successions de cycles de drainage et de mouillage. Du premier jusqu'au dernier cycle, on observe que :

- les suctions en bas de la CRH sont les plus basses; elles variaient entre 5 et 13 kPa,
- les suctions au milieu de la CRH variaient entre 9 et 13 kPa ;
- Les suctions mesurées en haut sont les plus élevées et elle se situent entre 15 et 17 ka.

Pour les suctions qui dépassent 10 kPa (les mesures sont plus fiables au-delà de 10 kPa – voir Maqsooud et al., 2007), la différence de succion correspond à environ 4 kPa ce qui correspond à la différence au niveau de l'élévation des deux capteurs. Les suctions maximales mesurées correspondent à 13 et 17 kPa respectivement au milieu et en au haut de la CRH. Ces suctions maximales sont demeurées en dessous de la pression d'entrée de l'air (AEV) de 20 kPa (voir Tableau 3.13), indiquant ainsi que la CRH est demeurée saturée durant toute la période d'étude. Finalement, on peut également constater une tendance à l'augmentation des suctions mesurées à la fin des cycles de drainage; ces augmentations correspondent à 2 et 9 kPa respectivement au milieu et en bas de la CRH. Ces augmentations sont probablement liées à l'augmentation de la période de drainage (de 32 à 42 jours entre le 2^{ème} et le 5^{ème} cycle) où à la période hivernale qui induit une augmentation des températures dans le laboratoire et une réduction de l'humidité.

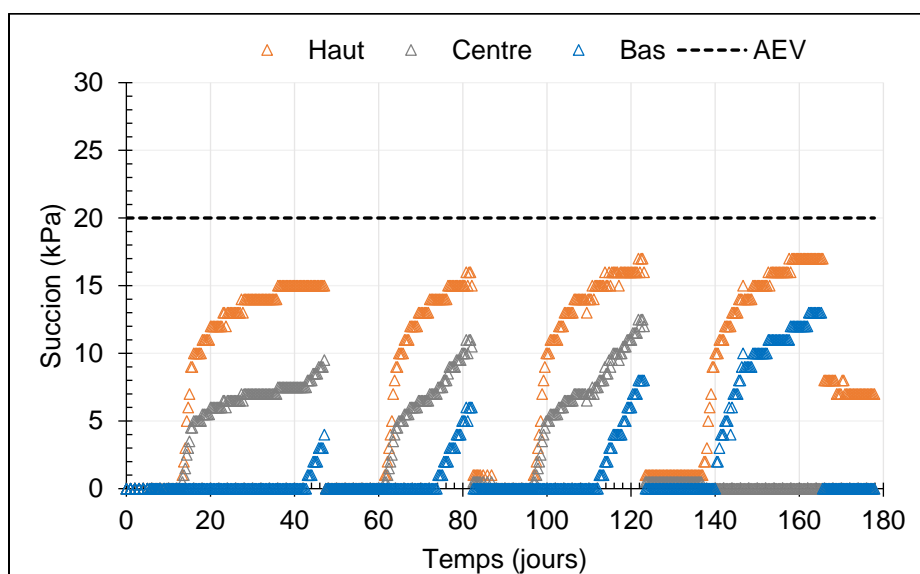


Figure 4.25 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB wa à 10% β

Pour la colonne avec le MTBs wa à 20%, les mesures de suctions en bas, au milieu et en haut de la CRH sont présentées à la Figure 4.27. L'évolution des suctions est similaire à celle décrite pour le MTB wa à 10%. On peut également observer que les suctions les plus faibles ont été mesurées en bas de la CRH alors que les plus élevées ont été mesurées au haut de la CRH. Les suctions

maximales se situent entre 11 et 19 kPa respectivement en bas et en haut de la CRH. Également, une tendance à l'augmentation des succions a été observée après chaque cycle. Cette augmentation correspond à environ 6 kPa entre le 1^{er} et le dernier cycle. Malgré ces augmentations, les succions sont demeurées en-dessous de l'AEV du MTB à 20% (20 kPa – voir Tableau 3.13).

Pour la colonne avec du MTB wa à 30%, les mesures de succions en bas, au milieu et en haut de la CRH sont présentées à la Figure 4.28. L'évolution des succions est similaire à celle décrite pour les colonnes précédentes.

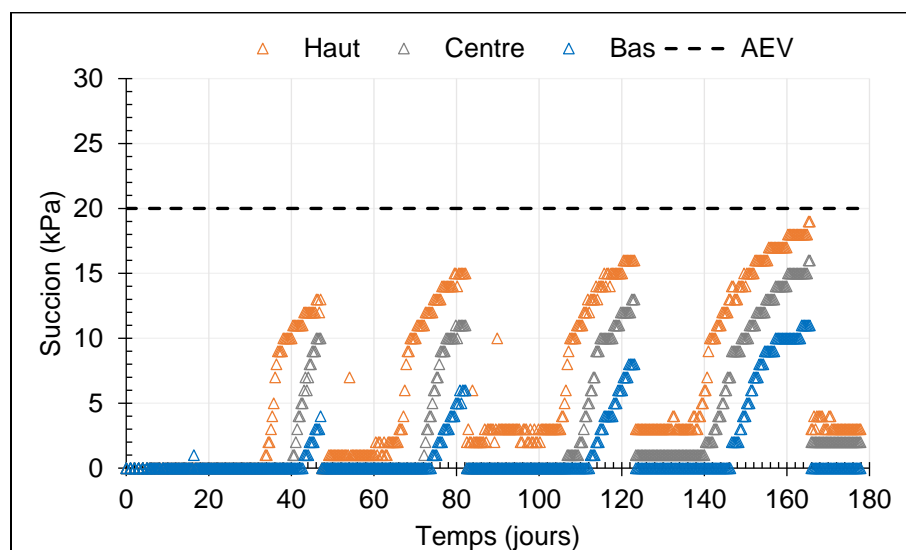


Figure 4.26 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB wa à 20% β

On peut également observer que les succions les plus faibles ont été mesurées en bas de la CRH alors que les plus élevées ont été mesurées au haut. Les succions maximales se situent entre 15 et 17 kPa respectivement en bas et en haut de la CRH. On peut également observer qu'à la fin de chaque cycle, la différence entre les succions correspond à environ 6 kPa, ce qui correspond approximativement à la différence entre la localisation en bas et en haut des blocs Watermark dans la CRH. Finalement, il est important de mentionner que les succions mesurées sont demeurées en -dessous de l'AEV, confirmant ainsi le maintien à un haut degré de saturation de la CRH.

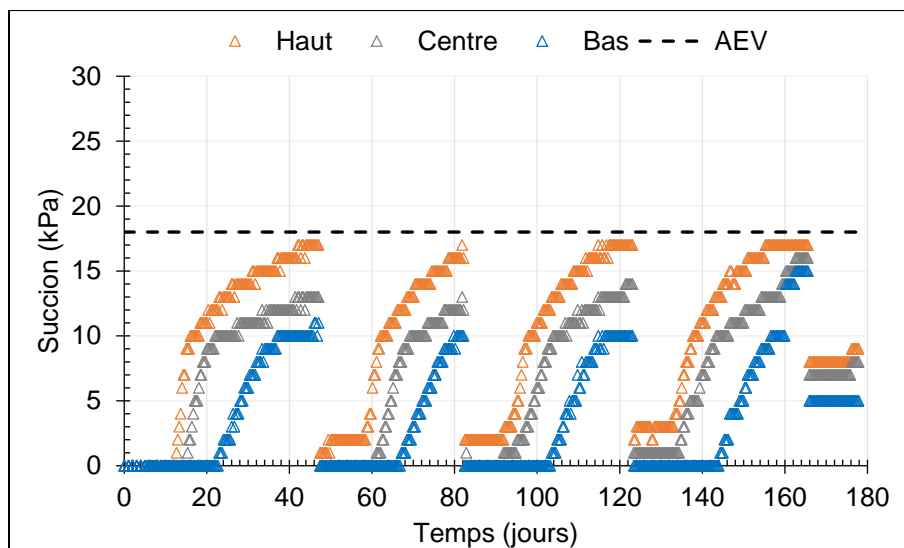


Figure 4.27 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB wa à 30% β

Succion dans les colonnes à base des MTBs ww

Les Figures 4.29 à 4.31, présentent les variations des succions mesurées en fonction du temps durant la période de suivi pour les colonnes des MTBs ww (10, 20 et 30% respectivement).

Pour les MTB ww à 10%, la Figure 4.29 montre que les succions mesurées en bas de la CRH sont plus faibles par rapport à celles mesurées au milieu et au haut de la CRH. Les succions maximales mesurées à la fin de chaque cycle de drainage correspondent à 13 et 17 kPa respectivement en bas et en haut de la CRH. Durant la période de suivi et pour tous les cycles de mouillage et de drainage les succions mesurées sont demeurées en-dessous de l'AEV (19 kPa – voir Tableau 3.13) confirmant ainsi le maintien de la saturation de la CRH durant toute la période de suivi.

Pour la colonne simulant la CEBC dont la CRH est constituée MTB ww à 20 %, les succions ont été mesurées au niveau de la couche du bris capillaire, en bas et en haut de la CRH (Figure 4.30). Cette dernière montre que les succions mesurées à la fin de chaque cycle au niveau de la couche de bris se situaient entre 5 et 9 kPa. Ces succions qui sont supérieures à l'AEV (1.4 kPa - Tableau 3.13) indiquent la désaturation de ce matériau.

Pour la CRH, les succions maximales mesurées correspondent à 11 et 18 kPa respectivement en haut et en bas de la CRH. Ces succions sont en-dessous de 20 kPa qui correspond à l'AEV de ces MTBs, indiquant ainsi le maintien de leur saturation durant toute la période de l'essai.

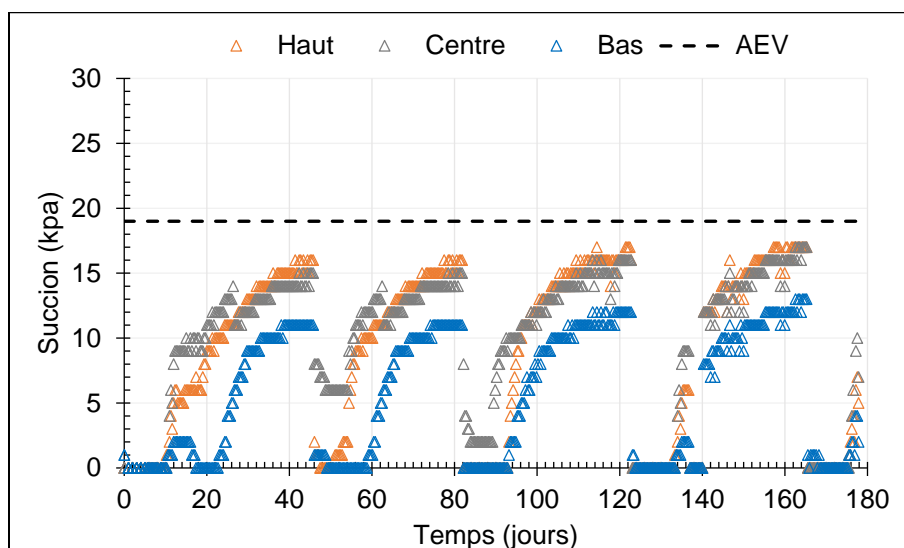


Figure 4.28: Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB ww à 10% β

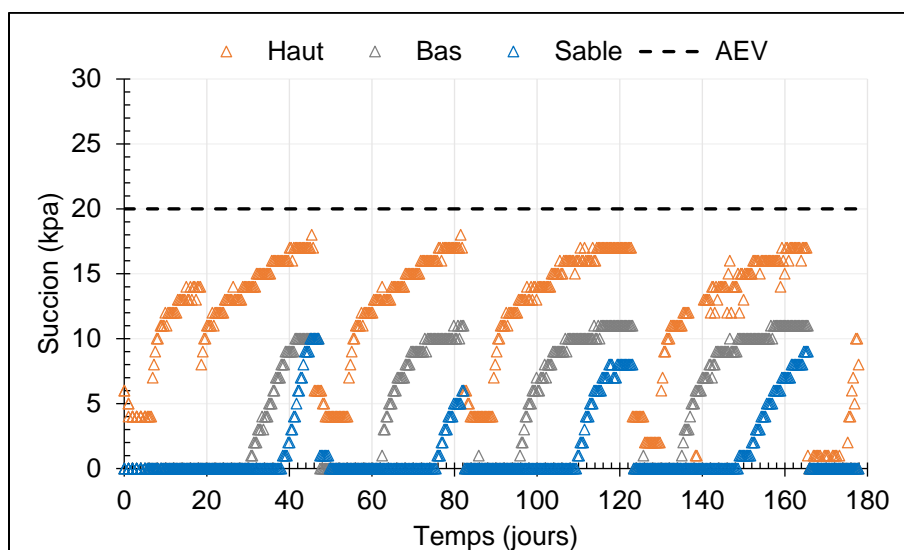


Figure 4.29 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB ww à 20% β

Pour les MTB ww à 30%, les mesures de succions dans la CRH sont présentées à la Figure 4.31. Les succions les plus faibles ont été mesurées en bas de la CRH alors que les plus élevées ont été mesurées au haut de la CRH. Les succions maximales se situent entre 13 et 18 kPa respectivement en bas et en haut de la CRH. Également, une tendance à l'augmentation des succions a été observée au niveau bas, cette augmentation correspond à environ 3 kPa entre le 1^{er} et le dernier cycle. Les succions sont demeurées en dessous de l'AEV (32 kPa – voir Tableau 3.13).

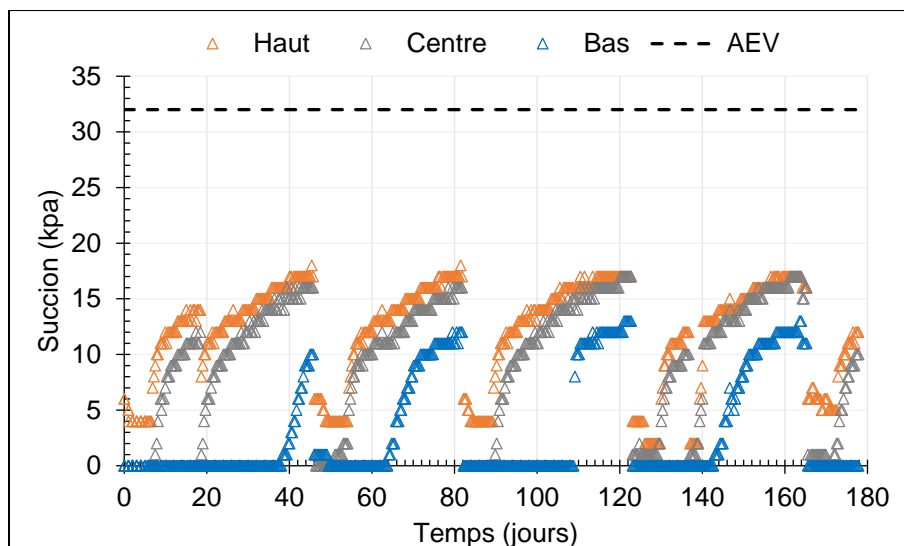


Figure 4.30 : Évolution de la succion au sein de la CRH constituée de MTB ww à 30 % β

4.2.3.2 Degré de saturation

Avant de présenter les mesures des degrés de saturation (S_r) au niveau de la CRH, il est important de mentionner que les S_r ont été calculés à l'aide des teneurs en eau volumiques mesurées et les porosités utilisées lors de la mise en place des MTBs dans les colonnes. En raison de la mise en place des matériaux sous forme de plusieurs couches et des compactages réalisés, il est possible que les porosités utilisées dans les calculs soient surestimées par rapport aux porosités réelles et de ce fait, cette différence peut avoir un impact au niveau de l'évaluation des S_r . Également, en raison de la présence des sulfures dans certains matériaux, les mesures réalisées à l'aide des sondes EC5 peuvent être affectées (Maqsoud et al., 2017).

Pour évaluer le comportement hydrogéologique des CEBCs conçues à l'aide de MTBs, il est important de vérifier la possibilité de création des effets de barrière capillaire et c'est pour cette raison qu'on présente dans un premier temps les mesures réalisées au niveau de la colonne dont la CRH est constituée de MTB ww à 20% (seule la configuration où le sable du bris capillaire a été instrumenté). Ainsi les S_r calculés dans la CRH et dans le bris capillaire sont présentés à la Figure 4.32. Cette dernière montre que les S_r au niveau du sable diminuent progressivement et atteignent des valeurs comprises entre 8 et 13% indiquant ainsi sa désaturation. Cette Figure montre également que les S_r en bas de la CRH ont demeuré au-dessus de 80 %. Ce contraste au niveau des S_r , et par conséquent au niveau des teneurs en eau volumiques, montre clairement la création des effets de barrière capillaire en raison du contraste granulométrique entre le sable et le MTB ww à

20 %. Quant à la partie supérieure de la CRH, une désaturation a été observée (en bas de 60%). Ces degrés de saturation calculés en haut de la CRH sont faibles et suppose la désaturation à ce niveau; cependant, les mesures réalisées à l'aide des blocs Watermark indiquent le maintien des MTBs à un haut degré de saturation (les succions mesurées ont été en dessous des AEV évaluées par deux méthodes différentes). Lors des essais de mouillage, les S_r calculés sont demeurés en dessous de 60 % malgré la saturation de la colonne et de ce fait on suppose que ces S_r sont sous-estimés. Afin de valider cette supposition, les CRE in situ ont été construites (non présentées ici) et les résultats ont montré l'absence de désaturation (tous les points sont demeurés dans la partie supérieure de la CRE). Par conséquent, les S_r évalués sont sous-estimés soit en raison des porosités utilisées ou en raison des défauts au niveau des EC5 dont certains ont déjà été utilisés dans d'autres travaux de terrain et ont connu une certaine usure.

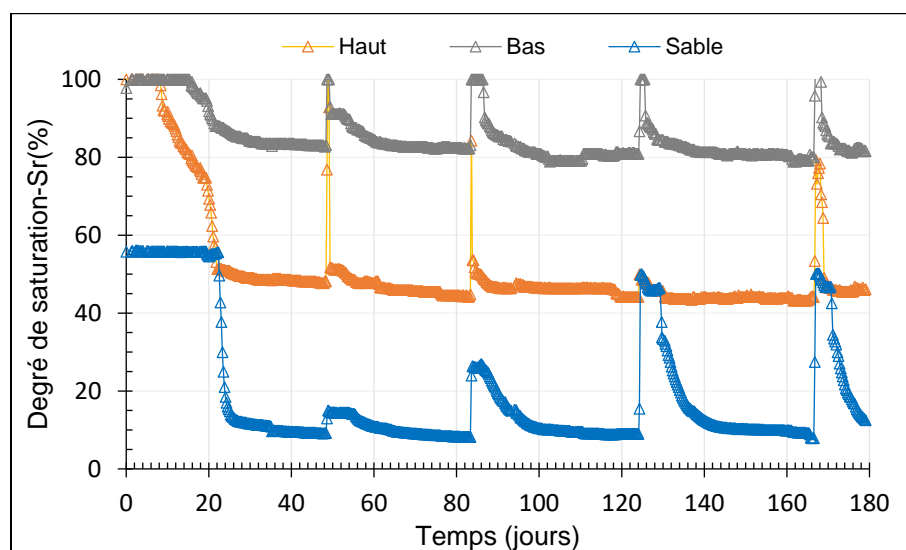


Figure 4.31 : Évolution des teneurs en eau volumiques dans la CRH et dans le sable du bris capillaire : la colonne MTB ww à 20% de β .

Finalement, un autre aspect qui mérite d'être mentionné est relatif à l'évolution des S_r en fonction du temps. En effet, pour certaines configurations, on observe dès le début des essais une diminution rapide des S_r lors du drainage. Cette diminution n'est pas compatible avec la forme des CRE mesurées au laboratoire ou prédites avec le modèle MK (voir Figure 4.33). La diminution rapide des S_r peut être éventuellement expliquée par la présence de chemins préférentiels le long de la paroi et/ou l'absence de contact étroit entre les MTBs et les sondes EC5. Lors du mouillage, on peut observer une augmentation des teneurs en eau volumiques du fait que l'espace entre la sonde

et les MTBs est complètement remplis d'eau (dans ce cas les teneurs en eau sont plus élevées que la porosité réelle du MTBs). Lors du drainage, on observe une réduction rapide de ces teneurs en eau volumiques. Cette supposition est appuyée par certaines mesures des teneurs en eau volumiques qui montraient des valeurs qui dépassaient 0,6 voire même 0,7 (indiquant ainsi que le capteur était plus dans l'eau que dans les MTBs).

Pour les raisons présentées ci-dessus, les résultats des teneurs en eau volumiques ne seront pas présentés ici. Toutefois, il est important de mentionner qu'en bas de CRH plus particulièrement pour les mélanges MTBs ww à 10 % et MTBs wa à 20 % les S_r indiquent une saturation complète de la CRH.

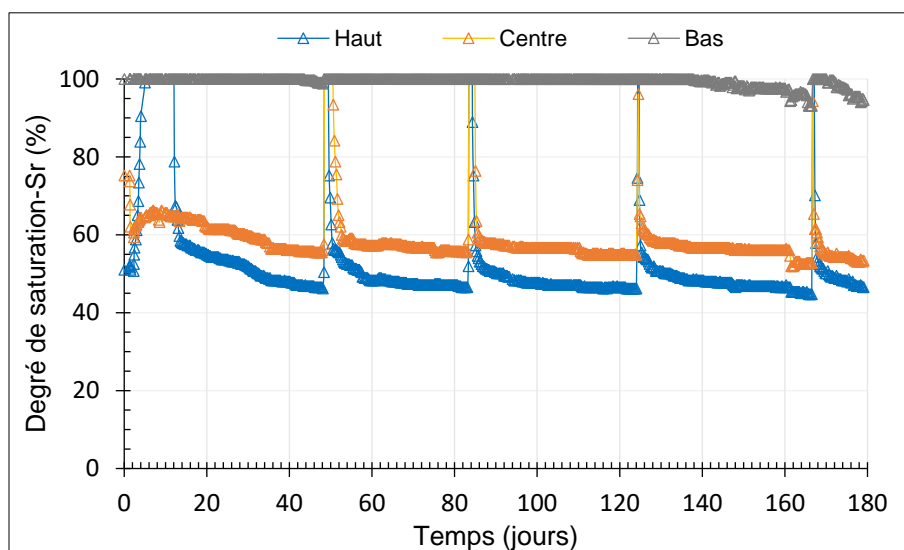


Figure 4.32 : Évolution de la teneur en eau volumique au niveau de la CRH de la colonne MTB ww à 10% de β

4.2.3.3 Conclusion

En se basant sur les résultats de suivi des colonnes instrumentées en termes de succions, on peut conclure que les CRH conçues à l'aide des différents MTBs sont demeurées en dessous des AEVs évaluées avec deux méthodes différentes. Également, la présence des effets de barrière capillaire a été démontré à l'aide des mesures des teneurs en eau volumiques.

En raison des problèmes liés à l'évaluation des S_r soit à cause des porosités utilisée ou à cause du mauvais contact entre les sondes EC5 et les MTBs, une autre réévaluation des S_r pourrait être

réalisée en utilisation la modélisation inverse et les courbes de rétention ou gardant que les valeurs qui nous semblent réalistes.

4.2.4 Coefficient de diffusion effectif (D_e) et flux d'oxygène

4.2.4.1 Coefficient de diffusion d'oxygène D_e

Les résultats de suivi des mesures du gradient d'oxygène et les calculs du coefficient de diffusion effectif (D_e) permettent de déterminer le flux d'O₂ pour les différents recouvrements testés. Pour ce faire, le D_e a été estimé par une équation semi-empirique (Aachib et al., 2004). Seuls les résultats de l'évolution du coefficient de diffusion d'O₂ en fonction du degré de saturation (S_r) durant les trois cycles de prélèvement des échantillons de gaz sont présentés en Annexe E. D'après ces résultats, le coefficient de diffusion d'O₂ évolue en fonction du degré de saturation : il diminue avec la saturation progressive des matériaux ensuite devient très faible lorsque le S_r tend vers une saturation proche de 100%. Les valeurs calculées de D_e (du haut vers le bas de la CRH) se situaient entre 10^{-6} à 10^{-10} m²/s pour les colonnes des MTB ww et celle du MTB wa à 30 % de β alors qu'elles se situaient entre 10^{-7} à 10^{-10} m²/s pour la colonne du MTB wa à 10% de β .

4.2.4.2 Flux d'oxygène

Les rejets miniers d'une manière générale dans des conditions où le milieu est saturé ($S_r > 80\%$), la disponibilité de l'oxygène nécessaire aux réactions d'oxydation des sulfures est réduite (Hombberger et Brady., 1998; Mbonimpa et al., 2003; Ouangrawa et al., 2009). Deux méthodes ont été utilisées pour calculer le flux d'O₂ en tenant compte des hypothèses suivantes :

- la méthode des sulfates s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle il n'y a pas de précipitation de sulfates dans la colonne;
- la méthode des gradients dépend en grande partie de la précision des mesures de la concentration d'O₂ par chromatographie à phase gazeuse et des mesures de la teneur en eau volumique.

Flux d'oxygène par la méthode des sulfates

Les résultats du flux d'O₂ calculés à l'aide de la méthode des sulfates pour les résidus ww sont présentés au Tableau 4.2.

Tableau 4.2 : Calcul du flux d'O₂ par la méthode des sulfates pour la colonne des résidus ww

Temps cumulé (j)	Eau passée (L)	Sulfates mg SO ₄ /L	Sulfates (mol)	O ₂ (mol)	O ₂ (mol/28j)	Flux d'O ₂ (mol/m ² /j)	Flux d'O ₂ (mol/m ² /an)
18	1,63	3042	0,052	0,09	0,003	0,21	76,46
46	1,2	2600	0,021	0,04	0,001	0,09	48,11
89	1,05	2076	0,023	0,04	0,001	0,09	33,61
129	0,94	2460	0,024	0,04	0,002	0,10	35,66

Le flux d'O₂ obtenu dans le cas des résidus ww par la méthode des sulfates diminue avec le temps; ce flux est passé de 76 à 35 mol/m²/an pendant une période de suivi de 6 mois. Cette réduction du flux d'O₂ pourrait être attribuée à la précipitation de sulfates à l'intérieur de cette colonne. Cette hypothèse pourrait être confirmée à l'aide des équilibres thermodynamiques. En effet, la précipitation des sulfates diminue la quantité de S dans les lixiviats, engendrant ainsi une réduction du flux d'oxygène calculé avec cette méthode. À pH proche de la neutralité des lixiviats recueillis et en raison des concentrations en sulfures de ces résidus, les sulfates ne sont produits que par des réactions d'oxydation des sulfures (Nicholson et al. 1988). Également, la diminution du flux d'O₂ peut être expliquée par l'appauvrissement des sulfures par les réactions d'oxydation en fonction du temps.

Flux d'oxygène par la méthode de gradient d'oxygène

Les flux d'oxygène ont été calculés par la méthode du gradient d'oxygène pour 3 cycles (cycle 1 : C1 « 17-12-2019 »; cycle 2 : C2 « 02-02-2020 » et cycle 3 : C1 « 10-03-2020 ») de suivi au niveau de trois emplacements en haut, au centre et en bas des CRH en considérant une concentration initiale d'oxygène de 8,65 mol/m³ (276,7 g/m³) afin de calculer le gradient d'O₂. Les mesures de concentration d'O₂ prises au niveau des pores à différents niveaux des CRH ainsi que les calculs des gradients de concentration d'O₂ sont présentées à l'Annexe F. Les résultats des calculs de flux sont présentés aux Tableaux 4.3 – 4.7.

Tableau 4.3 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient d'O₂ à différents niveaux dans la CRH du MTB ww ($\beta = 10\%$)

Cycles de suivi	De (m ² /s)			$\Delta C/\Delta Z$ (mol/m ⁴)			Flux d'O ₂ (mol/m ² /an)		
	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas
C1	$4,5 \times 10^{-6}$	$2,6 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-10}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-3}$	3,7	1,1	$2,6 \times 10^{-5}$
C2	$4,9 \times 10^{-6}$	3×10^{-6}	$7,3 \times 10^{-10}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$8,2 \times 10^{-3}$	$5,4 \times 10^{-3}$	3,9	8×10^{-1}	$1,2 \times 10^{-4}$
C3	$4,5 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-6}$	2×10^{-9}	$2,5 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-3}$	$4,1 \times 10^{-3}$	3,6	$5,1 \times 10^{-1}$	$2,6 \times 10^{-4}$

Tableau 4.4 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O₂ à deux niveaux dans la CRH du MTB ww à 20% de β et dans la couche du sable

Cycles de suivi	De (m ² /s)		$\Delta C/\Delta Z$ (mol/m ⁴)		Flux d'O ₂ (mol/m ² /an)	
	Haut	Bas	Haut	Bas	Haut	Bas
C1	$6,1 \times 10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-7}$	$2,8 \times 10^{-2}$	$5,2 \times 10^{-3}$	5,4	$3,5 \times 10^{-2}$
C2	$7,3 \times 10^{-6}$	$2,5 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-2}$	$2,2 \times 10^{-3}$	6,2	$1,7 \times 10^{-2}$
C3	$6,1 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-7}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-3}$	5	$7,7 \times 10^{-3}$

Tableau 4.5 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O₂ à différents niveaux dans la CRH du MTB ww à 30% de β

Cycles de suivi	De (m ² /s)			$\Delta C/\Delta Z$ (mol/m ⁴)			Flux d'O ₂ (mol/m ² /an)		
	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas
C1	$2,1 \times 10^{-6}$	8×10^{-7}	$3,8 \times 10^{-7}$	$2,8 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-3}$	$5,4 \times 10^{-3}$	1,8	$1,4 \times 10^{-1}$	$6,5 \times 10^{-2}$
C2	3×10^{-6}	$1,1 \times 10^{-6}$	$4,8 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-3}$	2,5	2×10^{-1}	$5,8 \times 10^{-2}$
C3	$2,8 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-6}$	$4,7 \times 10^{-7}$	$2,3 \times 10^{-2}$	$5,2 \times 10^{-3}$	$4,1 \times 10^{-3}$	2	$2,4 \times 10^{-1}$	$6,1 \times 10^{-2}$

Tableau 4.6 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O_2 à différents niveaux dans la CRH du MTB wa à 10% de β

Cycles de suivi	De (m^2/s)			$\Delta C/\Delta Z$ (mol/m^4)			Flux d' O_2 ($mol/m^2/an$)		
	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas
C1	$1,4 \times 10^{-2}$	$5,2 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$4,91 \times 10^{-7}$	$1,5 \times 10^{-10}$	$1,5 \times 10^{-10}$	$2,2 \times 10^{-1}$	$2,4 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-5}$
C2	$1,4 \times 10^{-2}$	$4,3 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-7}$	$1,5 \times 10^{-10}$	$1,5 \times 10^{-10}$	$2,1 \times 10^{-1}$	2×10^{-5}	1×10^{-5}
C3	8×10^{-3}	$4,1 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-7}$	$1,5 \times 10^{-10}$	$1,5 \times 10^{-10}$	$5,6 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-5}$	$7,81 \times 10^{-6}$

Tableau 4.7 : Flux d'oxygène calculé par la méthode du gradient O_2 à différents niveaux dans la CRH du MTB wa à 30% de β

Cycles de suivi	De (m^2/s)			$\Delta C/\Delta Z$ (mol/m^4)			Flux d' O_2 ($mol/m^2/an$)		
	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas	Haut	Centre	Bas
C1	$1,1 \times 10^{-2}$	$4,9 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$7,4 \times 10^{-6}$	$4,2 \times 10^{-7}$	4,9	1,1	$3,6 \times 10^{-2}$
C2	1×10^{-2}	$2,4 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-5}$	$3,7 \times 10^{-7}$	$7,5 \times 10^{-6}$	4,7	$2,8 \times 10^{-2}$	$5,8 \times 10^{-1}$
C3	1×10^{-2}	$1,1 \times 10^{-3}$	$8,2 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-5}$	6×10^{-6}	$1,4 \times 10^{-7}$	4,2	$2,1 \times 10^{-1}$	$3,7 \times 10^{-3}$

Les résultats présentés montrent que le flux d' O_2 tend à diminuer durant la période d'essai du haut vers le bas ceci attribué aux sulfures qui consomment l' O_2 en bas (en rapprochant de l'interface CRH-résidus) versus la partie en haut où l' O_2 ne se consomme peu ou pas. Pour les MTB ww, on peut constater que généralement le flux est supérieur à $1 \text{ mol}/m^2/an$ pour tous les mélanges en haut de la CRH (près de l'interface sable-CRH) ; ainsi les flux calculés se situaient entre 3,72 et 3,96, entre 5 et 6,28 et entre 1,88 et 2,08 $mol/m^2/an$ respectivement pour les MTBs ww à 10, 20 et 30%. En comparant ces flux par rapport à ceux de la colonne témoin, on assiste à une réduction de 81 à 94 %.

Au centre des MTBs et à l'exception des mélanges à 20 % (flux entre 5 et 6,28 mol/m²/an), les flux calculés sont inférieurs à 1 mol/m²/an. Ce même constat est également valable en bas de la CRH où les flux se situaient entre 10⁻² et 10⁻⁵ (mol/m²/an).

Pour les MTBs wa, les flux calculés étaient inférieurs à 1 mol/m²/an à l'exception des MTB wa à 30% et en haut de la CRH où les flux d'oxygène se situaient entre 4 et 5 mol/m²/an, soit une réduction entre 85 et 99 %.

En conclusion, les résultats des calculs de flux d'oxygène montrent que le recouvrement de type CEBC a permis de réduire considérablement la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs. De ce fait, ces MTBs ont pleinement joué leur rôle de CRH et ont atteint, voir même dépassé, les objectifs visés en termes de flux d'oxygène (mol/m²/an).

Afin de valider l'ensemble des résultats relatifs aux comportements hydrogéologiques des simulations numériques à l'aide du code SEEP/W (Gesoslope Ltd, 2019) ont été réalisés et présentés dans la section suivante.

4.3 Modélisation hydrogéologique

Des travaux au laboratoire (Yanful et Aubé, 1993; Barbour et Yanful, 1994; Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 1998; Bussière, 1999) et sur le terrain (ex. Aubertin et al., 1999; Bussière et Aubertin, 1999; Bussière, 1999) ont montré que les modèles numériques peuvent prédire de façon précise le comportement hydrique des CEBC (ex. Bussière et al., 2001). Afin d'évaluer le comportement des recouvrements CEBC à conçus à base de mélange de boues, des simulations numériques ont été réalisées. Ainsi dans un premier temps, des simulations en régime permanent ont été réalisées afin de simuler la saturation des différentes couches de la CEBC. À partir de cet état de saturation (considéré comme initial), une analyse en régime transitoire a été réalisée pour simuler un drainage pendant 60 jours et sans réalimentation.

Les profils de degré de saturation ont été simulés à l'aide de SEEP/W. Afin d'illustrer ces résultats de simulation, on présente ceux de la CEBC conçue avec les MTBs ww à 10% de β (voir Figure 4.34). Il est important de mentionner que les profils de saturation dans les différentes configurations de CEBC sont similaires.

La Figure 4.34 montre qu'après 5 jours de drainage, la couche du sable en haut commence à se désaturer et à la fin de la période de simulation le S_r était d'environ de 0,06. Au niveau de la CRH,

les résultats de simulation ont montré que cette couche est demeurée saturée pour les périodes de drainage allant de 2 jusqu'à 50 j. Par la suite, la CRH a montré une certaine désaturation plus particulièrement au niveau de la partie supérieure; ainsi à 60 jours de drainage sans réalimentation, le S_r se situait entre 0,86 à 0,96, respectivement en haut et en bas de la CRH. Ces degrés de saturation dépassent largement le critère requis pour qu'une CEBC soit efficace et qui correspond à 0,85 (85%) de saturation même après 60 j sans réalimentation en eau.

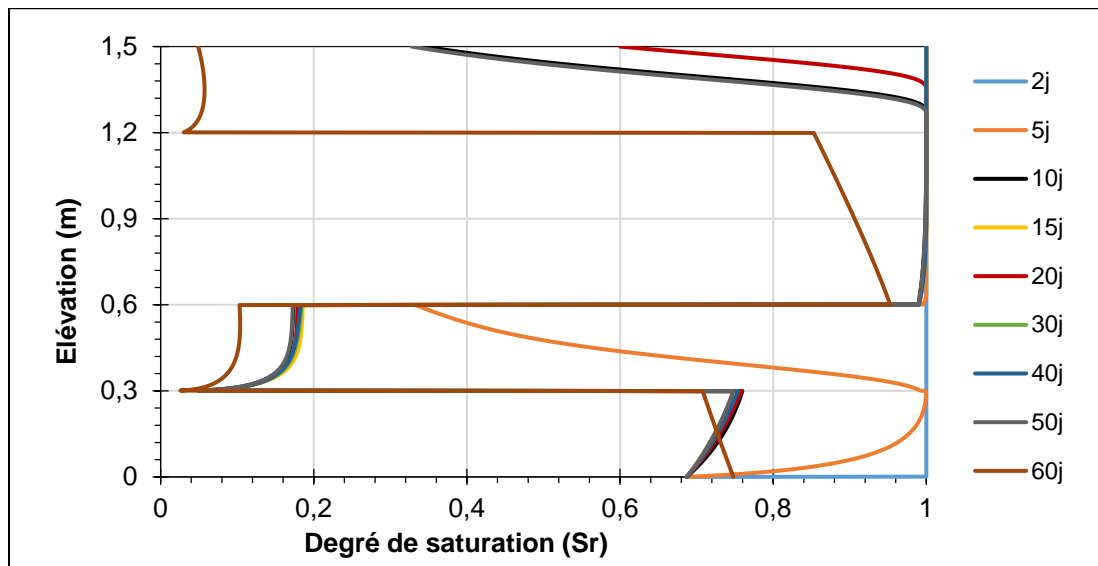


Figure 4.33 : L'évolution du degré de saturation et de succion en fonction de l'élévation pour la colonne MTB ww à 10% de β

Au niveau de la couche du bris capillaire, on observe une désaturation progressive; ainsi les S_r au milieu de la couche de sable se situaient entre 0,5 et 0,1 respectivement pour le temps de drainage 2 et 60 j. Ces S_r sont supérieurs à ceux obtenus dans le sable de la couche de protection alors qu'ils sont inférieurs à ceux de la CRH. Ce dernier constat montre clairement le contraste en termes de saturation entre la couche du bris capillaire et la CRH confirmant ainsi la création des effets de capillaire. Ces effets de barrière capillaire favorisent ainsi le maintien de la saturation de la CRH.

En conclusion, les résultats de la modélisation numérique confirment les capacités des MTBs à jouer le rôle de CRH dans une CEBC même pour une longue période de drainage sans réalimentation. Dans ce qui suit, on présente des résultats complémentaires à savoir la lixiviation des métaux et des éléments majeurs à la suite des résultats présentées. Ensuite, les résultats relatifs au temps d'épuisement du soufre et des carbonates (ex. éléments de traces, Ca, Mg et Mn) tout en discutant la performance des recouvrement CEBC étudiés.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Dans cette section, on présente des résultats complémentaires à savoir la lixiviation des métaux et des éléments majeurs à la suite des résultats présentées au chapitre 4. Ensuite, les résultats relatifs au temps d'épuisement du soufre et des carbonates (ex. éléments de traces, Ca, Mg et Mn) tout en discutant la performance des recouvrement CEBC étudiés

5.1 Lixiviation des métaux et des éléments majeurs

L'évaluation du potentiel de lixiviation des boues est un phénomène particulier dans lequel de nombreux facteurs peuvent influencer la stabilité de ces matériaux (Zinck, 1999). Parmi ces facteurs on cite le pH, la complexation, le rapport liquide-solide, la perméabilité et le temps de contact.

L'augmentation de la concentration des métaux comme le Fe et le Zn dans les lixiviats des MTBs ww ($\beta = 20\%$ et $\beta = 30\%$) par rapport à celles des matériaux témoins (till et boues) pourrait être expliquée par :

- le temps de contact ou le temps de séjour : le temps de contact entre l'eau de rinçage (eau de pluies) et les boues est plus élevé que celui entre les MTBs et l'eau de rinçage. Après chaque rinçage, les observations faites au laboratoire ont permis de constater que le drainage de l'eau se faisait très rapidement dans les boues (1 à 2 jours) alors qu'il prenait plus de temps dans les MTBs ww (environ 10 jours) en raison de la faible perméabilité du till et des MTBs ;
- le piégeage par les phases amorphes : dans les boues ww et par suite de conditions propices à la dissolution des sulfates, certains éléments tel que le Zn, Fe ou le Cu peuvent être générés. Toutefois, ces éléments peuvent être piégés par certaines phases amorphes présentes dans ces boues. Sous certaines conditions (décrites précédemment), ces phases amorphes seraient instables avec le temps et de ce fait les éléments retenus peuvent être libérés dans les lixiviats. Dans les conditions de laboratoire, les métaux précités même s'ils sont présents, leurs concentrations sont demeurées faibles et en dessous de la limite imposée par la directive 019 confirmant ainsi une certaine stabilité du potentiel de lixiviation des mélanges.

Les boues qui proviennent d'un système de traitement HDS (McDonald et al., 2006) ont montré qu'une fois que le potentiel de neutralisation PN a été épuisé, le lessivage des éléments peut survenir (Fe, Al, Cu et Zn à pH $\sim 3 \sim 4,5 \sim 5,5$, et $6,5$, respectivement). De ce fait, pour éviter ces lessivages, le pH doit être maintenu à au moins 7.

Dans le cadre de ce projet, les MTBs, possèdent un potentiel de neutralisation suffisant permettant la neutralisation de l'acidité qui peut être générée suite aux libération des ions H^+ . Ainsi, tout au long des suivi effectués, le pH est demeuré neutre à légèrement basique (de 7 à 8) et de ce fait on considère que le lessivage des métaux ne pourra pas survenir sauf dans l'éventualité où des changements surviennent.

Selon Zinck et al. (1999), le degré de mobilité des métaux dans les boues diminue avec leur vieillissement. En effet, les boues âgées (ex. boues ww) semblent avoir une tendance un peu plus faible pour la lixiviation des métaux que les boues fraîches (ex. boues wa). En raison de leurs teneurs plus élevées en solide (25% ou plus) ainsi que la recristallisation de la calcite (Zinck et al., 1997), les boues âgées peuvent être considérées beaucoup plus stables (en termes de lixiviation et de lessivage des métaux) que les boues fraîches.

Il est important de mentionner que les boues sont dépourvues de minéraux sulfureux. En ce qui concerne les éléments majeurs, on suppose que le soufre est libéré par dissolution des sulfates (ex. gypse, anhydrite) et que le calcium est libéré par la dissolution de minéraux neutralisants pour contrer l'acidité produite par les ions H^+ . Cependant, la dissolution des boues riches en sulfate de calcium, peut également contribuer aux quantités globales de Ca et de S qu'on peut trouver dans lixiviats.

Ce phénomène de dissolution des boues est confirmé par :

- les concentrations de calcium qui sont plus importantes dans les lixiviats issus des colonnes des MTBs que dans les colonnes témoins;
- les calculs thermochimiques réalisés à l'aide de Visual MINTEQ (Gustafsson, 2014) qui ont montré que les lixiviats sont sous saturé en gypse, anhydrite ettringite, zincosite, magnésite et epsomite et de ce fait ils peuvent se dissoudre et libérer des produits (Ca, Mg, Zn), tandis que d'autres minéraux contenant du sulfate, comme la barite et l'alunite, sont sursaturés et peuvent précipiter.

5.2 Courbes d'épuisement chimique

Les courbes d'épuisement chimique ont été tracées pour les deux types des MTBs ($\beta = 10\%$ et 30%) (Figure 5.1). Quant aux boues, et en raison de l'absence de minéraux sulfureux, ces matériaux n'ont pas été considérés dans cette évaluation.

Les courbes de tendances ont permis d'évaluer le temps d'épuisement chimique des sulfates et des minéraux neutralisants ($\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$) dans les matériaux testés (Tableau 5.1). En comparant les résultats des taux d'épuisement des sulfates et des minéraux neutralisants ($\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$) les sulfates s'épuisent avant les carbonates dans tous les MTBs.

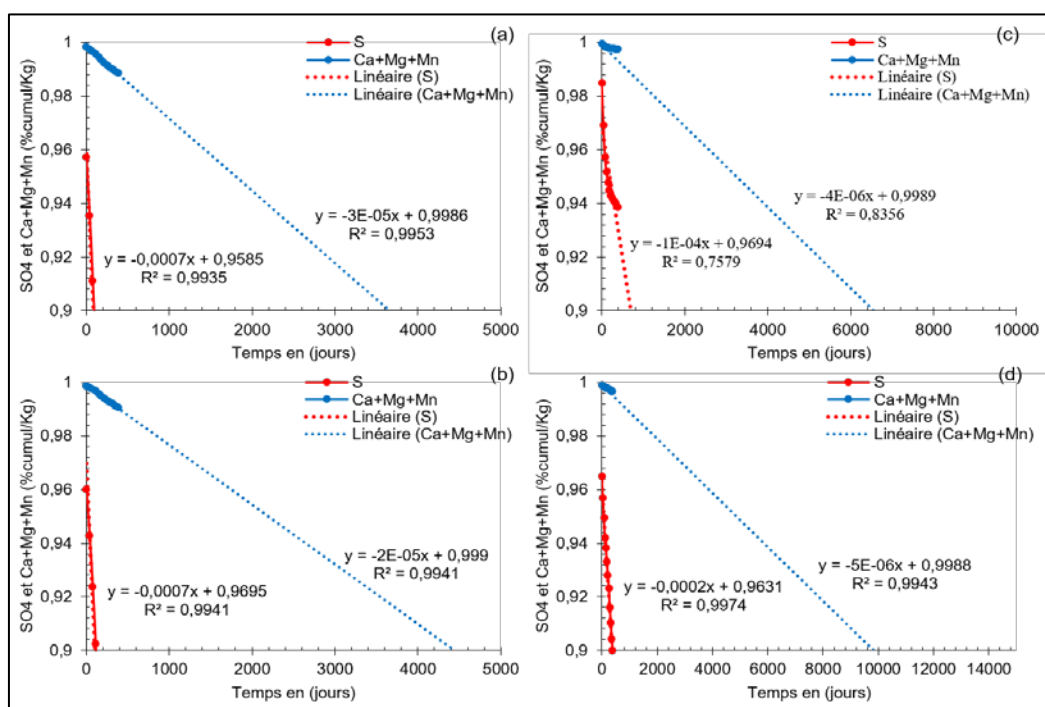


Figure 5.1 : Courbes d'épuisement du S_{total} et de ($\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$) dans les colonnes des MTB ww (a) $\beta = 10\%$, (b) $\beta = 30\%$ et des MTB wa (c) $\beta = 10\%$, (d) $\beta = 30\%$

Tableau 5.1 : : Temps d'épuisement du S et des cations ($\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$) dans les colonnes de MTBs et des boues

Colonnes	Boues ww	Boues wa	MTBs ww ($\beta = 10\%$)	MTBs ww ($\beta = 30\%$)	MTBs wa ($\beta = 10\%$)	MTBs wa ($\beta = 30\%$)
Temps d'épuisement du soufre (an)	-	-	3,75	3,79	26,55	13,19
Temps d'épuisement de $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{Mn}^+$ (an)	274	684,45	91,19	136,84	684,17	547,28

5.3 Efficacité des recouvrements

Toutes les colonnes ont généré des lixiviats de qualité similaire avec un pH neutre autour de 8 et une conductivité électrique qui varie entre 2 à 4 mS/cm et un Eh d'environ 500 mV. Les concentrations des éléments réglementés ne dépassent les critères imposés par la directive 019 (2012).

Les résultats de succion ont montré que les CRH ont été maintenues à un haut degré de saturation élevé. L'évaluation de la saturation des MTBs a été réalisée en utilisant les valeurs des AEV évalués à l'aide de la méthode de Mbonimpa et al. 2006b. Ces valeurs sont plus que celles obtenues avec d'autre méthodes tel que le lissage avec le modèle de Brooks et Corey. Par conséquent on estime que les valeurs obtenues sont très conservatrices et les évaluations sont très adéquates.

Les mesures de concentrations d'oxygène ont permis d'évaluer les flux d'oxygène à travers le recouvrement. Ces flux d'oxygène calculés sont très faibles en bas de la CRH démontrant ainsi l'efficacité des MTBs à jouer le rôle de CRH.

Les matériaux utilisés dans les MTBs renferment suffisamment de carbonates pour neutraliser toute l'acidité qui pourrait être produite par l'oxydation des sulfures et aucune génération du DMA n'est probable à long terme.

Les résultats de la modélisation numérique montrent d'une part la création des effets de barrière capillaire permettant ainsi de maintenir les CRH à haut degré de saturation ($S_r \geq 0,86$). Par conséquent, les résultats obtenus permettent de statuer sur la capacité des MTBs à jouer le rôle de CRH dans le recouvrement de type CEBC.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

L'exploitation des minéraux a toujours généré des volumes plus ou moins importants de rejets miniers n'ayant pas ou peu de valeurs économiques. Ces rejets pouvant représenter une source de contamination pour l'environnement et doivent être stockés dans des ouvrages ou sous terre. Actuellement le secteur minier génère annuellement de grandes quantités de boues via le traitement actif du DMA et qui sont généralement entreposées dans des bassins de décantations et qui doivent être restaurées à la fin de l'exploitation minière. L'utilisation des mélanges à base de boues dans les couvertures pour la réhabilitation des sites miniers pourrait être rentable du point de vue économique (réduisant le volume prélevé et les distances de transport de ces matériaux) et environnemental (réduction de l'empreinte). L'objectif de ce travail de recherche consistait à évaluer les possibilités d'utilisation optimale des mélanges till-boues (MTBs) comme couche de rétention d'eau dans les couvertures avec effets de barrière capillaire.

Les matériaux formant les MTBs (till, boues Westwood et boues Waite-Amulet), sable et résidus ont été échantillonnés sur le site Westwood, site Waite-Amulet et la fonderie Horne; ensuite ils ont été caractérisés au laboratoire pour déterminer leurs propriétés physiques, chimique, minéralogiques et hydrogéotechniques. Des essais en colonnes au laboratoire ont permis d'évaluer le potentiel de lixiviation des MTBs ainsi que de tester le comportement hydrogéologique du recouvrement de type CEBC et d'évaluer la capacité de rétention d'eau des MTBs.

Les résultats de modélisations physiques et numériques ont montré que le contraste granulométrie entre les différents matériaux utilisés dans les CEBC a favorisé la création de l'effet de barrière capillaire permettant ainsi le maintien de la CRH à un haut degré de saturation. De ce fait les recouvrements testés ont un comportement représentatif d'une CEBC efficace. Cette efficacité est également démontrée à l'aide des valeurs de flux d'oxygène qui ont été calculées et qui sont en dessous des objectifs cibles ($1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$).

Dans un contexte de développement durable, la valorisation des boues comme matériaux de restauration des parcs à résidus est une option avantageuse sur le plan environnemental et permettrait à la fois de réduire le volume des boues stockés dans les sites miniers et limiter leur coût de gestion. Cette réduction de l'empreinte environnementale est très bénéfique pour

l'acceptabilité sociale des projets en cours et futurs. Des économies des coûts de transport des matériaux d'emprunt peuvent aussi être escomptées.

6.2 Recommandations

Ce projet de maîtrise a permis d'évaluer les possibilités de valorisation des boues de traitement actif du DMA dans la restauration des sites miniers. Plus particulièrement leur utilisation comme CRH des couvertures avec effets de barrière capillaire. Les travaux réalisés ont montré d'une part la stabilité des mélanges et d'autre part la capacité de ces mélanges à jouer le rôle de CRH. Malgré ces avancées d'autres pistes méritent d'être étudiées et c'est pour cette raison qu'on formule les recommandations suivantes :

- étudier la minéralogie des boues de façon très poussée en utilisant des techniques de caractérisation plus précises (tel que la microsonde électronique);
- utiliser d'autres codes numériques, tel que Min3P, afin de simuler le comportement géochimique des MTBs à long terme. Dans ces modélisations, il est également recommandé de coupler à l'écoulement des fluides aux interactions chimiques au sein des MTBs;
- tester d'autres équipements de mesure des teneurs en eau volumiques afin de sélectionner les plus appropriés pour les MTBs;
- tester d'autres matériaux granulaires dans les mélanges tels que le sable, les résidus miniers non générateur de DMA voire même les scories;
- évaluer à long terme le comportement des MTBs et statuer sur les possibilités de formation des fissurations qui peuvent être engendrées par la dessiccation et/ou les effets de gel/dégel;
- pour réduire la présence de chemins préférentiels le long de la paroi et/ou l'absence de contact étroit entre les MTBs et les sondes EC5, il faut s'assurer de bien compacter les matériaux lors de leur mise en place dans les colonnes;
- évaluer numériquement l'efficacité des CEBC à base de MTBs en utilisant les conditions climatiques réelles d'un site minier bien déterminé (Westwood par exemple);
- évaluer le comportement des recouvrements conçus à base des MTBs à l'échelle de cellule de terrain et sous les conditions climatiques naturelles afin de statuer sur leur performance réelle.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 1993. Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide—Un état de la question. Rapport EPMIRT-93/32, École Polytechnique de Montréal.
- Aachib, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2002. Laboratory Measurements and Predictive Equations for Gas Diffusion Coefficient of Unsaturated Soils. In Proceedings of 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Conference, 163–172, Niagara Falls, ON.
- Aachib, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, air, and soil pollution*, 156(1), 163–193.
- Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B., Kontopoulos, A., 1997. Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulfide mine sites. *Transactions de l’Institution des Mines et de la Métallurgie, Section A: Technologie minière*. 106 : A1–A8.
- Acero, P., Ayora, C., Torrentó, C., Nieto J.M., 2006. The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite. *Geochimica et cosmochimica acta*, 70: 4130–4139.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop Evapotranspiration- Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Food and Agriculture Organization. Rome, Italie.
- Amos, R., Blowes, D.W., Smith, L., Sego, D. C., 2007. Wind induced oxygen transport through a waste rock dump. Sudbury 2007 Mining and the Environment IV Conference, Sudbury, Ontario, Canada.
- Anderson, D.M., Pusch, R., Penner, E., 1978. Physical and thermal properties of frozen ground. *Geotechnical Engineering for Cold Régions*. Andersland, O.B., Anderson, D.M. (eds). McGraw-Hill, pp. 37–102.
- Anjali, M., Westerhoff, P., 2016. Recovery opportunities for metals and energy from sewage sludges. *Bioresource technology*, 215: 215–226.
- Apha., 1998. Méthodes standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées.

- Arya, L.M., et 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 Journal*, 45, 1023–1030.
- Aubé, B., 2004. Une étude en usine pilote de la production de boues à haute densité durant le traitement des eaux de drainage minier acide. Mémoire de maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Canada, 95p.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., 1991. Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. In *Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montreal, MEND/Canmet 3, pp.1–22.
- Aubertin M., Bussière B., Chapuis R.P., Aachib, M., 1993. Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA). *Géoconfiné* 93, Amould, Barrès et Côme (eds.), Balkema, pp. 299–308.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., 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*, 199p.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R., Crespo, J., 1996. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*. 1:3–13.12p.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bouchentouf, A., Bussière, B., 1997. Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, BC, Vancouver, 31 mai 1997, 2:731–746.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., et Chapuis, R. P., 1999. Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II_Essais en place. *MEND/NEDEM 2.22.2c*.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., 2002. Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM). *Les Presses Internationales Polytechnique, École Polytechnique de Montréal, Que., Canada*.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., 2003. Un modèle pour prédire la courbe de rétention d'eau à partir des propriétés géotechniques de base. *Revue géotechnique canadienne* , 40 (6), pp.1104-1122.

- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Maqsoud, A., 2015. Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. Proceedings of the Symposium mines and environnement, Rouyn-noranda, QC, CIM (CD-ROM), 67p.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., Mbonimpa, M., 2016. Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. In Geo-Chicago 2016. pp. 343–358, 16p.
- Awah, A.S., Mbonimpa, M., Bussière, B., 2013. Field study of the chemical and physical stability of highly sulphide-rich tailings stored under a shallow water cover. *Mine Water and the Environment*, 32(1) : 42–55.
- Bathe, K. J., 2001. Finite Element Procedure, Prentice Hall of India, New Delhi.
- Beaulieu, M., 2019. Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 219 p. + annexes.
- Benzaazoua, M., Bussiere, B., Dagenais, A.M., Archambault, M., 2004. Kinetic test comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental Geology* 46(8): 1086–1101.
- Benzaazoua, M., J-F Fiset, Bussière, B., Villeneuve, M., et Plante, B., 2005., Sludge recycling within cemented paste backfill: Study of the mechanical and leachability properties, In proceeding of Processing and Disposal of Mineral Industry Wastes, 05 Falmouth, UK. June 13-15.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, E., Blier, A., 2008. Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerais Engineering*, Volume 21, Issue 4, Pages 330–34.
- Bigatel, A., Camus, P.G.R., Caylor, D., Dalberto, A. Hellier, W., 1999. Engineering Manual for Mining Operations. Pennsylvania Department of Environmental Protection. Document, 563–0300.
- Blight, G.E., 1997. Interactions between the atmosphere and the Earth. *Geotechnique*, 47(4), 715–767.

- Bouda, M., Mbonimpa, M., Demers, I., Benzaazoua, M., Gagnon, M., 2012. Hydrogeotechnical characterization of AMD treatment sludge and sludge-based mixtures. *Proceedings of the GeoManitoba, Winnipeg, Manitoba*, 30.
- Bowerman, A.G., Redente, E.F., 1998. Bio-intrusion of protective barriers at hazardous waste sites. *Journal of Environmental Quality*, 27, 625–632.
- Burdine, N.T., 1953. Relative permeability calculations from pore size distribution data. *Trans. AIME*, 198, 71–77.
- 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. 445p.
- Bussière, B., Aubertin, M., Julien, M., 2001. Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques. *Vecteur environnement*, 34(3), 37–50.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2003. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512–535.
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., Benzaazoua, M., 2005. Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées. *Proceedings of the Symposium mines and environnement, Rouyn-noranda, QC. Mai 2005*, 29p.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., Julien, M., 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. *CIM Bulletin*, 1(6), 1–11.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245–265.
- Bussière, B. 2013. Restauration des sites miniers abandonnés du Québec : Un état de la situation. *Communication personnelle*. 40p.
- Bussière, B., Aubertin, M., 2014. L'hystérésis de sols non saturés utilisés dans les couvertures avec effets de barrière capillaire. Version préliminaire–non publiée

- Bussière, B., Demers, I., Charron, P., Bossé, B. 2017. Analyse de risques et de vulnérabilité liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois. PU-2014-06-913 – Rapport final.
- Cabaret, O., 2012. Les principes de la modélisation. BRGM Aquitaine.
- Campbell, G.S., 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.*, 117, 311–314.
- Caron, D., Poirier, P., Maurice, R., 2005. Les Mines Selbaie : Restauration progressive d'un site générateur de drainage minier acide. In *Proceedings of second Symposium sur l'Environnement et les Mines*, March 15–18, Rouyn Noranda, QC.
- Chapuis, R.P., Baass, K., Davenne, L., 1989. Granular soils in rigid-wall permeameters: method for determining the degree of saturation. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), pp.71–79.
- Chapuis, R.P., Crespo, J.R., Chenaf, D., Aubertin, M., 1993. Evaluation of a groundwater F.E.M. software for steady and unsteady state conditions. In *Proceedings of the 46th Canadian Geotechnical Conference*, Saskatoon, SK, 61–70.
- Chapuis, R.P., et Aubertin, M., 2003. On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils: *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, 616–628.
- Chapuis, R.P., 2012. Prédire la conductivité hydraulique saturée des sols: une revue. *Bulletin de géologie du génie et de l'environnement*, 71 (3), 401-434.
- Childs, E.C., Collis George, G.N., 1950. The permeability of porous materials. In *Proceedings of the Royal Society of London, Series A*, 201, 392–405.
- Clement, T.P., Wise, W.R., Molz, F.J., 1994. A physically based, two dimensional, finite difference algorithm for modeling variably saturated flow. *Journal of Hydrology*, 161–171.
- 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., Rasmuson, A., 1988. A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science Society of America Journal*, 52(6), 1559–1565.
- Colmer, A.R., Hinkle, M.E., 1947. The role of microorganisms in acid mine drainage: a preliminary report. *Science*, 106(2751), 253–256.
- Consani, S., Carbone, C., Salviulo, G., Zorzi F., Dinelli E., Botter R., Nodari L., Badocco D., Lucchetti G., 2016. Effect of temperature on the release and remobilization of ecotoxic

- elements in AMD colloidal precipitates: the example of the Libiola copper mine, Liguria, (Italy). *Environmental science pollution research international*, 23(13): 12900–12914.
- Cooke, J.A., Johnson, M.S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1), 41–71.
- Cosset, G., 2009. Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux : essais en colonne et simulations numériques. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, 217p.
- Coté, J., 1997. Conductivité hydraulique de matériaux de fondations de chaussées partiellement saturés. Thèse de maîtrise, Québec : Université Laval, 123p.
- Côté, H., Thimus, J.F., Rijkers, R., Naaktgeboren, M., 2000. Soil Behavior during artificial freezing (part 1): frost heaving 3D tests. *International Conférence on Ground Freezing and Frost Action on Soils*. Belgium, 69–74.
- Crespo, J.R., 1994. Modélisation des écoulements à travers les ouvrages de retenue et de confinement de résidus miniers par un logiciel d'éléments finis. Mémoire de maîtrise, Département Génie minéral, École Polytechnique de Montréal.
- Cui, Y. J., Zornberg, J. G., 2008. Water balance and evapotranspiration monitoring in geotechnical and geoenvironmental engineering. In *Laboratory and Field Testing of Unsaturated Soils*, 171–186.
- Dagenais, A.M., 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de Doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 394p.
- Dagenais, A.M., Mbonimpa, M., Bussière, B., Aubertin, M., 2012. A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical testing journal*, 35(1), 150–158.
- Delleur, J.W., 1999. *The Handbook of Groundwater Engineering*. CRC Press.
- De Marsily, G., 2004. Cours d'hydrogéologie. Université Paris VI, 236p.
- Demers, I., 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Thèse de Doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 307p.

- Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D., Gagnon, M., 2015. Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering*, 76, 109–116.
- Demers, I., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bouda, M., Awoh, S., Lortie, S., Gagnon, M., 2017. Use of acid mine drainage treatment sludge by combination with a natural soil as an oxygen barrier cover for mine waste reclamation: Laboratory column tests and intermediate scale field tests. *Minerals Engineering*, 107, 43–52.
- Dhatt, G., Touzot, G., 1981. Une Présentation de la Méthode des Éléments Finis. Les Presses de l'université Laval.
- Dhatt G., Touzot, G., Lefrancois, E., 2005. Méthode des éléments finis. Lavoisier.
- Down, C.G., Stocks, J., 1977. Environmental Impact of Mining. John-Wily and Sons, New York-Toronto.
- Duchesne, M., 2010. Étude expérimentale et numérique du courant de fuite sur une couche de glace en présence d'un arc électrique. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, QC, Canada, 127p.
- Dysli, M., 1991. Le gel et son action sur les sols et les fondations. PPUR presses polytechnique. 260p.
- Eigenbrod, K.D., 2003. Self-healing in fractured fine-grained soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(2), 435–449.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., 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., et Tibble, R., 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(3), 375–383.
- Ethier, M. P., Bussière, B., Broda, S., Aubertin, M., 2018. Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 1201–1219.
- Fredlund, D.G., and Rahardjo, R., 1993. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. À Wiley Interscience Publication. John Wiley & Sons.

- Fredlund, D.G., Rahardjo, H., Fredlund, M.D., 2012. *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice*. John-Wiley and Sons, Inc. TA710.5. F735 2012 624.1 5136–dc23, 939p.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Eaux souterraines* (n ° 629.1 F7).
- Frind, E.O., Molson, J.W., 1994. Chapter 2, Modelling multicomponent reactive transport in groundwater. In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*.
- Frostad, S.R., Price, W.A. et Bent, H., 2003. Operational NP determination accounting for iron manganese carbonates and developing a site-specific fizz rating. In: Spiers, G., Beckett, P., Conroy, H. (Eds.), *Mining and the environment, Sudbury 2003*. Laurentian University, Sudbury, Ontario, pp : 231–237.
- Gardner, W.R., 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil science*, 85(4), 228–232.
- Genty, T., 2012. *Comportement hydro-bio-géo-chimique de système passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer*. Thèse de doctorat, Sciences Appliquées, UQAT, QC, Canada, 270 p.
- Geo-Slope International Ltd., 2012. *Seepage modelling with SEEP/W, an engineering methodology*. Calgary, AB, Canada, 207p.
- Geo-Slope International Ltd., 2015. *Seepage modelling with SEEP/W, an engineering methodology*. Calgary, AB, Canada, 205p.
- Geo-Slope International Ltd., 2017. *Heat and mass transfer modeling with GeoStudio 2018*. Calgary, AB, Canada, 83p.
- Glauz, R.D., Rolston. D.E., 1989. Optimal design of two-chamber, gas diffusion cells. *Soil Science Society of America Journal* 53(6) 1619–1624.
- Gray, N.F., 1997. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology*, 30, 62–71.
- Gustafsson, JP., 2014. *Visual MINTEQ 3.1*. Suède, Stockholm, Institut royal de technologie du KTH, Département de génie des terres et des ressources en eau.
- Haverkamp, R., Parlange, J.Y., 1986. Predicting the water retention curve from particle-size distribution: 1. Sandy soils without organic matter. *Soil Science*, 142(6), 325–339.
- Hernandez Orellana, A.M., 2007. *Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée*. Mémoire de maîtrise en sciences

- appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.
- Hillel, D., 1998. Flow of water in unsaturated soil. *Environmental Soil Physics*. Academic Press. Saturated porous media. Release version, 2, 203–241.
- Hills, R.G., Porro, I., Hudson, D.B., Werenga, P.J., 1989. Modeling one dimensional infiltration into very dry soils-1. Model development and evaluation. *Water Resources Research*, 25:125–1269.
- Hossner, L. R., 1988. Reclamation of surface-mined lands: I. CRC Press Inc.
- Huyakorn, P.S., Pinder, G.F., 1983. *Computational Methods in Subsurface Flow*. Academic Press inc. San Diego. USA.
- Jin, Y., Jury, W. A., 1996. Characterizing the dependence of gas diffusion coefficient on soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 60(1), 66–71.
- Kalinski, M., 2006. *Soil mechanics lab manual*, John Wiley and Sons, p.77
- Kalonji–Kabambi, A.K., 2014. Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers. *Mémoire de Maîtrise*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 277p.
- Kanteye, O., 2019. Étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges sols-boues utilisables comme matériaux fins d'une couverture avec effets de barrière capillaire. *Mémoire de Maîtrise*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 196p.
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A., Pacelli, R.R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering.*, 33, 300–306.
- Konikow, L.F., 1996. Numerical models of groundwater flow and transport. In *Manual on mathematical models in isotope hydrogeology*, International atomic energy agency rept. Iaea-tecdoc–910, Vienna, Austria : 59–112.
- Konrad, J.M., 1999. Frost susceptibility related to soil index properties. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 36, pp. 403–417.
- Konrad, J.M., Morgenstern, N.R., 1980. A mechanistic theory of ice lensing in soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 17, 473–486.
- Konrad, P.A., 2014. Étude comparative sur la conductivité hydraulique du till de fondation du barrage Sartigan. *Mémoire de maîtrise*, Université Laval, Québec, Canada.

- Kovács, G., 1981. Seepage hydraulics. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Kozeny, J., 1953. Hydraulics, Elsevier Scientific Publication, Amsterdam.
- Kunze, R.J., Uehara, G., Graham, K., 1968. Factors important in the calculation of hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America journal*, 32:760–765.
- Larochelle, Chloé G., 2019. Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
- Lazraga, T., Kacema, M., Dubujeta, P., Sghaierb, J., 2012. Détermination des propriétés hydrauliques non saturées à partir d'un essai de drainage gravitaire. XXe Rencontres Universitaires de Génie Civil. Chambéry, 6.
- Lawrence, R.W., Scheske, M., 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*. (Berlin) 32, pp : 100-106.
- Lawrence, R.W., Wang, Y., 1997. Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. p. 451-464. In *Proc. 4th. International Conference On Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, Vol. 1. 449–464, Mine Environment Neutral Drainage, Natural Resource, Canada, Ottawa, ON.
- Levenspiel, O., 1972. *Chemical Reaction Engineering*, J. Wiley, New York.
- Lévesque, I., 2015. Caractérisation hydrogéotechnique des roches stériles tamisées et compactées à l'aide d'essais de laboratoire à une échelle intermédiaire, Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil géologique et des mines.
- Lovell, H., 1973. An Appraisal of Neutralization Processes to Treat Coal Mine Drainage. EPA-670/2-73-093.
- Lu, N., Likos, W.J., 2004. *Unsaturated Soil Mechanics*. John Wiley and Sons, New York, 556p.
- Macías, F., Caraballo, M.A., Rötting, T.S., Pérez-López, R., Nieto, J.M., Ayora, C., 2012. From highly polluted Zn-rich acid mine drainage to nonmetallic waters: implementation of a multi-step alkaline passive treatment system to remediate metal pollution. *Science of total environment*, 433: 323–330.
- Mahrt, L., EK, M., 1984. The influence of atmospheric stability on potential evaporation. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 23, 222–234.

- Makkink, G.F., 1957. Testing the Penman formula by means of lysimeters. *Journal of the Institution of Water Engineering*, 11(3), 277–288.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., 2004. Hysteresis effects on the water retention curve: a comparison between laboratory results and predictive models. *The Canadian Geotechnical Society.*, Richmond, BC.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2006. Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. *Pro Fourth International Conference on Unsaturated Soils*, Carefree, AZ, United State (Vol. 1, pp. 2465–2476). Reston, VA: American Society of Civil Engineers.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., Wilson, W.G., 2007. Instrumentation and monitoring techniques for oxygen barrier covers used to control acid mine drainage. In *Mining Industry Conference, CIM*, Montréal.[CD-ROM].
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chouteau, M., 2011. Suction break to control slope-induced effects in covers used as gas barrier. *Canadian Geotechnical Journal*, 48: 53–71.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2012. Predicting Hysteresis of the Water Retention Curve from Basic Properties of Granular Soils. *Geotechnical and Geological Engineering* 30(5) 1147–1159.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Turcotte, S., Roy, M., 2017. Performance evaluation of covers with capillary barrier effects (CCBE) under deep groundwater conditions using experimental cells. *Compte rendu de la Conférence Canadienne de Géotechnique, GeoOttawa*.
- Maqsoud, A., Bussière, B. Mbonimpa, M., 2020. Chapter 4: Low saturated hydraulic conductivity covers. *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. Ed. Bussière, B. et Guittonny, M., CRC press, in press.
- Massmann, J., Farrier, D.F., 1992. Effects of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone. *Water resources research*, 28(3), 777–791.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bussière, B., 2002. Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3), 235–259.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B., 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916–932.

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., 2006a. Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovacs (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(8), 773-787.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., Maqsoud, A., 2006b. A predictive function for the water retention curve of compressible soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 132(9): 1121–1132.
- Mbonimpa, M., Bouda, M., Demers, I., Benzaazoua, M., Bois, D., Gagnon, M., 2015. Preliminary geotechnical assessment of the potential use of mixtures of soil and acid mine drainage neutralization sludge as materials for the moisture retention layer of covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal*, 53(5), 828–838.
- McDonald D.M, Webb, J., Taylor J., 2006. Chemical Stability of Acid Rock Drainage Treatment Sludge and Implications for Sludge Management. *Environmental Science and Technology*, 40(6): 1984-2074.
- MDDEP., 2012. Directive 019 sur l'industrie minière.
- MEND., 1999. Construction et instrumentation d'une couverture multicouche au site Les Terrains Aurifères, Québec, Canada, Golder Associés, Rapport 2.22.4a.
- MEND., 2001. MEND manual: Prevention and control. Report 5.4.2d.
- MEND., 2004. Design, construction and performance monitoring of cover system for waste rock and tailings. Report 2.21.4.
- Mermillod-Blondin, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bussière, B., Aubertin, M., Kongolo, M., et 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.
- MERN (Ministère des Ressources Naturelles), 1997. Guide et modalités de préparation du plan et exigences générales en matière de restauration des sites miniers au Québec, 64p.
- MERN., 2017. Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec.
- Merkus, H.G., 2009. Particle Size Measurements Fundamentals, Practice, Quality. Powder Technology Series, V.17

- 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. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Chicoutimi, QC, Canada, 115p.
- Miller, R.D., 1972. Freezing and heaving of saturated and unsaturated soils. *Frost Action in Soils*. Highway Research Record, no 393, pp. 1–11.
- Millington, R. J., Shearer, R. C., 1971. Diffusion in aggregated porous media. *Soil Science*, 57: 1200–1207.
- Miyazaki, T., 2006. *Water Flux in Soils*. Published by CRC Press.
- Morris, C.E., Stormont, J.C., 2000. Incorporating near-surface processes in modeling moisture movement in soils. In *Proceedings of Advances in Unsaturated Geotechnic Sessions*, Aout 5–8, Denver, CO.
- Mualem, Y., 1976a. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12, 513–522.
- Mualem, Y., 1976b. A catalogue of the hydraulic properties of unsaturated soils. Development of methods, tools and solutions, for unsaturad flow with application to watershed hydrology and other field. Research Project 442, Technico Israel Institute of Technology, Haifa, Israel.
- Musy, A., 2005. *Cours d'hydrologie générale*. Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.
- Nelson, J.D., Overton, D.D., Durkee, D.B., 2001. Depth of wetting and the active zone. In *Expansive Clay Soils and Vegetative Influence on Shallow Foundations*, Geotechnical Special Publication No. 115, pp. 95–109.
- Newman, G.P., Wilson, G.W., 1997. Heat and mass transfer in unsaturated soils during freezing. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 34, pp. 63–70.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J., 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1–8.
- Nixon, J.F., 1991. Discrete ice lens theory for frost heave in soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 28, pp. 843–859.
- Norecol environmental consultants ltd., 1991. New methods for determination of key mineral species in acid generation prediction by acid base accounting. MEND/NEDEM report 1.161c, Canadian Centre for Mineral and Energy Technology, Ottawa.

- Othman, M.A., Benson, C.H., 1991. Influence of freeze-thaw on the hydraulic conductivity of a compacted clay. 14th Annual Madison Waste conference Madison, Wisconsin, pp. 296–312.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., Zagury, G., 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 213(1–4), 437–458.
- Pabst, T., 2011. Étude expérimentale et numérique du comportement hydrogéochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Thèse de Doctorat, Montréal, QC, Canada, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, QC, Canada, 582p.
- Paine, P.J., 1987. An historic and geographic overview of acid mine drainage. *Acid mine drainage seminar 1 workshop*, 1–45.
- Pan, L., Warrick, A.W., Wierenga, P.J., 1997. Downward water flow through sloping layers in the vadose zone: time-dependence and effect of slope length. *Journal of Hydrology*, 199: 36–52.
- Paniconi, C., Aldama, A.A., Wood, E.F., 1991. Numerical Evaluation of iterative and non iterative methods for the solution of the nonlinear Richards Equation. *Water Resources Research*, 27:1147–1163.
- Paniconi, C., 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.
- Penman, H.L., 1940. Gas and vapor movements in the soil, II, The diffusion of carbon dioxide through porous solids. *Journal of Agricultural Science.*, 30, 570–581.
- Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, 193(1032), 120–145.
- Peregoedova, A., 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire, Mémoire maîtrise, École Polytechnique de Montréal.

- Pétel, K., 2017. Évaluation en laboratoire de recouvrements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé. Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 283p.
- Phukan, A., 1985. *Frozen Ground Engineering*. Prentice-Hall, New Jersey, 336 p.
- Poirier, C., 2008. Étude paramétrique de l'écoulement de l'eau dans un drain de pierre calcaire par analyses numériques selon des variables granulométriques, géométriques et hydrauliques. Mémoire de maîtrise, Département CGM, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Plumelle, C., Cui, Y.J., Fabre, D., Fouché-Grobla, O., Hirschauer, A., Tabbagh, A., Briançon, B., Gourc, JP (2013). *Théorie et pratique de la géotechnique: Exercices et applications de mécanique des sols*, chapitre 16, Éditions Le Moniteur.
- Priestley, C.H.B, Taylor, R.J., 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81–92.
- Rakotonimaro, T.V., Neculita, C.M., Bussière, B., Benzaazoua, M., Zagury, G.J., 2017. Recovery and reuse of sludge from active and passive treatment of mine drainage-impacted waters: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–19.
- Refsgaard, J.C., Christensen, T.H., Ammentorp, H.C., 1991. A model for oxygen transport and consumption in the unsaturated zone. *Journal of hydrology*, 129(1-4), 349–369.
- Rey, N.J., 2019. Étude expérimentale et conceptuelle de la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée incluant l'utilisation de résidus désulfurés. (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
- Rey, N.J., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Gagnon, M., 2020. A geochemical evaluation of a monolayer cover with an elevated water table for the reclamation of the Doyon-Westwood tailings ponds, Canada. *Environmental Earth Sciences*, 79(2), 1–14.
- Ricard, J.F., Aubertin, M., Firlotte, F.W., Knapp, R., McMullen, J., 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., 31 May–6 June, 31, 1515–1530.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics*, 1, 318–333.
- Rietveld, H.M., 1993. *The Rietveld Method*. Young, R.A. (Editor), Oxford University Press.

- Rolston, D. E., 1986. Gas flux. *Methods of soil analysis, part 1: physical and mineralogical methods*, A. Klute, ed., American Society of Agronomy Soil Science, So, Madison, WI, 1103–1119.
- Roy, M., Bergeron, G., La Rochelle, P., Leroueil, S., Konrad, J.M., 1995. Effets de cycles de gel-dégel sur les propriétés d'une argile sensible. *Canadian Geotechnical Journal*, 32, pp. 725–740.
- Ruffell, A., Wiltshire, P., 2004. Conjunctive use of quantitative and qualitative X-ray diffraction analysis of soils and rocks for forensic analysis. *Journal of Forensic Sciences* 49 (in press).
- Rykaart, M., Hockley, D., 2009. Mine waste covers in cold regions. Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier. MEND Report 1.61.5a.
- Saleh Mbemba, F., 2010. Évaluation de la dessiccation, du retrait et de la fissuration de matériaux silteux peu plastiques. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal), 243p.
- Segerlind, L.I., 1984. *Applied Finite Element Analysis*. John-Wiley and Sons.
- Sherlock, E.J., Lawrence, R.W., Poulin, R., 1995. On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. *Environmental Geology*, 25(1), 43–54.
- Sibrell, P.L., Montgomery, G.A., Ritenour, K.L., Tucker, T.W., 2009. Removal of phosphorus from agricultural wastewaters using adsorption media prepared from acid mine drainage sludge. *Water Research*, 43(8), 2240–2250.
- Simonyi, T., Akers, D.J., Grady, W.C., 1977. Le caractère et l'utilisation des boues provenant des installations de traitement de drainage minier acide. Coal Research Bureau, College of Mineral and Energy Resources, West Virginia University.
- Skoog, D.A., Leary, J.J., 1992. *Principles of instrumental analysis*, 4th Edition. Saunders College Publishing.
- Smirnova, E., Bussière, B., Tremblay, F., Bergeron, Y., 2011. Vegetation succession and impacts of biointrusion on covers used to limit acid mine drainage. *Journal of Environmental Quality*, 40(1), 133–143.
- Smith, K.S., Figueroa, L.A., Plumlee, G.S., 2013. Can treatment and disposal costs be reduced through metal recovery. *Proceedings on Reliable Mine Water Technology*, International Mine Water Association Conference, Golden, Colorado, USA, 729-73.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M., 1978. *Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Mine soils*. EPA-600/2-78-054.

- SRK., 1989. Draft Acid Rock Drainage Technical Guide, 1. Vancouver.
- Sverdrup, H., 1990. The kinetics of base cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund.
- Thornthwaite, C.W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical review*, 38(1), 55–94.
- Taylor, J. C., Hinczak, I., 2001. Rietveld Made Easy: A practical guide to the understanding of the method and successful phase quantifications. Belconnen, Australia, Sietronics Pty Limited.
- Thorstenson, D.C., Pollock, D.W., 1989. Gas transport in unsaturated zones: Multicomponent systems and the adequacy of Fick's laws. *Water Resources Research*, 25(3), 477–507.
- Trépanier, S., 2005. Étude sur des barrières visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance des recouvrements multicouches. Mémoire de Maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 111pp.
- Troeh, F.R., Jabro, J.D., et Kirkham, D., 1982. Gaseous diffusion equations for porous materials. *Geoderma*, 27(3), 239–253.
- Turc, L., 1961. Evaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle, formule climatique simplifiée et mise à jour. *Annales Agronomiques*, 12(1), 13–49.
- USEPA's Office of Superfund Remediation and Technology Innovation reference., 2014. guide to Treatment Technologies for Mining-Influenced Water, EPA 542-R-14-001.
- Van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, pp. 892–898.
- Van Genuchten, M.T., Leu, F.J., Yates, S.R., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Environmental Protection Agency. EPA/600/2-91/065.
- Vanapalli, S.K., Barbour, S.L., 1999. The influence of freeze-thaw and wet dry cycles on the hydraulic conductivity of compacted clays. Rapport interne. Université de Saskatchewan.
- Wei, X., Viadero Jr, R.C., Buzby, K.M., 2005. Récupération du fer et de l'aluminium du drainage minier acide par précipitation sélective. *Science du génie de l'environnement*, 22 (6), 745-755.
- Wei, X., Viadero, R. C., Bhojappa, S., 2008. Phosphorus removal by acid mine drainage sludge from secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. *Water Research*, 42(13), 3275–3284.

- Wilson, G.W., 1990. Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems. Doctoral Thesis, Department of Civil Engineering, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK, 489p.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L., 1994. Coupled soil-atmosphere modeling for soil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 151–161.
- Woessner, W.W., Anderson, M.P., 1996. Good model-bad model, understanding the flow modeling process. *Subsurface Field-Flow (Ground-Water and Vadose Zone) Modeling*, ASiM STP 1288, J.D. Ritchey et J.O. Rumbaugh (eds), American Society for Testing and Materials, 14–23.
- Woyshner, M.R., Yanful, E.K., 1995. Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 32:601–609.
- Yanful, E.K., Aubé, B., 1993. Modelling moisture-retaining soil covers. *Proceedings of the Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering*, Montréal, 1:373–380.
- Yanful, E.K., Simms, P.H., Rowe, R.K., Stratford, G., 1999. Monitoring an experimental soil waste cover near London, Ontario, Canada. *Geotechnical and Geological Engineering*, 17, 65–84.
- Zinck, J.M., Wilson, L.J., Chen, T.T., Griffith, W., Mikhail, S., Turcotte, A.M., 1997. Characterization and stability of acid mine drainage treatment sludges. *MEND Report 3.42.2a*, pp.319.
- Zinck, J.M., Dutrizac, J.E., 1998. The Behaviour of Zinc, Cadmium, Thallium and Selenium during Ferrihydrite Precipitation from Sulphate Media. *CIM Bulletin*, 91: 94–101.
- Zinck, J., 2005. Review of disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge. *MEND Report 3.42.3*, 68p.
- Zinck, J.M., 2006. Disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge. *Proc, ICARD*, St Louis, MO, USA, 2604–2617.
- Zinck, J.M., Aubé, B., 2010. Overcoming Active Treatment Challenges, In: Wolkersdorfer, Ch. & Freund, A.: *Mine Water & Innovative Thinking*. pp. 199–203; Sydney, NS (CBU Press).

ANNEXES

ANNEXE A COMPILATION DES RÉSULTATS DES ANALYSES CHIMIQUES DES LIXIVIATS ISSUES DES COLONNES ÉVALUANTS LE POTENTIEL DE LIXIVIATION

Colonnes	Cycle rincage	Durée du cycle (j)	Cumul des cycles rincage	Qts eau passée(g)	pH	Conductivi té mS/cm	Eh mV	Acidité tot mg CaCO ₃ /L	Alcalinité tot mg CaCO ₃ /L
MTB ww (β=10%)	1	43	43	1254,2	7,95	3,181	784,00	6	57
	2	40	83	674,65	7,86	4,06	548	9,3	56,96
	3	38	121	729,7	7,85	3,37	496	8	60
	4	35	156	787,73	7,65	2,56	502	7,44	107,76
	5	35	191	1159,3	7,78	2,77	464	4,88	100
	6	34	225	1032,4	7,71	1,54	486	13,84	113,92
	7	34	259	1011,5	7,84	2,51	444	16,56	92,56
	8	34	293	928,6	7,63	2,24	424	19	100
	9	34	327	888,2	7,74	3	365	12	82,48
	10	34	361	727,7	6,54	1,93	509	16	80
	11	34	395	918,2	7,86	1,65	511	19,76	82,24
	12	33	428	854,6	7,4	1,67	444	18	82
MTB ww (β=20%)	1	46	46	1379,85	7,81	3,105	757	5	51
	2	44	90	587,85	7,95	4	576	8,72	59,2
	3	43	133	713,45	8,1	3,44	450	8	65
	4	38	171	734,53	8,04	2,86	515	5,68	110,48
	5	38	209	1155,95	7,89	2,98	492,5	3,84	112
	6	38	247	1070,15	7,9	1,57	470	12,5	113
	7	38	285	967,74	7,96	2,61	458	13	106,8
	8	33	318	1006,97	7,95	2,32	415	9	93,28
	9	33	351	842,85	7,59	2,98	459	12	86,8
	10	33	384	974,25	6,67	2,03	402	13,5	84,4
	11	33	417	876,35	7,11	2	438	12,08	90,96
	12	33	450	851,05	7,83	1,85	471	12	92
MTB ww (β=30%)	1	46	46	1289,54	7,81	2,982	562	7	58
	2	38	84	524,51	7,92	3,92	337	6,88	69,36
	3	35	119	570,79	8,19	3,48	246	7,5	70
	4	35	154	630,8	8	3,02	296	5	100
	5	35	189	994,84	7,99	2,98	274	4,32	98
	6	35	224	995,34	7,8	1,62	291	12	115

	7	36	260	921,14	7,96	2,58	212	10,08	108
	8	35	295	834,34	7,9	3,17	215	10	100
	9	35	330	526,64	7,63	3,07	272	10	98
	10	35	365	711,92	7,08	2,13	189	13	93
	11	35	400	772,34	7,33	2,09	443	17,2	104,18
	12	34	434	645,94	7,67	1,9	295	15	100
Colonnes	Cycle rincage	Durée du cycle (j)	Cumul des cycles rincage	Qts eau passée(g)	pH	Conductivi té mS/cm	Eh mV	Acidité tot mg CaCO3/L	Alcalinité tot mg CaCO3/L
MTB wa (β=10%)	1	46	46	967,1	7,86	1,976	752	8	56
	2	38	84	964,2	7,99	2,52	522	2,96	54,88
	3	35	119	984,8	8,27	1,67	426	2,16	70
	4	33	152	716,48	7,91	1,16	465	2,08	75
	5	33	185	1122,86	7,8	0,67	503	1,28	80
	6	33	218	1159,3	7,8	0,33	478	6,72	70
	7	33	251	1003,4	8,07	0,488	362	9,52	60
	8	32	283	1081,1	8,3	0,3	489	10	55
	9	31	314	1074,1	8	0,3	486	11	50
	10	31	345	670,1	7,96	0,4	438	9	52
	11	31	376	1036,1	7,31	0,32	420	4	101,36
	12	30	406	951,1	8,17	0,32	441	11,76	137,2
MTB wa (β=20%)	1	46	46	1039,88	8,18	3,848	753	3	108
	2	38	84	1074,38	8,2	1,54	498	3,28	61,36
	3	35	119	865,48	8,32	1,91	408	2,08	75
	4	33	152	955,28	8,03	1,22	459	3,68	82
	5	33	185	1138,68	8,05	1,09	466	2,08	85
	6	33	218	1114,88	8	0,56	465	5,5	80
	7	33	251	927,38	8,11	0,9	373	6	70
	8	32	283	1233,88	8,08	0,7	478	6,5	65
	9	31	314	1013,38	8	0,79	485	7	62
	10	31	345	864,28	8,01	0,9	448	7,84	58
	11	31	376	906,88	7,44	0,67	430	7,68	122,16
	12	30	406	961,88	8,17	0,61	437	13,04	148,56
MTB wa (β=30%)	1	46	46	1148,27	7,94	3,385	752	7	105
	2	38	84	947,47	8,07	1,42	507	2,96	64,48
	3	35	119	851,57	8,33	1,34	413	1,68	80
	4	33	152	926,39	8	1,19	445	3,12	90
	5	33	185	1196,57	7,73	0,58	468	1,6	90
	6	33	218	1182,07	8	0,44	481	5,44	92
	7	33	251	1123,37	7,95	0,751	379	5	85
	8	32	283	1165,67	7,86	0,7	465	5,1	82
	9	31	314	1063,27	8	1	482	6	90

	10	31	345	942,07	8,01	1,13	452	6	93,76
	11	31	376	946,27	7,5	0,94	430	5,84	108,64
	12	30	406	985,27	8,15	0,75	438	10,32	124

Colonnes	Cycle rincage	Durée du cycle (j)	Cumul des cycles rincage	Qts eau passée(g)	pH	Conductivité mS/cm	Eh mV	Acidité tot mg CaCO3/L	Alcalinité tot mg CaCO3/L
Boues ww (témoin)	1	46	46	1441,02	7,84	2,447	753	3	54
	2	38	84	525,12	8	3,9	522	5,2	73,76
	3	35	119	795,82	8,13	3,44	427	9,84	88,72
	4	33	152	804,24	7,81	1,21	408	5,84	110,32
	5	33	185	774,82	7,97	2,8	502	3,92	115
	6	32	217	1293,42	7,85	1,55	478	7	120,48
	7	32	249	1113,02	7,94	2,48	390	8	98,64
	8	32	281	1160,02	8	2,38	465	6	94
	9	31	312	1052,02	7,9	3	469	9,28	105,12
	10	30	342	880,82	7,88	2,88	462	12,48	86
	11	31	373	1020,92	7,28	2,11	389	7,12	88,56
	12	30	403	973,82	7,79	1,93	455	7	100,32
Boue wa (témoin)	1	46	46	1301,13	8,17	3,761	755	5	110
	2	38	84	558,43	8,13	1,84	522	2,56	62,32
	3	35	119	934,83	8,18	1,64	418	2,72	104,68
	4	33	152	892,71	8,15	1,24	449	1,6	116
	5	33	185	1190,73	8,12	1,5	468	2	120
	6	32	217	1080,13	8,09	0,84	471	4	129,84
	7	32	249	1054,43	7,29	0,558	429	5,6	139,04
	8	32	281	1176,43	8,16	1,294	456	6	122
	9	31	312	1053,83	8,13	1	469	5	118,5
	10	30	342	914,43	8,07	1	455	5	112,16
	11	31	373	1044,43	7,72	0,83	372	6	150,32
	12	30	403	1028,43	7,97	0,7	450	8,96	149,68
Till (témoin)	1	46	46	1088,52	7,23	2,304	764	41	19
	2	44	90	636,52	7,25	3,19	651	26,64	17,6
	3	43	133	603,63	7,45	2,04	477	18,64	19,44
	4	43	176	669,52	7,1	1,5	503	22	17,04
	5	46	222	653,52	7,11	0,86	503	20	7,44
	6	50	272	874,52	7	0,507	425	20,88	10
	7	48	320	1000,52	7,3	0,564	446	20	12,8
	8	38	358	935,36	7,07	0,457	516	19,92	16
	9	48	406	676,52	7	0,455	504	15,76	12,56
	10	47	453	748,52	6,2	0,48	501	16	13

ANNEXE B COMPILATION DES RÉSULTATS DES ANALYSES CHIMIQUES DES LIXIVIATS ISSUES DES COLONNES INSTRUMENTÉES

Colonnes	Cycle rinçage	Durée du cycle (j)	Cumul des cycles rinçage	Qts eau passée(g)	pH	Conductivité (mS/cm)	Eh (mV)	Acidité tot mg CaCO ₃ /L	Alcalinité tot mg CaCO ₃ /L
MTB ww (β=10%)	1	0	0	1702	8,00	5,00	481	42,48	68,8
	2	46	46	186	7,46	3,56	553	23,12	48,00
	3	43	89	439	7,45	3,59	423	7,00	31,68
	4	40	129	619	7,32	3,04	455	25,00	94,00
	5	38	167	668	7,67	1,33	437	8,24	86,32
MTB ww (β=20%)	1	0	0	973	7,92	5,16	469	55,28	64,08
	2	46	46	580	7,68	3,00	513	12,80	65,00
	3	43	89	1093	7,53	2,35	415	3,00	40,40
	4	40	129	1005	7,29	2,80	447	12,00	65,36
	5	38	167	1029	7,65	1,17	440	8,56	63,12
MTB ww (β=30%)	1	0	0	1228	7,68	5,27	456	51,60	89,52
	2	46	46	317	7,53	3,00	511	10,64	89,00
	3	43	89	696	7,47	3,11	414	2,56	30,00
	4	40	129	710	7,32	2,81	458	11,68	63,92
	5	38	167	698	7,57	1,26	426	12,00	77,92
MTB wa (β=10%)	1	0	0	693	7,71	5,15	449	55,36	58,24
	2	46	46	122	7,59	4,20	464	27,44	64,00
	3	43	89	303	7,55	4,20	432	26,72	36,16
	4	40	129	358	6,88	3,54	500	32,72	41,36
	5	38	167	301	7,51	1,45	468	5,52	76,56
MTB wa (β=20%)	1	0	0	1682	7,70	5,00	344	49,12	80,64
	2	46	46	620	7,32	3,00	446	18,00	73,20
	3	43	89	714	7,82	3,89	379	7,12	70,48
	4	40	129	945	7,26	3,65	431	10,48	124,88
	5	38	167	660	7,70	1,29	404	37,12	176,64
MTB wa (β=30%)	1	0	0	1615	7,50	4,84	382	46,72	82,08
	2	46	46	234	7,68	4,00	451	9,00	84,00
	3	43	89	430	7,48	3,54	410	15,20	28,08
	4	40	129	662	7,27	2,86	438	14,72	54,00
	5	38	167	542	7,69	1,37	418	0,00	106,24
	1	0	0	1632	7,73	4,08	219	41,20	85,76

Résidu (témoin)	2	49	49	1727	7,72	2,00	471	11,44	103,00
	3	46	95	1726	8,20	3,28	384	2,88	191,36
	4	46	141	940	7,17	3,26	465	32,56	96,00
	5	46	187	940	7,17	3,26	465	32,56	96,00

**ANNEXE C RÉSULTATS DES CONCENTRATIONS PONCTUELLES DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES
LIXIVIÉS ANALYSÉS PAR ICP-AES ET DES SULFATES PAR CHROMATOGRAPHE IONIQUE DES
COLONNES ÉVALUANTS LE POTENTIEL DE LIXIVIATION**

Métaux dissous mg/L	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Te	Zn	Sulfates mg SO₄²⁻/L
LDM	0,01	0,001	0,03	0,003	0,003	0,003	0,006	N/D	0,003	0,001	0,002	N/D	0,004	0,09	0,04	N/D	N/D	0,005	1
MTB ww (β=10%)	0,03	0,02	512	<0,003	0,02	0,07	0,03	8,61	0,12	303	0,01	2,20	0,02	851	5,25	0,68	0,01	1,69	2542
	0,04	<0,001	600	<0,003	<0,003	0,02	0,04	9,02	0,03	265	<0,002	2,01	<0,004	884	4,54	0,69	0,00	0,50	2424
	0,46	0,01	579	0,01	0,01	0,02	0,02	8,23	0,04	257	0,01	2,01	0,01	820	6,02	0,64	0,02	0,46	2479
	0,17	0,02	578	0,00	0,02	0,04	0,04	10,20	0,05	262	0,01	2,11	0,02	838	6,13	0,69	0,03	0,48	2428
	0,12	0,01	536	0,01	0,01	0,01	0,06	8,86	0,03	206	0,01	1,69	0,01	725	3,27	0,62	0,01	0,46	2163
	0,09	0,01	540	0,01	<0,003	0,01	0,03	9,04	0,02	175	0,00	1,37	0,01	592	3,27	0,58	0,00	0,44	2109
	0,12	0,02	552	0,01	0,00	0,01	0,03	9,05	0,02	158	<0,002	1,46	0,01	712	4,19	0,68	0,01	0,30	1969
	0,08	0,02	589	0,01	<0,003	0,02	0,03	7,89	0,02	116	0,00	2,10	0,01	623	2,75	0,63	0,01	0,26	1846
	0,07	0,01	542	0,01	0,00	0,01	0,05	7,31	0,01	94	0,00	1,13	0,01	571	3,21	0,56	0,00	0,27	1719
	0,10	0,02	551	<0,003	<0,003	0,01	0,05	51,20	0,02	96	0,00	4,56	0,01	593	3,58	0,57	0,01	0,32	1740
	0,11	0,01	510	<0,003	<0,003	0,01	0,02	7,24	0,02	71	<0,002	1,14	0,01	548	2,39	0,54	0,01	0,19	1595
	0,11	0,01	510	<0,003	<0,003	0,01	0,02	7,24	0,02	71	<0,002	1,14	0,01	548	2,39	0,54	0,01	0,19	1595
MTB ww (β=20%)	<0,01	0,02	497	<0,003	0,02	0,06	0,04	7,67	0,09	268	0,11	1,81	0,71	788	4,61	0,75	0,02	2,20	2445
	<0,01	<0,001	581	<0,003	<0,003	0,02	0,03	8,42	0,04	262	<0,002	2,27	<0,004	843	7,52	0,79	0,01	2,10	2429
	0,39	0,01	581	0,01	0,01	0,00	0,02	7,84	0,05	268	0,00	2,26	0,02	829	12,70	0,77	0,03	1,22	2518

	0,10	0,02	564	0,00	0,02	0,03	0,04	8,85	0,05	247	0,00	2,59	0,02	778	15,50	0,79	0,04	1,03	2418
	0,11	0,01	521	0,01	0,01	0,00	0,04	8,50	0,03	231	<0,002	2,44	0,01	756	6,62	0,72	0,00	0,72	2265
	0,06	0,01	562	0,01	0,00	<0,003	0,02	9,32	0,03	227	0,00	1,91	0,01	672	3,01	0,72	0,00	0,40	2239
	0,07	0,02	549	0,01	0,00	0,01	0,03	8,15	0,03	204	0,00	1,86	0,01	783	5,37	0,86	0,01	0,39	2203
	0,05	0,01	560	0,01	<0,003	0,01	0,02	8,07	0,02	195	0,00	2,10	0,01	712	2,75	0,75	0,00	0,29	1984
	0,06	0,01	525	0,01	0,00	0,07	0,01	8,20	0,02	178	0,00	1,33	0,01	675	4,82	0,70	0,01	0,44	2029
	0,05	0,01	555	<0,003	<0,003	<0,003	0,02	17,20	0,02	176	0,00	1,96	0,01	709	4,34	0,74	0,01	0,38	2036
	0,05	0,01	545	<0,003	<0,003	0,01	0,04	8,46	0,02	160	<0,002	1,25	0,01	693	4,91	0,77	0,01	0,37	2009
	0,05	0,01	545	<0,003	<0,003	0,01	0,04	8,46	0,02	160	<0,002	1,25	0,01	693	4,91	0,77	0,01	0,37	2009

Métaux dissous mg/L	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Te	Zn	Sulfates mg SO ₄ ²⁻ /L
LDM	0,01	0,001	0,03	0,003	0,003	0,003	0,006	N/D	0,003	0,001	0,002	N/D	0,004	0,09	0,04	N/D	N/D	0,005	1
MTB ww (β=30%)	<0,01	0,02	495	<0,003	0,01	0,09	0,03	7,55	0,23	247	0,02	3,57	0,04	781	5,02	0,78	0,01	0,52	2309
	0,03	<0,001	616	<0,003	<0,003	0,05	0,03	8,89	0,06	270	<0,002	2,91	<0,004	886	6,50	0,86	0,00	0,59	2467
	0,49	0,01	608	0,01	0,01	0,15	0,03	8,34	0,06	278	0,00	2,75	0,01	847	9,80	0,85	0,02	0,86	2508
	0,13	0,01	579	0,00	0,02	0,06	0,04	9,33	0,07	267	0,00	3,12	0,02	822	11,50	0,86	0,04	0,88	2500
	0,13	0,01	528	0,01	0,01	0,02	0,05	8,76	0,05	247	0,00	2,53	0,01	785	4,22	0,76	0,01	0,71	2353
	0,10	0,01	534	0,01	0,00	0,01	0,03	9,01	0,04	237	0,00	1,79	0,01	601	3,28	0,72	0,00	0,67	2330
	0,13	0,02	538	0,01	0,00	0,03	0,03	9,52	0,04	249	0,00	1,90	0,01	828	4,52	0,86	0,01	0,82	2255
	0,08	0,02	556	0,01	<0,003	0,05	0,04	8,93	0,04	252	0,00	2,35	0,01	776	4,85	0,81	0,00	0,78	2293
	0,08	0,01	535	0,01	0,01	0,03	0,02	8,70	0,04	227	0,00	1,71	0,01	746	5,37	0,78	0,01	0,74	2191
	0,03	0,01	465	<0,003	<0,003	0,02	0,02	9,82	0,04	197	<0,002	1,77	0,01	673	6,61	0,68	0,00	1,05	2264

	0,07	0,01	538	<0,003	<0,003	0,03	0,04	8,06	0,04	215	<0,002	1,55	0,01	723	5,93	0,83	0,01	0,95	2220
	0,07	0,01	538	<0,003	<0,003	0,03	0,04	8,06	0,04	215	<0,002	1,55	0,01	723	5,93	0,83	0,01	0,95	2220
MTB wa (β=10%)	<0,01	0,01	286	<0,003	0,01	0,02	0,02	7,51	0,13	158	0,13	4,68	0,17	479	4,04	0,30	0,01	0,70	1335
	<0,01	<0,001	312	<0,003	<0,003	<0,003	0,03	8,41	0,03	158	0,00	4,71	<0,004	505	5,43	0,31	0,00	0,31	1402
	0,41	0,01	243	<0,003	0,01	<0,003	<0,006	7,37	0,03	117	0,01	3,60	0,01	361	6,56	0,23	0,01	0,24	1048
	0,09	0,01	158	<0,003	0,01	0,02	0,04	6,33	0,03	74	0,00	2,89	0,02	239	11,40	0,17	0,03	0,23	646
	0,10	0,01	74	0,00	<0,003	<0,003	0,01	4,10	0,02	36	<0,002	1,56	0,01	104	4,90	0,09	0,00	0,20	304
	0,10	0,01	53	0,00	<0,003	<0,003	<0,006	3,48	0,01	27	<0,002	0,99	0,01	49	4,43	0,07	0,00	0,08	213
	0,12	0,01	50	<0,003	<0,003	<0,003	0,01	3,20	0,02	25	<0,002	1,16	<0,004	48	4,88	0,06	0,00	0,06	161
	0,12	0,01	34	0,00	<0,003	0,00	0,02	2,44	0,01	17	<0,002	0,77	<0,004	27	3,38	0,05	0,00	0,07	81
	0,12	0,01	35	0,00	<0,003	0,01	<0,006	2,34	0,01	17	<0,002	1,09	0,01	29	4,05	0,04	0,00	0,06	79
	0,11	0,01	36	<0,003	<0,003	0,02	<0,006	2,44	0,01	18	<0,002	0,77	<0,004	25	6,88	0,04	0,00	0,07	61
	0,09	0,01	33	<0,003	<0,003	<0,003	<0,006	24,60	0,01	16	0,00	1,13	<0,004	26	5,53	0,04	0,00	0,03	71
	0,14	0,01	35	<0,003	<0,003	<0,003	<0,006	15,80	0,01	16	<0,002	1,24	<0,004	26	5,59	0,05	0,00	0,05	76

Métaux dissous mg/L	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Te	Zn	Sulfates mg SO ₄ ²⁻ /L
LDM	0,01	0,001	0,03	0,003	0,003	0,003	0,006	N/D	0,003	0,001	0,002	N/D	0,004	0,09	0,04	N/D	N/D	0,005	1
MTB wa (β=20%)	0,02	0,02	509	<0,003	0,02	0,09	0,04	14,40	0,22	441	0,14	12,90	0,02	1000	7,56	0,63	0,01	0,59	3159
	0,03	<0,001	217	<0,003	<0,003	<0,003	0,01	7,86	<0,003	138	<0,002	4,89	<0,004	340	3,02	0,24	0,00	<0,005	913
	0,46	0,01	259	0,00	0,01	<0,003	<0,006	7,68	0,02	160	0,02	4,13	0,01	411	6,93	0,28	0,03	0,06	1242
	0,12	0,01	164	<0,003	0,01	0,02	0,01	7,26	0,02	98	0,01	3,06	0,01	243	6,97	0,20	0,04	0,06	711
	0,13	0,01	136	0,00	0,00	<0,003	0,02	6,68	0,01	81	0,01	2,62	0,01	222	5,47	0,17	0,00	0,14	642

	0,12	0,01	99	0,00	<0,003	0,01	0,01	5,17	0,01	51	0,00	1,82	0,01	120	4,99	0,12	0,00	0,04	492
	0,13	0,01	102	0,00	<0,003	<0,003	0,01	5,20	0,01	60	0,00	2,05	0,00	153	5,49	0,13	0,00	0,05	474
	0,10	0,01	75	0,01	<0,003	0,00	0,02	4,31	0,00	47	0,00	1,64	0,01	116	3,75	0,12	0,01	0,02	339
	0,06	0,01	93	0,01	<0,003	0,01	0,01	4,61	0,00	54	0,00	2,04	0,01	124	4,07	0,12	0,00	0,06	373
	0,06	0,01	92	0,00	0,00	0,00	<0,006	4,42	<0,003	52	0,00	1,66	0,00	121	5,18	0,11	0,00	0,04	336
	0,02	0,01	68	<0,003	<0,003	0,05	<0,006	5,50	0,01	44	0,00	1,37	0,00	98	4,32	0,09	0,00	0,06	301
	0,06	0,01	72	<0,003	<0,003	0,00	0,01	7,27	0,01	43	0,00	1,57	<0,004	96	5,11	0,10	0,01	0,05	277
MTB wa ($\beta=30\%$)	0,02	0,02	438	<0,003	0,02	0,01	0,03	14,70	0,19	372	0,20	12,40	0,05	865	7,43	0,57	0,02	1,33	2623
	0,02	<0,001	164	<0,003	<0,003	<0,003	0,03	7,82	0,00	117	<0,002	5,44	<0,004	273	4,13	0,20	0,00	<0,005	725
	0,36	<0,001	143	<0,003	0,01	<0,003	<0,006	6,52	0,02	107	0,01	3,83	0,01	264	7,53	0,18	0,02	0,06	751
	0,13	0,01	135	<0,003	0,01	0,02	0,01	7,09	0,02	100	0,01	3,86	0,02	228	11,20	0,18	0,03	0,10	668
	0,08	0,00	45	<0,003	<0,003	<0,003	0,01	3,23	0,00	38	<0,002	1,86	0,01	95	2,57	0,07	0,00	0,16	279
	0,05	0,01	59	0,00	<0,003	<0,003	<0,006	3,69	<0,003	47	<0,002	1,97	0,01	93	2,95	0,09	0,00	0,02	373
	0,07	0,01	67	<0,003	<0,003	<0,003	0,01	3,80	0,00	55	<0,002	2,28	0,00	133	2,91	0,10	0,00	0,03	392
	0,09	0,01	61	0,01	<0,003	0,01	0,01	3,69	0,01	47	<0,002	2,22	0,00	119	3,04	0,11	0,00	0,02	344
	0,06	0,01	117	0,01	<0,003	0,01	0,01	6,81	0,01	85	0,00	3,19	0,01	201	4,60	0,15	0,00	0,04	587
	0,07	0,01	114	0,00	0,00	0,03	0,02	5,52	0,01	80	0,00	2,31	0,01	217	7,00	0,15	0,00	0,10	512
	0,03	0,01	99	<0,003	<0,003	<0,003	0,01	6,02	0,01	69	0,00	2,02	0,01	169	6,56	0,13	0,00	0,02	540
	0,07	0,01	85	<0,003	<0,003	0,00	0,01	5,54	0,01	56	0,00	1,80	<0,004	133	6,29	0,12	0,01	0,02	377

Métaux dissous mg/L	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Te	Zn	Sulfates mg SO ₄ ²⁻ /L
LDM	0,01	0,001	0,03	0,003	0,003	0,003	0,006	N/D	0,003	0,001	0,002	N/D	0,004	0,09	0,04	N/D	N/D	0,005	1
Till	<0,01	0,03	562	<0,003	0,01	0,08	0,02	14,40	0,16	44	3,29	3,99	1,07	598	18,10	0,47	0,01	2,30	1664
	<0,01	0,01	510	<0,003	<0,003	0,23	0,02	18,70	0,11	48	3,68	4,86	0,81	671	34,50	0,52	0,00	0,90	1885
	0,37	0,01	509	0,01	<0,003	0,08	<0,006	13,60	0,10	29	2,88	3,17	0,67	463	33,70	0,37	0,02	0,59	1380
	0,07	0,02	341	<0,003	0,01	0,14	0,02	12,30	0,10	16	2,23	2,79	0,55	293	34,70	0,27	0,03	0,55	909
	0,06	0,02	172	0,01	<0,003	0,17	0,01	8,79	0,08	7	1,13	2,52	0,32	161	27,30	0,15	0,00	0,52	484
	0,04	0,03	92	0,00	<0,003	0,10	<0,006	6,03	0,08	5	0,86	2,45	0,26	90	34,20	0,12	0,00	0,37	284
	0,03	0,03	89	0,01	<0,003	0,10	<0,006	6,13	0,07	5	0,89	3,64	0,28	84	42,50	0,12	0,00	0,29	245
	0,19	0,03	75	<0,003	<0,003	0,26	<0,006	5,52	0,05	4	0,81	1,97	0,25	82	30,50	0,12	0,00	0,13	158
	0,16	0,03	68	<0,003	<0,003	0,15	0,02	5,17	0,06	4	0,87	2,10	0,28	67	39,80	0,11	0,00	0,20	202
	0,16	0,03	68	<0,003	<0,003	0,15	0,02	5,17	0,06	4	0,87	2,10	0,28	67	39,80	0,11	0,00	0,20	202
Boue wa	<0,01	0,02	421	<0,003	0,02	0,16	0,03	25,50	0,21	447	0,14	22,10	0,06	953	3,29	0,64	0,02	0,70	3067
	0,02	<0,001	224	<0,003	<0,003	<0,003	0,04	17,80	0,04	225	0,00	11,00	<0,004	456	4,38	0,32	0,00	0,40	1305
	0,42	<0,001	155	0,00	0,01	<0,003	<0,006	11,50	0,03	160	0,01	6,56	0,01	334	5,96	0,21	0,02	0,43	980
	0,13	0,01	120	<0,003	0,01	0,02	0,01	12,20	0,03	118	0,01	5,32	0,02	226	6,43	0,19	0,05	0,35	721
	0,12	0,01	153	0,01	0,01	<0,003	0,02	14,50	0,03	154	<0,002	6,76	0,01	330	4,93	0,23	0,00	0,23	987
	0,09	0,01	127	0,01	0,00	0,00	0,01	14,50	0,02	121	<0,002	5,48	0,01	206	4,35	0,19	0,00	0,22	858
	0,10	0,01	136	0,00	0,00	<0,003	0,01	15,20	0,02	139	<0,002	5,90	0,01	303	4,21	0,21	0,01	0,19	860
	0,10	0,01	127	0,01	0,00	0,01	0,02	14,40	0,02	130	<0,002	5,67	0,01	276	4,17	0,23	0,00	0,24	803
	0,12	0,00	87	0,01	0,00	0,00	<0,006	14,40	0,01	89	<0,002	4,70	0,01	193	3,52	0,13	0,00	0,10	532
	0,12	0,00	84	0,00	0,00	0,00	0,01	11,60	0,01	82	<0,002	2,94	0,01	159	6,87	0,12	0,00	0,20	439
	0,08	0,00	64	<0,003	<0,003	<0,003	<0,006	10,80	0,01	66	<0,002	2,22	0,00	130	5,58	0,10	0,00	0,11	413
	0,13	0,00	62	<0,003	<0,003	<0,003	0,01	9,37	0,01	62	<0,002	2,03	0,00	120	6,63	0,10	0,01	0,13	370

Métaux dissous mg/L	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Te	Zn	Sulfates mg SO ₄ ²⁻ /L
LDM	0,01	0,001	0,03	0,003	0,003	0,003	0,006	N/D	0,003	0,001	0,002	N/D	0,004	0,09	0,04	N/D	N/D	0,005	1
Boue ww	0,054	0,008	450	<0,003	0,012	<0,003	0,024	1,01	0,072	300	<0,002	1,81	0,015	628,00	1,93	0,754	0,013	0,306	1801
	0,048	<0,001	669	<0,003	<0,003	<0,003	0,065	1,47	0,071	227	<0,002	2,27	<0,004	876,00	4,09	1,01	0,000	0,138	2426
	0,587	0,002	626	0,005	0,013	<0,003	0,029	1,420	0,087	246	<0,002	2,060	0,014	821,00	6,27	0,956	0,016	0,213	2555
	0,196	0,010	616	0,003	0,017	0,016	0,039	1,470	0,095	243	<0,002	1,490	0,021	771,00	10,40	1,020	0,053	0,248	2497
	0,063	0,020	530	0,007	<0,003	0,017	0,009	8,790	0,075	200	1,130	2,520	0,324	600,00	27,30	0,900	0,000	0,190	2038
	0,132	0,011	532	0,008	0,005	<0,003	0,022	0,721	0,072	186	<0,002	0,499	0,009	545,00	2,50	0,852	0,009	0,107	2147
	0,177	0,012	554	0,006	0,005	<0,003	0,023	0,639	0,074	205	<0,002	0,681	0,007	746,00	3,14	0,908	0,012	0,130	2073
	0,159	0,011	564	0,009	0,003	<0,003	0,027	0,559	0,073	198	<0,002	0,695	0,008	762,00	3,12	0,915	0,010	0,120	2142
	0,171	0,012	559	0,009	0,004	0,017	0,029	2,600	0,071	212	<0,002	3,310	0,010	706,00	3,72	0,927	0,003	0,166	2103
	0,178	0,011	531	0,007	0,006	<0,003	0,017	0,518	0,065	211	<0,002	0,686	0,009	729,00	5,25	0,882	0,010	0,282	2080
	0,137	0,010	473	<0,003	<0,003	0,031	0,017	2,310	0,061	189	<0,002	0,713	0,008	645,00	4,52	0,794	0,005	0,190	2189
	0,159	0,011	521	<0,003	<0,003	<0,003	0,031	0,545	0,070	207	<0,002	0,568	0,007	714,00	5,74	0,937	0,012	0,251	2184

**ANNEXE D RÉSULTATS DES CONCENTRATIONS PONCTUELLES DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES
LIXIVIÉS ANALYSÉS PAR ICP-AES ET DES SULFATES PAR CHROMATOGRAPHE IONIQUE DES
COLONNES INSTRUMENTÉES**

Métaux dissous mg/L	Al	Ba	Ca	Cd	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Te	Zn	Sulfates mg SO ₄ ²⁻ /L
LDM	0,01	0,001	0,03	0,003	0,003	0,006	N/D	0,003	0,001	0,002	N/D	0,004	0,09	0,04	N/D	N/D	0,005	1
MTB ww (β=10%)	0,06	0,04	518	0,00	0,31	0,02	131	0,04	10,70	0,03	520	0,01	949	4,46	6,65	0,01	0,41	2812
	0,06	0,03	673	0,01	0,38	0,02	156	0,04	14,20	0,04	185	0,01	861	4,62	7,92	0,01	0,71	2486
	0,06	0,03	689	0,01	0,26	0,02	126	0,05	11,40	0,05	89	0,03	757	5,12	6,66	0,02	2,13	2167
	0,02	0,03	602	<0,003	0,08	0,02	138	0,03	10,60	0,04	57	0,01	626	4,44	5,26	0,00	0,62	2095
	0,02	0,03	602	<0,003	0,08	0,02	138	0,03	10,60	0,04	57	0,01	626	4,44	5,26	0,00	0,62	2095
MTB ww (β=20%)	0,05	0,04	556	0,00	0,27	0,02	149	0,08	4,90	0,01	572	0,01	854	7,61	7,30	0,01	0,30	3027
	0,08	0,03	638	0,01	0,21	0,02	120	0,03	3,09	0,01	68	0,01	696	5,60	6,90	0,01	0,11	2005
	0,09	0,03	656	0,01	0,05	0,02	91	0,03	3,01	0,01	25	0,01	633	4,85	5,37	0,02	0,12	1740
	0,02	0,03	560	<0,003	0,03	0,02	89	0,02	50,80	0,04	17	0,01	605	4,77	4,97	0,00	0,97	2006
	0,02	0,03	560	<0,003	0,03	0,02	89	0,02	50,80	0,04	17	0,01	605	4,77	4,97	0,00	0,97	2006
MTB ww (β=30%)	0,07	0,04	524	0,00	0,19	0,02	141	0,06	7,04	0,01	582	0,01	983	4,82	7,10	0,01	0,12	3012
	0,06	0,03	660	0,01	0,24	0,02	136	0,03	9,93	0,01	91	0,01	770	4,21	7,38	0,02	0,25	2225
	0,06	0,03	694	0,01	0,14	0,02	103	0,03	7,74	0,01	35	0,01	666	4,03	6,12	0,02	0,39	1882
	<0,01	0,03	602	<0,003	0,09	0,02	104	0,03	14,80	0,03	22	0,01	602	3,60	4,84	0,00	1,05	1997
	<0,01	0,03	602	<0,003	0,09	0,02	104	0,03	14,80	0,03	22	0,01	602	3,60	4,84	0,00	1,05	1997

Métaux dissous mg/L	Al	Ba	Ca	Cd	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	S	Si	Sr	Te	Zn	Sulfates mg SO ₄ ²⁻ /L
LDM	0,01	0,001	0,03	0,003	0,003	0,006	N/D	0,003	0,001	0,002	N/D	0,004	0,09	0,04	N/D	N/D	0,005	1
MTB wa (β=10%)	0,08	0,04	587	0,00	0,16	0,03	176	0,04	5,35	0,01	570	0,01	884	4,97	0,00	0,01	0,15	3107
	0,08	0,04	659	0,01	0,26	0,02	150	0,07	5,61	0,01	360	0,02	972	6,23	8,67	0,01	1,00	2828
	0,08	0,04	669	0,01	0,17	0,02	155	0,06	10,30	0,02	215	0,02	852	6,15	7,49	0,01	0,82	2439
	0,03	0,04	679	<0,003	0,15	0,02	176	0,05	7,56	0,02	153	0,02	809	5,63	7,09	0,00	1,71	2447
	0,03	0,04	679	<0,003	0,15	0,02	176	0,05	7,56	0,02	153	0,02	809	5,63	7,09	0,00	1,71	2447
MTB wa (β=20%)	0,11	0,04	536	0,00	<0,003	0,13	143	0,04	5,60	0,01	556	0,01	969	4,15	7,17	0,01	0,04	2940
	0,04	0,04	582	0,01	0,05	0,02	101	0,04	6,00	0,59	59	0,10	726	3,86	5,55	0,00	0,08	2018
	0,04	0,04	633	0,01	0,01	0,02	100	0,04	8,36	0,18	42	0,01	977	4,71	7,84	0,02	0,93	2722
	0,02	0,03	561	0,00	<0,003	0,04	59	0,03	8,00	0,24	25	0,01	984	4,42	5,58	0,01	0,51	1960
	0,02	0,03	561	0,00	<0,003	0,04	59	0,03	8,00	0,24	25	0,01	984	4,42	5,58	0,01	0,51	1960
MTB wa (β=30%)	0,09	0,04	535	0,00	0,04	0,04	143	0,02	5,96	0,01	557	0,01	989	3,51	6,99	0,01	0,17	2933
	0,09	0,04	612	0,01	0,16	0,02	132	0,05	6,33	0,01	305	0,01	916	5,92	8,19	0,01	0,43	2541
	0,10	0,04	700	0,01	0,15	0,02	143	0,04	6,43	0,01	94	0,02	785	5,23	7,04	0,02	0,70	2175
	0,05	0,03	675	<0,003	0,05	0,03	132	0,03	8,40	0,02	47	0,02	690	4,23	5,99	0,00	0,57	1959
	0,05	0,03	675	<0,003	0,05	0,03	132	0,03	8,40	0,02	47	0,02	690	4,23	5,99	0,00	0,57	1959
Résidus ww (témoin)	0,05	0,08	563	0,00	0,06	0,06	164	0,05	3,58	0,00	584	0,01	855	5,50	7,54	0,01	0,06	3042
	0,05	0,06	619	0,01	0,05	0,02	54	0,01	9,08	0,12	29	0,01	608	2,43	3,61	0,01	0,17	1714
	0,04	0,05	709	0,02	0,33	0,02	70	0,09	101	9,81	39	0,08	732	6,31	4,79	0,01	2,98	2076
	0,05	0,05	621	0,02	0,69	0,08	96	0,15	179	31,10	25	0,44	853	19,70	6,99	0,00	5,17	2460
	0,05	0,05	621	0,02	0,69	0,08	96	0,15	179	31,10	25	0,44	853	19,70	6,99	0,00	5,17	2460

ANNEXE E COMPILATION DES CALCULS DE COEFFICIENT DE DIFFUSION ET FLUX D'O₂ DANS LES COLONNES INSTRUMENTÉES

Temps	De (m ² /s)								
	MTB ww (β=10%)			MTB ww (β=20%)			MTB ww (β=30%)		
	bas	haut	centre	bas	haut	sable	bas	haut	centre
2019-12-17 0:00	1,50E-10	4,56E-06	2,60E-06	2,2E-07	6,1E-06	5E-05	3,8E-07	2,1E-06	8,1E-07
2019-12-17 6:00	1,50E-10	4,64E-06	2,60E-06	2,2E-07	6,1E-06	5E-05	3,8E-07	2,1E-06	8,1E-07
2019-12-17 12:00	1,50E-10	4,56E-06	2,60E-06	2,2E-07	6,1E-06	5E-05	3,8E-07	2,1E-06	8,1E-07
2019-12-17 18:00	1,50E-10	4,56E-06	2,54E-06	2,2E-07	6,1E-06	5E-05	4E-07	2,1E-06	8,4E-07
2020-02-02 0:00	9,20E-10	4,90E-06	2,96E-06	2,5E-07	7,4E-06	4,9E-05	4,8E-07	3E-06	1,2E-06
2020-02-02 6:00	5,88E-10	4,99E-06	3,08E-06	2,6E-07	7,4E-06	4,9E-05	4,8E-07	3E-06	1,2E-06
2020-02-02 12:00	7,38E-10	4,99E-06	3,08E-06	2,6E-07	7,4E-06	4,9E-05	4,8E-07	3E-06	1,2E-06
2020-02-02 18:00	7,38E-10	4,90E-06	3,08E-06	2,6E-07	7,4E-06	4,9E-05	4,8E-07	3E-06	1,2E-06
2020-02-17 0:00	2,89E-09	4,47E-06	2,89E-06	1,8E-07	6,2E-06	4,3E-05	4,7E-07	2,8E-06	1,5E-06
2020-02-17 6:00	2,04E-09	4,56E-06	2,96E-06	1,7E-07	6,3E-06	4,3E-05	4,6E-07	2,8E-06	1,4E-06
2020-02-17 12:00	2,44E-09	4,56E-06	2,89E-06	1,8E-07	6,2E-06	4,3E-05	4,7E-07	2,9E-06	1,5E-06

Temps	De (m ² /s)					
	MTB wa (β=10%)			MTB wa (β=30%)		
	bas	haut	centre	bas	haut	centre
2020-01-17 0:00	1,50E-10	4,91E-07	1,50E-10	4,3E-07	1,3E-05	7,4E-06
2020-01-17 6:00	1,50E-10	4,91E-07	1,50E-10	4,3E-07	1,3E-05	7,4E-06
2020-01-17 12:00	1,50E-10	4,91E-07	1,50E-10	4,3E-07	1,3E-05	7,4E-06
2020-01-17 18:00	1,50E-10	4,91E-07	1,50E-10	4,5E-07	1,3E-05	7,5E-06
2020-02-02 0:00	1,50E-10	4,75E-07	1,50E-10	3,8E-07	1,4E-05	7,5E-06
2020-02-02 6:00	1,50E-10	4,75E-07	1,50E-10	3,7E-07	1,4E-05	7,5E-06
2020-02-02 12:00	1,50E-10	4,75E-07	1,50E-10	3,7E-07	1,4E-05	7,5E-06
2020-02-02 18:00	1,50E-10	4,75E-07	1,50E-10	3,8E-07	1,4E-05	7,5E-06
2020-02-17 0:00	1,50E-10	2,04E-07	1,50E-10	1,4E-07	1,3E-05	5,8E-06
2020-02-17 6:00	1,50E-10	2,14E-07	1,50E-10	1,4E-07	1,3E-05	5,9E-06
2020-02-17 12:00	1,50E-10	2,23E-07	1,50E-10	1,5E-07	1,3E-05	6,1E-06

Colonnes	Profondeurs de prélèvement (m)	Q d'O ₂ (%)			Q d'O ₂ (mol/m ³)			Gradient d'O ₂ (ΔC/ΔZ) (mol/m ⁴)		
		Cycle 1 17-01-19	Cycle 2 02-02-20	Cycle 3 10-03-20	Cycle 1 17-01-19	Cycle 2 02-02-20	Cycle 3 10-03-20	Cycle 1 17-01-19	Cycle 2 02-02-20	Cycle 3 10-03-20
MTB ww (β=10%)	1,12	29,00	28,30	28,00	0,119461	0,116577	0,115341	0,025852	0,025568	0,025568
	0,98	28,09	27,40	27,10	0,115712	0,112870	0,111634	0,013456	0,008239	0,005492
	0,83	27,60	27,10	26,90	0,113694	0,111634	0,110810			
	0,68	27,40	26,90	26,75	0,112870	0,110810	0,110192	0,005492	0,005492	0,004119
MTB ww (β=20%)	1,12	28,80	28,15	28,00	0,118637	0,115959	0,115341	0,028409	0,026989	0,025568
	0,98	27,80	27,20	27,10	0,114517	0,112046	0,111634	0,005492	0,003845	0,002197
	0,83	27,60	27,06	27,02	0,113694	0,111469	0,111304			
	0,68	27,40	26,95	26,95	0,112870	0,111016	0,111016	0,005492	0,003021	0,001922
	0,53	27,30	25,73	25,70	0,112458	0,105990	0,105867	0,005218	0,002197	0,001373
	0,38	27,11	25,65	25,65	0,111675	0,105661	0,105661			
MTB ww (β=30%)	1,12	28,60	28,00	27,80	0,117813	0,115341	0,114517	0,028409	0,027273	0,023011
	0,98	27,60	27,04	26,99	0,113694	0,111387	0,111181	0,005492	0,005492	0,005218
	0,83	27,40	26,84	26,80	0,112870	0,110563	0,110398			
	0,68	27,20	26,70	26,60	0,112046	0,109986	0,109574	0,005492	0,003845	0,004119
MTB wa (β=10%)	1,12	28,50	27,70	27,40	0,117401	0,114105	0,112870	0,014489	0,014205	0,008077
	0,98	27,99	27,20	26,40	0,115300	0,112046	0,108750	0,005218	0,004336	0,004119
	0,83	27,80	27,00	26,25	0,114517	0,111222	0,108132			
	0,68	27,70	26,92	26,19	0,114105	0,110892	0,107885	0,002746	0,002197	0,001648
MTB wa (β=20%)	1,12	29,00	28,60	28,15	0,119461	0,117813	0,115959	0,032102	0,025568	0,018466
	0,98	27,87	27,70	27,50	0,114806	0,114105	0,113282	0,004669	0,003021	0,002197
	0,83	27,70	27,59	27,42	0,114105	0,113652	0,112952			
	0,68	27,60	27,48	27,35	0,113694	0,113199	0,112664	0,002746	0,003021	0,001922
MTB wa (β=30%)	1,12	28,30	27,98	27,80	0,116577	0,115259	0,114517	0,011932	0,010795	0,010511
	0,98	27,88	27,60	27,43	0,114847	0,113694	0,112993	0,004943	0,002472	0,001098
	0,83	27,70	27,51	27,39	0,114105	0,113323	0,112828			
	0,68	27,60	27,42	27,36	0,113694	0,112952	0,112705	0,002746	0,002472	0,000824