

Titre:	Évaluation de l'effet de l'interaction entre les rejets désulfurés et les rejets sulfureux sur la géochimie du lixiviat en contexte de restauration
Auteur:	Wendyam Nadege Yoni
Date:	2025
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence:	<p>Yoni, W. N. (2025). Évaluation de l'effet de l'interaction entre les rejets désulfurés et les rejets sulfureux sur la géochimie du lixiviat en contexte de restauration [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/65546/</p>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/65546/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Isabelle Demers, & Carmen Mihaela Neculita
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Évaluation de l'effet de l'interaction entre les rejets désulfurés et les rejets sulfureux sur la géochimie du lixiviat en contexte de restauration

WENDYAM NADEGE YONI

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie Minéral

Avril 2025

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Évaluation de l'effet de l'interaction entre les rejets désulfurés et les rejets sulfureux sur la géochimie du lixiviat en contexte de restauration

présenté par **Wendyam Nadege YONI**

pour un mémoire en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées* a été
dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Benoît PLANTE, président

Isabelle DEMERS, membre et directrice de recherche

Carmen Mihaela NECULITA, membre et codirectrice de recherche

Mehrez HERMASSI, membre

DÉDICACE

*À feu Théophane Yoni et à Christelle Yoni pour
votre amour inconditionnel, vos sacrifices innombrables et votre soutien indéfectible.*

REMERCIEMENTS

Je remercie Dieu pour la vie et la santé de fer qu'il m'a procuré tout au long de cette maîtrise.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à ma directrice, Madame Isabelle Demers de m'avoir donné cette opportunité d'explorer le domaine de l'environnement minier au sein de l'IRME. Merci pour ton encadrement, orientation, patiente et surtout ta disponibilité. Tu es un modèle que j'admire et apprécie.

Je remercie aussi ma codirectrice, Madame Carmen M. Neculita pour ces révisions, encouragement et sa disponibilité dans la réalisation de ce projet.

Je remercie, Dhilmar Éléonore et IAMGOLD pour avoir financé ce projet et de m'avoir fourni les matériaux nécessaires à la réalisation de ce projet.

Merci à toute l'équipe de l'URSTM dont l'aide technique et professionnelle ont facilité la réalisation des essais et des analyses. Un merci spécial à Alain Perrault qui m'a assisté tout le long de mes travaux au laboratoire, ainsi qu'à Sylvette Awoh pour son assistance et ses conseils précieux. Je remercie également tous les professeurs de l'IRME qui ont participé à renforcer mes connaissances dans le domaine.

Merci à tous mes amies/amis de l'IRME-UQAT avec qui j'ai partagé des moments d'apprentissage et de fou rire, vous avez rendu ce parcours plus agréable et enrichissant. Un merci spécial à Wilson Mauril pour son assistance, encouragements durant la rédaction de ce mémoire.

Je termine en remerciant mon oncle Lassané Zanré et toute ma famille pour le soutien et l'amour inconditionnel qu'ils m'ont apporté.

RÉSUMÉ

Les besoins en métaux sont indispensables dans notre société, conduisant à une croissance progressive de l'industrie minière. L'exploitation minière engendre d'importants rejets issus du traitement du mineraï. Les parcs à rejets miniers, notamment ceux générateurs d'acide, doivent être restaurés afin de minimiser leurs impacts négatifs sur l'environnement. La désulfuration environnementale associée à la restauration des sites miniers pourrait être une combinaison à privilégier pour limiter le potentiel de lixiviation des contaminants de ces rejets.

La désulfuration environnementale a pour but de valoriser les rejets réactifs par une technique de séparation des minéraux acidogènes de ceux non générateurs d'acide. Elle permet de minimiser la dégradation de l'environnement naturel, à la recherche du matériel d'emprunt, réduire les coûts, à l'achat et transport, d'autres matériaux. Des études ont également démontré la possibilité d'utiliser les résidus désulfurés comme matériaux en restauration minière, dans la construction de la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) et le recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevée. L'objectif principal du projet vise à évaluer l'effet de l'interaction géochimique des résidus désulfurés et des résidus sulfurés en condition de restauration, en vue de contrôler le drainage minier acide (DMA) et le drainage neutre contaminé (DNC).

Les objectifs spécifiques élaborés pour atteindre l'objectif principal sont les suivants: 1) Caractériser les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques des matériaux à l'état initial ; 2) Déterminer le comportement géochimique des résidus désulfurés utilisés comme matériau de recouvrement ; 3) Comparer la qualité des lixiviats des résidus désulfurés et des matériaux inertes utilisés comme recouvrement sur les résidus générateurs de DMA ou DNC.

Six essais en colonnes instrumentées ont permis d'évaluer l'influence des résidus désulfurés utilisés comme couche de recouvrement sur les rejets sulfureux. Pour ce faire, des rejets de même nature ont été recouverts par des résidus désulfurés ou du sable inerte. Les configurations des colonnes ont été combinées à une nappe phréatique profonde de 200 cm, maintenant les résidus désulfurés dans des conditions favorables à l'oxydation. En comparant la qualité des eaux de lixiviation des colonnes recouvertes de résidus désulfurés et celles recouvertes de sable inerte, on remarque une similarité en concentration de métaux dissous Fe, Zn, Cu, Pb, As dépassant la norme fixée par la directive 019 (2025). Les résultats obtenus démontrent que le comportement géochimique du parc

à résidus recouvert avec des rejets désulfurés est fonction principalement des résidus sous-jacents, alors que les rejets désulfurés influencent peu la qualité du lixiviat.

Mots clés : drainage minier acide, valorisations des résidus, restauration de sites miniers

ABSTRACT

The need for metals is significant in our society, leading to a gradual growth of the mining industry. Mining generates significant waste from extraction and ore processing. Mine waste disposal facilities, particularly those that generate acid, must be restored to minimize their negative impact on the environment. Environmental desulphurization associated with the remediation of mine sites could be a combination to limit the potential for leaching of contaminants from these waste storage facilities.

The aim of environmental desulphurisation is to reduce environmental liabilities from reactive waste by separating acid-generating minerals from non-acid-generating minerals. It helps to minimize the degradation of the natural environment by reducing the need for borrowed material, and by reducing reclamation costs from purchasing and transporting other materials. Studies have also demonstrated the feasibility of using desulphurized tailings as a material in mine reclamation, in capillary barrier cover construction and in single-layer cover with elevated water table.

The main objective of the study was to evaluate the effect of the geochemical interaction of desulphurized tailings and sulphide tailings under reclamation conditions, with the aim of controlling acid mine drainage (AMD) and contaminated neutral drainage (CND). The specific objectives developed to achieve the main objective are as follows: 1) to characterize the physical, chemical, mineralogical properties of materials in the initial state; 2) to determine the geochemical behaviour of desulphurized tailings used as cover material; 3) to compare the quality of the leachate of the desulphurized tailings and the inert materials used as a cover on the tailings generating AMD or CND.

Six tests in instrumented columns were used to evaluate the influence of desulphurized tailings used as a cover layer on sulphidic tailings. To do this, similar sulphidic tailings were covered by desulphurized tailings or inert sand. The column configurations included a 200 cm deep water table, keeping the desulphurized tailings in conditions very favourable to oxidation. The leachate water quality of columns covered with desulphurized tailings and those covered with inert sand was compared, and similar concentrations of dissolved metals Fe, Zn, Cu, Pb, As were observed, exceeding the standard set by Directive 019 (2025). The results obtained show that the geochemical behaviour of the tailings pond covered with desulphurized tailings is mainly a function of the

underlying tailings, whereas desulphurized tailings has little influence on the quality of the leachate.

Keywords: acid mine drainage, tailings valorisation, mine site reclamation

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVII
LISTE DES ANNEXES.....	XXI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Généralités.....	1
1.2 Problématique de recherche	3
1.3 Objectif principal.....	4
1.3.1 Objectifs Spécifiques.....	4
1.3.2 Hypothèses	4
1.3.3 Structuration et contribution scientifique du projet de recherche	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Les rejets sulfureux	6
2.1.1 Définition des rejets sulfureux	6
2.1.2 Formation du drainage minier acide.....	6
2.1.3 Formation du drainage neutre contaminé.....	7
2.2 Prédiction du potentiel de génération d'acide	7
2.2.1 Essais statiques.....	8

2.2.2	Essais cinétiques.....	9
2.2.3	Prévention du drainage acide minier	10
2.3	La désulfuration environnementale	11
2.3.1	Le principe de la désulfuration environnementale	11
2.3.2	Méthode de la désulfuration environnementale	11
2.4	Mouvement de l'eau en milieu saturé en non saturé.....	13
2.4.1	La loi de Darcy	14
2.4.2	La conductivité hydraulique saturée	14
2.4.3	Écoulement de l'eau en milieu non saturé	17
2.5	Propriétés des rejets désulfurés	21
2.5.1	Propriétés physiques.....	21
2.5.2	Propriétés chimiques et minéralogiques.....	22
2.5.3	Propriétés hydrogéologiques	25
2.5.4	Gestion des résidus désulfurés	25
2.6	Utilisation des rejets désulfurés dans la restauration des parcs à résidus miniers.....	26
2.7	Objectifs de la restauration.....	28
2.8	Études sur les rejets désulfurés utilisés dans la restauration	29
2.9	Besoins en recherche	38
CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE : CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX ET PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL.....	39
3.1	Démarche méthodologique	39
3.2	Origine des matériaux	41
3.3	Réception des échantillons	42
3.4	Homogénéisation des matériaux	43
3.5	Caractérisation initiale des échantillons solides.....	43

3.5.1	Caractérisations physiques	43
3.6	Caractérisations chimiques.....	44
3.7	Caractérisations minéralogiques	45
3.8	Essais cinétiques.....	47
3.8.1	Instrumentations des colonnes	47
3.8.2	Configuration des colonnes en fonction des matériaux	49
3.8.3	Mise en place des matériaux dans les colonnes	50
3.8.4	Rinçage colonnes.....	52
3.9	Caractérisation de la chimie du lixiviat.....	53
3.9.1	Analyses électrochimiques	53
3.9.2	Analyses élémentaires par ICP-AES et Chromatographie.....	55
3.10	Calculs d'équilibre thermodynamiques.....	57
CHAPITRE 4 RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION ET DE LA GÉOCHIMIE		60
4.1	Caractérisations physiques	60
4.1.1	Granulométrie.....	60
4.1.2	Densité relative des grains (Dr).....	61
4.1.3	Courbe de rétention d'eau (CRE).....	62
4.2	Caractérisations chimiques des matériaux	65
4.2.1	Analyse carbone/soufre par fournaise à induction	65
4.2.2	Potentiel de génération d'acide	65
4.2.3	Composition chimique	66
4.3	Caractérisation minéralogique des matériaux	69
4.3.1	La diffraction aux rayons X	69
4.3.2	Microscope électronique à balayage (MEB)	71

4.3.3 Comportement hydrogéologique des essais en colonnes : teneur en eau volumique mesurée (TEV)	79
4.4 Comportement géochimique des eaux de lixiviations.....	81
4.4.1 Évolution de la qualité de l'eau.....	81
4.5 Calculs thermodynamiques Vminteq	95
4.6 Caractérisation post-démantèlement	101
4.6.1 Observation visuelle et analyse chimique solide (ICP-MS) des colonnes	101
4.7 Densité relative	103
CHAPITRE 5 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS.....	105
5.1 L'effet des rejets désulfurés utilisés comme couche de recouvrement sur la chimie du lixiviat	105
5.2 Précipitation des minéraux secondaires	108
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	109
6.1 Conclusion.....	109
6.2 Recommandations	110
RÉFÉRENCES	111
ANNEXES	118

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Exigences au point de rejet de l'effluent final (adapté de Gouvernement du Québec, 2025).....	3
Tableau 2.1 Mesures de contrôle du drainage acide minier (Aubertin et al., 2002a).	10
Tableau 2.2 Modèle de prédition de la conductivité hydraulique saturée.....	16
Tableau 2.3 Modèle de prédition de la courbe de rétention d'eau.	19
Tableau 2.4 Propriétés chimiques et minéralogiques de différents résidus désulfurés.	23
Tableau 2.5 Études antérieures des résidus désulfurés utilisés dans la restauration.	35
Tableau 3.2 Détermination de la masse de matériaux à placer dans les colonnes.	51
Tableau 3.3 Masse de matériaux utilisés pour chaque type de résidu.....	51
Tableau 3.4 Porosité réelle après démantèlement.	58
Tableau 3.5 Analyses réalisées et instrumentations utilisés.....	59
Tableau 4.1 Caractéristique des courbes granulométriques des résidus Westwood-Doyon, Éléonore.	61
Tableau 4.2 Densités relatives des résidus Westwood-Doyon, Éléonore et sable inerte.	62
Tableau 4.3 AEV, TEV et porosité de démantèlement des résidus de recouvrement.....	63
Tableau 4.4 AEV, TEV et porosité de démantèlement des résidus sulfureux.	64
Tableau 4.5 Soufre/Carbone des résidus Westwood-Doyon, Éléonore	65
Tableau 4.6 Calculs des potentiels de neutralisation PN et d'acidification PA à partir des résultats des analyses LECO, et estimation du potentiel net de neutralisation (PNN = PN – PA).	66
Tableau 4.7 Résultats de l'analyse solide ICP-MS.....	68
Tableau 4.8 Résultats de la composition minéralogique initiale des différents résidus (DRX)....	70
Tableau 4.9 Profils de démantèlement des essais en colonnes.	102
Tableau 4.10 Densité relative des résidus après démantèlement.	104

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Principe de la désulfuration environnementale modifié de (Bois et al., 2005).....	11
Figure 2.2 Principe de la flottation (Wills & Finch, 2016)	13
Figure 2.3 Illustration des zones saturées et non saturées d'un sol poreux (Pétel, 2017)	14
Figure 2.4 Courbe de rétention typique adaptée à (Fredlund et al., 2012) tirée de (Larochelle, 2018)	18
Figure 2.5 fonction de perméabilité d'un silt et d'un sable (Aubertin, 1995; Aubertin et al., 2002b)	21
Figure 2.6 Mode de gestion des résidus désulfurés.....	26
Figure 2.7 Configurations typiques d'une CEBC tirée de (Lessard, 2018b)	27
Figure 2.8 Systèmes de recouvrement monocouches avec nappe phréatique surélevée tirée de (Bussière & Guittonny, 2020).	28
Figure 2.9 Profil représentative du terrain pour la modélisation numérique (Dobchuk et al., 2013b) tiré de (Lessard, 2018b).....	32
Figure 3.1 Diagramme de la méthodologie adoptée pour le présent projet de recherche	40
Figure 3.2 Vue aérienne du site minier Westwood-Doyon modifié de (Rey et al., 2016a)	41
Figure 3.3 Vue aérienne de la mine Éléonore (Goldcorp, 2018)	42
Figure 3.4 Sonde TEROS 11	48
Figure 3.5 Illustration d'une colonne expérimentale	49
Figure 3.6 Configuration des colonnes en fonction des matériaux	50
Figure 3.7 Colonnes expérimentales au laboratoire	52
Figure 3.8 Préparation tube ICP et Chromatographie	56
Figure 3.9 Protocole de démantèlement des colonnes	58
Figure 4.1 Courbe granulométrique des résidus Westwood-Doyon, et Éléonore	61

Figure 4.2 Courbe de rétention d'eau prédictive (MK) des résidus de recouvrement	63
Figure 4.3 Courbe de rétention d'eau prédictive (MK) des résidus sulfureux	64
Figure 4.4 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus oxydés Doyon	73
Figure 4.5 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus faiblement oxydés Doyon.....	75
Figure 4.6 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus oxydés Éléonore	76
Figure 4.7 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus frais Éléonore	78
Figure 4.8 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus désulfurés Westwood	79
Figure 4.9 Variation de la TEV à 10 cm de la surface du recouvrement des colonnes 1,3 et 5....	80
Figure 4.10 Variation de la TEV à 20 cm de la surface du recouvrement des colonnes 1,3 et 5..	80
Figure 4.11 Variation de la TEV à 10 cm de l'interface des rejets des colonnes 1, 2, 3, 4, 5 et 6	81
Figure 4.12 Évolution des pH, Eh, conductivité électrique et acidité, dans les colonnes 1 et 2 ...	83
Figure 4.13 Concentrations des éléments neutralisants Ca, Mg, Mn, dans les colonnes 1 et 2	84
Figure 4.14 Concentrations des éléments Fe, Zn, Cu Ni, As, S, SO ₄ , dans les colonnes 1 et 2	86
Figure 4.15 Évolution des pH, Eh, conductivité électrique et acidité, dans les colonnes 3 et 4 ...	87
Figure 4.16 Concentrations des éléments neutralisants Ca, Mn, Mg, dans les colonnes 3 et 4	88
Figure 4.17 Évolution des concentrations Fe, Zn, Cu Ni, As, S, SO ₄ , dans les colonnes 3 et 4 ...	90
Figure 4.18 Concentrations ponctuelles des Ca, Mn, Mg, dans les colonnes 5 et 6	93
Figure 4.19 Évolution des concentrations Fe, Zn, Cu Ni, As, S, SO ₄ , dans les colonnes 5 et 6...	94
Figure 4.20 Indice de saturation des minéraux secondaires, dans les colonnes 1 et 2	97
Figure 4.21 Indices de saturation des minéraux secondaires, dans les colonnes 3 et 4	98

Figure 4.22 Indices de saturation des minéraux secondaires, dans les colonnes 5 et 6	101
Figure 4.23 Profils des éléments chimiques majeurs présents dans les colonnes après démantèlement	103
Figure 5.1 Diagramme Pourbaix (As), les points rouges représentant les conditions du rinçage du jour 224 de la colonne 5 et 6.	107

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

a	Section traversée (m^2)
A	Volume de la solution H_2SO_4 utilisée (mL)
a_c	Coefficient d'adhésion (-)
AEV	Valeur d'entrée d'air (m)
AMQ	Association Minière du Québec
ASTM	American Society for Testing and Materials
B	Volume échantillon (mL) ;
C	Alcalinité totale (mgCaCO ₃ /L)
C	Constante du modèle (-)
CEBC	Couvertures à effet de barrière capillaire
C_G	Constante du modèle (-)
CI	Chromatographie ionique
CRE	Courbe de rétention d'eau
C_U	Coefficient de conformité (-)
d	Distance interréticulaire
D019	Directive 019
D_{10}	Taille des grains correspondant à 10 % des passants (cm)
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
Dr	Densité relative (-)
DRX	Diffraction des Rayons X
e	Indices des vides (-)
Q	Débit volumique (m^3/s)

g	Accélération gravitationnelle (m/s^2)
hco	Hauteur de capillarité équivalente (cm)
I	Gradient hydraulique (m)
ICP-AES	Analyse chimique au plasma couplé inductif- LIQUIDE
ICP-MS	Analyse chimique au plasma couplé inductif- matière solide
IS	Indice de saturation
K	Conductivité hydraulique (m/s)
ksat	Conductivité hydraulique saturée (cm/s)
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
m	Distribution de la taille des pores dans le modèle MK
Me	Masse de l'eau (g)
MEB	Microscope électronique à balayage
Mh	Masse humide(g)
MRNF	Ministère des Ressources Naturelles et des Forsteries du Québec
Ms	Masse sèche (g)
N	Nombre de réflexions (-)
n	Porosité (-)
n	Normalité de la solution de H_2SO_4 utilisée (N)
NAG	Net acid generation
PA	Potentiel d'acidité (mgCaCO_3/L)
PN	Potentiel neutralisant (mgCaCO_3/L)
PNN	Potentiel net de neutralisation (mgCaCO_3/L)
REMMD	Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants
RM-NPS	Recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevée

S _a	Composante d'adhésion (-)
S _c	Composante de capillarité du degré de saturation (-)
S _s	Surface spécifique des grains solides (m^2/kg)
U _a	Pression de l'air
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
USCS	Système de classification unifiée des sols
U _w	Pression de l'eau interstitielle
X	Paramètre de tortuosité (-)
V _t	Volume total (cm^3)
Z	Profondeur (m)
C Ψ	Paramètre forçant la $\theta_w = 0$ lorsque, ψ atteint une limite imposée par l'équilibre thermodynamique
ρ_w	Masse volumique (kg/m^3)
μ_w	Viscosité (Pa.s)
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau
θ	Demi-angle de déviation (deg)
θ_s	Teneur en eau à saturation (m^3/m^3)
θ_r	Teneur en eau résiduelle (m^3/m^3)
θ_w	Teneur en eau (m^3/m^3)
Ψ	Succion (m)
Ψ_r	Succion résiduelle (cm)
Ψ_n	Succion normalisée (cm)
Ψ_0	Succion à état de sec (cm)
γ_w	Poids unitaire de l'eau (kN/m^3)
W%	Teneur en eau volumique (%)

λ

Longueur d'onde des rayons X (Å/nm)

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Calibration des sondes en fonctions des résidus 118

ANNEXE B Composition chimique des matériaux post-démantèlement 121

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Généralités

Les ressources minières présentes sur le territoire canadien, dont au Québec, revêtent une importance capitale. Elles constituent un véritable moteur de développement économique, avec une contribution au PIB estimée à 12,9 milliards de dollars, selon l'association minière du Québec (AMQ) en 2022. Pour exploiter ces ressources, deux types d'exploitations minières sont couramment utilisés : l'exploitation à ciel ouvert et l'exploitation souterraine.

L'exploitation à ciel ouvert consiste à extraire un minéral en surface à une profondeur allant de 0 à 400 m. Cette méthode est généralement utilisée pour les gisements peu profonds, caractérisés par une morphologie de type amas ou tabulaire. Cette technique nécessite l'excavation de volumes très importants de stériles par rapport à la teneur de minéral exploitable (Matheus, 2018a). L'exploitation souterraine, quant à elle, implique l'extraction de minéral sous la surface de la terre. Cette méthode est très sélective et produit des volumes de stériles nettement moins importants comparativement aux mines à ciel ouvert (Matheus, 2018b).

Les stériles sont issus du dynamitage pour atteindre le minéral lors du développement des mines. Ils sont généralement caractérisés par une granulométrie grossière et hétérogène, et sont entreposés dans un empilement appelé « Halde à stérile ». Ces stériles sont souvent réutilisés dans le remblayage des ouvertures des mines souterraines ainsi que pour la construction de chemins sur les sites miniers. Les résidus miniers, en revanche, proviennent du processus de traitement visant à libérer les minéraux de valeurs commerciales présents dans le minéral. Ils sont stockés dans des parcs sous forme de pulpe (30-50 % solide) ou épaisse (50-70 % solide), stabilisés par des digues de retenue, et également sous forme de rejets filtrés (supérieur à 80 % solide) entreposés sans digues de retenue (Bussiere, 2007; Davies, 2018) .

Les résidus sont généralement caractérisés par une granulométrie très fine (plus de 80 % de particules de taille inférieure à 80 µm) (Aubertin et al., 2002a). Les résidus porteurs de sulfures présentent généralement un comportement géochimique complexe en raison de leur minéralogie riche en minéraux sulfureux qui, lors de l'oxydation, dégradent la qualité des eaux de lixiviation. Le défi environnemental lié au drainage minier acide a commencé formellement dans les années 1920, avec des études sur les déchets des mines de charbon dans la région des Appalaches aux États-Unis (Paine, 1987). Le drainage minier acide caractérisé par un pH inférieur à 7 et des

concentrations élevées en métaux et en sulfates, se produit suite à l’oxydation des sulfures en présence d'eau et d'oxygène. Il se produit dû à une faible proportion d'éléments neutralisants et une dissolution de certains métaux problématiques, en présence de l'acide sulfurique, qui est généré en premier, à la suite de l’oxydation du soufre des sulfures. En février 2023, la province du Québec comptait 21 mines en activité, 5 mines en maintenance et 37 projets de mise en valeur sur son territoire, ce qui implique une production importante de résidus miniers (Dumas, 2023). Une bonne gestion de ces résidus est donc fondamentale pour assurer leur stabilité physique et chimique. Une gestion responsable des résidus réduirait la pollution des plans d'eau à proximité, de protéger la faune et la flore, et de garantir un environnement sain et convivial pour les populations environnantes.

Parmi les options de gestion des résidus contenant des minéraux sulfureux, une approche développée dans les derniers 20 ans consiste à séparer les sulfures des résidus, pour éviter la problématique de l’oxydation et la génération de DMA. Ce procédé produit des rejets finaux non générateurs d'acide en séparant les sulfures des résidus (Benzaazoua et al., 2000) mais elle n'est pas considérée comme une technique de restauration. Toujours dans le contexte de développement durable et de la protection, le gouvernement canadien et Québécois oblige les industries minières à présenter un plan de restauration conforme à la réglementation environnementale en vigueur.

À cet effet, divers scénarios de restauration ont été élaborées, permettant d'utiliser les rejets désulfurés comme matériau de couverture pour limiter ou prévenir le DMA (Rey, Demers, Bussière, & Mbonimpa, 2020). Les techniques de restauration visent à exclure l'eau ou l'oxygène qui sont les éléments déclencheurs de la réaction d’oxydation. Parmi ces techniques, on peut énumérer les recouvrements en eau, les couvertures à effet de barrière capillaire (CEBC), les couvertures organiques et géomembranes, et la nappe phréatique surélevée (Bussière & Guittonny, 2020). Le choix des techniques à appliquer nécessitera une bonne connaissance des caractéristiques physicochimiques et minéralogiques des résidus. Le contrôle efficient des effluents issus des parcs à résidus inclut une étude approfondie du comportement géochimique et une prédiction de la qualité des eaux (Elghali et al., 2018; Plante et al., 2012) et doit répondre aux exigences de la directive 019 (Gouvernement du Québec, 2025) (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 Exigences au point de rejet de l'effluent final (adapté de Gouvernement du Québec, 2025)

Paramètres	Concentration moyenne mensuelle maximale (mg/L, à l'exception du pH, sans unité)
Arsenic extractible	0,1
Cuivre extractible	0,3
Fer extractible	3
Nickel extractible	0,5
Plomb extractible	0,2
Zinc extractible	0,5
Cyanures totaux	1
pH	6

1.2 Problématique de recherche

La désulfuration environnementale est de plus en plus adoptée pour la gestion des résidus sulfureux. Cette méthode suscite un intérêt en raison des avantages qu'elle offre pour la gestion et la valorisation des résidus désulfurés. La composition minéralogique des résidus désulfurés, pauvre en sulfures, réduit la réactivité des résidus miniers en contact de l'oxygène. Pourtant, le comportement géochimique à long terme (plus d'une décennie) des résidus désulfurés est inconnu en raison de l'évolution de leurs propriétés géochimiques au fil du temps. En effet, les résidus désulfurés sont susceptibles de s'altérer. Cette altération pourrait provenir de l'oxydation des sulfures résiduels (même en faible concentration), ce qui provoquerait la libération de certains éléments métalliques, tels que le zinc (Zn), l'arsenic (As), et augmenterait la charge polluante de l'eau de drainage. En raison de l'importance de la désulfuration environnementale dans la gestion des parcs à résidus et l'utilisation des résidus désulfurés comme matériau de restauration, il est crucial de fournir des informations supplémentaires sur leur évolution géochimique depuis leur déposition et à long terme.

1.3 Objectif principal

Ce projet s'inscrit dans le cadre des travaux de la Chaire de recherche du Canada sur l'intégration de l'environnement dans le cycle de vie des mines. L'objectif principal de cette présente étude vise à évaluer l'effet de l'interaction géochimique des résidus désulfurés et des résidus sulfurés en condition de restauration, en vue de contrôler le DMA et le drainage neutre contaminé (DNC).

1.3.1 Objectifs Spécifiques

Objectif 1. Caractériser les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques des matériaux à l'état initial.

Objectif 2. Déterminer le comportement géochimique des résidus désulfurés utilisés comme matériau de recouvrement.

Objectif 3. Comparer la qualité des lixiviats des résidus désulfurés et des matériaux inertes utilisés comme recouvrement sur les résidus générateurs de DMA ou DNC

1.3.2 Hypothèses

Hypothèse 1. Le comportement géochimique de la monocouche à nappe phréatique surélevée dépend de la composition minéralogique des résidus sous-jacents.

Hypothèse 2. L'oxydation des sulfures résiduels dans les résidus désulfurés utilisés comme recouvrement monocouche aura un impact négligeable sur la géochimie des eaux de drainage.

Hypothèse 3. Un recouvrement monocouche fait de résidus désulfurés est aussi efficace qu'un recouvrement de matériau inerte pour prévenir le DMA et DNC.

1.3.3 Structuration et contribution scientifique du projet de recherche

Dans la perspective de présenter de façon claire les travaux élaborés pour atteindre les objectifs de ce projet, nous avons structuré le mémoire en plusieurs chapitres.

- Le chapitre 1 (l'introduction) propose une vue générale du projet.
- Le chapitre 2 (revue littéraire) permettra au lecteur de mieux comprendre la thématique du projet. Il présente les bases théoriques, telles que les définitions, les caractéristiques des résidus désulfurés, leurs utilisations et les études antérieures liés à ce sujet.

- Le chapitre 3 (méthodologie) détaille explicitement les approches et les outils utilisés pour atteindre les différents objectifs.
- Le chapitre 4 (résultats) présente les résultats de la caractérisation physique, chimique, minéralogiques, les résultats de la qualité de l'eau de lixiviation, des essais en colonne, et les résultats des calculs thermodynamiques obtenues tout au long du projet.
- Le chapitre 5 (discussion) interprète et discute les résultats obtenus en lien avec les objectifs du projet.
- Enfin, le chapitre 6, conclu et propose quelques recommandations.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Les rejets sulfureux

2.1.1 Définition des rejets sulfureux

L'exploitation minière produit de grands volumes de rejets tels que les stériles et les rejets de concentrateurs, généralement stockés dans des aires d'entreposage. Les stériles sont des matériaux économiquement non viables issus de l'extraction du gisement permettant d'atteindre la roche minéralisée. Ce sont des fragments de roches à granulométrie hétérogène pouvant varier de l'ordre du micromètre au mètre, avec une géométrie très variable, une conductivité hydraulique élevée et un faible degré de saturation (Benzaazoua et al., 2013). Ils sont généralement entreposés en surface sous forme d'empilements, communément appelés haldes à stériles. Les résidus de concentrateurs proviennent des particules de roche broyées résultant du traitement du minerai et sont généralement composés de particules fines, avec un pourcentage passant de 80 % (Bussière & Guittonny, 2020). Ces résidus sont habituellement pompés ou transportés sous forme de pulpes, de pâtes solides vers les installations de stockage appelé parcs à résidus. La plupart des rejets rencontrés dans l'Abitibi et le nord du Québec qui est notre zone d'étude, sont particulièrement riches en sulfures tels la pyrite (FeS_2), l'arsénopyrite ($FeAsS$) et la pyrrhotite ($Fe_{1-x}S$, $0 < x < 0,20$), qui sont les éléments potentiellement problématiques pour l'environnement.

2.1.2 Formation du drainage minier acide

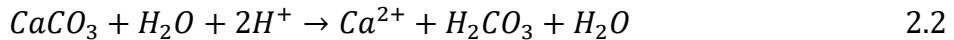
L'une des principales contraintes de l'industrie minière est la gestion des rejets sulfurés qui génèrent le DMA. Le DMA résulte de l'oxydation naturelle des sulfures contenus dans les résidus lorsqu'ils entrent en contact avec l'eau (météorologique, souterraine) et de l'air (Bussière & Guittonny, 2020). Ce processus est représenté par le mécanisme suivant.

Oxydation directe :



Le DMA est caractérisé par un pH inférieur à 5,5, ce qui favorise la dissolution de certains métaux tels que le plomb (Pb), le nickel (Ni), le zinc (Zn), le cuivre (Cu). Il contient également de fortes concentrations en ions sulfate et des métalloïdes tels que l'arsenic (As), et l'antimoine (Sb), qui sont toxiques pour l'environnement (Blowes et al., 2005; Lindsay et al., 2015). D'autres réactions, telles que la neutralisation, permet de neutraliser une partie de l'acidité produite à la suite de

l'oxydation. Les minéraux possédant une capacité de neutraliser l'acide sont, entre autres, la calcite (CaCO_3), la dolomite [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], et l'ankérite [$\text{Ca}(\text{Mg},\text{Fe})(\text{CO}_3)_2$], qui jouent un rôle important dans la production et la gestion du DMA (Lawrence & Wang, 1997).



L'équation 2.2 montre qu'une mole de calcite peut neutraliser deux moles d'acidité.

2.1.3 Formation du drainage neutre contaminé

Le DNC est un autre problème environnemental associé à l'exploitation minière. Contrairement au DMA, le DNC se développe dans des conditions de pH neutre entre 6-9,5, et est chargé en métaux à des concentrations supérieurs aux limites permises par la régulation du Québec au Canada (Plante et al., 2021). Le DNC se forme selon un ou plusieurs des processus suivants :

- Par oxydation des minéraux sulfureux : après oxydation des sulfures contenue dans les rejets par l'eau et l'oxygène, l'acidité produit est neutralisé par les minéraux alcalins tel que les carbonates (si existant à grande quantité). Cela permet de maintenir un pH neutre, cependant les ions métalliques et des sulfates générés demeurent en solution.
- Par lixiviation de certains minéraux (sphalérite (ZnS), pentlandite ($(\text{Fe},\text{Ni})_9\text{S}_8$)) à des pH neutres libérant ainsi des éléments toxiques (Plante et al., 2011)
- Une efficacité partielle d'un système de restauration et de prévention du DMA en place.

Les éléments solubles les plus fréquemment trouvés dans un DNC sont le Zn, le Ni, le Co, le Mo, le Sb et l'As.

2.2 Prédiction du potentiel de génération d'acide

Les essais de prédictions géochimiques tendent à déterminer le potentiel de génération de drainage contaminé (acide ou neutre) des rejets miniers. Il existe deux principaux types d'essais qui sont les essais statiques et les essais cinétiques. Les tests statiques dressent le bilan entre le potentiel d'un rejet à produire de l'acidité (PA) et son potentiel à la neutraliser (PN) tandis que l'essai cinétique s'intéresse à la qualité du lixiviat en fonction du temps tout en considérant la nature minéralogique et chimique des matériaux (Bouzahzah et al., 2014b).

2.2.1 Essais statiques

Le principe des essais statiques consiste à déterminer le bilan de toutes les espèces capables de générer un potentiel d'acidité (PA), tels que la pyrite et la pyrrhotite, ainsi que le bilan de toutes les espèces ayant un pouvoir neutralisant (PN), principalement les carbonates et les silicates. Cet essai permet également de déterminer le potentiel net de neutralisation (PNN) qui représente la différence ou le rapport entre le potentiel d'acidité et le potentiel neutralisant. Dans la littérature, on retrouve différents types d'essais statiques tels que : les tests statiques chimiques et minéralogiques.

L'une des méthodes les plus fréquemment employées dans les essais statiques est celle du Sobek (Bouzahzah et al., 2014a). Dans ce test, le PN est d'abord déterminé par un test d'effervescence (fizz) permettant d'estimer la réactivité des espèces neutralisantes d'un échantillon en observant l'effervescence provoquée par ajout de quelques gouttes 25 % d'acide chlorhydrique (HCl). Ensuite, la solution est titrée avec de l'hydroxyde de sodium (NaOH) jusqu'à obtenir un pH de 7 avec une marge d'erreur de $\pm 0,02$. Il est important de souligner que l'essai de PN Sobek présente certaines limitations. En effet, il ne prend pas en compte la diminution du PN due à l'hydrolyse des métaux tels que le Fe et le Mn présent dans certains minéraux neutralisants, comme la sidérite (FeCO_3). De plus les conditions Sobek ne sont pas favorables à la dissolution de la dolomite. Le potentiel acide (PA) est déterminé à partir du soufre total mesuré par analyses chimiques. En soustrayant la fraction de soufre sous forme de sulfate, on obtient la teneur en soufre sulfure, laquelle est ensuite multipliée par un facteur de 31,25 (coefficient établi sur le ratio du poids moléculaire du CaCO_3 et du poids atomique du soufre à calculer pour une tonne de matériel) (Bouzahzah et al., 2014b).

$$PA = 31.25 * (\text{Soufre}_{total} - \text{Soufre}_{sulfate}) \quad 2.3$$

Le PA de l'essai Sobek présente des limitations qui doivent être considérées dans sa quantification. Il est important d'éviter de considérer que le soufre sulfure se comporte comme la pyrite, car ce n'est toujours pas le cas. L'interprétation de l'essai statique repose sur le critère de classification du PNN établi sur une certaine plage de valeur tel que :

- PNN supérieur à $+20 \text{ kg CaCO}_3 \text{ t}^{-1}$, l'échantillon est considéré comme non générateur d'acidité.
- PNN inférieur à $-20 \text{ kg CaCO}_3 \text{ t}^{-1}$, l'échantillon est considéré comme générateur d'acide.

- PNN compris entre -20 et +20 kg CaCO₃ t⁻¹, l'échantillon se trouve dans une zone incertaine (Plante, 2004)

Pour le critère PN = (PN/PA), le matériau est considéré comme non générateur d'acide si le PN/PA >2,5 ; incertain si 2,5<PN /PA> 1 et générateur d'acide si PN /PA < 1 (Price, 2009).

2.2.2 Essais cinétiques

Les essais cinétiques complètent les essais statiques. Ils viennent donner plus de certitude sur la nature des échantillons lorsque l'interprétation de l'essai statique est incertaine. Ils fournissent des informations sur la vitesse de réaction (cinétique) des minéraux, et la géochimie du lixiviat à long terme. Il existe plusieurs types d'essais cinétiques tels que les cellules humides, les essais en colonnes, les essais en minicellules d'altération et les cellules expérimentales sur terrain. Les détails des essais cinétiques peuvent être trouvés dans la littérature par exemple (Bouzahzah et al., 2015).

Dans le cadre de ce projet, les essais en colonnes sont utilisés autant comme un essai cinétique et comme une simulation de scénarios de restauration de résidus miniers sulfureux. Les essais en colonnes sont les plus représentatifs pour simuler les scénarios de restauration. Elles peuvent considérer les conditions réelles de terrain (précipitation, évaporation), et sont réalisées sur un plus grand volume de matériaux, sur un temps de rinçage plus long que les essais statiques, favorisant la dissolution de certaines espèces et la précipitation de minéraux secondaires. Les essais en colonne, bien qu'elles soient représentatives du terrain, présentent également des limites et des incertitudes. En effet, la représentativité des résultats obtenus peut être influencée par les dimensions de la colonne, la granulométrie et la composition du matériau testé, la méthode de préparation du matériau, ainsi que les conditions de rinçage. De plus, les réactions géochimiques et les phénomènes de transport observés en laboratoire peuvent différer de ceux sur le terrain en raison de la complexité des milieux naturels et des interactions complexes entre les différents composants du système (Lord, 2021). Les essais en colonne, malgré ces limitations, restent une méthode utile et facile à mettre en place pour étudier les processus de dissolution et de transport des contaminants dans les rejets miniers. Ils permettent d'explorer différentes méthodes alternatives de restauration, afin de prévenir et de réduire les impacts environnementaux associés à l'activité minière.

2.2.3 Prévention du drainage acide minier

Pour prévenir le DMA dans les aires d'entreposage, plusieurs stratégies ont été développées. Toutes ces stratégies visent à éliminer un des facteurs responsables de l'activation de l'oxydation, principalement l'oxygène, l'eau et les sulfures. D'autres facteurs doivent également être considérés comme la température, les activités bactériologiques et la passivation. Le tableau 2.1 présente les différentes mesures de prévention du DMA.

Tableau 2.1 Mesures de contrôle du drainage acide minier (Aubertin et al., 2002a).

Conditionnement des rejets	Exclusion de l'eau	Exclusion de l'oxygène	Neutralisation	Élimination des bactéries
Désulfuration	Couvertures étanches (géomembranes, GCL)	Recouvrements aqueux	Agents chimiques (chaux, carbonates)	Bactéricides
Récupération biologique	Scellant et enduits (polymères, bitumes, cires, gels)	Recouvrements multicouches	Agrégats alcalins (épandages, mélange ou tranchée)	Phosphate minéral
Passivation des surfaces	Sols imperméables (argile compactée)	Recouvrements à consommation d'oxygène	Boues alcalines	Autres
Autres	Mélanges (bentonite, ciment pouzzolanes)	Couvertures étanches	Cendres	Autres
Autres	Rejets divers	Nappe phréatique surélevé	Autres	Autres
Autres	Autres	Autres	Autres	Autres

2.3 La désulfuration environnementale

2.3.1 Le principe de la désulfuration environnementale

La désulfuration environnementale est un mode de gestion et de prévention du DMA. Elle utilise des procédés physico-chimiques pour séparer les minéraux acidogènes, des minéraux ne possèdent aucun potentiel de génération d'acide avant leur entreposage dans les parcs à résidus (figure 2.1). L'efficacité de ce procédé est évaluée sur la base d'essais statiques avec un potentiel d'acidification qui doit être inférieur au potentiel neutralisant (Ait-Khouia et al., 2021).

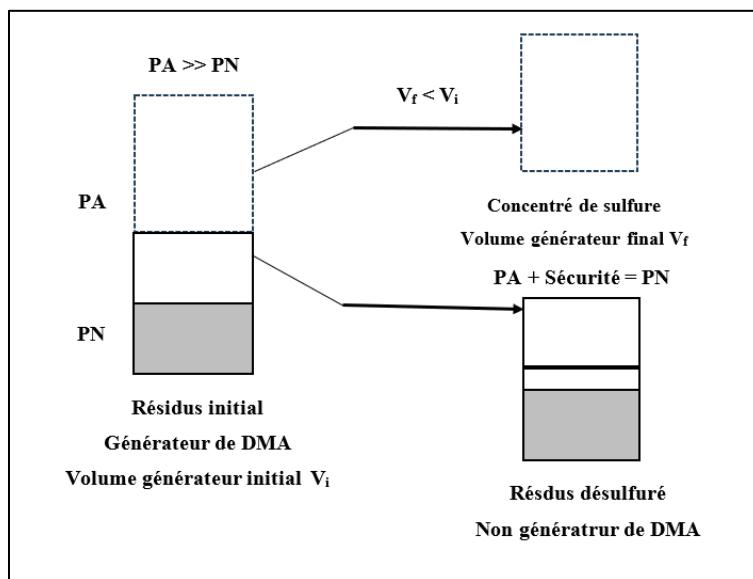


Figure 2.1 Principe de la désulfuration environnementale modifié de (Bois et al., 2005)

2.3.2 Méthode de la désulfuration environnementale

La flottation est la méthode la plus efficace et la plus couramment utilisée pour la désulfuration environnementale. Elle permet de séparer les particules sulfureuses des particules non sulfureuses selon les propriétés hydrophobes ou hydrophiles des matériaux. Il existe deux types de flottation, dont la flottation sélective et la flottation non sélective.

La flottation sélective permet de récupérer les minéraux spécifiques tels que la sphalérite, tandis que la flottation non sélective vise à récupérer tous les sulfures sans distinction. Concernant la désulfuration environnementale, la méthode de la flottation non sélective est la plus appropriée. La

flottation est contrôlée par divers facteurs tels que la granulométrie, la minéralogie et la chimie de surface des particules à faire flotter (Derycke et al., 2013). Le processus de la flottation utilise divers agents tels que les collecteurs, modificateurs et les moussant pour séparer les minéraux sulfureux des minéraux non sulfureux. Une étude réalisée par Benzaazoua et al., 2000 sur la désulfuration environnementale par flottation avec différents résidus a montré que le xanthate est un collecteur efficace pour séparer les sulfures. Les modificateurs quant à eux servent de réactifs chimiques capables de favoriser l'adsorption du collecteur sur les minéraux sulfureux. Les moussants sont utilisés pour contrôler la taille des bulles et assurer la stabilité de la mousse et les déprimants sont utilisés pour rendre hydrophile tout minéral indésirable lors de la flottation (Fuerstenuau, 2007; Nuorivaara et al., 2019).

Le principe de la flottation (figure 2.2) est comme suit : dans une cellule de flottation, les résidus sulfureux sont mélangés avec de l'eau et des réactifs spécifiques qui modifient la surface des minéraux pour les rendre hydrophobes. Ce mélange est ensuite agité par des hélices favorisant l'interaction entre les réactifs et les particules. Ensuite, de l'air est injecté dans le système, générant ainsi des bulles qui entrent en contact avec les particules hydrophobes. Ces particules, adhérant aux bulles, remontent à la surface sous forme de mousse, qui est ensuite collectée. Cependant, les autres particules non sulfureuses restent dans la cellule (Wills & Finch, 2015). La flottation montre certaines limitations concernant la granulométrie des matériaux. Les particules grossières de plus de 100 microns ont moins tendance à être emportées par les bulles d'air en raison de leur masse. En revanche, les particules fines de l'ordre de 10 microns peinent à se fixer aux bulles d'air. Il est donc considéré que la taille optimale des particules pour une meilleure réponse à la flottation se situe entre 10 à 100 microns (Wills & Finch, 2016).

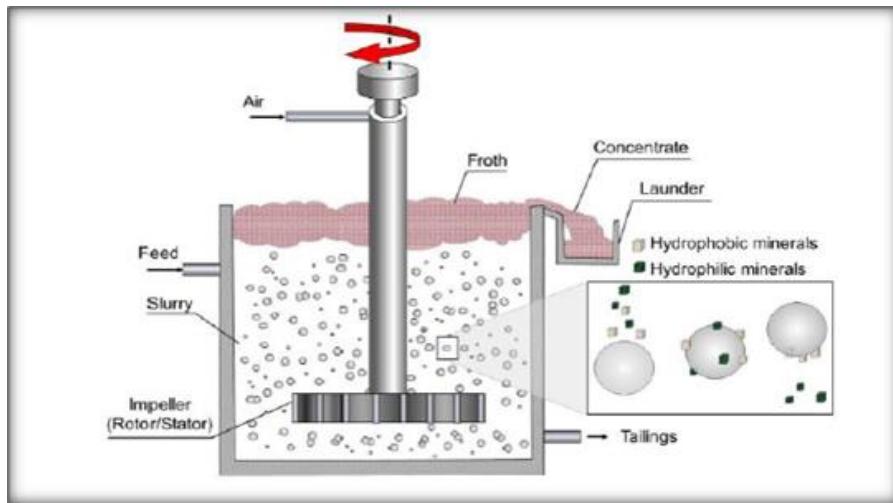


Figure 2.2 Principe de la flottation (Wills & Finch, 2016)

La désulfuration environnementale propose plusieurs avantages (Bois et al., 2005) et elle peut être utilisée pour :

- Réduire le volume de rejets problématiques
- Produire des matériaux de recouvrement sur site pour la restaurer des parcs à résidus générateurs d'acide
- Réduire les effluents acides à traiter.

2.4 Mouvement de l'eau en milieu saturé en non saturé

Le comportement des résidus désulfurés ou matériaux inertes utilisés comme matériau de recouvrement dans la restauration des parcs à résidus miniers est contrôlé par le mouvement des fluides en conditions saturés ou non saturés. Dans la restauration d'un parc à résidus, les matériaux utilisés comme couche de recouvrement sont généralement exposés à des cycles de mouillage et séchage liés aux conditions climatiques affectant leurs degrés de saturation.

Un sol est dit non saturé lorsqu'il est constitué de trois phases. La phase solide qui représente le rapport entre le volume de solide sur le volume total du matériau (Freeze & Cherry, 1979), la phase liquide qui exprime le volume d'eau par rapport au volume total du sol et la phase gazeuse qui désigne le volume des vides par rapport au volume total. En revanche, un sol est dit saturé lorsque sa teneur en eau est égale à sa porosité (figure 2.3).

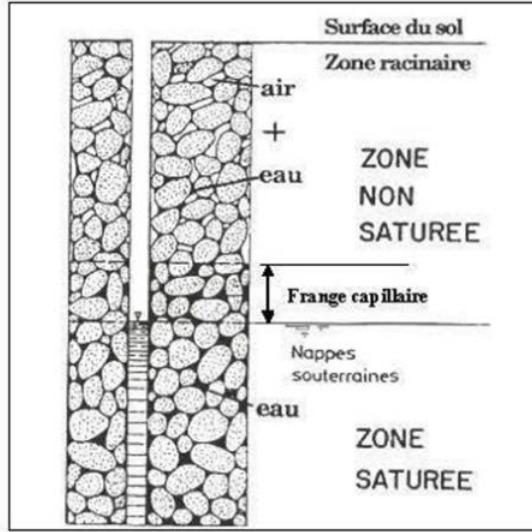


Figure 2.3 Illustration des zones saturées et non saturées d'un sol poreux (Pétel, 2017)

2.4.1 La loi de Darcy

L'écoulement de l'eau en condition saturée est régi par la loi de Darcy. Elle représente la quantité d'eau qui traverse une section (A) par unité de temps et est fonction de la conductivité hydraulique et du gradient hydraulique. (Bussière & Guittonny, 2020; Freeze & Cherry, 1979)

$$Q = K_{sat} \frac{\Delta h}{\Delta L} A \quad (2.4)$$

Q : Débit volumique du fluide (m^3/s)

K_{sat} : conductivité hydraulique saturée (m/s)

Δh : perte de charge le long de l'échantillon (m)

ΔL : distance d'écoulement ou la longueur de l'échantillon (m)

A : Section traversée (m^2)

2.4.2 La conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) représente la capacité de l'eau à traverser un sol saturé. Elle permet de s'informer sur la vitesse d'écoulement de l'eau dans les sols et est exprimée en cm/s

ou m/s. Un sol a une conductivité hydraulique saturée lorsque ces pores sont interconnectés et qu'il laisse facilement circuler l'eau. En revanche, un sol a une conductivité hydraulique réduite lorsqu'il y a la présence d'air dans ses pores, donc partiellement saturé (Fredlund et al., 2012). Par exemple, les matériaux grossiers, comme le sable, ont des k_{sat} plus élevés (10^{-2} et 10^{-3} cm/s) par rapport au k_{sat} des matériaux fins (10^{-6} à 10^{-9} cm/s) comme les résidus et le silt (Larochelle, 2018). Cela explique l'influence de la taille des grains sur le k_{sat} .

La conductivité hydraulique saturée des résidus peut être affectée par des paramètres physiques (tailles des particules, porosité), minéralogiques et chimiques (formation de minéraux secondaire). Plusieurs méthodes permettent de mesurer le k_{sat} . À l'échelle de laboratoire, le perméamètre à paroi rigide ou flexible est utilisé selon la granulométrie des matériaux. En revanche, sur terrain, le perméamètre de Guelph est le plus utilisé. Selon la méthode (ASTM, 2019a), le perméamètre à paroi rigide ou flexible à charge constante est utilisé pour les matériaux ayant une conductivité hydraulique supérieure à 10^{-5} m/s. Toutefois, le perméamètre à paroi rigide est utilisé pour le test de perméabilité à charge variable pour les matériaux fins (résidus désulfurés) (ASTM, 2015; Lessard, 2018b). La conductivité hydraulique saturée peut également être estimée par des modèles de prédictions tels Hazen (1911), Taylor (1948), Navfac (1974), Kozeny (1985), Chapuis (2012), Mbonimpa et al. (2002). Ces différents modèles utilisent les propriétés physiques réelles des matériaux dans son estimation. Chaque modèle est différent en fonction des variables qu'il utilise pour prédire le k_{sat} . Les deux modèles Kozeny Carman et Kozeny Carman modifié sont les modèles les plus recommandés pour prédire de manière réaliste la conductivité hydraulique des résidus miniers, à condition que les propriétés physiques telles que la surface spécifique, la porosité et la densité relative correspondent à la réalité des matériaux sur le terrain (Mbonimpa et al., 2002). Les équations développées dans le cadre de ces modèles sont présentées dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 Modèle de prédiction de la conductivité hydraulique saturée.

Équations	Paramètres
<p>Kozeny carman (KC) (Chapuis & Aubertin, 2003)</p> $K_{sat} \left(\frac{cm}{s} \right) = C_G \frac{c \cdot g}{\mu_w \rho_w S_s^2 D_r^2 (1 + e)} \frac{e^3}{e^3}$	<p>k_{sat} : conductivité hydraulique saturée (cm/s) C : constante du modèle ($0,2 \times 100$) selon l'unité de S_s g : accélération gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$) e: indices des vides du matériau ρ_w : masse volumique (988 kg/m^3) μ_w : viscosité (10^{-3} Pa.s) S_s : surface spécifique des grains solides (m^2/kg) D_r : densité relative des grains</p>
<p>Kozeny carman modifié (Mbonimpa et al., 2002)</p> $K_{sat} \left(\frac{cm}{s} \right) = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{(1 + e)} C_u^{\frac{1}{3}} D_{10}^2$	<p>K_{sat}: conductivité hydraulique saturée (cm/s) C_G : constante du modèle γ_w : poids unitaire de l'eau ($9,81 \text{ kN/m}^3$) μ_w : viscosité dynamique de l'eau (10^{-3} Pa.s) C_u : Coefficient de conformité (D_{10}/D_{60}) D_{10} : taille des grains correspondant à 10 % des passants (cm) e : indice des vides x : paramètre de tortuosité ($x=2$)</p>

2.4.3 Écoulement de l'eau en milieu non saturé

Le mouvement de l'eau dans la zone non saturée se produit entre la surface de la nappe phréatique et celle du sol, c'est-à-dire entre la surface des résidus désulfurés et celle des résidus sulfureux. Cette zone, souvent appelée zone vadose, constitue un espace de transfert pour l'eau, les gaz, et les contaminants. La courbe de rétention d'eau et de la conductivité hydraulique sont les deux principaux paramètres à considérer dans l'écoulement des fluides dans la zone non saturée. L'écoulement de l'eau en milieu non saturé est gouverné par l'équation de Richard, qui est une combinaison de la loi de Darcy et de la loi de la conservation de la masse appelée équation de continuité (Bussière & Guittonny, 2020).

Équation :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}\left(k \frac{\partial \Psi}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial y}\left(k \frac{\partial \Psi}{\partial y}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(k \frac{\partial \Psi}{\partial z}\right) + \frac{\partial k}{\partial z} \quad 2.5$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla(k\Psi)\nabla\Psi + \frac{\partial k}{\partial z}$$

- θ : teneur en eau volumique (m^3/m^3)
- k : conductivité hydraulique non saturée (m/s)
- z : profondeur (m)
- Ψ : succion (m)

L'équation 2.4 permet de déterminer la variation de la teneur en eau et la pression d'air (suction) au fil du temps tout en tenant compte des paramètres atmosphériques comme la température, les précipitations de même que la teneur en oxygène (Pétel, 2017). Des logiciels de modélisation tels que SEEP/W (GeoStudio) sont requis pour la résolution de l'équation 2.4.

- La courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau (CRE) représente la capacité d'un sol ou d'un matériau à retenir de l'eau. Elle permet de déterminer la valeur d'entrée d'air (AEV), qui est la succion à laquelle le matériau va commencer à se désaturer, et la succion résiduelle, qui est la succion à laquelle l'eau devient extrêmement difficile, voire impossible à drainer. La succion exprime la différence entre la pression de l'air (U_a) et de l'eau interstitielle (U_w) en $\text{ML}^{-1} \text{T}^{-2}$.

La courbe de rétention d'eau ($\theta_w(\psi)$) est une illustration graphique de l'évolution de la teneur en eau en fonction des variations de succion voir (figure 2.4). Elle est généralement représentée par les paramètres critiques suivants :

- ✓ La teneur en eau à saturation θ_s
- ✓ La teneur en eau résiduelle θ_r
- ✓ La pression d'entrée d'air Ψ_a (ou AEV) [L]
- ✓ La pression d'entrée d'eau ou succion résiduelle Ψ_r [L].(Aubertin, 1995; Aubertin et al., 2002b).

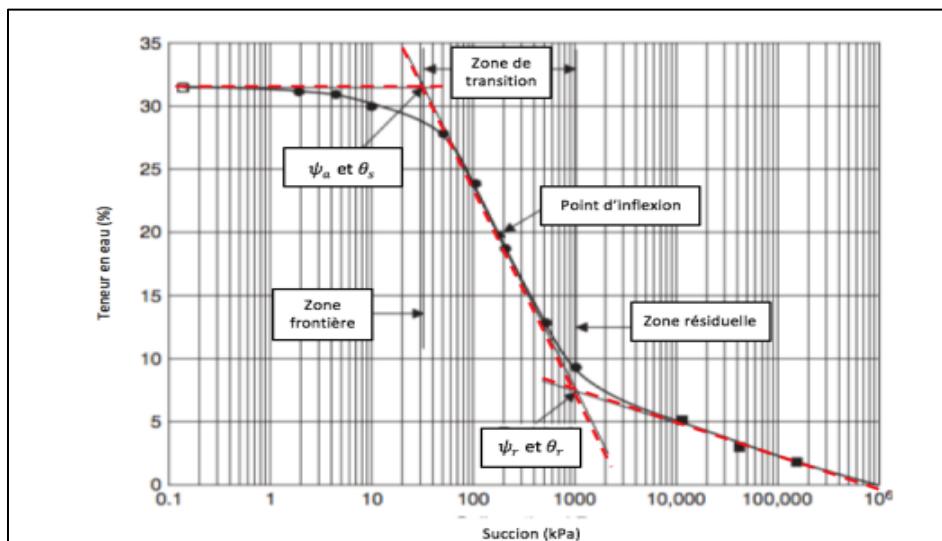


Figure 2.4 Courbe de rétention typique adaptée à (Fredlund et al., 2012) tirée de (Larochelle, 2018)

Différents appareillages tels que la cellule de pression (temple cell), la cellule triaxiale, la plaque de pression (pressure plate) et les solutions salines permettent de déterminer les paramètres de la courbe de rétention d'eau ($\theta_w(\psi)$) au laboratoire. Pour les essais en colonnes, la teneur en eau (θ_w) est mesurée par des sondes de teneur en eau volumique, tandis que la succion (ψ) est mesurée par tensiomètres ou sondes Watermark (Bussière et al., 2007). La CRE peut également être déterminée par des modèles prédictifs comme Brooks (1965), Van Genuchten (1980) et Fredlund & Xing (1994), à partir de mesures en laboratoire. Le modèle prédictif le plus fréquemment utilisé est celui de Kovacs modifié (tableau 2.3), car il s'applique à une grande variété de sols et intègrent plusieurs paramètres dans sa conception (Aubertin et al., 2003).

Tableau 2.3 Modèle de prédiction de la courbe de rétention d'eau.

Modèle	Équation
Modèle de Kovács modifié (MK) (Mbonimpa, M, et al., 2003)	$S_r = \frac{\theta}{n} = S_c + S_a^*(1 - S_c)$ <p>Dans cette équation, une valeur tronquée de la composante d'adhésion S_a^* est introduite à la place de S_a utilisée dans le modèle original, pour s'assurer que la composante d'adhésion ne dépasse pas l'unité à faible succion ($0 \leq S_a^* \leq 1$).</p> $S_a^* = 1 - \langle 1 - S_a \rangle$ <p>Pour $S_a \geq 1$, $S_a^* = 1$; et pour $S_a < 1$, $S_a^* = S_a$</p> $S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\Psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\Psi} \right)^2 \right]$ <p>Avec :</p> <p>S_c : composante de capillarité du degré de saturation</p> <p>h_{co} : hauteur de capillarité équivalente (cm)</p> <p>Ψ : succion (cm)</p> <p>m : paramètre de distribution de la taille des pores dans le modèle MK</p>
Modèle de Kovács modifié (MK) (Mbonimpa, M, et al., 2003)	$S_a = a_c C_\Psi \frac{\left(\frac{h_{co}}{\Psi_n} \right)^{2/3}}{e^{1/3} \left(\frac{\Psi}{\Psi_n} \right)^{1/6}}$ <p>Avec :</p> <p>S_a : composante d'adhésion</p> <p>a_c : coefficient d'adhésion</p> <p>e : porosité</p> <p>Ψ_n : succion normalisée (cm)</p>

Tableau 2.3 Modèle de prédition de la courbe de rétention d'eau. (suite)

Modèle	Équation
Modèle de Kovács modifié (MK) (Mbonimpa, M, et al., 2003)	$C_\Psi = 1 - \frac{\ln\left(1 + \frac{\Psi}{\Psi_r}\right)}{\ln\left(1 + \frac{\Psi_0}{\Psi_r}\right)}$ <p>Avec :</p> <p>C_Ψ : paramètre forçant la $\theta_w = 0$ lorsque, ψ atteint une limite imposée par l'équilibre thermodynamique</p> <p>Ψ_r : succion résiduelle (cm)</p> <p>Ψ_0 : succion à état de sec ($S_r = 0$) (cm)</p>

- Fonction de perméabilité

La fonction de perméabilité exprime la variation de la conductivité hydraulique en fonction de la succion (figure 2.5). Elle s'applique pour des matériaux en condition non saturée et est contrôlée par la taille des pores. Lors d'un cycle de séchage ou drainage d'un matériau, on observe une augmentation de la teneur en air, et une diminution de la vitesse de circulation d'eau entre les pores. Cela entraîne une réduction de la conductivité hydraulique corrélée à une augmentation de la succion. La figure 2.5 présente des courbes typiques de conductivité hydraulique non saturée pour un silt et sable. On remarque que la conductivité hydraulique d'un sol fin tel que le silt est plus faible que les sols grossiers (sable). Lorsqu'ils sont soumis à de fortes succions, la conductivité hydraulique du sable diminue drastique et celle du silt reste relativement élevé. Puisque les résidus miniers sont des matériaux fins, ils auront tendance à se comporter comme le silt.

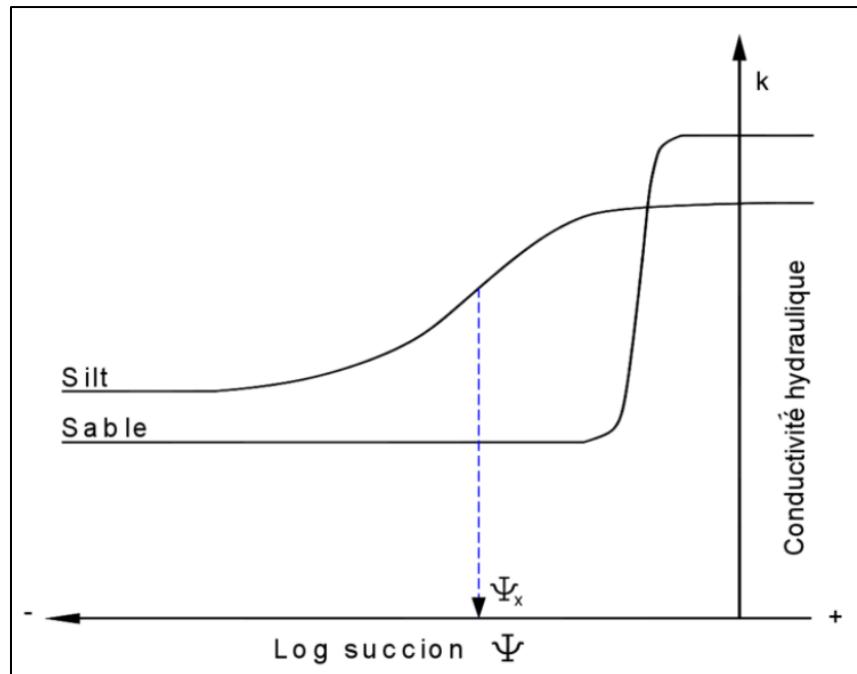


Figure 2.5 fonction de perméabilité d'un silt et d'un sable (Aubertin, 1995; Aubertin et al., 2002b)

2.5 Propriétés des rejets désulfurés

2.5.1 Propriétés physiques

Il est important de déterminer les propriétés physiques des résidus désulfurés avant leurs utilisations en condition de restauration.

- Propriétés granulométriques et densité relative

La granulométrie des résidus désulfurés peut varier en fonction du minerai traité et la méthode de désulfuration utilisée. Selon la classification des sols de USCS (David, 2007), les résidus désulfurés ont une caractéristique granulaire typique d'un matériau fin à faible plasticité, tel qu'un silt. La densité relative (Dr) caractérise la masse volumique d'un matériau par rapport à la masse volumique de l'eau. Elle permet de déterminer certaines propriétés telles que la porosité, l'indice des vides, le degré de saturation des matériaux. La densité relative des résidus faiblement sulfurés est généralement inférieure à 2,9 (Lessard, 2018b; Vick, 1990). Une étude sur les résidus désulfurés de la mine Raglan a révélé que ces résidus désulfurés ont des diamètres correspondant à 10 % et 60 % passant (D_{10} et D_{60}) respectivement de 2,6 μm et 2,8 μm et 39,5 μm et 15,3 μm pour une Dr

de 2,86. Les valeurs de C_U et C_C varient de 0,7 à 0,8, et de 15,0 à 15,3 respectivement (Lessard, 2018b). Les anciens résidus de la mine de Tiouit (Anti-Atlas Maroc) après désulfuration se comportaient comme un matériau silteux avec un D_{80} de 106 μm et un D_{10} de 6 μm et une Dr de 2,82 (Nadeif et al., 2019). Les résidus désulfurés de la mine Doyon ont un D_{10} et D_{50} de 5,1 μm et 28,11 μm avec une Dr de 2,74 (Demers et al., 2008). Les résidus désulfurés de Westwood quant à eux présentent une granulométrie très fine avec un D_{10} et un D_{60} de 4,29 μm et 43,58 μm , un C_U de 10,16 et une Dr de 2,79 (Rey, 2019).

2.5.2 Propriétés chimiques et minéralogiques

Les résidus désulfurés obtenus par la flottation ne sont pas exempts des minéraux sulfureux. Ils contiennent toujours des sulfures résiduels à faible pourcentage. Le tableau 2.4 présente de façon générale les propriétés chimiques et minéralogiques de différents résidus désulfurés.

Tableau 2.4 Propriétés chimiques et minéralogiques de différents résidus désulfurés.

Paramètres	Résidus désulfurés 1 de Raglan	Résidus désulfurés 2 de Raglan	Résidus désulfurés Doyon	Résidus désulfurés Westwood	Résidus Goldex (considérés désulfurés)	Résidus Selbaie (Moraine) NGA	Résidus désulfurés Laronde
PA (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	14,44	25,16	6,30	4,00	10,00	00,00	45,00
PN (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	28,00	28,00	25,00	22,00	67,00	20,64	12,50
PNN (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	13,56	2,84	18,70	18,00	57,00	20,64	-32,50
Soufre total (%)	0,46	0,81	0,25	0,12	0,33	0,13	1,44
Minéraux présents	Clinochlore (26,48 %) ; orthoclase (1,37 %) ; albite (2,78 %) ; lizardite (31,81 %) ; calcite (2,17 %)	Clinochlore (26,12 %) ; orthoclase (1,30 %) ; muscovite (25,00 %) ; lizardite (30,9 %) ; actinolite (30 %)	Quartz (62,00 %) ; albite (3,60 %) ; muscovite (25,00 %) ; chlorite (2,70 %)	Quartz (68,00 %) ; albite (19,00 %) ; chlorite (10,00 %)	Quartz (22,00 %) ; chlorite (8,50 %) ; actinolite (3,30 %) ; calcite (7,20 %)	Chlorite (1,91 %) ; Muscovite (2,14 %) ; Orthoclase (91,93 %) ; quartz (39,84 %) ; anorthite (32,88 %)	Quartz (63,00 %) ; albite (9,00 %) ; chlorite (9,00 %)

Tableau 2.4 Propriétés chimiques et minéralogiques de différents résidus désulfurés. (suite)

Paramètres	Résidus désulfurés 1 de Raglan	Résidus désulfurés 2 de Raglan	Résidus désulfurés Doyon	Résidus désulfurés Westwood	Résidus Goldex (considérés désulfurer)	Résidus Selbaie (Moraine) NGA	Résidus désulfurés Laronde
Minéraux présents	actinolite (30 %) ; magnétite (2,56 %) ; chalcopyrite (0,25 %)	calcite (2,17 %) ; magnétite (2,00 %) ; chalcopyrite (0,25 %)	actinolite (2,10 %); calcite (2,10 %) ; dolomite (1,40 %) ; pyrite (0,54 %)	muscovite (3,00 %) ; calcite (2,20 %) ; pyrite (0, 15 %)	clinozoïsite (3,30 %) ; pyrite (<0,60 %); feldspath plagioclase (55 %)	Albite (10,48 %) ; jarosite (1,40 %) ; actinolite (3,26 %) ; phogopite (2,38 %); dolomite (3,78 %)	muscovite (2,00 %) ; calcite (2,20 %) ; pyrite (5,00 %) ; paragonite (12,00 %)
Références	(Lessard, 2018b)		(Demers et al., 2008)	(Larochelle, 2018)	(Ethier, 2018)	(Cosset, 2009)	(Kalonji-Kabambi, 2020)

2.5.3 Propriétés hydrogéologiques

Les travaux de laboratoire menés sur les résidus désulfurés de Westwood et Goldex en 2019 ont rapporté des valeurs de k_{sat} de $4,8 \cdot 10^{-5} \text{ cm.s}^{-1}$ pour une porosité de 0,42 et $9,6 \cdot 10^{-4} \text{ cm/s}$ pour une porosité de 0,42 (Rey, Demers, Bussière, & Mbonimpa, 2020). Les valeurs d'entrée d'air étaient de 20 kPa pour les résidus Westwood et de 5 kPa pour les résidus Goldex. Le modèle proposé par (Mbonimpa et al., 2002) a prédit des valeurs calculées de k_{sat} de $4,9 \cdot 10^{-5} \text{ cm/s}$ pour Westwood et $1,4 \cdot 10^{-3} \text{ cm/s}$ pour Goldex. Les valeurs d'entrée d'air prédictes par le modèle de Kovas modifié sont de 20,5 kPa pour Westwood et 5,4 kPa pour Goldex (Aubertin et al., 2003; Rey, 2019). Les résidus Doyon se caractérisent par un k_{sat} de $1 \cdot 10^{-4} \text{ cm/s}$ pour une porosité de 0,47 et un AEV de 2,5 kPa (Demers, 2008).

2.5.4 Gestion des résidus désulfurés

Les résidus désulfurés sont des matériaux qui sont de plus en plus utilisés dans le cycle de vie des mines et peuvent être revalorisés de plusieurs manières (figure 2.6) :

- Matériaux de restauration des parcs à résidus : les résidus désulfurés sont des matériaux qui pourraient être potentiellement utilisés comme matériaux de recouvrement pour prévenir le DMA et le DNC des parcs à résidus sulfureux (Demers et al., 2008; Kalonji-Kabambi et al., 2020a; Rey et al., 2016b). En effet, les recouvrements faits de résidus miniers non générateurs de DMA sont favorables pour limiter le flux d'oxygène et l'eau et ils sont peu affectés par les cycles de gel-dégel (Benzaazoua et al., 2008; Bussière et al., 2007).
- Matériaux d'entreposage : les résidus désulfurés peuvent être utilisés comme matériaux d'entreposage dans les parcs à résidus non générateur d'acide dont la fermeture sera simplifiée du fait qu'ils sont non générateurs d'acide.
- Matériaux de construction : les résidus désulfurés peuvent également être utilisés comme matériaux de remblai dans les mines souterraines (Benzaazoua et al., 2004; Benzaazoua et al., 2008).

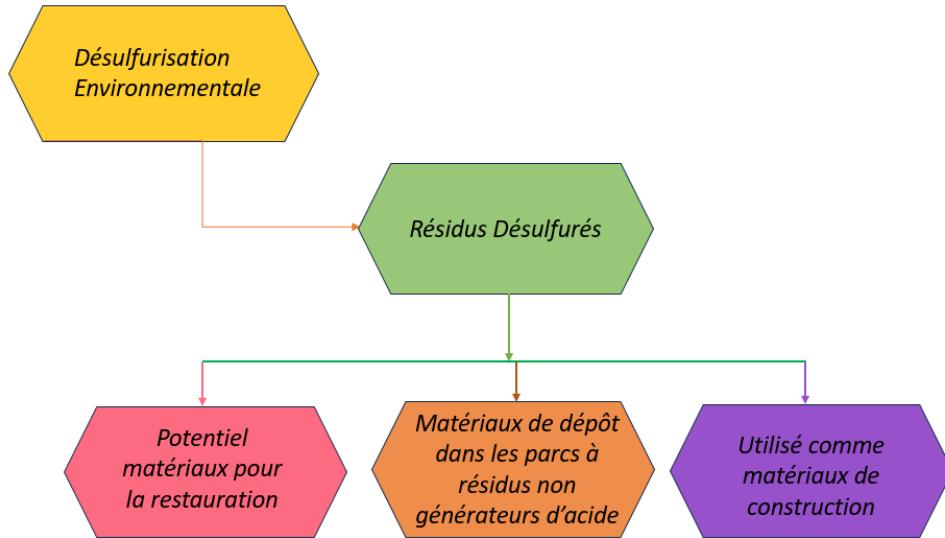


Figure 2.6 Mode de gestion des résidus désulfurés

2.6 Utilisation des rejets désulfurés dans la restauration des parcs à résidus miniers

La restauration des sites miniers est d'une importance capitale pour la protection de l'environnement. La valorisation des rejets de concentrateurs dans la restauration des sites miniers a été proposée par Nicholson et al. (1989). Les résidus désulfurés possèdent des propriétés hydrogéologiques adéquates pour les méthodes de restauration telle que la CEBC et le recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevé. De plus, ils permettent de réduire le taux d'oxygène dans les résidus réactifs (Rey, Demers, Bussière, Mbonimpa, et al., 2020).

La CEBC est une méthode qui vise à maintenir la couche de faible perméabilité ou couche d'humidité à un degré de saturation de plus de 85 % afin de limiter la migration de l'oxygène vers les couches de matériaux inférieures (Bussière et al., 2004; Kalonji, 2014). L'effet de barrière capillaire s'applique lorsque la couche de faible perméabilité, formée d'un matériau fin (ex. résidus désulfurés), est placée entre des couches de matériaux grossiers (couche de drainage ou couche de bris capillaire) en condition non saturée. Elle peut également être renforcée par d'autres couches qui vont apporter un plus à son efficacité et sa stabilité (Bussière et al., 2006) (figure 2.7).

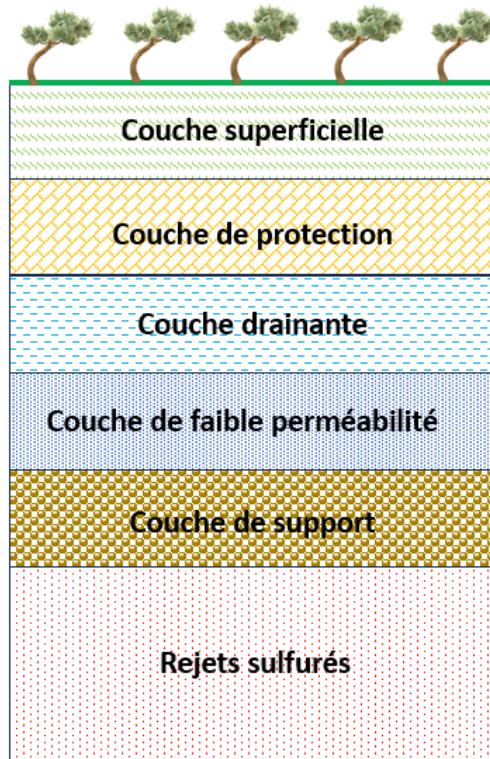


Figure 2.7 Configurations typiques d'une CEBC tirée de (Lessard, 2018b)

- La première couche du bas constituée de matériaux grossiers qui reposent directement sur les résidus sulfurés, joue un rôle de support mécanique et de rupture capillaire ;
- La deuxième couche joue le rôle de rétention d'eau, et est constituée de matériaux fins (silt, résidus désulfurés) caractérisés par un k_{sat} de trois ordres de grandeur plus faible que la première couche soit inférieure à 10^{-6} cm/s. Elle permet de maintenir un degré de saturation (Sr) élevé supérieur à 85 % limitant ainsi la diffusion d'oxygène (Kalonji, 2014) ;
- La troisième couche, constituée également de matériaux grossiers (sable, gravier, déchets inertes), sert de couche de drainage pour évacuer l'accumulation d'eau excédentaire et réduire la pression interstitielle. Elle est construite avec une pente douce pour un drainage efficace et présente un k_{sat} de 10^{-1} à 10^{-3} cm/s (Aubertin, 1995; Aubertin et al., 2002a) ;
- La quatrième couche sert de couche de protection. Elle permet de protéger les couches inférieures contre les racines des plantes, les animaux, les effets des cycles de mouillage-séchage, de gel-dégel, et limiter les risques d'évapotranspiration (Aubertin, 1995) ;

- La cinquième couche sert de couche superficielle et permet de réduire la variation de température et d'humidité dans les couches inférieures, et est efficace pour lutter contre l'érosion. Elle est généralement composée de sols organiques et de gravier.

Le recouvrement monocouches avec nappe phréatique surélevée (RM-NPS) (figure 2.8) est une combinaison de deux techniques dont l'une consiste à relever la nappe phréatique et à maintenir un degré de saturation proche de 100 % dans les rejets sulfurés et dans la frange capillaire pour empêcher l'oxydation des sulfures par l'oxygène (Ouangrawa, 2007). La deuxième technique consiste en un recouvrement monocouche pour protéger les résidus sulfureux contre l'érosion, l'évaporation, et permet de réduire la baisse de niveau d'eau dans les résidus en tout temps malgré les aléas climatiques. L'efficacité de la RM-NPS dépend de la position de la nappe phréatique. Les résidus désulfurés utilisés comme couche de recouvrement ont un avantage de réduire la quantité d'oxygène pouvant arriver dans les rejets sulfurés. Cela est possible grâce à la consommation directe de l'oxygène par les sulfures résiduels qu'ils contiennent, permettant ainsi de prévenir ainsi le DMA ou le DNC (Demers et al 2009).

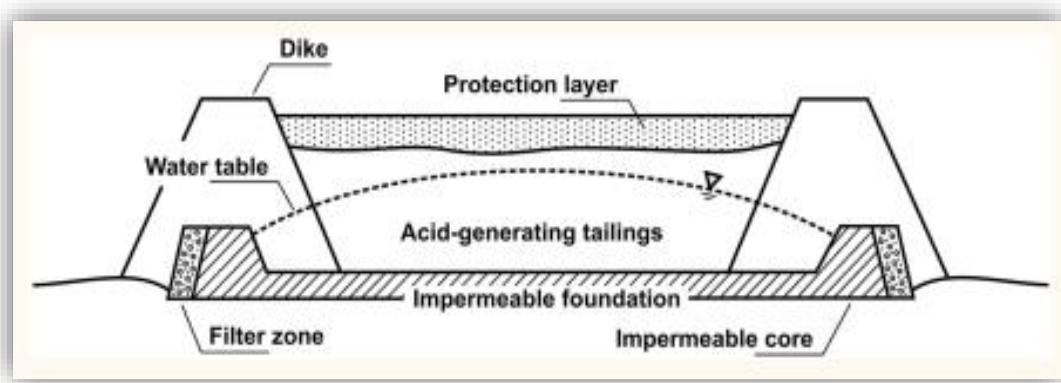


Figure 2.8 Systèmes de recouvrement monocouches avec nappe phréatique surélevée tirée de (Bussière & Guittonny, 2020).

2.7 Objectifs de la restauration

Le programme de restauration a été mis en place par le ministère des ressources naturelles et des forêts du Québec (MRNF) en 1997 qui exige un plan de restauration des sites miniers suivants des caractéristiques données. La restauration des sites miniers peut être mise en œuvre pendant et après

la vie de la mine. Elle vise à rendre les sites exploités visuellement acceptables et exempts de toute substance susceptible de nuire au milieu récepteur à court et à long terme. Cette démarche contribue à stabiliser les résidus réactifs, réduire les sources de contamination, et de prévenir la formation du DMA/DNC. Plusieurs réglementations sont associées à la restauration des sites miniers, notamment la loi sur la qualité de l'environnement (LQE), la Directive 019 sur l'industrie minière (D019) et le Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants (REMMD).

2.8 Études sur les rejets désulfurés utilisés dans la restauration

Les différentes possibilités d'utilisation des rejets désulfurés dans la restauration des parcs à résidus mentionnées précédemment à la section 2.6 ont été mis en pratique par plusieurs chercheurs. Le tableau 2.5 présente quelques études retrouvées dans la littérature sur l'utilisation des résidus désulfurés.

Les travaux menés par Kalonji-Kabambi et al. (2020a) visaient à étudier le comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs de Laronde, recouverts par une CEBC faite avec des résidus miniers à faible sulfures. Une colonne avec (CEBC) et une cellule expérimentale ont été mises en place utilisant des résidus faiblement générateurs d'acide (0,13 % de soufre) comme couche d'humidité. Les résultats montrent que le degré de saturation dans la couche d'humidité étaient entre de 89 et 96 % et les flux d'oxygène représentés à la base de la couche d'humidité était de 1.10^{-3} et 5.10^{-3} mol/m²/an pour la colonne et la cellule expérimentale (CEBC). Les flux d'oxygène obtenus étaient réduits d'environ 99 % par rapport aux résidus réactifs non recouvert. L'utilisation des résidus faiblement sulfureux comme couche d'humidité n'a pas permis de réduire les concentrations en Zn et Fe selon la D019 (2025). Cette étude montre que les résidus faiblement sulfureux seraient une solution pour réduire les flux d'oxygène et de limiter le DMA. Toutefois, la géochimie du lixiviat peut être améliorée par une étape de polissage, de traitement passif, par une modification des propriétés hydrogéologiques ou par une augmentation de l'épaisseur de la couche d'humidité (Kalonji-Kabambi et al., 2020b).

L'efficacité d'un système de recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevé avec des résidus faiblement sulfureux sur un ancien site Manitou a été évalué par Éthier et al. (2018). Treize stations installées sur le site ont permis d'évaluer les flux d'oxygène à l'aide de solutions de modélisations numériques et analytiques. Elles ont également permis de calculer le degré de saturation du recouvrement. Les résultats montrent un degré de saturation de près de 100 % dans

les 50 cm du bas du recouvrement. Les flux simulés à partir des tests de consommation d'oxygène modifiée et des concentrations en oxygène montrent des flux d'oxygène inférieurs à environ $3,44 \cdot 10^{-5}$ mol/m²/an pour les résidus de Manitou. Les flux entrants à la surface de la couverture étaient plus élevés selon les stations dont : 2,19 mol/m²/an à la station 8, $3,92 \cdot 10^{-4}$ mol/m²/an à la station 1 et entre $6,25 \cdot 10^{-2}$ et $4,38 \cdot 10^{-1}$ mol/m²/an pour les autres cas. La faible réactivité du matériau de couverture réduit le flux d'oxygène jusqu'à ce qu'il atteigne les résidus réactifs (Bussière et al., 2004; Demers et al., 2009; Hamdi, 2011).

En parallèle, Éthier et al. (2018) a évalué la qualité de l'eau sur le site Manitou après restauration. Les analyses ont révélé que 82 % des pH mesurés étaient proches de la neutralité. Les concentrations en métaux tels que le Fe et le Zn (4 420 mg/L et 1650 mg/L) étaient parfois du même ordre de grandeur que les concentrations observées avant la restauration (10 000 mg/L et 350 mg/L). Une précipitation d'(oxy) hydroxydes de fer a été également observée dans les résidus Manitou, qui peuvent être source de contamination. Selon cette étude, les résidus faiblement sulfureux sont efficaces pour contrôler les flux d'oxygène mais n'améliorent pas nécessairement la qualité de l'eau (Ethier et al., 2018).

L'utilisation des résidus désulfurés de la mine Raglan comme couche d'humidité a été également exploré par Lessard (2018a). Cette étude a évalué l'efficacité des résidus désulfurés pour contrôler la migration de l'oxygène sur la performance des couvertures isolante avec effet de barrière capillaire (CIEBC) en condition climatique froide. Deux colonnes ont été montées simulant le pire scenario où les résidus désulfurés sont soumis à un dégel. Le soufre des résidus désulfurés à la colonne 1 (0,46 %) est inférieur à celui de la colonne 2 (0,80 %). Des mesures de flux d'oxygène ont été réalisées suivant trois approches telles que la loi de Fick, l'équation pour les matériaux réactifs développée par Mbonimpa, (2003) et la méthode du gradient. Les résultats montrent que les flux d'oxygène sont inférieurs à $5,5 \cdot 10^{-3}$ mol/m²/an valeur correspondant au flux d'oxygène d'une CEBC efficace. Les degrés de saturation étaient relativement supérieurs à 85 % dans les résidus désulfurés, limitant ainsi le passage de l'oxygène dans les résidus réactifs. Le comportement géochimique des eaux d'exfiltrations des deux colonnes analysées respectait les limites de la D019 (2025) à l'exception de la concentration en Zn à la colonne 2. Cela semble être lié aux concentrations en soufre élevé contenues dans les résidus désulfurés à la colonne 2. Ces travaux prouvent que les résidus désulfurés pourraient être efficaces pour contrôler la migration d'oxygène et contrôler le DMA.

Des études en laboratoire mené par Rey et al. (2016) visaient à évaluer l'influence de l'épaisseur d'une couverture, le niveau de la nappe phréatique et de la granulométrie sur la qualité du lixiviat à travers un recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevé. Au total, huit colonnes ont été montées avec 0,30 m de résidus réactifs de la mine Doyon et recouverts par des résidus désulfurés de la mine Westwood ou des résidus faiblement sulfurés de la mine Goldex.

Les configurations des colonnes étaient les suivantes :

- Colonne 1 : recouvert par 100 cm de résidus Westwood avec une nappe phréatique à l'interface (0 m)
- Colonne 2 : recouvert par 50 cm de résidus Westwood avec une nappe phréatique à l'interface (0 m)
- Colonne 3 : recouvert par 100 cm de résidus Goldex avec une nappe phréatique à l'interface (0 m)
- Colonne 4 : recouvert par 100 cm de résidus Westwood avec une nappe phréatique de 2 m
- Colonne 5 : recouvert par 50 cm de résidus Westwood avec une nappe phréatique de 2 m
- Colonne 6 : recouvert par 100 cm de résidus Goldex avec une nappe phréatique de 1 m
- Colonne 7 : recouvert par 100 cm de résidus Westwood avec une nappe phréatique de 1 m
- Colonne 8 : recouvert par 50 cm de résidus Goldex, 100 cm de sable (barrière anti-évaporation) avec une nappe phréatique de 100 cm.

La granulométrie des résidus Doyon et Westwood était semblables aux particules limoneuses inférieures à 80 µm. Toutefois, les résidus Goldex étaient plus grossiers, comparables à un sable fin. Les résidus réactifs de Doyon placés en dessous des recouvrements ont été maintenus dans un état presque saturé ($Sr \geq 85\%$) pour les colonnes ayant une nappe phréatique de 2 m sous l'interface et supérieur et un Sr ou égal à 90 % pour les autres tests. L'efficacité de l'épaisseur de la couche de recouvrement a été évaluée en fonction du temps d'épuisement de la pyrite contenue dans les résidus désulfurés. En effet, les essais réalisés avec un recouvrement de 50 cm d'épaisseur ont atteint l'épuisement plus rapidement que celle de 100 cm d'épaisseur. Le recouvrement fait des résidus Goldex a systématiquement consommé plus d'oxygène que le recouvrement des résidus Westwood malgré une teneur initiale en pyrite plus faible (0,24 % contre 0,32 %). Cela est probablement dû à un AEV plus faible et une rétention en eau plus faible du matériau de recouvrement Goldex, favorisant ainsi l'oxydation par rapport aux résidus Westwood. La

consommation d'oxygène causée par l'existence de pyrite résiduelle dans les matériaux de couverture n'est qu'un avantage temporaire. La qualité des eaux de lixiviation provenant des deux recouvrements présente un risque de DNC avec des concentrations en fer et zinc dépassant parfois les exigences réglementaires québécoises.

L'efficacité d'une couverture monocouche placée sur le lac Détour, une mine d'or en Ontario en 1998-1999, a été évaluée par Dobchuk et al. (2013a). L'objectif était de maintenir un degré de saturation supérieur à 85 % dans une couverture faite de résidus désulfurés, afin de limiter la diffusion d'oxygène par la consommation des minéraux sulfureux restants et prévenir le DMA. La couverture désulfurée présentait une teneur en soufre inférieure à 1 % et le minéral sulfureux identifié était la pyrite. L'épaisseur de la couche de couverture variait de 1 à 1,5 m. À la suite d'une installation d'instrumentations sur le site en 2000, des échantillons de matériaux de la couverture et des résidus ont été prélevés et soumis à certaines analyses. Les résultats montrent des faibles valeurs d'entrées d'air pour les échantillons de la couverture désulfurées (6, 10, 20 kPa) par rapport aux résidus sulfurés à grain plus fin (8, 50, 50 kPa). Cela s'explique par une ségrégation granulaire survenue lors de la déposition des résidus désulfurés faisant varier la taille des particules. Une simulation numérique de plusieurs profils de couverture observée à la figure 2.9 a été réalisée. Une épaisseur de 1,8 m a été attribuée à la couche de couverture désulfurée et des résidus réactifs. La base de la couche de couverture représentait le point de calcul pour évaluer la diffusion de l'oxygène dans les résidus sous-jacents générateurs d'acide.

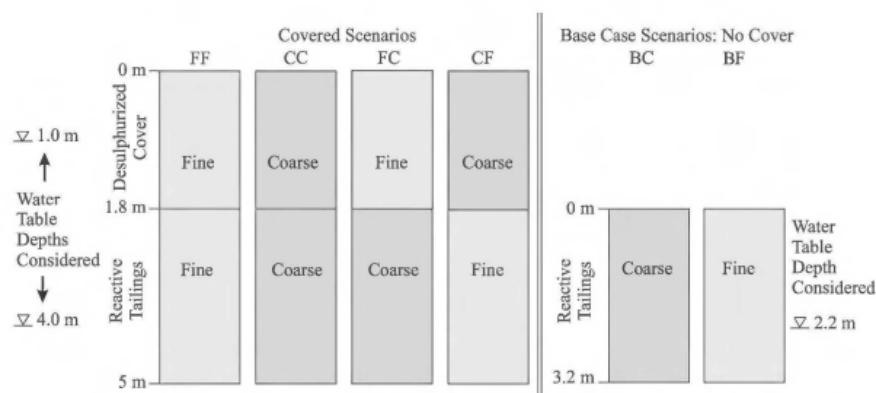


Figure 2.9 Profil représentative du terrain pour la modélisation numérique (Dobchuk et al., 2013b) tiré de Lessard (2018b)

Les scenarios sans recouvrement (BC, BF) révèlent que la taille des grains influence la migration d'oxygène. Le profil BC (résidus grossier) montre une saturation de 85 % à 0,6 m au-dessus de la nappe phréatique. En revanche, le profil BF est resté saturé à plus de 85 % dès 0,12 m de profondeur, quelle que soit l'année climatique (moyenne, sèche, humide). Les flux d'oxygène étaient de $1,58 \cdot 10^{-1}$ mol/m²/an pour BC et $1,53 \cdot 10^{-2}$ mol/m²/an pour BF. Le profil FF (résidus désulfurés fins sur des résidus sulfureux fins) montre que pour une nappe phréatique de 1 m et 4 m, Sr reste supérieur à 85 % quelle que soit l'année climatique. Les flux d'oxygène étaient négligeables à la surface et à l'interface du recouvrement à 1 m de profondeur. Cependant, à 4 m, ils atteignaient $1,41 \cdot 10^{-2}$ mol/m²/an similaire au profil BF. Cette différence s'explique par un coefficient de vitesse de réaction plus faible ($k_r = 44/\text{an}$) des résidus désulfurés FF par rapport aux résidus réactifs fins BF ($k_r = 141/\text{an}$). Le profil CC recouvert par des résidus désulfurés grossiers sur des résidus sulfureux grossiers avec une profondeur de nappe phréatique de 1 m, a maintenu les résidus grossiers sulfureux à 100 % sous la nappe, limitant les flux d'oxygène à $9,38 \cdot 10^{-3}$ mol/m²/an. En revanche, une nappe phréatique de 4 m a conduit à une désaturation prononcée dans les résidus de couverture avec une migration d'oxygène à une profondeur supérieure à 3 m. Le flux d'oxygène à l'interface des résidus était de $7,81 \cdot 10^{-2}$ mol/m²/an, soit deux fois moins élevé que celui mesuré dans le profil BC ($1,58 \cdot 10^{-1}$ mol/m²/an). La consommation de l'oxygène par la présence de sulfures aide à stabiliser le système mais ne garantit pas la prévention du DMA.

La modélisation du scenario FC recouvert par des résidus désulfurés fins sur des résidus sulfureux grossiers montre qu'avec une nappe phréatique de 1 m, le degré de saturation à la surface est resté très proche de 100 %. Les flux d'oxygène à la surface et à l'interface étaient négligeables, inférieurs à $3,13 \cdot 10^{-6}$ mol/m²/an. Avec une nappe phréatique à 4 m, le degré de saturation de la couverture de résidus fins au-dessus de l'interface estimé était inférieure à 85 % en période sèche. Comparativement au profil FF, le contraste de matériaux du profil FC ne permet pas de garder les résidus de couverture en condition des saturations. Le profil CF recouvert par des résidus grossiers désulfurés sur des résidus fins sulfureux montre un degré de saturation inférieur à 60 % (dans les résidus grossiers), maintenant les résidus sous-jacents saturés avec un flux d'oxygène estimé à moins de $3,13 \cdot 10^{-6}$ mol/m²/an à l'interface du profil. Pour une nappe phréatique de 1 m, une légère consommation d'oxygène de $1,53 \cdot 10^{-2}$ mol/m²/an a été observée dans la couverture, tandis qu'à 4 m, l'oxygène reste proche de 21 % et aucune consommation d'oxygène n'a été observé. Cependant, les résidus sulfureux saturés montrent un flux d'oxygène très faible, inférieur à $3,13 \cdot 10^{-6}$ mol/m²/an.

Lorsqu'une consommation d'oxygène est impliquée à la surface des résidus sulfureux fins, la concentration d'oxygène diminue jusqu'à 14 % entraînant des flux de surface entre $5,34 \cdot 10^{-2}$ à $5,56 \cdot 10^{-2}$ mol/m²/an, en fonction des précipitations suivant toutes les années climatiques. Les modélisations effectuées par Dobchuk et al. (2013a) ont montré que le niveau de la nappe phréatique est un facteur important à la migration de l'oxygène.

Une étude menée par Demers et al. (2008) visait à évaluer l'efficacité des résidus désulfurés utilisés comme matériaux de couvertures dans un système de recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevée. Des configurations de colonnes ont été mis en place pour évaluer l'influence de soufre résiduel des résidus désulfurés (0,25 % ou 1,24 %), de l'épaisseur de la couche des résidus désulfurés (1 ou 50 cm) et le niveau de la nappe phréatique à la surface des résidus générateur d'acide ou sous la colonne. Les résultats ont montré que les configurations de colonnes avec une nappe phréatique profonde présentaient un degré de saturation significativement plus faible, ce qui favorisait une faible diffusion d'oxygène dans les résidus sulfureux. Une réduction des concentrations en métaux a été observé par rapport à des colonnes de contrôle sans recouvrement. Les configurations de colonnes recouvertes par les résidus désulfurés combinés avec une nappe phréatique surélevée ont conduit à une augmentation significative du pH (supérieur à 7) et une stabilité des métaux conforme aux exigences de la Directive 019, indiquant une efficacité dans le contrôle du DMA. Cette étude démontre que les résidus désulfurés, combinés à une nappe phréatique élevée, constituent une combinaison optimale pour gérer efficacement le DMA (Demers et al., 2008).

Afin d'évaluer l'efficacité des résidus à faible teneur en sulfure utilisés comme couche de rétention d'eau dans une CEBC, Bussière et al. (2004) ont réalisé une série de lixiviations en colonne au laboratoire. Des résidus faiblement sulfureux avec des teneurs en sulfures de 0,22 %, 0,65 %, 1,17 % et de même épaisseur (0,6 m) avec un degré de saturation de 85 % à 90 % ont été testés. Les flux d'oxygène mesurés à la surface du recouvrement avaient des valeurs plus élevées que celles mesurées à la base du recouvrement. Pour une teneur en sulfure de 0,22 %, le flux d'oxygène était de 10 mol/m²/an à la surface du recouvrement, et 0,64 mol/m²/an à la base du recouvrement. Pour une teneur de 0,65 %, le flux à la surface était de 25 mol/m²/an et de 0,06 mol/m²/an à la base du recouvrement. Pour la teneur de 1,17 %, le flux était de 35 mol/m²/an à la surface et 0,008 mol/m²/an à la base. La présence de sulfures dans la couche de recouvrement, fait de résidus faiblement sulfureux, augmente le flux d'oxygène à la surface. Cependant, une fraction importante

de l'oxygène est consommée dans la couverture en fonction de la teneur en sulfure. L'utilisation des résidus faiblement sulfureux comme couche de rétention humide dans la CEBC a conduit à une consommation en sulfate dans l'eau interstitielle d'un facteur de 50. De plus, les résidus faiblement désulfurés ont contribué à réduire la concentration en contaminants de Fe, et Zn dans les eaux de lixiviation.

Tableau 2.5 Études antérieures des résidus désulfurés utilisés dans la restauration.

Sites	Matériaux utilisés	Études antérieures	Références
Mine Raglan (région du Nunavik, Québec)	Résidus désulfurés	Évaluation d'une couverture isolante avec effet de barrière capillaire faite de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en conditions nordiques	(Lessard, 2018b)
Mine Doyon Mine Westwood	Résidus désulfurés	Performance d'une barrière à l'oxygène constitué de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide	(Demers et al., 2008)
Mine Westwood	Résidus désulfurés	Évaluation géochimique d'une couverture monocouche avec une nappe phréatique élevée pour la remise en état des bassins de résidus Doyon Westwood, Canada	(Rey, Demers, Bussière, Mbonimpa, et al., 2020)

Tableau 2.5 Études antérieures des résidus désulfurés utilisés dans la restauration. (suite)

Sites	Matériaux utilisés	Études antérieures	Références
Mine Westwood	Résidus désulfurés	Étude en laboratoire de couvertures de résidus à faible teneur en sulfures avec nappe phréatique surélevé pour contrôler le drainage minier acide	(Rey, Demers, Bussière, & Mbonimpa, 2020)
Mine Detour Lake	Résidus désulfurés	Évaluation d'une couverture monocouche de résidus désulfurés sur le Lake Détour	(Dobchuk et al., 2013b)
Mine Selbaie	Résidus non générateurs d'acide	Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux : Essais en colonne et simulations numériques	(Cosset, 2009)

Tableau 2.5 Études antérieures des résidus désulfurés utilisés dans la restauration. (suite)

Sites	Matériaux utilisés	Études antérieures	Références
Site Manitou	Résidus désulfurés	<p>Évolution de la qualité de l'eau interstitielle dans les résidus de Manitou après la mise en œuvre de la technique de nappe phréatique élevée avec une couverture monocouche</p> <p>Évaluation in situ de la performance des mesures de réhabilitation mises en œuvre sur un site de stockage de résidus réactifs abandonné</p>	(Ethier et al., 2018)
Mine Laronde	Résidus non générateurs d'acide	Comportement hydrogéochimique des résidus hautement réactifs : Résultats en laboratoire et sur le terrain de couvertures réalisées avec des déchets miniers	(KALONJI, 2020)

2.9 Besoins en recherche

La restauration des sites générateurs d'acide constitue un défi majeur pour l'industrie minière. Ces effets sur l'environnement se traduisent notamment par des phénomènes connus qui sont le DMA et le DNC. Depuis plusieurs années, de nombreux chercheurs travaillent à mettre en place une gestion responsable des rejets miniers afin de contrôler ces phénomènes. Les approches connues pour remédier à ce problème sont généralement la revaloriser des résidus miniers par le biais de la désulfuration environnementale et de la restauration des parcs à résidus, ou par une combinaison des deux. La revue de littérature démontre, à travers divers travaux de recherche, que les résidus désulfurés possèdent des propriétés hydrogéotechniques adéquates pour être intégré dans les scénarios de restauration (Demers et al., 2008, 2009; Dobchuk et al., 2013; Rey et al., 2020).

La présence de sulfures résiduels réactifs, quoiqu'insuffisante pour générer du drainage minier acide, permet une réduction des flux d'oxygène via l'oxydation de ces sulfures (Demers et al. 2009; Dobchuk et al., 2013). Ce bénéfice associé à la présence des sulfures pourrait être limité puisqu'ils seront épuisés ou inactivés (par l'enrobage des minéraux secondaires) après un certain temps. Toutefois, les effets a long terme des résidus désulfurés dans le contrôle le DMA restent mal connus. Il est donc nécessaire de mener des recherches pour déterminer si ces résidus pourraient devenir une source de contamination au fil du temps.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE : CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX ET PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

3.1 Démarche méthodologique

L'objectif de cette recherche vise à évaluer l'effet de l'interaction géochimique des résidus désulfurés et des résidus sulfurés en condition de restauration, en vue de contrôler le DMA et le DNC. La démarche méthodologique mise en place (figure 3.1) pour atteindre cet objectif se résume comme suit :

- Caractérisation initiale en laboratoire des différents résidus
- Étude expérimentale en laboratoire de six essais en colonne simulant un recouvrement monocouche à une nappe phréatique surélevée
- Modélisation géochimique thermodynamique (Vminteq) pour prédire les espèces chimiques qui se précipitent à partir des résultats géochimiques issus des essais en colonnes
- Démantèlement et caractérisations post-essais.

Cette section du document présente les matériaux utilisés, les méthodes de caractérisation, le montage des colonnes, les instruments employés, ainsi que les analyses de suivi des eaux de lixiviation.

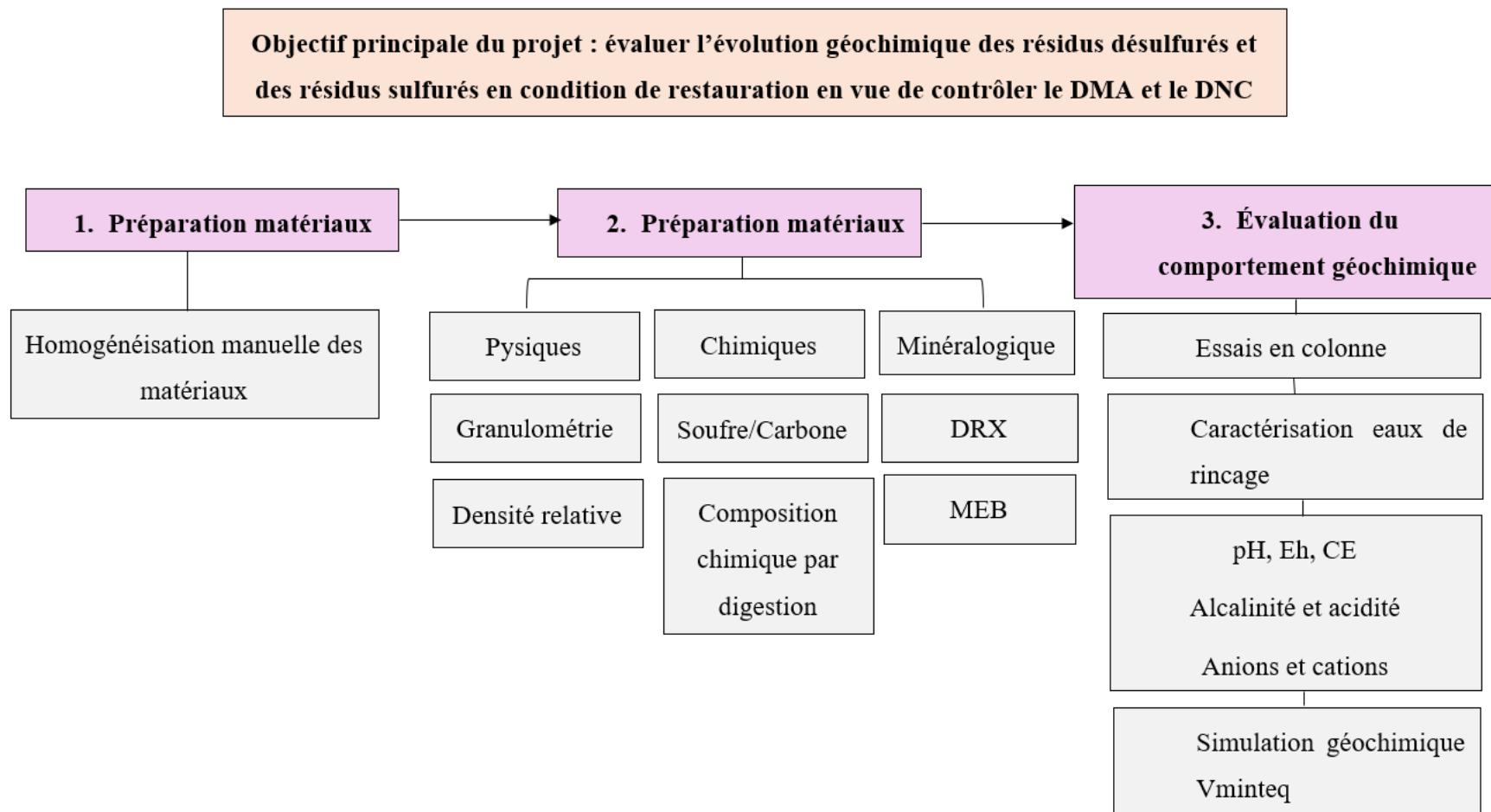


Figure 3.1 Diagramme de la méthodologie adoptée pour le présent projet de recherche

3.2 Origine des matériaux

Les résidus miniers étudiés dans ce projet proviennent de deux sites distincts : Westwood-Doyon et Éléonore.

La mine Westwood-Doyon appartient à IAMGOLD et est située à environ 40 km à l'est de Rouyn-Noranda, au Québec. Ce site regroupe deux mines distinctes, séparées par une distance de 2 km. La mine Doyon, exploitée en surface et en souterrain depuis 1978, est une ancienne mine d'or qui a généré des résidus miniers potentiellement générateurs d'acide, déposés dans quatre parcs à résidus : parc 1, parc 2, parc 3 Est et parc 3 Ouest (Driouky, 2020). Les résidus contiennent de 2 à 4 % de soufre, provenant principalement de la pyrite, et sont générateurs d'acide en raison de leur faible pouvoir neutralisant (Demers et al., 2008). La mine Westwood, quant à elle, est une mine d'or exclusivement souterraine opérationnelle depuis 2013. Elle utilise la fosse à ciel ouvert de Doyon pour l'entreposage de ses résidus.



Figure 3.2 Vue aérienne du site minier Westwood-Doyon modifié de (Rey et al., 2016b)

La mine Éléonore, située dans la région d'Eeyou Istchee Baie-James, au nord de la province du Supérieur (Québec, Canada), est une exploitation souterraine d'or appartenant à Newmont Goldcorp Corporation. Elle fait partie du gisement Roberto, et comprend deux zones aurifères principales : Roberto et East Roberto. Mise en production depuis octobre 2014, la mine génère deux types de rejets. D'une part, elle produit des rejets désulfurés filtrés contenant environ 85 % de solide, stockés dans un parc à résidus. Ces rejets sont principalement composés de minéraux tels que l'arsénopyrite, la pyrrhotite, la pyrite et de la löllingite en faible proportion (Kubuya, 2022). D'autre part, la mine génère des concentrés en sulfures, reconnus pour leur potentiel à produire du DMA. Ces concentrés sont mélangés à du ciment (à raison de 3 % à 6 %) afin d'assurer leur stabilisation avant d'être intégrés dans les remblais en pâte souterrains.



Figure 3.3 Vue aérienne de la mine Éléonore (Goldcorp, 2018)

3.3 Réception des échantillons

Cinq catégories de matériaux en provenance des zones d'étude (Westwood-Doyon et Eléonore) ont été réquisitionnées dans des chaudières de 20 l hermétiquement fermées. Les résidus ont été submergés dans de l'eau afin de prévenir une éventuelle oxydation pendant le transport et la

conservation. Parmi les matériaux, figurent : les rejets oxydés Doyon (parc 1), les rejets faiblement oxydés Doyon (parc 2), les rejets frais Westwood, les rejets frais et oxydés Éléonore, et le sable inerte disponible à l'Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM).

Les rejets frais Westwood ont été soumis à une désulfuration non sélective dans les laboratoires à l'URSTM-UQAT. Elle a été réalisée à l'aide d'une cellule Denver dans les conditions suivantes : flottation effectuée avec 300 g/t de sulfate de cuivre (CuSO_4 , agent activateur), 180 g/t de Kax-51 (agent collecteur) et 70 g/t de MIBC (agent moussant) à une densité de 20 % solide. Le temps de flottation était de 5 minutes, répété trois fois. L'ébauchage a été effectué avec 150 g/t de CuSO_4 , 90 g/t de Kax-51 et 70 g/t de MIBC pour une période de cinq minutes. Cette technique a permis de produire des rejets désulfurés à une moyenne de 0,13 % S. Les rejets frais Éléonore contiennent moins de 0,11 % S et proviennent de la désulfuration opérationnelle durant le procédé de traitement du minerai.

3.4 Homogénéisation des matériaux

L'homogénéisation sert à obtenir une représentation uniforme des propriétés des matériaux avant de procéder à leur caractérisation. Les matériaux cités plus haut ont été homogénéisés à l'état humide par la méthode de quartage suivant la norme ASTM C702/C702M — 11 (2012).

3.5 Caractérisation initiale des échantillons solides

La caractérisation initiale permet d'avoir une connaissance générale des matériaux à étudier. Cette section détaille les techniques mises en œuvre pour la caractérisation physique, chimique et minéralogique des résidus.

3.5.1 Caractérisations physiques

- Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique est importante, car elle permet de comprendre le comportement hydrogéologique des résidus. La distribution granulométrique des résidus a été déterminée à l'aide du granulomètre laser Malvern Mastersizer 3000. Cet appareil mesure la diffraction d'un faisceau laser lorsqu'il traverse un échantillon de particule dispersé. La taille des particules traversant le faisceau laser est déterminée par l'intensité de la lumière diffusée en fonction de l'angle par rapport au faisceau incident (Merkus, 2009). Les résultats sont présentés sous forme de courbes ou de tableaux, illustrent la proportion volumétrique des particules de différentes tailles grâce au

gestionnaire de mesures Mastersizer. L'appareil possède une capacité de mesure allant de 0,05 à 880 µm.

- Analyse de la densité relative

La densité relative des matériaux a été obtenue à l'aide d'un pycnomètre à hélium ULTRAPYC 1200e. Cet appareil s'appuie sur le principe de la poussée d'Archimète pour évaluer le volume réel d'un matériau en fonction de la variation de pression de l'hélium contenu dans le dispositif. L'échantillon est placé dans une cellule d'expansion, et une fois l'appareil démarré, il subit 15 analyses de densité relative dont la moyenne est retenue. L'appareil à des précisions variant de $\pm 0,02\%$ à $\pm 0,03\%$.

- Courbe de rétention d'eau (CRE)

Dans le cadre de cette étude, l'objectif était de maintenir les résidus sulfurés (oxydés Doyon, faiblement oxydé Doyon et oxydés Eléonore) placés à la base des colonnes, dans des conditions favorables à l'oxydation. Ainsi, une succion de 200 cm a été appliquée à leur base. Le modèle utilisé pour prédire la courbe de rétention d'eau des résidus sulfurés est celui proposé par (Mbonimpa, M, et al., 2003). Ce modèle repose sur des paramètres géotechniques clés des résidus, tels que la granulométrie et la porosité, (voir chapitre 2 (2.4.3)).

3.6 Caractérisations chimiques

Dans le but d'identifier et de quantifier les différents éléments présents dans les résidus miniers, une caractérisation chimique a été réalisée. Elle permet de comprendre les interactions chimiques auxquels les résidus peuvent être soumis. Pour ce faire, différentes techniques ont été employées telles que l'analyse du soufre carbone, et l'analyse chimique au plasma couplé inductif (ICP-MS).

- Analyse soufre/carbone

Les teneurs totales en carbone et soufre présentés dans les différents résidus ont été déterminées par une analyse à la fournaise à induction Eltra dans les laboratoires de l'URSTM. Les résidus sont chauffés à une température d'environ 1440 degrés en présence d'oxygène grâce à un four à induction. Une fois chauffés, ils se convertissent en dioxyde de carbone (CO_2) et dioxyde de soufre (SO_2), et sont acheminés vers un analyseur spectrométrique à infrarouge par adsorption des longueurs d'onde spécifiques au carbone et au soufre. La quantité de SO_2 et CO_2 est mesurée et les concentrations sont rapportées en pourcentage massique (ou ppm) par un système informatisé. La limite de détection de l'appareil est de 0,05 % pour le soufre et de 0,009 % pour le carbone.

- Analyse chimique au plasma couplé inductif (ICP-MS)

L'analyse ICP-MS a été réalisée par le laboratoire SGS. C'est une analyse, employée pour déterminer et quantifier les concentrations en éléments contenus dans un échantillon solide. Elle repose sur un principe d'excitation et d'émission d'atome (Dekayir, 2019-2020). Le processus commence par une dissolution complète des échantillons par acide ($\text{HCl}/\text{HNO}_3/\text{HF}/\text{HClO}_4$), suivi d'une filtration selon le critère du laboratoire dans le but d'éviter le blocage des particules dans l'analyseur. La solution obtenue est par la suite soumise à une source d'énergie, qui est le plasma d'argon. Le plasma a pour rôle d'exciter les ions des éléments contenus dans la solution grâce à son potentiel d'ionisation très élevé. Une fois que l'élément retourne à l'état normal après excitation, il libère un rayonnement sous forme de radiation électromagnétique à des longueurs d'onde proportionnelles 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 concentration suivant l'étalonnage quotidien. Un logiciel calcule alors le pourcentage massique de chaque élément choisi en tenant compte de la masse initiale de l'échantillon, du volume final de la solution ainsi que sa concentration mesurée. Les éléments qui ont fait l'objet d'analyses de nos différents résidus sont : le Si, l'Al, l'As, le Ba, le Be, le Bi, le Ca, le Co, le Cr, le Cu, le Fe, le K, le Li, le Mg, le Mn, le Mo, le Na, le Pb, le S, le Sb, le Se, le Sr, le Te, le Ti, l'U et le Zn.

3.7 Caractérisations minéralogiques

Les analyses minéralogiques réalisées visent à identifier et à quantifier les différents minéraux présents dans les résidus. Elles sont essentielles pour élucider les processus géochimiques issus des résidus. Pour atteindre cet objectif, plusieurs techniques analytiques ont été mises en œuvre, notamment l'analyse par diffraction des rayons X (DRX) et l'analyse par microscope électronique à balayage (MEB). Ces deux techniques combinées sont nécessaires pour obtenir des informations précises sur la minéralogie des résidus étudiés.

- Diffraction des rayons X (DRX)

La DRX est une technique semi-quantitative qui permet d'identifier et de caractériser la structure cristalline d'un matériau. Elle est établie sur la diffraction des rayons X par la matière et est principalement utilisée pour analyser les matériaux à granulométrie très fine difficilement observables au microscope optique (Ruffell & Wiltshire, 2004). Le principe de la DRX repose sur

la loi de Bragg (équation 2.5) qui relie la longueur d'onde des rayons X et la distance entre les plans d'atomes ordonnés dans un réseau cristallin avec l'angle diffraction des R-X

$$n\lambda = 2dsin\theta \quad 2.5$$

Où

- d, représente la distance interréticulaire, c'est-à-dire la distance entre deux plans cristallographiques (nm)
- θ , demi-angle de déviation (moitié de l'angle entre le faisceau incident et la direction du détenteur) (deg)
- n, nombre de réflexions (-)
- λ , longueur d'onde des rayons X (ou nanomètre) (nm).

Les analyses DRX des résidus ont été réalisées au laboratoire Activation laboratoires Ltd. L'appareil utilisé est le diffractomètre Bruker D8 Endeavor, équipé d'une source de rayons X au Cu et fonctionnant dans les conditions suivantes : tension 40 kV ; courant 40 mA ; range : 5-70 deg 2 θ ; taille du pas : 0,02 deg 2 θ ; temps par pas : 0,5 s ; fente de divergence : fixe ; angle 0,3° ; rotation de l'échantillon : 15 rpm. La méthode d'analyse consiste à bombarder les résidus par des rayons X monochromatiques et à enregistrer les rayons X diffractés en fonction de l'angle de déviation deux thêta (2 θ) du faisceau (Serna et al., 2014). Les résultats sont présentés sous forme diffractogramme, et analysés à l'aide des logiciels EVA et TOPAS. Ces logiciels comparent les phases cristallines observées à des bases de données de minéraux de référence permettant d'identifier les minéraux et de les quantifier selon l'approche Rietveld. La base de données utilisée par SGS est le PDF-4/Minéral ICDD pour l'identification des minéraux.

- Le microscope électronique à balayage (MEB)

L'analyse ponctuelle au MEB a été réalisée dans les laboratoires de l'URSTM. Le MEB est un appareil à résolution élevée qui permet une observation détaillée d'un échantillon à l'échelle nanométrique. Elle fonctionne sur le principe de l'interaction d'un faisceau d'électrons avec la matière. Un faisceau d'électron, est projeté sur l'échantillon à analyser. L'interaction entre les électrons et l'échantillon crée des électrons secondaires, des électrons rétrodiffusés de la fluorescence X, des électrons Auger et des photons qui sont ensuite captés par des détecteurs. Le signal capté dépend de la nature et de la topographie de l'échantillon au point d'impact du faisceau d'électron. Par balayage du faisceau d'électron sur l'échantillon, une cartographie de la zone est

obtenue (Dakiri & Mechoukhi, 2024). La cartographie permet de déterminer les espèces minérales de l'échantillon analysé.

3.8 Essais cinétiques

Dans l'optique d'évaluer l'impact des résidus désulfurés, utilisés comme matériau de recouvrement, sur les résidus sulfurés, nous avons opté pour des essais en colonne. Cette approche a été choisie en raison de sa représentativité à l'échelle de laboratoire, et de la fiabilité des résultats qu'elle offre pour un suivi géochimique à long terme. Pour atteindre nos objectifs, nous avons simulé deux scénarios de recouvrement monocouche, soit un recouvrement fait de résidus désulfurés et un autre recouvrement fait de sable inerte. Les deux scénarios ont été appliqués sur six colonnes. Cette technique permettra de comparer la géochimie des recouvrements désulfurés à celle des recouvrements inertes. Le montage des colonnes s'inspire des études antérieures menées entre autres par (Demers, 2008; Lessard, 2018b).

3.8.1 Instrumentations des colonnes

Les instruments utilisés pour le montage des colonnes ont été minutieusement sélectionnés afin de garantir une collecte de donnée optimale. Au total, six colonnes ont été utilisées et chaque colonne ont été équipées avec les éléments suivants, voir figure 3.5.

- Colonnes en plexiglas

Six colonnes de hauteur 80 cm et de diamètre 14 cm ont été utilisés. Ce choix est établi sur l'épaisseur totale des résidus (60 cm) à entreposer dans les colonnes. Le plexiglas est un matériau chimiquement inerte, qui ne réagit pas avec les résidus.

- Une plaque céramique

Une plaque céramique poreuse saturée, type Soilmoisture Equipment Corp, d'épaisseur de 7 mm, diamètre 101,6 mm, et de pression d'entrée d'air (AEV) de 50 kPa a été installée à la base de chaque colonne pour permettre une simulation de la nappe phréatique et empêcher la perte des particules fines lors du drainage.

- Capteurs de teneur en eau volumique (TEV)

Les mesures de TEV ont été réalisées par des sondes de type Teros 11 de METER Group, (figure 3.4). Les résultats sont exprimés en m^3/m^3 avec une précision de mesure de $\pm 0,03$. En plus de cela,

la sonde mesure également des valeurs de température en parallèle (Rapport n° 18225-04 ; 2020). Trois sondes ont été installées horizontalement sur le long de chaque colonne. La première était placée à 10 cm de la surface des résidus de recouvrement, la deuxième à 20 cm de la surface des résidus de recouvrement, et la troisième placée à 10 cm de l'interface entre le recouvrement et la couche inférieure des résidus sulfureux, voir la figure 3.5. Les valeurs de TEV ont été mesurées avec un pas de temps de 4 h et enregistrées à partir du logiciel Zentra. Afin d'obtenir des mesures TEV proche de la réalité, les sondes TEV ont été calibrées en fonction de chaque type de matériaux. Les courbes de calibrage des sondes de teneur en eau volumiques des différents résidus sont présentés en annexe A.



Figure 3.4 Sonde TEROS 11

- Valve de drainage

Une valve de drainage était placée à la base de la colonne, et connectée par un tube plastique. Elle a servi à drainer les eaux de rinçages. Elle était également utilisée pour appliquer une succion de 200 cm dans cette étude.

- Contenants

Les contenants ont servi à collecter les eaux de drainages après chaque rinçage.

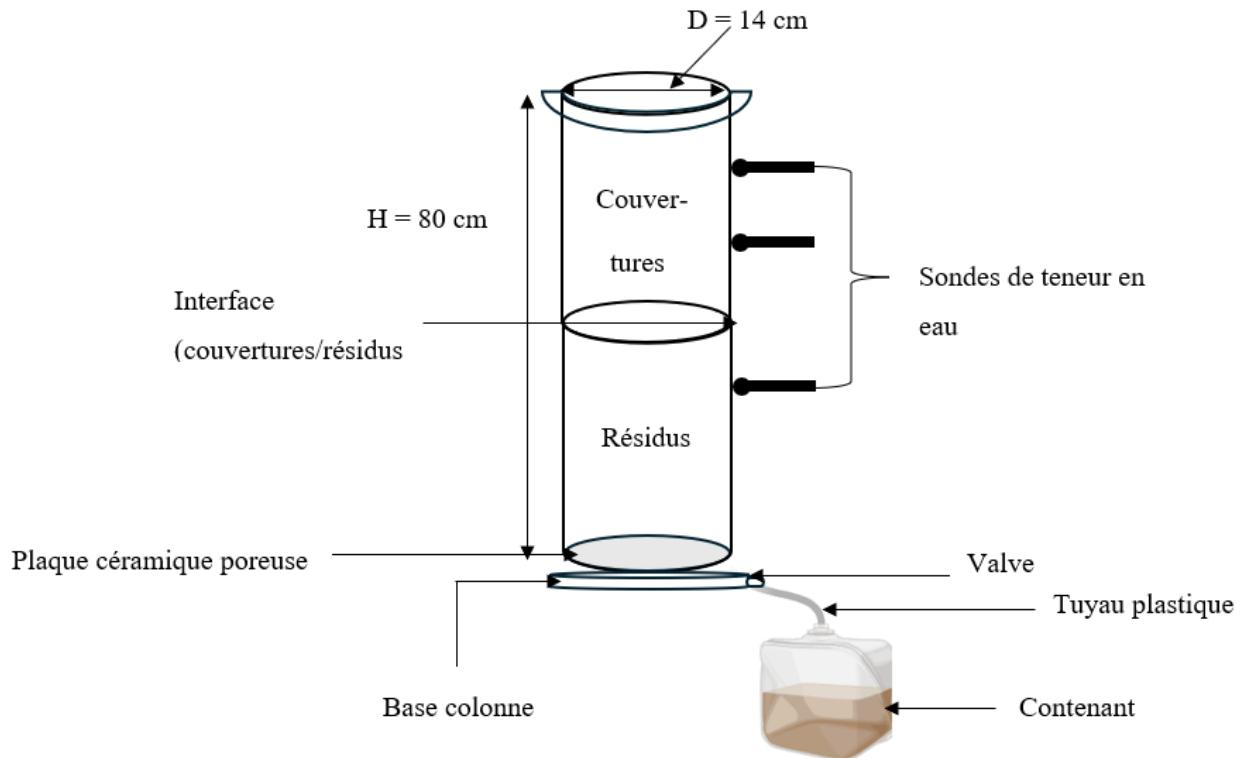


Figure 3.5 Illustration d'une colonne expérimentale

3.8.2 Configuration des colonnes en fonction des matériaux

La configuration des colonnes était les suivantes (figure 3.6) :

- La colonne 1 était composée des résidus oxydés Doyon (OD) à la base, recouverts par des résidus désulfurés Westwood (DW) ;
- La colonne 2 était composée des résidus oxydés Doyon (OD) à la base, recouverts par du sable inerte (SA) ;
- La colonne 3 était composée des résidus faiblement oxydés Doyon (FOD) à la base, recouverts par des résidus désulfurés Westwood ;
- La colonne 4, était composée des résidus faiblement oxydés Doyon (FOD) à la base, recouverts par du sable inerte ;
- La colonne 5 était composée des résidus oxydés Éléonore (OE) à la base, recouverts par des résidus frais Éléonore (FE) ;

- La colonne 6 était des résidus oxydés Éléonore à la base, et recouverts par du sable inerte ;

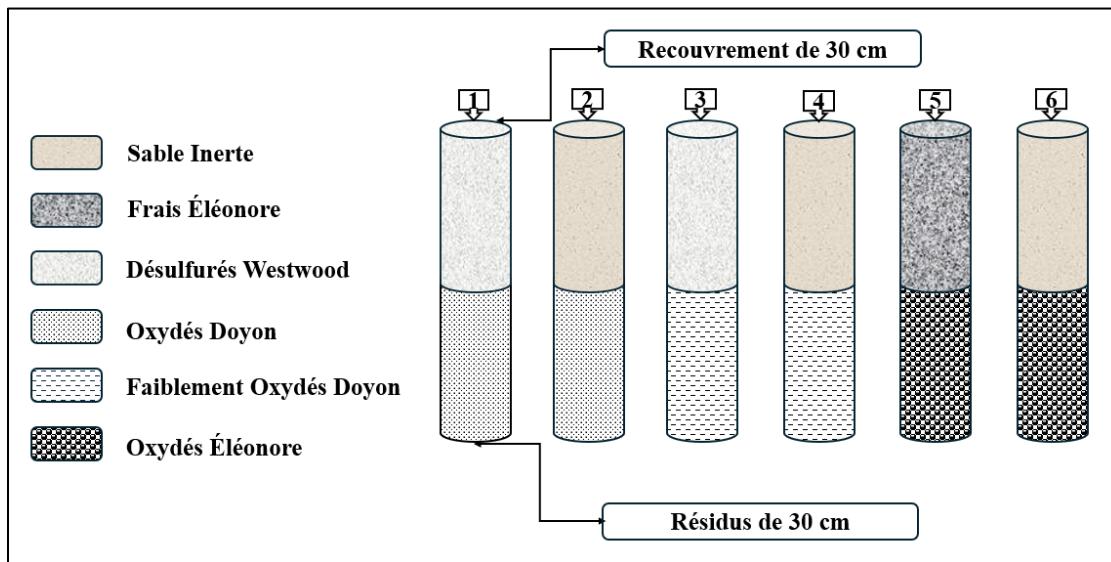


Figure 3.6 Configuration des colonnes en fonction des matériaux

3.8.3 Mise en place des matériaux dans les colonnes

Dans le cadre de notre étude, nous avons planifié d'utiliser une épaisseur de 30 cm avec une porosité visée à 0,42 pour chaque résidu. Cette épaisseur est considérée satisfaisante pour simuler la restauration d'un parc à résidus à l'échelle de laboratoire conformément aux études antérieures (Demers et al., 2011). La porosité estimée pour la mise en place des résidus est typique de celles que l'on retrouve sur le terrain (Bussière et al., 2004). Les étapes suivies pour la mise en place des matériaux dans les colonnes sont les suivantes :

- La détermination de la teneur en eau massique des résidus

La détermination de la teneur en eau massique a constitué à prélever une certaine quantité des résidus après homogénéisation et déterminer leur masse avec une balance. Après pesage, les résidus sont placés à l'étuve à une température de 60°C pendant 48 h, afin d'éliminer toute l'humidité qu'ils contenaient. Par la suite, les résidus ont été retirés de l'étuve, laissés à la température ambiante pour refroidissement. La teneur en eau massique a été obtenue par l'équation indiquée au tableau 3.2.

- Détermination de la masse de matériaux à placer dans les colonnes

La masse humide des résidus à placer dans les colonnes a été calculée en fonction de leurs épaisseurs (30 cm). Le tableau 3.2 montre les formules utilisées pour déterminer la masse des résidus et le tableau 3.3 indique la quantité de matériaux utilisée pour chaque type de résidus.

Tableau 3.1 Détermination de la masse de matériaux à placer dans les colonnes.

Paramètres	Formules
Masse humide	$M_h = W\% \times (1 + M_s) \text{ (g)}$
Teneur en eau	$W\% = M_e/M_s \text{ (%)}$ Avec : M_e , masse de l'eau à l'état initial (g) M_s , masse sèche à l'état initial (g)
Masse sèche	$M_s = D_r \times (e \times V_t) \text{ (g)}$ Avec : D_r , densité relative des résidus V_t , volume total de la colonne à une hauteur de 30 cm (cm^3)

Tableau 3.2 Masse de matériaux utilisés pour chaque type de résidu

Matériaux	Masses de résidus mis dans les colonnes (g) à 30 cm	Teneur en eau initiale %	Densité relative	Porosité visée	Porosité réelle
OD	8692,48	22,63	2,86	0,42	0,46
FOD	8984,60	25,15	2,84	0,42	0,43
DW	6946,74	0,001	2,59	0,42	0,42
FE	7996,65	8,03	2,76	0,42	0,42
OE	8540,25	15,05	2,77	0,42	0,44
SA	8082,57	10,98	2,71	0,42	0,40

- Compaction des résidus

Une fois la masse des résidus identifiés, ils sont placés en couche de 10 cm puis compactés jusqu'à atteindre la hauteur requise de 30 cm. Cette technique a été mise en pratique afin de respecter la porosité fixée de 0,42. Pendant le montage, nous avons constaté qu'avec les résidus oxydés Doyon, faiblement oxydés Doyon, oxydés Éléonore et sable inerte, il était difficile d'atteindre la porosité visée. Cette difficulté est probablement influencée par la quantité d'eau contenue dans certains de ces résidus qui empêchait une compaction efficace. La figure 3.7 illustre les colonnes expérimentales montées au laboratoire.

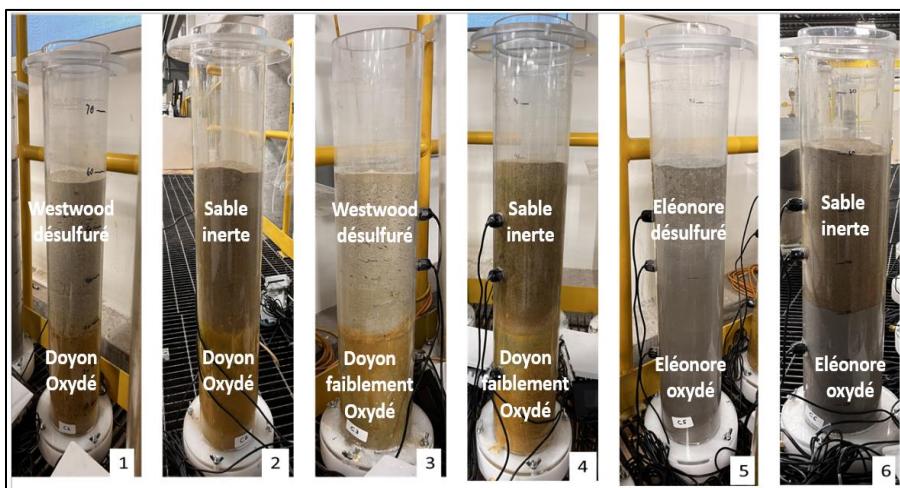


Figure 3.7 Colonnes expérimentales au laboratoire

3.8.4 Rinçage colonnes

Les colonnes ont été soumises à des cycles de mouillage/séchage périodiques à chaque 28 jours. Pour ce faire, une quantité de 2 L d'eau déionisée est ajoutée par le haut des six colonnes. Après chaque ajout, un temps de contact de 48 h maximum entre les matériaux et l'eau est observé avant de laisser drainer. Le temps de drainage est estimé entre 7 à 10 jours dans le cadre de cette étude. Le volume d'eau utilisé pour le rinçage a été déterminé en fonction des essais antérieurs (Rey, Demers, Bussière, & Mbonimpa, 2020), qui ont démontré que cette quantité d'eau simule les précipitations mensuelles en Abitibi. Une fois le drainage complété, les eaux sont collectées dans des contenants en plastique placé en dessous des colonnes. Les contenants d'eau sont pesés afin de

calculer la masse exacte de lixiviat récolté. Les lixiviats sont soumis à des analyses physico-chimiques routinières telles que le pH, Eh, acidité, alcalinité, conductivité, cations et anions. Les eaux de lixiviation permettent d'identifier les éléments susceptibles d'être lixivierés dans un contexte comparable à l'échelle de terrain. Le processus a été répété pendant neuf mois, soit un total de neuf cycles.

3.9 Caractérisation de la chimie du lixiviat

3.9.1 Analyses électrochimiques

Les analyses électrochimiques ont été rapidement faites dans un délai de 24 h une fois le lixiviat recueilli. Le reste des lixiviats doit être conservé dans un réfrigérateur.

- Potentiel hydrogène (pH)

Le pH mesure les ions hydroniums présents dans une solution. Cette mesure a permis de déterminer le caractère acide ou alcalin des eaux de drainage. L'instrument utilisé pour effectuer cette mesure est une électrode de pH combinée Orion Triode™ avec compensation automatique de la température couplée à un Benchtop pH/ISE Meter Orion modèle 920A offrant une précision de 0,02. Avant chaque mesure, l'électrode est calibrée à l'aide de solutions tampons pH 4, pH 7 et pH 10 suivies d'une lecture à pH 5 pour confirmer la calibration de l'électrode.

- Conductivité électrique

La conductivité électrique exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$ indique la présence d'ions dans une solution capable de conduire l'électricité. Sa détermination permet de mesurer la charge en métal et en ions des eaux de drainages. La mesure de la conductivité a été effectuée à l'aide d'un conductimètre VWR® Traceable® Expanded Range préalablement calibré par une solution étalon certifiée de conductivité 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La précision du conductimètre est de $\pm 1 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour des valeurs comprises entre 1 à 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et de $\pm 10 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour des valeurs allant de 1 000 à 10 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

- Potentiel d'oxydo- réduction (Eh)

Le potentiel redox exprimé en mV permet d'estimer la spéciation des couples redox (exemple : $\text{Cu}^{2+}/\text{Cu}^+$, $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$) présents dans une solution. Ce potentiel permet de catégoriser les lixiviats à caractère oxydant ou réducteurs. Sa mesure a été réalisée à l'aide d'une électrode Pt/Ag/AgCl à ORP couplée au Benchtop pH/ISE Meter Orion modèle 920 A. Ce dernier a permis de faire une lecture expérimentale du potentiel redox. La valeur de l'Eh a été par la suite obtenue par addition

d'une valeur de référence de 204 mV. La sonde ORP présente une précision de 0,2 mV. Plus le Eh du lixiviat augmente, plus il indique un milieu oxydant.

- Alcalinité et acidité

L'alcalinité désigne la capacité d'une solution à neutraliser l'acide. Dans le cadre de nos travaux, un titreur automatique (Methrohm 848 Titrino plus) préalablement calibré a été utilisé afin d'obtenir une mesure fiable et précise de l'alcalinité.

La calibration de l'appareil débute par un étalonnage du pH à l'aide des solutions tampons pH 4, pH 7 et pH 10. Cette étape permet à l'appareil de réaliser des lectures de pH précises entre 4 et 10. Ensuite, une solution tampon de carbonate de sodium (Na_2CO_3) de 25 mL titré par l'acide sulfurique (H_2SO_4) est utilisée pour certifier la validité des mesures fournies par l'alcalimètre. En effet, on sait que 25 mL de Na_2CO_3 doivent donner une concentration 2 500 mg CaCO_3/L avec une marge d'erreur de $\pm 5\%$. Si l'appareil fournit des résultats conformes à cette norme, on peut en déduire qu'il est prêt à effectuer des lectures valides. Une fois cet objectif atteint, un échantillon de 20 mL (eau de lixiviation) est prélevé et soumis à l'analyse. Le pH est mesuré au fur et à mesure que l'échantillon réagit avec le H_2SO_4 . Cette interaction permet de convertir toutes les formes alcalines (bicarbonate, carbonate, hydroxyde) présentes dans l'échantillon en acide carbonique, jusqu'à atteindre un pH de 4,5. Les résultats obtenus sont exprimés en équivalents de carbonate de calcium (mg CaCO_3/L).

La formule établie par le titreur pour déterminer l'alcalinité est la suivante (MA. 315 — Alc-Aci 1.0) :

$$C = \frac{A \times N \times 50000}{B} \quad 3.1$$

Avec :

C : alcalinité totale (mg CaCO_3/L)

A : volume de la solution H_2SO_4 utilisée (mL)

N : normalité de la solution de H_2SO_4 utilisé (N)

50 000 : poids d'un équivalent de CaCO_3 (mg)

B : volume de l'échantillon (mL)

La détermination de l'acidité est similaire à celle de l'alcalinité à la différence près qu'elle utilise un titreur d'acidimètre avec une solution basique d'hydroxyde de sodium (NaOH) (0,02 N). Pour garantir une analyse fiable, une solution tampon de phtalate acide de potassium ($\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$) de

volume de 25 mL est titrée avec une solution de potassium d'hydrogène titré par le NaOH. La mesure de l'acidité du C₈H₅KO₄ ne doit pas excéder 2500 mg CaCO₃/L ± 5 %. Une fois l'acidimètre calibré, une quantité de 20 mL d'eau de lixiviation est titrée avec le NaOH. Ce processus permet de convertir toutes les espèces acides présentes dans l'échantillon en base atteignant un pH de 8,3. Les résultats sont exprimés en mg CaCO₃/L.

La formule utilisée pour déterminer l'acidité par le titreur est la suivante (MA. 315 — Alc-Aci 1.0) :

$$C = \frac{A \times N \times 50000}{B} \quad 3.2$$

Avec :

C : acidité totale (mg/L CaCO₃) ;

A : volume de la solution NaOH (mL) ;

N : normalité de la solution NaOH utilisée (N) ;

B : volume de l'échantillon (mL) ;

50 000 : poids d'un équivalent de CaCO₃ (mg).

3.9.2 Analyses élémentaires par ICP-AES et Chromatographie

- Préparation des échantillons ICP-AES et chromatographie

La préparation des eaux de lixiviation pour les analyses élémentaires utilise un processus d'acidification et de filtration. À cet effet, un volume de 0,2 mL d'acide nitrique de grade environnemental est utilisé pour acidifier les tubes qui vont contenir les échantillons. Cela permet de maintenir les métaux en solution et prévenir leur précipitation. Dans les mêmes tubes, 9,8 mL d'eau de drainage ont été ajoutés à l'aide d'un filtre de 0,45 µm. Cela permet d'éliminer les particules en suspension présentes dans le lixiviat assurant une lecture précise des données sans risque d'endommager les instruments d'analyse. Concernant la préparation des eaux de drainage pour les analyses chromatographiques, seule la filtration (filtre 0,45 µm) a été effectuée. Les échantillons ont été par la suite conservés dans un réfrigérateur à une température de 4 degrés Celsius en attente d'analyse. La durée maximale de conservation des échantillons acidifiés par cette méthode est de six mois. La figure 3.8 présente les tubes ICP et chromatographie utilisés pendant cette étude.

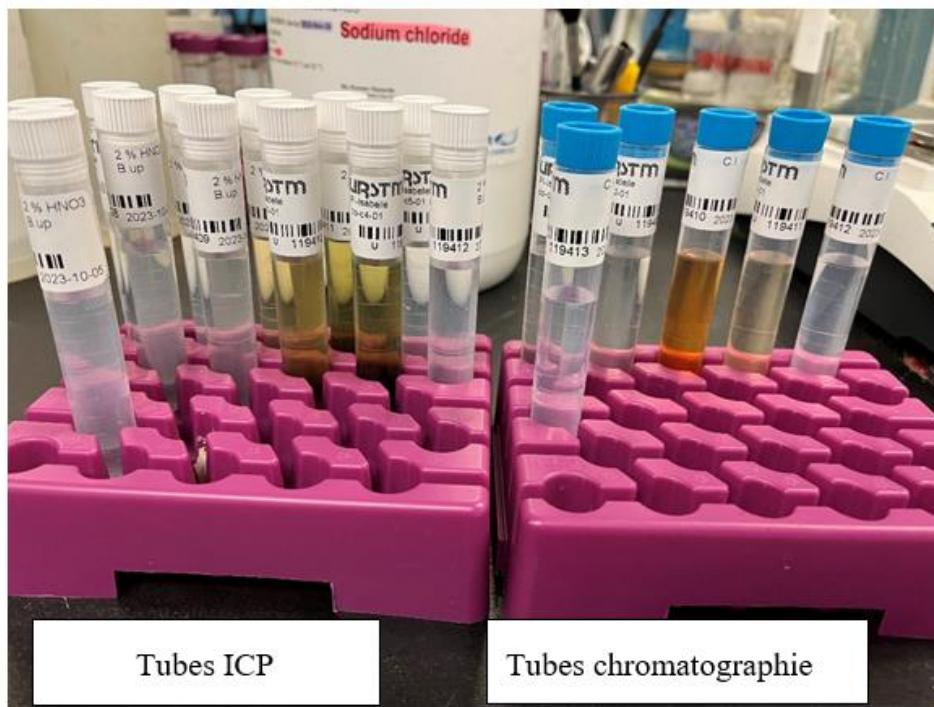


Figure 3.8 Préparation tube ICP et Chromatographie

- Analyse ICP-AES des échantillons liquides

Les échantillons soumis à l'analyse par spectrométrie d'émission optique au plasma couplé inductif (ICP-AES) ont été réalisés par le personnel de l'URSTM. Cette analyse a permis de mesurer les concentrations de plusieurs éléments (Al, As, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe total, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, S, Se, Si et Zn) présents dans les eaux de drainage. Les résultats obtenus sont exprimés en mg/L. Les analyses ICP-AES présentent généralement une marge d'erreur de l'ordre de 6 % sur les concentrations rapportées.

- Chromatographie ionique (CI)

La chromatographie ionique est une méthode précise qui permet d'identifier, de séparer et de quantifier des ions. De façon générale, un échantillon d'eau est injecté et entraîné par une solution de carbonate de sodium dans une colonne de séparation. Chaque anion contenu dans l'échantillon est séparé selon le principe de la chromatographie où chaque constituant (anions) est plus ou moins retenu par une phase stationnaire, la colonne de séparation, et entraîné par une phase mobile, et pompée sous haute pression (MA. 303 — Ions 3.2). Chaque constituant anionique de l'échantillon

atteint des détecteurs à des temps différents, ce qui correspond au temps de rétention. Ceci permet de les identifier et les doser en fonction d'une proportionnalité, généralement linéaire, entre la concentration et l'intensité du signal sous forme de pic dont l'aire sous la courbe est calculée. La détection des anions à base de soufre (thiosulfate, thiocyanate, tétrathionate) se fait par un détecteur UV-VIS, et par conductivité spécifique pour les autres anions. L'appareil utilisé est le chromatographe ionique 940 Professional IC Vario Metrohm.

3.10 Calculs d'équilibre thermodynamiques

La compréhension des processus réactionnels entre les résidus et l'eau peuvent souvent être complexe et nécessitent une modélisation thermodynamique. En effet, il existe des modèles tels que VminteQ et PHREEQC qui sont beaucoup utilisés pour modéliser les équilibres chimiques des solutions aqueuses dans divers environnements. Dans cette étude, VminteQ a été utilisé pour effectuer les calculs d'équilibre thermodynamique. Il a permis d'évaluer les minéraux secondaires susceptibles de précipiter en fonction des indices de saturation. Les paramètres d'entrées utilisés sont les données de la qualité des eaux de lixiviations (concentration des espèces dissoutes, pH, Eh et l'alcalinité) mesurés au laboratoire ainsi que la force ionique (calculée automatiquement si non fournie) et les couples redox du Fe et de l'As. Plusieurs études ont utilisé VminteQ pour l'analyse des lixiviats d'essais cinétiques en colonnes instrumentées (Bussière et al., 2004; Dagenais et al., 2005; Demers, 2008; Pétel, 2017).

3.11 Démantèlement des colonnes en laboratoire

Le démantèlement marque la fin des essais en colonnes. Cette étape cruciale permet de recaractériser les résidus aux besoins des objectifs du projet. Elle permet également de déceler des informations par observations visuelles (couleur, textures) sur les changements survenus lors des essais. Le démantèlement a été effectué après le neuvième cycle de mouillage/séchage. Les colonnes ont été démantelées par couches de 10 cm. Chaque couche a été pesée puis séchée au four à 60°C pendant 48 h. Après séchage, les matériaux ont été homogénéisés, échantillonnés et soumis à une analyse chimique tel que le ICP-AES effectué par le laboratoire SGS et une caractérisation physique tel que la densité relative réalisé au laboratoire de l'URSTM. Le démantèlement a permis de comparer les propriétés des matériaux avant et après les essais, pour évaluer les changements notables survenus dans les colonnes au cours des cycles de mouillage/séchage. Il a également permis de calculer la porosité réelle des matériaux. Cette porosité a permis de corriger les TEV

mesurés par les sondes. La figure 3.9 schématise le protocole de démantèlement des colonnes et le tableau 3.4 présente la porosité des résidus après démantèlement.



Figure 3.9 Protocole de démantèlement des colonnes

Tableau 3.3 Porosité réelle après démantèlement.

Colonne	Matériaux	Porosité
Colonne 1 (col 1)	DW (recouvrement)	0,42
	OD (rejet)	0,44
Colonne 2 (col 2)	OD (rejet)	0,51
Colonne 3 (col 3)	DW (recouvrement)	0,49
	FOD (rejet)	0,46
Colonne 4 (col 4)	FOD (recouvrement)	0,47
Colonne 5 (col 5)	FE (recouvrement)	0,48
	OE (rejet)	0,47
Colonne 6 (col 6)	OE (rejet)	0,48

Le résumé des différentes caractérisations physiques, chimiques et minéralogiques réalisées sur les résidus ainsi que les paramètres évalués sur les lixiviats issus des essais en colonnes sont présentés dans le tableau 3.5.

Tableau 3.4 Analyses réalisées et instrumentations utilisés.

Caractérisation	Paramètres	Équipements / Méthodes
Physique	Granulométrie	Granulomètre laser Malvern Mastersizer 3000
	Densité relative	Pycnomètre à hélium ULTRAPYC 1200e
Chimique	Teneur totale en soufre carbone (S/C)	Fournaise à induction (ELTRA CS-2000)
	Teneur en métaux / métalloïdes totaux	Digestion solide des résidus, analysés par ICP-MS
Minéralogique	Identification minéralogique	Diffractomètre Bruker D8 Endeavor
		MEB
Lixiviats issus des essais en colonnes		
Chimique	pH	pH-mètre équipé d'une électrode
	CE	Conductimètre équipé d'une électrode CE
	Eh	Électrode Pt/Ag/AgCl à ORP couplée au Benchtop pH/ISE Meter Orion modelé 920 A.
	Alcalinité/ acidité	Titreur automatique / MA. 315 - Alc-Aci 1.0
	Cations	Analyse par ICP-AES (Perkin Elmer Optima 3000DV)
	Anions	Chromatographe ionique (modèle 881 Compact IC Pro)

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION ET DE LA GÉOCHIMIE

Ce chapitre présente les résultats de la caractérisation physiques, chimiques et minéralogiques des matériaux utilisés (état initial) avant le montage des colonnes, les résultats de la lixiviation durant les essais en colonne (géochimie des eaux de lixiviation), et les analyses post démantèlement.

4.1 Caractérisations physiques

4.1.1 Granulométrie

La distribution granulométrique des résidus réalisés par la Malvern au laboratoire de l'URSTM a permis de représenter graphiquement le pourcentage (%) massique cumulé des particules passantes en fonction de la dimension des mailles des tamis, voir la figure 4.1.

Le tableau 4.1 présente les caractéristiques importantes de la courbe granulométrique

- Les valeurs de D_{10} , D_{50} , D_{60} , et D_{80} qui représentent les diamètres correspondant à un pourcentage passant cumulatif de 10 %, 50 %, 60 % et 80 %
- Le coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60} / D_{10}$) qui est un indicateur de l'uniformité (ou de l'étalement) de la granulométrie d'un matériau
- La fraction passant le tamis de $80 \mu\text{m}$ (taille généralement admise pour distinguer les sables (grossiers et fins) des silts).

La distribution granulométrique montre que les résidus Westwood-Doyon et Éléonore ont une granulométrie étalée assez similaire. Ils présentent un passant $80 \mu\text{m}$ supérieur à 80 % et un passant $2 \mu\text{m}$ inférieur à 8 %. Les résidus Westwood-Doyon et Éléonore correspondent typiquement à un silt non plastique après dépôt dans un parc à résidus (Bussière et al., 2007).

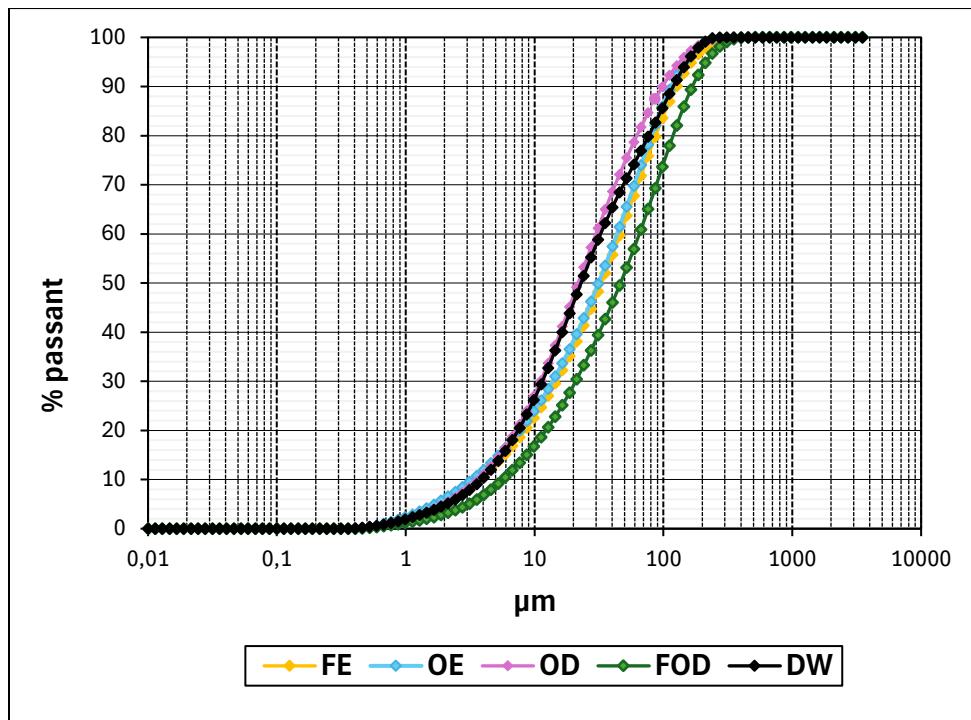


Figure 4.1 Courbe granulométrique des résidus Westwood-Doyon, et Éléonore

Tableau 4.1 Caractéristique des courbes granulométriques des résidus Westwood-Doyon, Éléonore.

Matériaux	D ₁₀ (μm)	D ₅₀ (μm)	D ₆₀ (μm)	D ₈₀ (μm)	C _U = D ₆₀ /D ₁₀
OD	3,6	22,2	31,0	76,0	8,6
FOD	5,9	47,0	66,9	126,6	11,3
DW	4,0	24,0	33,0	86,3	8,2
FE	4,0	34,0	46,0	80,0	11,4
OE	3,0	31,0	45,6	82,1	13,8

4.1.2 Densité relative des grains (Dr)

La densité relative (Dr) des résidus est étroitement liée à leur composition minéralogique. Une augmentation en Dr implique une présence de minéraux riches en sulfures. Le tableau 4.2 montre que les résidus oxydés Doyon ont un Dr plus élevé (2,86) comparativement aux autres échantillons. Cela pourrait s'expliquer par la présence de pyrite qui est un minéral dense détecté à la DRX. En

revanche, on remarque que les résidus désulfurés Westwood ont un Dr plus faible (2,59) dû à la désulfuration environnementale auquel ils ont été soumis. Le Dr des résidus faiblement oxydés Doyon, frais et oxydés Éléonore pourrait s'expliquer par leur plus faible teneur en sulfures. Le sable inerte quant à lui présente un Dr de (2,71), considérant qu'il s'agit d'un matériau inerte, dépourvu de toute trace de sulfures. Les valeurs de la densité relative des résidus rencontrés au Québec sont généralement comprises dans une plage de 2,6 à 4,0 (Aubertin et al., 2002a).

Tableau 4.2 Densités relatives des résidus Westwood-Doyon, Éléonore et sable inerte.

Matériaux	Dr
OD	2,86
FOD	2,84
DW	2,59
FE	2,76
OE	2,77
SA	2,71

4.1.3 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La figure 4.2 présente les CRE prédites des résidus de recouvrement, et la figure 4.3 présente celles des rejets. Le modèle modifié Kovacs (MK) a été utilisé pour tracer les courbes CRE. Les calculs appliqués au modèle (voir chapitre 2) se sont établis sur la granulométrie (D_{10} , D_{60}) (tableau 4.1), et la porosité de démantèlement (tableau 3.4) des matériaux. La porosité de démantèlement était différente pour un même matériau en fonction de la colonne. DW-col 1-porosité 1 représente la porosité de démantèlement à la colonne 1 pour les résidus désulfurés Westwood. Il en est de même pour les autres matériaux.

La valeur d'entrée d'air des matériaux présentés aux tableaux 4.3 et 4.4 a été déterminée par la méthode des tangentes (Aubertin al., 2002), à partir de la courbe CRE. On remarque que la nappe phréatique à 200 cm crée des conditions hydrogéologiques favorables à l'oxydation dans les résidus de recouvrement et dans les rejets. Cependant la valeur d'entrée d'air estimé par le modèle MK dans les résidus de recouvrement désulfurés Westwood (DW) et dans les rejets oxydés Doyon (OD) à la colonne 1 semblerait être légèrement supérieure à la profondeur de la nappe phréatique.

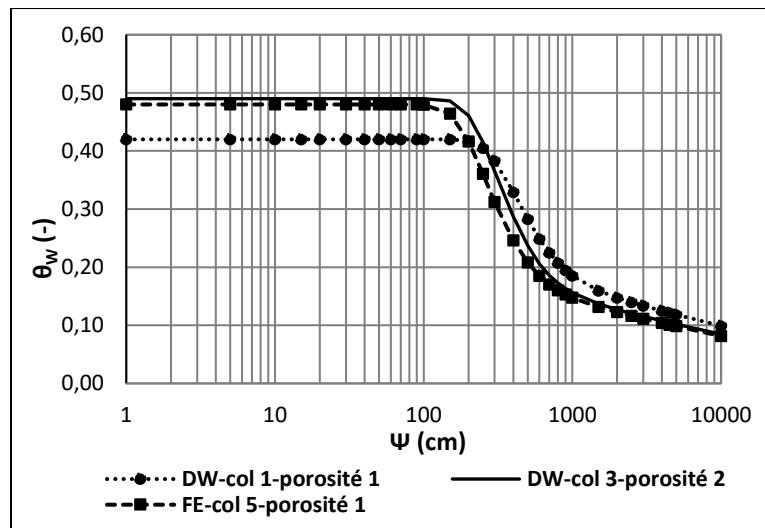


Figure 4.2 Courbe de rétention d'eau prédite (MK) des résidus de recouvrement

Tableau 4.3 AEV, TEV et porosité de démantèlement des résidus de recouvrement.

Résidus	AEV (cm)	(θ) correspondant à l'AEV	Porosité
DW-col 1-porosité 1	250	0,41	0,42
DW-col 3-porosité 2	200	0,46	0,49
FE-col 5-porosité 1	150	0,46	0,48

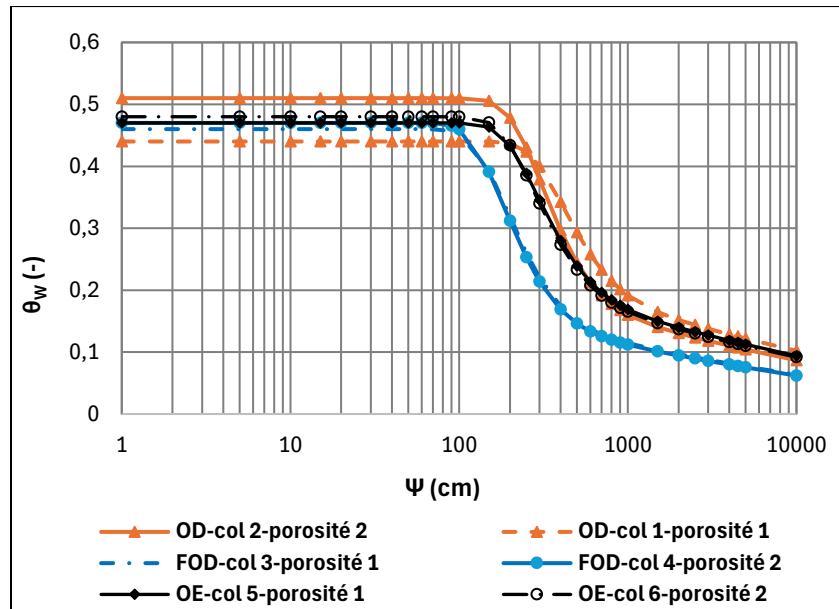


Figure 4.3 Courbe de rétention d'eau prédictive (MK) des résidus sulfureux

Tableau 4.4 AEV, TEV et porosité de démantèlement des résidus sulfureux.

Échantillons	AEV (cm)	(θ) correspondant à l'AEV	Porosité
OD-col 1-porosité 1	250	0,42	0,44
OD-col 2-porosité 2	150	0,50	0,51
FOD-col 3-porosité 1	100	0,45	0,46
FOD-col 4-porosité 2	100	0,46	0,47
OE-col 5-porosité 1	150	0,46	0,47
OE-col 6-porosité 2	200	0,47	0,48

4.2 Caractérisations chimiques des matériaux

4.2.1 Analyse carbone/soufre par fournaise à induction

Le pourcentage en carbone et soufre des résidus est relatif à la quantité de minéraux sulfureux et carbonatés qu'ils contiennent. Le tableau 4.5 montre que les résidus faiblement oxydés Doyon présentaient 5,21 %, ce qui s'explique par une proportion en minéraux sulfureux plus élevée que les autres résidus. Le pourcentage en soufre était plus faible dans les résidus oxydés Doyon et oxydés Éléonore comparativement à celui de faiblement oxydé Doyon. Cela est cohérent considérant qu'une majeure partie du soufre se transforme en sulfates sous les conditions d'oxydation. Les résidus frais Éléonore et désulfurés Westwood présente les pourcentages les plus élevés en carbone, soit 0,74 % et 0,52 % comparativement aux autres résidus indiquant une présence en minéraux carbonatés ou silicatés (contenant aussi du C).

Tableau 4.5 Soufre/Carbone des résidus Westwood-Doyon, Éléonore

Matériaux	Soufre total (%)	Carbone total (%)
OD	1,48	0,17
FOD	5,21	0,21
DW	0,12	0,52
FE	0,20	0,74
OE	0,22	0,14

4.2.2 Potentiel de génération d'acide

Le potentiel de génération de DMA des résidus a été calculé à partir des résultats du soufre et carbone total. Les résultats présentés au tableau 4.6 ont été interprétés selon le critère du bilan acide-base (Miller et al., 1991) soit le potentiel net de neutralisation (PNN) qui représente la différence entre potentiel de génération d'acidité (PA) et le potentiel de neutralisation (PN).

Tableau 4.6 Calculs des potentiels de neutralisation PN et d'acidification PA à partir des résultats des analyses LECO, et estimation du potentiel net de neutralisation (PNN = PN – PA).

Matériaux	PN (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	PA (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	PNN (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	Interprétation
OD	14,1	46,2	-32,1	générateur
FOD	17,5	162,8	-145,3	générateur
DW	43,3	3,7	39,6	non générateur
FE	61,6	6,2	55,4	non générateur
OE	11,6	6,8	4,8	incertain

On constate que les résidus oxydés et faiblement oxydés de Doyon sont générateurs d'acide avec un PNN < -20 (kg CaCO₃ t⁻¹). Les résidus faiblement oxydés de Doyon sont les plus réactifs avec un PA de 162 (kg CaCO₃ t⁻¹) et un PN de 17 (kg CaCO₃ t⁻¹). Les résidus frais Éléonore et Westwood désulfurés sont non générateurs d'acide avec un PNN > 20 (kg CaCO₃ t⁻¹). les résidus Westwood montrent un PN élevé 43,32 (kg CaCO₃ t⁻¹) et un PA faible 3,75 (kg CaCO₃ t⁻¹) faible. Quant aux résidus oxydés Éléonore, ils se situent dans une zone d'incertitude avec un PNN compris entre -20 et 20 (kg CaCO₃ t⁻¹).

4.2.3 Composition chimique

Le tableau 4.7 présente les concentrations des différents éléments présents dans les résidus utilisés dans cette étude. Ces concentrations ont été comparées aux teneurs de fond naturelles des métaux et des métalloïdes dans les sols qui représentent le critère C du guide d'intervention - protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés.

L'analyse ICP-MS révèle que les résidus contiennent des éléments majeurs (supérieur à 10 000 ppm ou 1 %) tels que :

- L'Al présent à 6,2 %, et 6,1 % dans les résidus oxydés Doyon, et faiblement oxydés Doyon, 8,4 %, 7,3 %, et 7,5 % dans les résidus frais Éléonore, oxydés Éléonore et Westwood désulfurés.

- Le Ca avec une concentration de 2,4 % dans les résidus oxydés Doyon, 1,4 % dans les résidus faiblement oxydés Doyon, 2,8 % dans les résidus frais Éléonore, 2,6 % dans les résidus oxydés Éléonore et 1,6 % dans les résidus désulfurés de Westwood.
- Le Fe note 8,2 %, et 5,3 % dans les résidus oxydés Doyon, et faiblement oxydé de Doyon, 3,6 %, 3,2 %, et 1,3 % dans les résidus frais Éléonore, oxydés Éléonore et désulfurés Westwood.
- Le Mg est présent à 1,1 % dans les résidus faiblement oxydés Doyon, 2,5 % dans les résidus frais Éléonore, 2,2 % dans les résidus oxydés Éléonore et 0,59 % dans les résidus désulfurés Westwood.
- Le Na représente 1,5 % dans les résidus oxydés Doyon et 2,2 %, 1,5 %, et 0 % dans les résidus oxydés Éléonore, frais Éléonore et désulfurés Westwood.
- Le K révèle des concentrations de 1,4 %, et 2,2 % dans les résidus oxydés, et faiblement oxydés de Doyon, 2,9 %, 3,2 % et 2,1 % dans les résidus frais, oxydés Éléonore, et désulfurés Westwood.

Les éléments mineurs (dont les teneurs sont comprises entre 0,1 % et 1 %) tels que le Mg (0,94 %), Zn (1,4 %), Cu (1,1 %), et Ti (0,33 %) ont été identifiés dans les résidus oxydés de Doyon, le Na (0,71 %), et Ti (0,13 %) dans les résidus faiblement oxydés de Doyon, ainsi que le soufre et le titane 0,25 % vs 0,34 %, et 0,24 % vs 0,29 % dans les résidus frais vs oxydé d'Éléonore. On dénote aussi la présence des éléments en traces de concentration inférieure à 0,1 % (ex. Ni, Pb, As).

Tableau 4.7 Résultats de l'analyse solide ICP-MS.

Éléments ICP-MS	Résidus oxydés Doyon (mg/kg)	Résidus faiblement oxydés Doyon (mg/kg)	Résidus frais Éléonore (mg/kg)	Résidus oxydés Éléonore (mg/kg)	Résidus Westwood désulfuré (mg/kg)	Critère C (mg/kg)
Al	62000	61000	84000	73000	75000	-----
As	22	2,9	440	360	1,9	50
Ba	150	730	720	600	610	2000
Be	0,72	0,90	3,1	2,6	1,3	-----
Bi	4,8	2,1	0,22	0,37	0,79	-----
Ca	24000	14000	28000	26000	16000	-----
Cd	3	0,04	0,08	0,08	0,36	20
Co	11	2	8,1	6,9	0,91	300
Cr	31	18	118	160	16	800
Cu	1100	130	33	30	67	500
Fe	82000	53000	36000	32000	13000	-----
K	14000	22000	29000	29000	21000	-----
Li	9,3	9,4	90	59	9,5	-----
Mg	9400	11000	25000	22000	5900	-----
Mn	750	220	750	710	650	2200
Mo	2,4	4,5	1,1	3,4	0,8	40
Na	15000	7100	22000	15000	-----	-----
Ni	27	19	58	110	2,3	500
Pb	300	29	18	22	110	1000
S	49000	15000	2500	2400	-----	-----
Sb	1,7	< 0,8	17	41	1,2	-----
Se	2,2	2,7	< 0,1	< 0,1	0,4	10
Sr	110	75	560	500	64	-----
Te	19	6,7	0,2	0,1	-----	-----
Ti	3300	1300	3400	2900	1400	-----
U	0,53	1	2	2,3	3,1	-----
Zn	1400	4,1	65	60	180	15000

Les éléments analysés par l'ICP-MS respectent les normes fixées par le critère C. Cependant certains éléments problématiques, tels que l'As présent dans les résidus frais et oxydés Éléonore, dépassent le critère C fixée à 50 mg/kg. De même, le Cu présent dans les résidus oxydés Doyon dépasse la limite du critère C fixée à 500 mg/kg.

4.3 Caractérisation minéralogique des matériaux

4.3.1 La diffraction aux rayons X

La composition minéralogique initiale des résidus (tableau 4.8) a été réalisée par le laboratoire Actlabs. Les résultats montrent que la calcite est le seul minéral neutralisant présent à 0,4 %, et la pyrite le seul sulfure détecté dans les résidus oxydés Doyon à 2,5 %. Les résidus oxydés Doyon sont également composés de silicates (quartz, plagioclase, chlorite, biotite, chlorite, muscovite) et de sulfates (gypse, jarosite). Les résultats montrent également que les résidus faiblement oxydés Doyon sont composés de silicates (quartz, plagioclase, chlorite, biotite, muscovite, amphibole) et de sulfates (gypse, jarosite).

Les résidus frais et oxydés Éléonore présentent les mêmes compositions minéralogiques telles que le quartz, le plagioclase, la chlorite, la biotite, l'amphibole, mais avec des proportions différentes. Quant aux résidus désulfurés de Westwood, on remarque uniquement une présence en quartz, albite, biotite et muscovite. Notons que le quartz est le minéral majoritairement présent dans tous les résidus.

Tableau 4.8 Résultats de la composition minéralogique initiale des différents résidus (DRX).

Minéral	Famille	Formule scientifique	Oxydé de Doyon % massique	Faiblement oxydé de Doyon % massique	Oxydé d'Éléonore % massique	Frais d'Éléonore % massique	Westwood désulfuré
Pyrite	Sulfures	FeS ₂	2,5	nd	nd	nd	nd
Gypsum	Sulfates	CaSO ₄ ·2H ₂ O	6,8	4,8	nd	nd	nd
Jarosite		KFe ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆	6,4	2,7	nd	nd	nd
Quartz	Silicates	SiO ₂	43,8	59,1	43,6	29,8	50,22
Albite		NaAlSi ₃ O ₈	nd	nd	nd	nd	19,98
Plagioclase		(Na,Ca)(Si,Al) ₄ O ₈	19	6,6	25,3	35,8	nd
Chlorite		(Fe,Mg,Al) ₆ (Si,Al) ₄ O ₁₀ (OH) ₈	8,5	7,9	5,1	6,3	nd
Biotite		K(Mg,Fe) ₃ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂	0,5	2,7	9,7	11,4	5,87
Muscovite		KAl ₂ (AlSi ₃)O ₁₀ (OH, F) ₂	12,1	16,2	nd	nd	20,79
Amphibole			trace	trace	5,9	6,7	nd
Chamosite		(Fe ²⁺ ;Mg;Fe ³⁺) ₅ Al(Si ₃ Al)O ₁₀ (OH;O) ₈	nd	nd	nd	nd	3,14
K feldspar		KAlSi ₃ O ₈	nd	trace	10,4	10	nd
Calcite	Carbonates	CaCO ₃	0,4	nd	nd	nd	nd

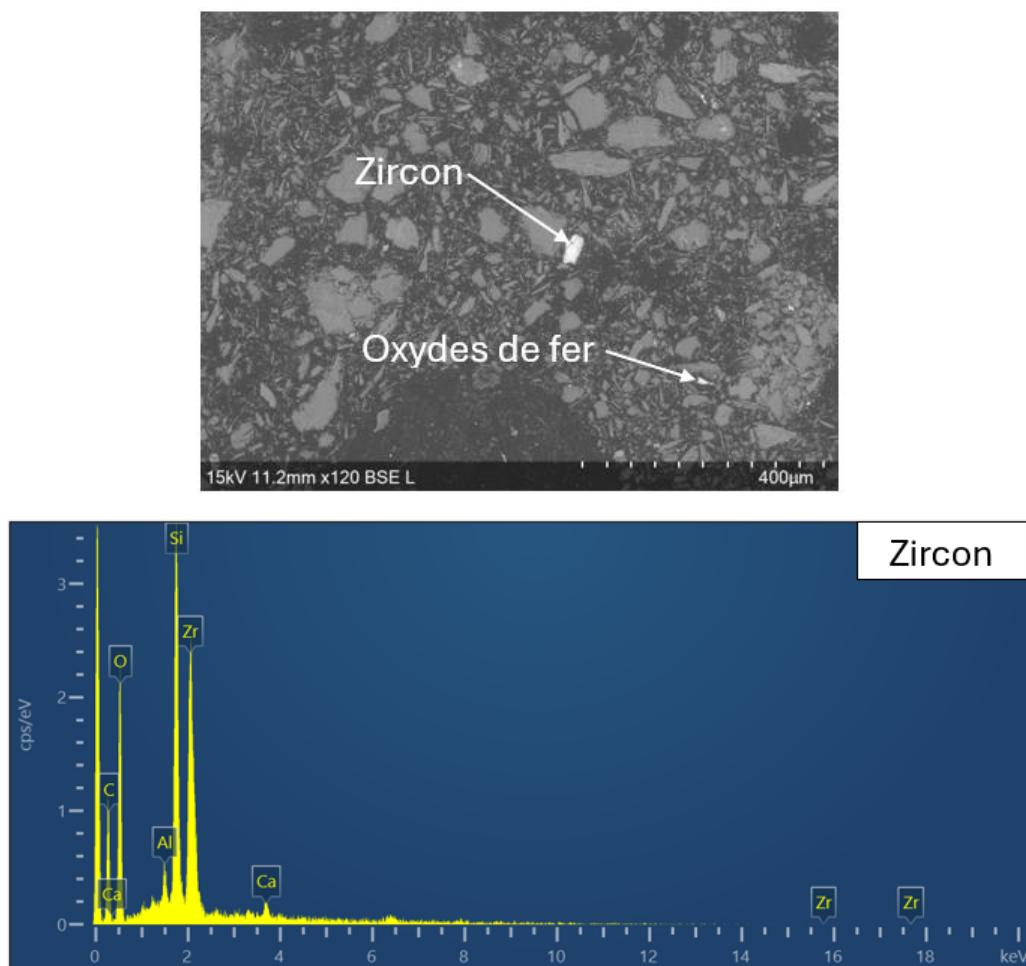
nd : non détecté

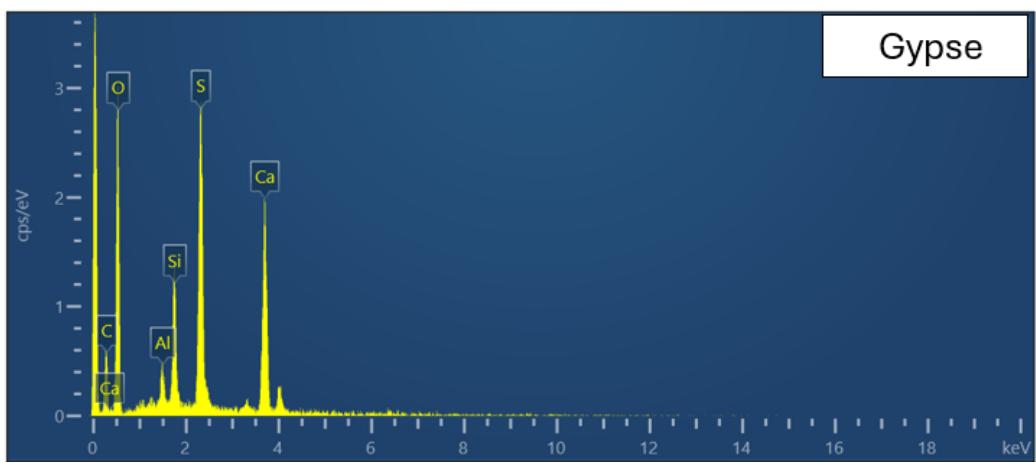
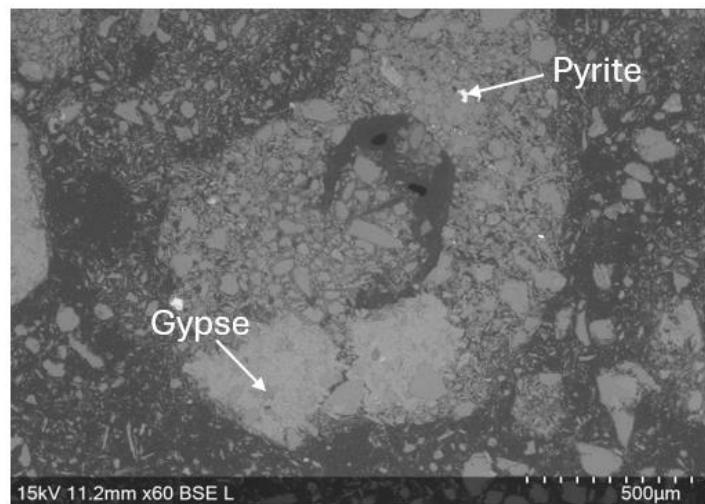
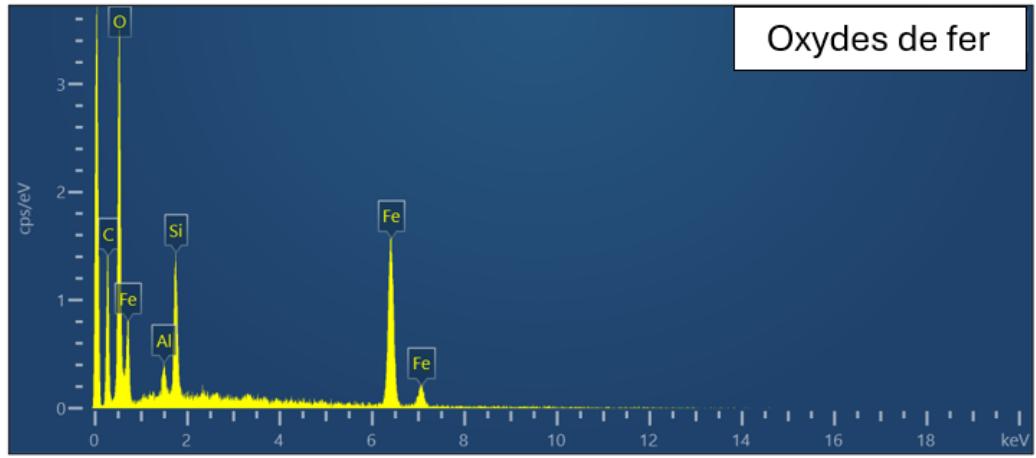
4.3.2 Microscope électronique à balayage (MEB)

Les analyses au MEB ont servi à identifier les phases minérales dans les résidus à l'état initial. Ces analyses viennent renforcer les connaissances sur la composition minéralogique des résidus.

Résidus oxydés Doyon

L'analyse au MEB montre beaucoup d'agglomération indiquant une présence en gypse et un aspect très altéré des sulfures révélant une présence en (oxy) hydroxydes en surface. Il a également indiqué une présence de grains de zircon, de quartz, de feldspath alcalin et de pyrite dans les résidus oxydés Doyon (figure 4.4).





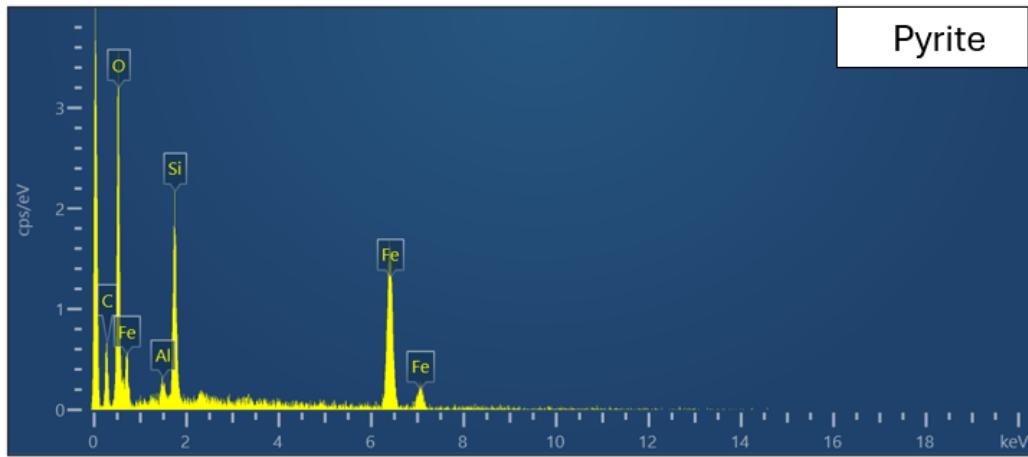
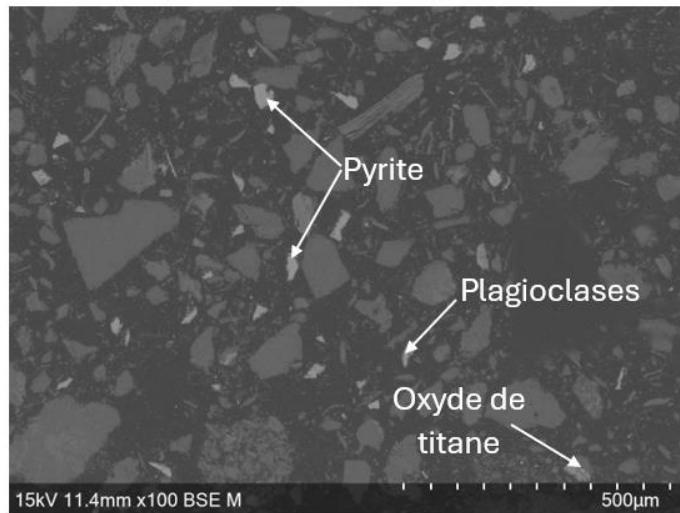
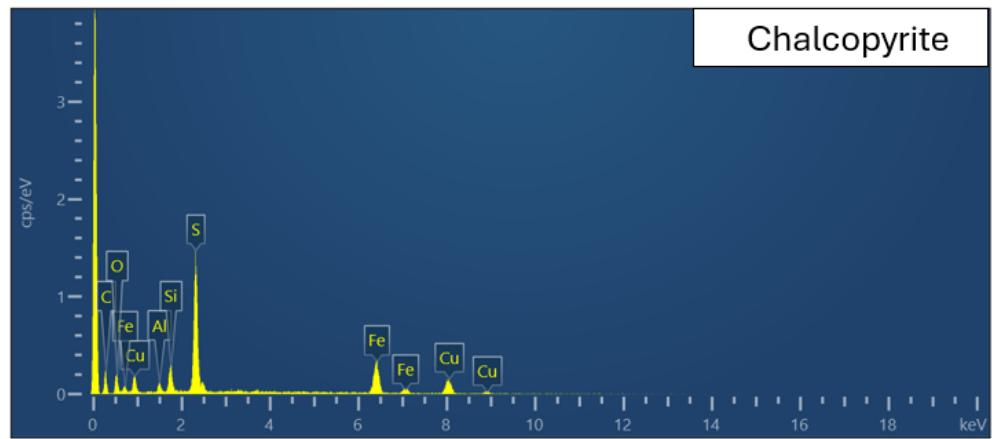
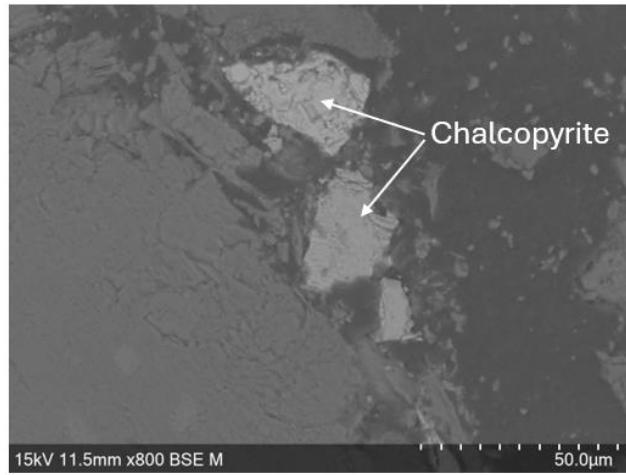
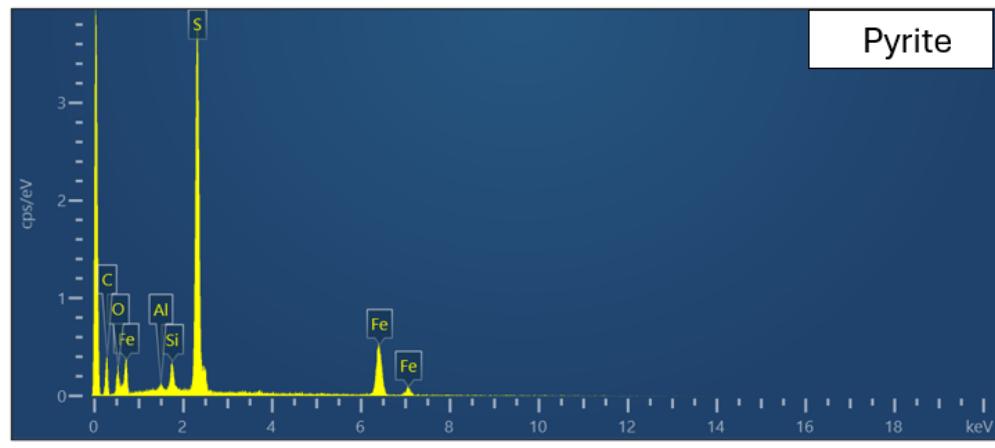


Figure 4.4 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus oxydés Doyon

Résidus faiblement oxydés Doyon

De façon générale, il ressort que les résidus faiblement oxydés Doyon sont caractérisés par une prépondérance de gros grains en chalcopyrite et également une présence en pyrite, oxyde de fer, oxyde de titane, feldspath, et calcite (figure 4.5).





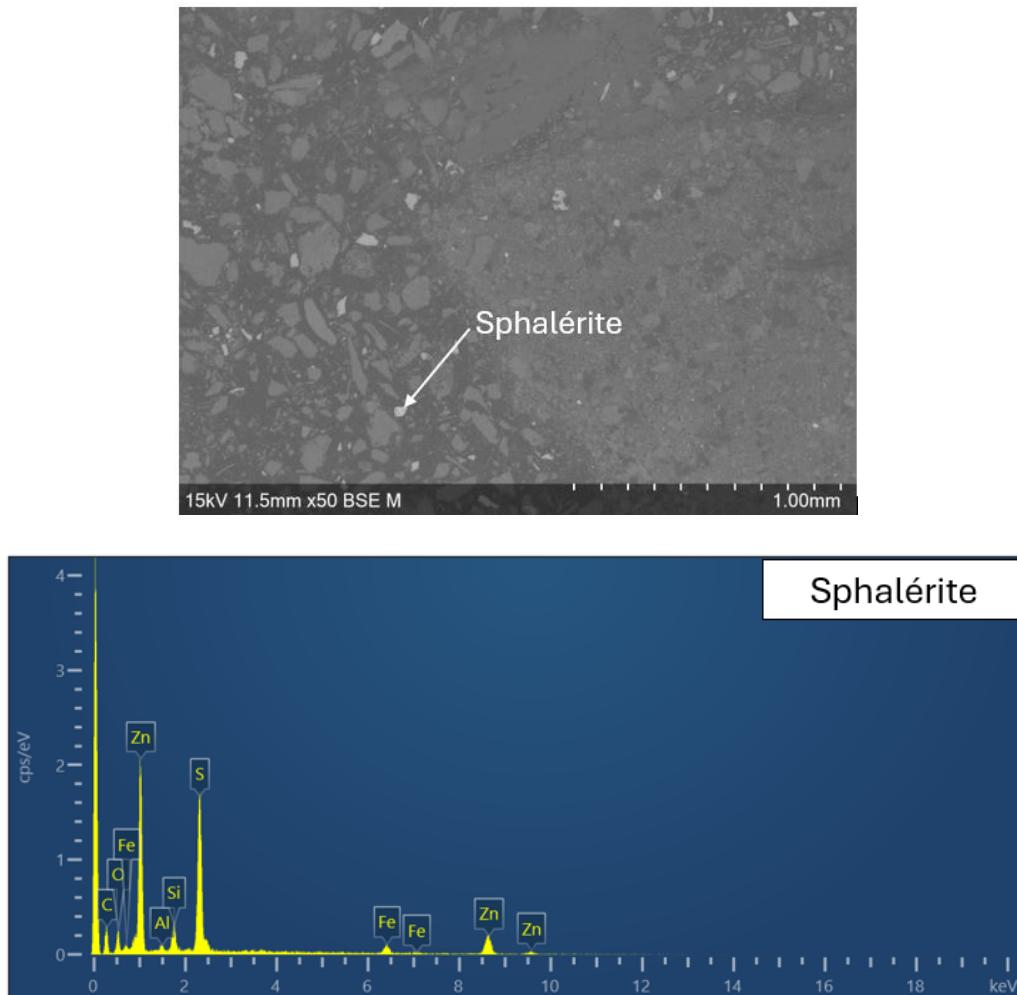


Figure 4.5 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus faiblement oxydés Doyon

Oxydés Éléonore

L'analyse MEB des résidus oxydés Éléonore révèle qu'ils possèdent des minéraux tels que le feldspath, le mica, le zircon, le quartz, les oxydes de fer et plusieurs grains de pyrite (figure 4.6).

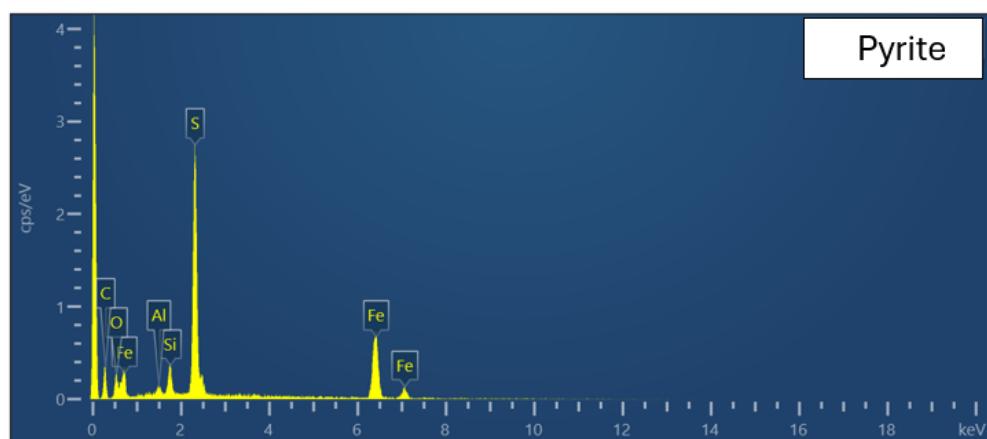
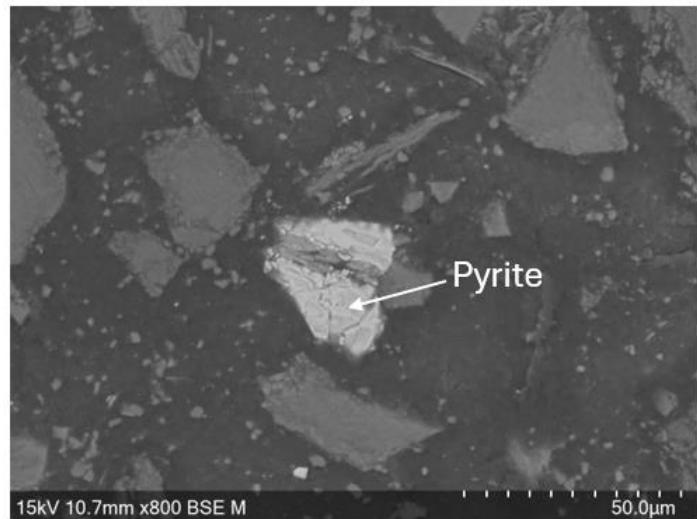
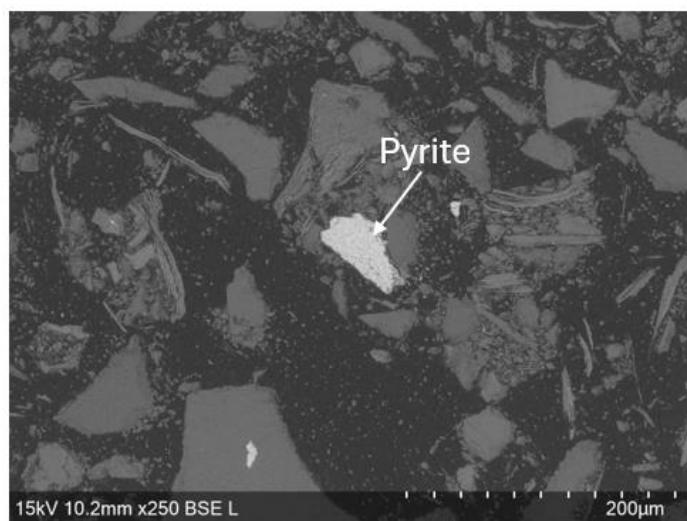
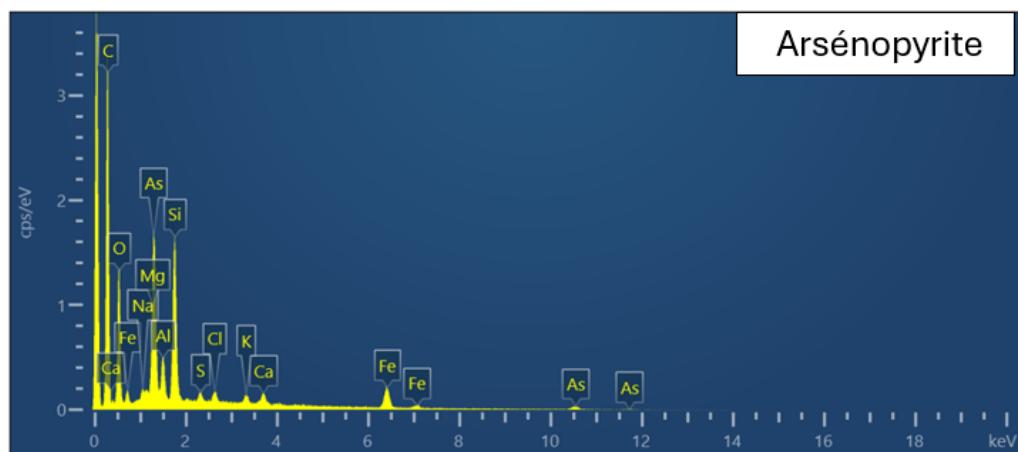


Figure 4.6 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus oxydés Éléonore

Frais Éléonore

L’analyse MEB montre un aspect frais des résidus frais Éléonore. Il montre également une présence en arsénopyrite, d’apatite et de zircon. De plus, on note une présence en mica, quartz, plagioclase et pyrite (figure 4.7).



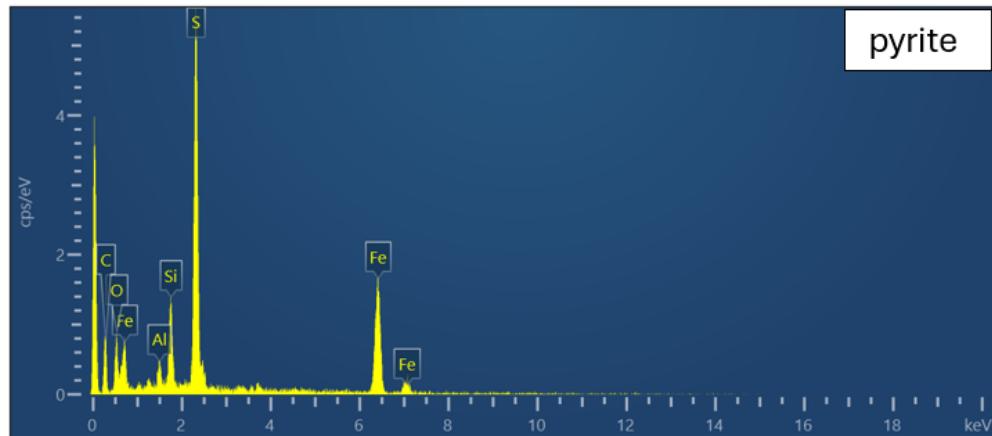
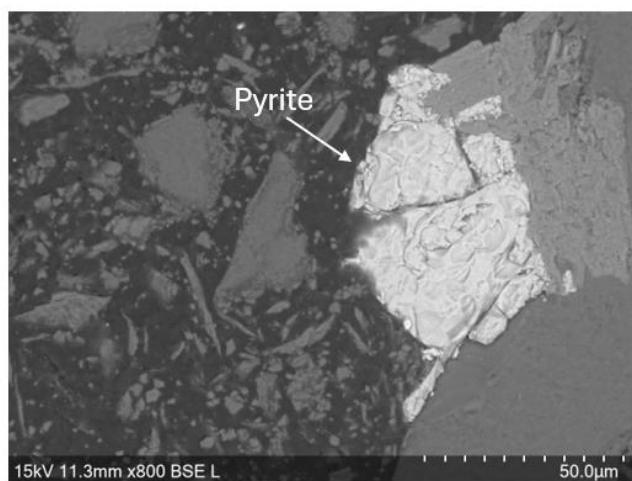


Figure 4.7 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus frais Éléonore

Désulfurés Westwood

L'analyse au MEB révèle une faible libération des sulfures. Il indique une présence des grains d'oxyde de titane, biotite, plagioclase, pyrite, carbonate de terre rare, zircon, mica et une forte abondance en quartz dans les résidus désulfurés Westwood (figure 4.8).



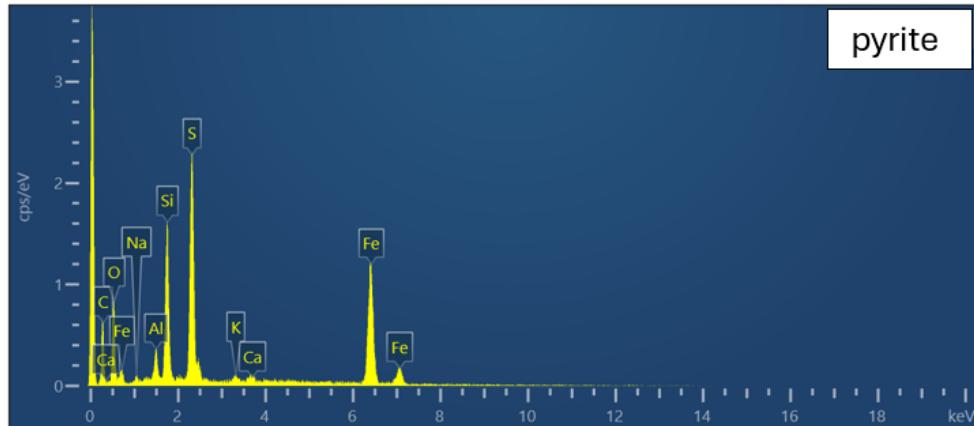


Figure 4.8 Images observées au MEB et analyses EDS des grains sélectionnés des résidus désulfurés Westwood

4.3.3 Comportement hydrogéologique des essais en colonnes : teneur en eau volumique mesurée (TEV)

Les mesures de TEV ont été effectuées toutes les 4 h durant toute la durée des colonnes. Les figures ci-dessous présentent les mesures des teneurs en eau volumique au cours des cycles de mouillage et de séchage. Les pics sur les graphiques représentent un cycle de mouillage qui explique une augmentation de la TEV et le cycle de séchage est représenté par une baisse de la TEV.

La figure 4.9 montre les mesures des teneurs en eau volumique à 10 cm de la surface du recouvrement pour les recouvrements faits de rejets désulfurés. Pour une teneur en eau à saturation de 0,42 et 0,49 pour les résidus désulfurés de Westwood à la colonne 1 et à la colonne 3, on remarque qu'après 28 jours de drainage, la TEV varie entre 0,31 et 0,27 à la colonne 1 et entre 0,30 et 0,27 à la colonne 3. Pour ce qui est de la colonne 5, il a été observé que la teneur en eau maximale (0,51) mesurée par la sonde est supérieure à la teneur en eau à saturation (0,48). Cette différence n'est pas significative compte tenu de l'incertitude de la sonde, qui est de $\pm 0,03$. Mais, elle pourrait s'expliquer par un dysfonctionnement des sondes durant les essais. Toutefois, on peut constater une diminution de la TEV allant de 0,42 à 0,34 durant les périodes de séchages.

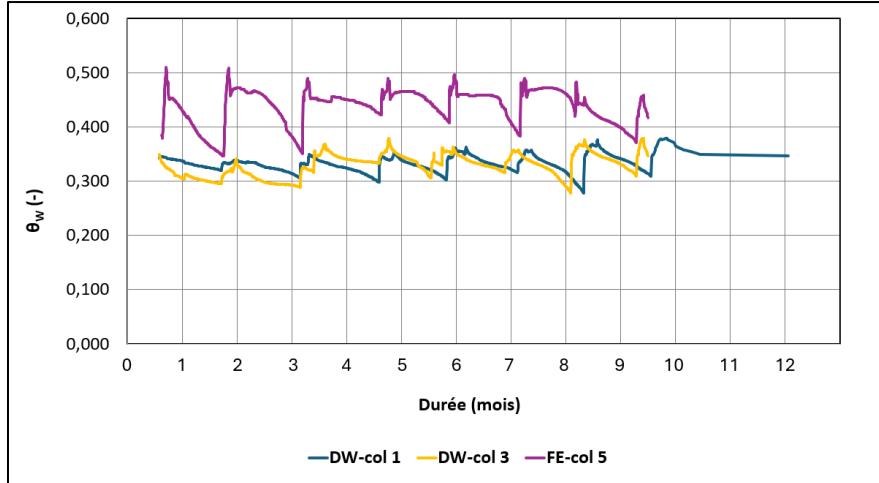


Figure 4.9 Variation de la TEV à 10 cm de la surface du recouvrement des colonnes 1,3 et 5

La figure 4.10 montre les résultats de la TEV à 20 cm de la surface de recouvrement pour les recouvrements faits de rejets désulfurés. Les TEV mesurée à ce niveau ont un comportement semblable à celles mesurées lorsque les sondes sont placées à 10 cm de la surface des recouvrements. En revanche, elle semble moins varier. Ces résultats montrent que les résidus désulfurés utilisés comme matériaux de recouvrement étaient en condition de désaturation.

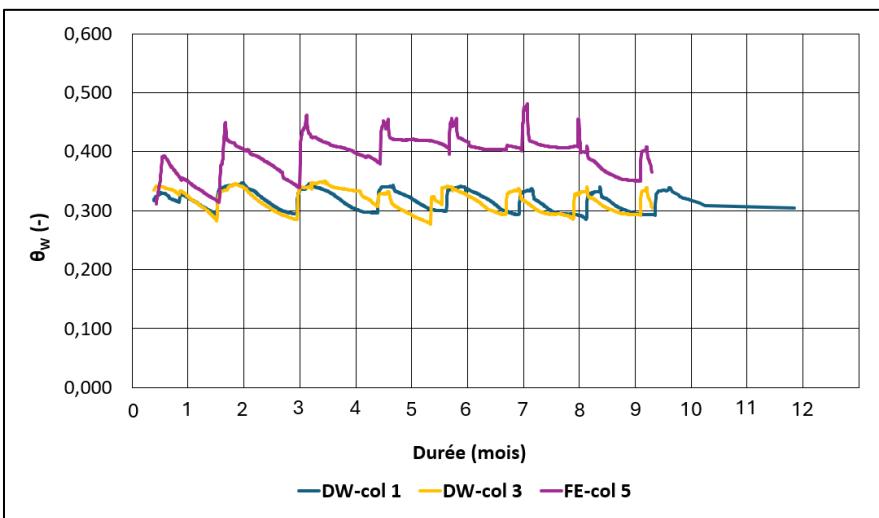


Figure 4.10 Variation de la TEV à 20 cm de la surface du recouvrement des colonnes 1,3 et 5

La figure 4.11 montre les résultats des TEV à 10 cm de l'interface des rejets pour toutes les colonnes. Pour une TEV en saturation de 0,44 dans les résidus oxydés Doyon à la colonne 1 et 0,51

à la colonne 2, les TEV mesurées en condition de drainage vont de 0,36-0,34 ($\approx 79\%$) dans la colonne 1 et entre 0,40-0,39 ($\approx 77\%$) dans la colonne 2. Quant aux rejets faiblement oxydés Doyon, on remarque que pour une teneur en eau à saturation de 0,46 pour la colonne 3 et 0,47 pour la colonne deux, les TEV mesurés en drainage varie de 0,28-0,23 ($\approx 54\%$) pour la colonne 3 et de 0,30-0,28 ($\approx 62\%$) pour la colonne 4. Au niveau des rejets Éléonore, on constate que pour une teneur en eau à saturation de 0,47 à la colonne 5 et 0,48 à la colonne 6, la teneur en eau mesurée durant les cycles de séchages varie de 0,14-0,18 ($\approx 34\%$) pour la colonne 5 et de 0,21-0,20 ($\approx 43\%$) pour la colonne 6. On peut donc confirmer qu'une nappe phréatique de 200 cm de profondeur pourrait provoquer une désaturation des résidus de recouvrement et des rejets, les exposant ainsi à des conditions favorables à l'oxydation.

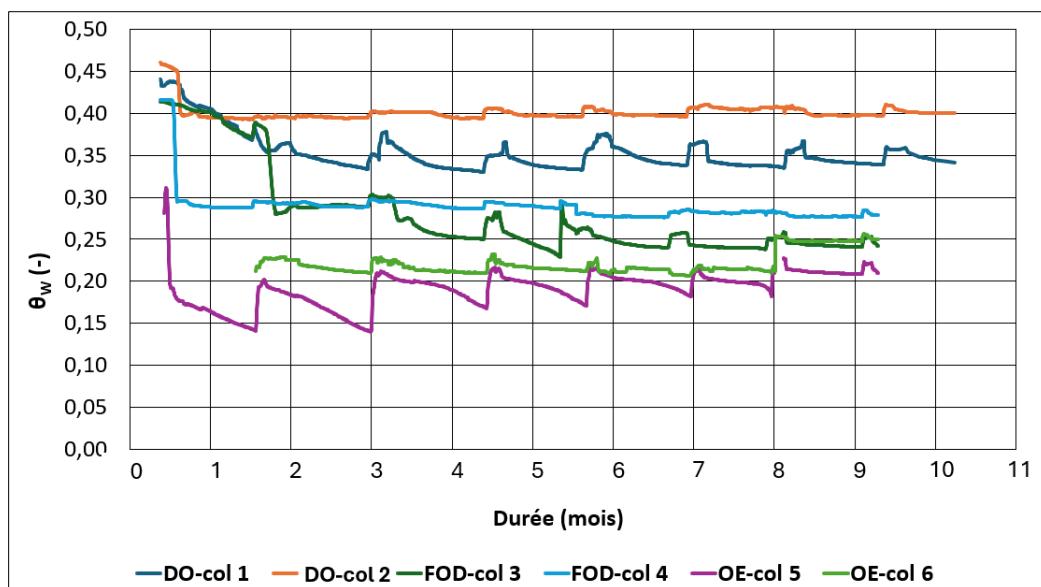


Figure 4.11 Variation de la TEV à 10 cm de l'interface des rejets des colonnes 1, 2, 3, 4, 5 et 6

4.4 Comportement géochimique des eaux de lixiviations

4.4.1 Évolution de la qualité de l'eau

La qualité des eaux de lixiviation récupérées dans chaque colonne est fonction principalement des phénomènes géochimiques durant l'essai. Les résultats de la géochimie sont représentés selon la concentration des ions dissous dans une masse d'échantillons après neuf cycles de mouillages/séchages de 28 jours. Les paramètres mis en valeur pour caractériser les eaux de

lixiviation comprennent principalement les suivants : pH, conductivité électrique, Eh, acidité et alcalinité. De plus, sont étudiés les espèces liées à l'oxydation de la pyrite soient le SO₄, le Fe, les métaux lourds (Pb, Cu, Zn, As, Ni) associés à la dissolution des minéraux sulfureux ainsi que les éléments tels Mg, Mn, et Ca, associés à la dissolution des minéraux neutralisants. L'évolution de la qualité des eaux de lixiviation a été comparée en fonction des colonnes ayant les mêmes rejets à la base, recouvertes soit par des résidus désulfurés ou du sable inerte.

- Colonnes 1 et 2

La figure 4.12 montre les résultats du pH, Eh ,conductivité, et acidité mesurée à la colonne 1 et 2. Pour rappel, la colonne 1 contient les résidus désulfurés Westwood et la colonne 2 contient le sable inerte comme couche de recouvrement. Les résidus oxydés Doyon sont placés à leurs bases.

Tout au long de l'essai, les pH de la colonne 1 et 2 sont demeurés acides avec une légère augmentation allant de 2,4 à 3,1. La conductivité électrique mesurée à la colonne 1 montrait une tendance à la baisse durant toute la période de l'essai. Quant à la colonne 2, on a constaté une augmentation de la conductivité de 6,66 à 8,36 mS/cm au 28^e jour de rinçage marquant une dissolution en métaux, puis a continué à diminuer progressivement avec le temps. Le Eh oscillait autour de 670-880 mV dans les deux colonnes. L'alcalinité dans les colonnes 1 et 2 est demeurée nulle confirmant la nature très acide des lixiviats. Toutefois, l'acidité diminuait dans les deux colonnes sur toute la durée de l'essai.

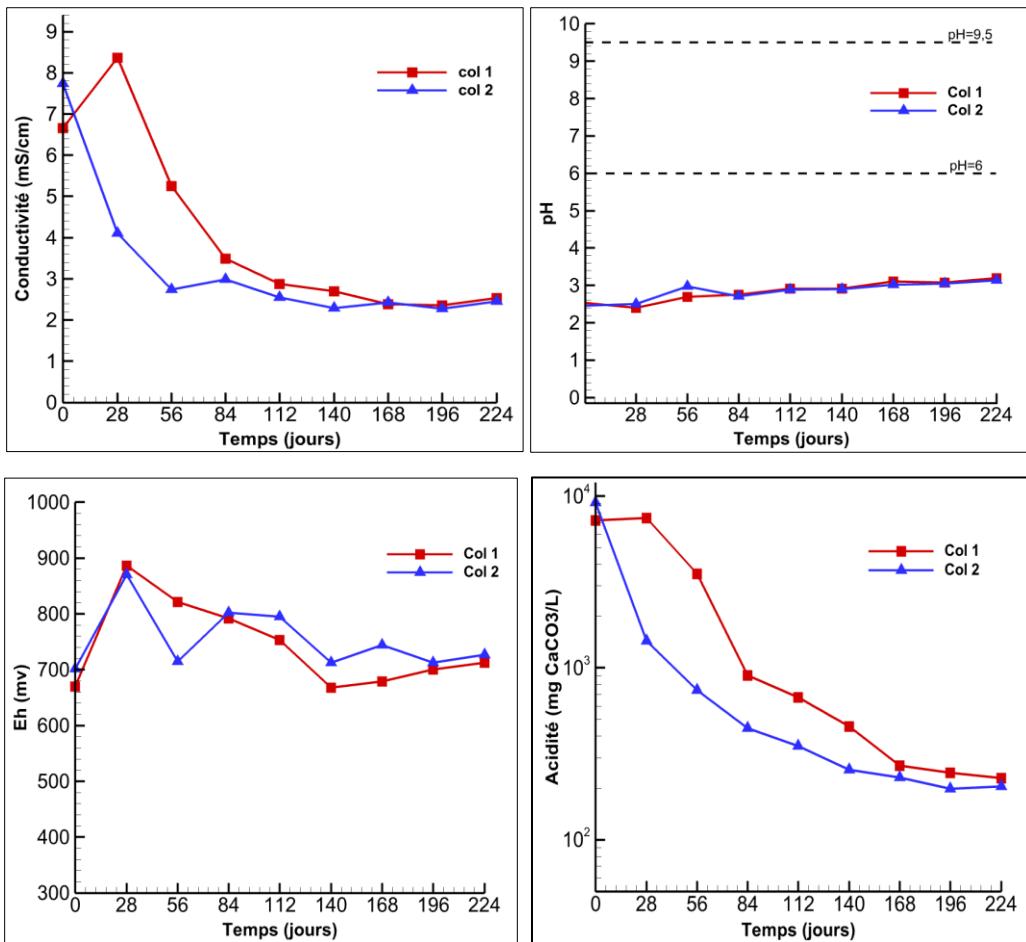


Figure 4.12 Évolution des pH, Eh, conductivité électrique et acidité, dans les colonnes 1 et 2

Les concentrations des éléments Mg, Mn et Ca proviennent généralement des réactions de la neutralisation de l'acidité par les carbonates. La figure 4.13 montre une concentration initiale en Mg (972 mg/L) et Mn (266, mg/L) dans la colonne 1, qui a rapidement diminué après quatre cycles de rinçage à 143 mg/L pour Mg et 7 mg/L pour Mn. De même, dans la colonne 2 la concentration de Mn a diminué de 959 mg/L à 30 mg/L et celle de Mg a diminué de 22,7 à 0,80 mg/L. La baisse de la concentration en Mg et Mn pourrait s'expliquer par une dissolution des silicates après chaque rinçage. Les variations de concentrations en Ca observées à la colonne 1 et 2 sont assez semblables et pourraient provenir d'une dissolution du gypse identifié par l'analyse minéralogique dans les résidus oxydés Doyon.

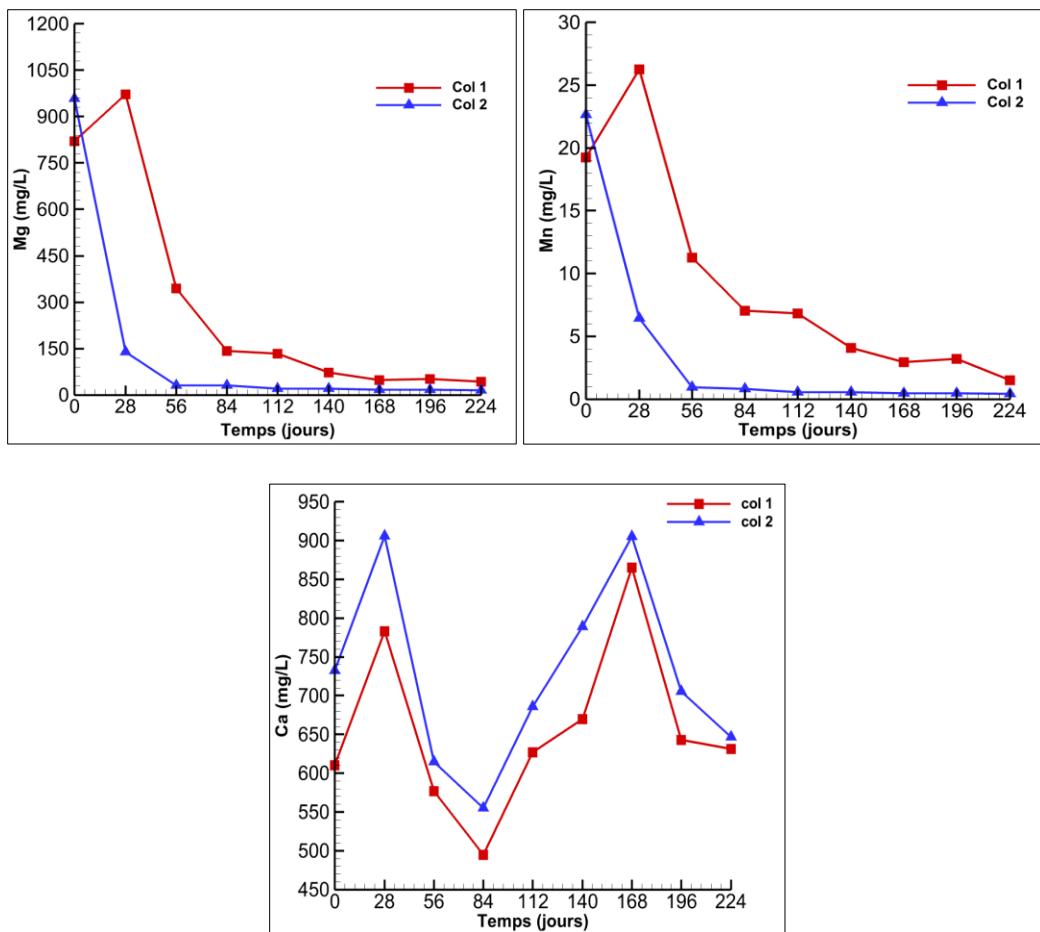
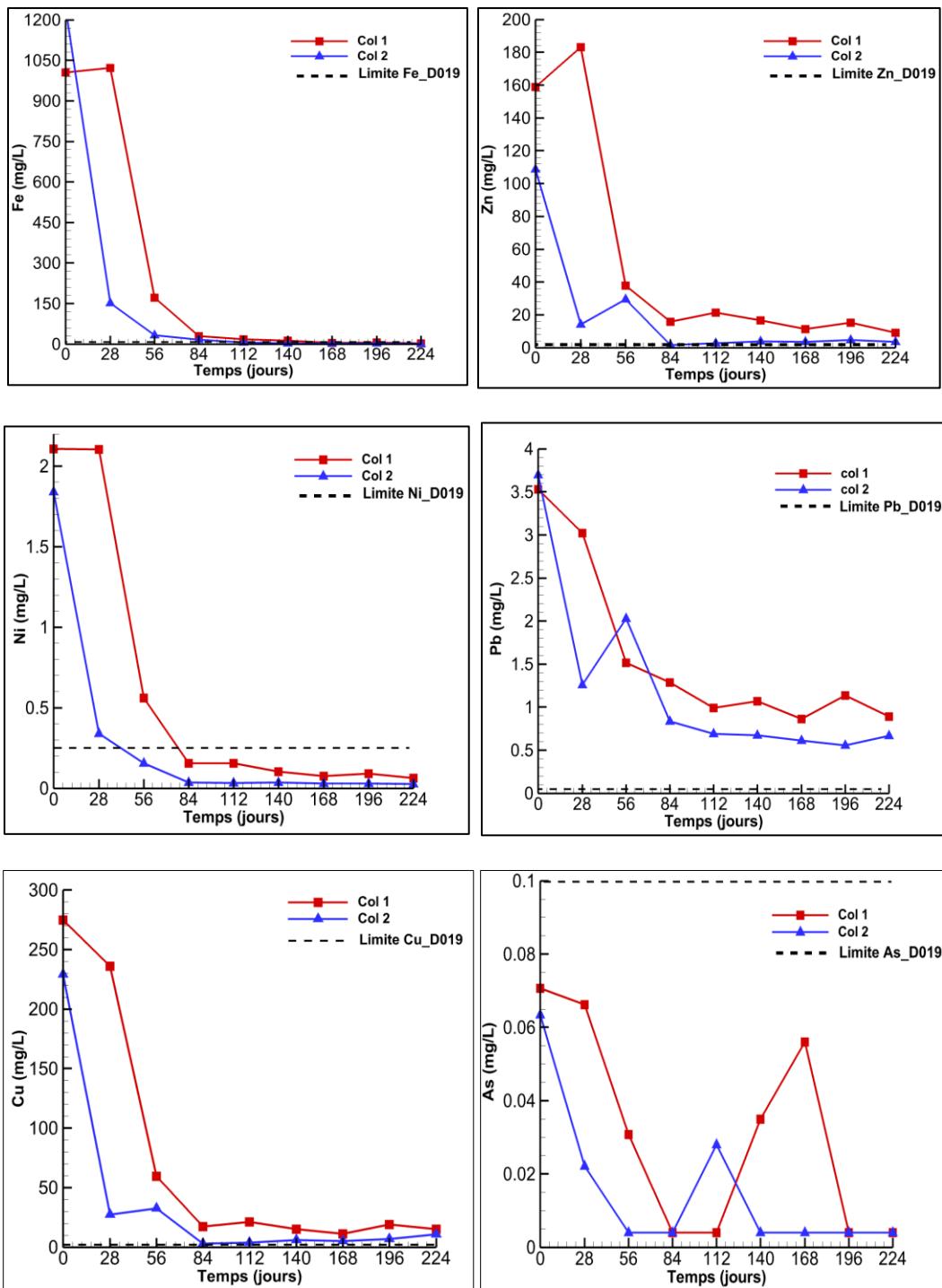


Figure 4.13 Concentrations des éléments neutralisants Ca, Mg, Mn, dans les colonnes 1 et 2

Les concentrations en Fe, SO₄, Cu, Pb Ni, Zn dans les colonnes 1 et 2 suivent les mêmes tendances jusqu'à la fin de l'essai. À la figure 4.14, on remarque une forte diminution en concentration de ces éléments après le premier cycle de mouillage/séchage et ensuite ils demeurent presque constants. Les concentrations en sulfates suivent les mêmes tendances que Fe, Zn, Cu, Ni. Cela pourraient s'expliquer par l'effet « first flush » (Pabst et al., 2017) dans les trois premiers rinçages suivis d'un équilibre avec les phases sulfatées confirmant une diminution de l'oxydation dans les deux colonnes. La concentration d'As lixivié durant les neuf cycles était presque négligeable, allant de 0,004 à 0,07 mg/L pour les deux colonnes. Les eaux de lixiviation de la colonne 1 et la colonne 2 sont relativement similaires et sont typiques d'un DMA. En effet, la couche de résidus désulfurés ne semble pas affecter la géochimie du lixiviat.



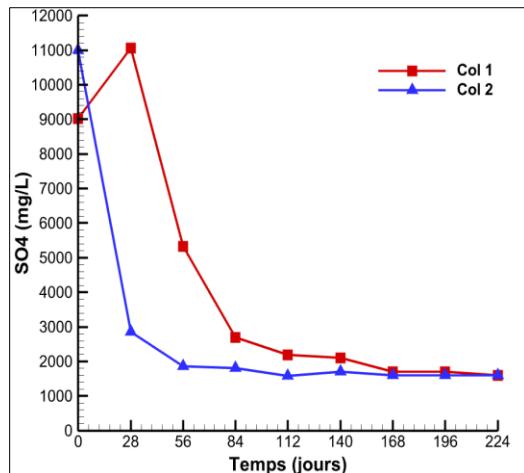


Figure 4.14 Concentrations des éléments Fe, Zn, Cu Ni, As, S, SO₄, dans les colonnes 1 et 2

- Colonnes 3 et 4

La colonne 3 utilise les résidus désulfurés Westwood comme couche de recouvrement sur des rejets faiblement oxydés Doyon tandis que la colonne 4 utilise le sable inerte comme couche de recouvrement sur les résidus faiblement oxydés Doyon.

La figure 4.15 illustre les résultats de pH, Eh, conductivité électrique et acidité des colonnes 3 et 4. Durant les neuf cycles de rinçage, les deux colonnes ont généré des pH acides allant de 2,5 à 3,2. Les valeurs en Eh étaient élevées dans les deux colonnes allant de 687-589 mV pour la colonne 3 et de 912-561 mV pour la colonne 4 confirmant une fois de plus un milieu oxydant dans les deux cas. La conductivité observée à la colonne 3 a atteint des valeurs un peu plus élevées de 18,3 mS au 28^e jour, puis a s'est stabilisée par la suite. Quant à la colonne 4, la conductivité a baissé dès le premier rinçage et c'est stabilisé par la suite. L'acidité s'est révélée élevée entre 17106 et 3063 mg CaCO₃/L à la colonne 3 et 4 conduisant à une alcalinité nulle dans les deux systèmes.

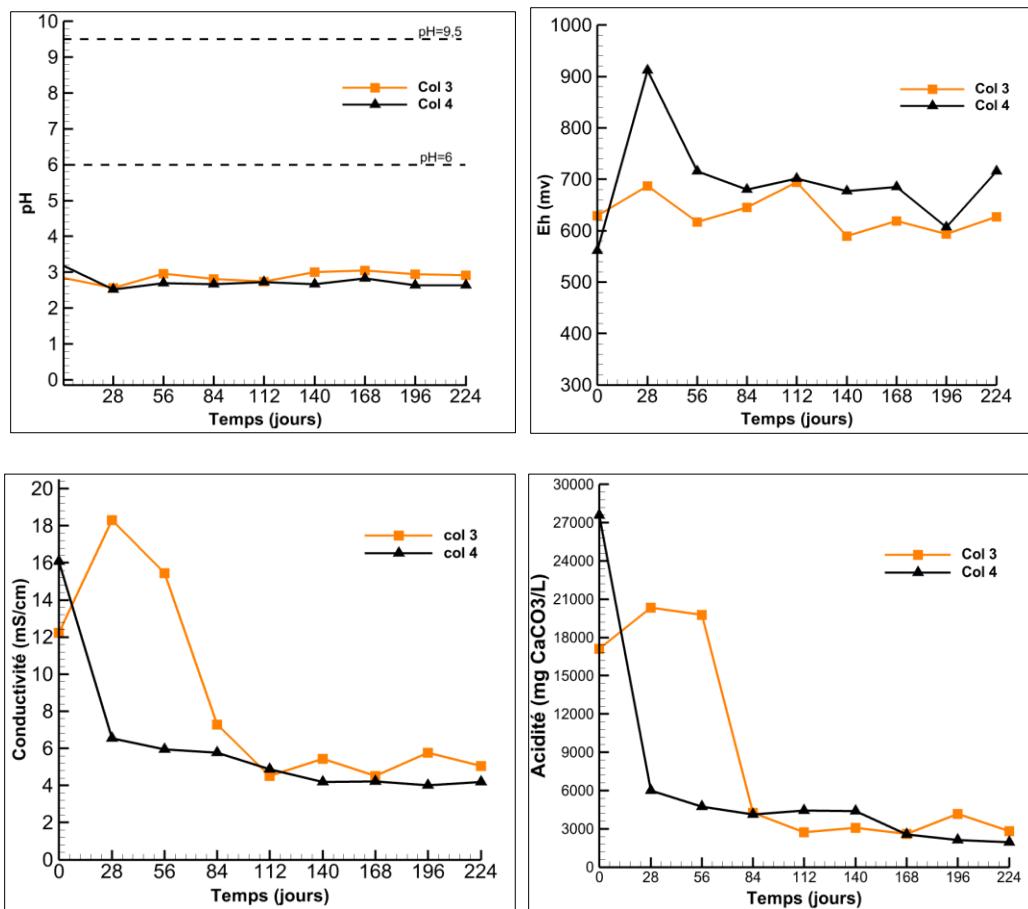


Figure 4.15 Évolution des pH, Eh, conductivité électrique et acidité, dans les colonnes 3 et 4

La figure 4.16 présente les concentrations en Mg, Mn et Ca des eaux de lixiviation mesurée à la colonne 3 et 4. On remarque que les concentrations en Mg de 1848, 2435 mg/L et Mn de 132, 178 mg/L à la colonne 3 et 4 ont diminué à 142, 121 mg/L et 11,8, 4,28 mg/L durant les neuf cycles. La colonne 3 montre une baisse en Ca jusqu'au 84^e jour de 515-444 mg/L puis s'en suit une augmentation jusqu'à 602 mg/L au 168^e jour avant qu'elle ne se stabilise. La concentration en Ca à la colonne 4 a légèrement augmenté au deuxième rinçage de 613 à 781 mg/L, décroît jusqu'à 84^e jour à 544 mg/L, avant de prendre une allure croissante jusqu'à 689 mg/L au 168^e jour, avant de se stabiliser. Cette variation pourrait s'expliquer par une dissolution faible ou élevée en ions Ca provenant de la jarosite et le gypse causée par la cinétique de l'écoulement de l'eau de rinçage.

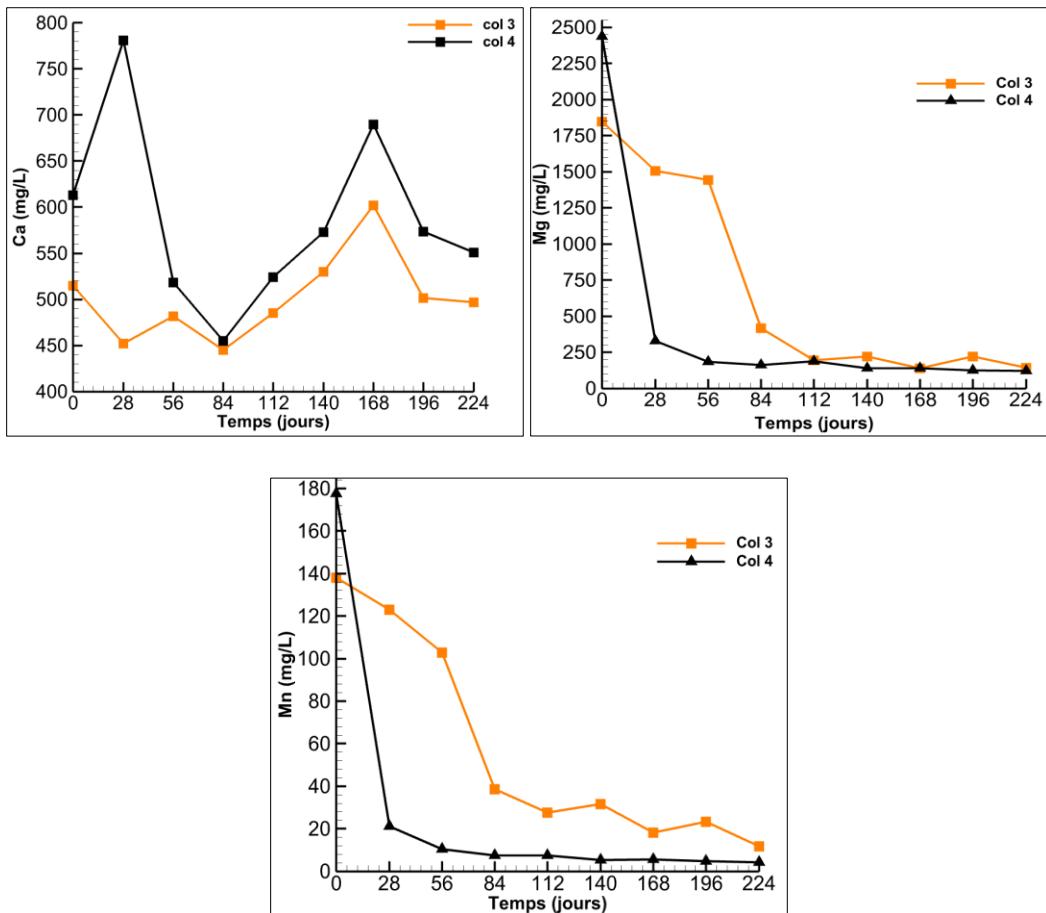
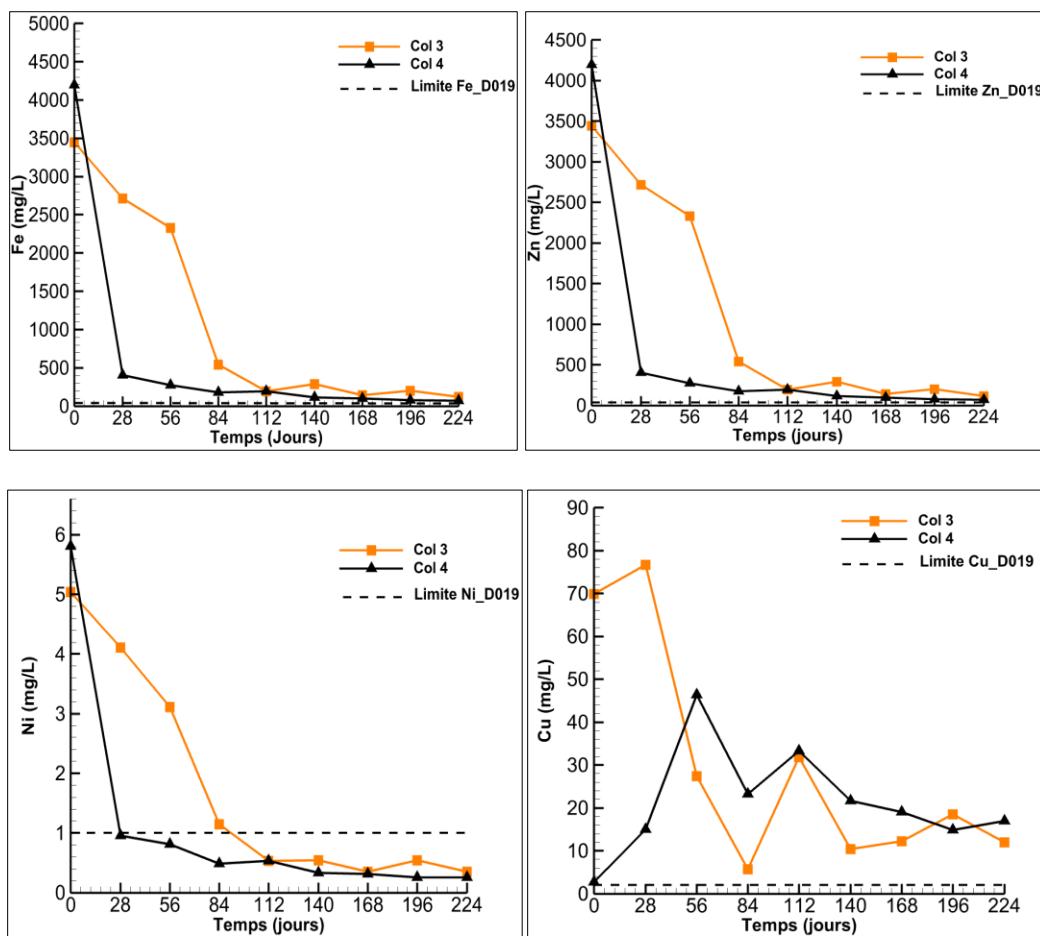


Figure 4.16 Concentrations des éléments neutralisants Ca, Mn, Mg, dans les colonnes 3 et 4

La figure 4.17 présente les concentrations en Fe, Zn, Pb, Cu, SO₄ des colonnes 3 et 4. À la colonne 3 on constate une diminution en Fe de 8 531 à 1 227 mg/L, Zn de 3 444 à 117 mg/L, Pb de 0,43 à 0,2 mg/l, Ni de 5 à 0,25 mg/L. À la colonne 4, le fer passe de 15 081 à 416 mg/L, le Zn de 4 195 à 68 mg/L, le Pb de 0,11 à 0,56 mg/L, le Ni de 5 à 0,025 mg/L. Des variations de concentration en Pb et Cu ont été observées dans les deux colonnes. La concentration en Pb observée était très faible (entre 1,08 et 0,1 mg/L) dans les deux colonnes, mais elle a gardé une allure croissante à la colonne 4. Quant au Cu, on constate une certaine stabilisation à partir du 140^e jour dans les deux colonnes. La concentration en As mesurée était presque négligeable dans les deux colonnes. Cependant, on a remarqué une augmentation en As à la colonne 4 de 0,01 à 3 mg/L au 28^e jour qui a littéralement baissé par la suite. Cette baisse pourrait s'expliquer par une erreur d'analyse. Les concentrations en sulfate ont également baissé de 32 033 à 4 700 mg/L à la colonne 3 et de 43 150 à 3 500 mg/L

à la colonne 4, indiquant un effet « first flush » dans les trois premiers rinçages suivis d'un équilibre avec les phases sulfatées confirmant une diminution de l'oxydation dans les deux colonnes. On n'a également constater que les éléments suivis dans les colonnes 3 et 4 montrent des tendances assez semblables, mais légèrement élevées à la colonne 3.



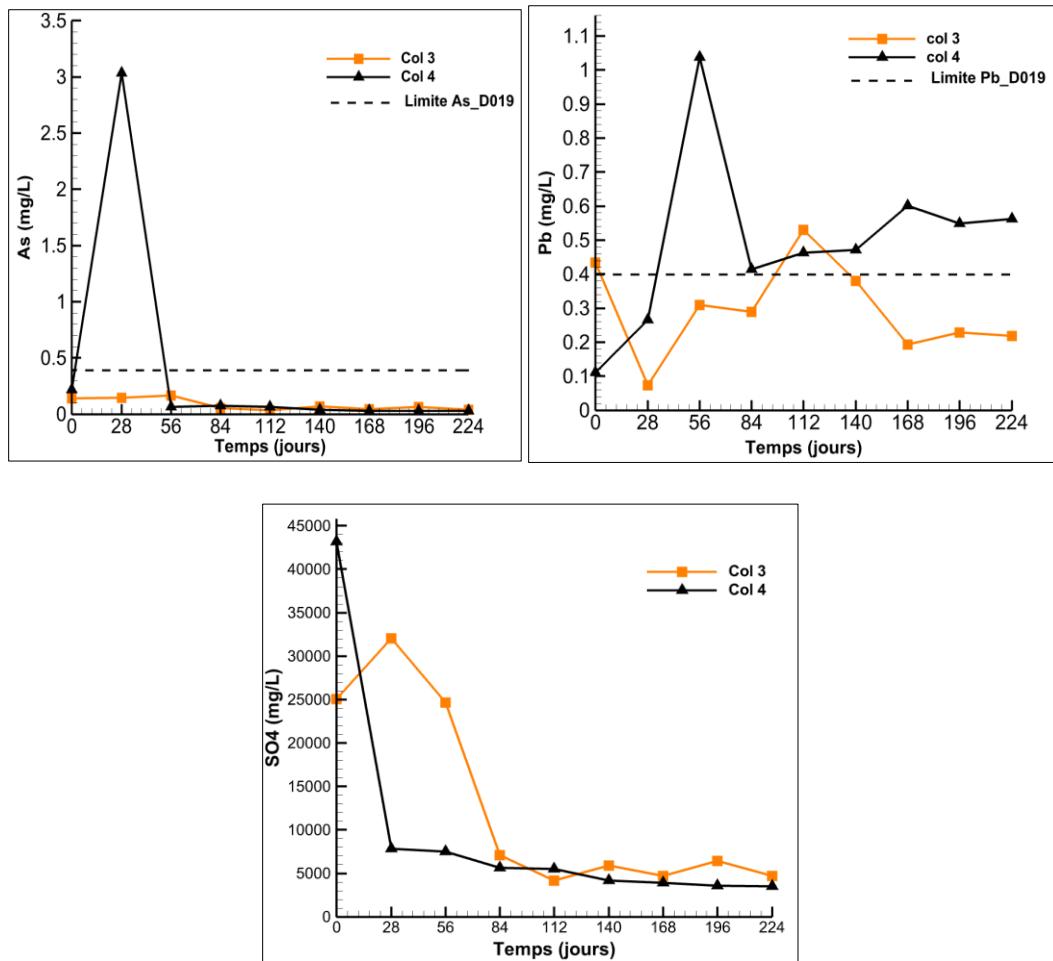


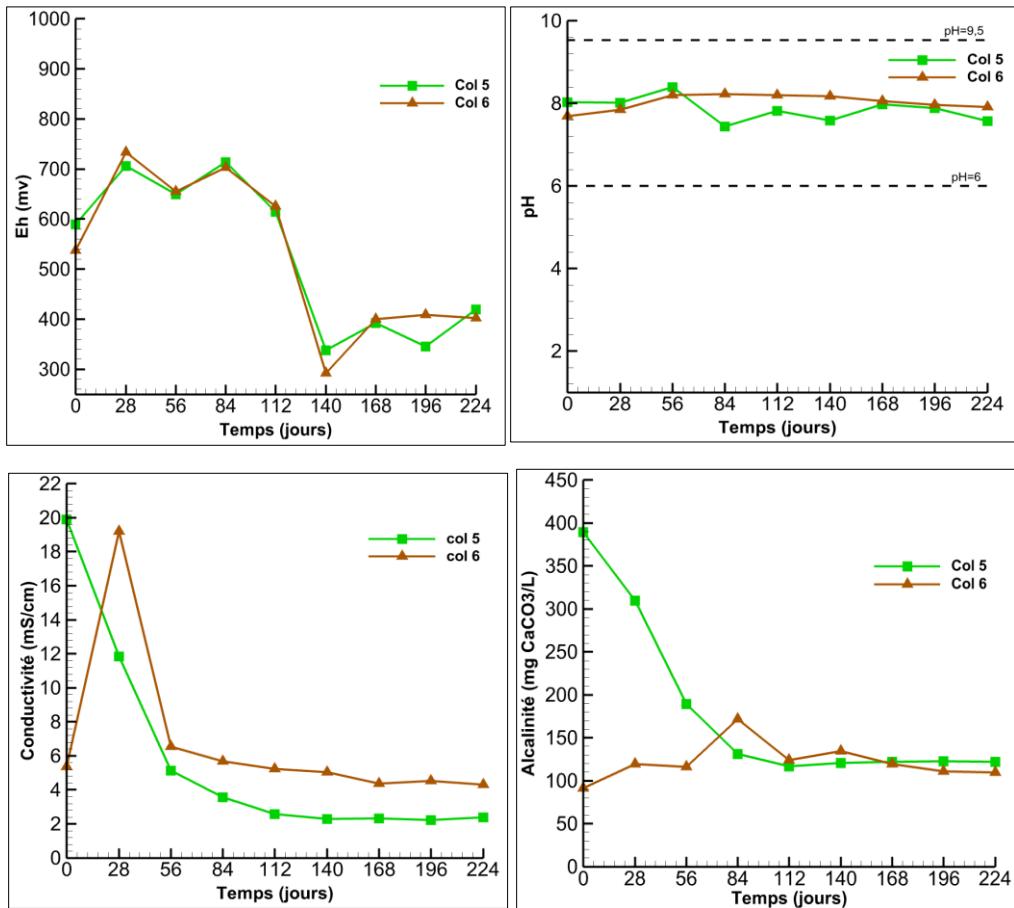
Figure 4.17 Évolution des concentrations Fe, Zn, Cu Ni, As, S, SO₄, dans les colonnes 3 et 4

- Colonnes 5 et 6

Les colonnes 5 et 6 utilisent les résidus oxydés Éléonore à la base du recouvrement. Toutefois, la colonne 5 est recouverte par les résidus frais Éléonore et la colonne 6 est recouverte par du sable.

La figure 4.17 présentent les résultats de pH, Eh conductivité électrique, acidité et alcalinité mesurés à la colonne 5 et 6. Des fluctuations de pH ont été observées à la colonne 5 et 6, mais elles sont restées légèrement au-dessus de la neutralité (pH supérieur à 7) durant la période des essais. Les valeurs de conductivité à la colonne 5 diminuaient après chaque cycle de mouillage/séchage allant de 19,20 à 2,4 mS. Quant à la colonne 6, la conductivité a augmenté considérablement de 5,35 à 19,2 mS du 0 au 28^e jours puis a diminué jusqu'à la fin de l'essai. Le Eh des colonnes 5 et 6 suit une évolution similaire. Le Eh avait des valeurs élevées allant de 703 à 714 mV dans les deux

colonnes au début du cycle jusqu'au 112^e jour, puis a diminué de 400 mV, en maintenant des conditions oxydantes. L'acidité était faible allant de 30 à 10 mg CaCO₃/L. L'alcalinité de la colonne 5 diminuait progressivement de 389 à 122 mg CaCO₃/L jusqu'à la fin de l'essai. À l'inverse, on constate que la colonne 6 montre une augmentation à partir du début de l'essai (91-119 mg CaCO₃/L) jusqu'au 84^e jours puis une baisse à 109 mg CaCO₃/L et ensuite se stabilise.



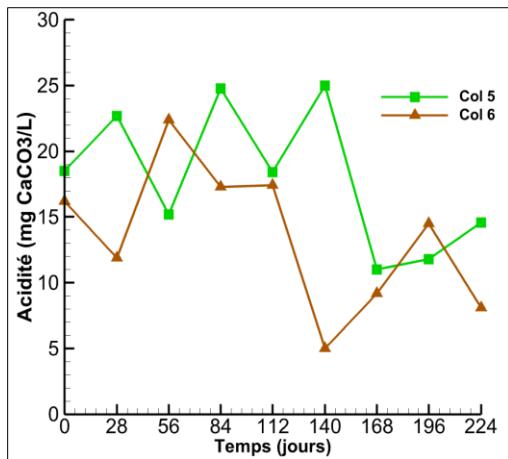
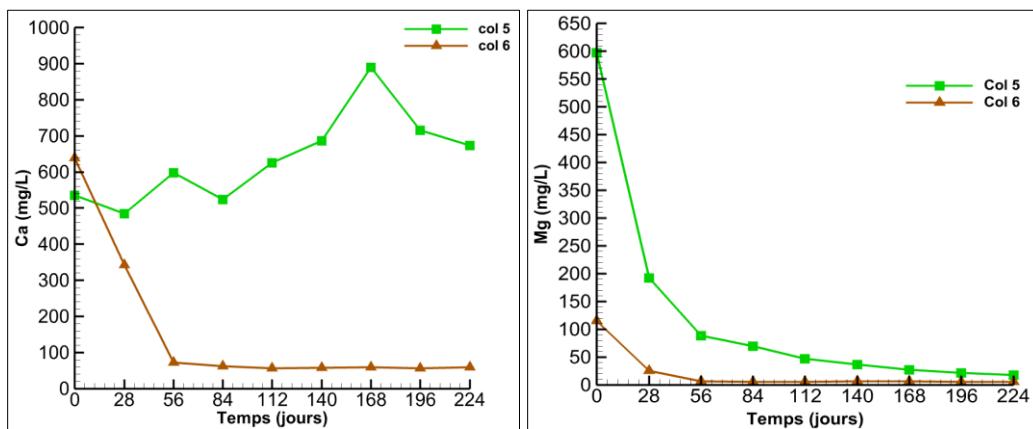


Figure 4.18 Évolution des pH, Eh, conductivité électrique, acidité et alcalinité, dans les colonnes 5 et 6

À la figure 4.18, on observe une augmentation continue de la concentration en Ca atteignant 889 mg/L à la colonne 5. Cela pourrait provenir de la dissolution des micas et plagioclases identifiée par le MEB dans les résidus de recouvrement. Quant à la colonne 6, on note un appauvrissement en Ca de 639 à 59 mg/L dès le premier cycle jusqu'à la fin de l'essai. Les concentrations en Mn étaient faibles dans les deux colonnes, inférieures à 1 mg/L, comparativement à la colonne 5, mais diminuent dans les deux colonnes avec le temps. La concentration en Mg a baissé de 597 à 17 mg/L à la colonne 5 et de 114 à 5 mg/L à la colonne 6.



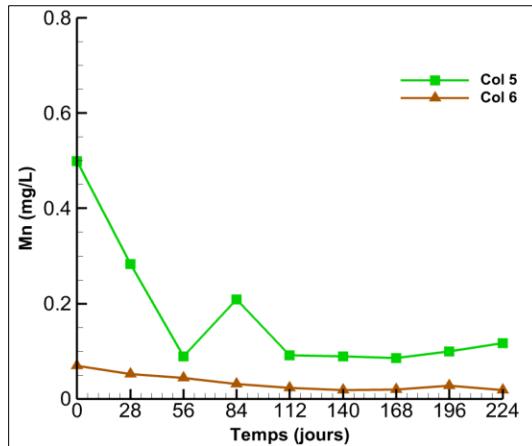
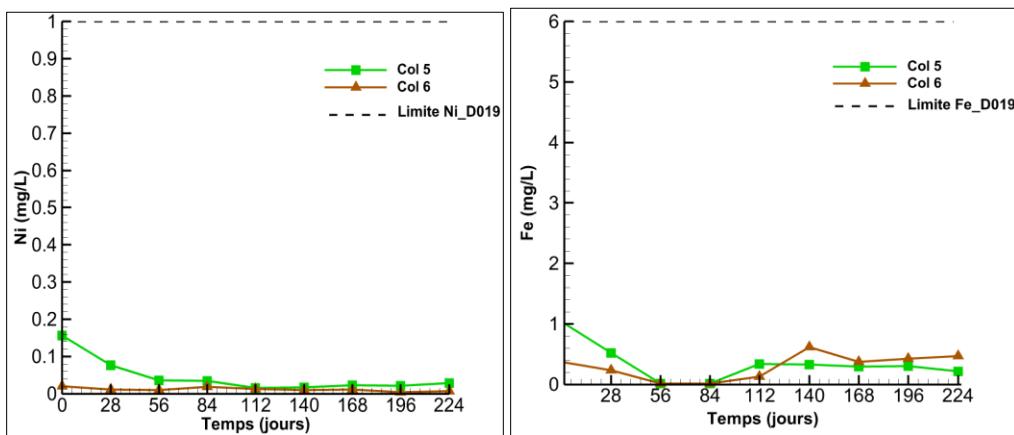


Figure 4.18 Concentrations ponctuelles des Ca, Mn, Mg, dans les colonnes 5 et 6

La figure 4.19 montre les résultats des éléments Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, et SO₄. Les colonnes 5 et 6 montrent des concentrations décroissantes, relativement faibles, inférieures à 1,5 mg/L des éléments tels Fe, Zn, Cu, Ni. Les concentrations en sulfate à la colonne 5 (13 386 mg/L) étaient largement supérieures à celle de la colonne 6 (2 477 mg/L) dans les premiers rinçages et diminuaient tout au long de l'essai. La concentration en As à la colonne 5 a baissé de 7 à 0,5 mg/L sur les neuf cycles. La colonne 6 a relargué graduellement de l'As jusqu'au 112^e jour et s'est stabilisé par la suite. Les lixiviat obtenus à la colonne 5 et 6 sont typiques d'un DNC-As. Une similitude des tendances des éléments suivis a été remarqué dans les deux colonnes excepté l'As et le Ca.



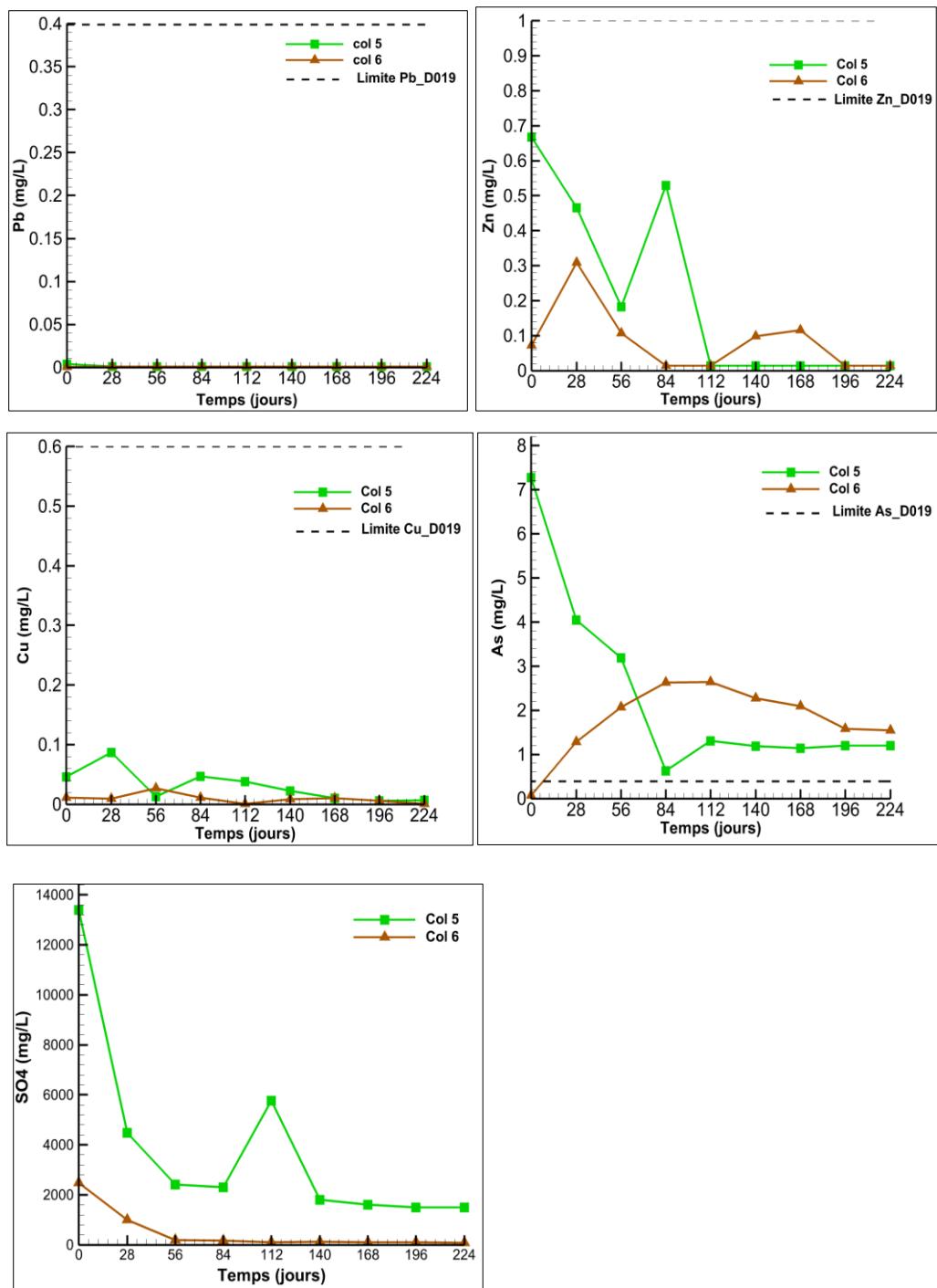


Figure 4.19 Évolution des concentrations Fe, Zn, Cu Ni, As, S, SO₄, dans les colonnes 5 et 6

4.5 Calculs thermodynamiques VminteQ

Cette section présente les résultats des calculs thermodynamiques réalisés à l'aide du logiciel Visual MINTEQ. Les minéraux secondaires obtenus dans chaque colonne ont été estimés en fonction des indices de saturation (paramètres de validation).

Lorsque :

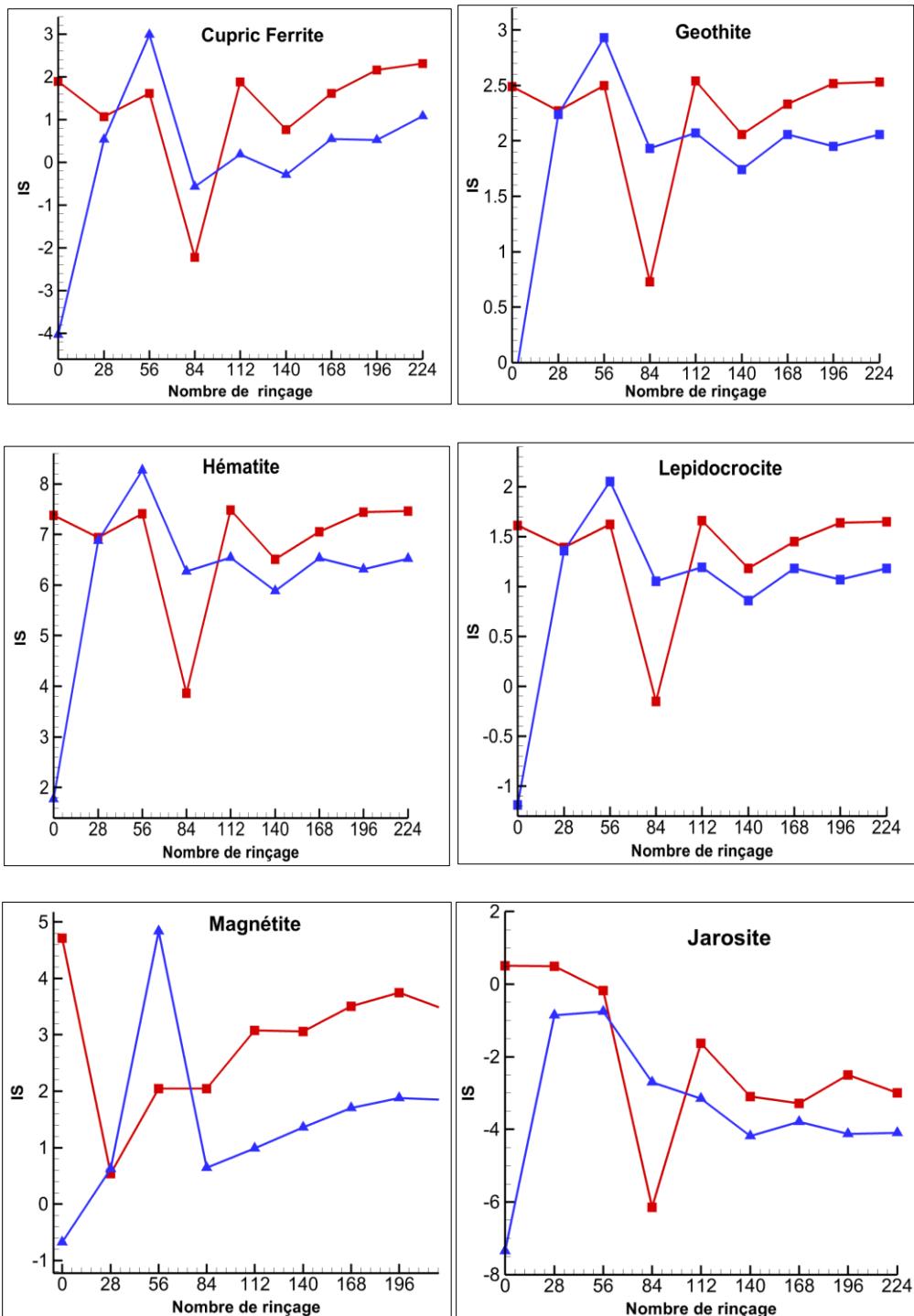
- $IS > 0$, il y a précipitation (minéral sursaturé)
- $IS < 0$, il y a dissolution (minéral sous-saturé)
- $IS = 0$, minéral à l'équilibre (concentrations constantes).

Il faut noter qu'un $IS > 0$ n'implique pas automatiquement une précipitation et $IS < 0$ ne se traduit pas forcément par une dissolution. Cela explique que les conditions sont favorables à une précipitation ou une dissolution.

La précipitation des minéraux secondaires est généralement issue de l'altération chimique des minéraux primaires et de la précipitation chimique de composants dissous. Les résultats ont révélé la précipitation de plusieurs espèces généralement observées dans le DMA. L'évolution des indices de saturation des différents minéraux secondaires dans les colonnes après chaque rinçage sont présentés comme suit :

- Colonnes 1 et 2

Les résultats de la modélisation (figure 4.20) ont montré que les minéraux potentiellement précipités dans les colonnes 1 et 2 sont majoritairement issus de la famille des (oxy) hydroxydes de fer tels que le cupric ferric, ferrihydrite, goethite, hématite, lepidocrocite, et la magnétite. Cependant, les indices de saturation des minéraux secondaires à la colonne 1 étaient légèrement supérieurs à celle de la colonne 2. Les calculs thermodynamiques ont également révélé la présence de minéraux secondaires telle que le gypse et la jarosite. Ces minéraux étaient en équilibre durant le premier, deuxième et troisième cycle avant de passer à sous-saturés tout au long de l'essai.



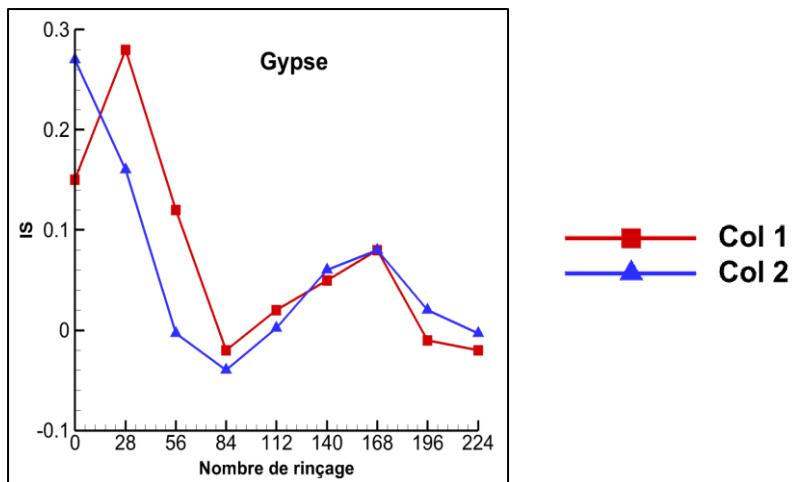
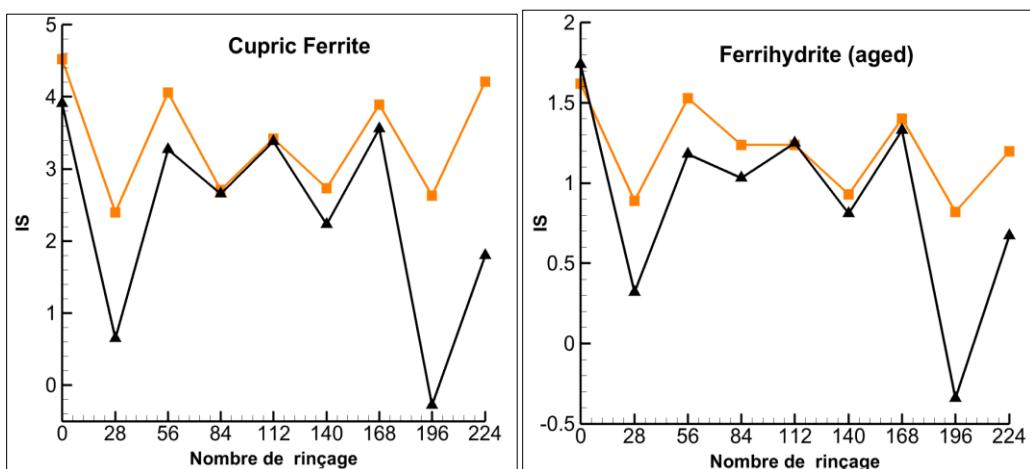


Figure 4.20 Indice de saturation des minéraux secondaires, dans les colonnes 1 et 2

- Colonnes 3 et 4

Selon les analyses chimiques des lixiviats obtenus au laboratoire, Vminteq a permis d'obtenir les résultats discutés dans la suite (figure 4.21). Les éléments précipités suivent les mêmes tendances, mais avec des indices de saturations légèrement supérieurs à la colonne 3 vs colonne 4. Les éléments précipités sont, entre autres, le cupric ferrite, la ferrihydrite, la goethite, l'hématite, le lepidocrocite, la magnétite et la maghémite. On a également remarqué une précipitation de la jarosite aux colonnes 3 et 4.



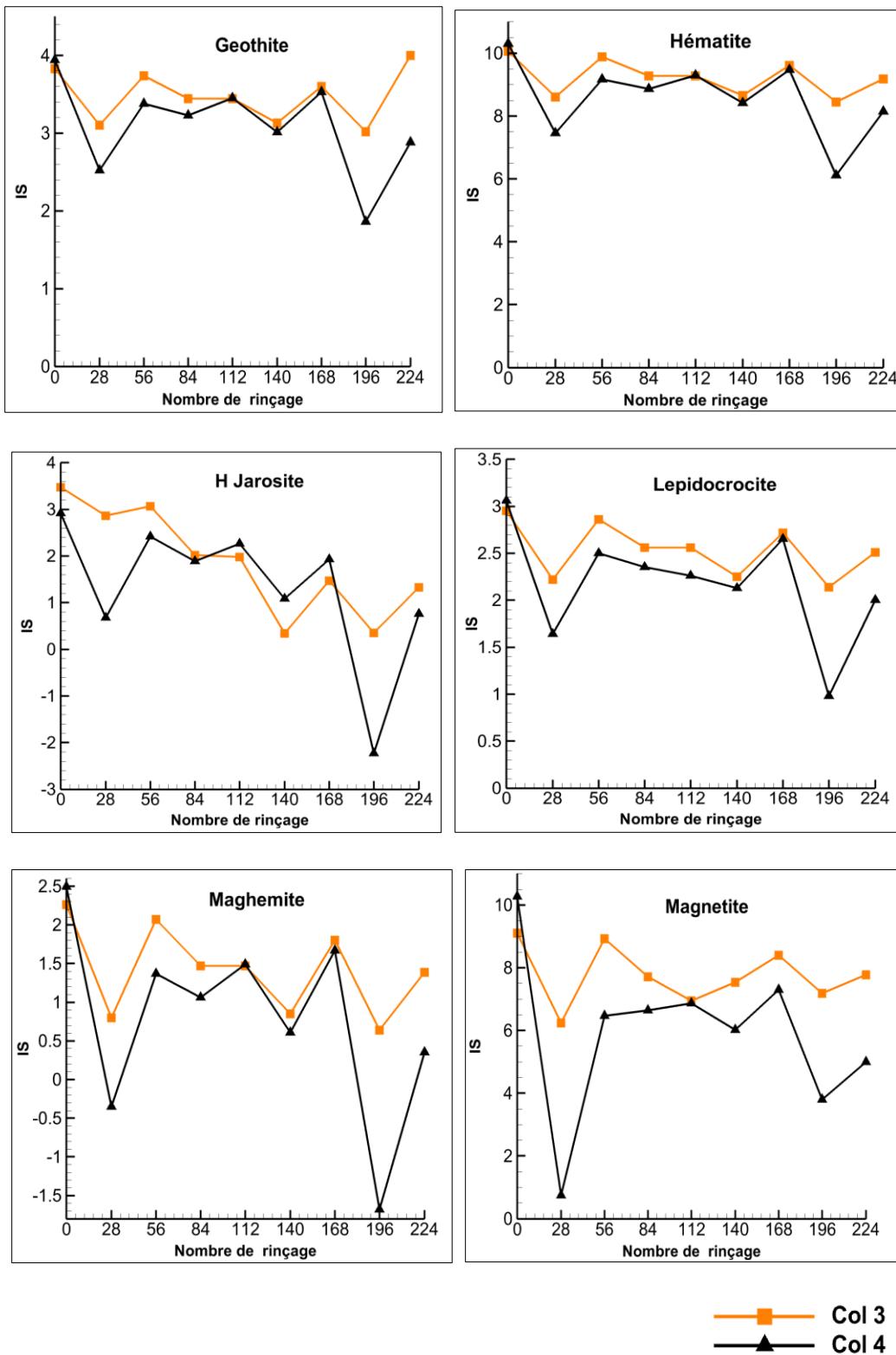
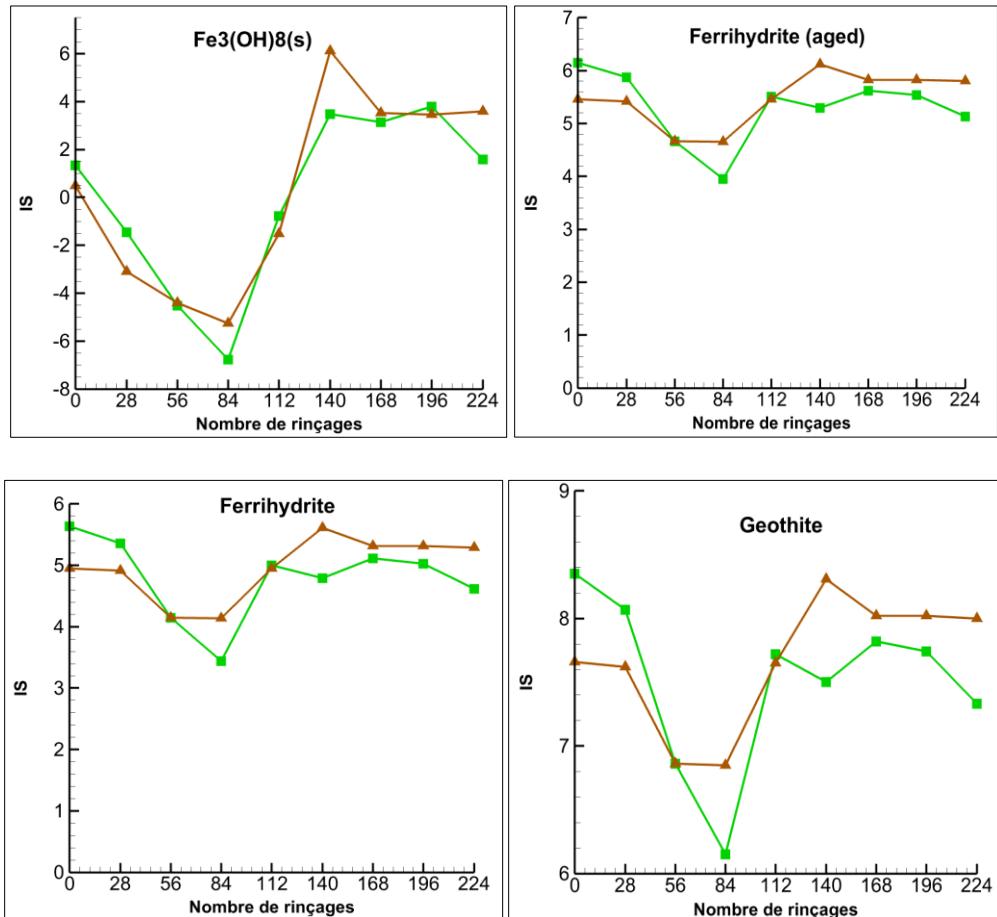
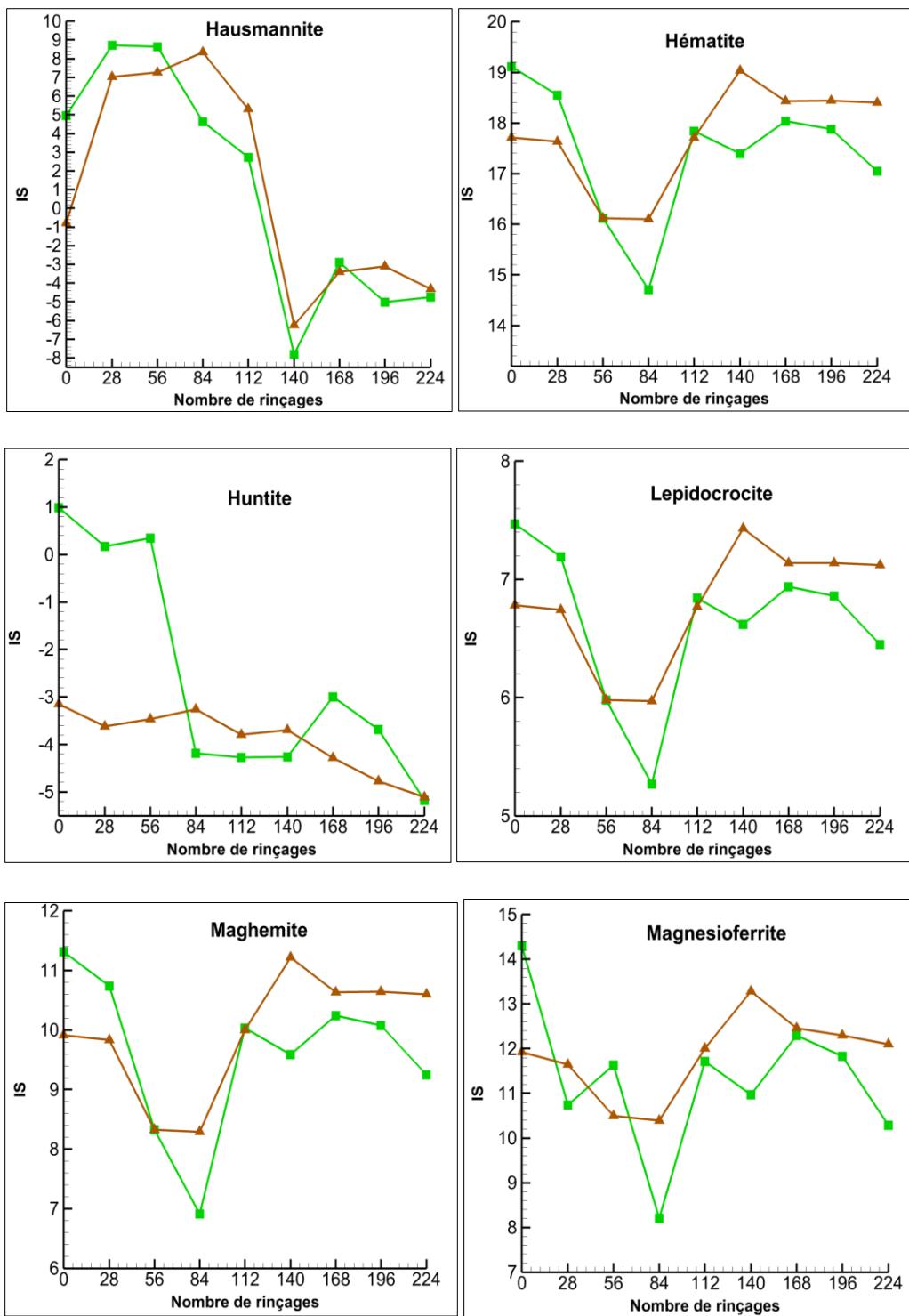


Figure 4.21 Indices de saturation des minéraux secondaires, dans les colonnes 3 et 4

- Colonnes 5 et 6

La modélisation a montré une précipitation de plusieurs (oxy) hydroxydes de fer. Parmi les minéraux secondaires précipités, on cite le cupric ferrite, $\text{Fe}_3(\text{OH})_8(s)$, la ferrihydrite, goethite, hématite, lepidocrocite, magnétite, magnesioferrite, et la maghémite. Les indices de saturation de ces minéraux étaient généralement élevés (de 1 à 19) par rapport aux colonnes 1,2,3,4. Cela pourrait s'expliquer par des pH supérieurs à 7 dans les colonnes 5 et 6 favorisant la précipitation de ces éléments. Les indices de saturation ont été également positifs mais moins élevés pour certains carbonates tels que l'aragonite ($\text{IS} \approx 0$ à 1,36), la calcite ($\text{IS} \approx 0$ à 1,19), la dolomite ($\text{IS} \approx 0$ à 2,56), et l'huntite ($\text{IS} \approx 0$ à 0,99).





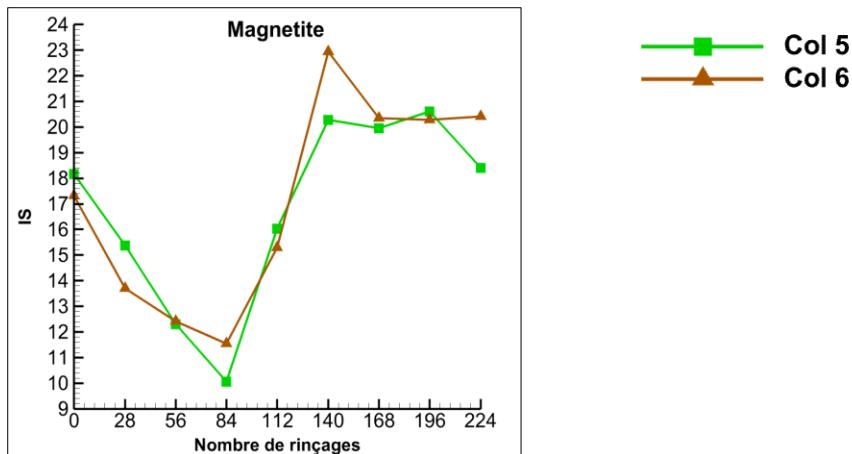


Figure 4.22 Indices de saturation des minéraux secondaires, dans les colonnes 5 et 6

4.6 Caractérisation post-démantèlement

Le démantèlement a été réalisé par tranche de 10 cm. Les caractérisations post-démantèlement des six colonnes incluent les analyses chimiques (ICP- MS) et les analyses physiques (densité relative) et les observations visuelles pendant le démantèlement

4.6.1 Observation visuelle et analyse chimique solide (ICP-MS) des colonnes

- Observation visuelle des résidus au démantèlement

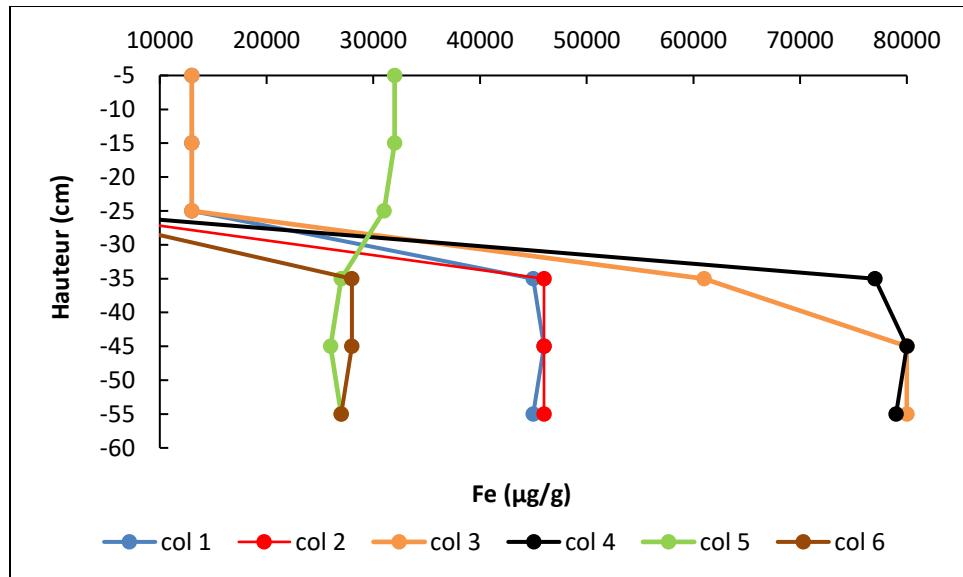
Lors du démantèlement, la présence d'une forte coloration rougeâtre indiquant une oxydation a été constatée dans les rejets oxydés Doyon des colonnes 1 et 2 et dans les rejets faiblement oxydés Doyon des colonnes 3 et 4. Quant aux colonnes 5 et 6, aucune observation majeure n'a été constatée durant le démantèlement. Les résidus sont restés presque intacts à vue d'œil.

- Composition chimique des résidus après démantèlement

En général, il n'y a pas eu une très grande différence de concentration des éléments majeurs suivis (Ca, Fe, Mg) entre les colonnes recouvertes de résidus désulfurés et celles recouvertes de sable inerte, après neuf cycles de mouillage et de séchage. Ces résultats viennent confirmer les analyses chimiques des eaux de lixiviations. Les éléments mineurs tels que l'As, le Cu, le Pb, le Zn et le Ni, présentaient également les mêmes allures que les éléments majeurs, et cela dans toutes les colonnes. Le tableau 4.9 présente les profils de démantèlement des colonnes et les figure 4.23 présentent les profils des éléments chimiques majeurs contenus des colonnes à la fin des essais.

Tableau 4.9 Profils de démantèlement des essais en colonnes.

Hauteur (cm)	Colonne 1	Colonne 2	Colonne 3	Colonne 4	Colonne 5	Colonne 6
0-10	DW	SA	DW	SA	FE	SA
10-20	DW	SA	DW	SA	FE	SA
20-30	DW	SA	DW	SA	FE	SA
30-40	OD	OD	FOD	FOD	OE	OE
40-50	OD	OD	FOD	FOD	OE	OE
40-60	OD	OD	FOD	FOD	OE	OE



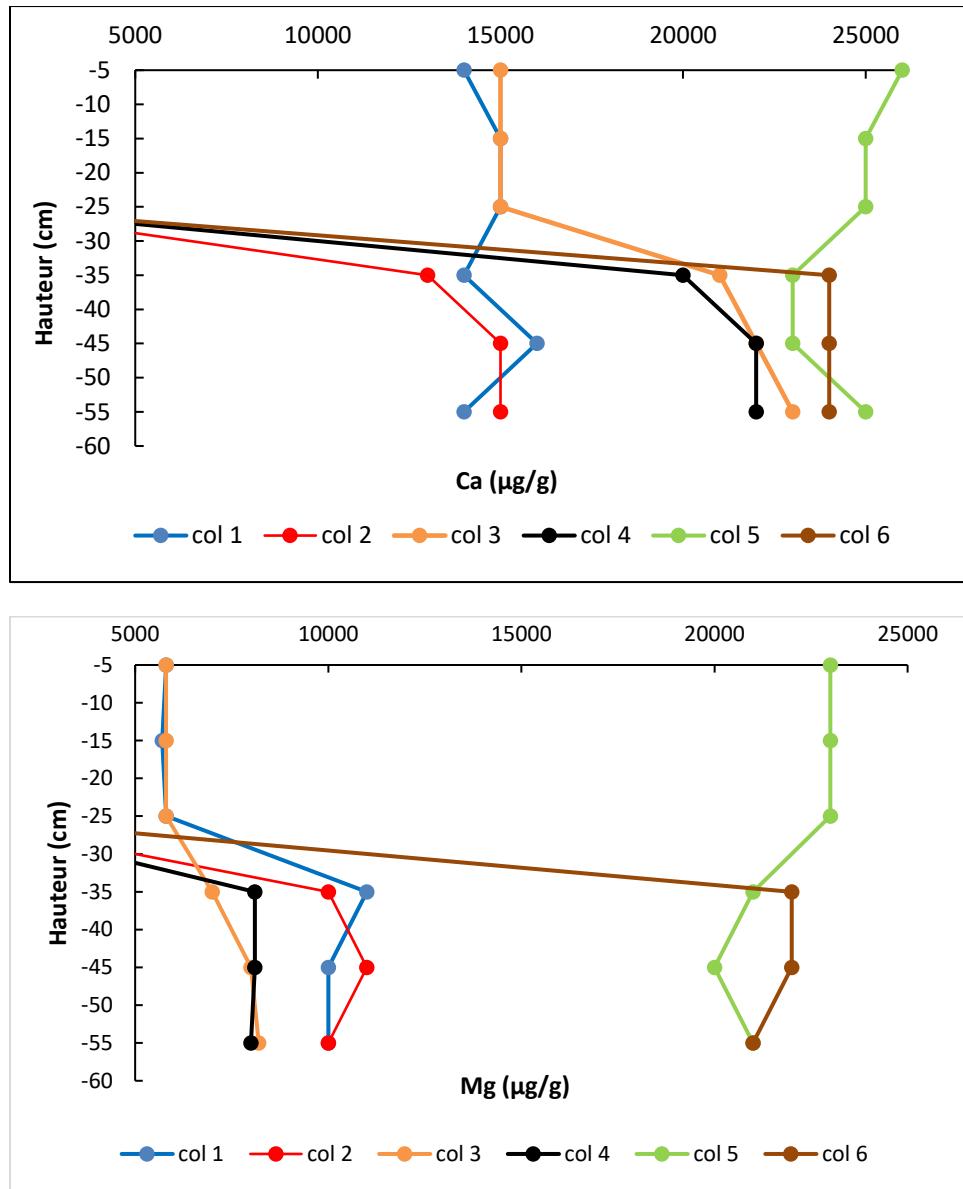


Figure 4.23 Profils des éléments chimiques majeurs présents dans les colonnes après démantèlement

4.7 Densité relative

La variation de la densité relative (Dr) des résidus à l'état initial et après démantèlement n'était pas significative. La différence était de l'ordre de 0,2 et 0,1. Toutefois, la Dr des résidus de recouvrement sont semblables à celle des résidus sulfureux. Ces résultats corroborent les résultats de la géochimie et de l'ICP-MS

Tableau 4.10 Densité relative des résidus après démantèlement.

Hauteur (cm)	Colonne 1	Dr	Colonne 2	Dr	Colonne 3	Dr	Colonne 4	Dr	Colonne 5	Dr	Colonne 6	Dr
0-10	DW	2,65	SA	-	DW	2,64	SA	-	EF	2,65	SA	-
10-20	DW	2,61	SA	-	DW	2,67	SA	-	EF	2,63	SA	-
20-30	DW	2,67	SA	-	DW	2,67	SA	-	EF	2,61	SA	-
30-40	OD	2,64	OD	2,67	FOD	2,73	FOD	2,73	OE	2,63	OE	2,63
40-50	OD	2,67	OD	2,62	FOD	2,76	FOD	2,75	OE	2,66	OE	2,68
50-60	OD	2,64	OD	2,69	FOD	2,71	FOD	2,73	OE	2,67	OE	2,63

CHAPITRE 5 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

L'objectif général de ce projet était d'évaluer l'effet de l'interaction géochimique des résidus désulfurés et des résidus sulfureux en condition de restauration, en vue de contrôler le DMA et le DNC. Trois objectifs spécifiques ont été élaborés pour atteindre cet objectif et les réponses obtenues seront discutées dans ce présent chapitre.

5.1 L'effet des rejets désulfurés utilisés comme couche de recouvrement sur la chimie du lixiviat

Dans le but d'évaluer l'influence de l'eau porale des recouvrements désulfurés sur la géochimie des résidus réactifs, six scénarios d'essais en colonne ont été mis en place pendant 224 jours. Ces essais ont été réalisés sous des conditions favorisant l'oxydation des sulfures, c'est-à-dire à des positions de nappe phréatique profonde de 200 cm. La mesure des concentrations en métaux dans les lixiviats était un des facteurs clés pour examiner l'efficacité des résidus désulfurés comme matériau de recouvrement. L'évaluation de la qualité de l'eau de drainage est fondée sur la Directive 019 Québec (2025). Les éléments problématiques considérés par cette directive sont entre autres le Fe, le Cu, le Zn, le Ni, le Pb, et l'As. Les concentrations des éléments obtenus lors des essais ont été comparés aux concentrations maximales acceptables de la D019. Pour ce faire, la qualité du lixiviat obtenue dans la colonne 1, contenant les résidus oxydés Doyon à la base et recouverte par les résidus désulfurés Westwood a été comparée à celle de la colonne 2, contenant les résidus oxydés Doyon à la base et recouverte par du sable inerte. Ensuite, celle de la colonne 3 contenant les résidus faiblement oxydés Doyon à la base, et recouverte par les résidus désulfurés Westwood a été comparée à celle de la colonne 4 contenant les résidus faiblement oxydés Doyon à la base, et recouverte par du sable inerte. Quant à la qualité du lixiviat de la colonne 5, contenant les résidus oxydés Éléonore à la base, et recouverte par des résidus frais Éléonore, a été comparée à celle de la colonne 6 contenant les résidus oxydés Éléonore à la base, et recouverte par du sable inerte.

Les résultats de la qualité de l'eau de lixiviation présentée à la colonne 1 et 2, au chapitre précédent ont démontré que les métaux lourds en solution tels que le Cu, Fe, Pb et Zn présentaient des concentrations supérieures à celles fixées par la directive 019, mais ils diminuaient suivant les cycles de mouillage/séchage. En effet, les résidus de recouvrement Westwood désulfurés présentaient 0,12 % de soufre. Les résidus oxydés Doyon étaient déjà générateurs d'acide et

contiennent 1,48 % de soufre. Les analyses ponctuelles au MEB ont permis de détecter la présence de pyrite et des oxydes de fer. Cependant, aucun sulfure porteur de Cu ou de Zn n'a été détecté par les analyses minéralogiques (MEB, DRX) alors que du Cu et du Zn ont été retrouvés comme éléments mineurs selon les analyses chimiques des solides (ICP-MS). Le pH des deux colonnes était acide (pH 2 à 3). Le passage en solution de Cu, Fe, Pb et Zn pourrait s'expliquer par l'effet du premier rinçage qui entraîne une concentration élevée en sulfate, mais qui diminue au fil du temps.

Les concentrations des éléments problématiques incluant Fe, Zn, Cu, Pb, et Ni des colonne 3 et 4 étaient similaires, mais non conformes à la D019. Les résidus de recouvrement Westwood désulfurés contenaient 0,12 % de soufre et les rejets faiblement oxydés Doyon contenaient 5,21 % de soufre. Le pH des deux colonnes était acide variant de 2 à 3. Le relargage en métaux observé dans les deux colonnes est probablement issu de l'oxydation des minéraux tels que la sphalérite, la chalcopyrite et la pyrite ou des oxydes de fer identifiés dans les résidus faiblement oxydés Doyon. Toutefois, aucun minéral porteur de Pb n'a été identifié durant les analyses minéralogiques alors que du Pb a été détecté comme élément trace suivant les analyses ICP-MS.

Les colonnes 5 et 6 ont généré des lixiviats de qualité assez similaire. Les concentrations des éléments réglementés ne dépassaient pas les seuils imposés par la D019 excepté l'As, qui présentait un dépassement de concentration pour les deux colonnes. Dans des conditions d'oxydation similaires (pH compris entre 7, 5 et 8 et des Eh élevés), les résultats de la géochimie montrent une diminution de la concentration en As au fil du temps jusqu'à sa stabilisation dans la colonne 5. En revanche, dans la colonne 6, on observe une légère augmentation de la concentration en As jusqu'au 126^e jour où elle commence à diminuer avant de se stabiliser. En ce référant au diagramme de Pourbaix (figure 5.1), on en déduit que la forme d'As dominante dans les eaux de lixiviation des colonnes 5 et 6 est l'As(V).

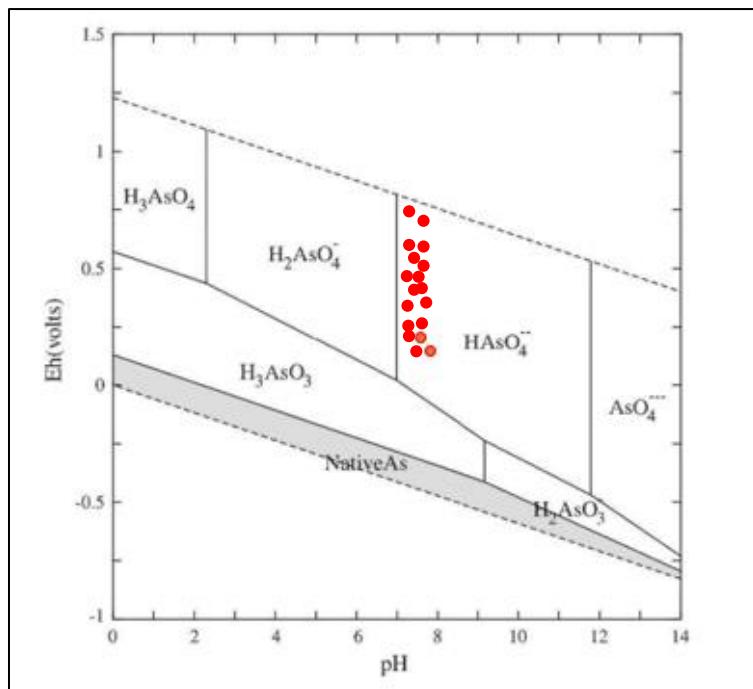


Figure 5.1 Diagramme Pourbaix (As), les points rouges représentant les conditions du rinçage du jour 0-224 de la colonne 5 et 6.

À pH neutre, la mobilisation des métaux dans l'eau est due à l'oxydation des sulfures par l'oxygène (Bussière & Guittonny, 2020). La diminution en concentration d'As à la colonne 5 est probablement due à une réduction du taux d'oxygène dans les résidus réactifs par les résidus désulfurés comparativement à la colonne 6 recouverte par du sable inert. Les analyses soufre et carbone ont révélé une présence de 0,20 % de soufre dans les résidus frais Éléonore. De plus, la minéralogie au MEB a détecté une présence ponctuelle en pyrite. Quant aux résidus oxydés Éléonore, l'analyse a révélé une présence en soufre de 0,22 % et une présence ponctuelle des grains de pyrite. De ce fait, il est postulé l'existence en sulfures telle que l'arsénopyrite dans ces résidus, même si le MEB et la DRX ne l'ont pas identifié. Le sable inert utilisé comme revêtement dans la colonne 6 est considéré comme un matériau à faible rétention d'eau. De ce fait, l'oxydation accélérée de l'arsénopyrite dans les résidus réactifs augmentera la disponibilité de l'arsenic dans la colonne 6. Aux vues de toute ces observations, on note qu'en conditions favorables à l'oxydation (nappe phréatique profonde), les résidus désulfurés testés ont un comportement géochimique comparable au sable inert.

5.2 Précipitation des minéraux secondaires

Les calculs thermodynamiques ont prédit une gamme de précipitation de minéraux secondaires, principalement les (oxy) hydroxydes de fer, le gypse et la jarosite . Les minéraux susceptibles de précipiter dans les colonnes dont les recouvrements sont faits de matériaux désulfurés sont les mêmes que ceux pouvant précipiter dans les recouvrements faits de sable inerte. Les minéraux précipités dans la colonne 1 étaient identiques à ceux de la colonne 2 avec des faibles indices de saturation. Les mêmes observations ont été faites pour les colonnes 3 et 4. La formation des minéraux secondaires était suggérée par des indices de saturation positifs dans les colonnes 5 et 6. Généralement, la précipitation des (oxy) hydroxydes métalliques a pour effet de diminuer les concentrations en métaux dans le lixiviat. La diminution de l'As à la colonne 5 pourrait également s'expliquer par le phénomène de sorption sur des (oxy) hydroxydes de fer notamment la ferrihydrite, la lepidocrocite, la goethite et la magnétite, diminuant ainsi la concentration en As (Hohmann et al., 2011; Ona-Nguema et al., 2009). La sorption est le mécanisme qui permet à certains ions de s'attacher à la surface d'un solide à court ou à long terme. Tant que le pH reste sous des conditions non favorables à la dissolution, les (oxy) hydroxydes de Fe resteront stables et constitueront un piège pour l'As. Pour résumer ce chapitre, on a pu démontrer que les propriétés géochimiques des résidus désulfurés n'ont pas d'impact majeur sur la qualité des effluents du système résidus désulfuré - résidus recouverts.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

L'exploitation minière génère de grands volumes de rejets miniers qui contiennent peu ou pas de valeur économique. Ils peuvent être source de contamination pour l'environnement lorsqu'ils contiennent des sulfures et sont entreposés à l'air libre. La désulfuration environnementale est une approche qui permet de valoriser la réutilisation des résidus générateurs d'acide tout en les utilisant dans la restauration des parcs à résidus. La restauration des parcs à résidus générateurs d'acide est essentielle pour protéger l'environnement. La qualité de l'eau est un critère de performance qui vient confirmer le bon fonctionnement d'une méthode de restauration. Pour cela, il est important de trouver des stratégies de restauration afin de répondre aux exigences des rejets en métaux dissous dans les effluents finaux.

Ce projet de recherche visait à étudier le comportement géochimique des résidus désulfurés utilisés comme recouvrement sur les résidus réactifs pour contrôler le DMA et DNC. En effet, les résidus désulfurés contiennent des sulfures résiduels qui peuvent s'oxyder au fil du temps et entraîner une libération en métaux lourd. Les objectifs spécifiques établis pour atteindre le but de notre étude était de 1) caractériser les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques des matériaux à l'état initial, 2) déterminer le comportement géochimique des résidus désulfurés utilisés comme matériau de recouvrement, et 3) comparer la qualité des lixiviats des résidus désulfurés et des matériaux inertes utilisés comme recouvrement sur les résidus générateurs de DMA ou DNC.

Afin d'accélérer l'altération des minéraux dans des conditions contrôlée en laboratoire, six colonnes ont été montées pour simuler un recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevée, avec les matériaux suivants : les résidus désulfurés Westwood (désulfuration environnementale produite par l'URSTM), les résidus désulfurés Éléonore (désulfuration non environnementale produite à la mine) utilisés comme matériaux de recouvrement, les résidus oxydés et faiblement oxydés Westwood, les résidus oxydés Éléonore et le sable inerte. Chaque colonne comportait 30 cm d'épaisseur de résidus réactifs recouvert par 30 cm de résidus désulfurés. La teneur en eau volumique a été suivie à partir des sondes installées à 10 et 20 cm de la surface des recouvrements et à 10 cm à l'interface des rejets. L'essai en colonne instrumenté a couvert une période de 9 mois.

Le suivi du comportement hydrogéologique par les sondes a révélé que la position de la nappe phréatique à 200 cm à contribuer à diminuer la teneur en eau dans les matériaux de recouvrement les soumettant à des conditions favorables à l'oxydation.

L'analyse géochimique des eaux de percolation ont été réalisées pendant neuf cycles de mouillage/séchage sur chaque colonne. Les analyses chimiques suivies étaient entre autres les mesures des concentrations des cations (ICP) et anions (chromatographie), le pH, Eh, conductivité électrique ainsi que l'alcalinité, l'acidité. Les recouvrements faits de résidus désulfurés ont eu peu d'effets sur la géochimie des lixiviats des colonnes. En comparant les colonnes recouvertes de sable inerte et celle recouverte de résidus désulfurés, on constate que les concentrations des éléments suivis sont pratiquement similaires. Même avec une nappe phréatique basse (favorable à l'oxydation), les résidus désulfurés ne relarguent pas de contaminants dans les conditions de l'essai. Toutefois, la géochimie des eaux de lixiviation est étroitement liée aux résidus sous-jacents. Pour qu'une couverture soit acceptable d'un point de vue environnemental, il est important qu'elle ne génère pas de contaminants. Ce projet contribue à comprendre davantage la géochimie des résidus désulfurés utilisée comme matériau de restauration. Dans un contexte de développement durable, la valorisation des résidus désulfurés comme matériaux de restauration des parcs à résidus contribuera à réduire l'empreinte de matériaux qui participe à la dégradation de l'environnementale et également réduire les coûts de transport des matériaux d'emprunt vers les sites concernés.

6.2 Recommandations

Ce projet de maîtrise a permis d'acquérir des informations d'intérêt sur les résidus désulfurés ayant un faible teneur en sulfures résiduels. Cette étude permettra aux exploitants miniers de reconsidérer la réutilisation des rejets désulfurés dans la restauration des parcs à résidus. Cependant, des travaux complémentaires sont recommandés à la suite de ce projet.

- Conduire des essais à l'échelle terrain avec les mêmes types de configurations appliquées dans les colonnes au laboratoire. Cela permettra d'avoir une meilleure évaluation et compréhension du comportement géochimique des rejets désulfurés dans des conditions non contrôlées de température et de précipitation.
- Valider la caractérisation minéralogique par des analyses à la micro-sonde avant les essais en colonnes afin d'avoir plus de détails sur la minéralogie des différents résidus.
- Modéliser l'évolution géochimique des résidus désulfurés à long terme.

RÉFÉRENCES

- Ait-Khouia, Y., Benzaazoua, M., & Demers, I. (2021). Environmental desulfurization of mine wastes using various mineral processing techniques: Recent advances and opportunities. *Minerals Engineering*, 174, 107225. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107225>
- ASTM. (2015). Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter (D5856-15). ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM. (2019a). Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head) (D2434-19). International, West Conshohocken, PA.
- Aubertin, M. (1995). Évaluation en laboratoire des barrières sèches construites à partir de résidus miniers: rapport final.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002a). Environnement et gestion des rejets miniers. Presses Internationales Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002b). Environnement et gestion des résidus miniers. Presses Internationales de Polytechnique, Corporation de l'École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A.-M., & Archambault, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental geology*, 46, 1086-1101.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É., & Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals Engineering*, 21(4), 330-340.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Plante, B., Pepin, G., Aubertin, M., Chouteau, M., Dawood, I., Intissar, R., & Lessard, G. (2013). Comportement géochimique et hydrogéologique des stériles de la mine Lac Tio. *Environnement, Ingénierie & Développement*.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., & Marion, P. (2000). Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 60(1), 57-74.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., & Weisener, C. (2005). The geochemistry of acid mine. *Environ. Geochem*, 9, 149.
- Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Kongolo, M. (2005). A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. *CIM bulletin*, 98(1087), 74-74.

- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014a). Recommandations sur l'utilisation des outils de prédition du drainage minier acide. Environnement, Ingénierie & Développement.
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014b). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédition du drainage minier acide. Environnement, Ingénierie & Développement.
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Plante, B., & Bussiere, B. (2015). A quantitative approach for the estimation of the “fizz rating” parameter in the acid-base accounting tests: A new adaptations of the Sobek test. *Journal of Geochemical Exploration*, 153, 53-65.
- Brooks, R. H. (1965). Hydraulic properties of porous media. Colorado State University.
- Bussiere, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052.
- 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., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental geology*, 45, 609-622.
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2020). Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage. CRC press.
- 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.
- Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of engineering geology and the environment*, 71, 401-434.
- Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 616-628.
- Cosset, G. (2009). Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques [École Polytechnique de Montréal].
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussiere, B., & Martin, V. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. *Proceedings of post-mining*, 16-17.
- Dakiri, W., & Mechoui, A. (2024). Microscopie Electronique à Balayage (MEB) Scanning Electronic Microscopy (SEM) Technique d'élaboration et de Caractérisation Maîtrise, Université Hassan II de Casablanca.
- David, F. (2007). Essentials of soil mechanics and foundations basic geotechnics. Pearson Education, Upper Saddle River.

- Davies, M. (2018). Filtered Dry Stacked Tailings-The Fundamentals, Proceedings Tailings and Mine Waste 2011 Vancouver, BC, November 6 to 9, 2011.
- Dekayir, P. A. (2019-2020). Méthode d'analyse chimique des eaux et des solides L'Induction Couplée au Plasma (ICP), Université Moulay Ismail
- Demers, I. (2008). Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., & Aubertin, M. (2011). Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219, 113-128.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329.
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46, 454-469.
- Derycke, V., Kongolo, M., Benzaazoua, M., Mallet, M., Barrès, O., De Donato, P., Bussière, B., & Mermillod-Blondin, R. (2013). Surface chemical characterization of different pyrite size fractions for flotation purposes. *International Journal of Mineral Processing*, 118, 1-14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.minpro.2012.10.004>
- Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G., & Aubertin, M. (2013a). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 50, 777-792. <https://doi.org/10.1139/cgj-2012-0119>
- Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G. W., & Aubertin, M. (2013b). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 50(7), 777-792.
- Driouky, Z. (2020). Étude de L'impact de la ségrégation Hydraulique des résidus Miniers Sur la Performance de la Technique de la Nappe phréatique surélevée. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Bussière, B., & Villarraga-Gómez, H. (2018). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part I: Mineralogical approach. *Applied Geochemistry*, 99, 31-41.
- Ethier, M.-P. (2018). Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Broda, S. (2018). In situ evaluation of performance of reclamation measures implemented on abandoned reactive tailings disposal site. *Canadian Geotechnical Journal*, 55(12), 1742-1755.
- Éthier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Broda, S. (2018). In situ evaluation of performance of reclamation measures implemented on abandoned reactive tailings disposal site. *Canadian Geotechnical Journal*.

- Fredlund, D., Rahardjo, H., & Fredlund, M. (2012). Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice*. <https://doi.org/10.1002/9781118280492>
- Fredlund, D. G., & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 521-532.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*, book. Prentice-Hall. <https://books.google.ca/books?id=8P7kFowKnGUC>
- Fuerstenau, M. C. (2007). *Froth Flotation : A Century of Innovation*. Society for Mining, Metallurgy and Exploration Littleton.
- Hamdi, J. (2011). Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisation numérique pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA, Maîtrise École Polytechnique de Montréal]. .
- Hazen, A. (1911). Discussion: Dams on sand foundations. *Transactions, American Society of Civil Engineers*, 73(11).
- Hohmann, C., Morin, G., Ona-Nguema, G., Guigner, J.-M., Brown Jr, G. E., & Kappler, A. (2011). Molecular-level modes of As binding to Fe (III)(oxyhydr) oxides precipitated by the anaerobic nitrate-reducing Fe (II)-oxidizing Acidovorax sp. strain BoFeN1. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75(17), 4699-4712.
- Kalonji-Kabambi, A. (2020). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum ...].
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2020a). Hydrogeochemical Behavior of Reclaimed Highly Reactive Tailings, Part 1: Characterization of Reclamation Materials. *Minerals*, 10, 596.
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2020b). Hydrogeochemical behavior of reclaimed highly reactive tailings, part 2: Laboratory and field results of covers made with mine waste materials. *Minerals*, 10(7), 589.
- Kalonji, A. K. (2014). Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers École Polytechnique de Montréal].
- KALONJI, A. K. (2020). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs
- Kubuya, R. K. (2022). Evaluation du comportement géochimique de l'As présent dans les résidus désulfurés et filtrés de la mine Éléonore UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TEMISAMINGUE].
- Larochelle, C. G. (2018). Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).

- Lawrence, R. W., & Wang, Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. Proc. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC,
- Lessard, F. (2018a). Évaluation de couvertures isolantes avec effets de barrière capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en condition nordique.
- Lessard, F. (2018b). Évaluation des couvertures isolantes avec effets de barrière capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en conditions nordiques. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Lindsay, M. B., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied geochemistry*, 57, 157-177.
- Lord, V. (2021). Étude du comportement hydrogéochimique des rejets d'une mine de graphite [Polytechnique Montréal].
- Matheus, P. (2018a). Les techniques et conditions d'exploitation des mines aurifères.
- Matheus, P. (2018b). Les techniques et conditions d'exploitation des mines aurifères. *Annales des Mines - Réalités industrielles*, Novembre 2018, 10. <https://doi.org/10.3917/rindu1.184.0010>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering*, 20, 235-259.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering*, 20(3), 235-259. <https://doi.org/10.1023/A:1016046214724>
- Mbonimpa, M., M, A., Bussière, B., & R.P, C. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 1104-1122. <https://doi.org/10.1139/t03-054>
- Merkus, H. G. (2009). Particle size measurements: fundamentals, practice, quality (Vol. 17). Springer Science & Business Media.
- Miller, S., Jeffery, J., & Wong, J. (1991). Use and misuse of the acid base account for “AMD” prediction. Proceedings of the 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Que,
- Nadeif, A., Taha, Y., Bouzahzah, H., Hakkou, R., & Benzaazoua, M. (2019). Desulfurization of the old tailings at the Au-Ag-Cu tiouit mine (Anti-Atlas Morocco). *Minerals*, 9(7), 401.
- Navfac, D. (1974). Design manual-soil mechanics, foundations, and earth structures. US Government Printing Office, Washington, DC.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., & Reardon, E. J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 1-8. <https://doi.org/10.1139/t89-001>

- Nuorivaara, T., Björkqvist, A., Bacher, J., & Serna-Guerrero, R. (2019). Environmental remediation of sulfidic tailings with froth flotation: Reducing the consumption of additional resources by optimization of conditioning parameters and water recycling. *Journal of Environmental Management*, 236, 125-133. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.107>
- Ona-Nguema, G., Morin, G., Wang, Y., Menguy, N., Juillot, F., Olivi, L., Aquilanti, G., Abdelmoula, M., Ruby, C., & Bargar, J. R. (2009). Arsenite sequestration at the surface of nano-Fe (OH) 2, ferrous-carbonate hydroxide, and green-rust after bioreduction of arsenic-sorbed lepidocrocite by *Shewanella putrefaciens*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73(5), 1359-1381.
- Ouangrawa, M. (2007). Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. École Polytechnique de Montréal.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., & Bussière, B. (2017). Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied geochemistry*, 78, 219-233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.003>
- Paine, P. (1987). An historic and geographic overview of acid mine drainage. Proceedings of the Acid Mine Drainage Seminar/Workshop, Halifax, NS,
- Pétel, K. (2017). Évaluation en laboratoire de revêtements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Plante, B. (2004). Comparaison des essais statiques et évaluation de l'effet de l'altération pour des rejets de concentrateur à faible potentiel de génération d'acide. École Polytechnique de Montréal.
- Plante, B., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2011). Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. *Mine water and the environment*, 30, 22-37.
- Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2012). Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration*, 114, 57-69.
- Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage. In Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage (pp. 1-20). CRC Press.
- Price, W. A. (2009). Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials. MEND report, 1(1), 579.
- Rey, N. (2019). Étude expérimentale et conceptuelle de la technique du revêtement monocouche avec nappe phréatique surélevée incluant l'utilisation de résidus désulfurés Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Rey, N., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Lortie, S. (2016a). Field Experiments to Test the Elevated Water Table Concept Combined with a Desulfurized Tailings Cover Layer.

- Rey, N., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Lortie, S. (2016b). Field Experiments to Test the Elevated Water Table Concept Combined with a Desulfurized Tailings Cover Layer. <https://doi.org/10.1061/9780784480137.029>
- Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2020). Laboratory study of low-sulfide tailings covers with elevated water table to prevent acid mine drainage. *Canadian Geotechnical Journal*, 57(12), 1998-2009.
- 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), 58.
- Ruffell, A., & Wiltshire, P. (2004). Conjunctive use of quantitative and qualitative X-ray diffraction analysis of soils and rocks for forensic analysis. *Forensic science international*, 145(1), 13-23.
- Serna, F., Lagneau, J., & Carpentier, J.-M. (2014). La diffraction des rayons X: une technique puissante pour résoudre certains problèmes industriels et technologiques. *Chim. Nouv*, 1-12.
- Taylor, D. W. (1948). Fundamentals of Soil Mechanics. *Soil Science*, 66(2), 161. https://journals.lww.com/soilsci/fulltext/1948/08000/fundamentals_of_soil_mechanics.8.a.spx
- Van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.
- Vick, S. G. (1990). Planning, design, and analysis of tailings dams. BiTech Publishers Ltd.
- Wills, B., & Finch, J. (2016). Chapter 12-Froth Flotation Wills' Mineral Processing Technology (pp. 265-380). In: Boston: Butterworth-Heinemann.
- Wills, B. A., & Finch, J. (2015). Wills' mineral processing technology: an introduction to the practical aspects of ore treatment and mineral recovery. Butterworth-Heinemann.

ANNEXE A Calibration des sondes en fonctions des résidus

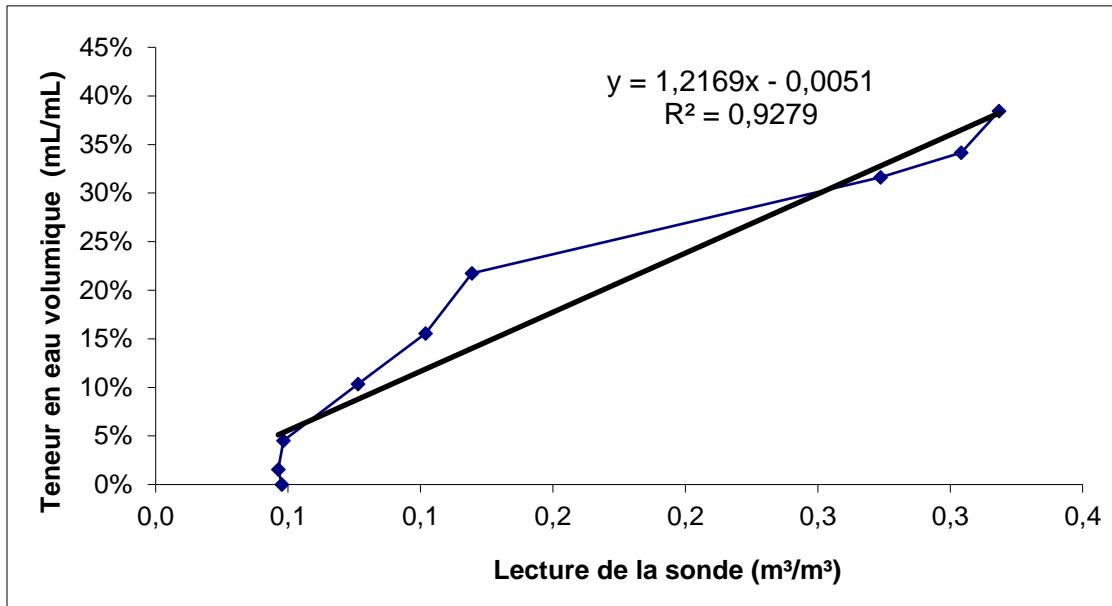


Figure A.1 Courbe de calibration des résidus désulfurés Westwood

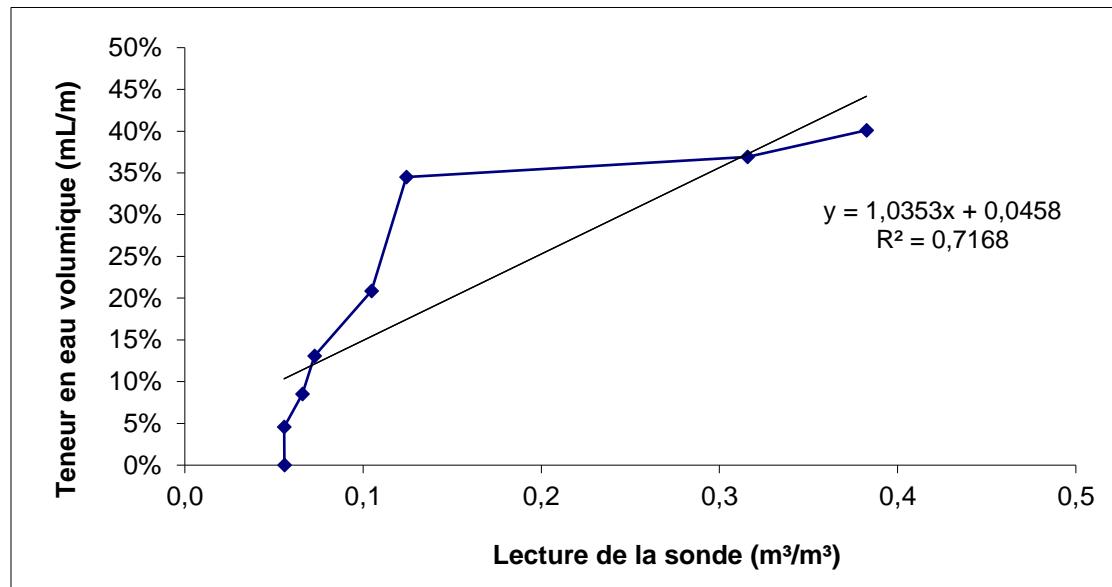
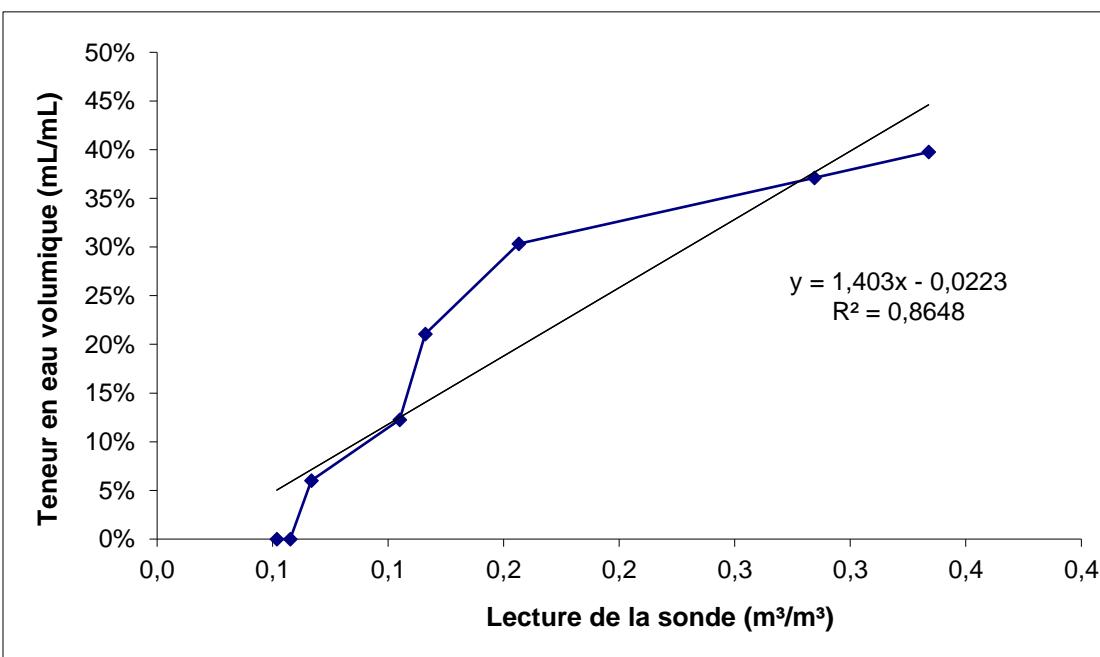
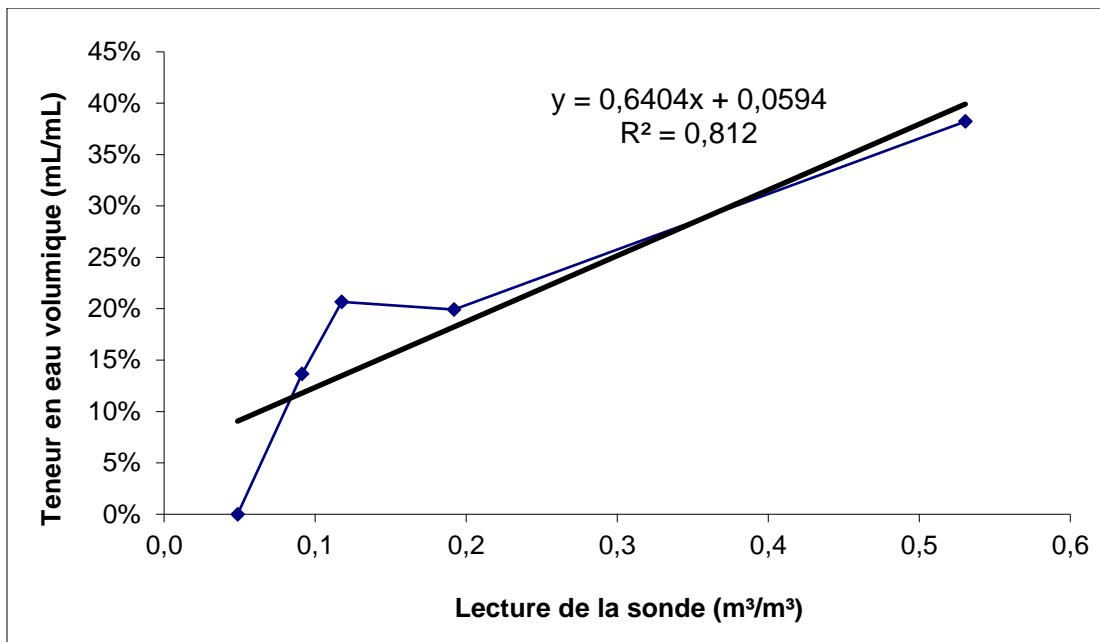


Figure A.2 Courbe de calibration des résidus oxydés Doyon



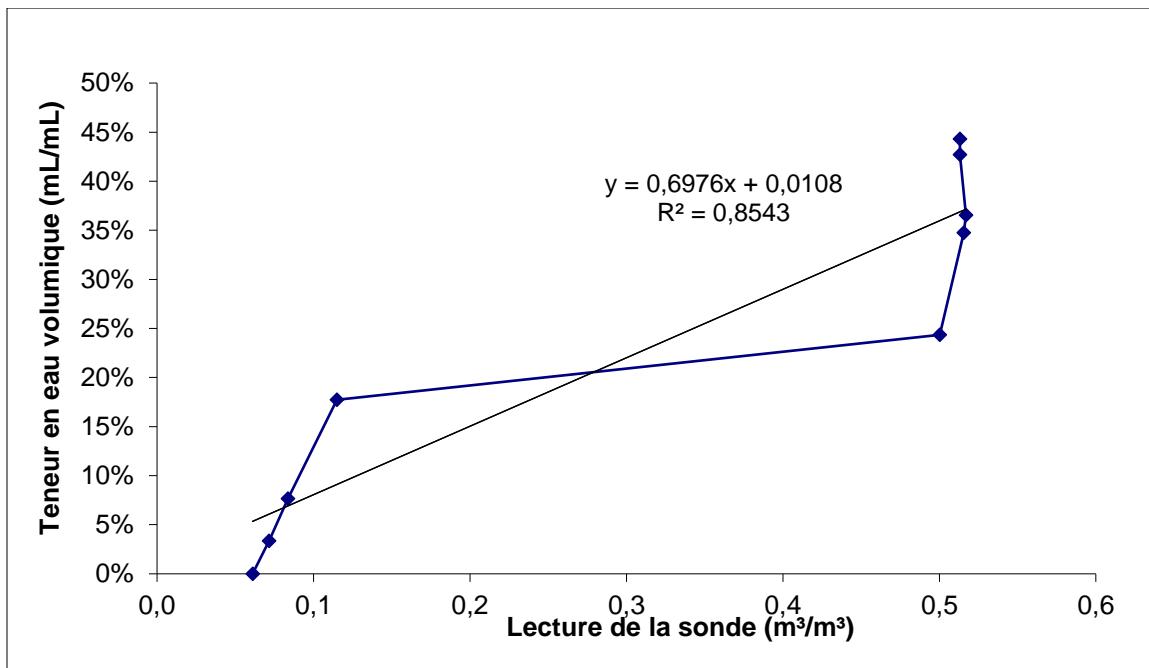


Figure A.5 Courbe de calibration des résidus oxydés Éléonore

ANNEXE B Composition chimique des matériaux post-démantèlement

Tableau B.1 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 1.

Symbole chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
0-10	Désulfurés Westwood	74000	1,8	14000	0,90	66	13000	22000	5800	640	2,1	110	180
10-20		74000	1,7	15000	0,90	63	13000	22000	5700	620	2	110	180
20-30		75000	1,7	15000	0,91	65	13000	22000	5800	640	2,2	110	180
30-40	Oxydés Doyon	67000	2,6	14000	1	110	45000	22000	11000	200	5,4	25	40
40-50		66000	2,6	16000	0,97	120	46000	19000	10000	190	5,2	25	39
50-60		66000	2,7	14000	0,97	120	45000	20000	10000	190	5,2	26	44

Tableau B.2 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 2.

Symbolé chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
30-40	Oxydés Doyon	67000	2,9	13000	1	120	46000	20000	10000	200	5,4	26	40
40-50		67000	3,1	15000	1,1	120	46000	20000	11000	200	5,8	23	40
50-60		67000	3	15000	1	120	46000	20000	10000	200	5,4	21	40

Tableau B.3 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 3.

Symbolé chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
0-10	Désulfurés Westwood	75000	1,7	15000	0,91	67	13000	22000	5800	640	2	110	180
10-20		75000	1,8	15000	0,90	66	13000	22000	5800	640	2,1	110	180

Tableau B.3 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 3. (suite)

Symbole chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
20-30	Désulfurés Westwood	73000	1,8	15000	1,1	69	13000	21000	5800	640	2,3	110	310
30-40	Faiblement Oxydés Doyon	62000	22	21000	8,60	840	61000	14000	7000	610	7,5	270	950
40-50	Doyon	59000	25	22000	13	1300	80000	12000	8000	710	11	330	1500
50-60		62000	31	23000	13	1200	80000	13000	82000	710	11	340	1600

Tableau B.4 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 4.

Tableau B.4 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 4. (suite)

Symbolé chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	$\mu\text{g/g}$											
30-40	faiblement oxydés Doyon	61000	31	20000	12	1200	77000	13000	8100	710	10	340	1200
40-50		61000	32	22000	13	1200	80000	12000	8100	720	11	360	1600
50-60		60000	32	22000	13	1300	79000	12000	8000	700	11	340	1500

Tableau B.5 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 5.

Symbolé chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	$\mu\text{g/g}$											
0-10	Frais Éléonore	83000	470	26000	8	34	32000	27000	23000	720	54	17	73
10-20		82000	480	25000	8	34	32000	27000	23000	710	54	17	72
20-30		81000	450	25000	8	33	31000	27000	23000	700	53	17	71

Tableau B.5 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 5. (suite)

Symbolé chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
30-40	Oxydés Éléonore	71000	370	23000	6,5	28	27000	27000	21000	680	42	21	66
40-50		66000	340	23000	6,1	27	26000	26000	20000	630	39	20	63
50-60		71000	400	25000	6,3	29	27000	27000	21000	680	41	21	67

Tableau B.6 Composition chimique des matériaux post-démantèlement colonne 6

Symbolé chimique		Al	As	Ca	Co	Cu	Fe	k	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
Hauteur (cm)	Résidus	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
30-40	Oxydés Éléonore	73000	380	24000	6,3	30	28000	27000	22000	680	43	21	67
40-50		73000	390	24000	6,3	29	28000	27000	22000	680	43	21	68
50-60		73000	400	24000	6,5	28	27000	27000	21000	680	43	21	68