

Titre: Caractérisation et évaluation des contaminants dans les solides et les eaux : cas d'un parc à résidus miniers
Title: les eaux : cas d'un parc à résidus miniers

Auteur: Abdelaziz Boujghad
Author:

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Boujghad, A. (2023). Caractérisation et évaluation des contaminants dans les solides et les eaux : cas d'un parc à résidus miniers [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/55099/>
Citation:

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/55099/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Vincent Cloutier
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Caractérisation et évaluation des contaminants dans les solides et les
eaux : cas d'un parc à résidus miniers**

ABDELAZIZ BOUJGHAD

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Août 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

**Caractérisation et évaluation des contaminants dans les solides et les
eaux : cas d'un parc à résidus miniers**

présenté par **Abdelaziz BOUJGHAD**

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

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

Carmen M. NECULITA, présidente

Vincent CLOUTIER, membre et directeur de recherche

Eric ROSA, membre et codirecteur de recherche

Geneviève BORDELEAU, membre et codirectrice de recherche

Abdelkabir MAQSoud, membre externe

DÉDICACE

À ma famille pour leur affection et soutien,

À tous ceux que nous aimons et surtout qui nous aiment.

REMERCIEMENTS

À première vue, je remercie Dieu, de m'avoir donné la force et la santé pour pouvoir mener à bien les travaux de recherche et la rédaction de ce mémoire de maîtrise.

Le présent travail n'aurait pu avoir lieu sans la contribution de plusieurs personnes pour lesquelles je tiens à exprimer ma profonde gratitude.

Je tiens à remercier sincèrement et avant tout mes encadrants les Pr Vincent Cloutier et Pr Eric Rosa pour leur encadrement positif, l'aide incessante, pour leur disponibilité, les précieux conseils, pour leurs dévouements, leurs suggestions et leurs commentaires constructifs qui m'ont permis d'améliorer les différents aspects du travail et de bien poursuivre ce projet. Sans leur précieux support, il serait impossible de mener à bien ce projet. Je remercie également la co-encadrante Pr Gèneviève Bordeleau pour l'évaluation de mon travail de recherche.

Je remercie les membres de jury, la Pr Carmen M. Neculita et le Pr Abdelkabar Maqsoud, qui ont accepté de considérer ce travail de recherche.

Je tiens à remercier toute l'équipe de la Fonderie Horne.

J'aimerais remercier aussi toute l'équipe du GRES (Groupe de Recherche sur l'Eau Souterraine) et le personnel du campus Amos pour leurs encouragements et leurs interventions à différents niveaux.

Je remercie chaleureusement ma famille qui m'a toujours soutenue tout au long de mon cheminement. Elle est toujours présente malgré la distance. Mes sincères remerciements s'adressent aussi à mes amis à Amos, à Rouyn et au Maroc.

Je présente ma gratitude à toutes les personnes qui ont contribué de proche ou de loin pour l'élaboration de ce travail.

RÉSUMÉ

Les activités minières génèrent de grandes quantités de rejets qui sont entreposés dans des parcs à résidus miniers. Ces rejets peuvent s'altérer au contact de l'eau et de l'oxygène et produire du drainage contaminé. Les eaux de drainage peuvent se mélanger avec les eaux de surface et s'infiltrer vers les aquifères environnants, provoquant ainsi la dégradation de l'environnement et de la qualité des eaux. Or, les mécanismes de mobilisation et d'immobilisation des éléments traces dans les eaux réceptrices affectées par le drainage minier demeurent mal compris, notamment au niveau des aquifères et des eaux porales des sédiments.

L'objectif principal de ce projet est d'étudier le comportement géochimique de contaminants ciblés dans les solides ainsi que leur spéciation dans les eaux de drainage et les eaux réceptrices afin d'identifier les mécanismes de mobilisation et d'immobilisation des éléments traces sur le site du parc à résidus. Les objectifs spécifiques sont 1) d'évaluer la composition chimique des solides et des eaux, 2) d'évaluer le potentiel de lixiviation et de génération d'acide des solides, et 3) de prédire, par modélisation géochimique avec le logiciel PHREEQC, les concentrations et la spéciation d'éléments traces ciblés dans les eaux et les mélanges d'eaux au sein du parc Quémont-2. Huit échantillons de solides (résidus miniers et sédiments) et six échantillons d'eaux (trois eaux de surface et trois mélanges d'eaux) ont été prélevés et analysés. Des analyses physicochimiques, des essais de lixiviation de type CTEU-9 et SPLP, ainsi que des essais de potentiel de génération d'acide ont été réalisés sur les solides. Des analyses physicochimiques ont aussi été réalisés sur les échantillons d'eaux de surface et des mélanges d'eaux à la suite des prélèvements sur le site (jour 1). Des échantillons ont été gardés au laboratoire et des eaux ont subséquemment été prélevées pour analyses chimiques aux jours 7 et 14.

La modélisation géochimique a été réalisée afin de prédire l'évolution géochimique des éléments traces des eaux et des mélanges d'eaux. Deux méthodes statistiques multivariées, la carte thermique et l'analyse en composantes principales, ont ensuite été appliquées à l'ensemble des données pour classer les différents types de solides et d'eaux selon leur degré de contamination, ainsi que pour déterminer les processus géochimiques qui contrôlent la géochimie des solides et des eaux au sein du parc à résidus. Les résultats des analyses des solides permettent de prédire le potentiel de lixiviation en identifiant les contaminants présents dans les solides, en les comparant aux critères du guide d'intervention sur la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés du

ministère de l'environnement du Québec (MELCC, 2020). Les données permettent aussi d'estimer le potentiel de génération d'acide des résidus. Les résultats ont montré des concentrations en contaminants dans les solides supérieures aux critères génériques (A) pour As, Ag, Cr, Cu, Ni, et Zn. De plus, tous les échantillons sont considérés lixiviables en Ag, Cu et Zn, dont les trois échantillons de sédiments et de résidus miniers qui sont potentiellement générateurs d'acide (PGA). Les résultats des analyses chimiques des mélanges d'eaux permettent de documenter l'évolution temporelle des concentrations des éléments traces dans les mélanges sur une période de 14 jours. La modélisation géochimique avec PHREEQC permet de surcroît de calculer la spéciation, les indices de saturation ainsi que d'identifier des processus de mobilisation et d'immobilisation qui contrôlent l'évolution des éléments traces dans les eaux mélangées du parc à résidus.

Les expériences de mélanges d'eaux ont révélé la formation de minéraux secondaires principalement les oxyhydroxydes de fer tels que la schwertmannite et ferrihydrite. Ces phases minérales peuvent engendrer un impact important sur l'évolution géochimique des eaux durant les expériences de mélange. La schwertmannite et la ferrihydrite ont été identifiées comme étant les mécanismes responsables d'immobilisation des concentrations des oxyanions (tel que l'As, Cr, Se, et Mo) par des processus de coprécipitation et sorption. Les approches de caractérisation et de modélisation de l'évolution géochimique développées dans ce projet permettent de formuler des recommandations adaptées aux méthodes de restauration afin de minimiser l'impact des eaux contaminées du parc à résidus sur les eaux de surface et les eaux souterraines à proximité du site.

Mots clés : Résidus miniers, éléments traces, lixiviation, mélanges d'eaux, précipitation, immobilisation, modélisation géochimique.

ABSTRACT

Mining activities generate large quantities of tailings, which are stored in tailings impoundments. These tailings can alter on contact with water and oxygen, producing contaminated drainage. Drainage water can mix with surface water and seep into surrounding aquifers, causing environmental degradation and water quality problems. However, the mechanisms by which trace elements are mobilized and immobilized in receiving waters affected by mine drainage remain poorly understood, particularly at the level of aquifers and sediment pore waters.

The main objective of this project is to study the geochemical behavior of targeted contaminants in solids, as well as their speciation in drainage and receiving waters, in order to identify the mechanisms of mobilization and immobilization of trace elements at the tailings site. The specific objectives are 1) to assess the chemical composition of solids and waters, 2) to evaluate the leaching and acid-generating potential of solids, and 3) to predict, by geochemical modelling with PHREEQC software, the concentrations and speciation of targeted trace elements in waters and water mixtures within the Quémont-2 park. Eight solid samples (tailings and sediments) and six water samples (three surface waters and three water mixtures) were collected and analyzed. Physicochemical analyses, WTC-9 and SPLP leach tests, as well as acid-generating potential tests were performed on the solids. Physicochemical analyses were also carried out on surface water samples and water mixtures following on-site sampling (day 1). Samples were preserved in the laboratory and water was subsequently collected for chemical analysis on days 7 and 14.

Geochemical modeling was carried out to predict the geochemical evolution of trace elements in water and water mixtures. Two multivariate statistical methods, heat map and principal component analysis, were then applied to the data set to classify the different types of solids and waters according to their degree of contamination, and to determine the geochemical processes controlling the geochemistry of solids and waters within the tailing's facility. The results of the solids analyses are used to predict leaching potential by identifying the contaminants present in the solids, comparing them with the criteria of the Quebec Ministry of the Environment's intervention guide on soil protection and the rehabilitation of contaminated land (MELCC, 2020). The data were also used to estimate the acid-generating potential of the tailings. Results showed contaminant concentrations in solids above generic criteria (A) for As, Ag, Cr, Cu, Ni, and Zn. In addition, all samples were considered leachable for Ag, Cu and Zn, including the three potentially acid-

generating (PGA) sediment and tailings samples. The results of chemical analyses of the water mixtures document the temporal evolution of trace elements concentrations in the mixtures over a 14-days period. Geochemical modelling with PHREEQC also enabled speciation and saturation indices to be calculated, as well as the identification of mobilization and immobilization processes controlling the evolution of trace elements in mixed tailings pond water.

Water mixing experiments have revealed the formation of secondary minerals, mainly iron oxyhydroxides such as schwertmannite and ferrihydrite. These mineral phases can have a significant impact on the geochemical evolution of waters during mixing experiments. Schwertmannite and ferrihydrite have been identified as the mechanisms responsible for immobilizing concentrations of oxyanions (such as As, Cr, Se and Mo) through co-precipitation and sorption processes. The characterization and geochemical evolution modeling approaches developed in this project will enable us to formulate recommendations adapted to remediation methods in order to minimize the impact of contaminated water from the tailing's facility on surface water and groundwater in the vicinity of the site.

Keywords: Tailings storage facilities, trace elements, leaching, water mixtures, precipitation, immobilization, geochemical modelling.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVII
LISTE DES ANNEXES.....	XIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte	1
1.2 Problématique.....	3
1.3 Objectifs	6
1.4 Contenu du mémoire et retombées du projet	7
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	8
2.1 Problématiques spécifiques associées aux fonderies	8
2.2 Comportement géochimique des contaminants.....	8
2.3 Sources et mécanismes de contamination	12
2.3.1 Drainage minier (DM).....	13
2.3.2 Processus de formation du DMA	14
2.4 Processus de mobilisation et d'immobilisation des contaminants	21
2.4.1 Processus chimiques.....	21
2.4.2 Processus physiques	23

2.5	Modélisation numérique du comportement géochimique	27
2.5.1	Logiciel PHREEQC	28
2.6	Méthodes de contrôle du DMA	30
CHAPITRE 3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES		33
3.1	Présentation de la zone d'étude	33
3.1.1	Localisation géographique du site Quémont-2.....	33
3.1.2	Description des infrastructures de la zone d'étude.....	34
3.1.3	Cadre géologique et structural du secteur d'étude	35
3.1.4	Cadre hydrologique de la zone d'étude.....	36
3.1.5	Cadre hydrogéologique	37
3.1.6	Cadre hydrogéochimique	38
3.2	Sélection des sites et méthodologie d'échantillonnage	41
3.2.1	Échantillonnage des solides	41
3.2.2	Analyses des solides.....	45
3.2.3	Essais de prédiction.....	45
3.2.4	Échantillonnage et analyse des eaux souterraines et de surface.....	47
3.2.5	Échantillonnage des eaux, analyses et expériences de mélanges au laboratoire.....	48
3.2.6	Échantillonnage et analyse des minéraux précipités néoformés	52
3.3	Critères de comparaison	54
3.3.1	Critères de comparaison pour les matériaux miniers	54
3.3.2	Critères de comparaison pour les sédiments	55
3.3.3	Critères de comparaison pour les eaux.....	56
3.4	Analyses statistiques	56
3.5	Modélisation géochimique	57

CHAPITRE 4	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	58
4.1	Caractérisation géochimique des solides.....	58
4.1.1	Paramètres physicochimiques	58
4.1.2	Essais de lixiviation.....	62
4.1.3	Essai statique du potentiel de génération d'acide.....	64
4.1.4	Résultats d'analyses pour les sédiments.....	66
4.1.5	Carte thermique et analyse en composantes principales	71
4.1.6	Corrélation entre les éléments chimiques et les échantillons	73
4.2	Résultats géochimiques des eaux et des mélanges d'eaux	74
4.2.1	Variation temporelle des paramètres physicochimiques <i>in-situ</i>	75
4.2.2	Évolution chimique des éléments.....	76
4.2.3	Processus de formation des minéraux secondaires	82
4.2.4	Analyse chimique des minéraux néoformés.....	84
4.2.5	Modélisation géochimique	85
4.2.6	Carte thermique et analyse statistique	90
4.2.7	Corrélations entre les éléments chimiques et les échantillons de l'eau.....	92
CHAPITRE 5	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	93
RÉFÉRENCES		99
ANNEXES		111

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Origine et toxicité d'éléments traces métalliques (ÉTM)	5
Tableau 2.1 Éléments traces métalliques (Al, As, Cd, Cu) et comportement géochimique (Hem, 1985; Rollin et Quiot, 2006)	10
Tableau 2.2 Concentrations moyennes des contaminants dans la croûte terrestre, les sols et les eaux de rivières (Gaillardet et al., 2003; Varela et al., 2019)	12
Tableau 2.3 Types de DM (Aubertin et al., 2002)	13
Tableau 2.4 Réactions d'oxydation par l'oxygène et par le fer ferrique pour les principaux minéraux sulfureux (Bussière et al., 2005).....	15
Tableau 2.5 Principales bactéries ayant une incidence sur la formation de DMA (Aubertin et al., 2002).....	16
Tableau 2.6 Principaux minéraux neutralisants (acidivores) dans les résidus miniers (Aubertin et al., 2002).....	17
Tableau 2.7 Principaux minéraux secondaires précipités lors des processus du DMA (Plante et al., 2020).....	18
Tableau 2.8 Essais statiques pour la prédiction du DMA	20
Tableau 2.9 Essais cinétiques utilisés dans la prédiction du DMA (Plante et al., 2020)	20
Tableau 2.10 Principaux paramètres physicochimiques qui affectent les processus de mobilité des éléments traces métalliques dans les aquifères	24
Tableau 2.11 Différents outils de modélisation et leurs utilités	27
Tableau 2.12 Types de calculs géochimiques utilisés dans le cadre de ce projet	29
Tableau 2.13 Étude de cas avec l'utilisation de PHREEQC.....	30
Tableau 3.1 Stations d'échantillonnage, avec leurs caractéristiques et coordonnées géographiques	43
Tableau 3.2 Paramètres et méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des solides du site Quémont-2.....	45

Tableau 3.3 Paramètres et méthodes d’analyses pour le suivi géochimique des échantillons et des mélanges d’eau réalisés au site Quémont-2	52
Tableau 4.1 Valeurs du pH de pâte pour les solides prélevés sur le secteur d'étude.....	58
Tableau 4.2 Résultats des analyses chimiques sur les échantillons de solides et comparaison aux critères du guide de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MELCCFP (Beaulieu, 2021).....	67
Tableau 4.3 Résultats des essais de lixiviation CTEU-9 et SPLP sur les échantillons des solides et comparaison aux critères de Résurgence dans les eaux de surface (RES).....	68
Tableau 4.4 Résultats des essais statiques de potentiel de génération d'acide et interprétation.....	69
Tableau 4.5 Résultats analytiques pour les échantillons de sédiments	70
Tableau 4.6 Classification de différents paramètres analysés en se basant sur la carte thermique	74
Tableau 4.7 Évolution chimique des éléments pour les eaux de surface et les mélanges entre les jours 1 et 14.....	78
Tableau 4.8 Classification de différents paramètres analysés en se basant sur la carte thermique	92

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Représentation conceptuelle des sources et des processus de transport des contaminants associés aux activités d'une fonderie (modifiée de Resongles, 2014)	2
Figure 1.2 Cycle simplifié des contaminants depuis leurs émissions jusqu'à l'exposition humaine (Gouzy et Ducos, 2008)	3
Figure 1.3 Objectifs et approche méthodologique du projet de recherche.....	6
Figure 2.1 Diagrammes de Pourbaix (a) espèces aqueuses d'arsenic $[AsO_4^{2-}] = 10^{-4}$; (b) espèces aqueuses du cuivre $[Cu^{2+}] = 10^{-4}$; (c) espèces aqueuses du manganèse $[Mn^{2+}] = 10^{-4}$; (d) espèces aqueuses de nickel $[Ni^{2+}] = 10^{-4}$; (e) espèces aqueuses de plomb $[Pb^{2+}] = 10^{-4}$; (f) espèces aqueuses de zinc $[Zn^{2+}] = 10^{-4}$	9
Figure 2.2 Processus physicochimiques de la mobilisation et d'immobilisation des éléments ainsi que les paramètres qui peuvent influencer cette mobilité	21
Figure 2.3 Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide (Manceau et al., 2002)	22
Figure 2.4 Processus physiques de transport d'un élément (modifiée de Cloutier et al., 2013)	23
Figure 2.5 Représentation schématique des processus de mobilisation et d'immobilisation du Mn dans la rivière Harricana pour les périodes août, octobre 2018 et août, octobre 2019 (Le Bourre, 2020)	25
Figure 2.6 Processus de mobilisation de l'As (modifiée de Bondu et al., 2017).....	26
Figure 3.1 Méthodologie générale du projet en quatre volets.....	33
Figure 3.2 Situation géographique du parc à résidus Quémont-2	34
Figure 3.3 Localisation des digues du site Quémont-2 (de Kahlaoui, 2022, adaptée de El Mrabet, 2021).....	35
Figure 3.4 Carte géologique de la zone d'étude (adaptée de SIGEOM, 2022)	36
Figure 3.5 Réseau hydrographique local du secteur d'étude	37
Figure 3.6 Modèle conceptuel de la zone d'étude (de Kahlaoui, 2022, adapté de El Mrabet, 2021)	38

Figure 3.7 Diagramme de Piper des échantillons prélevés en 2019 et 2020 (Kahlaoui, 2022)	39
Figure 3.8 Emplacement des huit échantillons de solides prélevés au site Quémont-2.....	42
Figure 3.9 Échantillonnage des sédiments au lac Default (hiver 2022) et dans le nouveau parc à résidu (automne 2022).....	44
Figure 3.10 Méthodologie de caractérisation et d'analyses menées sur les solides.....	47
Figure 3.11 Localisation des échantillons prélevés par Kahlaoui (2022)	48
Figure 3.12 Méthodologie adoptée pour les mélanges d'eaux au sein du parc Quémont-2	49
Figure 3.13 Carte de localisation des échantillons prélevés et les mélanges réalisés sur le terrain	50
Figure 3.14 Réalisation de mélanges sur le terrain à l'aide d'une perche d'échantillonnage munie d'une bouteille de 1 L HDPE et d'une éprouvette graduée d'un litre (2022-11-23)	51
Figure 3.15 Schéma illustrant les échantillons et les mélanges d'eau qui ont été réalisés sur le terrain et leur période de suivi: (a) les eaux de surface non mélangées et (b) les mélanges d'eau de la zone d'étude	51
Figure 3.16 Étapes suivies pour la récolte des minéraux néoformés	54
Figure 4.1 Oxydation de l'As(III) en As(V) et adsorptions de l'As par les sédiments de différents lacs du Canada en fonction du temps (A) As(III) en solution ; (B) As(V) en solution ; (C) As(III)/As(III)+As(V) (Oscarson et al., 1980)	61
Figure 4.2 Classification des solides en fonction de la lixivabilité et du potentiel de génération d'acide	66
Figure 4.3 Carte thermique des échantillons de solides	71
Figure 4.4 Analyse en composantes principales des paramètres analysés	73
Figure 4.5 Évolution du pH des eaux pendant les expériences de mélanges (jours 1, 7, 14)	75
Figure 4.6 Évolution de la CE pendant les expériences de mélanges (jours 1, 7, 14)	76
Figure 4.7 Évolution du POR pendant les expériences de mélanges (jours 1, 7, 14)	76
Figure 4.8 Évolution des éléments majeurs aux jours 1, 7 et 14.....	80

Figure 4.9 Évolution de métaux (As, Al, Fe, Mn) aux jours 1, 7 et 14.....	81
Figure 4.10 Observation visuelle des expériences sur les eaux de surface et les mélanges d'eaux aux jours 1, 14 et 200	82
Figure 4.11 Observation visuelle des expériences de mélanges pendant au jour j1, et jour 17 (Ryskie, 2023)	83
Figure 4.12 Concentrations d'éléments chimiques des solides récupérés sur les filtres des échantillons ES1, ES2, M1, M2 et M3 au jour 14	84
Figure 4.13 Indice de saturation des eaux de surface (LD, ES1, ES2) et des mélanges (M1, M2, M3) aux jours 1, 7 et 14 vis-à-vis la ferrhydrite, le gypse, la jarosite-K et la schwertmannite	85
Figure 4.14 Interprétation des comparaisons entre les concentrations prédites et mesurées. La partie (A) illustre le jour 1 avec l'option MIXTURE. La partie (B) illustre le 14 avec l'option MIXTURE. La partie (C) présente le jour 1 avec l'option MIXTURE+EQUILIBRIUM_PAHSES et la partie (D) présente le jour 14 avec l'option MIXTURE+EQUILIBRIUM_PHASES (Ryskie, 2023)	87
Figure 4.15 Comparaison entre les concentrations modélisées avec celles mesurées au laboratoire pour les mélanges M1, M2 et M3 aux jours 1 et 14.....	88
Figure 4.16 Transfert de phase calculé à partir des modèles inverses pour le mélange M3	89
Figure 4.17 Carte thermique de corrélation des paramètres analysés	90
Figure 4.18 Analyse en composantes principales des paramètres analysés pour les échantillons d'eaux de surface et les mélanges	91
Figure 5.1 Synthèse des principaux résultats et interprétations	98

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACP	Analyse en composantes principales
AP	Ancien parc
CE	Conductivité électrique
CEAEQ	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CID	Carbone inorganique dissous
COD	Carbone organique dissous
CPC (O)	Critère de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques
CPC (EO)	Critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
CTEU-9	Centre technique des eaux usées
CVAA	Critère de qualité pour la protection de la vie aquatique – effet aigu
CVAC	Critère de qualité pour la protection de la vie aquatique – effet chronique
DM	Drainage minier
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
ES1	Eau de surface 1
ES2	Eau de surface 2
ÉTM	Éléments traces métalliques
GWB	The Geochemist's Workbench®
HDPE	High-density polyethylene
IS	Indice de saturation
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry
M1	Mélange 1

M2	Mélange 2
M3	Mélange 3
NP	Nouveau parc
MEB	Microscope Électronique à Balayage
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PA	Potentiel d'acidité
PACES	Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines
PGA	Potentiel de génération d'acide
PN	Potentiel de neutralisation
PNN	Potentiel net de neutralisation
NPGA	Non potentiel de génération d'acide
PHREEQC	pH-Redox-Equilibrium programmé en C++
POR	Potentiel d'oxydo-réduction
RES	Critères de résurgence dans les eaux de surface
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
SA	Seuil d'alerte
SPLP	Synthetic Precipitation Leaching Procedure
TCLP	Toxicity Characteristic Leaching Procedure

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Équipement de carottage : <i>carottier Russe</i> (USEPA, 1999).....	111
Annexe B Résultats analytiques pour les échantillons de solides.....	111
Annexe C Résultats des analyses des eaux souterraines (Khalaoui, 2022).....	114
Annexe D Graphique de l'ACP pour les solides.....	115
Annexe E Résultats des analyses des eaux et des mélanges	115
Annexe F Résultats analytiques pour les échantillons de solides dans les filtres.....	118
Annexe G Script adopté pour la modélisation géochimique.....	119
Annexe H Graphique de l'ACP pour les eaux.....	125

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

L'industrie minière constitue une composante essentielle dans le développement économique et social du Canada et du Québec (Simard, 2018). En Abitibi-Témiscamingue, les retombées importantes de l'industrie minière s'expliquent par la présence de plusieurs types de gisements qui sont situés principalement dans le socle rocheux d'âge Archéen du Bouclier canadien. Néanmoins, malgré les avantages socioéconomiques qui lui sont associés, l'industrie minière, engendre également des risques envers l'environnement.

Au Québec, environ 200 sites miniers sont distribués sur l'ensemble du territoire (MERN, 2021). Ces sites ont été exploités et/ou sont en cours d'exploitation et plusieurs des plus importantes mines actives se trouvent en Abitibi-Témiscamingue. Les activités associées à ces sites génèrent de grandes quantités de rejets entreposés dans des parcs à résidus et des haldes à stériles. Les principales préoccupations associées à ces rejets concernent notamment leur stabilité physique, mais surtout leur stabilité chimique (Aubertin et al., 2015 ; Hotton, 2019). Différentes catégories de drainage existent, dont le drainage minier acide, le drainage neutre contaminé et le drainage alcalin contaminé. Au contact de l'oxygène et de l'eau, les sulfures réactifs contenus dans les rejets miniers s'oxydent et produisent un lixiviat chargé en éléments traces métalliques toxiques et en sels dissous susceptibles de contaminer les eaux de surface et souterraines, et de contribuer à la dégradation de l'environnement. Ce phénomène nommé drainage minier (DM) constitue la principale problématique environnementale dans le secteur minier (Aubertin et al., 2002). En l'absence de sulfures réactifs, certains résidus miniers peuvent produire du drainage neutre ou alcalin contaminé.

Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, des décennies d'exploitation minière ont engendré la libération de grandes quantités de contaminants dans l'environnement (MELCC, 2020). Sur le territoire de la Ville de Rouyn-Noranda, 15 parcs à résidus miniers inactifs non-restaurés ont été identifiés et peuvent présenter un potentiel de DM (Bussière et Guittonny, 2020). Dans un tel contexte, les spécialistes sont appelés à prévoir le comportement des rejets miniers dans l'objectif d'assurer une meilleure protection de l'environnement. De ce fait, le présent travail traite la thématique ciblée en lien avec la caractérisation des contaminants dans les solides et les eaux ainsi

que la modélisation de l'évolution géochimique des eaux dans des processus de mélanges. Le site étudié est le parc à résidus Quémont-2 de Glencore Fonderie Horne situé immédiatement au nord du périmètre urbain de la Ville de Rouyn-Noranda, au sein d'un système d'écoulement d'eau souterraine en milieu rocheux fracturé du Bouclier canadien.

La figure 1.1 illustre de façon conceptuelle des sources et des processus de transport des contaminants associés aux activités d'une fonderie dans le contexte du Bouclier canadien.

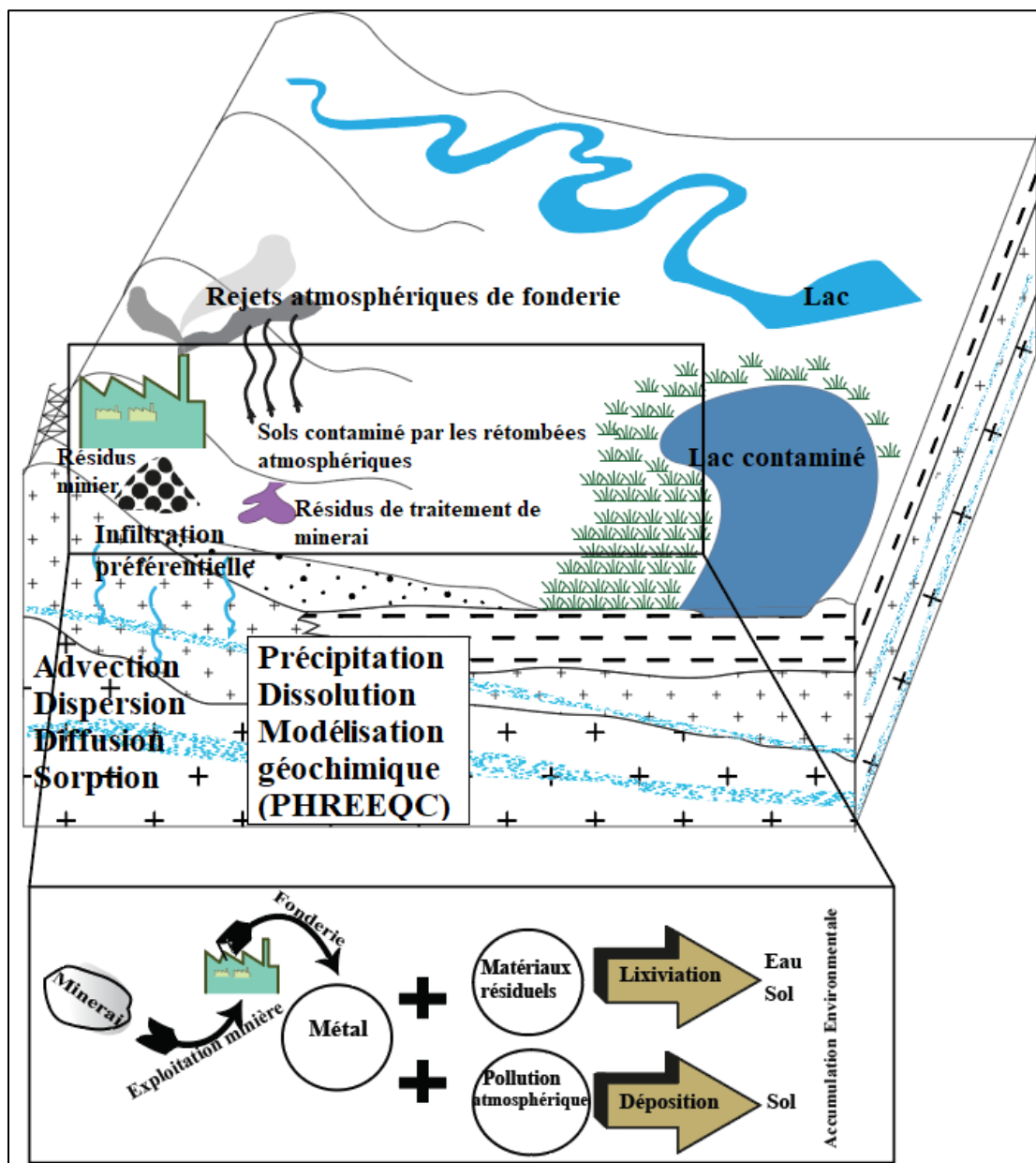


Figure 1.1 Représentation conceptuelle des sources et des processus de transport des contaminants associés aux activités d'une fonderie (modifiée de Resongles, 2014)

1.2 Problématique

Le développement des activités industrielles entraîne l'introduction dans l'environnement d'une grande quantité de contaminants, dont les métaux lourds (As, Cu, Fe, Mn, et Zn) qui sont associés à une part non négligeable des enjeux environnementaux (Resongles, 2014). Ces derniers représentent une problématique majeure pour les différentes composantes de l'environnement en raison de leur toxicité, leur non-biodégradabilité et leur persistance dans les écosystèmes et/ou leur transfert entre les écosystèmes, ainsi que par leur accumulation dans les biotopes et leur bioaccumulation le long des chaînes alimentaires (Sponza et Karaoglu, 2002 ; Morillo et al., 2002 ; Sainz et al., 2003). Certains métaux tels que le Cu, le Zn et le Mn correspondent à des micronutriments nécessaires pour certaines plantes et animaux. Cependant, ils deviennent toxiques au-delà d'un certain seuil de concentration (Sainz et al., 2003). La plupart des contaminants métalliques sont présents naturellement dans les roches et les sols. L'altération spontanée de ces sources géogéniques peut engendrer la libération des métaux dans les écosystèmes récepteurs. À ce niveau, les métaux restent en équilibre grâce aux mécanismes de contrôle naturel. Toutefois, leur distribution et leur cycles biogéochimiques se trouvent parfois intensément modifiés lors du rejet de polluants industriels à l'environnement (Gouzy et Ducos, 2014). La figure 1.2 présente, de façon simplifiée, le cycle des contaminants depuis leurs émissions-libérations jusqu'à l'exposition humaine.

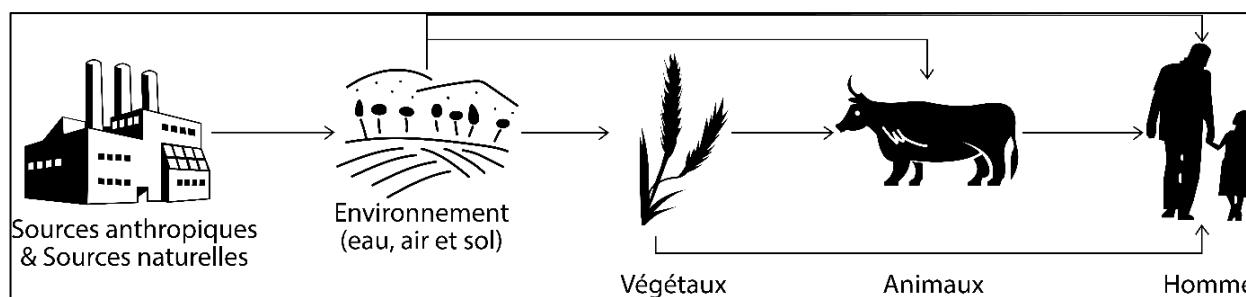


Figure 1.2 Cycle simplifié des contaminants depuis leurs émissions jusqu'à l'exposition humaine (Gouzy et Ducos, 2008)

De nombreuses études ont démontré que certains contaminants, notamment Al, As, Cu, Fe, Mn, et Zn, se concentrent facilement dans le cerveau et pourraient mener à des maladies chroniques et neurologiques similaires à la maladie de Parkinson (WHO, 2017). Ces derniers peuvent également

engendrer d'autres effets toxiques majeurs sur la santé, surtout au niveau des poumons, du cœur et du foie (WHO, 2017).

Les contaminants associés à la phase aqueuse des sols peuvent s'infiltrer et être transportés au sein de la zone non saturée, vers la nappe d'eau souterraine. Certains éléments, tels que Al, As, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn peuvent prendre différents degrés d'oxydation en fonction des conditions physicochimiques du milieu. Le potentiel hydrogène (pH) et le potentiel d'oxydoréduction (Eh) peuvent notamment dicter la mobilité de plusieurs éléments métalliques dans les eaux (Rollin et Quiot, 2006).

Les informations sur l'origine et le degré de toxicité de différents contaminants notamment l'As, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn sont présentées dans le tableau 1.1. Ces derniers constituent une classe importante de contaminants issus des activités minières dans des régions de Bouclier canadien.

Tableau 1.1 Origine et toxicité d'éléments traces métalliques (ÉTM)

ÉTM	Origine naturelle	Origine anthropique	Toxicité	Zone géographique	Références
As	- Gersdorffite - Arsénopyrite - Scorodite (Minéraux sulfureux)	- Engrais - Industrie métallurgique - Industrie du bois, peintures, micro-électronique - Industrie gazière (Potassium arsenide (K₃As))	- Cancers (peau, poumon, vessie, rein) - Effet neurologique - Maladie respiratoire - Troubles hormonaux - Problèmes cardiovasculaires (Ravenscroft et al., 2009)	- Manitoba - Québec	- Simpson et al., 2011 - Bondu, 2017
Cu	- Sulfures, oxydes, carbonates, sulfates et silicates - Chalcopyrite (CuFeS₂) - Origine hydrothermale (dans des grès et schistes) - Oxydes de Mn	- Extraction et production minière - Raffinage du pétrole - Incinération des déchets - Industrie photographique - Engrais	- Jaunisse, hémolyse, - Troubles intestinaux, anurie, hypotension (ASTDR, 2004)	- Ontario - Manitoba	- Nriagu et al., 1998 - Sherriff et al., 2011
Ni	- Altération des silicates et des oxydes - Sources atmosphériques	- Principalement extraction et production minière	- Difficulté respiratoire - Allergie, (Cancérogène) (Dupas, 2008)	- Ontario	- Nriagu et al., 1998
Pb	- Cérusite PbCO₃ - Anglésite PbSO₄ - Galène (PbS) - Oxydes de Fe et de Mn	- Extraction et production minière - Industrie métallurgique - Combustion des carburants - Incinération des déchets et engrais	- Trouble du système nerveux - Affection du foie et des reins (Abderrahmane et al., 2022)	- Ontario - Québec - Alberta	- Nriagu et al., 1998 - Gallon, 2005 - Shotyk et al., 2017
Zn	- Sulfates et carbonates de Zn - Blende (ZnS) - Smithsonite (ZnCO₃) - Zinc Arsenide (ZnAs₂) - Silicates hydratés et minéraux argileux - Oxydes de Fe et Mn	- Extraction et production minière - Raffinage du pétrole - Industrie métallurgique - Utilisation urbaine, toitures, électricité - Industrie pétrochimique - Agriculture	- Neurotoxique, anémie et neutropénie (baisse du nombre de globules blancs) (Abderrahmane et al., 2022)	- Ontario - Manitoba	- Nriagu et al., 1998 - Sherriff et al., 2011

1.3 Objectifs

L'objectif général de ce travail est de caractériser et évaluer des contaminants dans les solides et les eaux au sein et en périphérie du parc à résidus Quémont-2.

Les objectifs spécifiques (OS) du projet sont :

- OS-1 : évaluer la composition chimique des solides et des eaux ;
- OS-2 : évaluer le potentiel de lixiviation et de génération d'acide des solides (5 sédiments et 3 résidus) ;
- OS-3 : évaluer les concentrations et la spéciation des contaminants dans les eaux et les mélanges d'eaux en aval hydraulique du parc Quémont-2.

L'approche méthodologique adoptée pour répondre à ces objectifs est divisée en deux parties (figure 1.3) :

- Partie 1 : Caractérisation et évaluation de la composition chimique des solides au moyen d'analyses physicochimiques et de tests de lixiviation ;
- Partie 2 : Évaluation des concentrations, de la spéciation et des processus d'immobilisation de contaminants ciblés dans les mélanges d'eaux minières par modélisation géochimique.

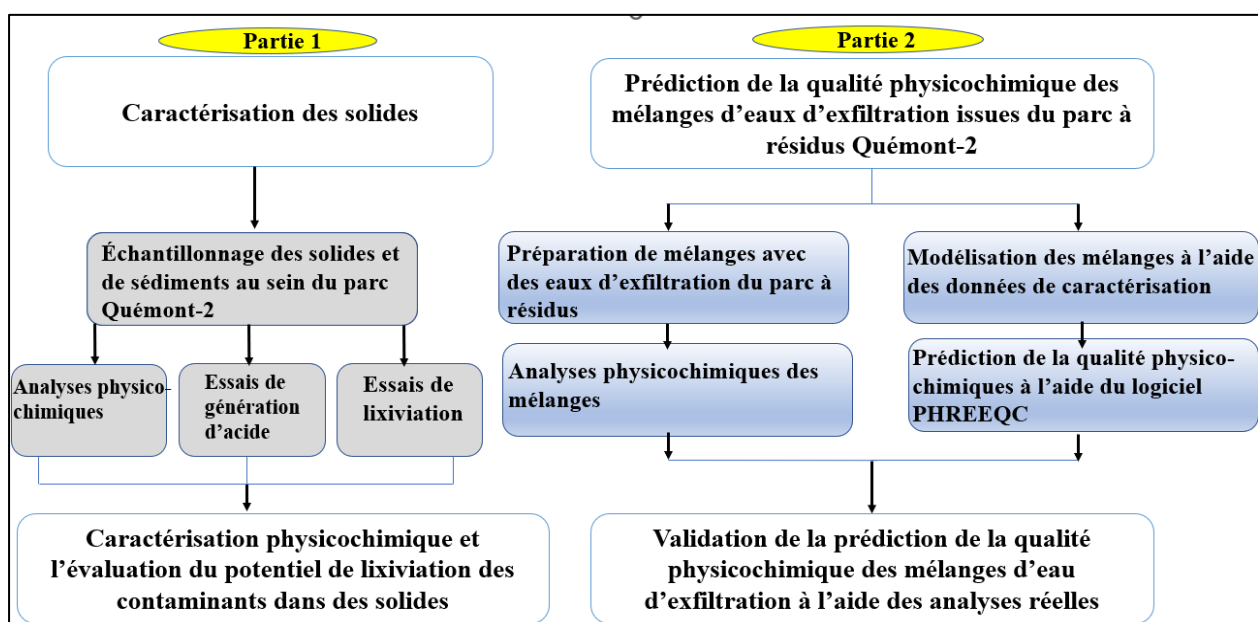


Figure 1.3 Objectifs et approche méthodologique du projet de recherche

1.4 Contenu du mémoire et retombées potentielles du projet

Le présent mémoire est divisé en six chapitres repartis de la manière suivante :

- Le premier chapitre présente une introduction et la mise en contexte, incluant les problématiques ciblées par le sujet de recherche ainsi que les objectifs du projet.
- Le deuxième chapitre repose sur une revue de littérature qui met l'accent sur des problématiques spécifiques liées aux fonderies, sur le DM, ainsi que sur les principales méthodes de restauration des parcs à résidus miniers. Ce chapitre traite aussi du comportement hydrogéochimique des contaminants présents dans les écosystèmes, et particulièrement dans les eaux, au voisinage des activités minières.
- Le troisième chapitre présente les matériaux et méthodes, incluant une présentation de la zone d'étude, une description de la méthodologie adoptée pour la caractérisation et les analyses physicochimiques sur les solides. La méthodologie appliquée aux expériences de mélanges d'eaux d'exfiltration, incluant les campagnes d'échantillonnage, la préparation et les analyses physicochimiques des échantillons d'eaux, y est aussi détaillée.
- Le chapitre 4 présente les résultats et les interprétations sur la caractérisation chimique et l'évaluation du potentiel de lixiviation ainsi que la prédiction de génération d'acide des des solides du parc à résidus. Les résultats et l'interprétation sur la prédiction de la qualité physicochimique des expériences de mélanges d'eaux d'exfiltration issues du parc à résidus miniers sont présentés, à savoir ; (i) la spéciation géochimique (ii) les processus hydrogéochimiques responsables de la mobilisation et/ou de l'immobilisation des contaminants par les phases solides dans ces mélanges ainsi que (iii) la modélisation géochimique inverse à l'aide du logiciel PHREEQC.
- Le chapitre 5 présente les principales conclusions issues de ce projet ainsi que des recommandations pour des travaux futurs.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Problématiques spécifiques associées aux fonderies

Des contaminants sont générés à différentes phases du cycle de vie d'une mine (e.g. exploitation du gisement, traitement de minerai) (Aubertin et al., 2002). Lors de la phase du traitement, les industries minières qui exploitent des gisements, séparent les sulfures métalliques (utiles) des sulfures de fer sans valeurs économique (gangue), laissant ainsi en surface de grandes quantités de rejets miniers. Quand ces rejets interagissent avec les agents atmosphériques (principalement l'eau et l'air), ils s'oxydent et génèrent des eaux acides qui favorisent la dissolution des métaux contenus dans ces rejets. Ces eaux acides sont favorisées et amplifiées par des réactions catalytiques d'origine chimique et biologique (Aubertin et al., 2002).

Plusieurs études démontrent des effets environnementaux spécifiques liés aux fonderies où les exploitations minières ont entraîné une acidification importantes des sols et des eaux de la région (Bussière et al., 2005 ; Aubertin et al., 2015). Des études ont montré également d'autres impacts environnementaux liés à l'exploitation minière dont les fonderies dans la région du Bouclier canadien, incluant :

- Diminution du nombre de taxons, bioaccumulation des métaux dans les organismes et disparition des poissons dans les lacs (Nriagu et al., 1998) ;
- Contamination des sédiments de lacs (Borgmann et al., 2004 ; Couillard et al., 2004, 2008 ; Gallon, 2005 ; Nowierski et al., 2006) ;
- Contamination chimique des eaux de surface (Couillard et al., 2004 ; Dixit et al., 2007) et/ou souterraines par DMA à la suite de la percolation des eaux de ruissellement ;
- Pollution atmosphérique liée à la présence de poussières volantes et surtout au voisinage de fonderies (Arafat, 1985 ; Couillard et al., 1993, 2008 ; Cattaneo, 2008).

2.2 Comportement géochimique des contaminants

Cette section présente, sous la forme d'un tableau, le comportement géochimique des éléments traces, notamment l'aluminium (Al), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le manganèse (Mn), le plomb (Pb), et le zinc (Zn), qui constituent les principaux problèmes environnementaux auxquels doivent faire face l'industrie minière (tableau 2.1).

La figure 2.1 présente les diagrammes de Pourbaix des éléments As, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn. Les champs de stabilité sont indiqués pour une température de 25 °C et pression de 1.013 bars.

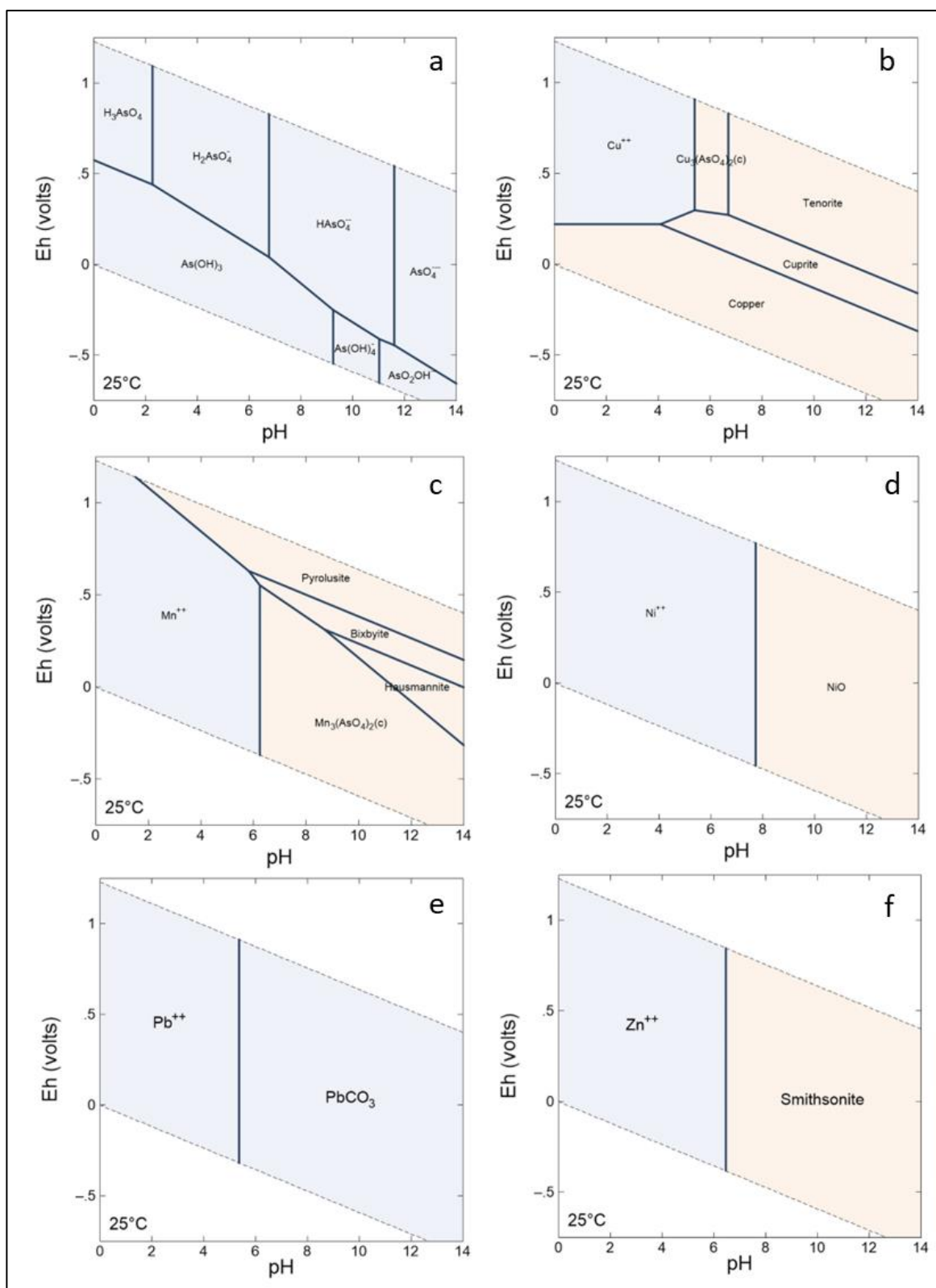


Figure 2.1 Diagrammes de Pourbaix (a) espèces aqueuses d'arsenic $[\text{AsO}_4^{2-}] = 10^{-4}$; (b) espèces aqueuses du cuivre $[\text{Cu}^{2+}] = 10^{-4}$; (c) espèces aqueuses du manganèse $[\text{Mn}^{2+}] = 10^{-4}$; (d) espèces aqueuses du nickel $[\text{Ni}^{2+}] = 10^{-4}$; (e) espèces aqueuses du plomb $[\text{Pb}^{2+}] = 10^{-4}$; (f) espèces aqueuses de zinc $[\text{Zn}^{2+}] = 10^{-4}$

Tableau 2.1 Éléments traces métalliques (Al, As, Cd, Cu) et comportement géochimique (Hem, 1985; Rollin et Quiot, 2006)

ÉTM	Numéro atomique	Masse atomique	Degré d'oxydation	Comportement géochimique et informations relatives aux formes potentielles
Aluminium	13	26.981538	0, +2, +3	À pH acide, l'Al peut se précipiter sous forme d'hydroxysulfate d'aluminium. Par contre, l' Al^{3+} est le cation le plus dominant dans de nombreuses solutions dont le $\text{pH} < 4$. Dans des conditions neutres, la forme dissoute qui prédomine de l'aluminium est l'anion $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. Le sulfate d'aluminium (AlSO_4^+) peut prédominer dans les conditions acides possédant beaucoup de sulfates.
Arsenic	33	74.9216	-3, -1, 0, +3, +5	D'après le diagramme de Pourbaix (figure 2.1 a), dans une solution aqueuse, les formes stables de l'arsenic sont les l'arséniate (As^{5+}) ou l'arsénite (As^{3+}). Cependant, l'ion non chargé H_3AsO_4 prédomine à $\text{pH} < 3$, l'anion arséniate monovalent H_2AsO_4^- prédomine entre pH 3 et pH 7, et l'espèce bivalente HAsO_4^{2-} prédomine entre des pH 7 et 11. En revanche, dans des conditions plus réductrices, les ions d'arsénite $\text{HAsO}_4(\text{aq})$ et AsO_4^{2-} seront prédominants (Rollin et Quiot, 2006).
Cadmium	48	112.41	0, +2	À des pH neutres on retrouve l'otavite ($\text{CdCO}_{3(\text{s})}$), et à des pH plus alcalins les sulfates, les oxydes et les hydroxydes de cadmium sont les phases prédominantes dans les conditions oxydantes. Par contre, $\text{CdS}_{(\text{s})}$ est la phase la plus stable qui peut contrôler la solubilité du Cd dans des conditions réductrices. En outre, la formation de cette phase est limitée par la présence de bactéries sulfato-réductrice (Rollin et Quiot, 2006).
Cuivre	29	63.546	0, +1, +2	En solution aqueuse, le cation Cu^{2+} est la forme la plus stable et prédomine à $\text{pH} < 6$ (figure 2.1 b). Les hydroxycarbonates de cuivre sont légèrement solubles et peuvent maintenir des concentrations faibles de cuivre, toutefois l'adsorption ou la coprécipitation avec des oxyhydroxydes ferriques peut entraîner des limites de solubilité encore plus basses (Rollin et Quiot, 2006). Dans les solutions dont le pH est supérieur à la neutralité, la ténorite ($\text{CuO}(\text{aq})$) peut prédominer.

Tableau 2.1 Éléments traces métalliques (Mn, Ni, Pb et Zn) et comportement géochimique (Hem, 1985; Rollin et Quiot, 2006) (suite)

ÉTM	Numéro atomique	Masse atomique	Degré d'oxydation	Comportement géochimique et informations relatives aux formes potentielles
Manganèse	25	54.938044	+2, +3, +4	Le Mn est hautement soluble dans des pH acide ($\text{pH} < 5$). À des pH entre 5 à 8, le Mn est stable en solution uniquement dans des conditions réductrices à modérément oxydantes, toutefois devient insolubles dans des conditions oxydantes (Davison, 1993; Maynard, 2014). Par ailleurs, à des pH élevés supérieurs à 8, le Mn devient insoluble et peut ainsi précipiter sous forme d'oxyde (notamment la pyrolusite MnO_2) et d'oxyhydroxyde de manganèse (figure 2.1 c).
Nickel	28	58.6934	0, +2, +4	D'après le diagramme de Pourbaix (figure 2.1 d), le Ni^{2+} est l'espèce dominante à des $\text{pH} < 8$. Cependant, l'ion non chargé d'oxyde de nickel NiO prédomine à des $8 < \text{pH} < 11$. L'hydroxyde de nickel ne devient dominant que pour des $\text{pH} > 11$. Les concentrations en nickel dans le drainage neutre contaminé peuvent être contrôlées par la précipitation sous forme d'hydroxyde à $\text{pH} > 8$ et la sorption à $\text{pH} < 8$ (Plante, 2010).
Plomb	82	207.2	0, +2, +8/3, +4,	Le Pb^{2+} correspond à l'état le plus stable dans l'environnement (Callender, 2003). Dans le diagramme de Pourbaix et à des pH supérieurs à 6, le Pb est associé aux carbonates (cérusite PbCO_3), tandis que dans des conditions acides ($\text{pH} < 6$), le Pb^{2+} prédomine (figure 2.1 e). Le plomb est un métal qui a une très forte affinité pour la matière particulaire et son adsorption sur la matière organique est importante. Les complexes organométalliques de Pb sont très mobiles et peuvent présenter une grande toxicité (Gallon, 2005). En outre, le Pb est largement adsorbé sur les limons et les argiles (Callender, 2005).
Zinc	30	65.39	0, +2	La forme libre Zn^{2+} domine à un $\text{pH} < 6$, alors que le carbonate de zinc (smithsonite ZnCO_3) se forme à un pH plus élevé (figure 2.1 f). Le zinc est facilement adsorbé par les minéraux argileux, les carbonates ou les hydroxydes (Baize, 1997). Étant un métal cationique, son adsorption augmente avec le pH, et peut diminuer à la suite de la formation de complexes avec les ligands organiques ou inorganiques (Rollin et Quiot, 2006).

2.3 Sources et mécanismes de contamination

Le tableau 2.2 présente un comparatif montrant les concentrations de contaminants au sein de la croute terrestre supérieure, des sols de surface ainsi que des eaux de rivières.

Tableau 2.2 Concentrations moyennes des contaminants dans la croute terrestre, les sols et les eaux de rivières (Gaillardet et al., 2003; Varela et al., 2019)

Contaminants	Concentration moyenne dans la croute terrestre (mg/kg)	Surface des sols (mg/kg)	Eaux de rivières (µg/L)
Arsenic	1,8	4,7	0,13-2,72
Cadmium	0,1	0,41	0,006-0,61
Chrome	35	42	0,29-11,46
Cuivre	14	14	0,23-2,59
Plomb	15	25	0,007-308
Mercure	0,07	0,07	-
Nickel	19	18	0,35-5,06
Zinc	52	62	0,27-27
Références	(Alloway, 2013; Kabata-Pendias, 2011)		(Kabata-Pendias, 2011)

Pour le contexte minier propre à la région de l'Abitibi-Témiscamingue, des sources primaires et secondaires de contaminants anthropiques affectant les eaux peuvent être considérées. Les résidus et le drainage directement associé à ces derniers sont des exemples de sources primaires. L'appellation « source primaire » est retenue ici car il s'agit du point d'origine des contaminants, avant leur migration et leur transformation au sein de l'environnement. Certains matériaux naturels, tels que les sols et sédiments contaminés, sont considérés ici comme des sources secondaires de contaminants vers les eaux. L'appellation « source secondaire » est retenue car il s'agit de contaminants immobilisés de façon temporaire au sein de matériaux qui étaient non contaminés à l'origine.

2.3.1 Drainage minier (DM)

Le DM représente l'eau circulant au sein des rejets miniers et s'exfiltrant de ces derniers. Le DM est susceptible d'être contaminé suite aux réactions géochimiques et/ou biogéochimiques qui se produisent spontanément lorsque les rejets miniers sont exposés aux agents atmosphériques. Selon les conditions du milieu, notamment la minéralogie et la granulométrie des rejets, la géologie locale, la présence de micro-organismes, la température ainsi que la disponibilité en eau et oxygène, différents types de DM peuvent être générés au sein des rejets (tableau 2.3).

Tableau 2.3 Types de DM (Aubertin et al., 2002)

Alcalin	Neutre
• pH du drainage > 9 Alcalinité élevée -Exploitations : ✓ Kimberlite; ✓ Bauxite ✓ Cendres volantes	• $6 < \text{pH du drainage} < 9$ -PN > PA -Le drainage peut devenir alcalin ou acide dans le temps.
Acide	Autres
• pH du drainage < 6 Acidité élevée, % de métaux et sulfates élevés -Exploitations : ✓ Métaux de base ✓ Métaux précieux ✓ Charbon	• pH du drainage variable Exploitations : ✓ Potasse ✓ Sel ✓ Borates ✓ Kaolinite

Le DMA est produit à la suite de l'oxydation des sulfures présents dans les rejets miniers en présence de l'eau et de l'air, tel que mentionné précédemment. Les sulfures constituent alors les minéraux producteurs d'acidité ou les minéraux acidogènes. En effet, les principaux sulfures responsables de la production du DMA sont la pyrrhotite et la pyrite (Plante et al., 2020).

Aubertin et al. (2002) ont montré que le phénomène de génération d'acide favorise la mise en solution de divers éléments métalliques, qui deviennent plus solubles surtout à des pH plus faibles.

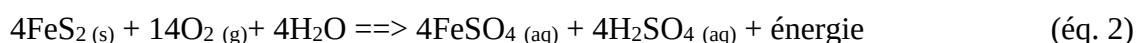
2.3.2 Processus de formation du DMA

Des réactions chimiques sont fréquemment utilisées pour présenter les mécanismes de formation du DMA. L'équation ci-dessous présente le processus d'oxydation de la pyrite et décrit comment l'oxygène oxyde directement la pyrite (équ.1).



Les équations chimiques suivantes décrivent les trois étapes de ce processus, tels que proposé par Aubertin et al. (2002).

Étape 1



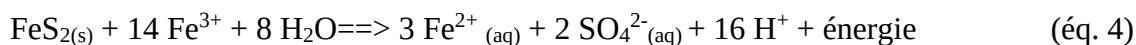
À un pH supérieur à 4,5, la pyrite est directement oxydée par l'oxygène (équ. 2), ce qui entraîne une diminution du pH en l'absence de minéraux neutralisants.

Étape 2

Cette deuxième étape implique les mêmes réactions que l'étape 1, excepté qu'entre un pH de 3,5 et 4,5, le taux d'oxydation est accéléré par l'activité bactérienne où on observe une baisse de l'énergie d'activation du processus d'oxydation.

Étape 3

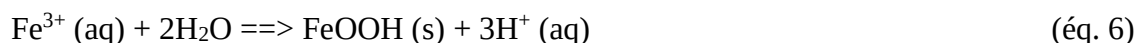
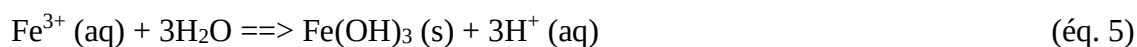
À un pH inférieur à 3,5, le fer ferreux (Fe^{2+}) est oxydé en fer ferrique (Fe^{3+}) (équ. 3) et ce dernier peut oxyder directement la pyrite (équ. 4).



L'oxydation de la pyrite par le Fe^{3+} génère du Fe^{2+} qui peut être réoxydé via la réaction de l'équation 3. Ainsi, les réactions des équations 3 et 4 constituent un cycle de conversion du Fe^{2+} en Fe^{3+} , ce qui permet l'oxydation de la pyrite par le Fe^{3+} qui est à son tour transformé en Fe^{2+} .

À un pH de 3, la réaction d'oxydation de la pyrite par le Fe^{3+} (équ. 4) est de 10 à 100 fois plus rapide que l'oxydation directe par l'oxygène (équ. 2) (Aubertin et al., 2002). L'abondance du Fe^{3+} est directement influencée par le pH.

La solubilité du Fe^{3+} est très faible en milieu neutre et alcalin, car il précipite sous forme d'hydroxyde ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) et d'oxyhydroxyde (FeOOH). Ainsi, si le pH devient plus élevé, les réactions d'hydrolyse suivantes ont lieu :



La précipitation du Fe^{3+} (éq. 5 et 6) génère des protons qui permettent à la solution de demeurer acide et ainsi de poursuivre l'oxydation du Fe^{2+} en ferrique (Plante et al., 2020). On retrouve l'oxydation par l'oxygène et le Fe^{3+} d'autres minéraux sulfureux qui permettent la génération d'acidité, ce qui entraîne la génération des éléments en traces métalliques. Le tableau 2.4 présente les réactions d'oxydation par l'oxygène et par le Fe^{3+} pour les principaux minéraux sulfureux (Bussière et al., 2005).

Tableau 2.4 Réactions d'oxydation par l'oxygène et par le fer ferrique pour les principaux minéraux sulfureux (Bussière et al., 2005)

Minéral	Réaction
Oxydation par l'oxygène	
Pyrrhotite	$\text{Fe}_{1-x}\text{S} + (2-x/2) \text{O}_2 + x\text{H}_2\text{O} (1-x) \longrightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2x\text{H}^+$
Sphalérite	$\text{ZnS} + 2\text{O}_2 \longrightarrow \text{Zn}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$
Chalcopyrite	$\text{CuFeS}_2 + 4 \text{O}_2 \longrightarrow \text{Cu}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-}$
Galène	$\text{PbS} + 2\text{O}_2 \longrightarrow \text{Pb}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$
Arsénopyrite	$2\text{FeAsS} + 13/2\text{O}_2 + 3\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 2(\text{SO}_4)^{2-} + 2(\text{AsO}_4) + 6\text{H}^+ + 2\text{Fe}^{2+}$
Pyrrhotite	$\text{Fe}_{1-x}\text{S} + (8-2x) \text{Fe}^{3+} + 4 \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+$
Sphalérite	$\text{ZnS} + 8\text{Fe}^{3+} + 4 \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Zn}^{2+} + 8\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+$

Tableau 2.4 Réactions d'oxydation par l'oxygène et par le fer ferrique pour les principaux minéraux sulfureux (Bussière et al., 2005) (suite)

Minéral	Réaction
Oxydation indirecte par le fer ferrique	
Chalcopyrite	$\text{CuFeS}_2 + 16\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Cu}^{2+} + 17\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$
Arsénopyrite	$\text{FeAsS} + 11\text{Fe}^{3+} + 7\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{H}_3\text{AsO}_3 + \text{SO}_4^{2-} + 11\text{H}^+ + 12\text{Fe}^{2+}$
Galène	$\text{PbS} + 8\text{Fe}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Pb}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 8\text{Fe}^{2+} + 8\text{H}^+$

Les facteurs influençant le DMA incluent la minéralogie (Benzaazoua et al., 2017), la granulométrie (surface spécifique), la pression d'oxygène et de l'eau (Plante et al., 2020), la température, le pH initial, la présence des bactéries (qui peuvent jouer un rôle de catalyseur dans les réactions du DMA), ainsi que la présence des neutralisants notamment les carbonates et les silicates (Aubertin et al., 2002). Les processus de réactions de l'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} sont très importants pour la production du DMA et son déclenchement. À pH neutre, ces réactions vont être très lentes, tandis que ces réactions deviennent rapides à pH acide, notamment avec la contribution des bactéries *Thiobacillus* et *Leptospirillum* (Nordstrom et al., 2015) (tableau 2.5).

Tableau 2.5 Principales bactéries ayant une incidence sur la formation de DMA (Aubertin et al., 2002)

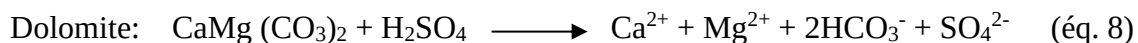
Bactérie	pH
<i>Thiobacillus</i> ; <i>ferrooxidans</i> <i>thiooxidans</i> ; <i>Leptospirillum</i> <i>derrooxidans</i> ; <i>Sulfobacillus</i> <i>thermosulfidooxidans</i>	0 à 3
<i>Sulfolobus</i> <i>acidocaldarius</i> ; <i>Acidianus</i> <i>brierleyi</i> ; <i>Acidophilic</i> <i>heterofrophs</i>	0 à 6
<i>Thiobacillus</i> <i>novellus</i> ; <i>Thiobacillus</i> <i>denitrificans</i> ; <i>Thiobacillus</i> <i>thioparus</i>	6 à 8

2.3.2.1 Processus de neutralisation du DMA

Le DMA peut être retardé par les minéraux neutralisants (appelés aussi acidivores), qui se dissolvent pour neutraliser l'acidité produite. Les carbonates et les silicates sont les principaux

minéraux responsables de la neutralisation du milieu acide (tableau 2.6) (Aubertin et al., 2002a; Plante et al., 2020).

Les mécanismes de neutralisation de l'acide sulfurique (issus du DMA) par la calcite et la dolomite sont illustrés dans les équations suivantes (Aubertin et al., 2002a).



Les minéraux neutralisant les plus efficaces sont les carbonates en raison de leur cinétique de réaction plus rapide que d'autres minéraux potentiellement neutralisants (Kwong, 1993 ; Aubertin et al., 2002 ; Nordstrom, 2020). Pour les mêmes raisons, la calcite est le carbonate le plus neutralisant devant les autres minéraux carbonatés, notamment la dolomite, l'ankérite et la sidérite (Lappako, 2000). D'un autre côté, la dissolution de la sidérite consomme de l'acidité et libère du Fe^{2+} . Ce dernier peut s'oxyder en Fe^{3+} , précipiter sous forme d'hydroxyde de Fe et libérer de l'acidité ($\text{pH} < 2$). Dans des conditions oxydantes, la sidérite ne possède donc pas de pouvoir net de neutralisation (Lappako et al., 1993). Les silicates ne contribuent pour leur part de façon significative à la neutralisation que lorsque le pH est fortement acide. Les principaux silicates à pouvoir neutralisant sont le chlorite et la biotite (Aubertin et al., 2002). Cependant, dans le cas du chlorite, la libération de l'Al et du Fe aux derniers stades de sa dissolution génère de l'acidité par hydrolyse et précipitation des hydroxydes (Aubertin et al., 2002) :



Le tableau 2.6 résume les principaux minéraux neutralisants rencontrés dans les résidus miniers.

Tableau 2.6 Principaux minéraux neutralisants (acidivores) dans les résidus miniers (Aubertin et al., 2002)

Carbonates	Hydroxydes	Silicates
Calcite (CaCO_3)	Gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$)	Chlorite ($(\text{Mg, Fe})_5\text{Al}(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_2$)
Dolomite (CaMgCO_3) ₂	Manganite (MnOOH)	Biotite (KAlSi_3O_8)
Magnésite (MgCO_3)	Goethite (FeOOH)	Albite ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$)
Aragonite (CaCO_3)	Brucite ($\text{Mg}(\text{OH})_2$)	Anorthite ($\text{CaNaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$)

Tableau 2.6 Principaux minéraux neutralisants (acidivores) dans les résidus miniers (Aubertin et al., 2002) (suite)

Carbonates	Hydroxydes	Silicates
Ankérite (Ca(Fe,Mg)CO ₃) ₂	-	Muscovite (KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂)
Sidérite (FeCO ₃)	-	Orthose (K(Fe,Mg) ₃ AlSi ₃ O ₁₀ (OH) ₂)
Cérusite (PbCO ₃)	-	-

2.3.2.2 Formation des minéraux secondaires

Parallèlement au déroulement des processus de réactions d'oxydation et/ou de neutralisation, les fortes concentrations des contaminants des eaux du DMA ont pour conséquence d'engendrer des phénomènes de dissolution et de précipitation de minéraux secondaires. Ces derniers se forment en fonction de plusieurs facteurs, dont la composition de la solution (concentration des éléments et pH), la minéralogie des minéraux primaires, la température, et la teneur en eau du milieu (Plante et al., 2020). Les principaux types de minéraux précipités sont les hydroxydes de fer, notamment la ferrihydrite et les hydroxy-sulfates, dont la jarosite et la schwertmennite (Plante et al., 2020 ; Ryskie, 2023). Le tableau 2.7 présente les principaux minéraux secondaires précipités lors des processus du DMA.

Tableau 2.7 Principaux minéraux secondaires précipités lors des processus du DMA (Plante et al., 2020)

Types de minéraux	Minéraux	Réactions chimiques
Oxides et hydroxydes	Ferrihydrite	$\text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$
	Gibbsite	$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$
	Boehmite	$\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{AlOOH} + 3\text{H}^+$
Sulfates	Jarosite	$\text{K}^{3+} + 3\text{Fe}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 6\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{K}_2\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6 + 6\text{H}^+$

Tableau 2.7 Principaux minéraux secondaires précipités lors des processus du DMA (Plante et al., 2020) (suite)

Types de minéraux	Minéraux	Réactions chimiques
Sulfates	Schwertmennite	$8\text{Fe}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + 14\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6(\text{SO}_4) + 22\text{H}^+$
	Gypsum	$\text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{CaSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$
	Barite	$\text{Ba}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} \longrightarrow \text{BaSO}_4$
Carbonates	Sidérite	$\text{Fe}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \longrightarrow \text{FeCO}_3$

2.3.2.3 Prédiction du DMA

Selon le guide de caractérisation des résidus miniers et du minéral (MELCC, 2020) et afin de planifier le mode de gestion et de restauration des rejets miniers, il est important de connaître la composition chimique des résidus et les risques de contamination des eaux, en particulier le potentiel de génération de DMA. La prédiction du DMA implique deux grandes catégories d'essais : soit les essais statiques et cinétiques (MELCC, 2020).

2.3.2.4 Essais statiques

Les essais statiques consistent à calculer le potentiel de production d'acide (PA) et le potentiel de neutralisation (PN) pour des rejets miniers donnés, ainsi qu'à établir la balance entre les deux, de façon à classer ces matériaux en tant que producteur ou non d'acide (MELCC, 2020). Ces potentiels dépendent principalement des minéraux primaires qui composent les rejets miniers. En effet, les minéraux sulfurés sont considérés comme les principaux générateurs d'acidité, alors que les minéraux carbonatés et les silicates sont considérés comme étant les deux principales familles de minéraux neutralisants. Deux façons sont proposées pour déterminer si un rejet minier est générateur ou non d'acidité, soit le calcul du potentiel net de neutralisation qui est la différence entre le PA et le PN, ainsi que le rapport PN/PA. Les résultats obtenus de ces potentiels sont comparés à des critères déterminés par le bilan acide de base (acid-base accounting : ABA). Le tableau 2.8 présente les différents essais statiques pour la prédiction du DMA. Les détails de ces essais statiques peuvent être trouvés dans Plante et al., 2020. Lorsque les essais statiques ne permettent pas de statuer sur le potentiel de génération du DMA, il est alors nécessaire de procéder aux essais cinétiques.

Tableau 2.8 Essais statiques pour la prédiction du DMA

Essais statiques	
Chimiques	Minéralogiques
Sobek et al., 1978 (et ses variantes 1996)	Kwong, 1993
NP-Carbonate	Lawrence et Schesske, 1997
TDPAS (méthode du CEAEQ)	Paktunc, 1999
Static NAG test	-
Lappako, 1994	-

2.3.2.5 Essais cinétiques

Les essais cinétiques présentés dans le tableau 2.9 permettent de prédire le DMA, et de calculer les taux de réaction et de relargage des contaminants, c'est-à-dire d'estimer les vitesses relatives de génération d'acide et de neutralisation. Ils consistent à soumettre les matériaux à des cycles de mouillage-séchage afin d'accélérer les réactions géochimiques telles que l'oxydation et/ou de neutralisation.

Tableau 2.9 Essais cinétiques utilisés dans la prédiction du DMA (Plante et al., 2020)

Essai cinétique laboratoire	Essai cinétique terrain
Cellule humide	Colonne de terrain
Colonne	Parcelle expérimentale (cellule de terrain)
Mini-cellule d'altération	Tapis étanche
	Cellule creuse

2.4 Processus de mobilisation et d'immobilisation des contaminants

Plusieurs processus physiques et biochimiques sont à l'origine de la mobilisation et de l'immobilisation des éléments traces As, Ag, Pb, Mn, Ni et Zn dans les eaux et les sols (figure 2.2). De ce fait, cette section présente de façon synthèse des informations concernant les processus chimiques tels la sorption, la désorption, la complexation, la précipitation, ainsi que la dissolution. Les processus physiques liés aux phénomènes de l'advection et de dispersion sont ensuite présentés.

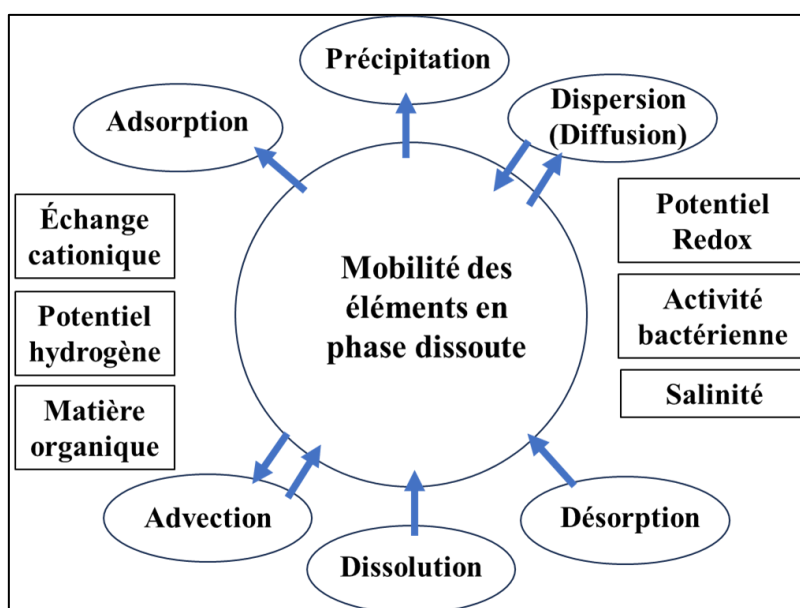


Figure 2.2 Processus physicochimiques de la mobilisation et d'immobilisation des éléments ainsi que les paramètres qui peuvent influencer cette mobilité

2.4.1 Processus chimiques

Les processus chimiques de mobilisation et d'immobilisation des éléments chimiques documentés par Deschamps et al. (2006) sont :

- **L'adsorption (sorption)** est définie comme un processus de fixation des éléments ou des molécules sur la surface solide d'un substrat. On note deux types d'adsorption : adsorption physique (adsorption par échange ionique) et adsorption chimique, où une espèce adhère à la surface d'un solide à travers des liaisons ioniques ou covalentes, par exemple le groupe hydroxyde – OH terminaux de la surface du solide.
- **La désorption** est l'inverse de l'adsorption. Elle constitue un mécanisme par lequel les éléments ou les molécules adsorbés se détachent de la surface solide d'un substrat.

- **La complexation** est un phénomène qui affecte la mobilité des éléments en trace dans les eaux. En effet, les éléments métalliques peuvent réagir et former des complexes aqueux avec différents ligands organiques et inorganiques dans les eaux. Selon les conditions redox du milieu, la complexation aqueuse peut causer la mobilisation ou l'immobilisation d'un contaminant.
- **La précipitation** est définie comme un processus de passage d'un élément de l'état dissout à l'état solide. Les éléments métalliques peuvent précipiter à la surface des solides ou dans l'eau des pores. En ce qui concerne les contaminants métalliques, ces derniers peuvent précipiter sous forme de hydroxydes, de carbonates, de phosphates avec et/ou les sulfures.
- **La dissolution** est l'inverse de la précipitation, qui est définie par le processus de passage d'un complexe de l'état solide vers l'état dissous (élément). Par contre, l'altération des silicates, ne correspond pas à une dissolution mais bien à une hydrolyse. Elle constitue un mécanisme chimique qui permet d'attaquer les liaisons entre les atomes de silicium et d'oxygène dans les minéraux silicatés, en présence d'eau et d'acide carbonique. Ce qui peut entraîner la libération d'ions soluble tel que le K, Na, Ca ou le Mg. La figure 2.3 résume les processus chimiques présentés ci-dessus.

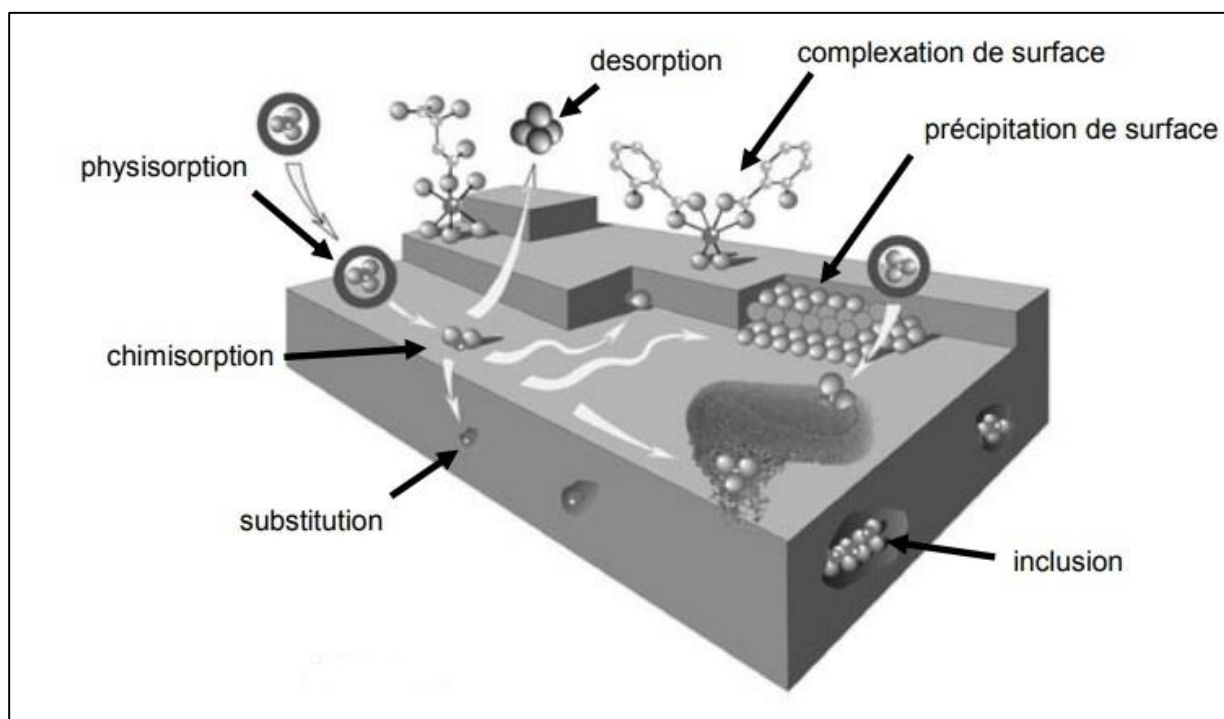


Figure 2.3 Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide (Manceau et al., 2002)

2.4.2 Processus physiques

Cette section présente l'advection et la dispersion (incluant la diffusion), des processus physiques liés aux phénomènes de transport des éléments en solution. L'advection est définie par le processus de déplacement du soluté qui est attribué au mouvement de l'eau. La dispersion mécanique résulte des configurations variables que peuvent prendre les lignes d'écoulement aux échelles microscopique et macroscopique et de l'effet combiné de la diffusion. Le processus de dispersion peut entraîner dans certaines conditions la dilution du soluté. Deux types de dispersion peuvent être distingués: longitudinale et transversale. La dispersion longitudinale engendre l'étalement des panaches de concentration avec un déplacement parallèle à l'écoulement. La dispersion transversale implique un étalement perpendiculaire au sens d'écoulement du panache de concentration (Freeze et Cherry, 1979). La figure 2.4 résume les processus physiques en phase dissoute.

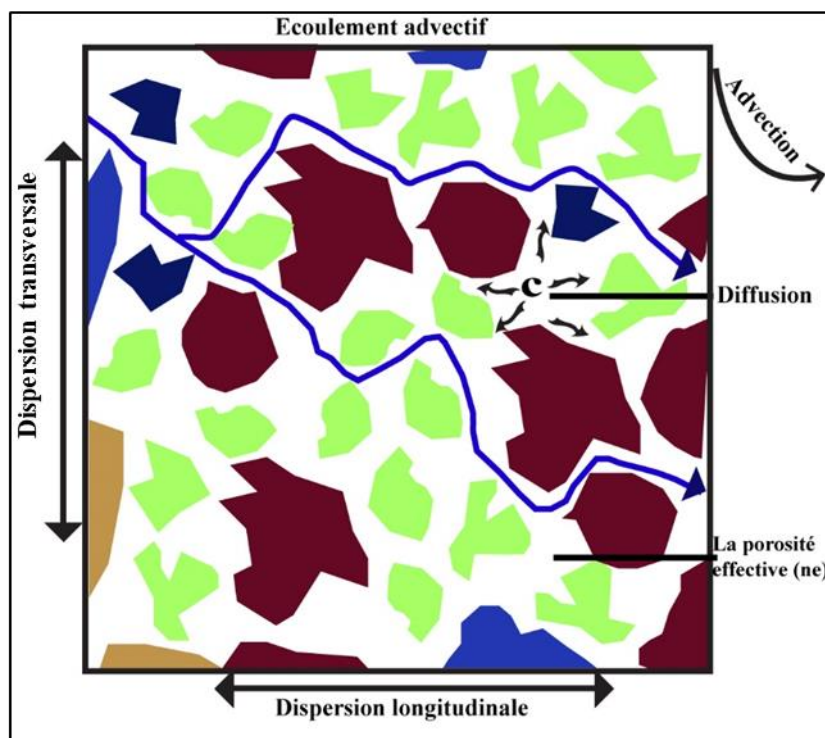


Figure 2.4 Processus physiques de transport d'un élément (modifiée de Cloutier et al., 2013)

La diffusion, incluse à la dispersion, est définie par le transport d'éléments qui se fait selon un gradient de concentration des espèces en phase dissoute. Le transport d'un élément s'effectue depuis un milieu plus concentré vers un milieu moins concentré. Le processus de la diffusion est décrit par la 1^{ère} loi de Fick (Aubertin et al., 2002):

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad 2.1$$

où F est le flux diffusif (mol/s/m^2), D est le coefficient de diffusion (m^2/s) et C est la concentration dissoute (mol/m^3).

Le tableau 2.10 présente les principaux paramètres physicochimiques qui affectent les processus de mobilité des éléments en traces métalliques dans les aquifères (Freeze et Cherry, 1979; Deschamps et al., 2006).

Tableau 2.10 Principaux paramètres physicochimiques qui affectent les processus de mobilité des éléments traces métalliques dans les aquifères

Propriétés	Caractéristiques
pH	Un pH acide augmente la solubilité des éléments métalliques (exemple la dissolution des oxydes de fer et de Mn => relargage des éléments métalliques adsorbés), réduit la capacité d'échange cationique. La solubilité des éléments trace métallique diminue lorsque le pH augmente.
Potentiel redox (POR)	Un POR plus faible entraine la dissolution des minéraux notamment les oxydes de Fer et de Mn, ce qui implique la mobilisation des métaux sorbés. Un POR plus élevé entraine la mobilisation des éléments métalliques par la dégradation des sulfures métalliques.
Capacité d'échange cationique (CEC)	Faibles CEC entraînent des capacités réduites de sorption des éléments métalliques anioniques
Teneur en matière organique	De faibles teneurs impliquent une réduction de la CEC, la capacité de sorption des éléments traces, la capacité de rétention d'eau, modifient la structure physique des sols (érosion physique) et diminuent l'activité bactérienne.
Salinité	Une forte salinité implique la solubilisation des contaminants à partir des réactions d'échange d'ions, réduits les activités des ions en solutions et l'activité microbienne ainsi que l'augmentation de la solubilité des complexes.
Activité bactérienne	Modification de l'activité microbienne peut affecter la matière organique, le POR, et le pH.

Dans le contexte de la mobilisation des contaminants, Le Bourre (2020) a étudié la mobilité du Mn en milieu naturel. L'auteur a identifié deux mécanismes majeurs responsables de la mobilisation et de l'immobilisation du Mn dans le milieu naturel : (1) la dissolution réductrice

des particules de MnO_x en $\text{Mn}(\text{II})$, identifié comme étant le processus majoritaire, qui régle la séquestration du Mn dans les sédiments ainsi que (2) l'oxydation du Mn dissous sous forme de particules de MnO qui précipitent sur les sédiments. La figure 2.5, tirée des travaux de Le Bourre (2020), montre une représentation schématique de ces processus.

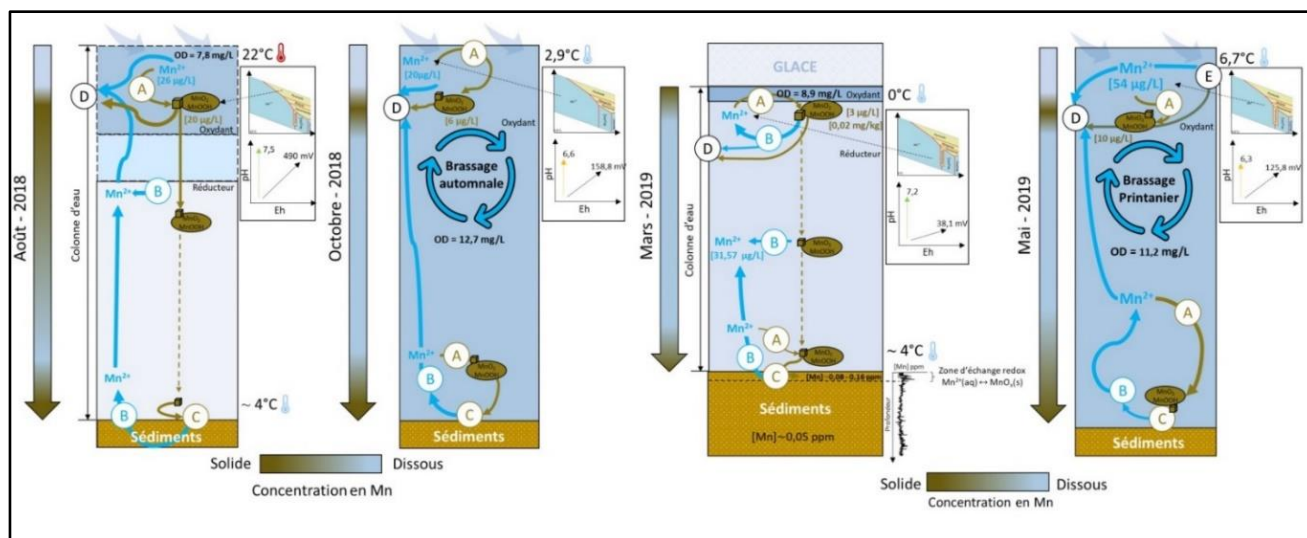


Figure 2.5 Représentation schématique des processus de mobilisation et d'immobilisation du Mn dans la rivière Harricana pour les périodes août, octobre 2018 et août, octobre 2019 (Le Bourre, 2020)

En région de bouclier, des travaux ont traité de la mobilisation des contaminants d'origine géogénique dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. À titre d'exemple, Bondu et al. (2017) ont montré que les principaux processus responsables des concentrations élevées d'arsenic (concentrations supérieures au critère de potabilité de $10 \mu\text{g/L}$) dans l'eau souterraine sont : (1) sa libération via l'oxydation des sulfures en conditions oxydantes à partir des roches riches en minéraux de type gersdorffite, (2) sa séquestration dans des oxyhydroxides métalliques et des minéraux argileux, (3) son transport dans l'aquifère à travers les fractures, ainsi que (4) sa mobilisation par la dissolution réductrice des oxyhydroxides de fer et de manganèse. La figure 2.6 illustre les principaux processus précités.

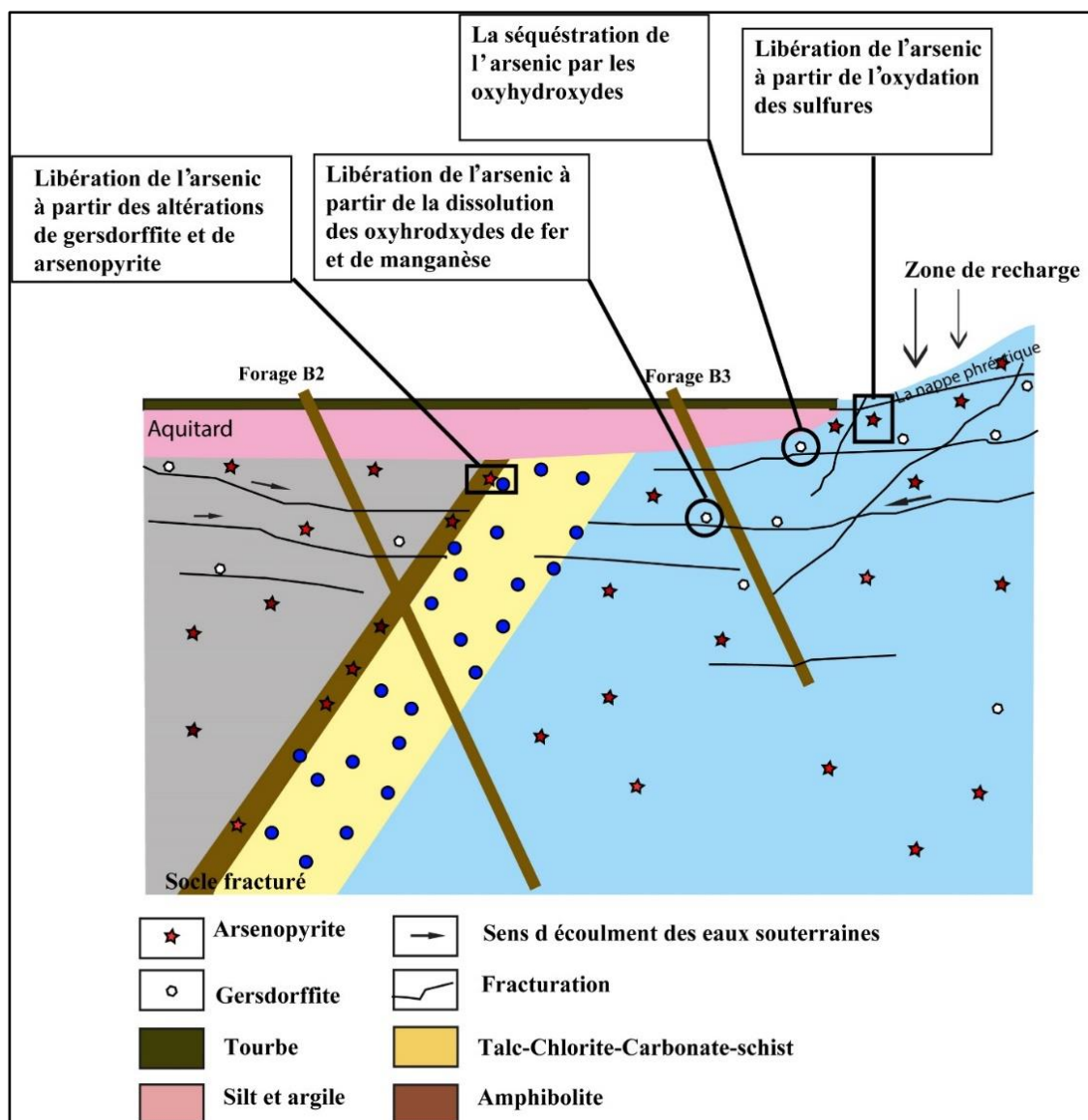


Figure 2.6 Processus de mobilisation de l'As (modifiée de Bondu et al., 2017)

Les travaux de Bondu et al. (2020) ont traité de la mobilisation de l'arsenic et du manganèse dans les eaux souterraines dans les provinces géologiques de la Plate-forme du Saint-Laurent, du Grenville, des Appalaches et du Supérieur. Les résultats de l'étude ont montré que la présence de Mn dans l'eau souterraine s'observe à des pH proches de la neutralité, vraisemblablement en raison de la précipitation de rhodochrosite (MnCO_3) à pH alcalin. Par ailleurs, les observations suggèrent que la mise en solution du Mn est favorisée par des faibles potentiels d'oxydoréduction qui entraînent la dissolution des oxyhydroxydes de Mn et de Fe. Ces travaux ont montré que les eaux souterraines de la Province de Grenville sont caractérisées par de plus faibles concentrations en Mn que les autres provinces géologiques. Les teneurs élevées sont attribuées principalement à la dissolution des oxyhydroxydes de Mn tel que la

pyrolusite (MnO_2), la birnessite (MnO_2), la bixbyite (Mn_2O_3), la hausmannite (Mn_3O_4) et manganite (MnOOH).

2.5 Modélisation numérique du comportement géochimique

La modélisation géochimique constitue un outil qui permet d'améliorer la compréhension des données hydrogéochimiques (Bethke, 1996). Les modèles géochimiques consistent à réaliser des calculs en se basant sur des données géochimiques et des bases de données thermodynamiques afin de représenter l'état d'un système ou son évolution. Les modèles peuvent inclure : (1) les calculs d'équilibre thermodynamique, (2) des calculs de spéciation et d'indices de saturation, (3) les calculs de mélanges ainsi que, (4) l'évaluation des cinétiques de réactions.

En modélisation géochimique, selon les objectifs de recherche, plusieurs logiciels peuvent contribuer à la compréhension du comportement hydrogéochimique et des processus de transport des contaminants. Le tableau 2.11 présente des exemples des codes numériques fréquemment employés en hydrogéochimie environnementale.

Tableau 2.11 Différents outils de modélisation et leurs utilités

Code numérique	Type de modélisation et leurs caractéristiques	Références
PHREEQC	-Permet de calculer l'indice de saturation. -Simuler les réactions en batch et le transport monodimensionnel. -Modélisation inverse	Appelo et Postma, 2005; Cloutier et al., 2013; Bondu, 2017; Rey, 2020; Kahlaoui, 2022; Ryskie, 2023
Min3P	-Simulation de l'écoulement et du transport réactif (à savoir le transport advectif-diffusif dans la phase aqueuse et le transport diffusif dans la phase gazeuse)	Pabst, 2011; Mayer et Blowes, 2002
VMinteq	-Calculs de sorption, des spéciations des métaux en solution, des équilibres de solubilités, simulation de complexes organométallique	Mosley et Liss, 2020
SEEP/W	-Permet de simuler le mouvement de l'eau liquide ou sous forme de vapeur à travers des matériaux poreux saturés ou non saturés	Pabst 2011

Tableau 2.11 Différents outils de modélisation et leurs utilités (suite)

Code numérique	Type de modélisation et leurs caractéristiques	Références
CTRW/W	-Permet de simuler le transport des contaminants dans l'eau à travers des matériaux poreux saturés ou non saturés (transport des solutés en phase dissoute). - Permet de simuler le transport couplé d'eau, de vapeur et de gaz dans des milieux poreux fracturés	Kahlaoui, 2022
MODFLOW	MT3D-USGS -Permet de simuler le transport de solutés dans les aquifères.	Bedakar et al., 2016
	SEAWAT -Simulation de l'écoulement et du transport des eaux souterraines.	Guo et Langevin, 2002

2.5.1 Logiciel PHREEQC

PHREEQC, un logiciel de libre accès distribué par le *United States Geological Survey* (USGS), constitue un outil permettant notamment de modéliser des réactions hydrogéochimiques, d'évaluer la spéciation des espèces dissoutes et de calculer des indices de saturation (Bethke, 1996 ; Parkhurst et Appelo, 2013). Les fonctions de PHREEQC permettent de représenter l'état d'un système ou son évolution en s'appuyant sur des données observées (mesurées).. Selon Maest et al. (2020), les fonctions de mélanges peuvent être utilisées en domaine minier afin de prédire la qualité des eaux pour différents scénarios de mélanges. En outre, la fonction de modélisation inverse peut être utilisée afin d'évaluer les phases minérales précipitées ou dissoutes dans des processus de mélanges (Ryskie, 2023).

Dans le cadre de ce travail, des calculs géochimiques sont utilisés pour atteindre les objectifs du projet. Le tableau 2.12 décrit le type de calculs géochimiques possibles et leurs caractéristiques.

Tableau 2.12 Types de calculs géochimiques utilisés dans le cadre de ce projet

Type de calculs	Explications	Exemple d'application
Spéciation et indices de saturation	-Calculer la spéciation chimique (déterminer les concentrations des différentes espèces qui sont présentes dans l'eau) et les indices de saturation de différentes phases minérales vis-à-vis de la solution aqueuse considérée.	Calculs d'indices de saturation, évaluation de la spéciation de certains contaminants d'intérêt (p. ex. As(III) et As(V)).
Équilibration d'une solution avec des phases minérales	Calculer la composition chimique théorique que prendrait une solution aqueuse si elle atteignait l'équilibre vis-à-vis des phases minérales sélectionnées.	Calculer la composition chimique théorique d'un drainage minier à l'équilibre avec la jarosite.
Mélange	Évaluer, de façon théorique, les concentrations et la spéciation des espèces dissoutes au sein de mélanges issus de solutions de compositions chimiques connues.	Évaluer la composition chimique de l'eau issue d'un mélange d'effluents miniers
Modélisation inverse	-Générer des modèles (solutions mathématiques) permettant d'évaluer le transfert de masse entre des phases dissoutes et solides pour évaluer les réactions intervenant dans l'évolution de la composition chimique d'un système.	Estimer la contribution de la précipitation de minéraux dans l'évolution géochimique d'une solution aqueuse.

Le tableau 2.13 présente quelques études en utilisant le programme PHREEQC dans le secteur minier.

Tableau 2.13 Étude de cas avec l'utilisation de PHREEQC

Objectif de l'étude	Région d'étude	Références
Modélisation du mélange eau naturelle-effluent minier au sein d'un parc résidus	Canada (Abitibi-Témiscamingue)	Ryskie, 2023
Étude des processus hydrogéochimiques de contaminants dans les eaux naturelles	Canada (Abitibi-Témiscamingue)	Bryce, 2020
Évaluation du comportement géochimique des résidus réactifs et de leurs couvertures à long terme	Canada (Abitibi-Témiscamingue)	Pabst, 2011
Modélisation des mélanges de DMA avec des eaux neutres afin d'évaluer l'évolution géochimique à l'équilibre	États-Unis (Californie)	Nordstrom, 2020
Prédiction de la qualité des eaux et effet de mélange avec le milieu récepteur	États-Unis (Alaska)	Maest et al., 2020

Les travaux de Ryskie (2023) ont notamment porté sur la prédiction de la qualité physicochimique de mélanges d'eaux au sein d'une mine d'or de l'Abitibi-Témiscamingue. Dans cette étude, des mélanges d'eaux ont été réalisées au laboratoire. Les échantillons ont ensuite été analysés pour les paramètres *in situ*, les ions majeurs, les éléments traces ainsi que les isotopes stables de l'eau ($\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$). Des analyses minéralogiques ont été effectuées sur les précipités issus de ces mélanges d'eaux. Les résultats de l'étude ont suggéré que la formation de minéraux secondaires tels que la schwertmannite, la goethite et la jarosite a un impact significatif sur l'évolution géochimique des concentrations des contaminants au sein des mélanges d'eaux réalisés. La précipitation des minéraux secondaires a été identifiée comme étant le principal processus favorisant l'immobilisation de certains éléments traces, d'arsenic (Ryskie, 2023).

2.6 Méthodes de contrôle du DMA

Lorsque les rejets miniers sont identifiés comme potentiellement générateurs de DMA, c'est-à-dire que les phénomènes d'oxydation des minéraux sulfureux dépassent ceux de neutralisation par les minéraux acidivores, il est essentiel de prendre des mesures afin de contrôler la migration de contaminants vers le milieu récepteur naturel. Les mesures visant à prévenir la production

de DMA consistent à éliminer ou à réduire à des niveaux très faibles, la présence d'air (ou d'oxygène), d'eau ou de sulfures. Comme ces trois éléments sont les composantes principales des réactions d'oxydation qui causent le DMA, en éliminant un ou plusieurs de ceux-ci, il est alors possible de réduire la production d'acide.

Les principales techniques utilisées au Québec pour le contrôle et la restauration de sites miniers générateurs de DMA incluent:

- Enlèvement des sulfures : l'enlèvement ou l'isolement des sulfures (désulfuration) implique la séparation des sulfures des résidus à l'aide de techniques minéralurgiques (flottation ou séparation gravimétrique). La désulfuration produit deux fractions distinctes, soit une fraction stérile désulfurée (qui serait non génératrice de DMA) et un concentré de sulfures (très générateur d'acide) (Bussière et al., 1995; 1998; Benzaazoua et al., 2000 ; Benzaazoua et Kongolo, 2003).
- Barrières à l'oxygène : cette méthode vise à couper le flux depuis l'air vers les résidus réactifs. On distingue trois types de recouvrement présentés comme suit (Bussière et al., 2017):
- Recouvrement en eau : une couverture en eau sur les résidus miniers permettrait de limiter l'apport d'oxygène vers les résidus sous-jacents. Les détails de cette méthode peuvent être trouvés dans (Awoh et al., 2020).
- Recouvrement monocouche avec nappe surélevée : vise à rehausser et contrôler le niveau phréatique afin d'augmenter le degré de saturation au sein des résidus réactifs pour maintenir en permanence les résidus miniers sulfureux saturés ou proche de la saturation (Demers et Pabst, 2020).
- Recouvrement multicouche de type CEBC (couverture avec effets de barrière capillaire) : vise à construire un recouvrement composé au moins de trois couches de granulométries différentes. L'un des critères qui permettent de déterminer si le recouvrement multicouche de type CEBC est performant est le degré de saturation d'oxygène dans la couche fine qui doit être compris entre 85% et 90% (Bussière et Guittonny, 2020).
- Barrière à l'eau (ou couverture à faible conductivité hydraulique saturée CFCHS): Consiste à contrôler l'infiltration de l'eau vers les rejets miniers afin d'inhiber les réactions qui conduisent à la formation du phénomène de DMA. Cette couverture peut être composés de 2 à 5 couches faites de sols à faible conductivité hydraulique ou de matériaux synthétiques peu perméables ($k_{sat} \leq 10^{-9}$ m/s). Ces barrières peuvent

s'avérer difficiles à construire avec des sols naturels. Il est possible de les remplacer par des matériaux synthétiques, comme géomembrane, géocomposite benthonitique (ou bien la combinaison de deux matériaux). Les rejets industriels, tels les résidus de l'industrie de pâte et papier, les boues de désencrage, et les enduits bitumineux peuvent être employés pour la construction d'une couverture de type barrière à l'eau. Les détails de cette méthode peuvent être trouvés dans Maqsoud et al., (2020).

CHAPITRE 3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES

La méthodologie générale de la présente étude se divise en quatre volets. Le premier volet consiste en la sélection des sites d'échantillonnage des eaux et des solides, ainsi qu'en l'acquisition des données de terrain lors des différentes campagnes d'échantillonnage. Le second volet présente les expériences de mélanges réalisées au laboratoire et les analyses chimiques des échantillons. Le troisième volet concerne les essais de lixiviation visant à évaluer le potentiel de contamination des solides. Enfin, le quatrième volet concerne la modélisation des mélanges d'eaux. La méthodologie générale du projet est illustrée à la figure 3.1.

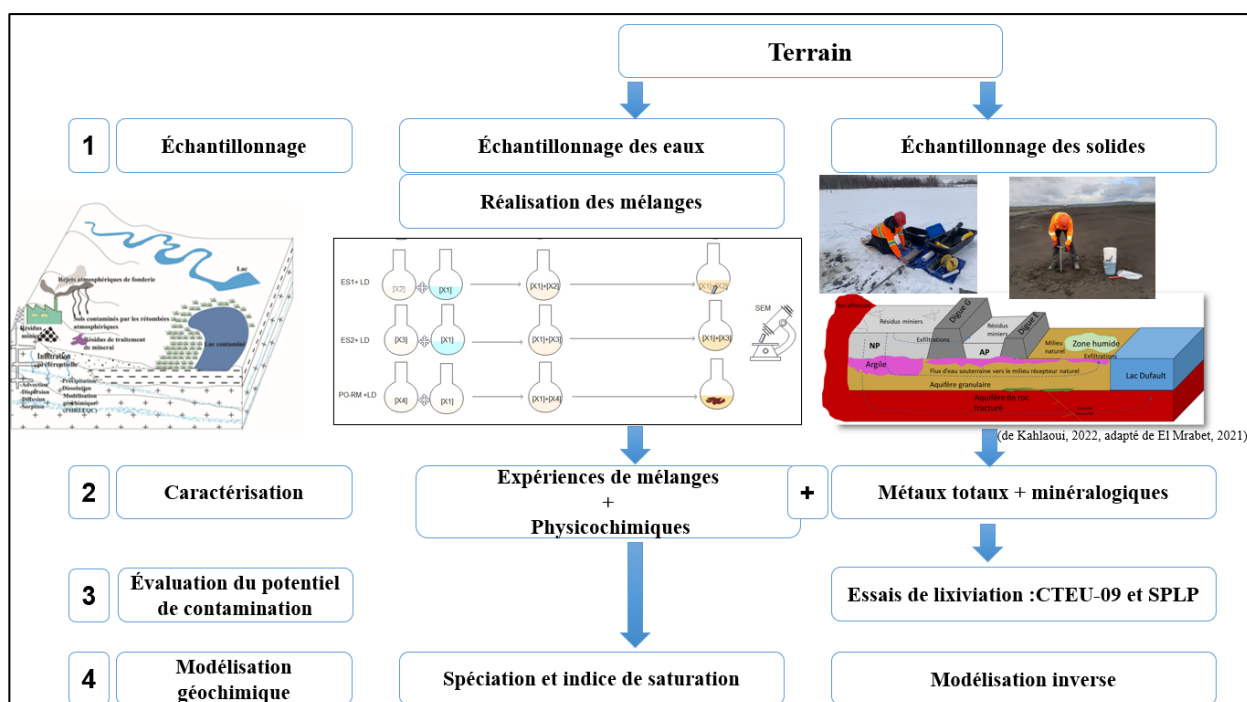


Figure 3.1 Méthodologie générale du projet en quatre volets

3.1 Présentation de la zone d'étude

3.1.1 Localisation géographique du site Quémont-2

La zone d'étude correspond au parc à résidus Quémont-2 de la compagnie minière Glencore Canada Corporation – Fonderie Horne (GCC-FH). Le site Quémont-2 est localisé au nord du lac Osisko et au sud-est du lac Dufault, à environ 3 km au nord de la Ville Rouyn-Noranda dans le nord-ouest du Québec (figure 3.2). Le lac Dufault constitue la principale prise d'eau de la Ville de Rouyn-Noranda.

La superficie du parc est estimée à 105 hectares. À partir de 1949, le parc recevait les premiers résidus sulfureux générateurs d'acidité, ceux-ci étaient issus d'activités minières (mines Horne, Quémont et Gallen) (WSP, 2019b). Ces résidus ont été recouverts par un mélange de résidus de scories et de boues de traitement en co-déposition non générateurs d'acide et qui retardent l'oxydation des résidus sous-jacents (WSP, 2019a).



Figure 3.2 Situation géographique du parc à résidus Quémont-2

3.1.2 Description des infrastructures de la zone d'étude

Le site Quémont-2 est composé (i) d'un parc à résidus actif, appelé nouveau parc (NP), (ii) d'un ancien parc (AP) (iii) ainsi qu'un ensemble de digues (A, AB, B, C, D, E, F, G, et H) et de digues de revanche au pourtour du parc à résidus, ainsi qu'un déversoir d'urgence (WSP, 2019a) (voir figure 3.3). Le site était délimité par les digues A, B, C, D, E et F jusqu'en 1995. Par la suite, la digue G a été construite directement sur les résidus miniers. Cette dernière ne comporte pas de noyau d'argile, favorisant une connexion hydraulique entre l'ancien parc et le nouveau parc (WSP, 2019a).

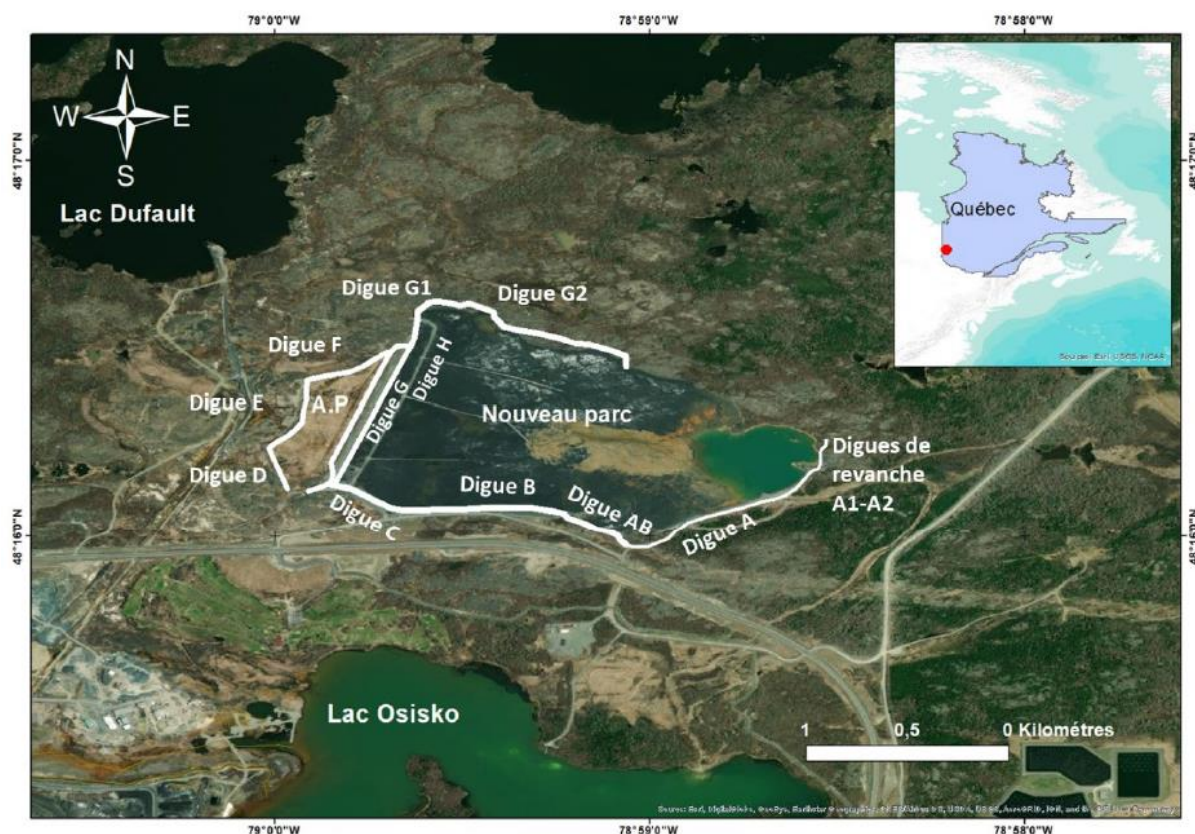


Figure 3.3 Localisation des digues du site Quémont-2 (de Kahlaoui, 2022, adaptée de El Mrabet, 2021)

3.1.3 Cadre géologique et structural du secteur d'étude

Selon la cartographie du Système d'information géo-minièrre du Québec (SIGEOM) du MRNF (2022), le socle rocheux du secteur fait partie de la province géologique du Supérieur et la sous-province géologique de l'Abitibi, dans la région du Bouclier canadien. La roche encaissante appartient aux Groupes du Blake River de la Formation Noranda. Elle est composée de roches volcanoclastiques felsiques, de rhyolites et de dacites. La zone d'étude est un complexe de volcanites mafiques à felsiques (complexe volcanique bimodale) d'âge archéen (MRNF, 2022) recoupé par un réseau de dykes à minéralisation sulfurée.

Les dépôts organiques de surface dans le secteur à l'étude ont été mis en place lors du dernier cycle de glaciation-déglaciation. Les dépôts les plus abondants dans la zone d'étude sont des sédiments glaciolacustres d'eau profonde à grains fins glaciolacustres mis en place dans le lac proglaciaire Barlow-Ojibway (Cloutier et al., 2015; MRNF, 2022).

Plusieurs failles régionales de direction NW-SE et NE-SW sont présentes sur le site, dont la faille South-Bay d'orientation NE-SW qui traverse la zone nord-ouest du parc à résidus, alors qu'une

autre faille de même direction recoupe la zone sud-est du parc à résidus (SIGEOM, 2022). La figure 3.4 présente la carte géologique et la position des failles de la zone d'étude (adaptée à partir des données de SIGEOM, 2022).

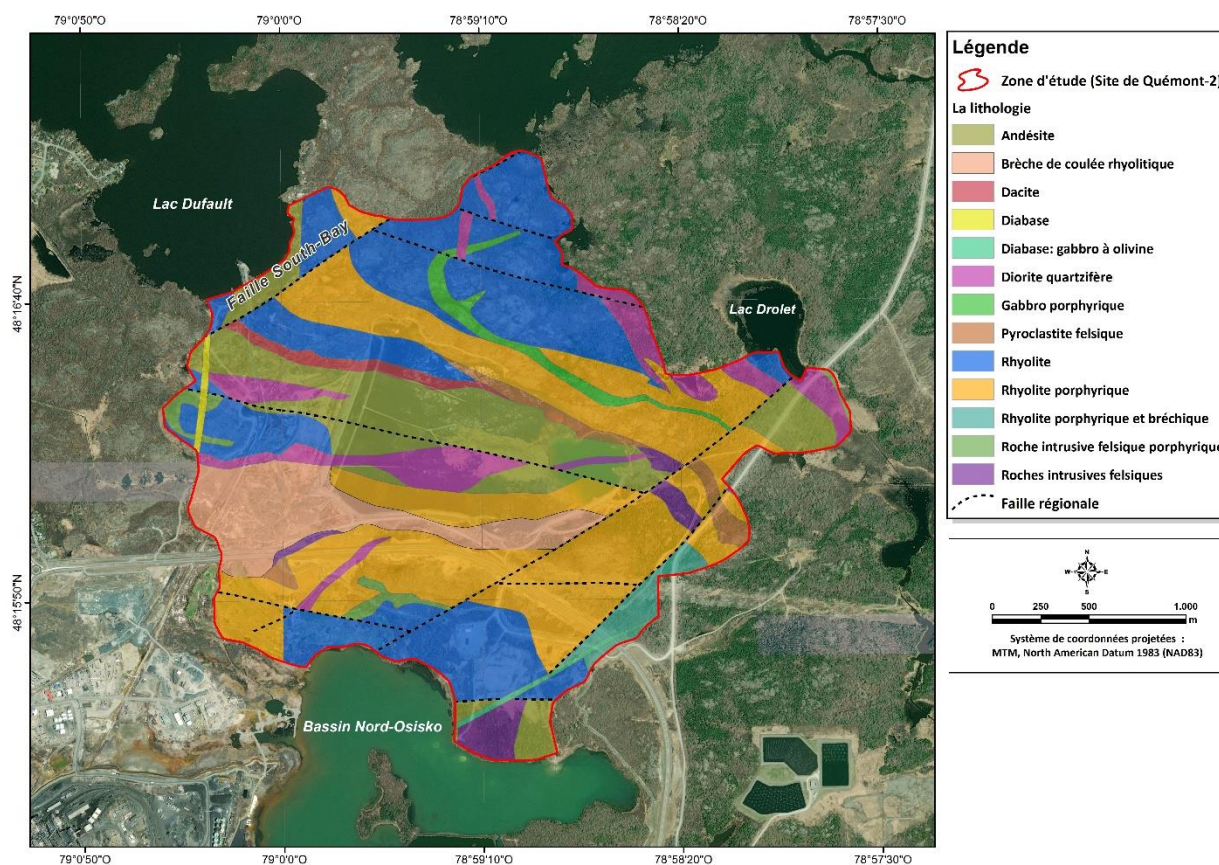


Figure 3.4 Carte géologique de la zone d'étude (adaptée de SIGEOM, 2022)

3.1.4 Cadre hydrologique de la zone d'étude

Selon la carte topographique (RNCAN, 2022) et les travaux de Cloutier et al. (2015), plusieurs cours d'eau sont présents dans le secteur. Trois principaux lacs sont observés à proximité du parc Quémont-2, soit le lac Dufault au nord-est, le lac Osisko au sud et le lac Drolet à l'est. Les eaux de précipitations s'écoulent dans des chemins préférentiels selon les crêtes qui ceignent le nouveau parc en direction du bassin de polissage localisé à plus basse altitude, à l'est du site. Les précipitations sont aussi susceptibles de s'infiltrer directement dans les résidus étant donné l'absence de surfaces imperméables sur le site. Des ruisseaux acheminent l'eau de ruissellement vers les lacs situés à proximité du site. La figure 3.5 illustre le réseau hydrographique et les différents ruisseaux de la zone d'étude.

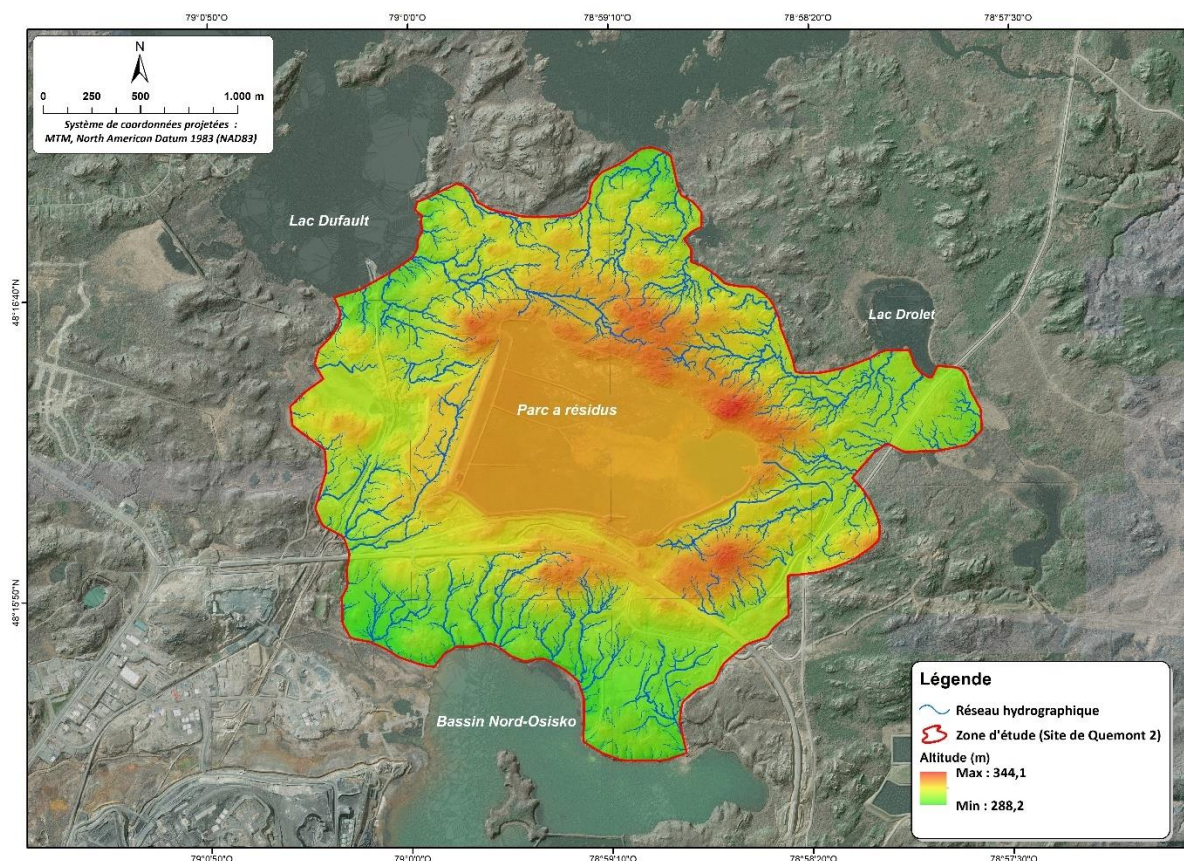


Figure 3.5 Réseau hydrographique local du secteur d'étude

3.1.5 Cadre hydrogéologique

Dans la région d'étude, les travaux de WSP (2019a) ont identifié six unités hydrogéologiques qui sont caractérisées par des paramètres géologiques et physiques différents. Le contexte hydrogéologique locale du parc à résidus Quémont-2 est ainsi caractérisé par un socle rocheux fracturé recouvert par des dépôts meubles d'origine glaciolacustre tel que décrit dans la section précédente. Le modèle conceptuel de la figure 3.6, de Kahlaoui (2022), adapté de El Mrabet (2021), présente les différentes unités hydrogéologiques identifiées sur le site d'étude. Deux unités hydro-stratigraphiques anthropiques sont présentes au parc Quémont-2, soit :

- (i) l'unité de digues où on retrouve des remblais perméables et un noyau argileux ;
- (ii) l'unité de résidus miniers résultant de l'accumulation des déchets miniers qui ont été recouvert par un mélange de scorie et de boue de traitement d'acide faible. Il est situé dans le nouveau parc à résidus, qui est composé principalement de matériaux silteux. Par ailleurs, les résidus de l'ancien parc sont situés en dessous d'une couche argileuse caractérisée par une épaisseur qui varie de 0 à 60 cm.

- La figure 3.6 présente un modèle conceptuel de différentes unités hydrogéologiques identifiées dans la zone d'étude.

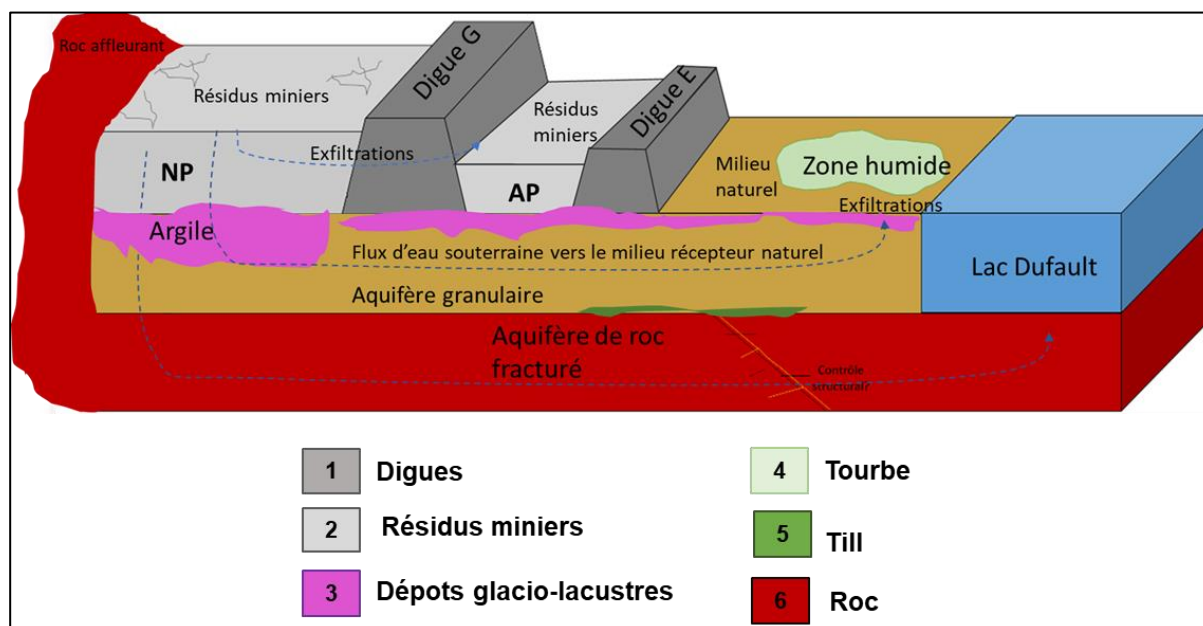


Figure 3.6 Modèle conceptuel de la zone d'étude (de Kahlaoui, 2022, adapté de El Mrabet, 2021)

3.1.6 Cadre hydrogéochimique

Les travaux de Kahlaoui (2022) ont permis de documenter les interactions hydrogéochimiques entre le parc à résidus Quémont-2, les eaux souterraines et les eaux de surface en aval du parc et d'évaluer les processus hydrogéochimiques contribuant au transport de masse depuis le parc à résidus Quémont-2 jusqu'aux aquifères environnants. Les résultats de ces travaux suggèrent trois groupes d'eau dans le secteur d'étude selon leur degré de contamination :

- Le premier groupe est impacté par des sources anthropiques, dont la contamination des eaux souterraines résultant de l'écoulement des eaux issues des résidus miniers vers le roc fracturé, à travers les secteurs où la couche d'argile est absente sous les résidus. Les eaux de surface appartenant à ce groupe sont situées sur l'ancien parc et en périphérie du parc, elles proviennent notamment de la résurgence des eaux souterraines contaminées en surface à travers les pieds des digues.
- Le deuxième groupe est caractérisé par un degré de contamination faible ou moyen, indiquant une contamination potentielle par les eaux provenant des résidus miniers.

- Le troisième groupe, caractérisé par une composition chimique principalement contrôlée par des sources géogéniques, n'est pas significativement influencé par une contamination anthropique.

Dans les échantillons prélevés sur le site d'étude, les concentrations en éléments majeurs et traces montrent des dépassements des critères de qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine. Les concentrations de certains éléments en traces dans les eaux souterraines, notamment Al, As, Cd, Cu et Mn, sont élevées par rapport aux concentrations trouvées dans les eaux de surface.

Les eaux souterraines et les eaux de surface échantillonnées présentent quatre faciès géochimiques différents : (1) des eaux de type bicarbonaté calcique et magnésienne (Ca-Mg-HCO₃), (2) des eaux de type sulfaté calcique (Ca-SO₄), (3) des eaux de type sulfaté sodique (Na-SO₄), et (4) les faciès mixtes (ces faciès géochimiques présentent un type Ca-Mixte anions et un type Mixte cations-SO₄) (figure 3.7).

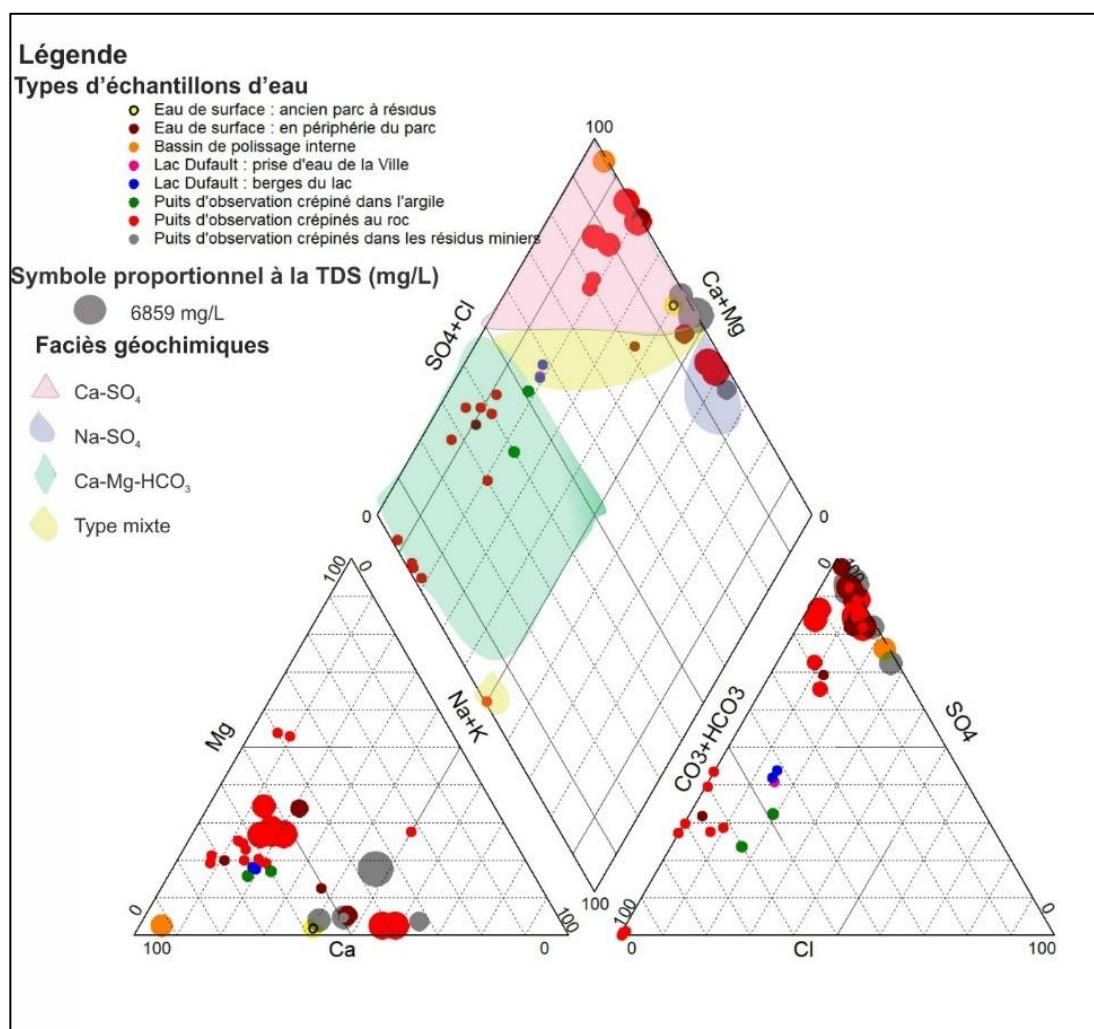


Figure 3.7 Diagramme de Piper des échantillons prélevés en 2019 et 2020 (Kahlaoui, 2022)

3.1.7 Contamination des sédiments de lacs

Plusieurs études ont été réalisées afin d'évaluer le degré de la contamination des sédiments du lac Dufault. Arafat (1985) a traité de la pollution atmosphérique liée à la présence de poussières volantes, incluant la pollution au voisinage de la Fonderie Horne. Couillard et al. (2004) ont confirmé que les concentrations élevées de Zn, Cd, Cu, Pb, et de Fe étaient dues aux émissions atmosphériques issues de la Fonderie Horne. En périphérie du parc à résidus, le lac Osisko et le lac Dufault ont montré une acidité importante (LA, 2002). Les travaux de Dixit et al. (2007) ont fait des suivis de pH pour des lacs de kettle à proximité de la zone d'étude. Les résultats de ces travaux révèlent que la région a reçu une augmentation des polluants atmosphériques de la Fonderie Horne.

Dix lacs situés au voisinage de la Ville de Rouyn-Noranda ont été étudiés afin de déterminer la qualité des sédiments à partir des mesures de bioaccumulation des métaux dans l'espèce *Hyaella azteca* (Borgman et al., 2004). Les travaux de cette étude ont identifié le Cd, avec une contribution mineure du Cu, comme étant les métaux générant le plus de toxicité des sédiments. Cette dernière a été observée particulièrement dans les sédiments du lac Dufault, le lac étudié le plus proche de la Fonderie Horne. Des concentrations élevées de plusieurs contaminants, notamment le Cd, Cu, Pb et le Zn, ont été identifiées également dans les sédiments des lacs Dufault et Duprat situés près de Rouyn-Noranda. Des études similaires ont affirmé que la contamination des sédiments a été observée au lac Dufault, où les teneurs élevées de Cu et de Zn dépassent 10 ppm. Cette contamination peut impacter les taxons planctoniques présents au sein du lac (Cattaneo et al., 2008). Dans le but de créer un profil historique des contaminants par les activités minières passées (moins de 70 ans), les travaux de Couillard et al. (2004) ont montré des profils de métaux dans les sédiments du lac Dufault. Ces sédiments ont conservé les signatures allant du début des activités minières en 1926, jusqu'au DMA qui a été déterminé à travers les anomalies dans le profil sédimentaire de ^{214}Pb (Couillard et al., 2004). Par la suite, une étude de Nowierski et al. (2006) a été faite afin de déterminer les changements dans la distribution, la biodisponibilité et la toxicité des contaminants en fonction de la profondeur de sédiments. Cette étude a caractérisé les couches de surface des sédiments, démontrant un enrichissement en Pb, Cd et Cu, tandis que les couches plus profondes présentaient de faibles concentrations en ces éléments. Par la suite, des suivis de datation des sédiments et les profils de métaux le long des carottes ont été réalisés et détaillés par Couillard et al. (2008). Cette étude a révélé une signature isotopique du Pb qui peut être attribuée à la présence des minéraux sulfurés dans la zone d'étude et au Pb émis par la Fonderie Horne. Les travaux de Gallon (2005) ont

montré que le plomb qui provient de la fonderie représentait 89%, 88% et 5-34% de Pb total anthropique accumulé dans les sédiments des lacs situés à 10, 25 et 150 km de la fonderie. Les travaux de Borgmann et al. (2001) ont caractérisé les contaminants présents dans des carottes de sédiments prélevées au sein d'un lac affecté par l'exploitation minière du Ni à Sudbury, Ontario. Ces travaux ont démontré des concentrations élevées en Cd, Co, Cu et Ni. Ces teneurs élevées peuvent être dues aux émissions atmosphériques issues par les activités minières.

3.2 Sélection des sites et méthodologie d'échantillonnage

Des échantillons solides (sédiments du lac Dufault et du milieu naturel ; résidus miniers) et des échantillons d'eaux de surface (en aval de l'ancien parc et lac Dufault) et d'eau souterraine ont été prélevés. Des mesures physicochimiques in situ ont été réalisées sur le terrain et des analyses chimiques ont été réalisées en laboratoire, sur des échantillons de terrain et des mélanges d'eaux.

3.2.1 Échantillonnage des solides

Six échantillons de solides ont été prélevés en utilisant une tarière manuelle sur le parc à résidus Quémont-2 et en périphérie de ce dernier à l'automne 2022, incluant un échantillon de l'ancien parc (R1-AP1-22), deux échantillons du nouveau parc (R2-NP1-22 et R3-NP2-22) et trois échantillons en milieu naturel (S3-MN2-22, S4-MN1-22 et S5-ZH-22). Deux échantillons de sédiments lacustres ont aussi été prélevés durant l'hiver 2022 sous la glace du lac Dufault (S1-LD-22 et S2-LD-22) à l'aide d'un *carottier russe* (l'annexe A présente plus en détails l'équipement de carottage du *carottier russe*). En effet Les échantillons de solides ont été placés dans des sacs de plastique transparents rigides, hermétiquement fermés et gardés dans des pots de verre préalablement préparés par le laboratoire responsable des analyses chimiques. Les échantillons ont été conservés au frais dans une glacière jusqu'à leur acheminement au laboratoire. Les figures 3.8 et 3.9 présentent la position des sites de prélèvement des échantillons ainsi que les travaux d'échantillonnage de l'hiver et automne 2022.



Figure 3.8 Emplacement des huit échantillons de solides prélevés au site Quémont-2

Selon le contexte hydrogéologique de site à l'étude, les sites d'échantillonnage présentés au tableau 3.1 ont été choisis en fonction de contraintes liées à l'accessibilité et pour maximiser leur représentativité pour la documentation des caractéristiques chimiques et minéralogiques des solides. Les cibles retenues permettent une couverture spatiale allant de l'amont de la zone d'étude jusqu'au lac Dufault, en passant par l'ancien parc et le milieu naturel.

Tableau 3.1 Stations d'échantillonnage, avec leurs caractéristiques et coordonnées géographiques

Stations		Critères de sélection des sites d'échantillonnage	Profondeur de l'échantillon (en cm)	Coordonnées Géographique
Nouveau parc	R3-NP2-22	Situé dans le nouveau parc dans une zone d'anomalie identifiée par El Mrabet (2021)	40	48°16'20.36"N 78°59'31.87"O
	R2-NP1-22	Localisé en aval du nouveau parc	45	48°16'20.36"N 78°59'31.87"O
Ancien parc	R1-AP1-22	Situé dans l'ancien parc, à proximité de la digue F	102	48°16'21.98"N 78°59'48.51"O
Milieu naturel	S5-ZH-22	Situé dans une zone d'anomalie identifiée par El Mrabet (2021). Cette station est localisée en aval de la digue F dans un milieu humide.	45	48°16'27.65"N 78°59'53.74"O
	S4-MN1-22	Situé dans une zone d'exfiltration d'eaux et à proximité des affluents (exfiltration d'eaux contaminées issues du parc Quémont-2)	30	48°16'21.01"N 79° 0'2.43"O
	S3-MN2-22	Situé à proximité de la faille South Bay, une zone d'anomalie identifiée par El Mrabet (2021) avec exfiltration d'eaux vers le lac Dufault	53	48°16'39.42"N 79° 0'10.58"O
Lac Dufault	S2-LD-22	Situé dans le lac Dufault, à gauche de la station de pompage des eaux potable 1,5 m épaisseur de la tranche d'eau; 2,1 m profondeur de l'échantillon à partir de fond du lac	360	48°16'42.35"N 79° 0'13.38"O
	S1-LD-22	Situé dans le lac Dufault, à droite de la station de pompage des eaux potable 1,1 m épaisseur de la tranche d'eau; 2,9 m profondeur de l'échantillon à partir de fond du lac	400	48°16'49.43"N 78°59'58.40"O

Hiver 2022			
	Prélèvement d'un échantillon de sédiment du lac Dufault à l'aide du carottier	Contenu de la carotte	Identification de l'échantillon prélevé et son emballage
Automne 2022			
	Réalisation du trou pour l'échantillonnage des résidus dans le nouveau parc avec la tarière manuelle	Trou d'échantillonnage dans les résidus	Échantillonnage à l'aide d'une truelle

Figure 3.9 Échantillonnage des sédiments au lac Default (hiver 2022) et dans le nouveau parc à résidu (automne 2022)

3.2.2 Analyses des solides

Les analyses physicochimiques ont été effectuées au laboratoire AGAT, un laboratoire accrédité par le CEAEQ pour les paramètres analytiques sélectionnés. Les méthodes d'analyse des différents paramètres sont présentées au tableau 3.2.

Tableau 3.2 Paramètres et méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des solides du site Quémont-2

Paramètres	Méthode d'analyse AGATLab/ Référence
Métaux ultra-traces	ICP-MS
Sulfure Total	LECO
Sulfate	ICP-OES/ MEND Report 1.20.1 (09) mod from SM 4500-SO4 E
pH de pâte	PH METER / Sobek A.A et al: Report EPA-600/2-78-054 (1978)
Test de Fizz	PH METER /MEND Project 1.16.1b (sec. 6.2.3) (March 1991)
Carbone Total	LECO /ASTM E1915; ASTM E1019; ASTM D5373
Analyse CTEU-9	ICP-MS/ MA. 100-Lix.com.1.1, CTEU-9
Analyse SPLP	ICP-MS/ MA. 100-Lix.com.1.1, SPLP

3.2.3 Essais de prédiction du potentiel de lixiviation

Selon le guide de caractérisation des résidus miniers et du minéral (MELCC, 2020), la prédiction du potentiel de lixiviation constitue une étape primordiale d'une étude de caractérisation. Ces essais ont deux principaux objectifs, soit :

- la classification des matériaux en fonction du potentiel de lixiviation des contaminants;
- la prédiction de la qualité des eaux de drainage à court et à long terme.

Selon le guide, la prédiction du potentiel de lixiviation doit être réalisée lorsque les résultats des analyses chimiques des solides dépassent les teneurs de fonds naturelles ou les critères « A » du Guide d'intervention, tout en présentant un contenu en soufre présumé inférieur à 5 %. Les

essais permettent de tester le potentiel de lixiviation des contaminants dans les conditions de pH différentes, soit faiblement acide (essais SPLP) et neutre (essais CTEU-9).

Le but des essais de lixiviation est de comparer la composition des lixiviats avec les critères de Résurgence dans les eaux de surface (RES) du Guide d'intervention pour identifier les contaminants qui pourraient être mobiles selon les différentes conditions et qui pourraient causer des effets néfastes sur le milieu récepteur. Les concentrations naturelles de fond n des eaux souterraines et les critères de qualité des eaux souterraines du guide d'intervention sont utilisés comme valeurs seuils (MELCC, 2020).

3.2.4 Essais de prédiction du potentiel de génération d'acide (PGA)

Dans une étude de caractérisation des résidus miniers, il est important de prédire la qualité du drainage qui sera produit lorsque les rejets seront exposés à l'eau. Pour ce faire, des méthodes exigées par le ministère telles que l'essai statique chimique réalisé selon la méthode validée par le CEAEQ pour le domaine d'accréditations correspondant, la méthode de Sobek (1978) modifiée par Lawrence et Scheske (1997), ou la méthode d'acide-base Accounting (ABA) peuvent être employées. Cette dernière permet d'établir le potentiel d'un échantillon pour la génération ou la neutralisation d'acide. Il s'agit en fait de produire un bilan chimique entre les minéraux producteurs d'acide (appelé potentiel d'acidification (PA) qui est relié principalement aux minéraux sulfureux) et les minéraux neutralisants qui sont reliés aux minéraux carbonatés et à certains silicates (appelé pouvoir de neutralisation (PN))(comme recommandé par le guide caractérisation des résidus miniers et du minerai (MELCC, 2020)).

La méthode ABA a été utilisée dans le présent projet afin de déterminer le potentiel net de neutralisation (PNN) qui est déduit par la différence entre le potentiel de neutralisation (PN) et le potentiel d'acidification (PA), ainsi que le rapport PN/PA. Ces deux derniers paramètres sont déterminés respectivement grâce à la quantification des minéraux neutralisants et du soufre. Les valeurs de ces paramètres sont exprimées en kilogramme de CaCO_3 par tonne de substrat sec. Le calcul du PNN est donné par la formule suivante (MELCC, 2020) :

$$\text{PNN (Kg CaCO}_3\text{/t)} = \text{PN} - \text{PA}$$

$$\text{Ratio} = \text{PN} / \text{PA}$$

PA :

Le potentiel générateur d'acide correspond à la consommation du soufre sulfure disponible en régénérant l'acide sulfurique, et est donné par la relation suivante :

$$PA \text{ (Kg CaCO}_3\text{/t)} = 31,25 \times \%S_{\text{sulfure}}$$

Le calcul du PA considère que les sulfures vont se comporter comme la pyrite.

PN :

Le PN carbonates est calculé à partir d'une analyse de carbonates (ou de carbone) en faisant l'hypothèse que tous les carbonates réagissent comme la calcite.

$$PN \text{ (Kg CaCO}_3\text{/t)} = 83,3 \times \%C$$

La figure 3.10 résume de façon schématique la méthodologie de caractérisation et les analyses menées sur les solides échantillonnés.

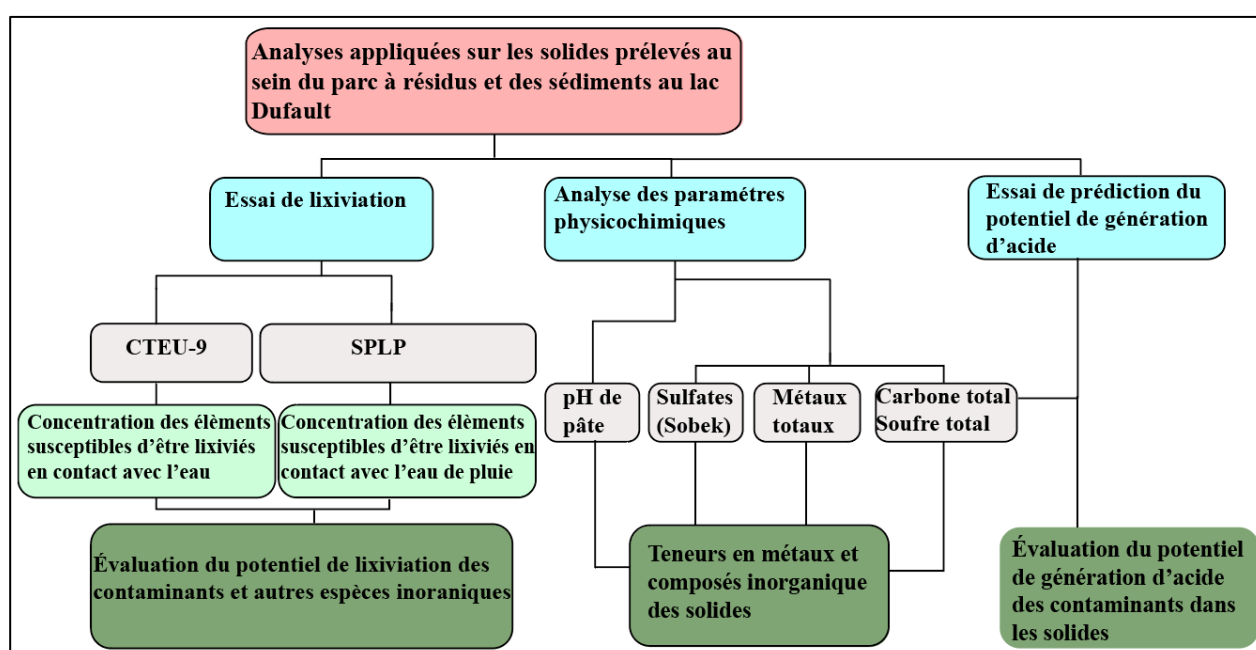


Figure 3.10 Méthodologie de caractérisation et d'analyses menées sur les solides

Les essais de lixiviation ont été réalisés au laboratoire AGAT. Les délais de conservation et les modes de transport des échantillons ont respecté les normes prescrites par le MDDEP (2008).

3.2.5 Échantillonnage et analyse des eaux souterraines et de surface

Ce projet de recherche sur le site Quémont-2 est en continuité des travaux de Kahlaoui (2022). Dans le cadre de ses travaux, Kahlaoui (2022) a réalisé des travaux de terrain sur le site Quémont-2 (octobre et novembre 2019, août et septembre 2020) afin de prélever des échantillons d'eau de surface (9 échantillons prélevés en périphérie du parc) et d'eau souterraine (14 échantillons prélevés à partir des puits d'observation installés sur le parc et en périphérie de celui-ci). Le prélèvement, les manipulations et la conservation des échantillons ont été

effectués conformément aux guides d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales (MDDEP, 2008) et pour l'échantillonnage des eaux souterraines (MDDEP, 2011). Ces échantillons ont été analysés pour les éléments majeurs et les éléments traces au sein de laboratoires accrédités par le MELCCFP. Les isotopes stables de l'eau ($\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$), du chlore ($\delta^{37}\text{Cl}$) et du brome ($\delta^{81}\text{Br}$) ont été analysés au Laboratoire Environnemental Isotope Laboratory (EIL) de l'Université de Waterloo. Les résultats des analyses réalisées dans le cadre des travaux de Kahlaoui (2022) sont utilisés dans le cadre de ce projet afin d'évaluer les interactions et les processus hydrogéochimiques entre les solides et les eaux de surface et souterraines au sein du parc à résidus Quémont-2. La figure 3.11 présente la localisation des échantillons prélevés par Kahlaoui (2022) sur le parc à résidus et au voisinage de ce dernier.

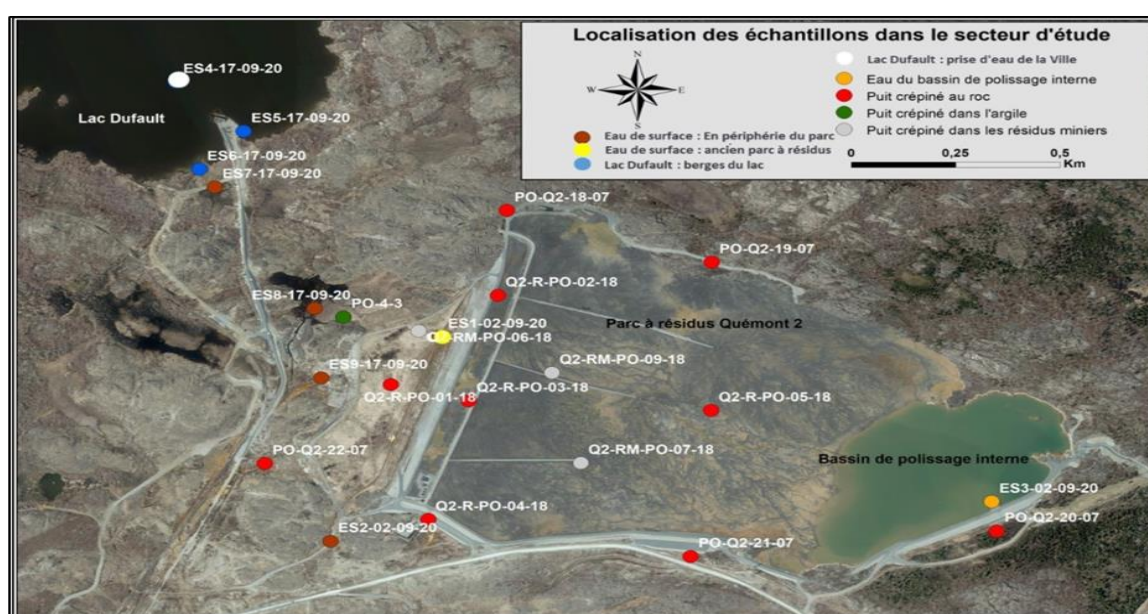


Figure 3.11 Localisation des échantillons prélevés par Kahlaoui (2022)

3.2.6 Échantillonnage des eaux, analyses et expériences de mélanges en laboratoire

Cette section présente la méthodologie adoptée pour la réalisation des mélanges à partir des échantillons d'eaux de surface et d'eaux souterraines prélevés sur le site du parc à résidus Quémont-2 à l'automne 2022. La figure 3.12 résume la méthodologie de caractérisation des mélanges.

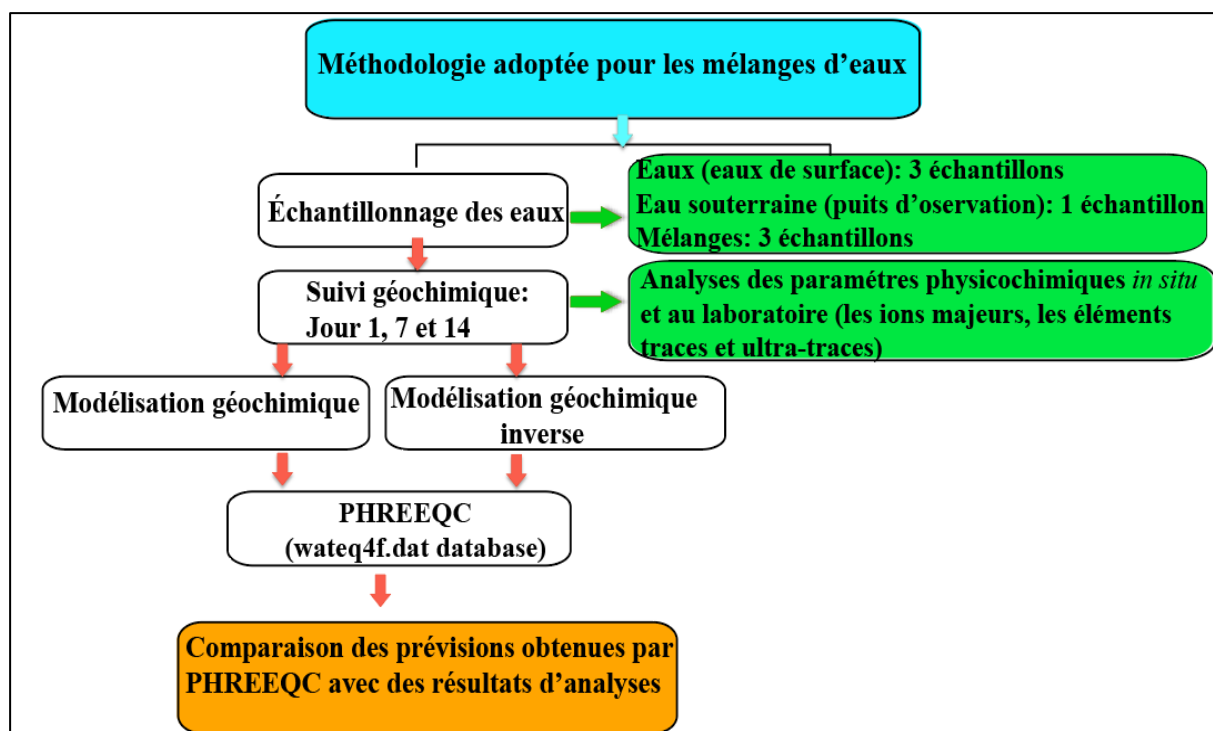


Figure 3.12 Méthodologie adoptée pour les mélanges d’eaux au sein du parc Quémont-2

Quatre sites d’échantillonnage ont été sélectionnés pour suivre l’évolution physico-chimique de l’eau depuis l’amont du parc à résidus jusqu’au lac Dufault, incluant des zones d’exfiltration observées entre le parc à résidus et le lac du Dufault. Un échantillon d’eau du lac Dufault (Q2-LD-22) et deux échantillons d’eaux d’exfiltration (Q2-ES1-22 et Q2-ES2-22) localisés en milieu naturel ont ainsi été prélevés en utilisant une perche d’échantillonnage munie d’une bouteille HDPE de 1L (figure 3.13). Un échantillon d’eau souterraine a été prélevé dans un puits d’observation (Q2-PO-RM-22) crépiné dans les résidus du nouveau parc à une profondeur de 12,8 m. Ce dernier a été prélevé après avoir purgé le puit à l’aide d’une pompe Hydrolift II (Waterra) branchée à une génératrice (méthode de purge à faible débit). Pour ces quatre sites échantillonnés, les paramètres physicochimiques (pH, température, oxygène dissous, CE et POR) ont été mesurés *in situ* en utilisant une sonde multi-paramètres YSI 556 Professional Plus.

Les échantillons destinés aux analyses des éléments dissous ont été filtrés sur le terrain à 0.45µm, puis soumis au laboratoire Bureau Veritas (Lab BV) pour analyse des ions majeurs (Ca, Mg, Na, K, Cl, F, SO₄, NO₃), des éléments traces et ultra-traces (Al, Sb, Ag, As, Ba, Be, B, Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Se, Si, Sr, Ti, U, V, Zn), du carbone organique dissous (COD) et du carbone inorganique dissous (CID). Des échantillons excédentaires de chacun des sites ont été gardés au laboratoire sous une hotte, au sein de chaudières de 8 litres, pour être filtrés et réanalysés après 7 et 14 jours de suivi (figure 3.15).

Des mélanges d'eaux ont été réalisés sur le terrain (figure 3.14) avec des proportions égales (50%-50%) entre deux échantillons, selon les scénarios suivants:

- Mélange 1 (Q2-M1-22) : mélange entre l'échantillon du lac Dufault (LD) et l'eau d'exfiltration 1(ES1)
- Mélange 2 (Q2-M2-22) : mélange entre l'échantillon lac Dufault (LD) et l'eau d'exfiltration 2 (ES2)
- Mélange 3 (Q2-M3-22) : mélange entre l'échantillon lac Dufault (LD) et le puits d'observation situé dans les résidus miniers du parc (Q2-PO-RM-22)

Les mélanges indiqués ci-dessus ont été réalisés afin de produire des données visant à mieux comprendre les effets des mélanges sur la composition chimique des eaux et la précipitation de phases secondaires.

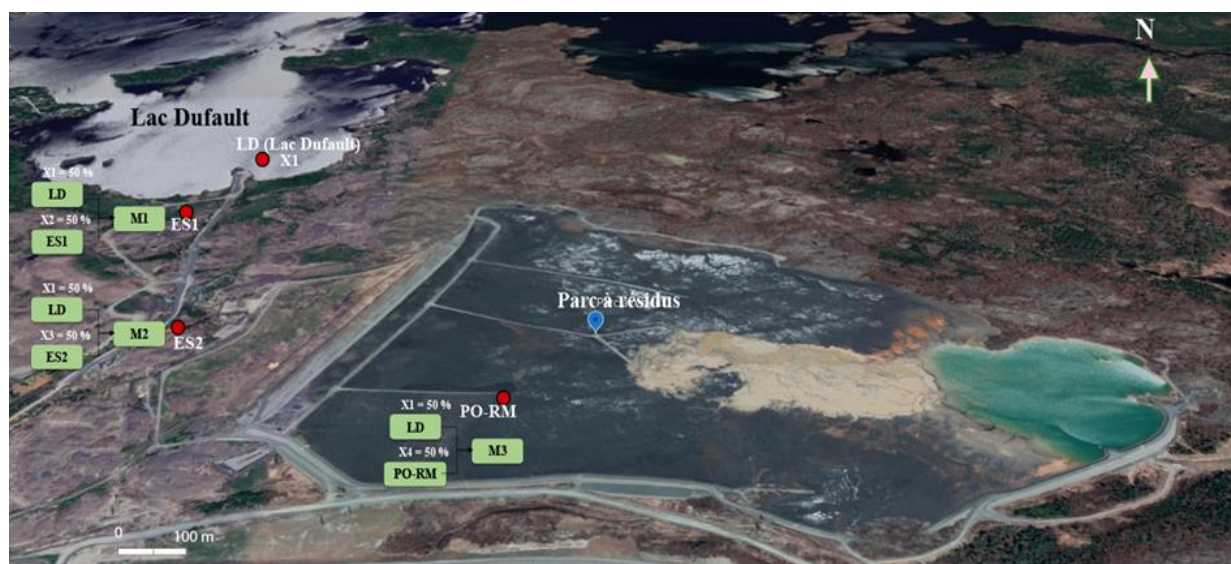


Figure 3.13 Carte de localisation des échantillons prélevés et les mélanges réalisés sur le terrain



Figure 3.14 Réalisation de mélanges sur le terrain à l'aide d'une perche d'échantillonnage munie d'une bouteille de 1 L HDPE et d'une éprouvette graduée d'un litre (2022-11-23)

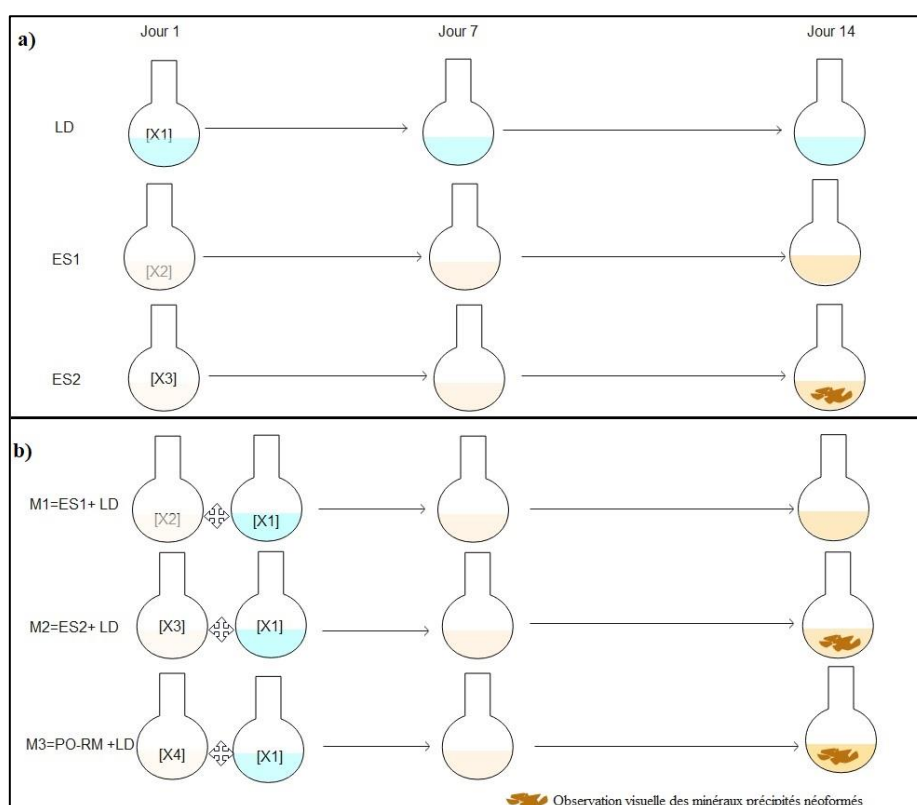


Figure 3.15 Schéma illustrant les échantillons et les mélanges d'eau qui ont été réalisés sur le terrain et leur période de suivi: (a) les eaux de surface non mélangées et (b) les mélanges d'eau de la zone d'étude

Le tableau 3.3 présente les paramètres et les méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des échantillons et des mélanges d'eaux réalisés sur le site d'étude. Ces échantillons et ces mélanges ont été filtrés avec une cartouche haute capacité *FHT* (0,45µm).

Tableau 3.3 Paramètres et méthodes d'analyses pour le suivi géochimique des échantillons et des mélanges d'eau réalisés au site Quémont-2

Paramètres	Agent de conservation	Méthode d'analyse LabBV/Référence
Alcalinité totale (pH 4.5)	Aucun	STL SOP-00038/SM 23 2320-B m
Anions	Aucun	STL SOP-00014/MA.300-Ions 1.3 R6 m
Carbone dissous	Aucun	STL SOP-00243/SM 23 5310-B m
Carbone inorganique dissous		
Carbone organique dissous		
Fluorures	Aucun	STL SOP-00038/SM 23 4500-F m
Métaux traces dissous (ICP-MS)	Acide nitrique (HNO ₃)	STL SOP-00006/MA203-Mét Tr1.1 R1m
Azote ammoniacal	H ₂ SO ₄	STL SOP-00040/MA.300-N 2.0 R2 m
Phosphore total	Aucun	QUE SOP-00132/MA.200-Mét.1.2 R7 m

3.2.7 Échantillonnage et analyse des minéraux néoformés

Après le jour 14, les minéraux secondaires néoformés/précipités dans les chaudières employées pour les expériences de mélanges ont été récoltés par filtration sous vide en utilisant un système de six filtres de la membrane hydrophobique PTFE de 0,45 µm de porosité. Les étapes suivies pour la récolte des minéraux néoformés sont résumées ci-dessous:

- Préparation des filtres : les filtres sont séchés pendant 10 h à 60 °C, pesés et stockés dans des boîtes de pétri de 150 mm de diamètre en polystyrène transparent pour éviter toute contamination de la surface du filtre.
- Préparation du système de filtration sous vide : pour chaque récolte de minéraux néoformés, le matériel du système de filtration a été rincé avec l'eau de mélange échantillonnée afin de limiter les risques de contamination croisée entre les mélanges.
- Prélèvement des solides : le tubage a été immergée dans les chaudières de mélanges afin de récupérer les dépôts ocre du fond des chaudières. La pompe est attachée avec une aspiration de flacon à l'aide d'un tubage.
- Récolte des solides : après la collecte de solides néoformés sur les filtres, ces derniers sont mis dans les plateaux en aluminium et séchés de nouveau pendant 10 h à 60 °C. Les filtres ont ensuite été stockés dans des boîtes de pétries de 150 mm de diamètre en polystyrène transparent pour éviter toute altération de la surface du filtre et les garder à l'abri d'humidité.

La figure 3.16 résume de façon schématique la méthodologie adoptée pour la récolte des minéraux précipités néoformés issus des échantillons et des mélanges d'eaux du site du parc à résidus.

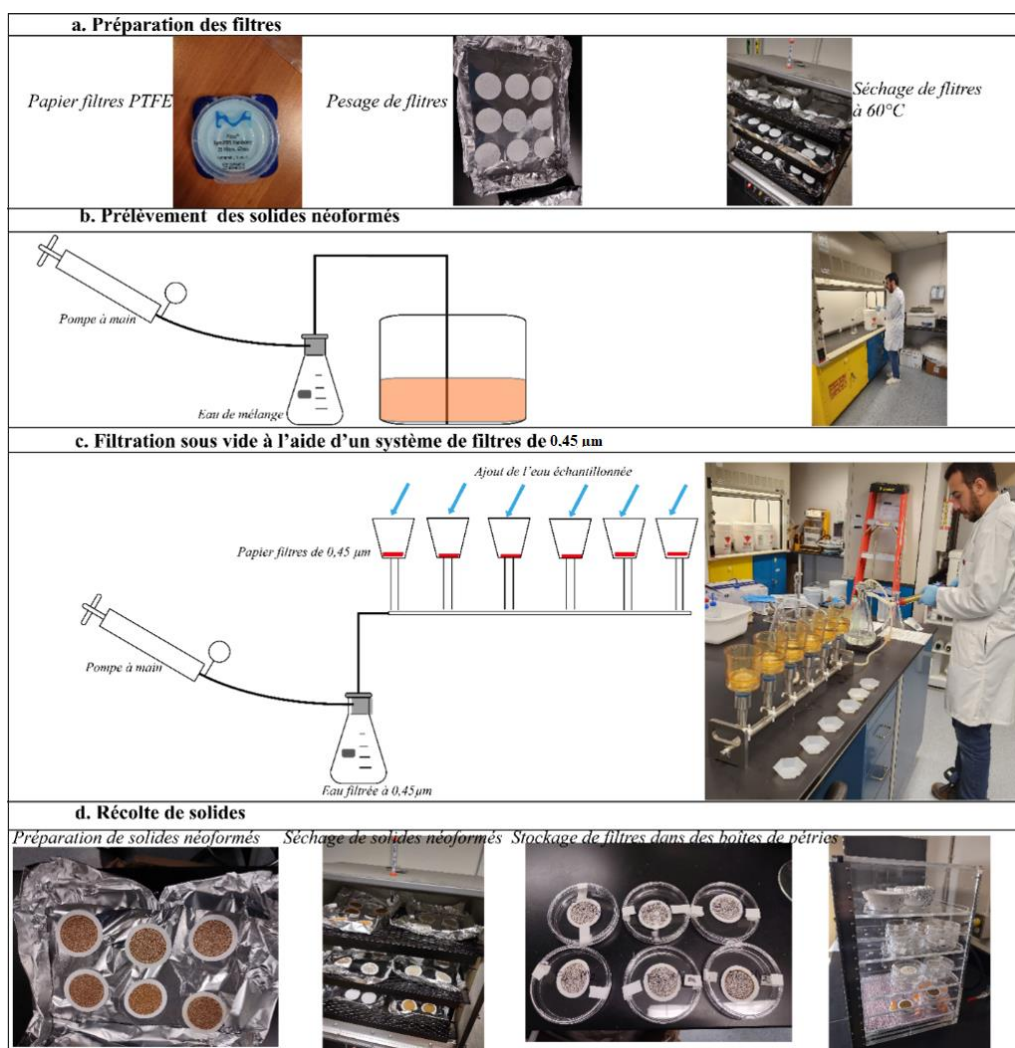


Figure 3.16 Étapes suivies pour la récolte des minéraux néoformés

Les solides récupérés ont été envoyés au laboratoire AGAT pour des analyses chimiques par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS), une digestion totale a été effectuée $\text{HNO}_3/\text{Br}_2/\text{HF}/\text{HCl}$ pour tous les solides récoltés afin d'identifier la composition chimique des minéraux néoformés.

3.3 Critères de comparaison

3.3.1 Critères de comparaison pour les matériaux miniers

Les résultats des analyses chimiques, de lixiviation et de PGA des solides ont été comparés et interprétés en fonction des critères du Guide de caractérisation des résidus miniers et du minéral (MELCC, 2020) et du Guide d'intervention-Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés du MELCCFP (Beaulieu, 2021).

Les résultats d'analyses chimiques ont d'abord été comparés avec les critères A (les critères A utilisés correspondent aux teneurs de fonds des métaux et métalloïdes de la province géologique du Supérieur pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue), B et C présentés respectivement aux annexes 1 et 2 du Guide d'intervention de Beaulieu (2021). Les résultats analytiques ont également été comparés aux normes de l'annexe I du Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC), aussi appelés les critères « D » (MELCC, 2020).

Les résultats qui dépassaient les teneurs de fonds naturelles ou les critères A du Guide d'intervention sont considérés de façon préliminaire comme élément d'intérêt dont le potentiel de lixiviation doit être évalué à l'aide des essais de lixiviations et/ou des essais cinétiques. Ces derniers doivent être effectués selon le protocole permettant de tester la mobilité d'éléments d'intérêt dans les conditions de pH différents : fortement acide (essai TCLP), faiblement acide (essai SPLP) et neutre (essai CTEU-9). L'objectif de ces essais de lixiviations est de comparer la composition des lixiviats avec les valeurs de critères du Guide d'intervention et les teneurs de fonds naturelles (ou les critères génériques A pour les sols) (MELCC, 2020).

Tout en présentant un contenu en soufre inférieur à 5%, les échantillons ont d'abord été soumis aux essais de lixiviation CTEU-9 et SPLP. Ces derniers ont été sélectionnés afin d'obtenir une couverture spatiale jugée adéquate sur le site en identifiant les échantillons qui présentaient le plus de dépassement en contaminants.

3.3.2 Critères de comparaison pour les sédiments

Les résultats des analyses chimiques effectuées sur les échantillons S1-LD-22, S2-LD-22, S3-MN2-22, S4-MN1-22 et S5-ZH-22 ont été comparés aux critères d'eau douce « Concentration produisant un effet probable » (CEP) et de « Concentration d'effet fréquent » (CEF) établis dans le document « Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration » (Environnement Canada et MDDEP, 2007). Ce document suggère d'appliquer ces critères dans un cas de restauration de sites aquatiques contaminés (MELCC, 2021). Le dépassement du critère CEP indique la pertinence d'entreprendre une étude sur les avantages et les inconvénients de la restauration, tandis que le dépassement du critère CEF indique que la restauration est souhaitable et que des études de faisabilité doivent être entreprises (MELCC, 2021).

3.3.3 Critères de comparaison pour les eaux

Un des impacts potentiels du site Quémont-2 est lié à la résurgence des eaux souterraines en provenance du parc dans les eaux de surface (de l'amont du site vers le milieu récepteur en aval). Les résultats ont été comparés aux critères de RES du Guide d'intervention (MELCC, 2021a). Certains critères de RES sont déterminés à partir des critères pour l'eau de surface décrits dans le Guide des critères de la qualité de l'eau de surface (MELCC, 2021b)

Selon le Guide des critères de la qualité de l'eau de surface, la valeur retenue pour chaque paramètre correspond à la plus basse des quatre valeurs suivantes :

- 100 X CPCO (Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques)
- 1 X CVAA (Critère de protection de la vie aquatique, effet aigu)
- 100 X CVAC (Critère de protection de la vie aquatique, effet chronique)
- 1 X CFP (Critère de protection de la faune terrestre piscivore)

Les critères de RES doivent être ajustés en fonction de certains paramètres du milieu récepteur (dureté, pH, concentration en chlorures). Les valeurs utilisées et les stations d'où elle provient sont précisées aux tableaux de résultats au chapitre 4.

Des seuils d'alerte (SA) correspondant à 50% du critère RES ont aussi été appliqués en raison de la présence du lac Dufault situé à moins de 1 km du site d'étude, tel que recommandé dans le Guide d'intervention-Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu, 2021).

3.4 Analyses statistiques

Les résultats obtenus pour chaque échantillon d'eaux et de solides analysés ont été traités avec des outils statistiques. Des analyses multivariées ont été appliquées à l'aide du logiciel Rstudio Version 1.4.1106. Les analyses retenues comprennent l'analyse en composantes principales (ACP) et l'élaboration de cartes thermiques. L'ACP est une analyse qui consiste à rechercher les directions de l'espace qui représentent le mieux les corrélations entre les variables aléatoires quantitatives et les individus. Dans le contexte de cette étude, les éléments chimiques mesurés constituent les variables quantitatives, alors que les solides et les eaux forment les individus. Les ACP pour les solides et les eaux n'ont pris en compte que les axes de pourcentage supérieurs à 10% car les résultats n'expliquent pas en grande partie la variabilité des conditions des sites.

3.5 Modélisation géochimique

La modélisation géochimique, ciblant ici l'évaluation de la spéciation, le calcul des indices de saturation et la modélisation inverse, a été effectuée à partir de la composition chimique des eaux de mélanges à l'aide du logiciel PHREEQC en utilisant la base de données thermodynamiques wateq4f.dat (Parkhurst et Appelo, 1999). Le modèle géochimique consiste à réaliser plusieurs calculs qui permettent (i) de simuler des réactions chimiques et des processus de transports dans des eaux contaminées et/ou naturelles et (ii) de simuler diverses réactions géochimiques dans un système y compris la dissolution et la précipitation de phases pour atteindre l'équilibre avec la phase aqueuse (Parkhurst et Appelo, 1999).

3.5.1 Indice de saturation

Indice de saturation (IS) ou degré de saturation permet d'identifier l'état de l'équilibre de l'eau vis-à-vis des minéraux. En effet, une valeur d'IS égale à 0 indique un état d'équilibre entre l'eau et la phase minérale. Une valeur négative signifie une sous-saturation et une valeur positive implique la sursaturation par rapport à une phase minérale.

L'IS d'un minéral donné est égale le logarithme du ratio entre le produit des activités ioniques (PAI) et sa constante d'équilibre appelé aussi le produit de solubilité (K_{ps}).

L'approche de modélisation employée ici est directement inspirée des travaux de Ryskie (2023).

CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Caractérisation géochimique des solides

4.1.1 Paramètres physicochimiques

4.1.1.1 pH de pâte

Le pH joue un rôle important dans la mobilité des contaminants. Un pH acide entraîne la mise en solution des ions métalliques. Il permet aussi la désorption de cations et l'adsorption d'anions. Le pH aura un effet sur la solubilité d'un certain nombre des contaminants issus de minéraux primaires présents dans les résidus miniers tels que l'As, le Zn, le Cu, le Co, et le Pb (Aubertin, 2002).

Le tableau 4.1 présente les mesures de pH de pâte réalisées pour les échantillons prélevés sur le site Quémont-2. Les valeurs de pH mesurées varient entre 5,4 et 8,8. Les données montrent que les résidus miniers échantillonnés dans l'ancien parc (R1-AP1-22) et le nouveau parc à résidus (R2-NP1-22 ; R3-NP2-22), de même que les sédiments du lac Dufault localisés en aval du site (S1-LD-22 ; S2-LD-22), avaient un pH alcalin, tandis que les sédiments prélevés dans le secteur du milieu naturel avaient un pH neutre (S3-MN2-22) à légèrement acide (S4-MN1-22; S5-ZH-22).

Tableau 4.1 Valeurs du pH de pâte pour les solides prélevés sur le secteur d'étude

Échantillons	pH de pâte
S1-LD-22	8,0
S2-LD-22	8,1
S3-MN2-22	7,6
S4-MN1-22	5,4
S5-ZH-22	6,0
R1-AP1-22	8,5
R2-NP1-22	8,8
R3-NP2-22	8,6

Le pH dans les solides est fortement lié au système des carbonates qui agit comme tampon. Les solides étudiés, au parc et à proximité du parc à résidus, subissent une altération météorique pouvant conduire à l'oxydation des sulfures et à la formation de DMA, et ainsi favoriser l'acidification du milieu (Aubertin, 2002). L'ajout d'oxyde de calcium (CaO), sous la forme d'un apport de chaux dans les résidus, peut expliquer les teneurs de carbone total mesurées et

les valeurs de pH alcalins observées pour les échantillons de résidus (R1-AP1-22; R2-NP1-22; R3-NP2-22). Les résultats des analyses des échantillons S1-LD-22 et S2-LD-22 situé au lac Dufault montrent des pH alcalins, probablement en raison de la présence des éléments carbonatés. Les travaux de Couillard (2004) ont montré que les teneurs en Ca dans les sédiments du lac Dufault varient entre 48 600 µg/g et 292 700 µg/g, ce qui suggère la présence de minéraux carbonatés. Les valeurs de pH acide obtenues pour les échantillons S4-MN1-22 et S5-ZH-22 résultent possiblement de l'apport dans ce secteur d'eaux de lixiviation contaminées en provenance du parc à résidus.

L'augmentation du pH contribue à la diminution du PGA. En diminuant la concurrence des protons par rapport aux ions métalliques, elle favorise leur fixation et peut entraîner leur précipitation. Les contaminants peuvent ensuite être mobilisés advenant une modification des conditions de pH et de Eh. Avec la diminution du pH, des processus de désorption ou de dissolution auront tendance à entraîner le relargage des cations métalliques depuis les solides vers la phase dissoute, alors qu'un pH alcalin, tel qu'observé dans le parc à résidus, favoriserait la précipitation des contaminants pouvant correspondre à l'immobilisation des oxyanions (Ryskie, 2023).

4.1.1.2 Paramètres chimiques

Les huit échantillons de solides (sédiments du lac Dufault, sol en milieu naturel, résidus miniers) du tableau 4.1 ont aussi été analysés pour les métaux et le soufre total. L'ensemble des résultats d'analyses est présenté à l'annexe B. Le tableau 4.2 présente une synthèse des résultats des analyses, en lien avec les critères du guide d'intervention sur la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés du MELCCFP (Beaulieu, 2021). En effet, on retrouve quatre plages de contamination du guide d'intervention, plage A-B, plage B-C, plage C-D et en fin la plage supérieure à D. L'ensemble des échantillons ont au minimum un élément avec une concentration supérieure aux critères « A » du guide. Parmi ces échantillons, quatre échantillons de solide se classent dans la plage des critères « B-C » (S1-LD-22 ; S2-LD-22 ; S3-MN2-22 et S5-ZH-22), un échantillon dans la plage « C-D » (R1-AP1-22) et trois échantillons dans la plage « >RESC (ou D) » (S4-MN1-22 ; R2-NP1-22 et R3-NP2-22). Des concentrations supérieures au critère « A » sont observées pour les différents types d'échantillons pour l'arsenic (6 échantillons), le baryum (7 échantillons), le chrome (7 échantillons) et le nickel (6 échantillons). Pour le soufre total, quatre échantillons présentent des concentrations dans la plage « C-D »

(S4-MN1-22 ; S5-ZH-22 ; R2-NP1-22 et R3-NP2-22), alors que pour les quatre autres échantillons, les concentrations sont inférieures aux critères « A ».

En ce qui concerne les éléments mineurs et traces, plusieurs contaminants sont observés dans les échantillons de solides prélevés. En effet, les résultats des analyses chimiques des échantillons de solides du parc à résidus R1-AP1-22, R2-NP1-22 et R3-NP2-22 ont montré des concentrations élevées en Ag, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Mo, Ni, Pb, Se et Zn par rapport à d'autres échantillons de sédiments prélevés dans le milieu naturel et au lac Dufault. Les échantillons du site S4-MN1-22 et S3-MN2-22, localisés dans des zones d'exfiltration, présente toutefois des concentrations supérieures au critère « A » pour plusieurs métaux (Ag, As, Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Pb, Se, Zn pour le S4-MN1-22, et As, Ba, Cd, Cr, Sn, et Ni pour le S3-MN2-22), indiquant une possible contamination des eaux d'exfiltration en provenance du parc. Les échantillons de sédiments du lac Dufault (S1-LD-22; S2-LD-22) montrent des teneurs supérieures au critère « A » pour As, Ba, Cr, et Ni. À l'exception des sites S2-LD-22 et S5-ZH-20, tous les échantillons montrent des teneurs en As supérieures au critère « A », particulièrement les échantillons du nouveau parc à résidus avec des concentrations supérieures à celle du critère « D » du fond géochimique ou du « Règlement d'enfouissement des sols contaminés (RESC) » de 250 mg/kg. La présence d'arsenic dans les sédiments du lac Dufault et du milieu naturel peut résulter d'une contamination anthropique, bien que des sources géogéniques aient été identifiées dans la région d'étude (Bondu, 2017). L'échantillon du site S5-ZH-22, localisé dans la zone humide, présente des concentrations faibles en éléments traces en comparaison aux critères déterminés par le Guide, probablement en raison des processus de précipitations des minéraux secondaires.

Les teneurs élevées en As peuvent aussi être expliquées par la dissolution de minéraux contenant de l'arsenic, notamment l'arsenopyrite (FeAsS). Oscarson et al. (1983) ont observé la présence d'arséniates dans un milieu réducteur et ont formulé l'hypothèse suivante : les oxydes de manganèse peuvent oxyder les arsénites en arséniates, l'As (III) sous forme HAsO_2 qui réagit avec le MnO_2 pour produire As (V) sous forme H_3AsO_4 . Les travaux d'Oscarson et al. (1980) ont également montré l'oxydation de l'As (III) en As (V) dans des sédiments de cinq lacs au Canada où l'oxydation de l'As en As (V) se produit en 48 heures. En plus des résultats observés par les auteurs, plus de 90% de l'As ajouté était sorbé sur les sédiments en 72 heures (10 $\mu\text{g/ml}$ d'As (III) ont été ajoutés initialement). Au cours de la réaction, le pH variait entre 8,0 et 8,2 pour le sédiment de Buffalo Pound et de 7.3 à 7.6 pour les autres sédiments (figure 4.1).

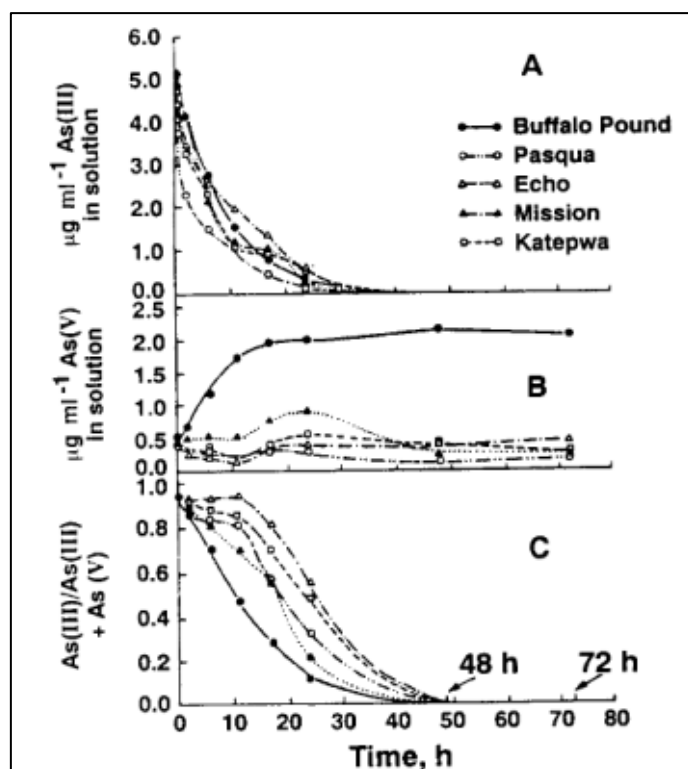


Figure 4.1 Oxydation de l'As(III) en As(V) et adsorptions de l'As par les sédiments de différents lacs du Canada en fonction du temps (A) As(III) en solution ; (B) As(V) en solution ; (C) As(III)/As(III)+As(V) (Oscarson et al., 1980)

La distribution spatiale des teneurs en Ag, Cd, Cu, Pb, et Zn des solides des différentes stations étudiées montre des valeurs plus élevées pour les échantillons situés dans le parc à résidus, particulièrement pour ceux du nouveau parc, par rapport aux autres échantillons situés en milieu naturel et au lac Dufault. Ces éléments peuvent être présents dans les sédiments de la région, suggérant que la source des éléments dans les sédiments du lac et du milieu naturel pourrait être liée aux résidus miniers et aux émissions atmosphériques (Couillard et al., 2004). Les teneurs de certains éléments présents dans les sédiments du lac et dans le milieu naturel pourraient aussi être causées par un apport des émissions atmosphériques issues des activités de la Fonderie Horne. En ce qui concerne le Ni, tous les échantillons ont des teneurs $> 43 \text{ mg/kg}$, dont six échantillons qui dépassent la teneur de fond naturel « A » de 50 mg/kg . Dans la zone d'étude, le Ni peut être présent sous forme de sulfure, soit en se substituant au Fe^{2+} dans la pyrite ou en co-précipitant avec Fe^{2+} et Cu^{2+} dans la pentlandite ($\text{Fe,Ni}_9\text{S}_8$) (Rollin et Quiot, 2006).

La répartition spatiale des contaminants dans les solides indique que ceux-ci se concentrent en amont de la zone d'étude, dans les résidus miniers, où les plus fortes concentrations en éléments sont observées. Le parc à résidus constitue un milieu où les résidus sont en conditions réductrices, favorisant ainsi la dissolution réductrice des oxydes de Fe, d'Al, de Ni,

dépendamment de la présence de l'activité bactérienne, du pH et du POR. Parallèlement à ces processus, si l'interface résidus-eau est exposée à l'oxygène, il peut y avoir une oxydation de ces éléments sous la forme d'hydroxydes de Fe, de Ni, de Mn et d'Al.

Comme les huit échantillons présentent au minimum une contamination en éléments traces dépassant les critères « A », les essais de lixiviation sont recommandés afin de déterminer le potentiel de lixiviation des contaminants à court terme (Beaulieu, 2021). Les échantillons ont été considérés comme étant des matériaux miniers.

4.1.2 Essais de lixiviation

Les huit échantillons de solides prélevés ont d'abord été soumis aux essais de lixiviation CTEU-9 et SPLP (Beaulieu, 2021). Les résultats de ces essais ont été comparés avec les critères de Résurgence des eaux de surface (RES) au tableau 4.3.

4.1.2.1 Lixiviation CTEU-9

L'essai CTEU-9, ou la lixiviation à l'eau, est un essai pour déterminer la concentration des espèces inorganiques susceptibles d'être lixiviées en contact à l'eau. Les résultats du tableau 4.3 montrent que le cuivre présente des concentrations qui dépassent le critère de RES dans le lixiviat des huit échantillons analysés et l'argent pour 6 échantillons (échantillons du lac Dufault, milieu naturel, zone humide et nouveau parc). Le cadmium dépasse le critère de RES dans cinq échantillons, alors que le sélénium et le zinc dépassent le critère pour trois échantillons, et l'arsenic pour les deux échantillons de résidus du nouveau parc.

Tel que présenté au tableau 4.3, les échantillons S1-LD-22 et S2-LD-22, montrent des concentrations élevées en Ag et Cu et qui dépassent les RES. L'échantillon S3-MN2-22 présente également un potentiel de lixiviation seulement en Cu. Les échantillons du milieu naturel S4-MN1-22 et S5-ZH-22 sont ceux présentant les concentrations les plus élevées dans le lixiviat pour Ag, Cd, Cu, Mn, et Zn. Les échantillons du site R2-NP1-22, et R3-NP2-22, localisés dans le parc à résidus, présentent des concentrations élevées en Ag, As, Cd, Cr, Cu, et Se en comparaison aux critères de RES. Pour l'ancien parc, le R1-AP1-22 montre des teneurs élevées en Cd, Cu, Pb et Zn.

4.1.2.2 Essai SPLP

La lixiviation SPLP a pour objectif de déterminer la concentration des contaminants susceptibles d'être lixiviés sous l'effet d'une pluie acide (pH inférieur à 5). Selon les résultats

de tableau 4.3, les huit échantillons sont lixiviables en argent et en cuivre, six sont lixiviables en zinc et quatre sont lixiviables en cadmium et en plomb. Les échantillons de résidus du nouveau parc (R2-NP1-22 ; R3-NP2-22) présentent des concentrations en Ag, Cd, Cu et Se les plus élevées dans le lixiviat à l'exception de l'As qui a été identifié comme lixiviable dans le R2-NP1-22, alors que pour les résidus de l'ancien parc (R1-AP1-22) ce sont pour l'Ag, le Cd, le Cu, le Pb et le Zn. Les échantillons S1-LD-22, S2-LD-22, et S3-MN2-22 montrent également un potentiel de lixiviation en Ag, Ba, Cu, Pb, et Zn. Finalement, l'échantillon S4-MN1-22 présente un dépassement du critères RES pour Ag, Cd, Cu, Ni, et Zn, alors que l'échantillon S5-ZH-22 présente des dépassements en Ag, Cu, et Zn.

Une étude minéralogique a été réalisée par l'URSTM en 2008 sur neuf échantillons du site Quémont-2: trois matériaux de scories, trois échantillons de boues co-déposées dans le parc et qui sont issus de l'usine de traitement d'acide faible, ainsi que trois échantillons de mélanges entre les scories et les boues. Les résultats des analyses minéralogiques ont révélé la présence de la fayalite $((\text{Mg,Fe})_2\text{SiO}_4)$, de la magnétite $(\text{Fe}^{3+}\text{Fe}^{2+}\text{O}_4)$, de l'augite $\text{P}_x((\text{Ca,Na})(\text{Mg,Fe,Al,Ti})(\text{Si,Al})_2\text{O}_6)$ et de traces de sphalérite $((\text{Zn,Fe})\text{S})$ pour les échantillons de scories. Pour les boues de traitement d'acide faible, elles contiennent du gypse $(\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O})$, de la jarosite $(\text{KFe}^{3+}(\text{SO}_4)(\text{OH})_6)$ et de l'actinolite $(\text{Ca}^{2+}(\text{Mg,Fe}^{2+})_5\text{Si}_6\text{O}_{22}(\text{OH})_2)$. Enfin, les compositions minéralogiques des mélanges scories et boues présentent des compositions intermédiaires, avec la fayalite, la magnétite, le gypse, l'augite et des traces de sphalérite. Il est fort probable que les éléments observés des essais de lixiviation ont été produits principalement par l'oxydation de la fayalite et de la magnétite. L'oxydation de la sphalérite peut contribuer à la libération du Zn. Minéralogiquement, les teneurs élevées en contaminants présents dans les résidus miniers prélevés (R1-AP1-22, R2-NP1-22 et R3-NP2-22) peuvent être liés à la présence de minéraux sulfurés présents au sein des résidus.

Les analyses du potentiel de lixiviation des échantillons des essais CTEU-9 et SPLP et les analyses chimiques ont permis d'identifier trois groupes d'échantillons:

- Groupe 1 : situé dans le parc à résidus, ce groupe comprend les échantillons R1-AP1-22, R2-NP1-22, et R3-NP2-22. Ces résidus montrent des concentrations élevées en métaux traces (Ag, As, Cd, Cr, Cu, et Se), associées principalement à la contamination à partir des résidus miniers, probablement en raison de l'oxydation des minéraux sulfureux.

- Groupe 2 : comprend les échantillons S4-MN1-22 et S5-ZH-22, localisés dans un milieu naturel. Les échantillons présentent des concentrations élevées en plusieurs métaux (Ag, Cd, Cu, Mn, et Zn), indiquant une possible contamination par les eaux d'exfiltration en provenance du parc.
- Groupe 3 : comprend les échantillons S1-LD-22, S2-LD-22, et S3-MN2-22, lesquels sont considérés lixiviables pour différents métaux (Ag, Cu, Pb, et Zn). Ces échantillons sont possiblement affectés par une contamination liée aux activités minières. Tel que discuté précédemment, les travaux antérieurs de Couillard et al. (2004), menés sur la contamination du lac Dufault, ont démontré que ce lac a été affecté par les émissions atmosphériques de la Fonderie Horne.

Les concentrations en métaux observées dans les échantillons d'eau souterraine prélevés par Kahlaoui (2022) concordent en grande partie avec les concentrations en métaux présents dans le lixiviat de la méthode CTEU-9 (voir annexe C).

4.1.3 Essai statique du potentiel de génération d'acide

Selon le Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai (MELCC, 2020), les résidus miniers sont considérés acidogènes s'ils contiennent du soufre (S_{total}) en concentration supérieure à 0,04 % et si le PGA a été confirmé par des essais de prédiction statiques, en répondant à au moins une des deux conditions suivantes :

- le PNN d'acide est inférieur à 20 kg CaCO_3/t de résidus;
- le rapport du PN d'acide sur le PA (PN/PA) est inférieur à 2.

Les résultats du tableau 4.4 montrent que trois échantillons sur huit présentent des concentrations en soufre plus grandes que 0,04 %, combiné à un ratio PN/PA inférieur à 2 et un PNN inférieur à 20 kg CaCO_3/t . Ces échantillons, incluant un échantillon de résidus du nouveau parc (R2-NP1-22) et deux échantillons du milieu naturel (S4-MN1-22, S5-ZH-22), sont donc jugés PGA. Les quatre échantillons (S1-LD-22, S2-LD-22, S3-MN2-22 et R1-AP1-22) ne présentent pas un PGA, avec une concentration en soufre inférieur ou égal à 0,03 %. L'échantillon R3-NP2-22 quant à lui montre une concentration en soufre plus élevée que 0,04 % combiné à un ratio PN/PA supérieur à 2 et un PNN supérieur à 20 kg CaCO_3/t , donc ce dernier est jugé non générateur d'acide.

Les essais statiques de prédiction du DMA à court terme, réalisés sur les échantillons de solides, ont permis de calculer le bilan des espèces ayant un PN et PA. Les résultats interprétés du bilan

des essais statiques réalisés sur les huit solides suggèrent que 3 échantillons de solides sur 8 présentent à la fois des concentrations en soufre plus élevées que 0,04%, un ratio PN/PA inférieur à 2 et un PNN inférieur à 20 kg CaCO₃/t. Ces échantillons, S4-MN1-22, S5-ZH-22 et R2-NP1-22 sont jugés comme générateur d'acide. Leur concentration en S total et les calculs du PNN et PN/PA suggèrent que les processus géochimiques qui dominent sont principalement la dissolution des minéraux sulfureux générateurs d'acidité. Les échantillons S1-LD-22, S2-LD-22, S3-MN2-22, R1-AP1-22 et R3-NP2-22, sont classés « non-acidogènes », selon le guide d'intervention de Beaulieu (2021). Ces échantillons possèdent un PN très important, vraisemblablement en raison de présence de minéraux carbonatés et de certains minéraux silicatés tel que aluminosilicates.

Des essais statiques et cinétiques ont aussi été réalisés dans les travaux de l'URSTM (2008) afin de déterminer le PGA des scories, des boues, et de mélanges de boues et de scories. Les résultats de ces essais statiques ont montré que les matériaux analysés ne sont pas générateurs d'acide. Ces boues contiennent jusqu'à 83,5 % de gypse et 12,5 % de jarosite (URSTM, 2008). Ce minéral peut notamment contribuer à la production d'acide dans les rejets miniers (Gasharova et al., 2005; Lappakko et al., 2003) selon la réaction suivante (Desborough et al., 2010) :



Les essais cinétiques des échantillons prélevés ont montré que les concentrations d'As, de Pb et de Cd sont élevées lors des premiers cycles de lavage. Les concentrations de ces éléments ont ensuite diminué vers la fin des essais à cause de la co-déposition des matériaux de scories et de boues qui sont caractérisés par un PN significatif (car ils contiennent de la chaux résiduelle et des hydroxydes) (URSTM, 2008).

La figure 4.2 présente la classification des solides en fonction de la lixivabilité et du PGA.

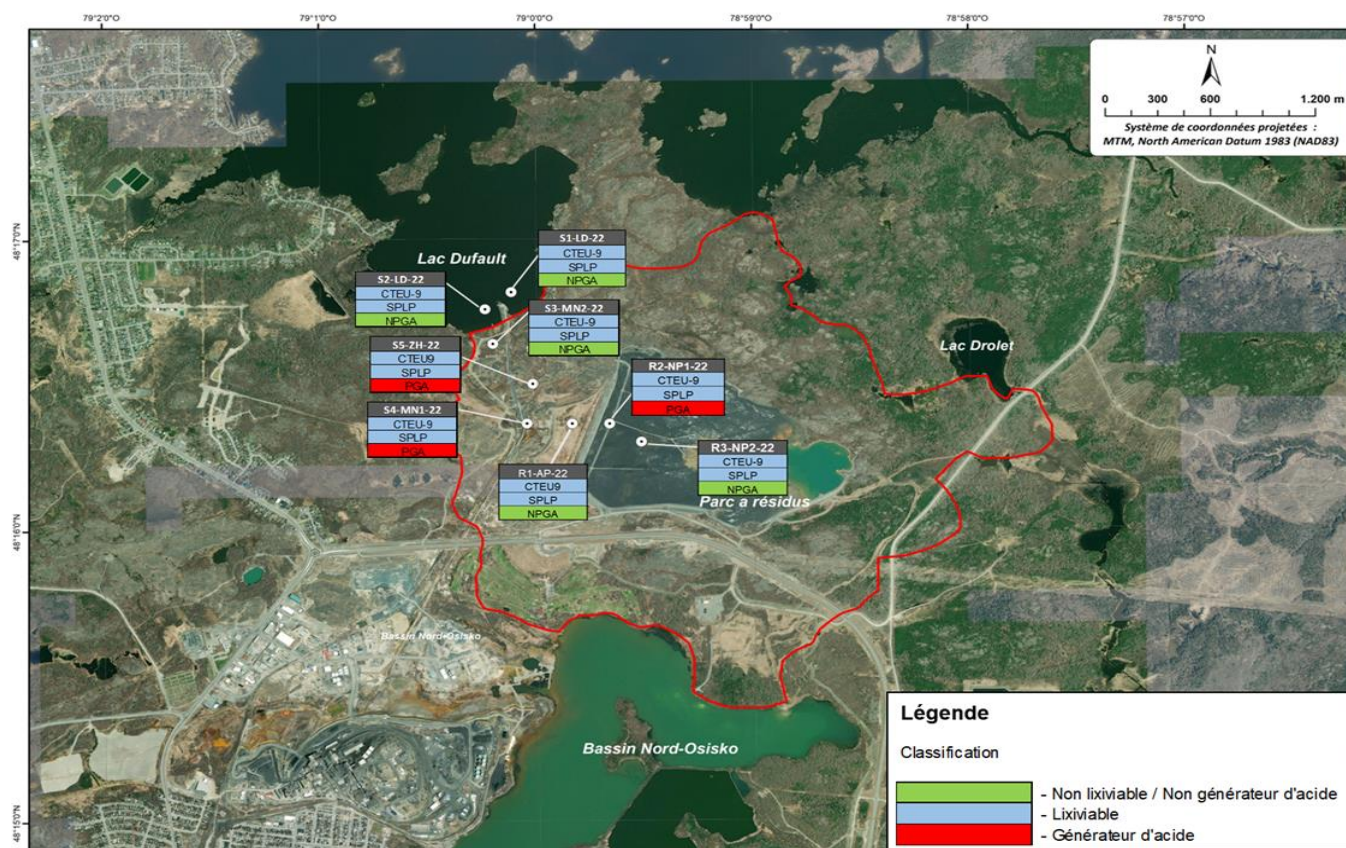


Figure 4.2 Classification des solides en fonction de la lixivabilité et du potentiel de génération d'acide

4.1.4 Résultats d'analyses pour les sédiments

Selon le tableau 4.5, les paramètres qui montre le plus de dépassements du CEF (concentration d'effets fréquents) sont l'arsenic (S4-MN1-22), le chrome (S3-MN2-22 et S4-MN1-22), le cuivre (S4-MN1-22) et le zinc (S4-MN1-22). La station S4-MN1-22, située dans la zone d'exfiltration du parc à résidus, est la station qui présente le plus de dépassements pour les éléments cités ci-dessus.

Tableau 4.2 Résultats des analyses chimiques sur les échantillons de solides et comparaison aux critères du guide de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MELCCFP (Beaulieu, 2021)

Paramètres	LDR ⁽¹⁾ (mg/kg)	Nom de l'échantillon / Date de prélèvement / Résultats d'analyse (mg/kg)								Critères ⁽²⁾ ou valeurs limites ⁽³⁾ (mg/kg)			
		S1-LD-22	S2-LD-22	S3-MN2-22	S4-MN1-22	S5-ZH-22	R1-AP1-22	R2-NP1-22	R3-NP2-22	A	B	C	RESC
		2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30				
Métaux													
Aluminium	100	75400	73800	72500	38300	57000	61400	27200	27100	-	-	-	-
Antimoine	0,01	0,8	0,3	1,8	1,8	0,2	39,1	944	608	-	-	-	-
Argent	0,001	0,1	0,1	0,1	5,5	0,2	0,5	5,9	5,1	0,5	20	40	200
Arsenic	0,005	6	4	7,6	26,1	3,2	83,6	3 940	1 560	5	30	50	250
Baryum	0,05	555	547	523	96,9	511	452	412	799	240	500	2000	10000
Béryllium	0,02	2	1	0,9	0,4	0,9	1,3	0,9	1,0	-	-	-	-
Cadmium	0,005	0,4	0,2	0,9	6,4	0,8	4,6	168	210	0,9	5	20	100
Chrome	1	104	101	214	195	87,3	211	538	748	100	250	800	4000
Cobalt	0,005	17	16	13,5	39,8	8,2	57,4	196	214	30	50	300	1500
Cuivre	0,5	43	36	44,1	745	55,1	300	4 890	5 470	65	100	500	2500
Étain	0,05	4	2	5,3	10,6	2,6	154	1 560	1 520	5	50	300	1500
Fer	100	48500	46300	34800	248000	19900	51500	314000	363000	-	-	-	-
Manganèse	1	712	720	576	503	356	482	773	711	1000	1000	2200	11000
Molybdène	0,005	0,6	0,4	1,7	5,6	0,3	31,5	129	299	8	10	40	200
Nickel	1	62	57	51,4	47,3	43,4	308	1 700	2 570	50	100	500	2500
Plomb	0,005	23	18	30,9	113	14,3	776	10 700	6 280	40	500	1000	5000
Sélénium	0,002	0,1	0,2	0,3	50,7	0,9	0,9	50,6	16,0	3	3	10	50
Uranium	0,001	2	3	1,6	0,4	3,0	0,9	1,3	1,2	-	-	-	-
Zinc	0,5	111	88	140	1 920	83,6	2 710	32 000	28 800	150	500	1500	7500
Autres composés													
Soufre total	100	300	100	300	141 000	2 700	100	16 400	12 700	400	2000	2000	-

LÉGENDE:

⁽¹⁾: Limite de détection rapportée par le laboratoire d'analyses et converti en mg/kg

⁽²⁾: Critères génériques du Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (MELCC, 2021).

Pour les métaux et métalloïdes, les critères « A » utilisés représentent la teneur de fond établie pour la province géologique du Supérieur et de Rae (annexe 1 page 285).

Les critères B et C sont établis selon l'annexe 2 du guide (page 287)

⁽³⁾: Normes de l'Annexe 4 du subsatance et valeurs limites pour l'enfouissement (RESC) du guide (page 295)

-	: Non défini ou non analysé
100	: Concentration ≤ A
100	: A < Concentration ≤ B

100	: B < Concentration ≤ C
100	: C < Concentration < D
100	: Concentration ≥ RESC

Tableau 4.3 Résultats des essais de lixiviation CTEU-9 et SPLP sur les échantillons des solides et comparaison aux critères de Résurgence dans les eaux de surface (RES)

Paramètres	LDR (1) (µg/L)	Nom de l'échantillon / Date de prélèvement / Résultats d'analyse (µg/L)								Critères (µg/L)
		S1-LD-22	S2-LD-22	S3-MN2-22	S4-MN1-22	S5-ZH-22	R1-AP1-22	R2-NP1-22	R3-NP2-22	
		2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	RES(2)
Métaux-CTEU-9										
Aluminium	200	1180	288	1630	<20	860	1880	29	51	-
Argent(3)	0,1	1,4	0,2	<0.1	22,9	0,5	<0.1	0,4	0,3	0,078
Arsenic	0,3	5,6	16,1	2,1	1,6	89	121	864	591	340
Baryum(3)	20	84	74	68,0	70	221	61	29	36	170
Bore	50	175	186	56	53	399	190	992	944	28000
Cadmium(3)	1	<1	<1	<1	7	11	4	5	29	0,31
Chrome(3)	15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	-
Cuivre(3)	1	29	23	40	40	43	117	10	35	2,3
Fer	35	1230	288	1740	74900	616	1740	<35	41	-
Manganèse(3)	2	67	38	249	10600	1610	54	38	38	787
Molybdène	10	<10	10	11	<10	<10	191	228	323	29000
Nickel(3)	10	<10	<10	<10	386	<10	<10	<10	14	94
Plomb(3)	1	2	<1	3	<1	11	90	<1	1	7,3
Sélénium	3	13	22	<3	82	44	15	312	430	62
Uranium	0,5	7,5	14,2	6,2	<0.5	<0.5	3,6	<0.5	<0.5	320
Zinc(3)	3	14	6	21	4530	186	78	3	5	24
Métaux-SPLP										
Aluminium	1000	11200	16900	6400	37	3410	3030	42	23	-
Argent(3)	0,1	1,2	0,6	0,4	0,7	0,4	0,3	12,9	8,4	0,078
Arsenic	1,5	5	6	2	<1.5	<1.5	111	639	221	340
Baryum(3)	20	394	643	442	<20	108	154	32	34	170
Bore	50	<50	<50	<50	<50	162	<50	209	140	28000
Cadmium(3)	1	<1	<1	<1	1	<1	3	6	51	0,31
Chrome(3)	15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	-
Cuivre(3)	1	96	162	44	9	19	164	5	7	2,3
Fer	100	4470	9030	4070	668	1120	2980	<100	<100	-
Manganèse(3)	2	485	991	370	744	33	53	6	19	787
Molybdène	10	<10	<10	<10	<10	<10	12	22	33	29000
Nickel(3)	10	<10	<10	<10	351	<10	<10	<10	<10	94
Plomb(3)	1	33	59	17	<1	2	168	<1	<1	7,3
Sélénium	3	<3	4	<3	<3	<3	<3	96	92	62
Uranium	0,5	4,1	3,8	3,2	<0.5	<0.5	1,6	<0.5	<0.5	320
Zinc(3)	6	65	86	29	3210	26	117	12	11	24

LÉGENDE:

⁽¹⁾: Limite de détection rapportée par le laboratoire d'analyses.

⁽²⁾: Critères de Résurgence dans les eaux de surface (RES) du Guide d'intervention-Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (MELCC, 2021)

⁽³⁾: Ajustement de la valeur du critère en fonction de la dureté de l'eau du milieu récepteur à 16 mg/L CaCO₃ (lac Default)

estimée à partir des concentrations de Ca et Mg (annexe 8 page 315 du guide)

-	: Non défini ou non analysé
100	: Concentration < RES
100	: Concentration > RES

Tableau 4.4 Résultats des essais statiques de potentiel de génération d'acide et interprétation

Paramètres		Échantillon / Type de matériau / Date de prélèvement / Résultats							
		S1-LD-22	S2-LD-22	S3-MN2-22	S4-MN1-22	S5-ZH-22	R1-AP1-22	R2-NP1-22	R3-NP2-22
		2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30
Soufre (% masse sèche)									
<i>Soufre total</i>		0,03	0,01	0,03	14,10	0,27	0,01	1,64	1,27
Potentiel (kg CaCO₃/T)									
<i>Standard ABA NP: Pouvoir neutralisant brut (PN)</i>		236,0	221,0	8,0	40,0	7,0	16,0	19,0	36,0
<i>Potentiel d'acidité maximum (MPA)</i>		0,6	0,3	0,6	435,0	5,3	0,3	13,8	8,8
Interprétation									
<i>PN-PA (PNN)</i>		235,4	220,7	7,4	-395,0	1,7	15,7	5,2	27,2
<i>Ratio PN/PA</i>		393,33	736,67	13,33	0,09	1,32	53,33	1,38	4,09
<i>Résultat</i>		NPGA	NPGA	NPGA	PGA	PGA	NPGA	PGA	NPGA

Explications des résultats

Classification \ Paramètre	% soufre	PNN	PN/PA
Non générateur d'acide (NPGA)	< 0,04%	> 20	≥ 2
Potentiellement générateur d'acide (PGA)	> 0,04%	< 20	< 2

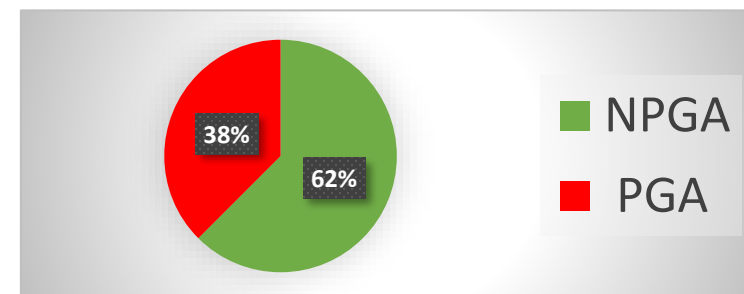


Tableau 4.5 Résultats analytiques pour les échantillons de sédiments

Paramètres	LDR ⁽²⁾ (mg/kg)	Nom de station / Date de prélèvement / Résultats d'analyse (mg/kg)					Critères ⁽¹⁾ ou valeurs limites (mg/kg)	
		S1-LD-22	S2-LD-22	S3-MN2-22	S4-MN1-22	S5-ZH-22	CEP	CEF
		2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30		
Métaux								
Aluminium	100	75 400	73 800	72 500	38 300	57 000	-	-
Antimoine	0,01	0,83	0,34	1,78	1,78	0,19	-	-
Argent	0,001	0,1	0,1	0,1	5,49	0,175	-	-
Arsenic	0,005	6,07	4,13	7,64	26,1	3,15	17	23
Baryum	0,05	555	547	523	96,9	511	-	-
Béryllium	0,02	1,59	1,47	0,85	0,39	0,91	-	-
Cadmium	0,005	0,4	0,2	0,902	6,41	0,768	3,5	12
Chrome	1	104	101	214	195	87,3	90	120
Cobalt	0,005	16,9	16,2	13,5	39,8	8,22	-	-
Cuivre	0,5	42,9	36	44,1	745	55,1	200	700
Étain	0,05	3,54	2,33	5,28	10,6	2,64	-	-
Fer	100	48 500	46 300	34 800	248 000	19 900	-	-
Manganèse	1	712	720	576	503	356	-	-
Molybdène	0,005	0,642	0,391	1,73	5,61	0,341	-	-
Nickel	1	61,5	56,8	51,4	47,3	43,4	-	-
Plomb	0,005	22,7	17,6	30,9	113	14,3	91	150
Sélénium	0,002	0,1	0,2	0,3	50,7	0,872	-	-
Uranium	0,001	2,08	2,56	1,57	0,437	2,95	-	-
Zinc	0,5	111	87,9	140	1 920	83,6	310	770

LÉGENDE:

⁽¹⁾: Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce (Environnement Canada et MDDEP, 2007)

CEP : Concentration produisant un effet probable

CEF : Concentration d'effets fréquents

⁽²⁾: Limite de détection rapportée par le laboratoire d'analyses.

100	: Concentration ≤ CEP
100	: CEP < Concentration ≤ CEF
100	: Concentration > CEF

4.1.5 Carte thermique et analyse en composantes principales

La carte thermique et l'analyse en composantes principales (ACP) ont été utilisées pour synthétiser les corrélations entre les éléments chimiques (variables) des solides. Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel Rstudio Version 1.4.1106. La carte thermique permet d'effectuer une hiérarchisation des variables sous forme d'arborescence (figure 4.3), tandis que l'ACP permet de visualiser les liens entre les paramètres observés et les échantillons des différents sites (figure 4.4).

L'analyse ascendante hiérarchique obtenue avec la carte thermique permet de diviser les éléments analysés en deux groupes majeurs (figure 4.3):

- Groupe 1: Ni, Cr, Co, Mo, Sb, Zn, As, Pb, S, Ag, Cd, Cu. Des corrélations sont mises en évidence dans ce groupe d'éléments, avec notamment des fortes corrélations entre des métaux traces pouvant provenir de la dissolution de minéraux sulfurés pendant les processus de génération DMA lorsque les conditions de pH et Eh le permettent.
- Groupe 2: P, Ti, Al, K, Mg, Na, Mn, Ba, Ca, Fe. À l'intérieur de ce groupe, on constate de faibles corrélations entre le Fe et le Mn, entre le Fe et l'Al et entre le Fe et le Ca. Ces faibles corrélations entre ces ions peuvent indiquer que ces éléments proviennent de différentes sources, notamment les processus de sorption et de précipitation des oxyhydroxydes de Fe et de Mn. On constate également des corrélations entre Na et Al, et entre Ca et Al.

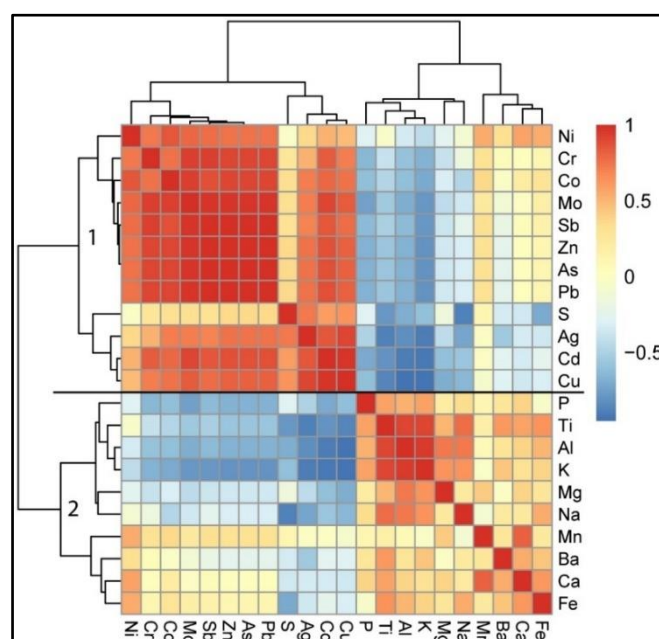


Figure 4.3 Carte thermique des échantillons de solides

Une ACP a ensuite été réalisée pour extraire et visualiser les informations importantes contenues dans ces données multivariées. L'ACP des variables est cohérente avec les différents groupes et corrélations obtenus à partir la carte thermique. Les deux axes principaux de l'ACP permettent d'expliquer jusqu'à 80% des observations des sites (figure 4.4) (l'annexe D présente l'ACP des variable des solides et le pourcentage des dimensions pour chaque axe) :

- L'axe 1 explique 58.3% de la dispersion du nuage des variables. Cet axe, qui comprend As, Ag, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Mo, Pb, Sb et Zn, est défini comme l'axe des métaux traces.
- L'axe 2, qui explique 21.7% de la dispersion de nuage des variables, est caractérisé par le paramètre S et est défini comme l'axe du soufre.

Les différents paramètres chimiques sont présentés pour chaque classe dans l'ordre décroissant de concentration (figure 4.4).

- La classe 1 (R2-NP1, R3-NP2) est composée d'échantillons partageant :
 - Des teneurs élevées pour les variables As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Mo, Pb, Sb et Zn
- Des faibles teneurs pour des variables Mg, Ca, Na, Al, K, et P
- La classe 2 (S1-LD, S2-LD, S3-MN2) est composée d'échantillons partageant :
 - Des teneurs élevées pour les variables associées aux Ca, Al, K, Fe, Mg, Na, Ti et P
 - Des faibles teneurs pour des variables Ag, As, Cu, Co, Cr, Mo, Sb, Ni et Mn
- La classe 3 (S4-MN1, S5-ZH) est composée d'échantillons partageant :
 - Des teneurs élevées pour la variable S
 - Des faibles teneurs pour les principaux contaminants Mn, Zn, Ni, Cu, Se, Cr, Pb, Cd, Rb, As, Sb, et Mo et les éléments majeurs.

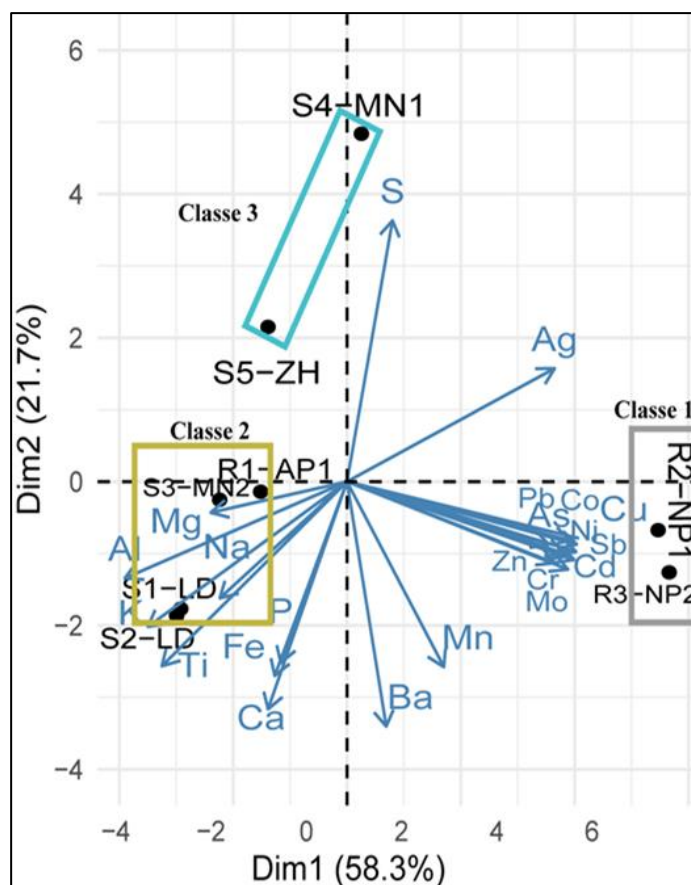


Figure 4.4 Analyse en composantes principales des paramètres analysés

4.1.6 Corrélation entre les éléments chimiques et les échantillons

Les résultats de la carte thermique ont permis d'identifier deux groupes majeurs, soit (1) un groupe composé de Ni, Cr, Co, Mo, Sb, Zn, As, Pb, S, Ag, Cd, et Cu, ainsi que (2) un groupe composé de P, Ti, Al, K, Mg, Na, Mn, Ba, Ca, et Fe (tableau 4.6). Les contaminants du groupe 1 ont révélé des fortes corrélations positives entre eux, suggérant la dominance des processus de dissolution de minéraux sulfureux du parc à résidus, notamment l'arsénopyrite et la sphalérite. De plus, à l'intérieur de ce groupe, de fortes corrélations entre Cu et Zn, entre Cd et Pb, et entre Cu et Pb sont observées. Ces associations suggèrent que ces éléments ont en partie pour origine une source similaire, soit les résidus. Concernant le groupe 2, on observe une faible corrélation entre le Fe et le Mn. La mise en solution du Fe est favorisée par de faibles potentiels d'oxydoréduction qui entraînent la précipitation des oxyhydroxydes de Fe et de Mn. En outre, une corrélation entre Na et Al, et entre Ca et Al suggère que ces éléments pouvant provenir de la dissolution des minéraux aluminosilicatés.

Les éléments associés à l'axe 1 (As, Ag, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Mo, Pb, Sb, Zn) sont corrélés aux sites R2-NP1-22, R3-NP2-22 (résidus miniers du nouveau parc), tandis que l'axe 2 est associé aux sites S4-MN1-22 (zone d'exfiltration d'eaux du parc à résidus) et S5-ZH-22 (en aval de la digue F). Les sédiments du Lac Dufault (S1 et S2), du site S3-MN2 en milieu naturel et de l'ancien parc à résidus (R1-AP1-22) sont localisés dans le cadran des valeurs négatives pour les axes 1 et 2. Les résultats de l'ACP et de la carte thermique sont cohérents avec les résultats géochimiques des solides. En effet, les résultats et les interprétations des analyses statistiques révèlent que les échantillons sont affectés par la nature minéralogique des résidus présents au sein du parc, par la géologie du roc, par la lixiviation d'eaux contaminées en aval du parc et par les émissions atmosphériques qui sont principalement issues des activités de la Fonderie Horne.

Tableau 4.6 Classification de différents paramètres analysés en se basant sur la carte thermique

Groupe	Substances	Phases minérales	Réactions	Indicateurs potentiels
1	Ni, Cr, Co, Mo, Sb, Zn, As, Pb, S, Ag, Cd, Cu	La présence de ces éléments suggère que des sulfures pourraient être impliqués	Dissolution des minéraux sulfurés	La dissolution des sulfures devraient entraîner une diminution du pH
2	P, Ti, Al, K, Mg, Na, Mn, Ba, Ca, Fe	La précipitation des oxyhydroxydes de Fe et d'Al, ainsi que les aluminosilicates pourraient être présent dans les réactions	La précipitation des oxyhydroxydes (Dépend du Eh et du pH)	La précipitation des oxyhydroxydes de Fe et d'Al devrait entraîner une diminution du SO ₄ et du Fe, par la suite une augmentation du pH

4.2 Résultats géochimiques des eaux et des mélanges d'eaux

Les résultats présentés dans cette section visent à mieux comprendre les processus susceptibles d'être observés lorsque des eaux de surface du site (LD, ES1, ES2) sont mélangées avec les eaux minières du parc à résidus Quémont-2 (M1, M2, M3). L'évolution temporelle de la composition chimique de l'eau lors des expériences est présentée en premier. Les approches de modélisation géochimique sont ensuite abordées afin de documenter les processus hydrogéochimiques susceptibles de contrôler l'évolution des éléments traces ainsi que leurs

devenir avant et après les essais de mélanges réalisés. L'ensemble des résultats d'analyses est présenté à l'annexe E.

4.2.1 Variation temporelle des paramètres physicochimiques *in-situ*

Les variations mesurées dans les eaux de surface et les mélanges pour les paramètres physicochimiques *in situ* pH, CE et POR sont rapportées pour les jours 1, 7 et 14 aux figures 4.5, 4.6 et 4.7, respectivement.

- Les valeurs de pH mesurées montrent une diminution générale du jour 1 au jour 14 pour tous les échantillons, à l'exception des échantillons LD et ES1 qui montrent une augmentation du jour 1 à 7, puis une légère diminution du jour 7 au jour 14 (figure 4.5).
- Les valeurs de CE mesurées révèlent une augmentation générale de la CE pour tous les échantillons entre le jour 1 et le jour 14 (figure 4.6). L'augmentation est plus importante pour ES2, M3 et M2, les trois échantillons qui présentent la plus forte diminution pour le pH (figure 4.5).
- Les données du potentiel d'oxydoréduction montrent une augmentation générale der POR allant de 100mV jusqu'à 546mV du jour 1 au jour 14. Ces valeurs sont relativement faibles par rapport à celles du DMA (POR > 650 mV : SRK, 1989) et suggèrent un milieu peu oxydant au jour 1 lors de l'échantillonnage et des mélanges réalisés sur le terrain (figure 4.7). L'évolution des données du POR semblent davantage influencée par les conditions de départ de l'eau prélevée au jour 1 et les conditions du laboratoire lors de la réalisation des expériences de mélanges pour les jours 7 et 14.

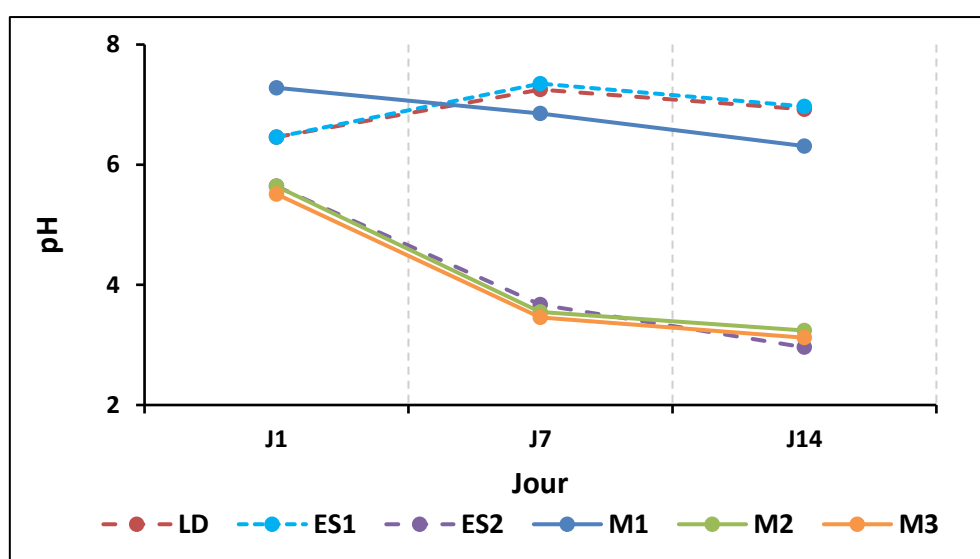


Figure 4.5 Évolution du pH des eaux pendant les expériences de mélanges (jours 1, 7, 14)

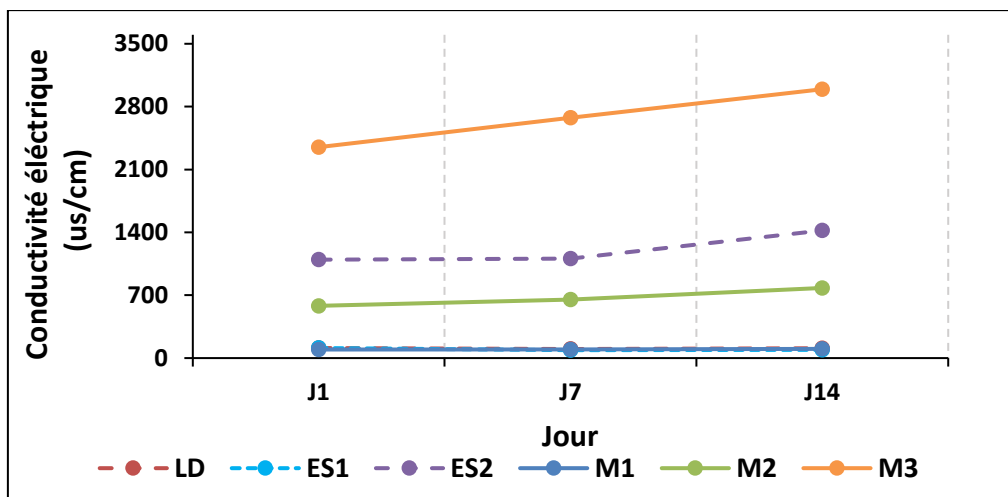


Figure 4.6 Évolution de la CE pendant les expériences de mélanges (jours 1, 7, 14)

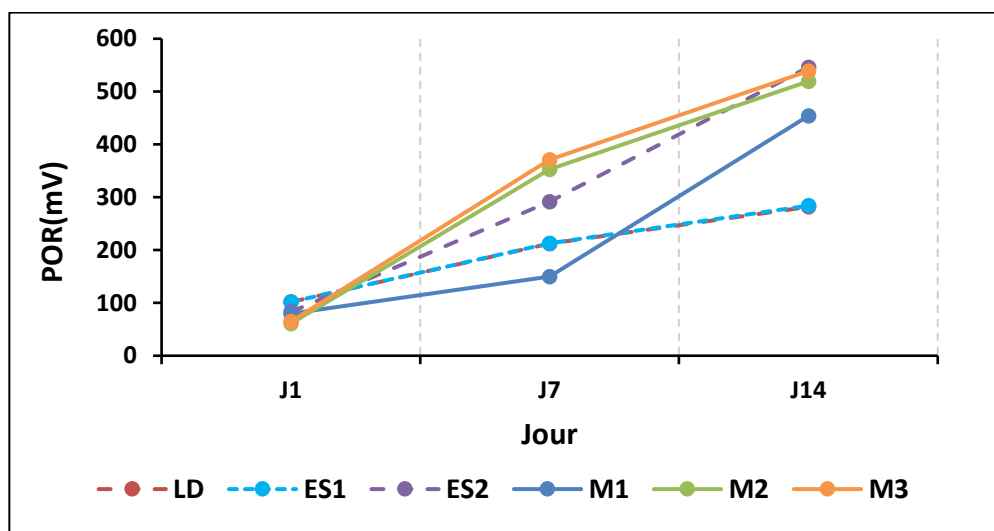


Figure 4.7 Évolution du POR pendant les expériences de mélanges (jours 1, 7, 14)

Les échantillons d'eaux de surface LD (lac Dufault), ES1 (site en amont du lac Dufault), et le mélange M1 (50% LD-50% ES1), ont montré des valeurs du POR positives, ainsi que des valeurs de pH près de la neutralité, tandis que les échantillons ES2 (site en aval de l'AP), M2 (50% LD-50% ES2) et M3 (50% LD-50% PO-RM) sont caractérisés par des valeurs de pH acides.

4.2.2 Évolution temporelle de la composition chimique de l'eau des mélanges

Le tableau 4.7 présente un portrait des variations de concentrations des éléments analysés dans les eaux de surface et les expériences de mélanges réalisés au laboratoire entre le jour 1 et le jour 14. Ces variations des teneurs (delta en %) ont été calculées à partir de la relation suivante :

$$\text{Delta en \%} = \frac{([\text{jour 14}] - [\text{jour 1}])}{[\text{jour 1}]} \times 100$$

Les résultats négatifs de delta (colorés en bleu) indiquent une diminution de la concentration d'un élément du jour 1 au jour 14, tandis que les résultats positifs (colorés en vert) indiquent une augmentation de la concentration d'un élément sur la même période.

La figure 4.8 présente l'évolution temporelle des concentrations des éléments majeurs (Ca, K, Mg, Na, et SO_4) et la figure 4.9 celle de métaux (Al, As, Fe et Mn), pour les jours 1, 7 et 14. Les données du tableau et de la figure 4.8 révèlent une légère augmentation des concentrations de K, Na et Mg de jour 1 au jour 14 pour tous les échantillons. Les concentrations de Ca présentent une stabilité dans les échantillons LD et ES1, par ailleurs, les échantillons ES2, M1 et M3 montrent une légère augmentation des concentrations de jour 1 au jour 14. L'échantillon M2 présente une diminution des concentrations en Ca de jour 1 au jour 14. Les SO_4 montrent une légère augmentation des concentrations entre le jour 1 et jour 14 pour tous les échantillons à l'exception de LD. Ces teneurs en SO_4 peuvent être liées à l'oxydation des minéraux sulfureux, à la dissolution des sels sulfatés solubles tel que le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) (Ryskie, 2023) ainsi que la dissolution des minéraux sulfatés moins solubles, tels que la jarosite (Alpers et al., 1994). Les augmentations des concentrations des éléments majeurs pourraient être expliquées par les processus de dissolution, par ailleurs les diminutions des concentrations de ces éléments pourraient être expliquées par les processus de précipitation.

Tableau 4.7 Évolution chimique des éléments pour les eaux de surface et les mélanges entre les jours 1 et 14

Paramètres (mg/L)	LD-J1	LD-J14	Delta en %	ES1-J1	ES1-J14	Delta en %	ES2-J1	ES2-J14	Delta en %
Ca	1,40E+1	1,40E+01	0	1,30E+01	1,30E+01	0	1,00E+02	1,10E+02	10
Mg	2,30E+00	2,50E+00	9	2,00E+00	2,30E+00	15	2,20E+01	2,70E+01	23
Na	3,40E+00	3,50E+00	3	1,50E+00	1,70E+00	13	4,60E+01	5,80E+01	26
K	6,70E-01	9,40E-01	40	7,00E-01	9,90E-01	41	7,60E+00	8,90E+00	17
HCO₃⁻	3,54E+01	3,90E+01	10	4,27E+01	4,63E+01	9	6,10E-01	6,10E-01	0
Cl	4,50E+00	3,70E+00	-18	3,30E-01	5,30E-01	61	1,20E+01	1,30E+01	8
SO₄	1,90E+01	1,70E+01	-11	8,70E+00	9,50E+00	9	5,60E+02	5,90E+02	5
Al	3,10E-02	2,00E-02	-35	2,00E-02	1,20E-02	-40	1,70E-01	2,60E-01	53
Sb	3,80E-04	5,40E-04	42	3,90E-04	4,10E-04	5	2,50E-04	2,90E-05	-88
As	1,70E-03	2,10E-03	24	2,90E-03	2,10E-03	-28	2,60E-04	1,60E-04	-38
Cd	4,40E-04	6,10E-04	39	1,70E-03	2,70E-04	-84	5,00E-04	6,60E-04	32
Cr	1,10E-04	9,70E-05	-12	7,70E-05	2,00E-05	-74	2,00E-05	2,00E-05	0
Co	5,20E-05	2,60E-05	-50	1,80E-03	3,60E-05	-98	6,10E-03	6,60E-03	8
Fer	9,60E-02	8,70E-02	-9	4,50E-01	2,10E-01	-53	6,40E+01	1,30E+01	-80
Mn	1,10E-02	1,00E-03	-91	1,10E+00	3,10E-02	-97	1,60E+00	1,80E+00	13
Mo	2,10E-04	3,00E-04	43	1,50E-04	1,80E-04	20	9,30E-05	5,00E-06	-95
Ni	8,50E-04	1,30E-03	53	1,40E-03	8,00E-04	-43	5,70E-03	9,30E-03	63
Pb	1,00E-03	9,70E-04	-3	1,40E-03	4,20E-04	-70	6,40E-05	1,70E-03	2556
Zn	4,30E-02	4,50E-02	5	9,10E-02	1,90E-02	-79	4,80E-01	5,50E-01	15
SiO₂	1,30E+00	2,60E+00	100	4,30E+00	5,20E+00	21	4,90E+00	6,60E+00	35
C	1,40E+01	1,20E+01	-14	1,60E+01	1,10E+01	-31	4,80E+00	2,40E+00	-50
C inorg	6,70E+00	6,40E+00	-4	1,20E+01	7,60E+00	-37	3,30E+00	3,00E-01	-91
C org	6,90E+00	5,70E+00	-17	4,20E+00	3,50E+00	-17	1,50E+00	2,30E+00	53
Br	5,00E-02	5,00E-02	0	5,00E-02	5,00E-02	0	7,50E+00	7,70E+00	3

Tableau 4.7 Évolution chimique des éléments pour les eaux de surface et les mélanges entre les jours 1 et 14 (suite)

Paramètres (mg/L)	M1-J1	M1-J14	delta en %	M2-J1	M2-J14	Delta en %	M3-J1	M3-J14	Delta en %
Ca	1,20E+01	1,40E+01	17	5,90E+01	5,50E+01	-7	2,80E+02	2,90E+02	4
Mg	2,10E+00	2,50E+00	19	1,20E+01	1,40E+01	17	5,70E+01	6,20E+01	9
Na	2,60E+00	3,00E+00	15	2,50E+01	2,80E+01	12	2,20E+02	2,50E+02	14
K	6,60E-01	7,50E-01	14	4,10E+00	4,10E+00	0	8,10E+01	8,70E+01	7
HCO ₃ ⁻	3,90E+01	3,78E+01	-3	1,83E+00	6,10E-01	-67	6,10E-01	6,10E-01	0
Cl	2,30E+00	2,70E+00	17	8,10E+00	8,50E+00	5	7,20E+01	7,50E+01	4
SO ₄	1,40E+01	1,50E+01	7	2,90E+02	3,00E+02	3	1,50E+03	1,50E+03	0
Al	2,30E-02	1,60E-02	-30	3,50E-02	1,30E-01	271	4,20E-02	2,70E+00	6329
Sb	4,00E-04	4,20E-04	5	5,90E-04	2,00E-05	-97	1,10E-01	2,20E-03	-98
As	2,40E-03	1,90E-03	-21	7,00E-04	3,00E-04	-57	1,20E-01	6,50E-02	-46
Cd	1,00E-03	1,10E-04	-89	5,20E-04	7,10E-04	37	4,70E-02	4,10E-01	772
Cr	1,10E-04	6,00E-05	-45	8,30E-05	2,00E-05	-76	4,10E-05	3,80E-03	9168
Co	1,00E-03	2,90E-05	-97	3,20E-03	3,20E-03	0	3,60E-03	1,90E-02	428
Fer	2,80E-01	1,30E-01	-54	4,30E+01	1,30E+00	-97	9,00E+01	8,60E+00	-90
Mn	6,70E-01	3,60E-03	-99	8,70E-01	8,50E-01	-2	1,00E+00	1,50E+00	50
Mo	1,80E-04	1,80E-04	0	2,60E-04	5,00E-06	-98	7,70E-01	2,50E-04	-100
Ni	1,10E-03	7,80E-04	-29	3,30E-03	8,90E-03	170	1,40E-02	7,90E-02	464
Pb	1,10E-03	3,80E-04	-65	3,60E-04	1,20E-03	233	6,80E-03	2,30E+00	33724
Zn	7,10E-02	1,30E-02	-82	2,80E-01	3,00E-01	7	7,50E-01	6,00E+00	700
SiO ₂	2,60E+00	3,40E+00	31	2,90E+00	3,60E+00	24	2,40E+00	7,40E+00	208
C	1,40E+01	1,20E+01	-14	4,10E+00	2,20E+00	-46	6,30E+00	4,40E+00	-30
C inorg	8,30E+00	6,70E+00	-19	1,80E+00	3,00E-01	-83	1,00E+00	3,00E-01	-70
C org	5,40E+00	4,80E+00	-11	2,30E+00	2,00E+00	-13	5,20E+00	4,20E+00	-19
Br	5,00E-02	5,00E-02	0	3,80E+00	3,70E+00	-3	5,30E+01	5,50E+01	4

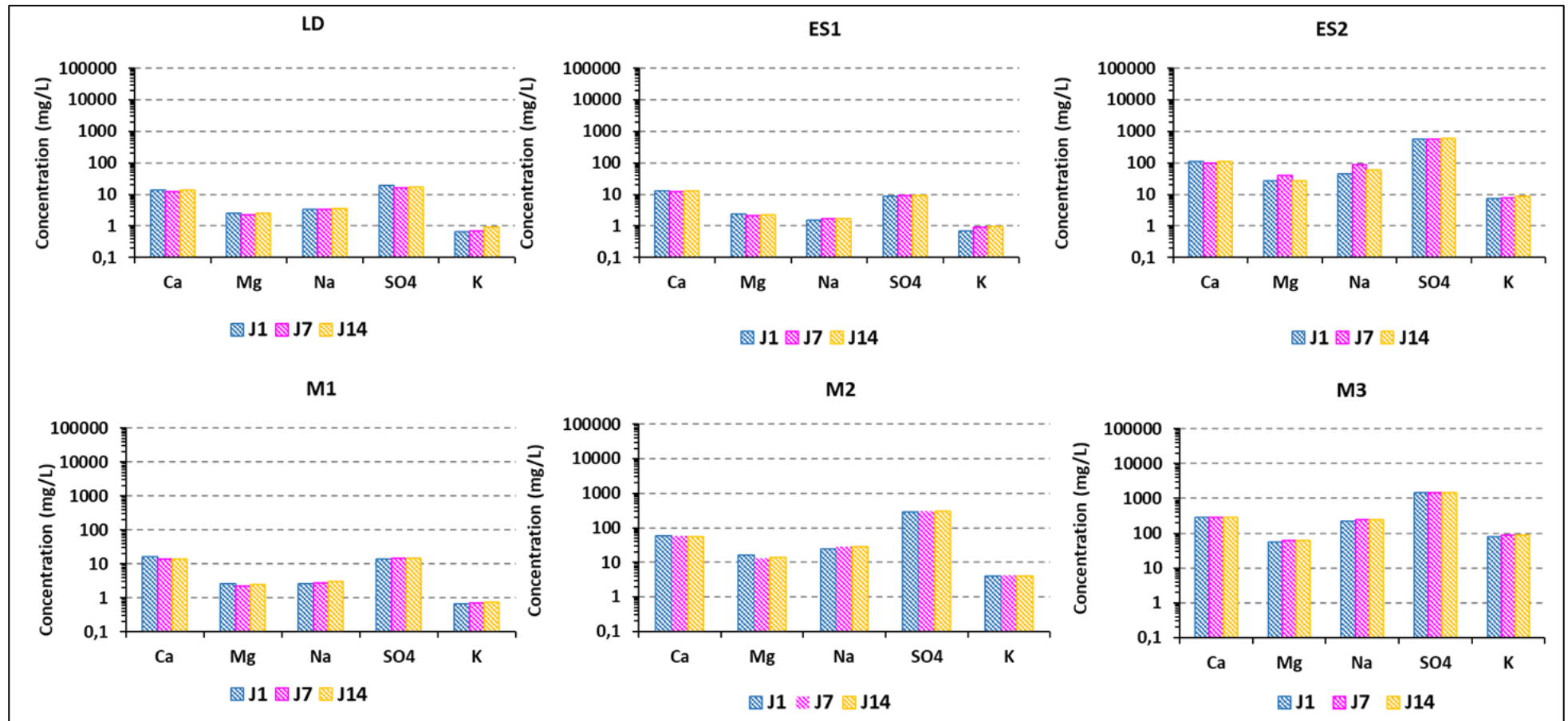


Figure 4.8 Évolution des éléments majeurs aux jours 1, 7 et 14

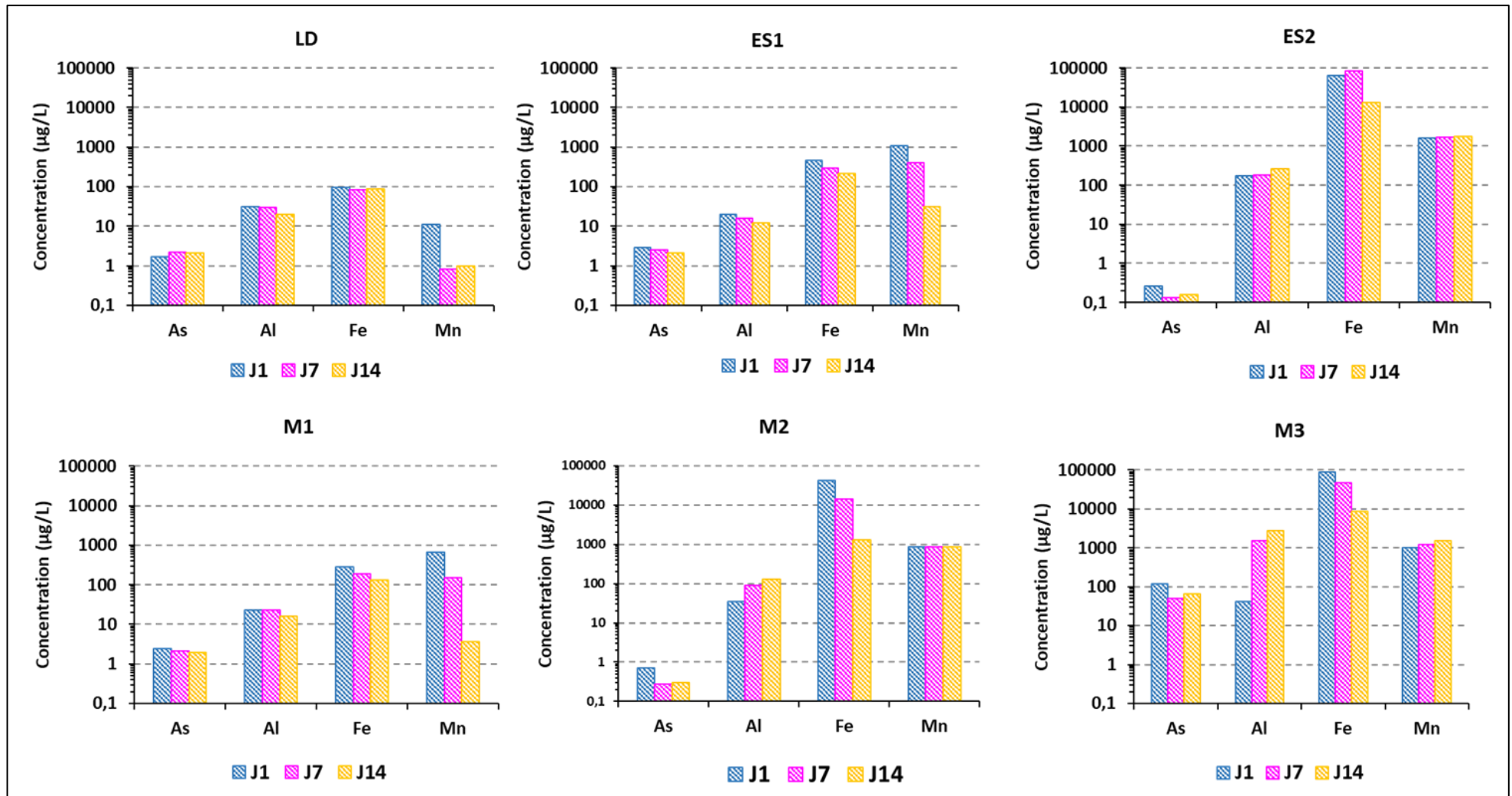


Figure 4.9 Évolution de métaux (As, Al, Fe, Mn) aux jours 1, 7 et 14

4.2.3 Processus de formation des minéraux secondaires

La diminution des concentrations de Fe durant les expériences pourrait s'expliquer par la précipitation d'oxyhydroxydes de Fe sous forme de minéraux secondaires (figure 4.9). L'apparition de ces minéraux précipités néoformés a fait l'objet d'un suivi visuel au laboratoire aux jours 1, 14, et 200 tel que présenté aux photos de la figure 4.10. Les échantillons ES2 et M3 ont montré des dépôts ocre sombre au fond des chaudières pendant toute la durée de suivi. Ces colorations sont selon toute vraisemblance dues à l'oxydation du Fe en solution et à sa précipitation.

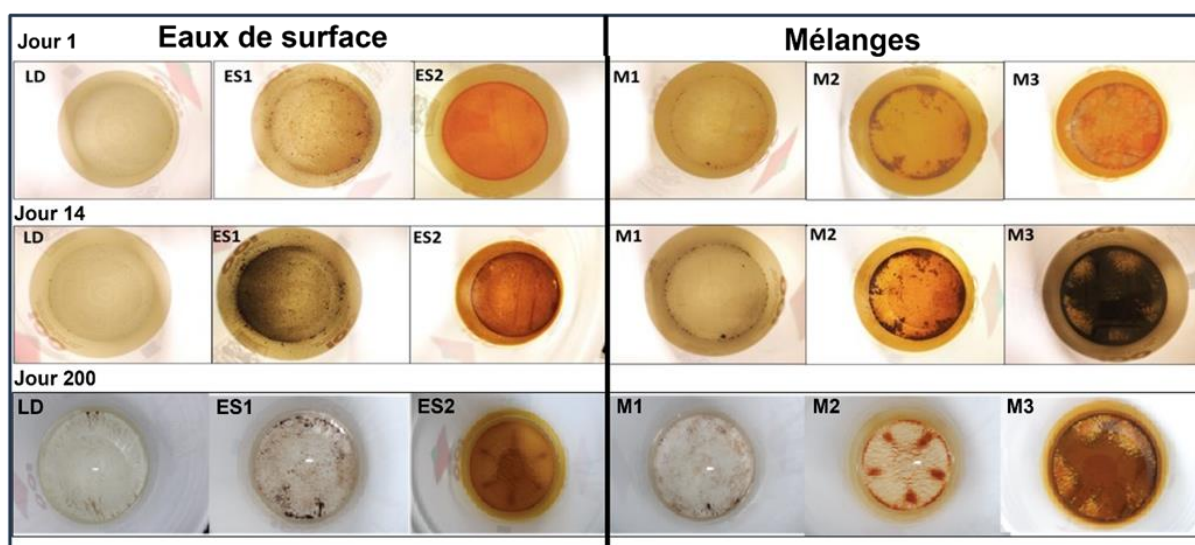


Figure 4.10 Observation visuelle des expériences sur les eaux de surface et les mélanges d'eaux aux jours 1, 14 et 200

Les analyses chimiques révèlent des variations marquées dans les concentrations en métaux sur la durée de suivi des expériences de mélanges (tableau 4.7; figure 4.9). En ce qui concerne l'évolution des concentrations des métaux, la tendance générale est une diminution des concentrations en As et Fe du jour 1 au jour 14 dans la majorité des échantillons d'eaux de surface et des mélanges, à l'exception des échantillons ES2, M2 et M3 qui montrent une augmentation en Al de jour 1 au jour 14. Les concentrations de Mn présentent une variation temporelle différente. On constate une diminution des concentrations du jour 1 au jour 14 pour tous les échantillons à l'exception des échantillons ES2 et M3. L'évolution temporelle des concentrations peut être associée à des processus de précipitation et de dissolution lors des expériences. Fe, As, et Cr, sont les éléments qui présentent les plus fortes diminutions absolues de concentrations lors des expériences. Ces diminutions est peuvent être liées à des processus de précipitation et d'immobilisation par sorption. Al et Mn montrent aussi des du jour 1 au jour

14, vraisemblablement en réponse à des processus de coprécipitation et/ou de sorption (Ryskie, 2023). L'évolution chimique des concentrations en Fe dans tous les échantillons d'eau démontre également une diminution significative durant la durée des expériences. Ceux-ci favorisent la dissolution des minéraux sulfureux, donc l'acidité des milieux. Ces eaux acides sont progressivement neutralisées avec le mélange avec des eaux neutres (M2 et M3) ou par dissolution des minéraux carbonatés (ES2) ou des minéraux silicatés (Plante et al., 2020). Cette augmentation de pH diminue la solubilité des contaminants et conduit à la précipitation des minéraux secondaires, notamment des oxyhydroxydes de SO_4 , de Fe et d'Al. À des pH faibles, de la jarosite peut se former (Nordstrom, 2020), lorsque le pH augmente, de la schwertmannite, de la ferrihydrite ou de la goethite peuvent précipiter (Bigam et al., 1996; Jonsson et al., 2006; Nordstrom, 2020; Schoepfer et al., 2021). Ces éléments piègent les contaminants par les processus de coprécipitation et d'adsorption et une diminution des teneurs dissoutes est constatée dans les DMA lors de la neutralisation (Balistrerie et al., 2007).

Des minéraux secondaires ont été observés dans les travaux de Ryskie (2023) après 17 jours lors d'expériences sur des mélanges d'eaux minières. Les minéraux précipités ont été récoltés après 17 jours afin d'identifier les phases minérales néoformées. Les oxyhydroxydes de Fe, notamment la schwertmannite, la jarosite-K, ainsi que le gypse constituent les principaux minéraux secondaires rencontrés lors des expériences de Ryskie (2023) (figure 4.11). Les minéraux précipités peuvent contrôler les concentrations en ions dissous par adsorption, précipitation ou coprécipitation (Ryskie, 2023).

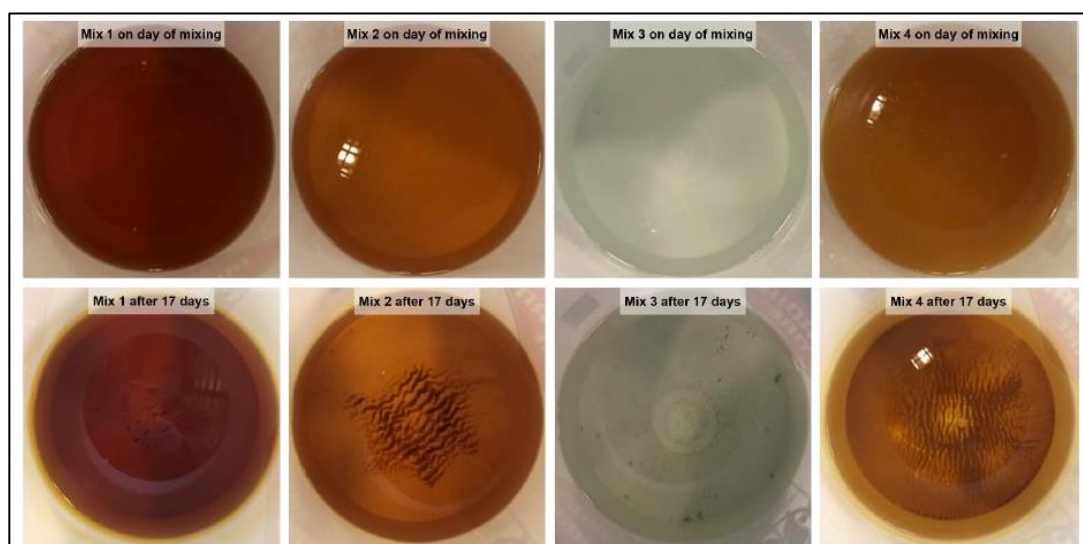


Figure 4.11 Observation visuelle des expériences de mélanges pendant au jour j1, et jour 17
(Ryskie, 2023)

4.2.4 Analyse chimique des minéraux néoformés

Des analyses chimiques ont été réalisées sur les minéraux précipités afin d'identifier les compositions chimiques des solides formés dans les eaux de surface et les mélanges à la suite des expériences de 14 jours. La figure 4.12 et le tableau de l'annexe F présentent les résultats des caractérisations chimiques sur les filtres des solides précipités néoformés pour les échantillons F6-ES1, F6-ES2, F6-M1, F6-EM2 et F6-M3 qui correspondent aux solides précipités des échantillons ES1, ES2, M1, M3 et M3. Selon les résultats obtenus, les solides analysés sont principalement composés d'Al, de Ba, de B, de Fe, de Na, de K et de Zn, dont les concentrations sont supérieures à 100 mg/m², sauf pour les échantillons ES1 et M1 qui montrent des concentrations inférieures à la limite de détection pour le Fe. Ces échantillons contiennent également du silicium, du manganèse et du magnésium avec des proportions moindres que les éléments précités.

Les concentrations élevées des éléments précités dans les solides néoformés au sein des mélanges et des eaux de surface confirment la précipitation des minéraux secondaires qui sont composés par le fer, l'aluminium et le zinc, pouvant ainsi correspondre à des oxyhydroxydes de Fe, d'Al et de Zn.

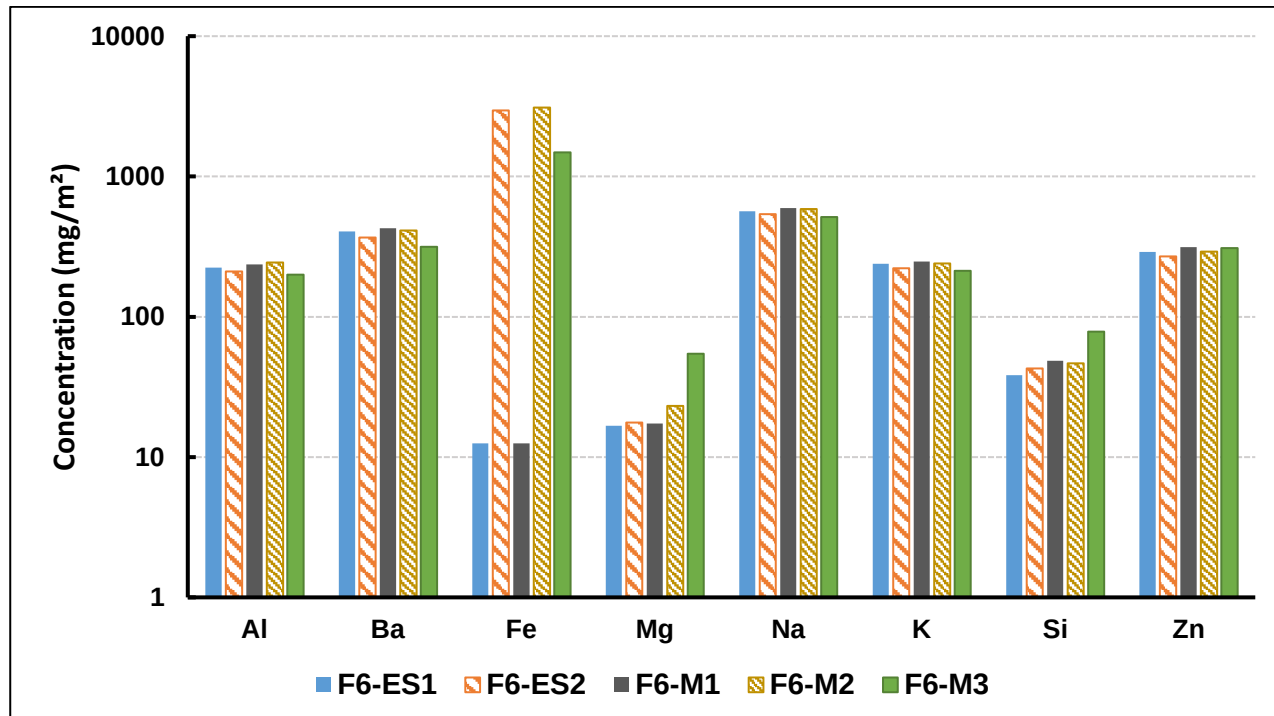


Figure 4.12 Concentrations d'éléments chimiques des solides récupérés sur les filtres des échantillons ES1, ES2, M1, M2 et M3 au jour 14

4.2.5 Modélisation géochimique

Le calcul des indices de saturation et les scénarios de modélisation inverse ont été réalisés à l'aide du logiciel PHREEQC en utilisant la base de données wateq4f. L'objectif était de déterminer les minéraux susceptibles de se former, de comparer les concentrations mesurées pour les mélanges avec celles modélisées à partir des résultats d'analyses, ainsi que d'identifier par modélisation inverse les processus susceptibles d'être responsables de l'évolution des concentrations des éléments.

4.2.5.1 Indice de saturation (IS)

Pour les eaux de surface et les mélanges de ce projet, et en considérant les travaux de Ryskie (2023), les indices de saturation (IS) ont été calculés pour la schwertmannite, la ferrihydrite, la jarosite-K et le gypse. Tous les échantillons sont sous-saturés par rapport au gypse et à la jarosite-K (figure 4.13). Les échantillons des eaux de surface et des mélanges sont toutefois sursaturés par rapport à la ferrihydrite et à la schwertmannite.

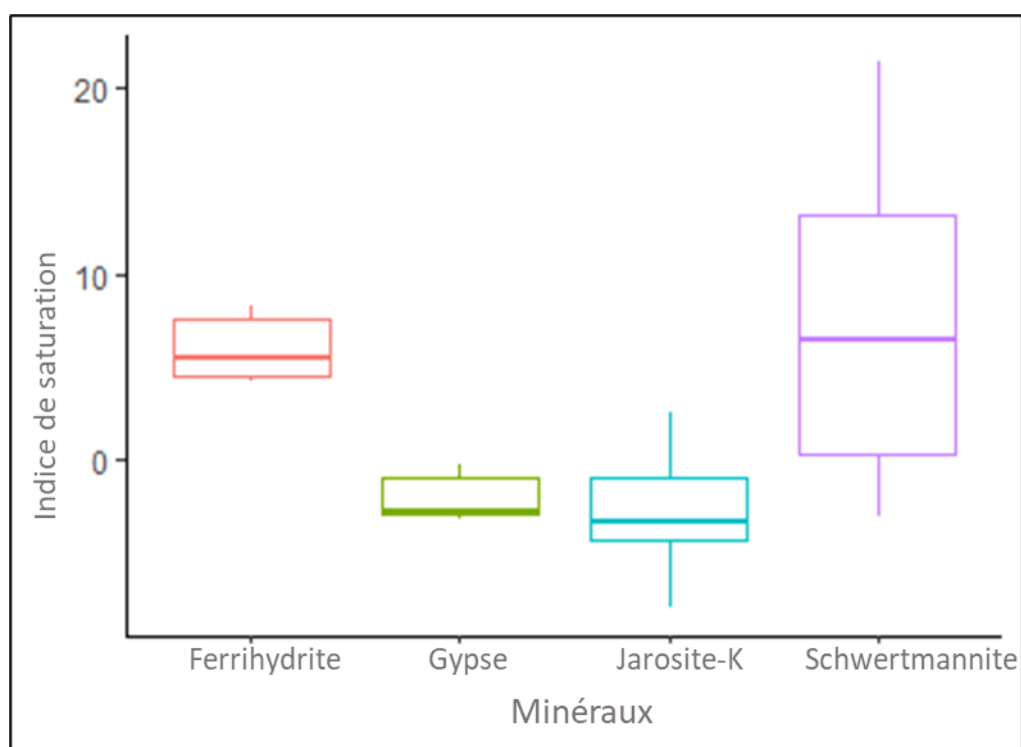


Figure 4.13 Indice de saturation des eaux de surface (LD, ES1, ES2) et des mélanges (M1, M2, M3) aux jours 1, 7 et 14 vis-à-vis la ferrhydrite, le gypse, la jarosite-K et la schwertmannite

4.2.5.2 Comparaison entre les concentrations mesurées avec celles modélisées

Les minéraux schwertmannite, ferrihydrite jarosite-K et le gypse ont été utilisés dans les simulations PHREEQC afin de réaliser les calculs d'équilibre chimique EQUILIBRIUM PHASES et la modélisation inverse. Le choix de ces minéraux est basé sur les résultats chimiques des mélanges et les travaux de Ryskie (2023).

Les IS calculés à l'aide de PHREEQC pour tous les échantillons montrent une sursaturation en schwertmannite (figure 4.13). Ces résultats suggèrent que le minéral schwertmannite est susceptible d'avoir précipité au sein des mélanges pendant la durée de 14 jours. Des travaux antérieurs ont montré que les minéraux schwertmannite et ferrihydrite précipitent au sein des mélanges d'eaux (Kim et Kim, 2021; Scheopfer et Burton, 2021; Ryskie et al., 2023). L'IS calculé pour l'échantillon M1 présente une sous-saturation vis-à-vis le gypse, tandis qu'il est en équilibre pour les mélanges M2 et M3. Les résultats suggèrent donc que le gypse ne précipitera pas dans les mélanges. La précipitation de schwertmannite ($(\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6(\text{SO}_4))$) et de ferrihydrite pourrait expliquer la diminution des concentrations du Fe durant les expériences. Selon la littérature, et notamment les travaux de Schoepfer et Burton (2021), les éléments As, Cr, Se, Mo et Sb peuvent être immobilisés par la présence de schwertmannite par le biais des processus de sorption et de coprécipitation, tandis que l'Al peut être incorporée dans la structure de la schwertmannite (Carrero et al., 2022).

Le phénomène de précipitation des minéraux, notamment la schwertmannite, est le mécanisme clé de l'évolution chimique des mélanges riches en Fe (Ryskie, 2023). Des éléments tels le Pb, le Cd et le Co peuvent être libérés dans l'eau lors de transformations des minéraux. A titre d'exemple, le Pb peut être libéré par la schwertmannite lors de sa transformation en goethite si les conditions du pH, et de Eh le permettent (Kim et Kim, 2021). Les augmentations observées en SO_4 peuvent être expliquées par les processus de dissolutions du gypse. Les mêmes observations ont été proposées par Ryskie (2023).

Ryskie (2023) a utilisé une approche appuyée sur les *keywords* MIX et EQUILIBRIUM_PHASES du logiciel PHREEQC afin de déterminer les processus responsables de la mobilisation et/ de l'immobilisation d'éléments. Cette approche vise à présenter les concentrations modélisées en fonction des concentrations mesurées.

La figure 4.14 présente les interprétations de comparaison des teneurs modélisées avec les concentrations mesurées obtenues par les travaux de Ryskie (2023).

Le script adopté pour la modélisation est présenté à l'annexe G.

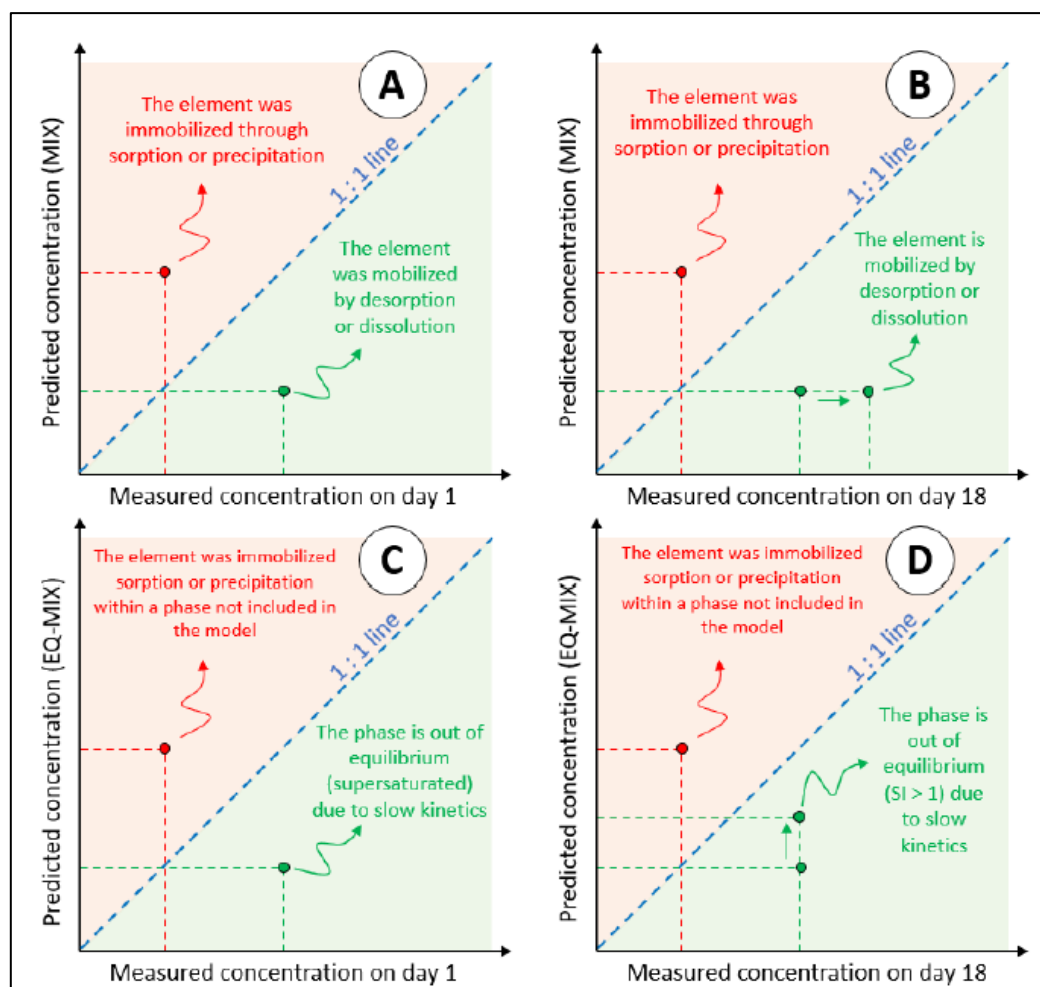


Figure 4.14 Interprétation des comparaisons entre les concentrations prédites et mesurées. La partie (A) illustre le jour 1 avec l'option MIXTURE. La partie (B) illustre le 14 avec l'option MIXTURE. La partie (C) présente le jour 1 avec l'option MIXTURE+EQUILIBRIUM_PHASES et la partie (D) présente le jour 14 avec l'option MIXTURE+EQUILIBRIUM_PHASES (Ryskie, 2023)

Dans le cadre de ce projet, une comparaison des concentrations mesurées avec celles modélisées a été effectuée en se basant sur l'approche décrite ci-dessus (Ryskie, 2023). Les résultats suggèrent que le calcul des mélanges pour M1, M2 et M3, à l'aide de l'option MIX dans PHREEQC ont permis une estimation réaliste des concentrations de mélanges par rapport aux concentrations mesurées aux jours 1 et 14, où la majorité des éléments sont près de la ligne 1:1 (figure 4.15a). En revanche, les teneurs mesurées ont montré plus de variabilité lorsque les concentrations modélisées ont été déterminées avec l'option EQUILIBRIUM_PHASES+MIX, avec la plupart des concentrations se situant au-dessus de la ligne 1:1 pour l'option EQUILIBRIUM_PHASES+MIX (figure 4.15).

Les données de la figure 4.15 révèlent que les concentrations prédites sont supérieures aux concentrations réelles, suggérant que plusieurs éléments sont immobilisés par sorption ou coprécipitation. En effet, la présence de schwertmannite peut favoriser l'immobilisation des oxyanions comme l'As, expliquant les faibles concentrations en cet éléments. Ces résultats sont cohérents avec les résultats issus des travaux de Ryskie (2023).

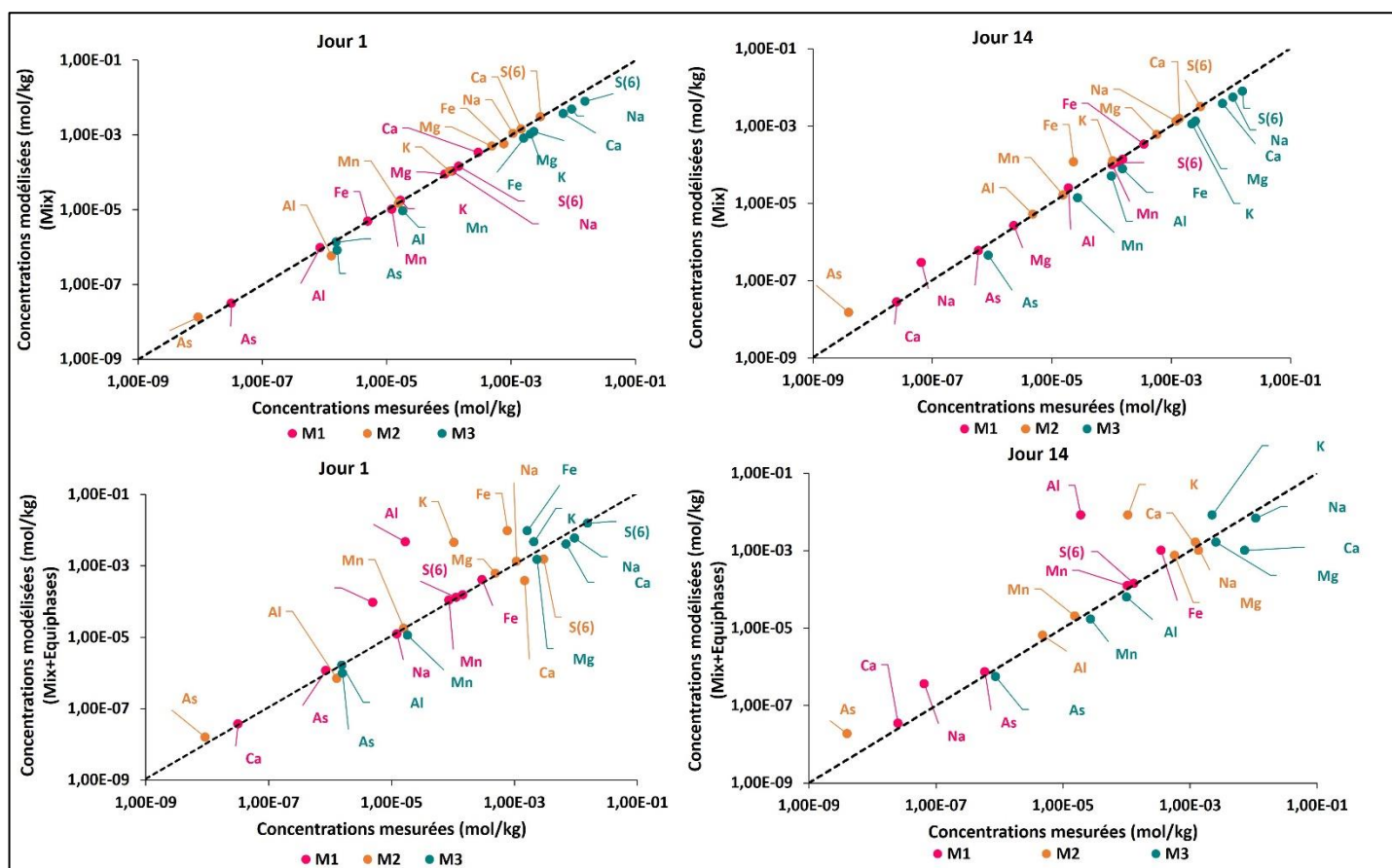


Figure 4.15 Comparaison entre les concentrations modélisées avec celles mesurées au laboratoire pour les mélanges M1, M2 et M3 aux jours 1 et 14

La modélisation inverse a été réalisée pour le mélange M3 à l'aide de l'option INVERSE_MODELING dans PHREEQC. En effet, cette approche permet de modéliser les transferts molaires des phases minérales identifiées dans les mélanges d'eau entre le jour 1 et le jour 14. Tel que mentionné précédemment, et comme pour les calculs d'EQUILIBRIUM_PHASES, les phases minérales utilisées dans les scénarios de modélisation inverse sont la schwertmannite, la jarosite-K, la ferrihydrite, et le gypse. Les résultats des simulations sont présentés à la figure 4.16.

En général, les modèles ne représentent que des estimations des transferts de moles de phases dans les systèmes modélisés, en raison du nombre limité de phases incluses dans les calculs et des multiples solutions possibles (Ryskie, 2023).

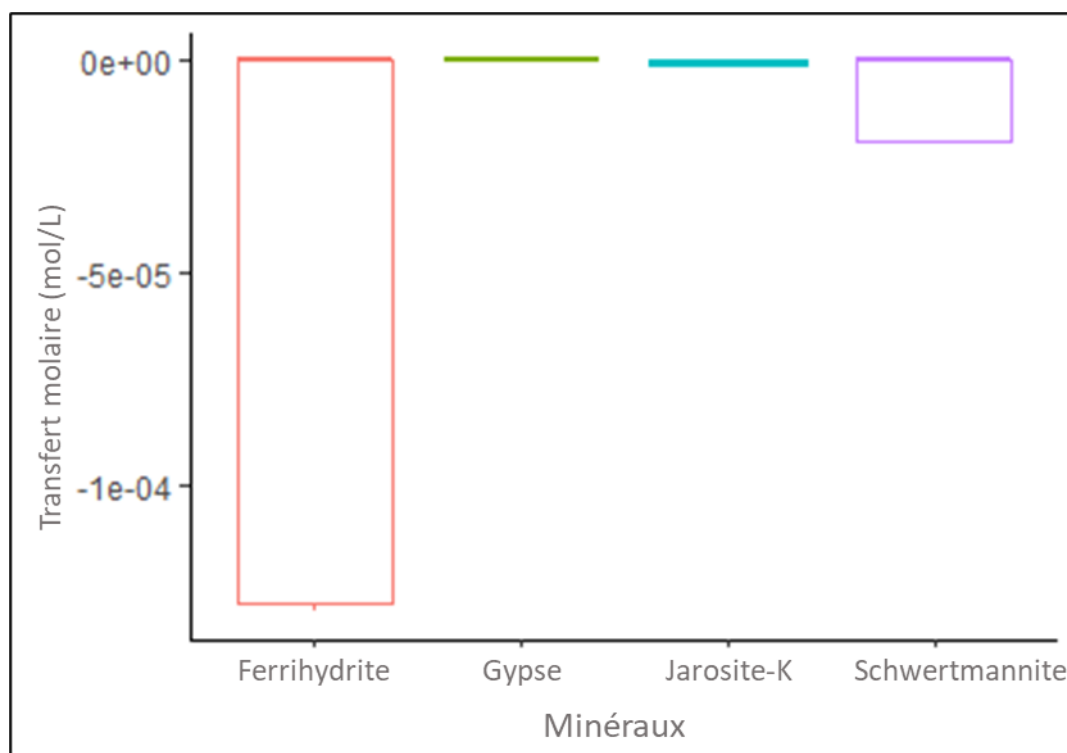


Figure 4.16 Transfert de phase calculé à partir des modèles inverses pour le mélange M3

Les modèles inverses estiment que les transferts molaires associés à la précipitation de la ferrihydrite serait plus élevés que ceux associés à la précipitation de schwertmannite. Cette estimation peut être expliquée par la différence dans la composition chimique des deux minéraux, notamment au niveau des atomes de Fe (Huit atomes de fer pour la schwertmannite et 1 atome de fer pour la ferrihydrite). De même, dans le site Quémont-2, Kahlaoui (2020) a réalisé des modèles inverses à l'aide PHREEQC afin d'estimer les fractions des mélanges contribuant à la composition chimique des eaux de résurgence au pourtour du parc. Les résultats de la modélisation avaient suggéré des échanges hydrauliques entre les eaux du parc et les eaux de du roc qui font résurgences. D'après les modèles de Kahlaoui (2022), les mécanismes intervenant dans la résurgence des eaux souterraines contaminé à la surface du parc impliquent principalement la dissolution de la calcite, du gypse, de la jarosite, et de la schwertmannite ainsi que la précipitation de la goethite. En effet, l'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} implique la précipitation de la goethite et de la schwertmannite (Kahlaoui, 2022). Dans ce cas, la précipitation de la schwertmannite lors des expériences de mélanges est cohérente avec les résultats de Kahlaoui (2022).

4.2.6 Carte thermique et analyse statistique

Les analyses ascendantes hiérarchiques et en composantes principales (ACP) ont été réalisées pour identifier les relations entre les variables hydrogéochimiques pour les échantillons d'eaux de surface (LD, ES1, ES2) et les mélanges (M1, M2, M3). L'analyse ascendante hiérarchique obtenue avec la carte thermique (figure 4.17) permet de diviser les paramètres analysés en deux groupes principaux :

- Groupe 1 : As, Cr, Cu, Pb, Sb, Se et Mo.
- Groupe 2 : Fe, Mn, Na, K, Cl, SO₄, Ca, Mg, Ni, Zn, Co, Al et Cd.

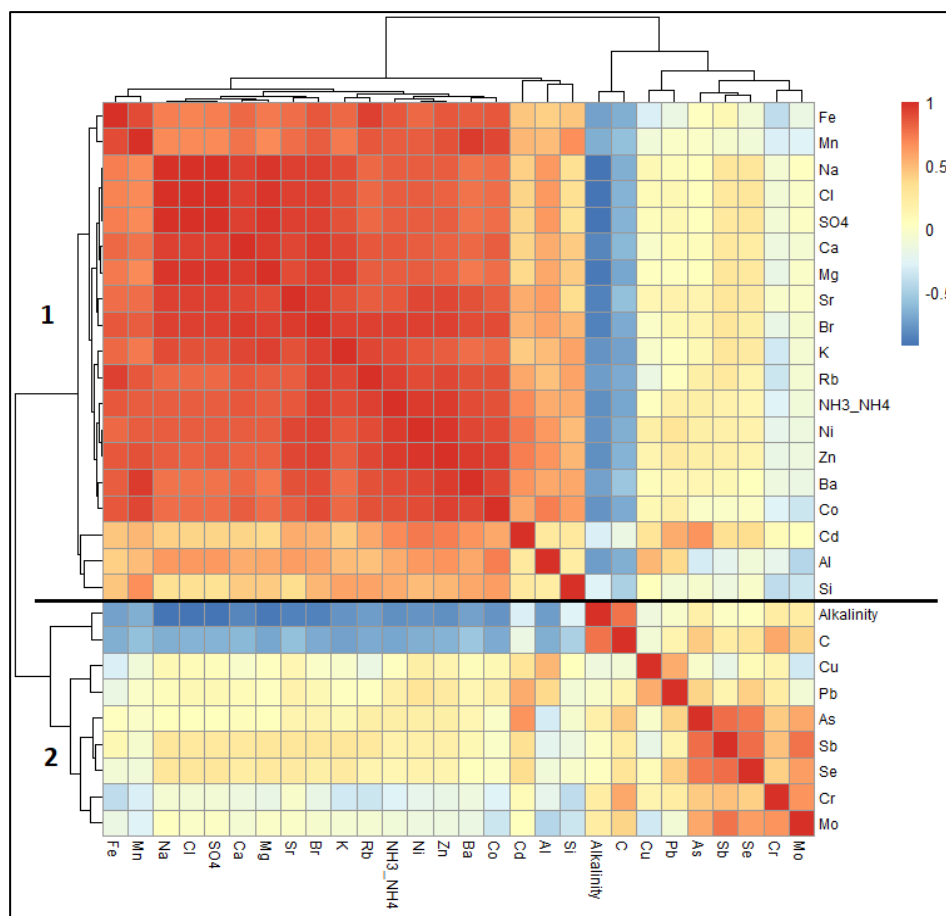


Figure 4.17 Carte thermique de corrélation des paramètres analysés

L'ACP a été utilisée pour extraire et visualiser les informations importantes contenues dans les données (LD, ES1, ES2, M1, M2, M3) multivariées. L'ACP des variables reflète les différents groupes et corrélations obtenues en utilisant la carte thermique (figure 4.18).

L'ACP a permis de regrouper les échantillons en 3 groupes selon les teneurs en éléments chimiques. Les deux axes principaux d'ACP permettent d'expliquer jusqu'à 82,8% des observations des échantillons d'eaux de surfaces et des mélanges. L'axe 1 explique 65,7% de

la dispersion de nuage des variables, alors que l'axe 2 explique 17,1% de la dispersion de nuage des variables (annexe H présente l'ACP des variable des eaux et des mélanges d'eaux et le pourcentage des dimensions pour chaque axe).

Les différents paramètres chimiques sont présentés pour chaque groupe dans l'ordre décroissant de concentration.

- La classe 1 (LD, ES1, M1) est composée d'échantillons partageant :
 - Des teneurs élevées pour les variables alcalinité, C organique et le C inorganique
 - Des faibles teneurs pour des variables Cu, Se, Cr, Pb, Cd, Rb, As, Sb, et Mo
- La classe 2 (M3) est composée d'échantillons partageant :
 - Des teneurs élevées pour les variables associées aux principaux contaminants (Zn, Ni, Cu, Se, Cr, Pb, Cd, Rb, As, Sb, et Mo)
 - Des faibles teneurs pour des variables alcalinité, C organique, C inorganique et Fe
- La classe 3 (ES2, M2) est composée d'échantillons partageant :
 - Des teneurs élevées pour les variables Fe, Mn et NO₂ et NO₃
 - Des faibles teneurs pour des variables alcalinité, C organique, C inorganique, et les principaux contaminants, Zn, Ni, Cu, Se, Cr, Pb, Cd, Rb, As, Sb, et Mo.

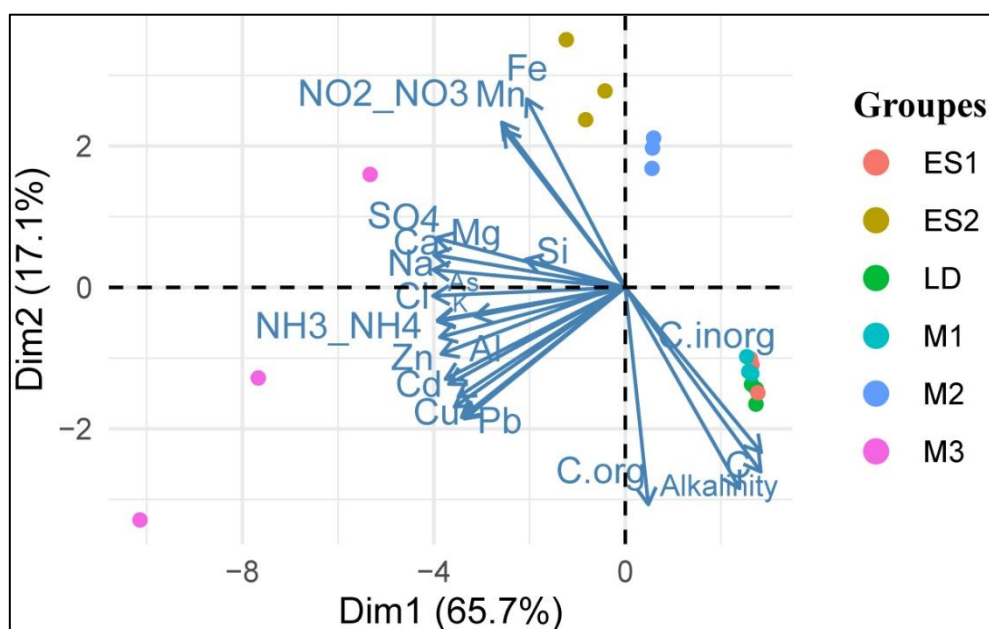


Figure 4.18 Analyse en composantes principales des paramètres analysés pour les échantillons d'eaux de surface et les mélanges

4.2.7 Corrélations entre les éléments chimiques et les échantillons de l'eau

Les résultats de la carte thermique démontrent deux principaux groupes, soit (1) un groupe composé de Cu, Se, Cr, Pb, Cd, Rb, As, Sb et Mo, et (2) un groupe composé de Mn, Co, Zn, Al, Ni, Br, Sr, Fe, SO₄, Mg, Na, alcalinité, Ca et Cl (tableau 4.8). Les éléments qui caractérisent le groupe (2) suggèrent une influence des processus de dissolution et de précipitation. En effet, le Ca présente une forte corrélation positive avec SO₄, ce qui suggère la dominance des réactions de dissolution de gypse, une hypothèse cohérente avec le calcul de l'IS par rapport au gypse. Ce groupe est caractérisé par des éléments majeurs contrôlés principalement par les réactions de l'altération des minéraux notamment les processus de l'hydrolyse des silicates et la dissolution des carbonates. Le Mn quant à lui présente une forte corrélation positive avec le Fe, suggérant que ces deux éléments sont affectés par les processus d'oxydoréduction (Bondu, 2017 ; Rey, 2020). Pour le groupe 1, l'As est corrélé négativement avec Mn et Fe. Cela pourrait être expliqué par les mécanismes d'adsorption et de coprécipitation de l'As avec les hydroxydes de fer (Ryskie, 2023), conduisant aux faibles teneurs en As. Le groupe 1 présente des éléments associés principalement à la contamination à partir des résidus miniers (Cu, Se, Cr, Pb, Cd, Rb, As, Sb, Mo).

Tableau 4.8 Classification de différents paramètres analysés en se basant sur la carte thermique

Groupe	Substances	Phases minérales	Réactions	Indicateurs potentiels
1	NO ₂ , Cr, C, Ba, Cu, Pb, Se, Cd, Rb, As, Sb, Mo	Les contaminants sont abondants, les oxydes et les hydroxydes pourraient donc être impliqués dans les réactions	La stabilité des oxydes et des oxyhydroxydes devraient être fortement contrôlées par le pH	La précipitation des oxydes et des oxyhydroxydes devraient entraîner une diminution du SO ₄ et du Fe et une augmentation du pH
2	Mn, Co, Zn, Al, Ni, Br, Sr, SO ₄ , Mg, Fe, Na, NH ₃ , Br, Ca	La présence d'éléments Alcalins et alcalino-terreux suggère que des carbonates et des silicates pourrait être impliqués dans les réactions	Hydrolyse des minéraux silicatés ainsi que la dissolution des carbonates (dépendre du pH)	L'hydrolyse du silicate et la dissolution du carbonate devraient entraîner une augmentation du pH

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La documentation des impacts des contaminants générés par les activités anthropiques sur les milieux environnants représente un enjeu critique tant sur le plan sociétal que scientifique. Cette question est essentielle dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, considérant (1) la forte dépendance de la population envers les eaux souterraines et les eaux de surface, (2) l'abondance de milieux naturels et de cours d'eau récepteur, et (3) l'importance de l'activité minière dans la région. La présente étude s'insère dans ce contexte et vise à caractériser et évaluer des contaminants dans les solides et les eaux d'un parc à résidus et en périphérie de ce dernier. Le site d'étude est le parc à résidus Quémont-2 de la compagnie minière Glencore Canada Corporation – Fonderie Horne, siège d'une activité minière pendant plus de 90 ans. Le site est localisé au sud-est du lac Dufault, à environ 3 km au nord de la Ville Rouyn-Noranda. Le lac Dufault constitue la principale prise d'eau de surface de la Ville de Rouyn-Noranda. Le parc à résidus représente une source potentielle de contamination de l'environnement, entre autres les solides et les eaux (eau souterraine et eau de surface) des milieux récepteurs environnants.

Le travail réalisé dans le cadre de ce projet de recherche a comporté deux principaux volets. Le premier volet a consisté à caractériser et évaluer des échantillons solides (résidus et sédiments) prélevés dans l'ancien et le nouveau parc à résidus, dans le milieu naturel et au lac Dufault. Ce choix permet d'assurer un suivi spatial depuis l'amont de la zone d'étude au niveau du parc à résidus, vers l'aval au lac Dufault. Le second volet a consisté à prédire la qualité chimique des mélanges d'eaux réalisés à partir des échantillons d'eaux de surfaces prélevés en périphérie du parc et un échantillon d'eau souterraine des résidus. L'étude des mélanges d'eaux vise à fournir une meilleure compréhension sur les variations géochimiques dans les activités des contaminants, la spéciation, les indices de saturation ainsi que l'identification des processus de mobilisation et d'immobilisation qui contrôlent l'évolution de ces contaminants dans les eaux mélangées du parc à résidus.

Les analyses effectuées sur les solides, les eaux de surface ainsi que les mélanges réalisés sur le terrain ont permis d'évaluer:

- la composition chimique des solides, des eaux et des mélanges;
- le potentiel de lixiviation des solides;
- le potentiel de génération d'acide des solides;
- la composition géochimique des eaux et des mélanges d'eaux;

- les processus qui contrôlent l'évolution géochimiques des éléments dans les mélanges d'eaux;
- les concentrations des différents contaminants à l'équilibre à l'aide du PHREEQC en utilisant la base de données wateq4f;
- de comparer des concentrations de mélanges d'eaux modélisées avec celles réelles.

La figure 5.1 présente le modèle conceptuel du site Quémont-2 avec les principaux résultats et interprétations. Les solides échantillonnés et les mélanges d'eaux sont représentés sur le modèle. Les résultats obtenus à la suite des travaux de caractérisations des solides et des eaux ont permis de tirer les principales conclusions suivantes :

Caractérisation des solides :

- L'analyse chimique des solides a démontré que tous les solides prélevés sur le site démontrent des concentrations en contaminants supérieures au critère générique « A »;
- Les échantillons R1-AP1-22, R2-NP1-22, et R3-NP2-22, localisés dans le parc à résidus, montrent des concentrations élevées en métaux traces (Ag, As, Cd, Cr, Cu, et Se) probablement associé aux émissions atmosphériques;
- Les solides S4-MN2-22, S5-ZH-22, situés dans la zone d'exfiltration, sont considérés lixiviables en argent, en cadmium, en cuivre, en manganèse et en zinc, suggérant une possible contamination par les eaux d'exfiltration en provenance du parc à résidus;
- Les sédiments S1-LD-22, S2-LD-22, et S3-MN2-22 sont considérés lixiviables pour différents métaux (Ag, Cu, Pb, et Zn), suggérant que ces échantillons sont affectés par une contamination liée aux activités de la fonderie;
- Les échantillons S4-MN2-22, S5-ZH-22 et R2-NP1-22 sont jugés PGA, alors que les échantillons S1-LD-22, S2-LD-22, S3-MN1-22, R1-AP1-22 et R3-NP2-22 sont jugés NPGA. Des mesures de contrôle de génération de drainage sont donc recommandées afin de prédire le plus en amont possible la génération d'acide.

Les recommandations et besoins en recherche de cet axe peuvent être formulés comme suit :

- Il est souhaitable de réaliser des travaux de caractérisation minéralogique plus poussés dans le but de déterminer les minéraux sulfurés (minéraux acidogènes) et/ou carbonatés (minéraux neutralisants) afin d'identifier et quantifier les minéraux ayant une capacité de sorption.
- Les essais de lixiviation CTEU-9 et SPLP ont été réalisés conformément au guide afin d'identifier les contaminants qui pourraient être mobiles selon les différentes conditions et qui pourraient causer des effets néfastes sur le milieu environnant. Cela est pertinent car il s'agit vraisemblablement d'une étape primordiale pour une meilleure caractérisation environnementale. La réalisation des essais de lixiviation de type TCLP est recommandé afin d'évaluer le potentiel de lixiviation des solides prélevés dans les conditions fortement acides ainsi que de déterminer s'ils sont « à risques élevés ».
- Les essais cinétiques du PGA sont recommandés aussi afin d'estimer la vitesse de réaction d'oxydation des sulfures et de neutralisation de l'acidité générée.

Géochimie des eaux et des mélanges réalisés :

- Le suivi temporel des paramètres *in-situ* montre une augmentation générale de la CE et du POR de jour 1 au jour 14, alors que le pH montre une diminution générale sur la durée des expériences;
- Les teneurs mesurées en Ca et Mg montrent une légère diminution du jour 1 au jour 14, alors que les concentrations de K et Na ont montré une légère augmentation pendant la durée de l'essai;
- La formation de minéraux secondaire, notamment la schwertmannite, la jarosite-K et la ferrihydrite;
- La combinaison des analyses chimiques avec des analyses statistiques et des approches de modélisation a permis d'identifier que la précipitation des oxyhydroxysulfates tel que la schwertmannite est le mécanisme clé qui contrôle l'évolution géochimique de mélanges d'eaux;
- Les observations visuelles faites sur les solides pendant et après la réalisation des expériences de mélange au laboratoire suggèrent l'apparition des minéraux secondaires;

- Les faibles concentrations en éléments Cu, Se, Cr, Pb, Cd, Rb, As, Sb et Mo obtenues peuvent être due principalement à l'immobilisation de ces éléments par la précipitation des minéraux secondaires ferreux;
- La présence de particules d'Al et de Fe peut diminuer les concentrations des autres éléments tels que l'As et Mn par les processus de coprécipitation et d'adsorption;
- La cinétique de formation des minéraux secondaires peut jouer un rôle important dans l'évolution géochimique des contaminants;
- Les analyses chimiques des solides formés ont confirmé la précipitation des oxyhydroxydes de fer;
- Les modélisations directes et inverses réalisées en utilisant PHREEQC a permis de présenter les informations sur les concentrations des contaminants dissous dans les eaux et sur les phases minérales susceptibles de contrôler les processus de l'évolution géochimiques des eaux.

Les recommandations et besoins de recherche de cet axe peuvent être formulés comme suit :

- Les observations réalisées ci-dessus s'appuient sur la réalisation simplifiée de trois mélanges de proportion égal 50%-50%. En ce sens, les évaluations proposées impliquent un niveau d'incertitude qui pourrait être réduit en employant des mélanges avec des proportions différentes et qui couvrent une plus grande échelle afin de mieux comprendre les variations géochimiques dans les activités des contaminant ainsi que les processus de mobilisation et d'immobilisation qui contrôlent l'évolution de ces derniers.
- Le suivi réalisé dans le cadre de la présente étude est de trop courte durée pour émettre des prédictions fiables sur le comportement géochimique des contaminants à long terme. Il est recommandé de maintenir le suivi plus longtemps que 14 jours afin de mieux quantifier le comportement par l'atteinte de l'équilibre.
- L'utilisation des filtres inférieurs à 0,45 μm et la méthode de centrifugation pour éliminer les particules colloïdales qui constituent les principales sources d'erreurs au niveau de la modélisation, seraient une alternative pertinente afin d'obtenir des résultats plus représentatifs de la réalité.
- La réalisation des analyses minéralogiques et biologiques en complément aux analyses chimiques permettrait de mieux identifier les phases minérales présentes dans les solides

formés dans les eaux ainsi que d'identifier la présence des bactéries qui peuvent contrôler les processus géochimiques des contaminants, respectivement.

- Les simulations réalisées par PHREEQC ont permis d'évaluer la spéciation des espèces dissoutes et les indices de saturation. Néanmoins, l'utilisation d'autre logiciel de modélisation qui prend en considérations le transport de masse, les processus biologiques et géochimiques serait un atout pour mieux comprendre la mobilisation des contaminants en fournissant une discussion intégrée des processus de transport de masse, des équilibres thermodynamiques et de la cinétique des réactions chimiques.

En conclusion, les résultats de ce projet de recherche ont permis d'atteindre les objectifs visés, soit l'identification de la composition chimique des solides, l'évaluation du potentiel de génération d'acide et de lixiviations. La modélisation géochimique des mélanges du lac Dufault avec les eaux d'exfiltrations et l'eau d'un puits dans les résidus a permis de mettre en évidence l'importance des processus de précipitation sur l'évolution géochimique des eaux. Ce projet a permis d'améliorer les connaissances géochimiques entre le parc à résidus Quémont-2, le milieu naturel, et le lac Dufault qui constitue un milieu récepteur à protéger pour un développement durable.

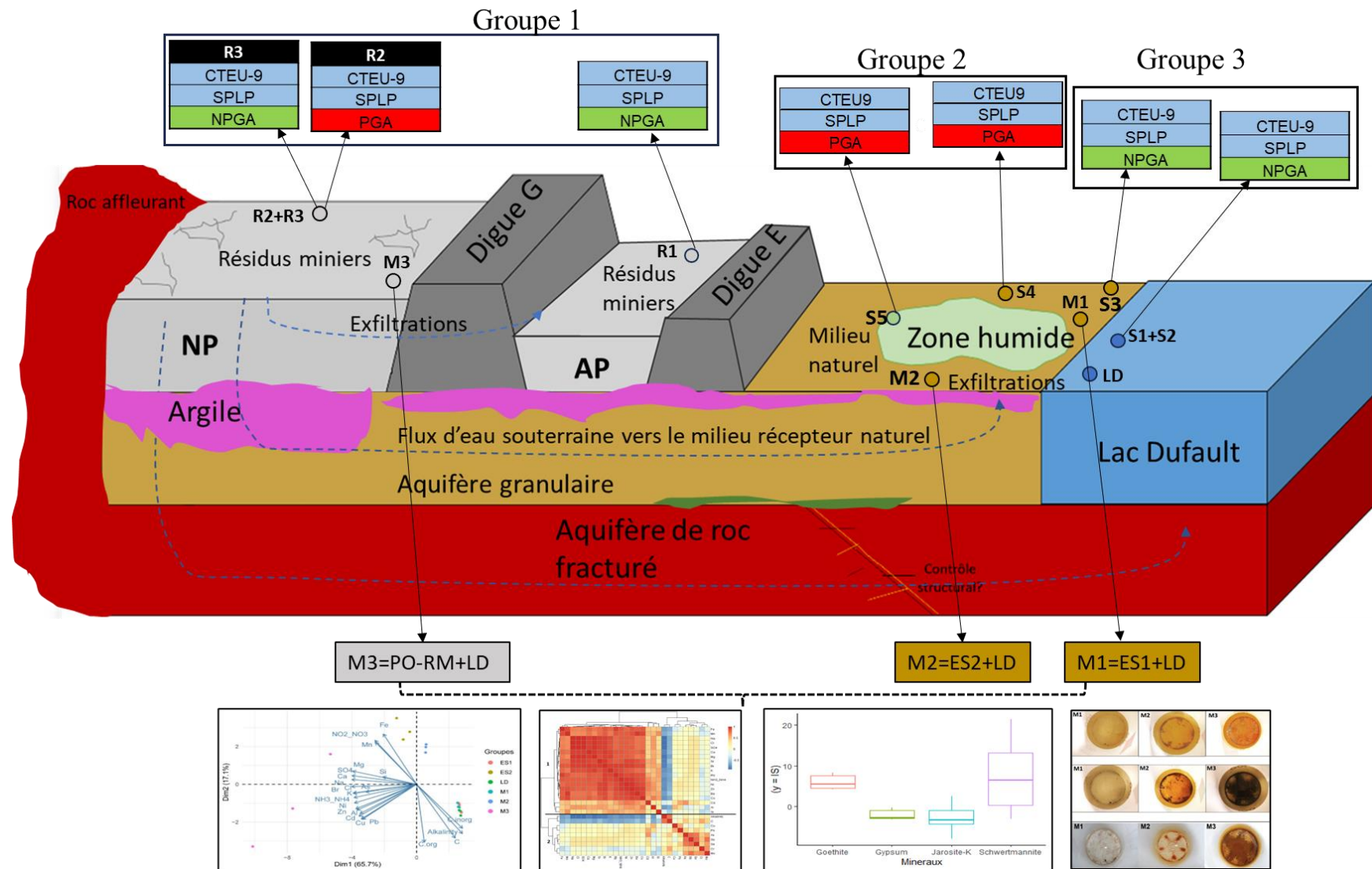


Figure 5.1 Synthèse des principaux résultats et interprétations

RÉFÉRENCES

- Abderrahmane, M. R., Salhi, A., et Mebarki, F. (2022). Toxicité des métaux et leurs effets sur la santé humaine et l'environnement (Doctoral dissertation, Université Larbi Tébessi-Tébessa).
- Alloway, B. J. (2013). Sources of Heavy Metals and Mettaloïds in Soils. In B.J Alloway (Ed.), Heavy Metals in soils (PP. 11-50). Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>.
- Alpers, C.N., Blowes D.W., Nordstrom D.K., et Jambor J.L. (1994). Secondary minerals and acid mine-water chemistry. In: Jambor J.L. et Blowes D.W. (Eds), Schort course handbook on environmental geochemistry of sulphide mine waste. Mineralogical Association of Canada, 22, 247-270.
- Appelo, C., et Postma, D. (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd. Ed. Balkema, Rotterdam.
- Arafat, N.M. (1985). The impact of mining and smelting on trace metal distribution in lake sediments around Rouyn-Noranda, Quebec. Water Pollution Research Journal of Canada, 20, 1-8.
- ATSDR, U. (2004). Toxicological profile for copper. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) , U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, 1-265.
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002). Environnement et gestion des résidus miniers. Les presses Internationales Polytechnique de Montréal, QC, Canada.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B. et James, M. (2015). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA: Symposium 2015 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 14-17 juin 2015, 67p.
- Awoh, A. S., Mbonimpa, M., et Bussière, B. (2020). 6 Water Covers. Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage, 135.
- Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France): Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France): 1-410.
- Bedekar, V., Morway, E. D., Langevin, C. D., et Tonkin, M. J. (2016). MT3D-USGS version 1: A US Geological Survey release of MT3DMS updated with new and expanded transport capabilities for use with MODFLOW (No. 6-A53). US Geological Survey.

- Balistrieri, L. S., Seal II, R. R., Piatak, N. M., et Paul, B. (2007). Assessing the concentration, speciation, and toxicity of dissolved metals during mixing of acid-mine drainage and ambient river water downstream of the Elizabeth Copper Mine, Vermont, USA. *Applied Geochemistry*, 22(5), 930-952.
- Beaulieu, M. (2021). Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Québec, mai 2021, 326 p.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M.J. McLaughlin & P. Marion. (2000). Environmental desulphurization of four canadian mine tailings using froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 6: 57-74.
- Benzaazoua, M. et Kongolo, M. (2003). Physico-chemical properties of tailing slurries during environmental desulphurization by froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 69: 221-234.
- Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Taha, Y., Kormos, L., Kabombo, D., Lessard, F., Bussière, B., Demers, I., et Kongolo, M. (2017). Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 1 challenges of desulphurization process and reactivity prediction. *Journal of Cleaner Production*, 162, 86-95.
- Bethke, C.M., (1996). *Geochemical reaction modeling: Concepts and applications*. Oxford University Press, New York.
- Bigham, J. M., Swertmann, U., Pfab, G. (1996). Influence of pH on mineral speciation in a bioreactor simulating acide mine drainage. *Applied Geochemistry*, 11, 845-849.
- Bondu, R. (2017). Origine et distribution de l'arsenic dans l'eau souterraine de l'aquifère rocheux fracturé du bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue. (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E. et Roy, M. (2020). An exploratory data analysis approach for assessing the sources and distribution of naturally occurring contaminants (F, Ba, Mn, As) in groundwater from southern Quebec (Canada). *Applied Geochemistry*, 114, 104500. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104500>
- Borgmann, U., Norwood, W., et Dixon, D. (2004). Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyaella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. *Environmental Pollution*, 131(3), 469-484.
- Borgmann, U., Neron, R., Norwood, W.P., 2001. Quantification of bioavailable nickel in sediments and toxic thresholds to *Hyaella azteca*. *Environmental Pollution*, 111, 189-198.

- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., et Plante, B. (2014). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Environnement, Ingénierie & Développement*.
- Bussière, B. (S.D). Base de données des Sites miniers abandonnés du Québec. Chaire de recherche du Canada sur la restauration des sites miniers abandonnés. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (accès web non public).
- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J. et Bois, D. (1995). Utilisation des résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technicoéconomique sur deux cas réels. *Proceedings of Sudbury, Conference on Mining and the Environment*, Ed. Hynes T.P. & Blanchette M.C., Sudbury, Ontario, Vol. 1.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J., D. Bois et S. Servant. (1998a) Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II. Rapport final soumis au ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., Benzaazoua, M. (2005). Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d’entreposage de rejets miniers abandonnées. Dans. *Proceedings of the Symposium 2005 sur L’environnement et les Mines*.
- Bussière, B., et Guittonny M., (2020). Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage.
- Callender, E. (2005). Heavy Metals in the. *Environmental Geochemistry*, 9, 67.
- Callender, E., (2003). Heavy Metals in the Environment—Historical Trends, *Treatise on Geochemistry*, 9: 612. DOI:10.1016/B0-08-043751-6/09161-1.
- Carrero, S., Fernandez-Martinez, A., Pérez-López, R., Cama, J., Dejoie, C., Nieto, J. M. (2022). Effects of aluminum incorporation on the schwertmannite structure and surface properties. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24, 1383-1391.
- Cattaneo, A., Couillard, Y., Wunsam, S. (2008). Sedimentary diatoms along a temporal and spatial gradient of metal contamination. *Journal of Paleolimnology*, 40(1), 115-127.
- CCME. Conseil Canadien des Ministres de l’Environnement. (1995). Protocole pour l’élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique.
- Cloutier, V., Pitre, O., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Gourde-Bureau, C., Nadeau, S., Rosa, E. (2013). Recherche sur les impacts de l’exploitation des ressources naturelles et des dépôts en tranchée sur l’eau souterraine des eskers et moraines de l’Abitibi-Témiscamingue, 128p.

- Cloutier, V., Rosa, E., Nadeau, S., Dallaire, P.-L., Blanchette, D., Roy, M. (2015). PACES – AT (partie 2). Rapport final déposé au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) dans le cadre du PACES – Qc. . Rapport de recherche P002.R3. GRES, IRME, UQAT, 313 p., 15 annexes, 24 cartes thématiques (1:100 000).
- Cloutier, V., Rosa, E., Roy, M., Nadeau, S., Blanchette, D., Dallaire, P.L., Derrien, G., Veillette, J., 2016. Atlas hydrogéologique de l'Abitibi-Témiscamingue. (p. 77). Presses de l'Université du Québec.
- Couillard, Y., Campbell, P.G.C., Tessier, A. (1993). Response of metallothionein concentrations in a freshwater bivalve (*Anodonta grandis*) along an environmental cadmium gradient. *Limnology and Oceanography* 38 (2), 299-313.
- Couillard, Y., Cattaneo, A., Gallon, C., et Courcelles, M. (2008). Sources and chronology of fifteen elements in the sediments of lakes affected by metal deposition in a mining area. *Journal of Paleolimnology*, 40(1), 97-114.
- Couillard, Y., Courcelles, M., Cattaneo, A., Wunsam, S. (2004). A test of the integrity of metal records in sediment cores based on the documented history of metal contamination in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 32(2), 149-162.
- Crossgrove, J., et Zheng, W. (2004). Manganese toxicity upon overexposure. *NMR in Biomedicine : An International Journal Devoted to the Development and Application of Magnetic Resonance In Vivo*, 17(8), 544-553.
- Davison, W. (1993). Iron and manganese in lakes. *Earth-Science Reviews*, 34(2), 119-163.
- Demers, I., et Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*; Bussière, B., Guittonny, M., Eds, 167-186.
- Desborough, G. A., Smith, K. S., Lowers, H. A., Swayze, G. A., Hammarstrom, J. M., Diehl, S. F., Leinz, R. W., Driscoll, R. L. (2010). Mineralogical and chemical characteristics of some natural jarosites. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(3), 1041-1056.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., et Mbonimpa, M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2).
- Dixit, A. S., Alpay, S., Dixit, S. S., et Smol, J. P. (2007). Paleolimnological reconstructions of Rouyn-Noranda lakes within the zone of influence of the Horne Smelter, Québec, Canada. *Journal of Paleolimnology*, 38(2), 209-226.

- Domingue, C. (2017). Modélisation 3D de l'écoulement de l'eau souterraine et évaluation de l'efficacité de différentes méthodes de cimentation pour la réduction d'infiltrations d'eau à la mine Éléonore. Mémoire de maîtrise. <https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/27922/1/33814.pdf>
- Dupas, D. (2008). Allergie respiratoire professionnelle au nickel. Fiche d'allergologiedermatologie professionnelle TR 41. Documents pour le médecin du travail. Paris: INRS.
- Edahbi, M., Benzaazoua, M., Plante, B., Doire, S., & Kormos, L. (2018). Mineralogical characterization using QEMSCAN (R) and leaching potential study of REE within silicate ores: A case study of the Matamec project, Quebec, Canada. *Journal of Geochemical Exploration*, 185, 64-73.
- El Mrabet, E. (2021). Développement d'approches géophysiques, d'imagerie thermique et de modélisation pour l'évaluation des processus hydrologiques au sein d'un parc à résidus miniers. Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal.
- Freeze, R. A. et Cherry, J. A. (1979). *Groundwater* Prentice-Hall Inc. Eaglewood Cliffs, NJ.
- Gaillardet, J., Viers, J., et Dupré, B. (2003). Trace elements in river waters. *Treatise on geochemistry*, 5, 605.
- Gallon, C. (2005). Diagenèse, chronologie et origine du plomb dans les sédiments de lacs du bouclier canadien. Thèse. Québec, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Doctorat en sciences de l'eau, 203p.
- Gasharova, B., Göttlicher, J., Becker, U. (2005). Dissolution at the surface of jarosite: an in situ AFM study. *Chemical Geology*, 215(1-4), 499-516.
- Gouzy, A., et Ducos, G. (2008). La connaissance des éléments traces métalliques: un défi pour la gestion de l'environnement. *Air pur*, (75), 6-10.
- Guo, W., et Langevin, C. D. (2002). User's guide to SEAWAT; a computer program for simulation of three-dimensional variable-density ground-water flow (No. 06-A7).
- Jaidi, R. (2020). Quantification des sources et flux de composés azotés et de salinité en contexte minier et évaluation des impacts potentiels sur les eaux naturelles réceptrices. Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal. En ligne <https://publications.polymtl.ca/5434/>.
- Jernielita, R.A., Davis, D.W., Krogh, T.E. (1990). U-Pb evidence for Abitibi gold mineralization postdating greenstone magmatism and metamorphism. *Nature (London)*. vol. 346, p. 831-833.
- Jonsson, J., et Loverne, I. (2006). Precipitation of secondary Fe(II) mineral from acidic mine drainage. *Applied Geochemistry* 21, 437-445.

- Hem, J. D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water (vol. 2254). Department of the Interior, US Geological Survey.
- Hotton, G. (2019). Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire: étude du cas Lorraine (Ecole Polytechnique, Montreal (Canada)). Mémoire de maîtrise.
- Kabata-Pendias, A. (2011). Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Taylor and Francis Group. Boca Raton (FL).
- Kahlaoui, S. (2022). Évaluation des échanges hydrogéochimiques entre un parc à résidus miniers et les aquifères périphériques. Mémoire de maîtrise.
- Kim, H.-J., Kim, Y. (2021). Schwertmannite transformation to goethite and the related mobility of trace metals in acid mine drainage. *Chemosphere*, 269, 128720.
- Kobayashi, S. et Fred Lee G. (1978). Accumulation of arsenic in sediments of lakes treated with sodium arsenite, *Environmental Science & Technology*, 12: 1195-200.
- Kwong, Y. J. (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective (MEND).
- LA, P. P. (2002). Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de la Mauricie.
- Lapakko, K., Berndt, M. (2003). Comparison of acid production from pyrite and jarosite.
- Lapakko, K.A., (1994). Evaluation of neutralization potential determinations for metal mine waste and a proposed alternative, International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburg, USA.
- Lapakko, K. et Lawrence, R.W. (1993). Modification of the net acid production (NAP) test. Seventeenth Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium, Port Hardy, British Columbia, May 4 to 7, 145-159p.
- Lapakko, K. (2000). Mine waste dissolution chemistry background. Short course on mine waste characterization and drainage quality prediction. ICARD, 7-14.
- Lawrence, R.W., Scheske, M., (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*, 32, 100-106.
- Le Bourre, B. (2020). Géochimie du manganèse: immobilisation dans les solides des eaux naturelles et du drainage minier. Mémoire de maîtrise. Polytechnique, Montréal.
- Lieber, E. (2019). Influence des facteurs climatiques sur la performance de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche. Mémoire de maîtrise. Ecole Polytechnique Montreal.

- Maest, A., Prucha, R., Wobus, C. (2020). Hydrologic and water quality modeling of the Pebble Mine Project pit lake and downstream environment after mine closure. *Minerals*, 10(8), 727.
- Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). Low saturated hydraulic conductivity covers. *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*; Bussière, B., Guittonny, M., Eds, 93-113.
- Manceau, A., Marcus, M. A., & Tamura, N. (2002). Quantitative speciation of heavy metals in soils and sediments by synchrotron X-ray techniques. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 49(1), 341-428.
- Mayer, K. U., Frind, E. O., et Blowes, D. W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research*, 38(9), 13-1.
- Maynard, J. B. (2014). Manganiferous Sediments, Rocks, and Ores. H.D. Holland, K.K. Turekian (éd. p. 327-349, Chap. 9.11.), *Treatise on Geochemistry*, vol. 9, Elsevier, Oxford, UK.
- McGregor, R., Blowes, D., Jambor, J., Robertson, W. (1998). The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, 33(3-4), 247-271.
- MDDELCC. (2017). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques et état des communautés de poissons dans des cours d'eau de la Montérégie et de l'Estrie. 62 p. [En ligne].
- MDDEP. (2007). Plan d'action concerté sur l'agroenvironnement et la cohabitation harmonieuse.
- MDDEP. (2008). Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, juillet 2008, Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales: Cahier 1 – Généralités, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 58 p., 3 annexes, http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/guides_ech.htm
- MDDEP. (2008). Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 5 – Échantillonnage des sols, Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Edition courante, <http://wceaeq/documents/publications/echantillonnage.htm>
- MDDEP. (2011). Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : cahier 3 –

- Échantillonnage des eaux souterraines, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 60 p., 1 annexe.
- MELCC. (2020). Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2020). Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai, Québec, 52 p. [En ligne].
- MELCC. (2021). Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Critères de qualité de l'eau de surface. En ligne : https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.
- MELCC. (2021a). Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 263 p. et annexes.
- MELCC. (2021b). Critères de la qualité de l'eau de surface. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Consulté en ligne au http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.
- MERN. (2021). Carte des mines abandonnées. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN). Restauration minière. En ligne : https://mern.gouv.qc.ca/documents/mines/CA_sites_miniers_abandonnees.pdf.
- MRNF. (2022). Carte interactive du Système d'information géominière du Québec (SIGÉOM). Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Consulté en ligne au <http://sigeom.mrn.gouv.qc.ca/>.
- Mertz, S. (2021). Devenir de contaminants métalliques (Pb, Zn) depuis un dépôt minier ancien: développement d'un modèle de transport réactif (Doctoral dissertation, Université d'Orléans).
- Michaud, M. L., Plante, B., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Leroux, J. (2017). Development of a modified kinetic test using EDTA and citric acid for the prediction of contaminated neutral drainage. *Journal of Geochemical Exploration*, 181, 58-68.
- Morillo, J., Usero, J. et Gracia, I. (2002). Partitioning of metals in sediments from Odil River (Spain). *Environment International*, 28, 263-271.
- Mosley, L. M., Daly, R., Palmer, D., Yeates, P., Dallimore, C., Biswas, T., et Simpson, S. L. (2015). Predictive modelling of pH and dissolved metal concentrations and speciation following mixing of acid drainage with river water. *Applied Geochemistry*, 59, 1-10.
- Nadeau, S., Rosa, E., Cloutier, V., Daigneault, R.-A., Veillette, J. (2015). A GIS-based approach for supporting groundwater protection in eskers: Application to sand and gravel

- extraction activities in Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 535-549.
- Nordstrom, D. K. (2020). Geochemical modeling of iron and aluminum precipitation during mixing and neutralization of acid mine drainage. *Minerals*, 10(6), 547.
- Nordstrom, D.K., Blowes, D.W., Ptacek, C.J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry*, 57, 3–16.
- Nowierski, M., Dixon, D. G., Borgmann, U. (2006). Lac Dufault sediment core trace metal distribution, bioavailability and toxicity to *Hyalella azteca*. *Environmental Pollution*, 139(3), 532-540.
- Nriagu, J. O., Wong, H. K., et Coker, R. D. (1982). Deposition and chemistry of pollutant metals in lakes around the smelters at Sudbury, Ontario. *Environmental Science & Technology*, 16(9), 551-560.
- Nriagu, J. O., Wong, H. K., Lawson, G., et Daniel, P. (1998). Saturation of ecosystems with toxic metals in Sudbury basin, Ontario, Canada. *Science of the Total Environment*, 223(2-3), 99-117.
- OMS. (2017). Directives de qualité pour l'eau de boisson. : 4e éd. intégrant le premier additif. Organisation Mondiale de la Santé, Genève, Suisse, 564p.
- Oscarson, D.W. , Huang, P.M., Hammer, U.T. (1983). Oxidation and sorption of arsenite by manganese dioxide as influenced by surface coatings of iron and aluminium oxides and calcium carbonate. *Water, Air, Soil Pollution*, 20, 233-244.
- Oscarson, D.W., Huang, P.M., Liaw, W.K. (1980). The oxidation of arsenite by aquatic sediments. *Journal environmental Quality*, 9, 700-703.
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., et Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214, 39-53.
- Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés (Ecole Polytechnique, Montreal.
- Paradis, S. J., Blanchard-Pilon, B.,Côté, N. (2007). Géologie des formations en surface et histoire glaciaire Lebel-sur-Quévillon, Québec. Commission géologique du Canada.
- Paradis, S. J., Veillette, J., Robertson, L.,Côté, N. (2005). Géologie des formations en surface et histoire glaciaire Lac Castagnier, Québec. Commission géologique du Canada.

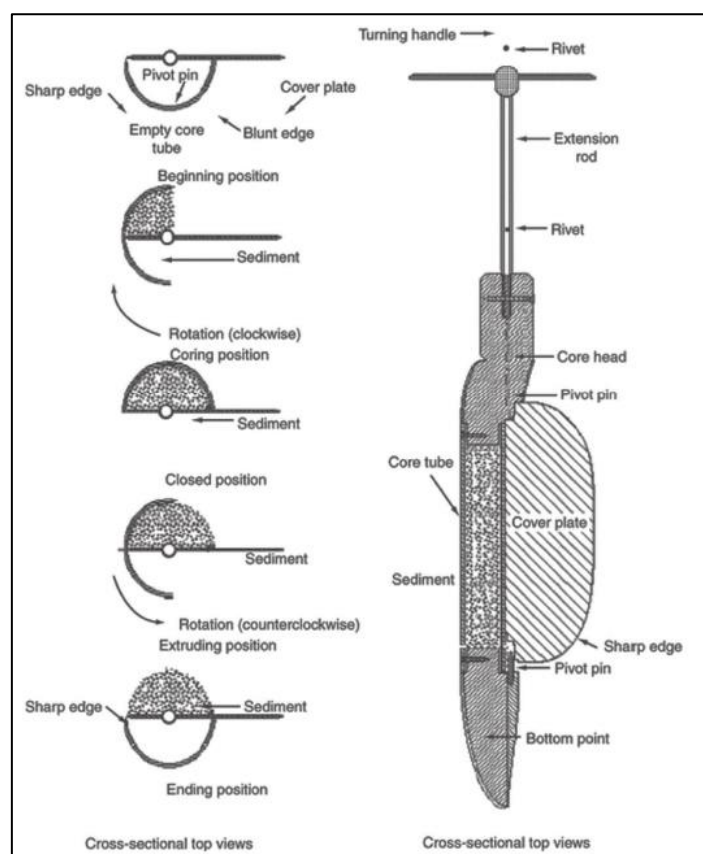
- Parkhurst, D. L., Appelo, C. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water-resources investigations report, 99(4259), 312.
- Paktunc, A.D., 1999. Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environmental Geology*, 39, 103-112.
- Pierce, M. L., Moore, C. B. (1980). Adsorption of arsenite on amorphous iron hydroxide from dilute aqueous solution. *Environmental Science & Technology*, 14(2), 214-216.
- Plante, B. (2010). Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé. (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. En ligne <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/31>.
- Plante, B., Schudel, G., et 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.
- Plante, B., Schudel, G., Benzaazoua, M. (2020). Prediction of acide mine drainage. In *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*.
- Ravenscroft, P., Brammer, H., et Richards, K. (2011). *Arsenic pollution: a global synthesis*. John Wiley & Sons.
- Resongles, E. (2014). Étude de la contamination par les métaux et métalloïdes d'origine minière sur le bassin des Gardons: approche élémentaire (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Tl, Zn) et isotopique (Sb, Zn). Thèse de doctorat. Université Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc.
- Rey, N. (2020). Traçage hydrogéochimique des systèmes aquifères-aquitards de la ceinture argileuse Barlow-Ojibway. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Thèse du doctorat en science de l'environnement. [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Rollin, C., et Quiot, F. (2006). *Éléments traces métalliques-guide méthodologique: recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines*. Rapp. d'étude INERIS.
- RNCan. (2022). Ressource naturelle Canada. L'Atlas du Canada-Toporama. En ligne : www.Atlas.gc.ca/toporama/fr/index.html
- Ryskie, S. (2023). Caractérisation et traitement des contaminants émergents dans les effluents miniers.(Thèse de doctorat).Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Sainz, A., Grande, J.A. et Torre, M.L. (2003). Odil River, acid mine drainage and current characterisation by means of univariate analysis. *Environment International*, 29, 51-59.

- Schoepfer, V.A., Burton, E.D. (2021). Schwertmannite: A review of its occurrence, formation, structure, stability and interactions with oxyanions. *Earth-Science Reviews*, 221, 103811.
- Sherriff, B. L., Etcheverry, D. J., Sidenko, N. V., et Van Gulck, J. (2011). Spatial and temporal evolution of Cu–Zn mine tailings during dewatering. *Applied Geochemistry*, 26(11), 1832-1842.
- Shotyk, W., Bicalho, B., Cuss, C. W., Donner, M. W., Grant-Weaver, I., Haas-Neill, S., et Zaccane, C. (2017). Trace metals in the dissolved fraction ($< 0.45 \mu\text{m}$) of the lower Athabasca River: analytical challenges and environmental implications. *Science of the total Environment*, 580, 660-669.
- Simard, M. (2018). L'industrie minière au Québec: situation, tendances et enjeux. *Études canadiennes/Canadian Studies. Revue interdisciplinaire des études canadiennes en France*, (85), 193-217. DOI:10.4000/eccs.1579.
- Simpson, S., Sherriff, B. L., Van Gulck, J., Khozhina, E., Londry, K., et Sidenko, N. (2011). Source, attenuation and potential mobility of arsenic at New Britannia Mine, Snow Lake, Manitoba. *Applied Geochemistry*, 26(11), 1843-1854.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M., 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. *Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoils*.
- Sponza, D. et Karaoğlu, N. (2002). Environmental geochemistry and pollution studies of Aliaga metal industry district. *Environmental International*, 27, 541-553.
- SRK (Steffen, Robertson and Kristen), (1989). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. BCAMD Task Force, Vol.1.
- Takeda, A. (2003). Manganese action in brain function. *Brain Research Reviews*, 41(1), p. 79-87.
- Toubri, Y. (2022). Integrating multidisciplinary modeling tools to support upstream mine waste management. (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. En ligne : <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/1461>.
- URSTM. (2009). Essais statiques et cinétiques sur matériaux de la fonderie Horne pour augmentation de déposition de résidus. Unité de recherche et de service en technologie minérale. N/Réf. PU-2007-11-350. 42 pages.
- URSTM. (2015). Évaluation du comportement hydrogéochimique des résidus de co-déposition dans le parc à résidus Noranda 5 : tests en cellules d'humidité. PU-2013-01-762-B.

- USEPA. (1999). Solidification/Stabilization Resource Guide. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office Washington, DC, 91p.
- Varela, J. P., Valente, A. J., et Durães, L. (2019). Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review. *Journal of Environmental Management*, 246, 101-118.
- Veillette, J. (1986). Surficial geology, New Liskeard, Ontario-Quebec. Geological Survey of Canada, Map A, 1639.
- Veillette, J. (1987). Surficial geology, Grand Lake Victoria North, Quebec. Geological Survey of Canada.
- Veillette, J., Pomares, J.-S., Fournier, R., Robitaille, S. (2004). Géologie des formations en surface et histoire glaciaire, Cadillac, Québec. Commission géologique du Canada.
- WHO. (2017). Guidelines for drinking-water quality: first addendum to the fourth edition.
- WSP. (2019a). Modélisation hydrogéologique parc à résidus actif - Quémont 2, Rouyn-Noranda (Québec). Février, PROJET NO : 171-11153-00.
- WSP. (2019b). Plan de restauration - sites actifs. Glencore Canada Corporation - Fonderie Horne. Janvier, PROJET NO : 181-10537-00.
- Zou, Q., Li, D. A., Jiang, J., Aihemaiti, A., Gao, Y., Liu, N., & Liu, J. (2019). Geochemical simulation of the stabilization process of vanadium-contaminated soil remediated with calcium oxide and ferrous sulfate. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 498-505.

ANNEXE A ÉQUIPIMENT DE CAROTTAGE : *CAROTTIER RUSSE* (USEPA, 1999)

Les prélèvements de sédiments du par cet en périphérie du parc à résidus Quémont-2 ont été réalisés en utilisant d'un *carottier russe*. La partie servant à recueillir le sédiment est un demi-cylindre métallique en acier inoxydable muni d'une pointe pleine que l'on enfonce manuellement dans les sédiments. Ce demi-cylindre est recouvert par une plaque fine dont l'un des bords est tranchant, et pivote autour de son axe. Pendant, la collecte de l'échantillon, le carottier est enfoncé en position fermée jusqu'à la profondeur de prélèvement souhaitée soit environ 4m pour les sédiments du lac Dufault et environ 1m pour les autres échantillons dans le cas présent. Par la suite, le demi-cylindre enfoncé dans les sédiments en position ouverte par une rotation en sens inverse, découpant ainsi un échantillon non remanié et l'emprisonnant derrière la plaque servant d'ancrage. Lorsque le prélèvement est terminé, le carottier refermé est remonté verticalement. Les connexions entre les rallonges, la poignée et le carottier comportent un pas de vis. La fermeture du demi-cylindre par une plaque au cours de la remontée des sédiments à la surface permet de préserver les échantillons d'une éventuelle contamination par les couches sus-jacentes, et ainsi conserver au mieux le sédiment de la carotte (De Le Boure, 2020, adaptée USEPA, 1999) (voir la figure ci-dessous).



ANNEXE B RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES ÉCHANTILLONS DE SOLIDES

Identification de l'échantillon	Unités	LDR	S1-LD-22	S2-LD-22	S3-MN2-22	S4-MN1-22	S5-ZH-22	R1-AP1-22	R2-NP1-22	R3-NP2-22
Date d'échantillonnage			03-30-2022	03-30-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022
Ag	ppm	0.001	0,092	0,087	0,091	5,49	0,175	0,460	5,89	5,08
Al	%	0.01	7,54	7,38	7,25	3,83	5,70	6,14	2,72	2,71
As	ppm	0.005	6,07	4,13	7,64	26,1	3,15	83,6	3940	1560
Ba	ppm	0.05	555	547	523	96,9	511	452	412	799
Be	ppm	0.02	1,59	1,47	0,85	0,39	0,91	1,29	0,93	1,01
Bi	ppm	0.002	0,311	0,223	0,426	1,38	0,196	6,19	77,2	81,1
Ca	%	0.0001	7,55	7,63	2,29	0,238	2,16	2,48	3,68	2,68
Cd	ppm	0.005	0,397	0,161	0,902	6,41	0,768	4,57	168	210
Ce	ppm	0.005	82,8	79,0	48,9	36,7	91,1	33,5	27,8	33,9
Co	ppm	0.005	16,9	16,2	13,5	39,8	8,22	57,4	196	214
Cr	ppm	1.0	104	101	214	195	87,3	211	538	748
Cs	ppm	0.005	5,00	4,83	2,20	0,419	3,63	1,13	0,607	0,628
Cu	ppm	0.5	42,9	36,0	44,1	745	55,1	300	4890	5470
Fe	%	0.01	4,85	4,63	3,48	24,8	1,99	5,15	31,4	36,3
Ga	ppm	0.005	18,5	17,9	16,0	17,9	14,1	13,8	9,19	10,7
Ge	ppm	0.01	0,28	0,29	0,20	0,29	0,38	0,17	0,30	0,37
Hf	ppm	0.001	2,69	2,57	2,17	2,76	1,29	2,29	2,46	2,83
In	ppm	0.001	0,160	0,050	0,349	1,94	0,040	4,22	127	144
K	%	0.001	2,65	2,61	1,78	0,516	1,37	1,33	0,371	0,381
La	ppm	0.05	42,6	40,5	23,3	15,6	58,8	15,5	13,2	15,2
Li	ppm	0.05	54,5	49,9	21,7	11,1	27,6	11,1	6,99	7,71
Mg	%	0.001	2,54	2,50	1,28	1,88	0,927	0,992	1,06	0,746
Mn	ppm	1.0	712	720	576	503	356	482	773	711
Mo	ppm	0.005	0,642	0,391	1,73	5,61	0,341	31,5	129	299
Na	%	0.001	1,30	1,30	2,34	0,371	0,948	2,21	0,760	0,734

ANNEXE B RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES ÉCHANTILLONS DE SOLIDES (SUITE)

Identification de l'échantillon	Unités	LDR	S1-LD-22	S2-LD-22	S3-MN2-22	S4-MN1-22	S5-ZH-22	R1-AP-22	R2-NP1-22	R3-NP2-22
Date d'échantillonnage			03-30-2022	03-30-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022	10-23-2022
Nb	ppm	0.005	9,53	9,28	7,83	2,92	5,81	4,52	8,97	8,29
Ni	ppm	1.0	61,5	56,8	51,4	47,3	43,4	308	1700	2570
P	ppm	10.0	608	597	552	190	776	511	582	440
Pb	ppm	0.005	22,7	17,6	30,9	113	14,3	776	10700	6280
Rb	ppm	0.005	110	108	64,9	15,2	71,8	42,4	11,8	12,3
Re	ppm	0.0003	0,0032	0,0035	0,0044	0,0122	0,0726	0,0129	0,0333	0,0673
S	%	0.001	0,026	0,022	0,043	10,2	0,278	0,023	1,58	1,24
Sb	ppm	0.01	0,83	0,34	1,78	1,78	0,19	39,1	944	608
Sc	ppm	0.005	12,0	11,5	10,7	6,80	8,99	9,12	3,75	3,48
Se	ppm	0.002	0,115	0,152	0,255	50,7	0,872	0,914	50,6	16,0
Sn	ppm	0.05	3,54	2,33	5,28	10,6	2,64	154	1560	1520
Sr	ppm	0.005	217	220	324	16,3	165	313	260	421
Ta	ppm	0.05	0,73	0,68	0,48	0,21	0,47	2,35	16,8	23,0
Te	ppm	0.005	0,019	0,064	0,059	6,58	0,058	0,566	2,24	2,37
Th	ppm	0.001	15,0	14,4	6,04	1,60	11,4	3,34	2,02	2,03
Ti	%	0.0001	0,374	0,361	0,306	0,0694	0,217	0,257	0,107	0,128
Tl	ppm	0.005	0,577	0,570	0,371	0,364	0,487	0,326	2,49	0,863
U	ppm	0.001	2,08	2,56	1,57	0,437	2,95	0,880	1,25	1,22
V	ppm	0.5	85,0	82,3	63,1	14,0	37,1	51,9	25,2	45,5
W	ppm	0.005	0,854	0,792	0,524	1,41	0,434	6,12	58,7	48,2
Y	ppm	0.005	14,5	14,0	11,0	10,8	15,5	9,68	9,64	11,6
Zn	ppm	0.5	111	87,9	140	1920	83,6	2710	32000	28800
Zr	ppm	0.02	94,3	88,7	76,0	104	38,8	80,7	89,4	106

ANNEXE C RÉSULTATS DES ANALYSES DES EAUX SOUTERRAINES (KHALAOUI, 2022)

Paramètres	LDR ⁽¹⁾ (µg/L)	Nom de l'échantillon / Date de prélèvement / Résultats d'analyse (µg/L)									Critères (µg/L)
		PO-4-3(S5)	PO-Q2-18-17	PO-Q2-22-07	Q2-RM-PO-06-18(R1)	Q2-R-PO-01-18	Q2-R-PO-02-18(R2)	Q2-RM-PO-09-18(R3)	Q2-RM-PO-07-18(R3)	PO-Q2-22-07(S3)	
		2019-10-28	2019-10-30	2020-09-08	2020-09-02	2020-09-02	2020-08-31	2020-09-01	2020-09-08	2020-09-08	RES ⁽²⁾
Métaux											
Aluminium	0,003	1,2	0,55	<0,003	5,4	<0,003	5,3	15	<0,003	<0,003	-
Argent ⁽³⁾	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,078
Arsenic	0,08	6,8	14	<0,08	11000	13	85	650	2600	<0,08	340
Baryum ⁽³⁾	0,03	53	67	20	99	56	32	25	37	20	170
Bore	0,3	18	19	3700	6700	51	3300	1200	2100	3700	28000
Cadmium ⁽³⁾	0,006	<0,006	<0,006	<0,006	0,36	<0,006	0,012	2,8	0,74	<0,006	0,31
Chrome ⁽³⁾	0,04	0	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	0,12	<0,04	<0,04	<0,04	-
Cuivre ⁽³⁾	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1,2	<0,05	0,37	<0,05	0,31	<0,05	2,3
Fer	10	240	110	42000	3900	230	17000	270000	120	42000	-
Manganèse ⁽³⁾	0,03	510	260	17000	180	240	27000	2100	38	17000	787
Molybdène	0,01	0,31	3,7	83	3800	5	12	470	2300	83	29000
Nickel ⁽³⁾	0,03	0,11	<0,03	6,8	20	0,085	28	4,3	2,1	6,8	94
Plomb ⁽³⁾	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,28	0,42	0,03	<0,01	0,31	<0,01	7,3
Sélénium	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,8	<0,05	1	3	37	<0,05	62
Uranium	0,001	0,092	0,62	<0,001	0,3	0,5	0,11	0,0	0,1	<0,001	320
Zinc ⁽³⁾	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	110	<0,5	17	180	<0,5	<0,5	24

LÉGENDE:

⁽¹⁾: Limite de détection rapportée par le laboratoire d'analyses.

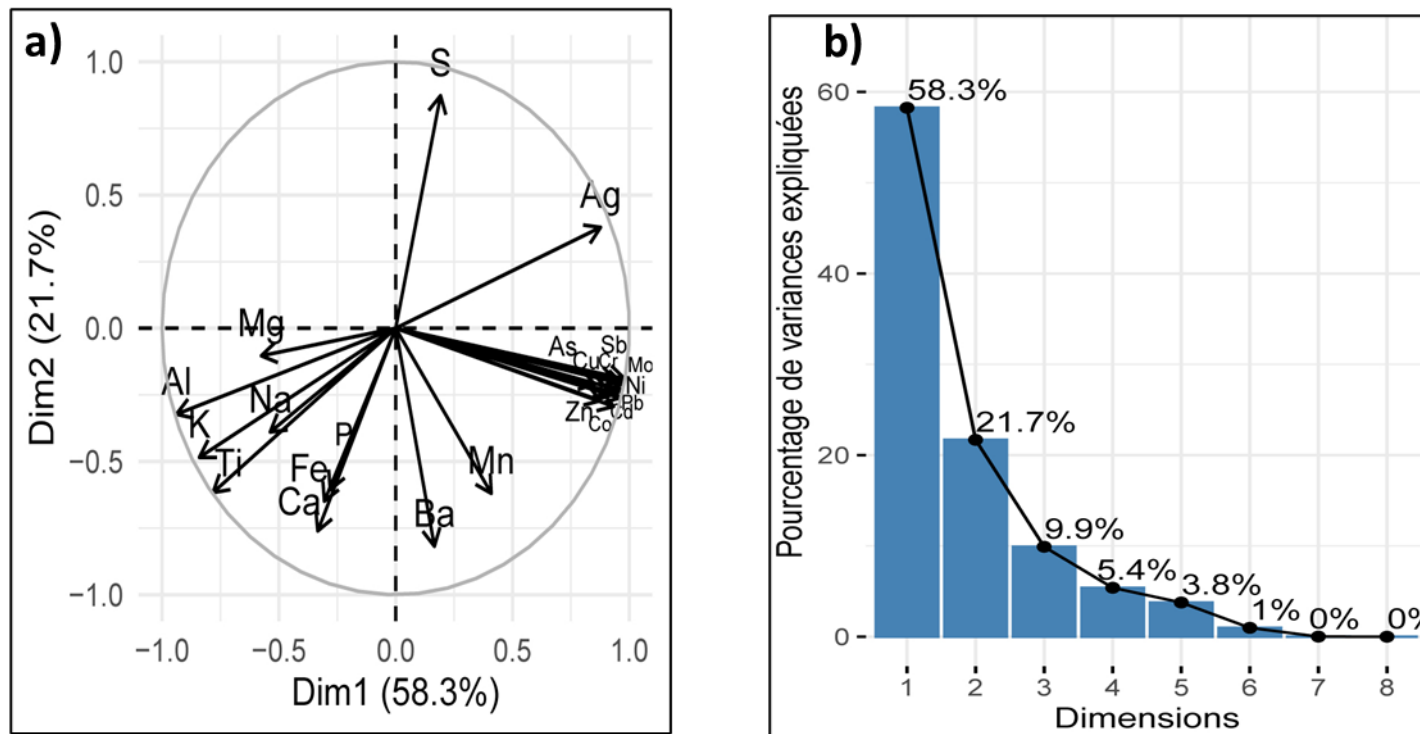
⁽²⁾: Critères de Résurgence dans les eaux de surface (RES) du Guide d'intervention-Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (MELCC, 2021)

⁽³⁾: Ajustement de la valeur du critère en fonction de la dureté de l'eau du milieu récepteur à 16 mg/L CaCO₃ (lac Default)

estimée à partir des concentrations de Ca et Mg (annexe 8 page 315 du guide)

-	: Non défini ou non analysé
100	: Concentration < RES
100	: Concentration > RES

ANNEXE D GRAPHIQUE DE L'ACP POUR LES SOLIDES



a) ACP des variables pour les solides et b) présente le pourcentage des dimensions pour chaque axe

ANNEXE E RÉSULTATS DES ANALYSES DES EAUX ET DES MÉLANGES

Paramètres (mg/L) /Nom	Q2_LD_J1	Q2-LD-J7	Q2-LD-J14	Q2-ES1-22- J1	Q2-ES1-22- J7	Q2-ES1-22- J14	Q2-ES2-22- J1	Q2-ES2-22- J7	Q2-ES2-22- J14	Q2-PO-22
Ca	14	12	14	13	12	13	100	100	110	460
Mg	2,3	2,3	2,5	2	2,1	2,3	22	41	27	170
Na	3,4	3,3	3,5	1,5	1,7	1,7	46	86	58	520
K	0,67	0,71	0,94	0,7	0,91	0,99	7,6	7,8	8,9	150
Cl	4,5	3,5	3,7	0,33	0,51	0,53	12	12	13	140
Al	0,031	0,03	0,02	0,02	0,016	0,012	0,17	0,18	0,26	0,011
Sb	0,00038	0,00053	0,00054	0,00039	0,0004	0,00041	0,00025	0,000051	0,000029	0,11
As	0,0017	0,0022	0,0021	0,0029	0,0025	0,0021	0,00026	0,00013	0,00016	0,56
Ba	0,0074	0,0077	0,0077	0,016	0,01	0,0066	0,021	0,02	0,023	0,024
Cd	0,00044	0,00052	0,00061	0,0017	0,00093	0,00027	0,0005	0,00056	0,00066	0,0049
Cr	0,00011	0,000098	0,000097	0,000077	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002	0,000085
Co	0,000052	0,000024	0,000026	0,0018	0,00009	0,000036	0,0061	0,0066	0,0066	0,0045
Cu	0,021	0,028	0,029	0,023	0,018	0,015	0,017	0,021	0,023	0,000076
Fer	0,096	0,085	0,087	0,45	0,29	0,21	64	83	13	460
Mn	0,011	0,00082	0,001	1,1	0,4	0,031	1,6	1,7	1,8	4,4
Mo	0,00021	0,00032	0,0003	0,00015	0,00021	0,00018	0,000093	0,00016	0,000005	1,1
Ni	0,00085	0,00093	0,0013	0,0014	0,0013	0,0008	0,0057	0,0078	0,0093	0,016
Pb	0,001	0,00086	0,00097	0,0014	0,00057	0,00042	0,000064	0,00016	0,0017	0,000064
Rb	0,0013	0,002	0,0019	0,0025	0,0027	0,0025	0,0062	0,0065	0,0062	0,32
Se	0,00056	0,00056	0,00058	0,00037	0,00055	0,00052	0,00031	0,00038	0,00042	0,0075
Sr	0,027	0,028	0,029	0,027	0,026	0,026	0,24	0,23	0,26	3,2
Zn	0,043	0,046	0,045	0,091	0,059	0,019	0,48	0,56	0,55	0,94

ANNEXE E RÉSULTATS DES ANALYSES DES EAUX ET DES MÉLANGES (SUITE)

Paramètres (mg/L) /Nom	Q2-M1-22- J1	Q2-M1-22- J7	Q2-M1-22- J14	Q2-M2-22- J1	Q2-M2-22- J7	Q2-M2-22- J14	Q2-M3-22- J1	Q2-M3-22- J7	Q2-M3-22- J14
Ca	12	12	14	59	57	55	280	280	290
Mg	2,1	2,3	2,5	12	13	14	57	61	62
Na	2,6	2,8	3	25	29	28	220	240	250
K	0,66	0,7	0,75	4,1	4,3	4,1	81	87	87
Cl	2,3	2,5	2,7	8,1	8,4	8,5	72	75	75
SO4	14	15	15	290	300	300	1500	1500	1500
Al	0,023	0,023	0,016	0,035	0,088	0,13	0,042	1,5	2,7
Sb	0,0004	0,00042	0,00042	0,00059	0,000045	0,00002	0,11	0,0072	0,0022
As	0,0024	0,0021	0,0019	0,0007	0,00028	0,0003	0,12	0,05	0,065
Ba	0,012	0,0085	0,0067	0,015	0,014	0,014	0,018	0,021	0,023
Cd	0,001	0,00062	0,00011	0,00052	0,00069	0,00071	0,047	0,37	0,41
Cr	0,00011	0,000078	0,00006	0,000083	0,00002	0,00002	0,000041	0,00002	0,0038
Co	0,001	0,000042	0,000029	0,0032	0,0032	0,0032	0,0036	0,011	0,019
Cu	0,022	0,019	0,016	0,015	0,024	0,026	0,0021	2,2	3,4
Fer	0,28	0,19	0,13	43	14	1,3	90	46	8,6
Mn	0,67	0,15	0,0036	0,87	0,86	0,85	1	1,2	1,5
Mo	0,00018	0,00028	0,00018	0,00026	0,000005	0,000005	0,77	0,000028	0,00025
Ni	0,0011	0,001	0,00078	0,0033	0,0035	0,0089	0,014	0,056	0,079
Pb	0,0011	0,00062	0,00038	0,00036	0,00026	0,0012	0,0068	1,1	2,3
Rb	0,002	0,002	0,002	0,004	0,0037	0,0037	0,19	0,18	0,18
Se	0,00046	0,00049	0,00049	0,00033	0,00026	0,00019	0,012	0,029	0,027
Sr	0,028	0,026	0,026	0,14	0,13	0,13	1,7	1,8	1,9
Zn	0,071	0,047	0,013	0,28	0,29	0,3	0,75	3,7	6

ANNEXE F RÉSULTATS ANALYTIQUES POUR LES ÉCHANTILLONS DE SOLIDES DANS LES FILTRES

Paramètres	LDR (mg/m ²)	Nom de l'échantillon / Date de prélèvement / Résultats d'analyse (mg/kg)				
		F6-ES1	F6-ES2	F6-M1	F6-M2	F6-M3
		2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30	2022-03-30
<i>Aluminium</i>	2	224,5	210,5	236	243,5	199,5
<i>Antimoine</i>	0,4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	4,71
<i>Argent</i>	0,03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0,1
<i>Arsenic</i>	0,3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	17,1
<i>Baryum</i>	5	406	366,5	428	411,5	315
<i>Bismuth</i>	0,8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	1,39
<i>Bore</i>	5	277,5	260,5	292	285	244
<i>Béryllium</i>	0,05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
<i>Cadmium</i>	0,05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0,24
<i>Calcium</i>	5	118,5	116,5	122	125,5	127,5
<i>Chrome</i>	2	<2	<2	<2	<2	<2
<i>Cobalt</i>	0,8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	0,84
<i>Cuivre</i>	2	<2	<2	<2	<2	5,05
<i>Etain</i>	0,3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	2,2
<i>Fer</i>	25	<25	2950	<25	3100	1485
<i>Lithium</i>	1	<1	<1	<1	<1	<1
<i>Magnésium</i>	5	16,7	17,6	17,4	23,1	54,5
<i>Manganèse</i>	0,5	24,75	<0.5	8,4	0,66	2,01
<i>Mercure</i>	0,01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0,34
<i>Molybdène</i>	0,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	15,1
<i>Nickel frottis</i>	2	<2	<2	<2	<2	2,79
<i>Plomb</i>	1	<1	<1	<1	<1	32,95
<i>Potassium</i>	5	239	222	248	240,5	213
<i>Silicium</i>	3	38,35	42,85	48,6	46,55	78,5
<i>Sodium</i>	5	565	540	595	585	515
<i>Zinc</i>	0,5	290	269,5	313,5	292	309

ANNEXE G SCRIPT ADOPTÉ POUR LA MODÉLISATION GÉOCHIMIQUE

SOLUTION_SPREAD

-units μg/l

PHASES

Water

H2O = H2O

log_k 0

Ferrihydrite #from minteq.v4 database

$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ = \text{Fe}^{+3} + 3\text{H}_2\text{O}$

log_k 3.191

delta_h -73.374 kJ

Schwertmannite #from Nordstrom (2020)

$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{SO}_4)_{1.26}(\text{OH})_{5.48} + 21.48\text{H}^+ = 8\text{Fe}^{+3} + 1.26\text{SO}_4^{-2} + 13.48\text{H}_2\text{O}$

log_k 18.5

Basaluminite #from Nordstrom (2020)

$\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4 + 10\text{H}^+ = 4\text{Al}^{+3} + \text{SO}_4^{-2} + 10\text{H}_2\text{O}$

log_k 24.0

Fe(OH)3 #from Nordstrom (2020)

$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ = \text{Fe}^{+3} + 3\text{H}_2\text{O}$

log_k 3.0

SELECTED_OUTPUT 1 Toutes les solutions sauf modèles

-file C:\Users\Aziz\Downloads\test-D-A\Toutes les solutions sauf modèles.sel

-high_precision false

-reset true

-state false

-distance false

-time false

-step false

-reaction false

-ionic_strength true

-water false

-totals Ca Mg Na K Cl S(6) Al

As Ba Cd Cu Fe Mn Ni

Pb Rb Se Sr Zn P N(-3)

N(5) Br

-saturation_indices Schwertmannite Ferrihydrite Goethite Jarosite-K

Gypsum

-inverse_modeling true

end

MIX 19 Mélange de solution LD+ES1 J1

1 0.5

```

4 0.5
Save solution 19
end

```

```

MIX 20 Mélange de solution LD+ES2 J1
1 0.5
7 0.5
Save solution 20
end

```

```

MIX 21 Mélange de solution LD+M3 J1
1 0.5
16 0.5
Save solution 21
end

```

```

MIX 22 Mélange de solution LD+ES1 J14
3 0.5
6 0.5
Save solution 22
end

```

```

MIX 23 Mélange de solution LD+ES2 J14
3 0.5
9 0.5
Save solution 23
end

```

```

MIX 24 Mélange de solution LD+M3 J14
3 0.5
18 0.5
Save solution 24
end

```

```

MIX 25 #(EQUILIBRIUM - M1-Day1)
10 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
CO2(g) -3.5
O2(g) -0.679
Goethite 0 10
Gypsum 0 10
Jarosite-K 0 10
Schwertmannite 0 10
Save solution 25
end

```

```

MIX 26 #(EQUILIBRIUM - M2- Day1)
13 1
EQUILIBRIUM_PHASES 2
CO2(g) -3.5
O2(g) -0.679

```

```

        Goethite 0 10
        Gypsum 0 10
        Jarosite-K 0 10
        Schwertmannite 0 10
Save solution 26
end

MIX 27 #(EQUILIBRIUM - M3- Day1)
1 1
EQUILIBRIUM_PHASES 3
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 27
end

MIX 28 #(EQUILIBRIUM - M1-Day14)
10 1
EQUILIBRIUM_PHASES 4
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 28
end

MIX 29 #(EQUILIBRIUM - M2- Day14)
13 1
EQUILIBRIUM_PHASES 5
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 29
end

MIX 30 #(EQUILIBRIUM - M3- Day14)
1 1
EQUILIBRIUM_PHASES 6
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10

```

```

        Jarosite-K 0 10
        Schwertmannite 0 10
Save solution 30
end

MIX 31 #(EQUILIBRIUM MIXING 1 - LD+ES1 Jour 1)
1 0.5
4 0.5
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 31
end

MIX 32 #(EQUILIBRIUM MIXING 2 - LD+ES2 Jour 1)
1 0.5
7 0.5
EQUILIBRIUM_PHASES 2
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 32
end

MIX 33 #(EQUILIBRIUM MIXING 3 - LD+M3 Jour 1)
1 0.5
16 0.5
EQUILIBRIUM_PHASES 3
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 33
end

MIX 34 #(EQUILIBRIUM MIXING 1 - LD+ES Jour 14)
3 0.5
6 0.5
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10

```

```

        Gypsum 0 10
        Jarosite-K 0 10
        Schwertmannite 0 10
Save solution 34
end

```

```

MIX 35 #(EQUILIBRIUM MIXING 2 - LD+ES2 Jour 14)
3 0.5
9 0.5
EQUILIBRIUM_PHASES 2
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 35
end

```

```

MIX 36 #(EQUILIBRIUM MIXING 3 - LD+M3 Jour 14)
3 0.5
18 0.5
EQUILIBRIUM_PHASES 3
    CO2(g) -3.5
    O2(g) -0.679
    Goethite 0 10
    Gypsum 0 10
    Jarosite-K 0 10
    Schwertmannite 0 10
Save solution 36
end

```

```

INVERSE_MODELING 1 #(Measured vs predicted values for mix 1 Day 1)
-solutions      19      10
-uncertainty    0.2      0.2
-phases
    Goethite      force pre
    Gypsum         force pre
    Jarosite-K     force pre
    Schwertmannite force pre
    O2(g)
    CO2(g)
-balances
    Al      1      1
    Cl      0.2    0.2
    Alkalinity 1      1
-range      1000
-tolerance   1e-010
-mineral_water true

```

SELECTED_OUTPUT 2 Modélisation inverse 19-10

```

-file          C:\Users\Aziz\Downloads\test-D-A\Modélisation inverse_19-10.sel
-high_precision false
-reset         false
-simulation    true
-solution      true
-percent_error true
-saturation_indices Schwertmannite Ferrihydrite Goethite Jarosite-K
                  Gypsum
-inverse_modeling true
end

```

INVERSE_MODELING 2 #(Measured vs predicted values for mix 2 Day 1)

```

-solutions 20 13
-uncertainty 0.9
-phases
    Goethite    force pre
    Gypsum      force pre
    Jarosite-K  force pre
    Schwertmannite force pre
    O2(g)
    CO2(g)
-range
-balances
    pH
    Al 1
    Cl
    Alkalinity 1
#-minimal

```

SELECTED_OUTPUT 3 Modélisation inverse 20-13

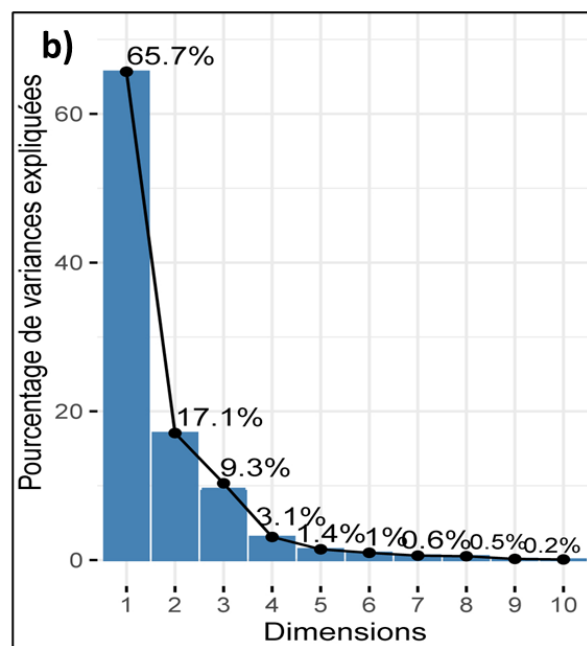
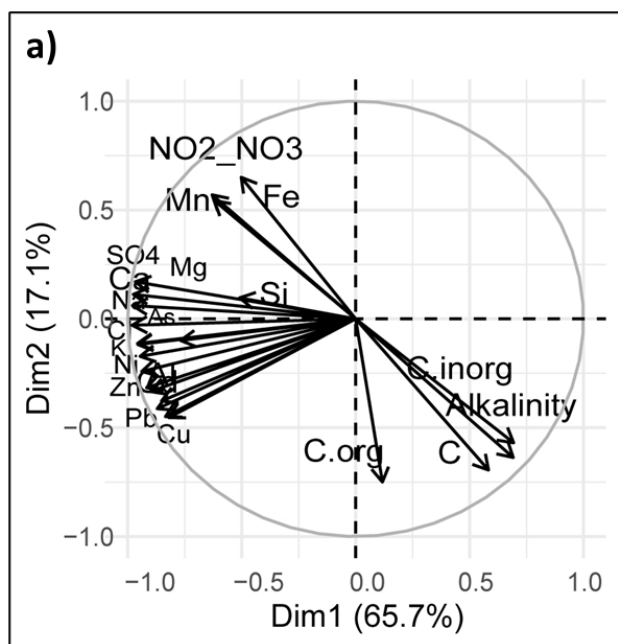
```

-file          C:\Users\Aziz\Downloads\test-D-A\Modélisation inverse_20-13.sel
-high_precision false
-reset         false
-simulation    true
-solution      true
-percent_error true
-saturation_indices Schwertmannite Ferrihydrite Goethite Jarosite-K
                  Gypsum
-inverse_modeling true

```

END

ANNEXE H GRAPHIQUE DE L'ACP POUR LES EAUX



a) ACP des variables pour les eaux et les mélanges d'eaux et b) présente le pourcentage des dimensions pour chaque axe