



Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de la personne autrice de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'autrice ou l'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Caractérisation et évaluation du potentiel de valorisation des stériles de la
mine de graphite du Lac des Îles, Québec**

MOHAMED MALIK HASSAID

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie Minéral

Juillet 2026

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Caractérisation et évaluation du potentiel de valorisation des stériles de la mine de graphite du Lac des Îles, Québec

présenté par **Mohamed Malik HASSAID**

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

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

Faneva RARISON, président

Isabelle DEMERS, membre et directrice de recherche

Marc LEGAULT, membre et codirecteur de recherche

Raphaël MERMILLOD-BLONDIN, membre externe

DÉDICACE

À la mémoire de mon père.

À ma mère, à ma sœur, à mon épouse et à ma future fille, pour leur amour, leur soutien et leurs encouragements.

À mes amis et à toute ma famille.

Je leur dédie ce mémoire avec amour et reconnaissance.

REMERCIEMENTS

Avant tout, je rends grâce à Dieu pour la force, la patience et la persévérance qui m'ont permis de mener ce mémoire à terme.

Je souhaite exprimer ma profonde reconnaissance à ma directrice de recherche, Professeure Isabelle Demers, pour son encadrement rigoureux, sa disponibilité, ses conseils et ses commentaires constructifs tout au long de ce travail. J'adresse également mes sincères remerciements à mon codirecteur, Marc Legault, pour son accompagnement, son appui et ses orientations scientifiques, qui ont grandement contribué à l'avancement de ce projet.

Je remercie les partenaires du projet, notamment Northern Graphite, pour leur collaboration, leur accueil à la mine et l'occasion qui m'a été offerte de travailler sur leurs sites. Je remercie particulièrement Alban et Adrian pour leurs conseils, leur aide et leurs relectures, ainsi que Karl Desseureault pour son appui et pour avoir facilité notre intégration aux opérations de terrain. Mes remerciements s'adressent également à Intersand et à son équipe pour leur collaboration, leur disponibilité et l'intérêt porté à ce projet.

Je remercie également le programme Mine intelligente et autonome (MIA), mis en place dans le cadre du programme FONCER et soutenu par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), pour le soutien financier accordé. Je tiens aussi à souligner l'occasion qui m'a été offerte de présenter mon projet devant ses membres. Cette expérience a été particulièrement enrichissante, tant sur le plan scientifique que professionnel.

Je tiens aussi à remercier l'ensemble du personnel de l'URSTM, des laboratoires impliqués, ainsi que les professeurs, chercheurs, professionnels de recherche, techniciens et collègues de l'UQAT et de Polytechnique Montréal pour leur soutien, leurs conseils et leur contribution aux différentes étapes de ce travail.

Mes remerciements s'adressent également à mes collègues et amis pour leurs encouragements, leur soutien moral et les échanges partagés tout au long de ce parcours de maîtrise.

Enfin, j'exprime ma profonde gratitude envers ma famille pour son soutien constant, leur patience et leurs encouragements tout au long de ce parcours. Je remercie particulièrement mon épouse pour sa compréhension, son appui et sa présence, qui ont constitué une source de motivation précieuse jusqu'à l'achèvement de ce mémoire.

RÉSUMÉ

Ce mémoire porte sur la caractérisation géoenvironnementale des stériles de la mine de graphite du Lac des Îles, au Québec, et sur l'évaluation de leur potentiel de valorisation hors site. L'étude vise à déterminer si les stériles entreposés dans les haldes F6 et F12, ainsi que les futurs stériles associés à la fosse F4, peuvent être valorisés dans une perspective d'économie circulaire.

La démarche méthodologique a été structurée en quatre phases. La phase 1 comprend la compilation des données historiques et la planification de l'échantillonnage. La phase 2 repose sur les observations lithologiques et les mesures par FRXp. La phase 3 concerne le traitement statistique des données, comprenant le nettoyage de la base de données, la transformation log-ratio centrée, la projection par la méthode UMAP et la classification par k-moyennes, suivis de la sélection d'échantillons destinés aux analyses. Cette approche a permis de distinguer trois grappes géochimiques dans chacun des secteurs étudiés, associées aux principales lithologies observées, notamment les gneiss quartzofeldspathiques et les pegmatites. Ces regroupements ont ensuite été comparés et validés à partir des observations géologiques disponibles.

La phase 4 porte sur l'évaluation environnementale, réalisée selon le Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle (MENV, 2002). Elle a permis d'évaluer la non-dangereuse réglementaire, le potentiel de génération d'acide, la capacité de neutralisation, le contenu total en contaminants et la mobilité des éléments à l'aide des essais TCLP, CTEU-9 et SPLP.

Les résultats montrent que les matériaux analysés ne présentent pas de caractère dangereux au sens réglementaire. Leur classement demeure toutefois contrôlé par le potentiel de génération d'acide, le contenu total en contaminants et la mobilité de certains éléments. Selon les critères A, B et C, la majorité des échantillons se situe dans les classes A-B et B-C, avec une dominance de la classe B-C pour F4 et F12, tandis que F6 présente une variabilité plus marquée.

Les essais de lixiviation indiquent que le fluorure constitue le paramètre le plus discriminant, notamment lors de l'essai CTEU-9. Ce relargage pourrait être lié à la présence de fluorapatite et favorisé par la granulométrie plus fine utilisée dans cet essai. Parmi les 28 matériaux évalués, deux sont classés en classe I, 18 en classe III et 8 sont considérés comme non valorisables. Ces résultats montrent que la valorisation doit reposer sur une gestion sélective des matériaux selon leurs caractéristiques géochimiques.

ABSTRACT

This master's thesis focuses on the geoenvironmental characterization of waste rock from the Lac des Îles graphite mine, Québec, and on the assessment of its potential for off-site valorization. The study aims to determine whether the waste rock stored in the F6 and F12 waste rock piles, as well as the future waste rock associated with pit F4, can be valorized within a circular economy perspective.

The methodological approach was structured into four phases. Phase 1 included the compilation of historical data and the planning of the sampling campaign. Phase 2 was based on lithological observations and portable X-ray fluorescence measurements. Phase 3 involved statistical data processing, including database cleaning, CLR transformation and UMAP analysis coupled with K-means clustering, followed by the selection of representative and targeted samples for detailed analyses. This approach made it possible to distinguish three geochemical clusters in each studied sector, associated with the main lithologies observed, including gneisses and pegmatites. These groupings were then compared with and validated using the available geological observations.

Phase 4 focused on the environmental assessment, carried out according to provincial guideline governing the beneficial use of non-hazardous inorganic industrial residual materials (MENV, 2002). This assessment included the verification of regulatory non-hazardous status, acid-generating potential, neutralization capacity, total contaminant content and elemental mobility using TCLP, CTEU-9 and SPLP leaching tests.

The results show that the analyzed materials do not exhibit hazardous characteristics under the applicable regulatory framework. However, their classification remains controlled by acid-generating potential, total contaminant content and the mobility of certain elements. According to the A, B and C criteria, most samples fall within the A-B and B-C classes, with a dominance of the B-C class for F4 and F12, while F6 shows greater variability.

The leaching tests indicate that fluoride is the most discriminating parameter, particularly in the CTEU-9 test. This release may be related to the presence of fluorapatite and may also be enhanced by the finer particle size used in this test. Among the 28 materials evaluated, two are classified as Class I, 18 as Class III and eight are considered non-valorizable. These results show that waste rock valorization at Lac des Îles must rely on selective management according to the geochemical characteristics of the materials.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Généralités.....	1
1.2 Problématique.....	2
1.3 Objectif principal.....	3
1.3.1 Objectifs spécifiques	3
1.4 Hypothèses de recherche.....	4
1.5 Structuration et méthodologie du document	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	5
2.1 Cadre réglementaire et méthodologique de valorisation des stériles miniers au Québec	5
2.1.1 Démarche d'évaluation environnementale.....	6
2.1.2 Critères d'exclusion et potentiel acidogène	7
2.1.3 Contenu total en contaminants, granulométrie et mobilité	7
2.1.4 Catégories de valorisation et usages admissibles	9
2.1.5 Portée et limites du guide	10
2.2 Les caractéristiques des haldes à stériles.....	11
2.2.1 Stabilité et hydrodynamique des haldes à stériles.....	11

2.2.2	Stabilité chimique des haldes à stériles	13
2.2.3	Principales méthodes de construction des haldes à stériles.....	14
2.2.4	Méthodes alternatives d'entreposage	18
2.3	Valorisation des stériles	21
2.3.1	Valorisation des stériles dans les infrastructures routières.....	21
2.3.2	Utilisation en remblais, digues et ouvrages de génie civil	22
2.3.3	Agrégats pour béton, briques et enrobés bitumineux	22
2.3.4	Amendements de sols et restauration environnementale	23
2.4	Apport de la télédétection et systèmes d'information géographique pour la cartographie des stériles	23
2.5	Technologies portatives et pratiques traditionnelles pour la caractérisation environnementale des stériles.....	24
2.5.1	Méthodes de géologie de terrain (propriétés physiques).....	24
2.5.2	Spectromètres de fluorescence à rayons X portatifs (FRXp)	25
2.5.3	Systèmes d'imagerie hyperspectrale	27
2.5.4	Coloration chimique des carbonates	29
2.5.5	Techniques de caractérisation chimique et minéralogique en laboratoire	30
2.6	Statistiques en géochimie	31
2.6.1	Nature des données géochimiques	32
2.6.2	Statistiques descriptives et exploratoires.....	33
2.6.3	Réduction de dimension et visualisation avancée (ACP, t-SNE, UMAP)	35
2.6.4	Analyse multivariée et classification (k-means, CAH, LDA).....	39
2.6.5	Régression et modélisation statistique (linéaire, PLSR, robustes).....	42
2.6.6	Géostatistique et interpolation spatiale (variogrammes, krigeage)	43
2.6.7	Apprentissage automatique et IA (Random Forest, SVM, SOM).....	44

2.6.8	Cas d'applications en géochimie.....	45
2.7	Besoins et défis de recherche	47
2.7.1	Besoins de recherche	47
2.7.2	Défis de recherche.....	49
CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE	51
3.1	Site d'étude.....	53
3.1.1	Localisation et contexte général du site	53
3.1.2	Historique des travaux d'exploration et des opérations minières	53
3.1.3	Cadre géologique régional	54
3.1.4	Géologie locale et minéralisation.....	54
3.1.5	Ressources minérales et état récent des opérations	55
3.1.6	Contexte environnemental et gestion des résidus miniers	55
3.2	Stratégie d'échantillonnage	57
3.2.1	Échantillonnage des haldes à stériles (approche systématique)	57
3.2.2	Échantillonnage des carottes de forage (approche ciblée)	60
3.2.3	Assurance qualité et traçabilité	61
3.3	Système d'information géographique	62
3.4	Caractérisation géologique et lithologique <i>in situ</i>	64
3.5	Analyse géochimique par fluorescence à rayons X portative (FRXp).....	65
3.6	Gestion, structuration et nettoyage de la base de données	68
3.7	Analyses statistiques descriptives et multivariées.....	69
3.8	Approximation et projection uniforme de variété (UMAP).....	70
3.9	Segmentation et analyse par clusters (K-means).....	71
3.10	Validation externe par information géologique	72

3.11	Sélection ciblée des échantillons et analyses approfondies	73
3.12	Caractérisation chimique et minéralogique.....	74
3.12.1	Caractérisation chimique.....	74
3.12.2	Caractérisation minéralogique.....	76
3.13	Vérification de la non-dangereuse réglementaire	78
3.13.1	Matière lixiviable	78
3.13.2	Matière corrosive.....	79
3.14	Carbone organique total (COT) et dépistage de composés organiques	80
3.15	Capacité de neutralisation et démarche comparative	80
3.15.1	Potentiel de neutralisation par la méthode Sobek modifiée	81
3.15.2	Potentiel de neutralisation par la méthode Sobek à cinétique prolongée	82
3.15.3	Estimation du potentiel de neutralisation théorique à partir du carbone total, exprimé en équivalent CaCO_3	84
3.16	Contenu total en contaminants inorganiques (mg/kg).....	85
3.17	Essais de lixiviation.....	87
3.17.1	Lixiviation à l'eau – CTEU-9 (conditions neutres).....	89
3.17.2	Lixiviation à l'eau acide – SPLP (EPA 1312).....	90
3.17.3	Lixiviation à l'acide acétique – TCLP (EPA 1311)	91
CHAPITRE 4	RÉSULTATS	95
4.1	Observations de terrain et caractérisation lithologique	95
4.1.1	Fosse F4.....	95
4.1.2	Fosse F6.....	96
4.1.3	Fosse F12.....	97
4.2	Contrôle de la qualité analytique de l'appareil FRXp.....	97
4.2.1	Magnésium (Mg).....	99

4.2.2	Aluminium (Al) et Silicium (Si)	100
4.2.3	Potassium (K) et Calcium (Ca)	102
4.2.4	Titane (Ti) et Fer (Fe).....	103
4.2.5	Synthèse des résultats.....	104
4.3	Statistiques descriptives des éléments selon les fosses	105
4.3.1	Distribution des éléments de la fosse F4.....	105
4.3.2	Distribution des éléments de la fosse F6	109
4.3.3	Distribution des éléments de la fosse F12	112
4.3.4	Composition géochimique des fractions fines et grossières des stériles	116
4.3.5	Évolution verticale des teneurs chimiques dans les tranchées F6 et F12	117
4.4	Application de l'algorithme UMAP à la fosse F4.....	120
4.4.1	Comparaison des résultats de l'UMAP avec la base de données de la mine	122
4.4.2	Relations bivariées entre les éléments chimiques des groupes de F4	124
4.5	Application de l'algorithme UMAP à la fosse F6.....	126
4.6	Application de l'algorithme UMAP à la fosse F12.....	129
4.7	Comparaison des teneurs mesurées par FRXp et ICP-MS.....	131
4.8	Caractérisation minéralogique des échantillons	138
4.8.1	Observations en lames polies	138
4.8.2	Résultats DRX.....	141
4.8.3	Comparaison entre les observations microscopiques et les résultats DRX.....	143
4.9	La non-dangerosité.....	144
4.10	Teneur en soufre par fosse	145
4.11	Résultats du potentiel de neutralisation.....	148
4.12	Potentiel de génération d'acide des stériles.....	151

4.13	Contenu total en contaminants inorganiques	153
4.14	Mobilité des contaminants par lixiviation.....	155
4.14.1	Comparaison des résultats TCLP à la norme de potabilité	155
4.14.2	Comparaison des résultats CTEU-9 à la norme de potabilité	156
4.14.3	Comparaison des résultats SPLP à la norme de potabilité	158
CHAPITRE 5 INTERPRÉTATION ET DISCUSSION		160
5.1	Signification de la non-dangérosité réglementaire.....	160
5.2	Rôle des teneurs totales en contaminants inorganiques et des critères A, B et C dans le classement environnemental	162
5.3	Mobilité des éléments et comparaison des essais de lixiviation	162
5.4	Classement environnemental et implications pour la valorisation.....	164
5.4.1	Classement et distribution des futurs stériles de F4	171
5.4.2	Classement et distribution des matériaux de F6.....	173
5.4.3	Classement et distribution des matériaux de F12.....	175
5.4.4	Synthèse comparative des classes de valorisation et usages envisageables.....	177
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		180
6.1	Sommaire	180
6.2	Recommandations	185
RÉFÉRENCES.....		187

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Normes de lixivabilité TCLP (mg/L) applicables à la propriété « matière lixiviable » du RMD pour les contaminants ciblés (Gouvernement du Québec, 2025b).....	79
Tableau 3.2 Seuils A, B et C (mg/kg) pour les contaminants : teneurs de fond (Grenville) et critères du RPRT (annexes I et II) (Beaulieu, 2021).....	86
Tableau 3.3 Seuils de potabilité applicables aux paramètres inorganiques retenus et valeurs correspondantes à 10 fois la norme de potabilité utilisées pour l'interprétation des essais de lixiviation (Gouvernement du Québec, 2025a).	89
Tableau 3.4 Répartition des échantillons sélectionnés pour les analyses chimiques, minéralogiques et environnementales selon les fosses F4, F6 et F12.....	93
Tableau 3.5 Échantillons sélectionnés pour représenter les grappes géochimiques des fosses F4, F6 et F12.....	94
Tableau 4.1 Résultats du contrôle de qualité analytique du standard certifié SDAR-M2.	98
Tableau 4.2 Statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les échantillons de la fosse F4.....	106
Tableau 4.3 Statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les échantillons de la fosse F6.....	110
Tableau 4.4 Statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les échantillons de la fosse F12.....	113
Tableau 4.5 Correspondance entre les clusters identifiés par UMAP dans la fosse F4 et les lithologies documentées dans la base de données locale de la mine.....	123
Tableau 4.6 Composition minéralogique quantitative du gneiss quartzofeldspathique à biotite et de la pegmatite déterminée par DRX avec affinement de Rietveld.....	142
Tableau 4.7 Évaluation des teneurs en soufre par FRXp et par ELTRA dans les stériles des fosses F4, F6 et F12.	146
Tableau 4.8 Statistiques descriptives comparatives du potentiel de neutralisation des fosses 4, 6 et 12 selon l'essai statique à 24 h, l'essai prolongé à 7 jours et la méthode carbonate.....	150

Tableau 4.9 Synthèse comparative de la classification ABC des matériaux des fosses F4, F6 et F12 et interprétation géoenvironnementale	154
Tableau 5.1 pH mesurés après lixiviation à l'eau CTEU-9 des matériaux sélectionnés.....	161
Tableau 5.2 Synthèse des critères environnementaux utilisés pour le classement des matériaux selon le guide de valorisation (MENV, 2002).....	165

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Classement direct en fonction du contenu en mg/kg ou du choix d'un usage de catégorie III (MENV, 2002)	9
Figure 2.2 Méthodes de construction des haldes à stériles a) Déversement à la benne (<i>End-dumping</i>) b) Déversement avec épandage au butoir (<i>Push-dumping</i>) modifié de (Raymond et al., 2021).....	16
Figure 2.3 Utilisation de la pelle à benne traînante (<i>dragline</i>) pour un empilement contrôlé des matériaux dans une exploitation à grande échelle (Hawley et al., 2017).....	18
Figure 2.4 Projection des spécimens altérés (noir) et non altérés (jaune) selon les deux premières composantes principales issues du jeu de données géochimiques (Horrocks et al., 2019)...	36
Figure 2.5 Évolution des classifications Random Forest selon l'augmentation de la taille minimale des nœuds terminaux (Horrocks et al., 2019).....	37
Figure 2.6 Résultats de probabilité de portance du gisement obtenus à partir de quatre modèles : a) UMAP b) t-SNE c) Isomap d) LLE (Zhang, 2024).....	38
Figure 3.1 Protocole complet du projet Caractérisation et évaluation du potentiel de valorisation des stériles de la mine de graphite du Lac des Îles, Québec	52
Figure 3.2 Localisation du site d'étude à environ 110 km au nord d'Ottawa	56
Figure 3.3 Planification et géoréférencement des points d'échantillonnage (maillage SIG/Google Earth, positionnement GPS et marquage des points sur le terrain).	58
Figure 3.4 Excavation de tranchées (~3 m de profondeur) et échantillonnage en profondeur sur les haldes à stériles (variabilité verticale).	59
Figure 3.5 Échantillonnage de stériles à partir de carottes de forage : sélection par intervalles (0,5 m) (gauche) et sciage longitudinal des carottes pour prélèvement (droite).	61
Figure 3.6 Planification spatiale des points d'échantillonnage sur les haldes à stériles (en vert) du site d'étude.	63
Figure 3.7 Localisation des forages de la fosse F4 : points disponibles en jaune et échantillons retenus en rouge	64

Figure 3.8 Mesures FRXp sur le terrain et préparation des échantillons (surface fraîche / nettoyage) et acquisition sur support pour la fraction fine.....	66
Figure 3.9 Détermination du pouvoir neutralisant (PN) par titrage en excès d'acide, préparation des fractions, agitation contrôlée et mesure du pH au laboratoire.....	82
Figure 4.1 Contrôle analytique du Mg à partir du standard certifié SDAR-M2	100
Figure 4.2 Contrôle de la reproductibilité analytique de (a) l'Al et (b) du Si à partir du standard certifié SDAR-M2.	101
Figure 4.3 Contrôle de la reproductibilité analytique du (a) K et du (b) Ca à partir du standard certifié SDAR-M2	103
Figure 4.4 Contrôle de la reproductibilité analytique du (a) Fe et du (b) Ti à partir du standard certifié SDAR-M2	104
Figure 4.5 Boîtes à moustaches des concentrations des huit éléments mesurés par FRXp dans les échantillons de la fosse F4.	107
Figure 4.6 Diagramme ternaire Si–Ca–S des échantillons de la fosse F4.....	108
Figure 4.7 Boîtes à moustache des distributions des huit éléments mesurés par FRXp dans les échantillons de la fosse F6	111
Figure 4.8 Diagramme ternaire Si–Ca–S des échantillons de la fosse F6.....	112
Figure 4.9 Boîtes à moustache des distributions des huit éléments mesurés par FRXp dans les échantillons de la fosse F12	114
Figure 4.10 Diagramme ternaire Si–Ca–S des échantillons de la fosse F12.....	115
Figure 4.11 Comparaison des concentrations moyennes mesurées par FRXp entre les fractions fines (< 2 mm) et grossières des stériles	117
Figure 4.12 Évolution des teneurs chimiques selon la profondeur dans la tranchée F6	118
Figure 4.13 Évolution des teneurs chimiques selon la profondeur dans la tranchée F12	120
Figure 4.14 Sensibilité de la projection UMAP des échantillons de la fosse F4 aux paramètres testés après transformation CLR	122

Figure 4.15 Carotte F4-23-02 associée au groupe 3, illustrant un faciès de gneiss à biotite observé dans la fosse F4	124
Figure 4.16 Matrice de dispersion des éléments par cluster dans la fosse F4.....	126
Figure 4.17 Projection UMAP des échantillons de la fosse F6 après transformation CLR et classification par K-moyennes	127
Figure 4.18 Matrice de dispersion des éléments des échantillons de la fosse F6 selon les clusters identifiés par UMAP	128
Figure 4.19 Projection UMAP des échantillons de la fosse F12 après transformation CLR et classification par K-means	129
Figure 4.20 Matrice de dispersion des éléments des échantillons de la fosse F12 selon les clusters identifiés par UMAP	130
Figure 4.21 Comparaison des teneurs en aluminium mesurées par FRXp et ICP-MS	132
Figure 4.22 Comparaison des teneurs en calcium mesurées par FRXp et ICP-MS.....	133
Figure 4.23 Comparaison des teneurs en fer mesurées par FRXp et ICP-MS	134
Figure 4.24 Comparaison des teneurs en potassium mesurées par FRXp et ICP-MS	135
Figure 4.25 Comparaison des teneurs en magnésium mesurées par FRXp et ICP-MS	136
Figure 4.26 Comparaison des teneurs en titane mesurées par FRXp et ICP-MS.....	137
Figure 4.27 Microtextures sulfurées et oxydes observés dans l'échantillon F6-A03.	139
Figure 4.28 Association quartz–biotite–épidote–graphite dans l'échantillon F6-A04.	140
Figure 4.29 Pegmatite de l'échantillon F4-C2 avec pyrrhotite accessoire et texture quartzofeldspathique.	141
Figure 4.30 Comparaison des résultats TCLP aux seuils de non-dangerosité pour la propriété « matière lixiviable » dans les fosses F4, F6 et F12.....	145
Figure 4.31 Comparaison entre le soufre mesuré par FRXp et le soufre total déterminé par ELTRA	148

Figure 4.32 Positionnement des échantillons des fosses 4, 6 et 12 dans le diagramme PN–PA selon l’essai statique à 24 h et l’essai prolongé à 7 jours	152
Figure 4.33 Comparaison des rapports concentration/seuil obtenus par TCLP par rapport à la norme de potabilité (rapport = 1) et à $10 \times$ la norme de potabilité (rapport = 10), à partir des moyennes par fosse pour les fosses F4, F6 et F12.	156
Figure 4.34 Comparaison des rapports concentration/seuil obtenus par l’essai CTEU-9 par rapport à la norme de potabilité, à partir des moyennes par fosse pour les fosses F4, F6 et F12....	157
Figure 4.35 Comparaison des rapports concentration/seuil obtenus par l’essai SPLP par rapport à $10 \times$ la norme de potabilité, à partir des moyennes par fosse pour les fosses F4, F6 et F12.	159
Figure 5.1 Distribution spatiale des classes de valorisation des stériles dans la fosse F4 à l’échelle métrique.....	172
Figure 5.2 Répartition des matériaux de classe I et de classe III dans la F6	174
Figure 5.3 Répartition des matériaux de classe I, de classe III et non valorisables dans la F12.	176

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABA	Bilan acide-base (Acid-Base Accounting)
ABC	Critères A, B et C utilisés pour le classement géoenvironnemental
ACP	Analyse en Composantes Principales
AQ/CQ	Assurance qualité / contrôle qualité
ASTM	Société américaine pour les essais et les matériaux
CAH	Classification ascendante hiérarchique
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Cg	Carbone graphitique
CLR	Transformation logarithmique centrée (Centered Log-Ratio)
COT	Carbone Organique Total
CRM	Matériau de référence certifié (Certified Reference Material)
DMA	Drainage Minier Acide
DNC	Drainage Neutre Contaminé
DRX	Diffraction des Rayons X
EPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis
ÉTR	Éléments de terres rares
FRXp	Fluorescence à rayons X Portative
FS	Facteur de Sécurité
GBM	Modèle de renforcement par gradient (Gradient Boosting Machine)
GPS	Système de positionnement mondial (Global Positioning System)
HDPE	Polyéthylène haute densité (High-Density Polyethylene)
IA	Intelligence Artificielle
IC	Chromatographie ionique (Ion Chromatography)
ICP-AES	Spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry)
ICP-MS	Spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry)
ICP-OES	Spectrométrie d'émission optique avec plasma à couplage inductif (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry)
ILR	Rapport logarithmique isométrique (Isometric Log-Ratio)
INRS	Institut National de la Recherche Scientifique
IQR	Écart Interquartile (Interquartile Range)

K-means	Algorithme de classification par k-moyennes
LDA	Analyse discriminante linéaire (Linear Discriminant Analysis)
LDI	Lac Des Îles
LiDAR	Détection et télémétrie par la lumière (Light Detection and Ranging)
LLE	Plongement localement linéaire (Locally Linear Embedding)
LOD	Limite de détection (Limit of Detection)
LWIR	Infrarouge à ondes longues (Long-Wave Infrared) (8 – 14 μm)
MAD	Écart absolu médian (Median Absolute Deviation)
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MEND	Programme de neutralisation des eaux de drainage minier (Mine Environment Neutral Drainage)
MENV	Ministère de l'Environnement
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
MNT	Modèle numérique de terrain
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et des Forêts
NI 43-101	Norme canadienne 43-101 relative à l'information concernant les projets miniers
NPGA	Non Potentiellement Générateur d'Acide
NPS-CM	Nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche
PA	Potentiel d'Acidification
PGA	Potentiel de Génération d'Acide
PN	Potentiel de neutralisation
PNN	Potentiel net de neutralisation
PLSR	Régression des moindres carrés partiels (Partial Least Squares Regression)
PMP	Précipitation Maximale Probable
QGIS	Logiciel libre de système d'information géographique
RF	Forêt aléatoire (Random Forest)

RLRQ	Recueil des Lois et des Règlements du Québec
RMD	Règlement sur les Matières Dangereuses
RPRT	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains
RPN	Rapport du potentiel de neutralisation
RSD	Écart-type relatif (Relative Standard Deviation)
SAE	Société des ingénieurs de l'automobile
SDAR-M2	Standard certifié utilisé pour le contrôle qualité des mesures FRX
SGS	Société Générale de Surveillance
SIG	Système d'information géographique
SIGÉOM	Système d'information géominière du Québec
SOM	Carte auto-organisatrice (Self-Organizing Map)
SVM	Support Vector Machine, machine à vecteurs de support
SWIR	Infrarouge à ondes courtes (Short-Wave Infrared) (1,0 – 2,5 μm)
t-SNE	Plongement stochastique de voisinage distribué en t (t-distributed Stochastic Neighbor Embedding)
UMAP	Uniform Manifold Approximation and Projection
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
USEPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis
VNIR	Visible et proche infrarouge (Visible and Near-Infrared) (0,4 – 1,0 μm)

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Généralités

L'exploitation minière génère d'importants volumes de matériaux résiduels, principalement sous forme de rejets de concentrateur et de roches stériles. Les stériles miniers correspondent aux roches excavées pour accéder au minerai, mais dont la teneur en substance utile est inférieure à la teneur de coupure économique. Ces matériaux sont généralement entreposés en surface sous forme de haldes, lesquelles peuvent occuper des superficies importantes et interagir avec les eaux de surface, les eaux souterraines et l'atmosphère. Leur comportement environnemental dépend notamment de leur composition minéralogique, de leur granulométrie, de leur structure interne, de leur degré d'altération et de la présence éventuelle de phases réactives, comme les sulfures et les carbonates (Aubertin et al., 2002; Price, 2009; Bussière et Guittonny, 2021).

Lorsque les stériles contiennent des minéraux sulfurés, leur exposition à l'eau et à l'oxygène entraîne des réactions d'oxydation susceptibles de générer du drainage minier acide ou du drainage neutre contaminé. Ces processus peuvent favoriser la mobilisation de métaux, de métalloïdes et d'autres espèces inorganiques dans les eaux de drainage. À l'inverse, la présence de minéraux carbonatés, comme la calcite ou la dolomite, peut contribuer à neutraliser l'acidité produite. L'évaluation du potentiel de génération d'acide, du potentiel de neutralisation et de la mobilité des contaminants constitue donc une étape essentielle dans toute démarche de gestion environnementale ou de valorisation des stériles miniers (Sobek et al., 1978; Bouzahzah et al., 2014).

Dans un contexte où les principes d'économie circulaire prennent une place croissante dans le secteur minier, la valorisation des roches stériles représente une voie possible pour réduire les volumes entreposés en surface, limiter l'empreinte environnementale des sites miniers et substituer certains matériaux naturels par des matériaux déjà disponibles. Plusieurs voies de valorisation sont documentées dans la littérature, notamment l'utilisation des stériles dans les infrastructures routières, les remblais, les digues, les ouvrages de génie civil, les matériaux de recouvrement, les granulats pour béton ou certains usages environnementaux lorsque leur compatibilité avec l'usage visé est démontrée (Hassani et al., 1998; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019; Segui et al., 2023; Sylvain et al., 2024). Toutefois, la valorisation hors site à grande échelle demeure

limitée, notamment en raison des exigences réglementaires et de la nécessité de démontrer l'acceptabilité environnementale des matériaux (Tardif-Drolet et al., 2020).

Au Québec, la valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses est encadrée par une démarche réglementaire visant à assurer que les matériaux réutilisés présentent des risques acceptables pour l'environnement ou la santé humaine. Le *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* établit une procédure d'évaluation fondée notamment sur la non-dangereusité, la teneur en soufre, le potentiel de génération d'acide, la capacité de neutralisation, le contenu total en contaminants et les essais de lixiviation (MENV, 2002). Les *Lignes directrices relatives à la valorisation des résidus miniers* précisent également les conditions selon lesquelles les résidus miniers peuvent être considérés comme valorisés plutôt que simplement déposés ou éliminés (MDDELCC, 2014). Ces cadres s'inscrivent dans les exigences plus générales de la Directive 019 et du *Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai* (MELCC, 2020; MELCCFP, 2025).

1.2 Problématique

La mine de graphite du Lac-des-Îles est située dans la région administrative des Laurentides, au Québec, à environ deux kilomètres au sud de la municipalité de Lac-des-Îles, dans le secteur de Mont-Laurier au Québec, constitue un cas d'étude pertinent pour examiner le potentiel de valorisation des stériles issus d'un gisement. Les matériaux étudiés dans ce mémoire proviennent de deux sources principales : des stériles actuellement entreposés dans les haldes F6 et F12, ainsi que des futurs stériles représentés par des carottes de forage provenant de la fosse F4. Cette approche permet d'intégrer à la fois des matériaux déjà exposés aux conditions de surface et des matériaux associés au développement minier projeté. Les lithologies observées comprennent notamment des gneiss quartzo-feldspathiques à biotite, des pegmatites, des marbres, des roches calco-silicatées et des niveaux localement graphitiques.

La caractérisation des stériles de cette mine nécessite une approche intégrée combinant les observations de terrain, les analyses géochimiques et minéralogiques, les essais environnementaux et les outils statistiques. La fluorescence à rayons X portative (FRXp) permet d'obtenir rapidement une première description géochimique des matériaux et d'appuyer la sélection d'échantillons destinés aux analyses plus détaillées. Son utilisation doit toutefois être associée à un protocole de

mesure, de contrôle de qualité et de validation adapté aux matrices rocheuses analysées (Ross et Beaudette, 2021; Duvernois et al., 2024; Lavaure, 2024).

Les données géochimiques issues du FRXp sont de nature multivariée et compositionnelle. Leur interprétation nécessite donc des traitements statistiques adaptés afin de limiter les écarts associés aux distributions asymétriques, aux valeurs extrêmes et aux relations de fermeture entre éléments. Dans ce mémoire, les données sont traitées par transformation log-ratio centrée (CLR), puis analysées à l'aide d'une projection approximation et projection uniforme de variété (UMAP) combinée à une classification par k-moyennes (K-means). Cette approche permet d'explorer les signatures géochimiques des stériles, d'identifier des groupes d'échantillons présentant des compositions similaires et d'orienter les analyses approfondies. Ces méthodes ne remplacent pas l'interprétation géologique, mais elles constituent des outils complémentaires pour structurer l'analyse des matériaux (Aitchison, 1982; Rousseeuw, 1987; McInnes et al., 2018).

1.3 Objectif principal

L'objectif général de ce mémoire est de caractériser les stériles de la mine de graphite du Lac-des-Îles et d'évaluer leur potentiel de valorisation dans un cadre environnemental structuré. Pour atteindre cet objectif général, les objectifs spécifiques suivants ont été définis :

1.3.1 Objectifs spécifiques

Objectif 1. Documenter la variabilité géochimique et lithologique des stériles provenant des haldes F6 et F12 ainsi que des carottes de forage de la fosse F4.

Objectif 2. Utiliser les données de fluorescence à rayons X portative (FRXp) et les outils statistiques multivariés afin de regrouper les échantillons selon leurs signatures géochimiques.

Objectif 3. Sélectionner des échantillons ciblés, couvrant la variabilité géochimique, en vue d'analyses chimiques, minéralogiques et environnementales.

Objectif 4. Évaluer la non-dangereuse réglementaire des matériaux, leur potentiel de génération d'acide, leur potentiel de neutralisation et leur comportement en lixiviation.

Objectif 5. Appliquer une démarche décisionnelle permettant de classer les matériaux selon leur potentiel de valorisation.

1.4 Hypothèses de recherche

Les hypothèses de recherche suivantes ont été formulées afin de répondre aux objectifs spécifiques de l'étude et d'orienter la démarche méthodologique :

Hypothèse 1. Les matériaux des secteurs F4, F6 et F12 peuvent être différenciés selon leurs signatures géochimiques et lithologiques.

Hypothèse 2. L'utilisation combinée de la fluorescence X portable, de la transformation log-ratio centrée, de l'approximation et projection uniforme de variété et de la classification par k-moyennes permet de structurer cette variabilité.

Hypothèse 3. Les regroupements géochimiques obtenus peuvent orienter la sélection d'échantillons reflétant les principales signatures géochimiques pour les analyses approfondies.

Hypothèse 4. Le classement environnemental des matériaux dépend de la combinaison entre non-dangerosité, potentiel acidogène, potentiel de neutralisation, teneurs totales et mobilité des éléments.

Hypothèse 5. La valorisation des stériles est possible pour certaines familles de matériaux, mais elle nécessite une gestion sélective plutôt qu'une approche globale.

1.5 Structuration et méthodologie du document

Ce mémoire s'articule autour d'une approche progressive. Le chapitre 2 présente une revue de la littérature portant sur les haldes à stériles, les voies de valorisation, les outils de caractérisation géoenvironnementale, les méthodes statistiques appliquées aux données géochimiques et le cadre réglementaire québécois. Le chapitre 3 décrit la méthodologie adoptée, incluant la stratégie d'échantillonnage, l'acquisition des données FRXp, le traitement statistique, la sélection des échantillons et les essais de laboratoire. Le chapitre 4 présente les résultats de caractérisation, les regroupements géochimiques et l'évaluation environnementale des matériaux. Le chapitre 5 discute les implications des résultats pour la valorisation des stériles. Enfin, le chapitre 6 synthétise les principales conclusions et propose des recommandations pour la gestion et la valorisation des stériles de la mine du Lac des Îles.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Cadre réglementaire et méthodologique de valorisation des stériles miniers au Québec

Le cadre réglementaire définit les critères d'acceptabilité environnementale des stériles. Toutefois, leur comportement dépend aussi des caractéristiques physiques, hydriques et géochimiques des haldes dans lesquelles ils sont entreposés. Le Québec, en tant que producteur important de substances minérales, doit assurer la gestion de volumes considérables de rejets issus de l'activité minière. Tardif-Drolet et al. (2020) indiquent que la province comptait plus d'une trentaine de mines actives, chacune extrayant en moyenne de l'ordre d'un million de tonnes de roches par année, dont une grande partie est générée sous forme de résidus miniers, notamment de stériles et de rejets de traitement. Ces volumes soulèvent des enjeux environnementaux importants, tout en ouvrant des possibilités de valorisation dans une logique d'économie circulaire (Tardif-Drolet et al., 2020).

La valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses s'inscrit dans la hiérarchie du principe des 3RV-E, soit la réduction à la source, le réemploi, le recyclage, la valorisation, puis l'élimination (MDDEP, 2011). Dans ce contexte, le *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction*, publié par le ministère de l'Environnement du Québec, propose une démarche d'évaluation environnementale applicable aux résidus industriels destinés à des usages en construction (MENV, 2002). Les résidus miniers, incluant les stériles, sont visés par ce cadre en raison de leur origine géologique et de la possibilité de teneurs élevées en certains éléments dans les zones naturellement enrichies.

Le *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* distingue l'acceptabilité environnementale d'un matériau de son aptitude technique à l'usage. Ainsi, un matériau conforme aux critères environnementaux ne peut pas être considéré automatiquement comme utilisable dans un ouvrage. Ses propriétés granulométriques, mécaniques, hydrauliques et de durabilité doivent également être vérifiées selon les exigences propres à l'application envisagée.

Sur le plan légal, les activités de valorisation de matières résiduelles peuvent nécessiter une autorisation ministérielle, selon leur nature, leur localisation et leur niveau de risque

environnemental. Dans le cas des matériaux miniers résiduels, la valorisation sur site peut être intégrée au plan de réaménagement et de restauration, tout en demeurant encadrée par les exigences applicables à l'industrie minière, notamment la Directive 019 (MELCCFP, 2025; MRNF, 2024). La valorisation hors site demeure toutefois soumise aux exigences de la Loi sur la qualité de l'environnement, de ses règlements et des guides applicables à la valorisation des matières résiduelles industrielles et des résidus miniers (MENV, 2002; MDDELCC, 2014). Cette situation reflète un encadrement réglementaire encore fragmenté pour la valorisation des résidus miniers hors site au Québec (Tardif-Drolet et al., 2020).

Les lignes directrices relatives à la valorisation des résidus miniers précisent les usages pouvant être reconnus comme de la valorisation, notamment la construction d'infrastructures minières, le remblayage cimenté, l'utilisation comme matériaux de drainage, la stabilisation dans les parcs à résidus ou certains usages d'amendement des sols (MDDELCC, 2014). À l'inverse, la simple disposition de résidus dans une fosse ou une aire d'accumulation, sans bénéfice environnemental démontré, ne constitue pas une valorisation. Cette distinction vise à éviter la confusion entre une opération de réutilisation encadrée et une opération d'élimination.

2.1.1 Démarche d'évaluation environnementale

La démarche proposée par le guide repose sur une caractérisation progressive du matériau. Elle débute par la description du procédé générateur, lorsque celui-ci est connu. Cette étape permet d'identifier les contaminants susceptibles d'être présents, leur origine possible et leur comportement potentiel dans l'environnement. Lorsque l'historique du matériau est incomplet ou lorsque la variabilité du dépôt est importante, la caractérisation analytique devient l'élément central de l'évaluation.

L'échantillonnage constitue une étape déterminante, car la validité de l'évaluation dépend directement des échantillons analysés. Pour les matériaux hétérogènes, la stratégie d'échantillonnage doit être adaptée à la variabilité lithologique, granulométrique et géochimique du dépôt. Le recours à des échantillons composites et à une couverture spatiale suffisante permet de réduire les écarts associés à la variabilité des matériaux.

Les analyses recommandées documentent plusieurs paramètres complémentaires, notamment la non-dangereuse, la granulométrie, l'altération, le carbone organique total, la capacité de neutralisation, la teneur en soufre, le potentiel de génération d'acide, le contenu total en

contaminants et la mobilité des éléments par lixiviation. Cette approche évite de fonder l'évaluation uniquement sur la composition chimique totale du solide et permet d'intégrer le comportement du matériau dans différents scénarios de contact eau–solide.

2.1.2 Critères d'exclusion et potentiel acidogène

La première étape décisionnelle consiste à vérifier si le matériau peut poursuivre la procédure générale de valorisation. Les matériaux présentant une caractéristique de dangerosité au sens du Règlement sur les matières dangereuses sont exclus de cette procédure (Gouvernement du Québec, 2025b). Toutefois, l'absence de dangerosité réglementaire ne signifie pas qu'un matériau peut être utilisé sans restriction. Il doit encore satisfaire aux autres critères du guide, notamment ceux liés au potentiel acidogène, au contenu total en contaminants et aux essais de mobilité (MENV, 2002; MDDELCC, 2014). Lorsque le contenu total est comparé aux critères génériques des sols, le Guide d'intervention peut également être mobilisé comme référence complémentaire (Beaulieu, 2021).

Le guide considère également la contamination organique comme un critère de tri. Une teneur en carbone organique total supérieure à 1 % peut déclencher une évaluation spécifique, en raison du risque de biodégradation pouvant affecter la pérennité de l'ouvrage. La présence de composés organiques peut aussi entraîner une exclusion, sauf dans certains cas particuliers, comme les enrobés bitumineux, pour lesquels une étude spécifique peut être exigée.

La teneur en soufre constitue un critère important pour les matériaux miniers. Lorsque le contenu total en soufre est inférieur à 0,2 %, le matériau peut poursuivre la procédure sans évaluation approfondie du potentiel acidogène. Lorsque ce seuil est dépassé, le potentiel de génération d'acide doit être évalué. Un potentiel de génération d'acide positif constitue un critère d'exclusion, car un matériau acidogène peut détériorer l'ouvrage et entraîner des impacts environnementaux.

2.1.3 Contenu total en contaminants, granulométrie et mobilité

Le contenu total en contaminants, exprimé en mg/kg, est utilisé comme critère de tri et comme indicateur des voies d'exposition potentielles. Le guide s'appuie sur une analogie avec les critères de sols lorsque la granulométrie du matériau est comparable à celle d'un sol. En l'absence d'information sur la spéciation ou la biodisponibilité des métaux, cette approche repose sur un principe de précaution, selon lequel l'exposition aux matières résiduelles de fraction inférieure à

2,5 mm peut être considérée comme comparable à celle associée à des sols de granulométrie similaire.

La fraction inférieure à 2,5 mm joue donc un rôle particulier dans le classement. Le guide considère qu'une matière résiduelle appartient à cette catégorie lorsque plus de 10 % du matériau présente une granulométrie inférieure à 2,5 mm, directement ou après prise en compte de la perte de masse liée aux essais d'altération. Cette distinction ne vise pas à définir les propriétés géotechniques du matériau, mais plutôt à évaluer les voies potentielles d'exposition environnementale.

La figure 2.1 présente l'étape de classement préliminaire des matériaux selon leur contenu total en contaminants. Cette étape repose sur la comparaison des concentrations mesurées avec les critères génériques A, B et C du Guide d'intervention pour la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu, 2021). Lorsque l'ensemble des paramètres analysés présente des teneurs inférieures au critère A, le matériau peut être classé directement en catégorie I. À l'inverse, lorsqu'un matériau de granulométrie inférieure à 2,5 mm présente au moins un paramètre supérieur au critère C, il est orienté vers la catégorie III. Les situations intermédiaires nécessitent la réalisation d'essais de mobilité afin d'évaluer le potentiel de relargage des contaminants présents dans le solide (MENV, 2002).

Les essais de lixiviation constituent ainsi une étape complémentaire au classement fondé sur le contenu total. Le guide distingue notamment la lixiviation à l'eau, la lixiviation en milieu acide acétique et la lixiviation simulant les pluies acides. Ces essais permettent d'évaluer la fraction mobilisable des contaminants dans différentes conditions environnementales. La lixiviation à l'eau renseigne sur le comportement du matériau en condition aqueuse neutre, tandis que les essais réalisés en conditions acidifiées permettent d'évaluer la mobilité potentielle des contaminants dans des conditions plus agressives (MENV, 2002).

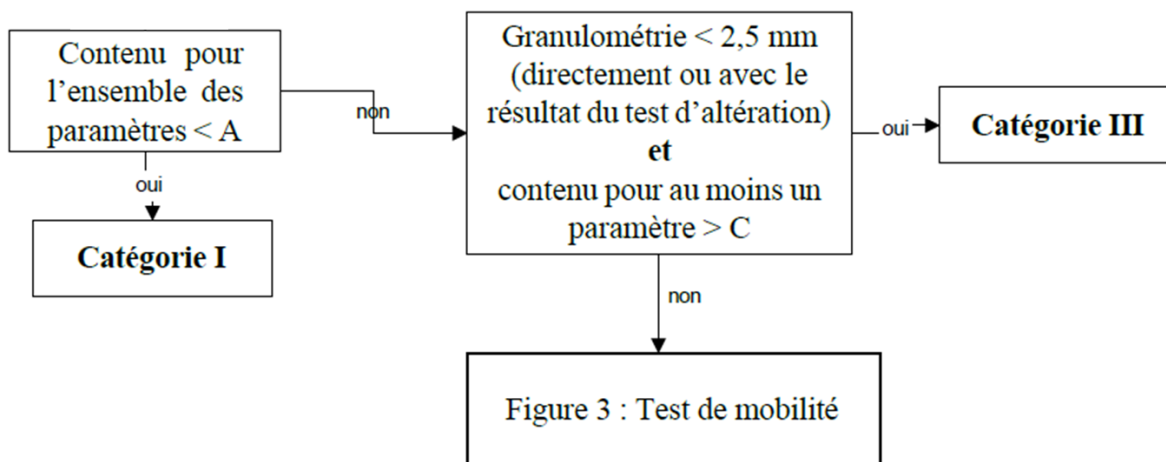


Figure 2.1 Classement direct en fonction du contenu en mg/kg ou du choix d'un usage de catégorie III (MENV, 2002)

La capacité de neutralisation intervient dans l'interprétation des essais en milieu acide. Lorsque cette capacité est inférieure à 3 éq/kg, ou lorsqu'elle n'est pas déterminée, le guide prévoit l'utilisation du test réglementaire en milieu acide acétique, avec une comparaison aux normes de potabilité. Lorsqu'elle est supérieure à 3 éq/kg, le guide prévoit un essai en milieu acide acétique associé à un critère correspondant à 10 fois la norme de potabilité. La lixiviation à l'eau doit respecter les normes de potabilité, tandis que la lixiviation simulant les pluies acides doit demeurer inférieure à 10 fois ces normes. Un équivalent correspond à une quantité de matière capable de neutraliser une mole de protons H^+ . Ainsi, une capacité de 3 éq/kg signifie qu'un kilogramme de matériau peut neutraliser environ trois moles de protons H^+ (MENV, 2002).

2.1.4 Catégories de valorisation et usages admissibles

Le classement final conduit à trois catégories de valorisation. La catégorie I correspond aux matériaux présentant les conditions environnementales les moins contraignantes. Ces matériaux peuvent être orientés vers un large éventail d'usages, sous réserve de satisfaire aux exigences techniques applicables. La catégorie II encadre les usages pour des matériaux présentant certaines contraintes, notamment lorsque leur granulométrie favorise une exposition comparable à celle des sols. La catégorie III regroupe les matériaux qui n'ont pas satisfait à certains critères de mobilité ou qui présentent des contraintes liées au contenu total en contaminants. Leur utilisation est alors

limitée à des usages plus confinés ou à des applications dans lesquelles le matériau est incorporé dans une matrice.

Les usages associés à la catégorie III comprennent notamment les minéraux de remplissage, les enrobés à chaud ou à froid, les granulats pour coulis de scellement, le béton maigre, la fabrication de béton, la fabrication de clinker et certains usages en sites d'enfouissement. Cette catégorie ne correspond donc pas à une absence totale de valorisation, mais à une valorisation plus encadrée, où le contact direct avec les sols, les eaux et les récepteurs environnementaux doit être limité.

Le guide précise également que les matériaux valorisés ne doivent pas être mélangés aux sols sous-jacents. Ils doivent demeurer identifiables et séparables lors de travaux futurs, afin de permettre leur gestion adéquate en fin de vie de l'ouvrage. Cette exigence est particulièrement importante pour les matériaux classés dans des catégories plus restrictives.

2.1.5 Portée et limites du guide

Le guide constitue un cadre décisionnel pour structurer l'évaluation environnementale des matières résiduelles inorganiques. Son application aux stériles miniers nécessite toutefois certaines précautions, notamment lorsque les matériaux présentent une origine géologique complexe, une variabilité importante ou un historique de gestion partiellement documenté. Dans ces cas, une caractérisation plus détaillée et une stratégie d'échantillonnage adaptée sont nécessaires pour appuyer la décision de valorisation.

L'approche du guide demeure également prudente lorsque la biodisponibilité des métaux n'est pas connue. La teneur totale d'un élément ne reflète pas nécessairement sa fraction réellement disponible pour les récepteurs humains ou environnementaux. Des études de spéciation ou de biodisponibilité pourraient, dans certains cas, permettre de mieux distinguer les matériaux présentant un risque réel de ceux dont les contaminants sont peu mobiles ou peu disponibles.

Enfin, le guide doit être utilisé en tenant compte de l'évolution du contexte réglementaire depuis sa publication en 2002. Malgré cette limite, il demeure pertinent pour structurer une démarche d'évaluation fondée sur la non-dangérosité, le potentiel acidogène, le contenu total en contaminants, les essais de mobilité et les catégories d'usages. Dans le cas des stériles miniers, cette démarche permet de relier les résultats de la caractérisation environnementale à une décision

de valorisation, tout en distinguant les matériaux admissibles à une valorisation peu restrictive, ceux nécessitant des usages encadrés et ceux devant être exclus de la procédure générale.

L'application de cette démarche nécessite toutefois une caractérisation détaillée des stériles, afin de documenter leur composition chimique, minéralogique et géoenvironnementale. Cette caractérisation constitue donc une étape préalable essentielle pour évaluer leur comportement potentiel, vérifier leur conformité aux critères applicables et orienter leur classement en vue d'une valorisation possible.

2.2 Les caractéristiques des haldes à stériles

Les haldes à stériles sont des ouvrages d'entreposage destinés aux roches excavées au cours des activités minières, mais dont la teneur en substance utile est insuffisante pour justifier leur traitement comme minerai. Elles résultent de l'accumulation progressive de ces matériaux selon des méthodes de mise en place qui varient en fonction des caractéristiques du site, des contraintes opérationnelles et des objectifs de gestion environnementale (Aubertin et al., 2002).

Le choix de la méthode de construction de la halde à stériles dépend notamment de la disponibilité des équipements, des contraintes économiques, de la taille du projet, de l'espace disponible, des distances de transport et des conditions logistiques propres à l'exploitation. À ces facteurs s'ajoutent des exigences techniques, telles que l'intégration éventuelle de couches à faible perméabilité afin de limiter la diffusion de l'oxygène et de réduire les réactions d'oxydation. Ainsi, les pratiques de construction des haldes diffèrent d'un site à l'autre selon les conditions géotechniques, hydrogéologiques et opérationnelles propres à chaque contexte minier (Pearce et al., 2016).

2.2.1 Stabilité et hydrodynamique des haldes à stériles

La stabilité des haldes est généralement évaluée à l'aide du facteur de sécurité (FS), dont les valeurs minimales recommandées au Québec sont précisées dans le *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec* (MRNF, 2024). Pour les haldes à stériles, le guide distingue désormais la stabilité locale des bancs et la stabilité globale de l'ouvrage. Les valeurs minimales recommandées sont de 1,0 à 1,1 en analyse statique sous conditions non drainées pour la stabilité locale, de 1,2 en conditions drainées, de 1,3 à 1,5 en analyse statique sous conditions non drainées pour la stabilité globale, de 1,5 à long terme en conditions drainées et de

1,1 à 1,3 en analyse pseudo-statique sous conditions résiduelles non drainées (MRNF, 2024). La *Directive 019* précise que ces valeurs constituent des minimums et qu'elles doivent être ajustées selon les conséquences potentielles d'une défaillance et le niveau d'incertitude associé au site (MELCCFP, 2025). Par ailleurs, la stabilité du socle sous la halde doit être démontrée à partir d'un ensemble de paramètres géotechniques, notamment la lithologie, la consolidation, la génération de pressions interstitielles, le potentiel de liquéfaction, la résistance au cisaillement, la compressibilité et les tassements anticipés (MRNF, 2024). Dans une perspective plus générale de conception géotechnique, Aubertin et al. (2002) indiquent qu'un tassement admissible de l'ordre de 1 % de la hauteur totale de la halde peut être retenu afin de limiter les déformations excessives (Aubertin et al., 2002).

Plusieurs types d'instabilités peuvent affecter les haldes à stériles, notamment l'instabilité interne liée à l'hétérogénéité des matériaux et aux écoulements préférentiels, l'instabilité des fondations, ainsi que les phénomènes associés à l'augmentation des pressions interstitielles, dont la liquéfaction et certains affaissements progressifs (Aubertin et al., 2002; MRNF, 2024). Le guide québécois précise que la stabilité des fondations d'une halde à stériles doit être démontrée en tenant compte notamment de la lithologie, du degré de consolidation, de la capacité de drainage, de la porosité, du développement de pressions interstitielles sous chargement, du potentiel de liquéfaction, de la perméabilité, de la résistance au cisaillement, de la compressibilité, des tassements anticipés, des phénomènes de suffosion et de suffusion, ainsi que de la sensibilité des matériaux à l'altération chimique (MRNF, 2024).

Pour améliorer la stabilité de ces ouvrages, différentes mesures de conception peuvent être mises en œuvre selon les caractéristiques du site, notamment l'ajustement de la géométrie des pentes, la maîtrise de la hauteur des empilements, l'aménagement de bermes de drainage ou d'ouvrages permettant de réduire la longueur des pentes et la vitesse de l'eau, ainsi que la mise en place d'un drainage de surface adéquat afin de limiter les risques d'érosion et d'instabilité. Le guide recommande également que le dimensionnement des ouvrages de gestion des eaux tienne compte des événements extrêmes susceptibles de survenir, notamment la précipitation maximale probable (MRNF, 2024).

En parallèle, la gestion du risque ne repose pas uniquement sur la conception initiale. Le guide demande la mise en place d'un plan d'urgence fondé sur les risques associés aux ouvrages et

décrivant les mesures préventives et d'intervention en cas de défaillance, tandis que la Directive 019 exige qu'un programme de surveillance de la stabilité soit appliqué aux aires d'accumulation et aux ouvrages associés pendant leur cycle, jusqu'à leur restauration et durant la période post-restauration (MRNF, 2024; MELCCFP, 2025).

L'emplacement d'une halde dans le système hydrologique local influence les échanges entre l'eau de surface, l'eau souterraine et les matériaux entreposés. Toutefois, la répartition entre infiltration et ruissellement ne dépend pas uniquement de la position topographique de la halde dans le bassin versant; elle est également contrôlée par les conditions hydrogéologiques locales, notamment la perméabilité des matériaux, la profondeur de la nappe et l'organisation des systèmes d'écoulement souterrain. Les eaux qui interagissent avec les haldes à stériles proviennent principalement des précipitations. La granulométrie, la compaction et la structure interne des matériaux influencent alors fortement la circulation de l'eau. Les matériaux grossiers tendent généralement à présenter une conductivité hydraulique plus élevée, tandis que l'hétérogénéité granulométrique et la stratification issues du mode de déversement peuvent générer des chemins d'écoulement préférentiels et modifier localement les flux d'eau et de solutés au sein de la halde (Aubertin et al., 2002; Amos et al., 2015; Pearce et al., 2016; Raymond et al., 2021).

Dans la zone non saturée, les transferts gazeux jouent également un rôle important. L'oxygène, le dioxyde de carbone et d'autres gaz circulent dans les pores, et leur distribution varie en fonction de la teneur en eau, de l'hétérogénéité du milieu et des réactions géochimiques en cours. Ces processus influencent directement l'oxydation des minéraux réactifs et, par conséquent, l'évolution hydrogéochimique de la halde (Aubertin et al., 2002, 2013; Demers, 2008; Bussière et Guittonny, 2021).

2.2.2 Stabilité chimique des haldes à stériles

La stabilité chimique des stériles miniers désigne leur capacité à demeurer géochimiquement stables lorsqu'ils sont exposés aux conditions atmosphériques dans le milieu d'entreposage. Elle dépend principalement de leur composition minéralogique, en particulier de la présence de minéraux sulfurés, tels que la pyrite ou la pyrrhotite, et de minéraux neutralisants, comme les carbonates. Lorsque les stériles contiennent des sulfures réactifs, leur exposition simultanée à l'eau et à l'oxygène peut entraîner leur oxydation et produire de l'acidité, des sulfates ainsi que des métaux dissous. La qualité des eaux générées dépend alors de l'équilibre entre le potentiel

d'acidification associé aux sulfures et le potentiel de neutralisation fourni par les minéraux alcalins présents dans la roche (Bussière et Guittonny, 2021).

Le drainage minier acide (DMA) correspond à une eau de drainage caractérisée par un pH acide et par des concentrations importantes en sulfates, résultant principalement de l'oxydation des minéraux sulfurés. Ce phénomène peut accroître la solubilité de plusieurs métaux et métalloïdes, favorisant ainsi leur transport vers les eaux de surface ou les eaux souterraines. À l'inverse, lorsque les minéraux neutralisants sont suffisants pour maintenir le pH dans une gamme proche de la neutralité, l'acidité produite peut être tamponnée. Toutefois, cette neutralisation ne garantit pas nécessairement l'absence d'impact environnemental, car certains éléments peuvent demeurer mobiles même à pH neutre (Bussière et Guittonny, 2021). Dans ce cas, on parle de drainage neutre contaminé (DNC), aussi appelé lixiviation des métaux en conditions neutres. Le DNC se distingue du DMA par un pH généralement compris entre 6 et 9, mais il peut tout de même contenir des concentrations problématiques en métaux ou en métalloïdes. Un drainage alcalin peut également se développer lorsque les réactions de neutralisation dominent fortement les réactions acidogènes, entraînant un pH élevé. Même dans ces conditions, certains éléments peuvent demeurer mobiles, notamment sous forme d'espèces dissoutes ou d'oxyanions. Ainsi, l'évaluation de la stabilité chimique des stériles ne doit pas se limiter au seul potentiel de génération d'acidité. Elle doit également considérer la mobilité des éléments traces, les conditions d'oxydoréduction, la minéralogie des phases porteuses et la capacité réelle du matériau à maintenir une qualité d'eau acceptable à long terme. Cette distinction est essentielle pour déterminer si les stériles peuvent être entreposés, valorisés ou utilisés dans des ouvrages sans risque géochimique significatif (Bussière et Guittonny, 2021).

2.2.3 Principales méthodes de construction des haldes à stériles

Les haldes à stériles peuvent être construites de différentes façons. Il existe quatre grandes méthodes principales :

a. Déversement à la benne (*End-dumping*)

Le procédé de déversement à la benne, couramment utilisé pour ériger les haldes à stériles, engendre naturellement une répartition inégale des matériaux en raison de la dynamique de chute gravitaire. Lors du basculement direct depuis les véhicules, les blocs les plus massifs tendent à

descendre jusqu'au pied de la pente, tandis que les éléments plus fins se déposent majoritairement vers le sommet. Cette organisation spontanée donne lieu à une structure en strates distinctes, où la granulométrie varie verticalement au sein du dépôt, comme illustré à la Figure 2.2 (a) (Aubertin et al., 2002; Raymond et al., 2021; Poaty, 2022; Qiu, 2022).

L'architecture interne des haldes issues du déversement sans contrôle mécanique engendre un empilement non compacté, dans lequel de nombreux interstices persistent entre les fragments rocheux. Cette porosité accrue nuit à la cohésion globale de la masse, augmentant la vulnérabilité aux déformations différentielles et aux instabilités structurelles, notamment en présence de charges ponctuelles ou dynamiques. Sur le plan hydrogéologique, la stratification naturelle qui en découle perturbe les flux d'infiltration en créant des interfaces de perméabilité variable. Les niveaux les plus fins, à faible conductivité hydraulique, peuvent alors se comporter comme des seuils partiels à l'écoulement vertical, entraînant des accumulations d'eau localisées. Ces zones saturées deviennent propices au développement de pressions interstitielles élevées, susceptibles de provoquer des ruptures ou des glissements dans les zones pentues (Vick, 1990; Bussière, 2007; Pearce et al., 2016; Raymond et al., 2021; Qiu, 2022).

En contexte de fermeture minière, la présence d'une stratification interne résultant d'une ségrégation granulométrique marquée pose un défi important à la mise en place de mesures de restauration efficaces. Cette hétérogénéité verticale des matériaux perturbe l'installation homogène des couvertures de recouvrement, censées limiter les échanges hydriques et gazeux à travers la masse des stériles. En particulier, elle complique l'atteinte d'une étanchéité suffisante pour freiner l'infiltration de l'eau de pluie et la pénétration de l'oxygène atmosphérique, deux facteurs clés dans la genèse du drainage minier acide (Demers, 2008; Kalonji Kabambi et al., 2017; Qiu, 2022).

b. Déversement avec épandage au butoir (*Push-dumping*)

La technique dite d'épandage au butoir consiste à disposer les stériles près de la bordure supérieure de la halde, puis à les étaler progressivement vers le bas de la pente à l'aide d'un engin de terrassement (*bulldozer*). Cette méthode favorise une distribution plus équilibrée des matériaux. Les plus gros fragments ne se retrouvent ainsi pas systématiquement concentrés à la base, ce qui atténue le phénomène de stratification granulométrique souvent observé dans les haldes construites sans répartition mécanique, comme le montre la Figure 2.2 (b) (Aubertin et al., 2002; Raymond et al., 2021).

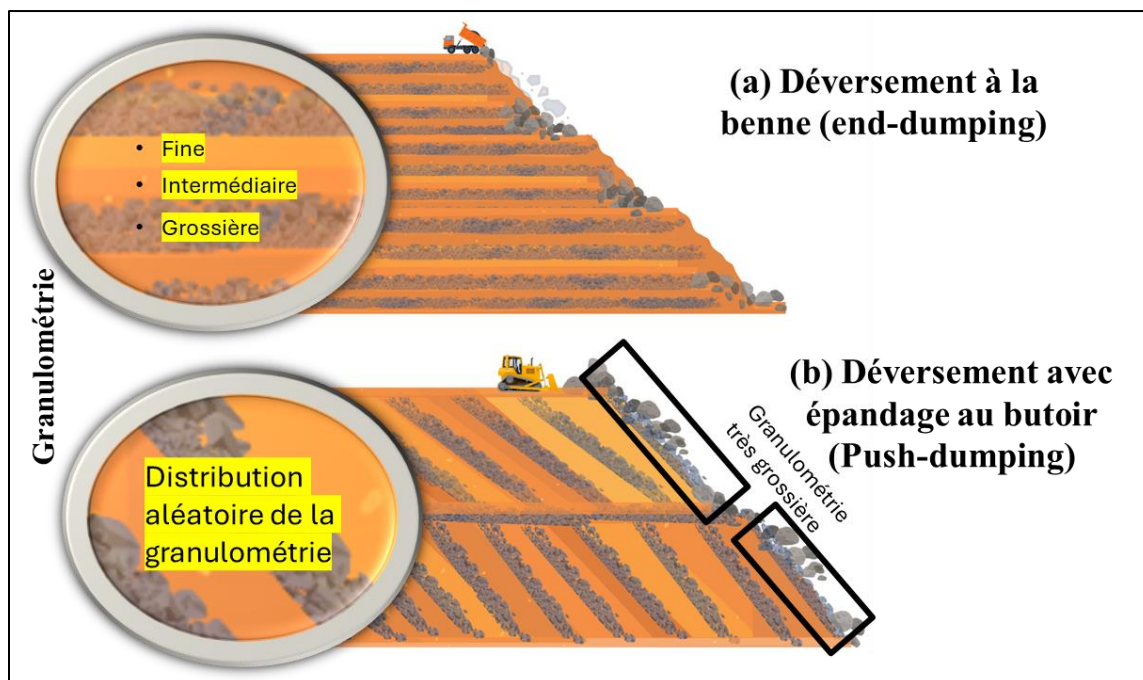


Figure 2.2 Méthodes de construction des haldes à stériles a) Déversement à la benne (*End-dumping*) b) Déversement avec épandage au butoir (*Push-dumping*) modifié de (Raymond et al., 2021).

Comparativement à la méthode d'*end-dumping*, qui favorise une stratification horizontale, la méthode de *push-dumping* entraîne plutôt une stratification oblique et tend à produire des empilements plus denses et plus homogènes. Cette configuration peut améliorer le comportement hydrogéologique de la halde en limitant la formation de chemins préférentiels d'écoulement et en réduisant les conditions favorables au développement du drainage minier acide (Vick, 1990; Bussière, 2007; Pearce et al., 2016; Raymond et al., 2021; Qiu, 2022).

Un autre avantage du *push-dumping* réside dans sa flexibilité géométrique. En contrôlant le processus de mise en place des matériaux, il est possible de modifier les angles de pente de la halde selon les besoins spécifiques du site, facilitant ainsi l'optimisation de sa stabilité géotechnique (Raymond et al., 2021). Cela est particulièrement pertinent pour les haldes soumises à des conditions climatiques extrêmes, où l'ajustement des pentes peut limiter les effets de l'érosion et assurer une meilleure intégrité structurelle à long terme (Vick, 1990).

c. Déversement avec régalage (*Free-dumping*)

La méthode de construction des haldes par dépôt en tas individuels, suivie d'une régularisation et d'une compaction à l'aide d'engins lourds, permet de limiter la ségrégation granulométrique et d'améliorer la stabilité structurelle de l'empilement de stériles. Contrairement aux méthodes telles que le *end-dumping* ou le *push-dumping*, qui entraînent une répartition inégale des particules selon leur taille et leur densité, cette technique assure une meilleure homogénéité des matériaux dans la halde (Chapuis et Aubertin, 2001; Aubertin et al., 2002).

En réduisant la ségrégation, cette méthode empêche l'accumulation des particules grossières à la base et des fines en surface. Cela favorise une conductivité hydraulique plus uniforme et limite la formation de chemins préférentiels d'écoulement, réduisant ainsi les risques de DMA dans certains contextes (Aubertin et al., 2002; Bussière, 2007).

d. Utilisation d'une pelle à benne traînante (*Drag-line dumping*)

Employée dans les exploitations à grande échelle, la méthode de *drag-line dumping*, utilisant une pelle à benne traînante, illustrée à la Figure 2.3, permet de réduire significativement la ségrégation granulométrique et de favoriser un empilement plus homogène des matériaux (Aubertin et al., 2002; Hawley et Cuning, 2017; Qiu, 2022).

Grâce à l'action progressive de la pelle à benne traînante, les matériaux sont déplacés et déposés en couches successives plutôt que déversés en une seule fois, limitant ainsi la formation de structures stratifiées et de chemins préférentiels d'écoulement de l'eau. Cette homogénéité est particulièrement bénéfique pour la stabilité géotechnique des haldes, car elle réduit les variations locales de granulométrie et de perméabilité, minimisant ainsi les risques de tassement différentiel et de glissements de pente (Bussière, 2007; Hawley et al., 2017).

En outre, cette méthode permet d'améliorer la gestion hydrogéologique des haldes en évitant la formation de couches imperméables qui pourraient favoriser l'accumulation d'eau et la création de pressions interstitielles susceptibles d'affecter la stabilité des pentes (Aubertin et al., 2002). L'empilement plus homogène obtenu facilite également la mise en place de mesures de restauration environnementale, telles que l'installation de couvertures de recouvrement visant à limiter l'infiltration d'eau et la diffusion d'oxygène (Kalonji Kabambi et al., 2017).



Figure 2.3 Utilisation de la pelle à benne traînante (*dragline*) pour un empilement contrôlé des matériaux dans une exploitation à grande échelle (Hawley et al., 2017).

2.2.4 Méthodes alternatives d'entreposage

La gestion des stériles miniers ne se limite pas à leur entreposage en haldes conventionnelles. Dans un contexte où les exigences environnementales, géotechniques et économiques deviennent de plus en plus importantes, des méthodes alternatives d'entreposage et de valorisation sont envisagées afin de mieux contrôler les risques associés aux rejets miniers.

a. Co-mélange hydraulique et co-disposition simultanées

La stratégie de co-disposition hydraulique repose sur le dépôt conjoint de matériaux fins, comme les résidus, et de matériaux grossiers, comme les stériles, afin de constituer un assemblage granulaire mécaniquement renforcé. En comblant les interstices entre les particules grossières, les résidus fins réduisent la connectivité des vides et contribuent à former une matrice granulaire plus dense. Cette configuration peut diminuer la perméabilité du système tout en améliorant la stabilité physique du dépôt (Wickland et al., 2006). Une fois que la saturation hydrique du mélange est au-delà du seuil critique d'environ 85 %, la diffusion d'oxygène devient fortement restreinte, ce qui ralentit l'oxydation des phases sulfurées et atténue ainsi les risques de génération de drainage minier acide (Bussière et Guittonny, 2021). Plusieurs approches techniques peuvent être envisagées pour mettre en œuvre la co-disposition sur le terrain, mais leur efficacité dépend fortement de la qualité du mélange et du contrôle des conditions de mise en place (Wickland et al., 2006). Dans

cette perspective, l'utilisation de résidus épaissis ou en pâte constitue une option particulièrement intéressante, puisqu'elle facilite la mise en dépôt et favorise la formation d'un empilement relativement homogène et autoportant (Bussière, 2007; Deschamps et al., 2011). Sur le plan géotechnique, la co-disposition peut aussi améliorer le comportement du dépôt en favorisant la consolidation et le gain de résistance, tout en contribuant à réduire la susceptibilité à la liquéfaction (Wickland et al., 2006; Bolduc et Aubertin, 2014).

b. Inclusions des stériles dans les parcs à résidus

Cette approche consiste à insérer, au sein même des parcs à résidus, des volumes de stériles organisés en bandes ou cellules structurées. Ces inclusions, intégrées au fur et à mesure du remplissage, assurent un rôle de drainage interne en guidant les eaux interstitielles vers le bas, ce qui favorise la consolidation progressive des résidus fins et réduit les pressions de pores excessives (Bolduc et al., 2014). L'expérience de la mine Canadian Malartic a démontré que ce dispositif permet non seulement d'améliorer la stabilité du dépôt en accélérant le drainage vertical, mais aussi de réduire la hauteur requise des digues périphériques (James et al., 2017). Les inclusions compartimentent également le dépôt, ce qui limite les déplacements latéraux en cas de séisme et réduit le risque de liquéfaction (James, 2009; Bolduc et al., 2014).

D'un point de vue environnemental, cette configuration permet de maintenir les stériles sulfurés dans un milieu saturé, ce qui limite leur oxydation et réduit leur potentiel de génération de drainage minier acide (DMA). Dans certains contextes, elle peut également réduire le volume de matériaux à entreposer dans une halde distincte en intégrant au dépôt principal certains matériaux dont la réactivité peut être contrôlée par confinement et submersion. Toutefois, il demeure impératif de contrôler la qualité chimique ainsi que la quantité des eaux générées par ces structures, afin d'éviter toute perturbation du fonctionnement hydraulique global du parc (James et al., 2017).

c. Dépôt en couches alternées

Cette méthode, appliquée dans les parcs à résidus miniers, repose sur la superposition de couches fines de résidus et de couches plus épaisses de stériles, formant un empilement stratifié. Lorsque les couches de résidus demeurent suffisamment saturées, elles peuvent agir comme des barrières capillaires limitant l'entrée d'oxygène et ralentissant ainsi l'oxydation des sulfures présents dans les stériles (Bussière, 2007; Kalonji Kabambi et al., 2017; Bussière et Guittonny, 2021). Des

travaux de modélisation appliqués à des haldes réactives, notamment à la mine Doyon, ont également montré que l'introduction de couches de faible perméabilité ou de couches de résidus dans les empilements de stériles peut réduire les flux d'oxygène et atténuer les mécanismes de convection d'air qui favorisent les réactions sulfurées (Lefebvre et al., 2001). Dans cette perspective, la stratification constitue une approche intégrée visant à améliorer à la fois le comportement hydrogéochimique et la stabilité globale du dépôt. Cependant, son efficacité dépend fortement de la nature des résidus employés, qui doivent être peu réactifs ou préalablement désulfurés afin d'éviter qu'ils ne deviennent eux-mêmes une source potentielle de DMA (Bussière et Guittonny, 2021).

d. Couvertures de restauration intégrant les stériles

Dans le cadre des phases de fermeture, les roches stériles non génératrices de DMA peuvent être valorisées comme matériaux de recouvrement pour les haldes à stériles. Au Québec, le concept de nappe phréatique surélevée combinée à une couverture monocouche (NPS-CM) a initialement été développé en utilisant des matériaux naturels, tels que le sable et le silt, pour former une barrière capillaire limitant l'évaporation (Bussière et Guittonny, 2021; Sylvain, 2024). Toutefois, des travaux récents explorent la possibilité d'utiliser des stériles grossiers dans cette configuration, afin de réduire les besoins en matériaux exogènes et de valoriser les rejets miniers (Sylvain et al., 2024). Ces recherches ont montré que les fractions fines des stériles, riches en soufre, sont les plus réactives, tandis que les fractions grossières ($> 4,75$ mm), en particulier celles issues du site de Canadian Malartic, présentent une réactivité nettement inférieure et peuvent être envisagées pour un usage en recouvrement après tamisage (Sylvain et al., 2024). Les essais en colonnes ont mis en évidence que ces fractions grossières limitent la remontée capillaire et l'évaporation, ce qui améliore la performance hydrique de la couverture (Sylvain et al., 2024). En plus de leur stabilité mécanique, les stériles permettent de réduire l'exploitation de matériaux naturels, les coûts de transport et les impacts environnementaux. Leur valorisation reste toutefois conditionnée à un tri granulométrique rigoureux et une caractérisation géochimique approfondie pour exclure les fractions réactives (Sylvain et al., 2024).

e. Intégrations des stériles dans les remblais miniers

En milieu souterrain, les stériles miniers peuvent être utilisés sous forme de remblai rocheux, notamment comme remblai rocheux cimenté, pour combler les vides d'exploitation et contribuer

au soutènement des excavations. Dans ce cas, les stériles sont concassés et, au besoin, criblés afin d’obtenir une granulométrie grossière contrôlée, adaptée aux exigences de mise en place et de stabilité du remblai. Ils sont ensuite mélangés à de l’eau et à un liant hydraulique afin de produire un matériau dont les propriétés mécaniques, en particulier la résistance en compression, la rigidité et la résistance au cisaillement, sont adaptées aux exigences de stabilité des ouvrages souterrains. Cette stratégie permet en outre de réduire les volumes de stériles entreposés en surface ainsi que l’emprise associée aux haldes (Jiang et al., 2019).

2.3 Valorisation des stériles

La valorisation des stériles miniers vise à réduire les volumes entreposés en surface en les réutilisant comme matériaux secondaires dans des applications routières, géotechniques, constructives ou environnementales. Cependant, cette réutilisation exige une caractérisation préalable de leurs propriétés physiques, géotechniques et géochimiques afin d’assurer leur performance et de limiter les risques environnementaux (Segui et al., 2023).

2.3.1 Valorisation des stériles dans les infrastructures routières

L’utilisation des roches stériles comme matériaux granulaires pour les chaussées constitue une voie de valorisation concrète, particulièrement dans les contextes miniers où ces matériaux sont disponibles en grande quantité. Leur emploi permet de réduire à la fois le recours aux granulats naturels et les volumes de stériles entreposés en surface. Toutefois, les performances de ces matériaux dépendent fortement de leurs caractéristiques granulométriques et géotechniques, de sorte qu’un concassage, un tamisage ou une correction de formulation peuvent être nécessaires afin d’améliorer la compaction, la portance et la durabilité des couches routières (Deiminiat et Li, 2022; Segui et al., 2023).

Un exemple québécois illustre cette possibilité de valorisation : les stériles miniers provenant de la fosse Sigma, à Val-d’Or, ont été valorisés comme matériaux granulaires dans une logique d’économie circulaire (Québec Circulaire, 2020). Cet exemple montre que, lorsque les stériles sont adéquatement caractérisés et conformes aux exigences environnementales et géotechniques, leur réutilisation dans les infrastructures routières peut constituer une avenue concrète.

Des travaux menés sur des stériles phosphatés au Maroc ont montré qu’après caractérisation et adaptation adéquates, ces matériaux peuvent présenter des performances compatibles avec un

usage en construction routière, comparables à celles de granulats naturels (Amrani et al., 2019). De même, dans le cas de stériles issus de l'exploitation du coltan en République démocratique du Congo, l'ajout de sable a permis d'améliorer les propriétés géotechniques du matériau et de satisfaire les critères requis pour une utilisation en infrastructure routière. Ces résultats indiquent que la valorisation routière des stériles est envisageable, mais qu'elle demeure conditionnée par une caractérisation préalable des matériaux et, au besoin, par un ajustement de leur granulométrie ou de leur formulation (Ally et al., 2023).

2.3.2 Utilisation en remblais, digues et ouvrages de génie civil

Les stériles à granulométrie grossière constituent une ressource potentielle pour la réalisation de remblais dans divers ouvrages de génie civil, tels que les talus routiers, les plateformes industrielles, les voies ferrées ou encore les digues de confinement. Leur accessibilité sur les sites miniers en font une solution logistique et économique avantageuse. Néanmoins, leur comportement en milieu saturé peut soulever certaines limitations d'usage. C'est notamment le cas des stériles phosphatiers du Maroc, dont la structure poreuse induit un risque de tassement brutal (collapsus) lorsqu'ils sont exposés à l'eau, restreignant leur emploi aux zones à drainage efficace et à faibles charges (<200 kPa) (Segui et al., 2023).

Dans les digues de confinement des parcs à résidus, les stériles sont utilisés comme matériaux de base ou d'enrochement. Leur stabilité géotechnique et chimique est essentielle. Les stériles contenant des sulfures nécessitent un confinement ou une isolation pour éviter la génération de DMA (Larochelle et al., 2019).

2.3.3 Agrégats pour béton, briques et enrobés bitumineux

Les roches stériles concassées peuvent également être valorisées comme granulats pour matériaux de construction, notamment le béton, les mortiers, les briques et les enrobés. Au Maroc, les stériles calcaireo-phosphatés utilisés à 100 % comme granulats pour béton n'ont permis d'atteindre qu'une résistance de 15 MPa, insuffisante pour les structures porteuses. En revanche, en sélectionnant les fractions siliceuses du stérile (silex), des résistances de 29 MPa ont été obtenues, comparables à celles d'un béton conventionnel (El Machi et al., 2024).

Dans un autre registre, les stériles de charbon ont été testés comme agrégats dans des bétons de classes B5 à B30. Bien que leur porosité augmente la demande en eau, des formulations adaptées

incluant pré-saturation, ajustement du rapport eau / ciment, et adjuvants spécifiques, permettent de compenser ces limitations (El Machi et al., 2024).

Par ailleurs, les fines de stériles peuvent être valorisées dans des liants à faible empreinte carbone ou comme additifs dans les enrobés bitumineux. Certaines études ont montré que des stériles phosphatés améliorent les propriétés rhéologiques des enrobés, en particulier leur tenue au trafic et leur résistance aux déformations permanentes (Segui et al., 2023). Toutefois, toutes ces applications nécessitent une caractérisation rigoureuse des matériaux et un cadre réglementaire adapté pour leur mise en marché.

2.3.4 Amendements de sols et restauration environnementale

Certains résidus miniers, notamment ceux présentant un caractère alcalin ou une richesse en carbonates, peuvent être utilisés comme amendements pour la neutralisation de sols acides ou pour la restauration de sites miniers. Un exemple est celui du site minier abandonné Manitou, où les résidus alcalins de la mine Goldex ont été utilisés pour recouvrir des résidus acidogènes et contribuer à la restauration du site (Québec Circulaire, 2020).

Des roches stériles riches en calcium ou magnésium peuvent également être appliquées directement sur des sols acides agricoles ou miniers, à condition que leur composition chimique respecte les seuils réglementaires de toxicité. Ces usages sont reconnus dans le cadre de la valorisation des amendements calciques ou magnésiens issus de résidus minéraux, comme le prévoit le guide officiel sur les matières résiduelles fertilisantes (Hébert, 2015).

2.4 Apport de la télédétection et systèmes d'information géographique pour la cartographie des stériles

La réussite des stratégies de valorisation des haldes à stériles repose en grande partie sur une caractérisation préalable rigoureuse des matériaux en place. Dans cette perspective, la télédétection regroupe les techniques d'observation à distance, à partir d'images satellitaires, aéroportées ou acquises par drone, permettant d'obtenir des données spatialisées sur les dépôts miniers. Les approches multispectrales et hyperspectrales sont particulièrement utiles pour cartographier la minéralogie de surface, repérer des minéraux secondaires associés à l'oxydation et identifier des zones susceptibles de contribuer au drainage minier acide DMA. Elles constituent ainsi un outil

non intrusif pour le dépistage spatial des matériaux réactifs et l'orientation des campagnes de terrain (Swayze et al., 2000; Chalkley et al., 2023).

En surface, le drainage minier acide s'accompagne fréquemment de la formation de minéraux ferriques secondaires, dont les signatures spectrales peuvent être exploitées pour détecter les secteurs altérés. À ce titre, Chalkley et al. (2023) ont montré que la performance de cette détection dépend fortement de la résolution spatiale des capteurs, les acquisitions par drone permettant une discrimination plus fine que les images satellitaires à moyenne résolution. Dans la même logique, Cramer et al. (2021) ont montré que les systèmes aériens télépilotés permettent de cartographier les changements spatiaux et temporels des matériaux potentiellement générateurs d'acide sur des sites miniers abandonnés. L'intégration de ces observations dans un système d'information géographique facilite ensuite la production de cartes thématiques utiles à la gestion des haldes, notamment pour l'identification des zones prioritaires de suivi ou d'intervention (Cramer et al., 2021; Chalkley et al., 2023).

Au-delà de la cartographie minéralogique, la télédétection et les systèmes d'informations géographiques (SIG) sont également mobilisés pour le suivi morphologique des haldes. Les données issues de drones, de la photogrammétrie et du LiDAR permettent de documenter l'évolution des volumes, des formes d'érosion et de l'état de dégradation des dépôts au cours du temps. Ces informations géospatiales, intégrées dans un SIG, contribuent au suivi de la stabilité des ouvrages, à l'évaluation de leur évolution morphologique et à la planification des travaux de réaménagement (Cramer et al., 2021; Martín-Velázquez et al., 2022).

2.5 Technologies portatives et pratiques traditionnelles pour la caractérisation environnementale des stériles

2.5.1 Méthodes de géologie de terrain (propriétés physiques)

En contexte minier, la reconnaissance rapide des roches stériles contenant des minéraux sulfurés tels que la pyrite (FeS_2) ou la pyrrhotite (Fe_{1-x}S) est essentielle pour anticiper le risque de DMA (Bussière et Guittonny, 2021). Afin d'évaluer *in situ* le potentiel acidogène ou neutralisant des matériaux, plusieurs méthodes simples et robustes sont à la disposition du géologue de terrain (Sobek et al., 1978).

Le test du magnétisme, effectué à l'aide d'un aimant, permet de détecter des minéraux ferri-fères tels que la magnétite ou la pyrrhotite, révélant une concentration en fer ou en sulfures (Rafferty, 2011). Les tests de dureté, basés sur l'échelle de Mohs, renseignent indirectement sur la minéralogie, par exemple, la calcite (dureté 3) se raye facilement, contrairement au quartz (dureté 7), ce qui permet d'inférer la nature des minéraux présents (Rafferty, 2011).

Le test à l'acide chlorhydrique (HCl 2 %) permet de détecter la présence de carbonates par l'observation d'une effervescence caractéristique. Une réaction vive indique généralement la présence de calcite et suggère une bonne capacité de neutralisation. En l'absence de réaction visible, l'échantillon peut être gratté vigoureusement à l'aide d'une pointe en carbure de tungstène afin d'augmenter la surface de contact entre le minéral et l'acide, puis le test peut être répété. L'apparition d'une effervescence après grattage peut indiquer la présence de dolomite ou d'autres carbonates moins réactifs, qui réagissent plus faiblement au HCl à froid que la calcite (Sobek et al., 1978; Jambor et al., 2003).

Enfin, l'observation visuelle directe constitue un outil précieux. L'identification de cristaux métalliques (pyrite, chalcoppyrite), la présence de veines de calcite ou encore des altérations visibles (teintes rouille, efflorescences blanches) fournissent des indices géologiques sur la composition minérale des roches.

2.5.2 Spectromètres de fluorescence à rayons X portatifs (FRXp)

Les technologies portatives utilisées pour la caractérisation des matériaux miniers regroupent plusieurs approches spectroscopiques permettant d'obtenir rapidement des informations chimiques ou minéralogiques directement sur le terrain. Outre la fluorescence X portative (FRXp), la spectroscopie sur plasma induit par laser (Laser-Induced Breakdown Spectroscopy, LIBS) et la spectroscopie Raman constituent également des outils d'intérêt pour l'analyse rapide des matériaux géologiques.

Cependant, dans le cadre de ce mémoire, l'accent est mis sur la FRX portative, en raison de son utilisation dans la démarche expérimentale, de sa disponibilité sur le terrain et de son intérêt pratique pour une caractérisation rapide non destructive et à coût relativement réduit. Ce dispositif permet de détecter un large éventail d'éléments, généralement du magnésium ($Z=12$) à l'uranium,

sans nécessiter de préparation d'échantillons ni de digestion acide préalable, bien que sa sensibilité reste limitée pour les éléments légers comme le magnésium ou l'aluminium. Son utilisation directe sur le terrain permet une évaluation presque instantanée des concentrations en éléments majeurs et traces, ce qui constitue un atout considérable pour orienter rapidement les décisions liées au tri environnemental (Duvernois et al., 2024; Lavaure, 2024).

L'utilisation du FRXp pour la caractérisation géochimique des haldes à stériles et des carottes de forage a connu un développement significatif ces dernières années. Par exemple, Barazzuol et al. (2022) ont utilisé cette technologie sur le site de la mine Faro située au Yukon, au Canada pour distinguer, en temps réel, les stériles à faible risque environnemental (faibles teneurs en S et Zn) de ceux à risque élevé. Lavaure (2024) a réalisé une étude approfondie qui montre que la précision du FRXp varie selon la matrice lithologique, la concentration des éléments et les effets de matrice. Elle recommande des protocoles avec 3 à 5 points d'analyse par échantillon et des calibrations croisées régulières avec les données de laboratoire.

Les travaux de Duvernois et al. (2024) confirment l'efficacité du FRXp pour l'analyse de divers types d'échantillons lithologiques, notamment des andésites, des basaltes et des unités riches en minéraux sulfurés. L'appareil a été utilisé sur des carottes de forage et des échantillons frais ou altérés, permettant de mesurer efficacement les concentrations en soufre, arsenic, zinc et cuivre, des éléments clés pour l'évaluation géoenvironnementale. Ces études ont mis en évidence la capacité du FRXp à différencier les lithologies à risque de génération d'acide de celles à potentiel neutralisant, en appui aux données issues de l'ICP, des essais statiques et de la diffraction des rayons X (DRX). Pour la pré-classification des matériaux sur deux sites au Québec, les résultats de FRXp ont montré une bonne corrélation avec les analyses ICP, notamment pour le soufre et l'arsenic, et ont permis d'identifier les lithologies les plus à risque (andésites, basaltes) (Duvernois et al., 2024). L'outil a été combiné à des essais statiques, DRX et des observations microscopiques pour affiner les classifications géoenvironnementales. Le FRXp s'inscrit ainsi dans une approche géoenvironnementale combinant rapidité, faible coût et intégration multidisciplinaire (Lottermoser, 2017; Parbhakar-Fox et Baumgartner, 2023).

Malgré ses nombreux avantages, l'utilisation du FRXp comporte plusieurs limites et défis qu'il convient de considérer pour garantir la fiabilité des résultats. L'un des défis majeurs concerne la sensibilité réduite de l'appareil aux éléments légers tels que le magnésium ou l'aluminium, qui

présentent des rayonnements de faible énergie difficiles à détecter en surface (Lavaure, 2024). Par ailleurs, la précision des mesures est fortement influencée par la matrice lithologique, la granulométrie, l'humidité et la rugosité de la surface analysée, ce qui peut entraîner des biais si les échantillons ne sont pas homogènes ou bien préparés (Duvernois et al., 2024).

Le phénomène d'effet de matrice, où les différences de densité ou de composition minéralogique entre les échantillons modifient les réponses spectrales, constitue un autre obstacle important. Lavaure (2024) recommande l'établissement de calibrations croisées régulières avec des résultats de laboratoire (ICP-MS) et la mise en œuvre de corrections statistiques, comme les régressions linéaires, pour limiter ces effets. Enfin, la dérive instrumentale dans le temps, causée par l'usure du détecteur ou les mises à jour logicielles, nécessite une vérification périodique à l'aide de standards certifiés. Une autre limite du FRXp est qu'il ne permet pas de déterminer directement la distribution minéralogique des éléments mesurés. Ainsi, même si l'appareil fournit des concentrations élémentaires, il ne permet pas d'identifier dans quelles phases minérales ces éléments sont contenus. Cette limite réduit la capacité d'interpréter précisément l'origine minéralogique des éléments et leur comportement géochimique potentiel (Barazzuol et al., 2022; Duvernois et al., 2024).

En somme, l'utilisation rigoureuse du FRXp impose une connaissance approfondie de ses limites analytiques, un protocole de mesure standardisé, ainsi qu'un contrôle qualité régulier. Un exemple concret illustrant cette rigueur est celui de la campagne menée par Duvernois et al. (2024), où une calibration spécifique par régression linéaire a été développée pour aligner les résultats FRXp avec les analyses ICP en laboratoire sur des échantillons de basalte riches en sulfures. Ce type d'ajustement statistique, basé sur une série de duplicatas analysés en parallèle, a permis de corriger les biais liés à l'effet de matrice et à la variabilité des teneurs. Ces exigences doivent être intégrées dans tout programme de caractérisation géochimique, notamment lorsque les résultats sont utilisés pour orienter des décisions de gestion environnementale ou de tri des stériles.

2.5.3 Systèmes d'imagerie hyperspectrale

L'imagerie hyperspectrale constitue une technique de pointe en pleine expansion dans la caractérisation minéralogique, grâce à sa capacité à enregistrer des spectres de réflectance continue couvrant les domaines du visible (VNIR), de l'infrarouge à ondes courtes (SWIR) et parfois longues (LWIR). Cette méthode permet d'identifier à distance ou directement sur l'échantillon des

minéraux spécifiques grâce à leurs bandes d'absorption diagnostiques. Elle est particulièrement efficace pour détecter les phases minérales secondaires associées à l'altération ou à l'oxydation, telles que les argiles (illite, kaolinite), les sulfates (jarosite, gypse), les oxydes de fer (goethite, hématite) et les carbonates (calcite, dolomie) (Chalkley et al., 2023; Parbhakar-Fox et Baumgartner, 2023; Duvernois et al., 2024).

Des plateformes industrielles comme TerraCore™ ou HyLogger™ peuvent scanner jusqu'à 1500 m de carottes par jour avec une résolution de 1 mm, produisant des cartes minéralogiques exploitables en SIG (Chalkley et al., 2023). Les caméras portatives et spectromètres de terrain (ASD FieldSpec, TerraSpec Halo) permettent aussi des analyses ponctuelles sur le terrain, bien que plus sensibles aux conditions d'acquisition.

L'étude de Duvernois et al. (2024) montre que cette technologie permet d'identifier avec précision les zones riches en jarosite, chlorite, illite ou carbonates, facilitant l'interprétation des zones à fort potentiel neutralisant ou, au contraire, à risque de DMA. Une forte concordance a été observée entre les résultats hyperspectraux et les données DRX sur les échantillons homogènes. Intégrée à une approche de modélisation par domaines lithogéochimiques, l'imagerie hyperspectrale constitue un outil utile pour guider les décisions de gestion des stériles en exploration (Parbhakar-Fox et Baumgartner, 2023).

Cependant, malgré son fort potentiel, l'imagerie hyperspectrale présente plusieurs défis. Par exemple, lors d'une campagne menée par Flores et al. (2022) sur un site minier en Allemagne affecté par le DMA, des limitations ont été observées dans la détection de minéraux secondaires discrets tels que la jarosite et la kaolinite. Ces minéraux étaient difficilement identifiables en raison de leur faible abondance relative et de leur présence dans des matrices hétérogènes. Pour surmonter cette contrainte, les auteurs ont combiné les mesures hyperspectrales à des analyses DRX et à des relevés de terrain ciblés afin de valider et affiner les interprétations spectrales. Ce cas illustre l'importance d'une validation croisée et d'une stratégie d'acquisition multi-échelle pour pallier les limites spatiales et spectrales de la méthode. L'une des principales limitations des instruments portatifs réside dans la faible résolution spatiale de leur zone d'analyse, ce qui peut conduire à un signal spectral dominé par la minéralogie majoritaire lorsque plusieurs phases minérales sont intimement mélangées. Cela rend la détection de minéraux secondaires difficile, en particulier lorsqu'ils sont présents en faibles proportions (Chalkley et al., 2023). Par ailleurs, certains

minéraux présentent des signatures spectrales très proches, ce qui augmente le risque de confusion si les bibliothèques spectrales de référence ne sont pas adaptées, ou si les conditions d'éclairage naturelles varient pendant la prise de mesure, affectant ainsi la qualité des spectres acquis sur le terrain (Flores et al., 2022).

La limite de détection dépend fortement du type de minéral, de sa granulométrie et de son abondance relative dans l'échantillon. En général, l'hyperspectral est plus sensible aux minéraux bien cristallisés et en quantité significative. Pour améliorer l'exactitude des interprétations, il est recommandé de combiner cette technique avec des analyses de validation telles que la DRX ou la microscopie électronique (Flores et al., 2022; Duvernois et al., 2024).

2.5.4 Coloration chimique des carbonates

La coloration chimique des carbonates est une méthode simple, rapide et à faible coût, largement appliquée sur le terrain dans les projets de caractérisation préliminaire. Par exemple, Duvernois et al. (2024) l'ont utilisée sur des carottes de forage pour différencier visuellement les zones riches en carbonates à fort potentiel neutralisant, facilitant ainsi la sélection des échantillons pour les analyses en laboratoire. Cette technique est également documentée dans des programmes de caractérisation environnementale en Australie (Parbhakar-Fox et al., 2017), où elle a permis un tri efficace des lithologies avant les essais ABA et DRX. La méthode débute par une attaque préalable de l'échantillon à l'acide chlorhydrique à 2 %. Une solution d'alizarine rouge S et de ferricyanure de potassium est ensuite appliquée sur la surface traitée. Les colorations obtenues permettent de distinguer visuellement la calcite, la dolomite et certains carbonates riches en fer selon leur réponse colorimétrique.

Parbhakar-Fox et al. (2017) et Duvernois et al. (2024) ont démontré que la combinaison Alizarin Red S, rouge d'alizarine S + Ferricyanure de potassium permet de différencier la calcite (rouge vif), la ferro-calcite (rose à bleu), la dolomite (non colorée), et la ferro-dolomite à ankérite (turquoise), offrant un excellent indicateur du potentiel neutralisant. Cette approche a été validée par DRX dans plusieurs cas, et permet un tri préliminaire des lithologies avant de recourir à des analyses plus complexes.

2.5.5 Techniques de caractérisation chimique et minéralogique en laboratoire

Bien que les instruments portatifs se soient largement démocratisés pour les campagnes de terrain, les méthodes analytiques classiques en laboratoire demeurent indispensables pour une évaluation approfondie des matériaux miniers. Elles permettent de valider les observations de terrain, de quantifier précisément les teneurs chimiques, d'évaluer le comportement géoenvironnemental des matériaux et d'identifier les phases minérales responsables de leur réactivité.

a. Caractérisation environnementale

La caractérisation environnementale vise à évaluer le potentiel de génération d'acide, le potentiel neutralisant et le risque de relargage des contaminants associés aux matériaux miniers. Parmi les méthodes utilisées, les essais statiques constituent une approche de référence pour l'évaluation préliminaire du drainage minier acide (DMA). Développée par Sobek et al. (1978), cette méthode repose notamment sur la quantification du soufre total et du potentiel neutralisant des matériaux, et demeure largement utilisée pour distinguer les matériaux potentiellement acidogènes de ceux présentant une capacité de neutralisation suffisante (Price, 1997; Tremblay et al., 2001; Bussière et Guittonny, 2021).

En complément, les essais cinétiques, tels que les cellules d'humidité, simulent en laboratoire l'évolution géochimique à long terme des matériaux miniers, généralement sur une période de 20 à 40 semaines. Le protocole proposé par Price (1997) recommande une durée minimale de 20 semaines afin de détecter les tendances durables en matière d'oxydation et de relargage des contaminants.

b. Caractérisation chimique

La caractérisation chimique permet de déterminer la composition élémentaire des matériaux miniers et de quantifier les concentrations en éléments majeurs, mineurs et traces. Les analyses multiélémentaires par ICP-AES ou ICP-MS sont couramment utilisées en raison de leur sensibilité et de leur précision. Elles permettent notamment de mesurer de faibles concentrations en métaux et d'obtenir des données fiables pour l'interprétation géochimique et environnementale des stériles (Duvernois et al., 2024). Ces analyses sont essentielles pour comparer les teneurs mesurées aux critères réglementaires applicables, identifier les éléments potentiellement problématiques et compléter les résultats obtenus par les méthodes portatives, comme la FRXp. Elles fournissent

toutefois des teneurs totales ou dissoutes, sans toujours préciser les phases minérales qui contrôlent la mobilité des éléments.

c. Caractérisation minéralogique

La caractérisation minéralogique vise à identifier les phases minérales présentes dans les matériaux et à préciser la forme sous laquelle les éléments chimiques sont incorporés. Cette information est essentielle pour l'interprétation géoenvironnementale, car la mobilité et la réactivité d'un élément dépendent fortement du minéral qui le contient. Ainsi, un métal associé à un sulfure réactif peut présenter un risque de libération plus élevé qu'un métal intégré dans la structure d'un silicate plus stable (Bouzahzah et al., 2014; Bussière et Guittonny, 2021).

La DRX constitue une méthode couramment utilisée pour identifier les phases minérales cristallines, notamment les carbonates, les silicates, les sulfures et les sulfates. Elle permet de reconnaître les minéraux susceptibles de contribuer au potentiel neutralisant des matériaux ou, au contraire, à leur potentiel acidogène. Toutefois, cette méthode présente certaines limites, en particulier pour les phases amorphes, les minéraux faiblement cristallisés ou les phases présentes en faibles proportions.

Des analyses complémentaires par microscopie optique ou électronique permettent alors d'affiner l'interprétation minéralogique en observant les assemblages minéraux, les textures et les associations entre les différentes phases. Ces observations sont particulièrement utiles pour identifier les minéraux porteurs d'éléments problématiques, documenter la présence de sulfures et compléter les résultats issus des analyses chimiques et de la DRX (Bussière et Guittonny, 2021; Duvernois et al., 2024).

2.6 Statistiques en géochimie

Dans le cadre de ce projet, l'utilisation d'analyses statistiques vise à mieux interpréter la variabilité géochimique des stériles miniers. En effet, ces matériaux sont généralement hétérogènes, tant sur le plan lithologique que géochimique, et leur disposition dans les halles ou les zones d'exploitation n'est pas nécessairement homogène. Cette variabilité rend leur caractérisation plus complexe et justifie l'emploi d'approches statistiques basées sur les données géochimiques. Ces méthodes peuvent ainsi constituer une piste intéressante pour structurer l'information, distinguer des groupes

de matériaux présentant des signatures similaires et mieux orienter leur classification ou leur gestion environnementale.

2.6.1 Nature des données géochimiques

Avant toute analyse statistique descriptive, multivariée ou de classification, les données géochimiques doivent faire l'objet d'une étape de contrôle, de nettoyage et d'harmonisation. Cette étape comprend notamment la vérification des unités, des limites de détection, des valeurs manquantes, des erreurs de saisie et de la compatibilité des distributions lorsque plusieurs bases de données ou campagnes analytiques sont combinées. Les éléments pour lesquels plus de 30 % des résultats sont inférieurs à la limite de détection peuvent être exclus, puisqu'une proportion élevée de valeurs censurées risque d'altérer la distribution des variables et d'influencer artificiellement les analyses statistiques. Les distributions des éléments provenant de différentes bases doivent également être comparées afin de repérer d'éventuels décalages liés aux méthodes analytiques, aux appareils utilisés ou aux conditions d'acquisition (Jansson et al., 2022).

Dans le cas des éléments majeurs, généralement exprimés sous forme d'oxydes, la nature compositionnelle des données est particulièrement importante. En effet, ces oxydes représentent ensemble la majeure partie de la composition chimique de l'échantillon. Ainsi, une variation de la proportion d'un oxyde modifie automatiquement les proportions relatives des autres, même en l'absence de changement réel de leur abondance absolue. Les données géochimiques se caractérisent donc par leur nature compositionnelle. Les concentrations en différents éléments ou oxydes sont interdépendantes et souvent soumises à une contrainte de fermeture (Egozcue et al., 2024). Cela implique que l'information géochimique est principalement relative, analyser une variable isolément peut être trompeur, car une diminution apparente d'un élément peut simplement refléter l'augmentation d'un autre dans un ensemble fermé (Egozcue et al., 2024). Les données compositionnelles requièrent des traitements spécifiques (utilisation de ratios par exemple) pour éviter des corrélations artéfactuelles dues à la fermeture (Zhao et al., 2022; Egozcue et al., 2024). De fait, des méthodes de log-ratio (CLR - centered log-ratio, ILR - isometric log-ratio) sont aujourd'hui couramment appliquées afin de projeter les données dans un espace non contraint et d'obtenir des variables orthogonales exploitables en statistique classique (Aitchison, 1982). Par exemple, dans une étude régionale en Chine, une transformation ILR a été utilisée sur 14 éléments

en traces pour surmonter l'effet de fermeture avant d'appliquer des analyses multivariées (Zhao et al., 2022).

Par ailleurs, les distributions des variables géochimiques sont souvent asymétriques et hétérogènes. De nombreux éléments présentent des distributions fortement log-normalisées et/ou multimodales du fait de la superposition de populations géologiques distinctes (Aitchison, 1982; Zhao et al., 2022). Il est rare qu'une seule loi statistique (normale ou log-normale) décrive l'ensemble des données d'une région minière complexe, où plusieurs événements magmatiques et métasomatiques peuvent générer des sous-populations d'échantillons (Aitchison, 1982; Zhao et al., 2022). Par exemple, à Duobaoshan (Chine), la variabilité géologique complexe conduit à des distributions multi-modales des éléments, rendant les méthodes statistiques traditionnelles inadéquates sans transformations préalables (Zhao et al., 2022). De plus, les données géochimiques comportent fréquemment des valeurs inférieures aux limites de détection analytiques, en particulier pour les éléments traces. Dans les grands levés géochimiques, il n'est pas rare que des éléments comme l'or ou l'argent ne soient détectés que dans une petite fraction des échantillons (par exemple, sur >16 000 analyses de sol, moins de 1% des échantillons présentaient de l'Ag mesurable) (Zhang et al., 2005). Ce type de données censurées requiert des traitements spécifiques (imputation, méthodes non paramétriques) pour éviter des biais dans les analyses statistiques. En somme, la nature des données géochimiques (compositionnelles, non normales, censurées) impose de recourir à des transformations appropriées et à des statistiques robustes afin d'en extraire des informations fiables (Aitchison, 1982; Zhao et al., 2022; Egozcue et al., 2024). Ces précautions posent les bases nécessaires à une analyse statistique rigoureuse avant toute interprétation géochimique.

2.6.2 Statistiques descriptives et exploratoires

Avant d'appliquer des modèles avancés, une analyse statistique descriptive et exploratoire est essentielle pour résumer et comprendre les grands ensembles de données géochimiques. On commence typiquement par calculer des indicateurs de tendance centrale (moyenne, médiane, mode), de dispersion (écart-type, intervalle interquartile – IQR, analyses extrêmes) et de forme de distribution (coefficients de skewness et kurtosis) globale et par lithologie. Dans le contexte géochimique, la médiane et les quantiles sont souvent préférés à la moyenne et à l'écart-type classiques, car ils sont moins influencés par les valeurs extrêmes et les distributions asymétriques (Reimann et al., 2005). En effet, la présence possible de valeurs aberrantes, par exemple des

échantillons anormalement enrichis en un élément peut fausser la moyenne, alors que la médiane reflète mieux le bruit de fond géochimique. Des études recommandent ainsi d'utiliser des estimateurs. Reimann et al. (2005) montraient déjà que la règle classique $\text{moy} \pm 2\sigma$ identifie arbitrairement environ 5% d'anomalies même sur des données purement normales, et préconisaient l'usage de la médiane et l'écart absolu médian (Median Absolute Deviation (MAD) pour définir des seuils anomaliques (Reimann et al., 2005). Après cela, ces bonnes pratiques se sont généralisées. Par exemple, Nguyen (2018), étudiant les anomalies de Cu dans les sédiments de ruisseaux du prospect Jiurui (Chine), propose une méthode combinant statistique et spatialisation (Nguyen Tien, 2018). Il calcule d'abord l'indice spatial de Moran local pour chaque échantillon (mesurant l'autocorrélation spatiale des valeurs de Cu), puis applique la règle médiane $\pm 1,5\text{IQR}$ sur ces indices pour séparer objectivement les anomalies géochimiques du bruit de fond (Nguyen Tien, 2018). Cette approche a permis de détecter des regroupements d'anomalies en cohérence avec la position des gisements connus, validant l'intérêt d'une séparation robuste des anomalies (Nguyen Tien, 2018). De manière générale, l'utilisation conjointe de techniques exploratoires graphiques (histogrammes, boîtes à moustaches, tracés Q-Q de probabilité) et de statistiques robustes permet d'identifier visuellement les distributions atypiques, les éventuelles sous-populations et les observations atypiques dans les données géochimiques avant d'appliquer des analyses plus complexes (Reimann et al., 2005; Zhang et al., 2005).

L'analyse exploratoire inclut également l'examen des corrélations entre éléments. Des matrices de corrélation ou de variation (pour les données compositionnelles) mettent en évidence les associations élémentaires. Cependant, il convient toutefois de rester prudent dans l'interprétation des corrélations de Pearson classiques. Les données géochimiques peuvent être affectées par un effet de fermeture, puisqu'elles représentent des composantes d'un même matériau et sont généralement exprimées en concentrations relatives. De plus, leurs distributions peuvent s'écarter de la normalité, comme le montrent généralement les histogrammes, les diagrammes Q-Q plot ou les tests de normalité. Dans ce contexte, les corrélations calculées sur les données brutes peuvent être trompeuses et doivent être interprétées avec précaution. L'utilisation de transformations adaptées aux données compositionnelles, comme la transformation CLR, permet de limiter ces biais avant les analyses multivariées. On leur préfère souvent des coefficients de Spearman (rang) ou des approches propres aux données compositionnelles (corrélations robustes sur log-ratios). Quoiqu'il en soit, ces analyses bivariées exploratoires fournissent une première carte des relations

géochimiques. Enfin, la dimension spatiale fait partie intégrante de l'exploration géochimique, car la réalisation de cartes thématiques, de cartes d'anomalies ou l'utilisation d'indicateurs spatiaux (comme Moran I ou Getis-Ord Gi) aide à repérer des structures spatiales non aléatoires. Par exemple, l'analyse en composantes principales spatiales ou les variogrammes peuvent être utilisés en phase exploratoire, mais cela relève davantage des statistiques spatiales que des techniques multivariées classiques. En synthèse, une phase d'analyse descriptive/exploratoire bien conduite en combinant indicateurs robustes, visualisations variées et prise en compte du contexte spatial, est cruciale pour comprendre la nature de la base de données géochimiques (distributions, corrélations, anomalies locales) et pour orienter judicieusement les méthodes d'analyse dimensionnelle et multivariée à appliquer ensuite (Nguyen Tien, 2018).

2.6.3 Réduction de dimension et visualisation avancée (ACP, t-SNE, UMAP)

Face aux bases de données multi-élémentaires comportant parfois des dizaines de variables par échantillon, les techniques de réduction de dimension permettent de synthétiser l'information et de faciliter la visualisation des structures intrinsèques des données. La méthode classique en géochimie est l'analyse en composantes principales (ACP) (Horrocks et al., 2019). L'ACP cherche des combinaisons linéaires orthogonales des variables initiales (les composantes principales) capturant un maximum de variance. Elle permet ainsi de résumer la structure multidimensionnelle en quelques axes factoriels tout en minimisant la perte d'information.

En géochimie, l'ACP est massivement utilisée depuis des décennies pour détecter des associations d'éléments révélatrices de processus sous-jacents (minéralisation, lithologie, altération hydrothermale, influences anthropiques). Par exemple, une ACP appliquée à 20 ans de données géochimiques de fluides sur le volcan Campi Flegrei (Italie) a montré que les variations pouvaient être expliquées par trois processus indépendants : (1) pressurisation du système hydrothermal, (2) injections de fluides magmatiques profonds, et (3) dynamiques magmatiques plus profondes (Petrillo et al., 2023). De même, dans le contexte de l'exploration minière, l'ACP (ou l'analyse factorielle) aide à distinguer les facteurs géochimiques liés par exemple au fond géologique régional, aux halos d'altération autour des gisements, ou aux pollutions anthropiques, en séparant ces effets sur différents axes. Notons qu'en présence de données fortement aberrantes, on peut recourir à des variantes robustes (RPCA) qui atténuent l'influence des valeurs aberrantes. Une étude du gisement de Cu-Zn d'Ashele (Chine) a ainsi appliqué une ACP, révélant que la

distribution des éléments d'intérêt était contrôlée par trois processus géologiques majeurs (dont la minéralisation Pb-Zn) mis en évidence sur le biplot factoriel (Liu et al., 2019). L'ACP a donc permis d'identifier le signal géochimique caractéristique des processus de formation du gisement, malgré la présence de valeurs aberrantes (Liu et al., 2019).

La Figure 2.4 illustre une application concrète de l'ACP sur des données géochimiques issues d'un gisement de Ni-Cu, où les spécimens altérés (en noir) se séparent clairement des non altérés (en jaune) selon les deux premières composantes principales. Cette représentation met en évidence le potentiel de l'ACP pour différencier visuellement des populations d'échantillons marquées par des processus géochimiques distincts (Horrocks et al., 2019).

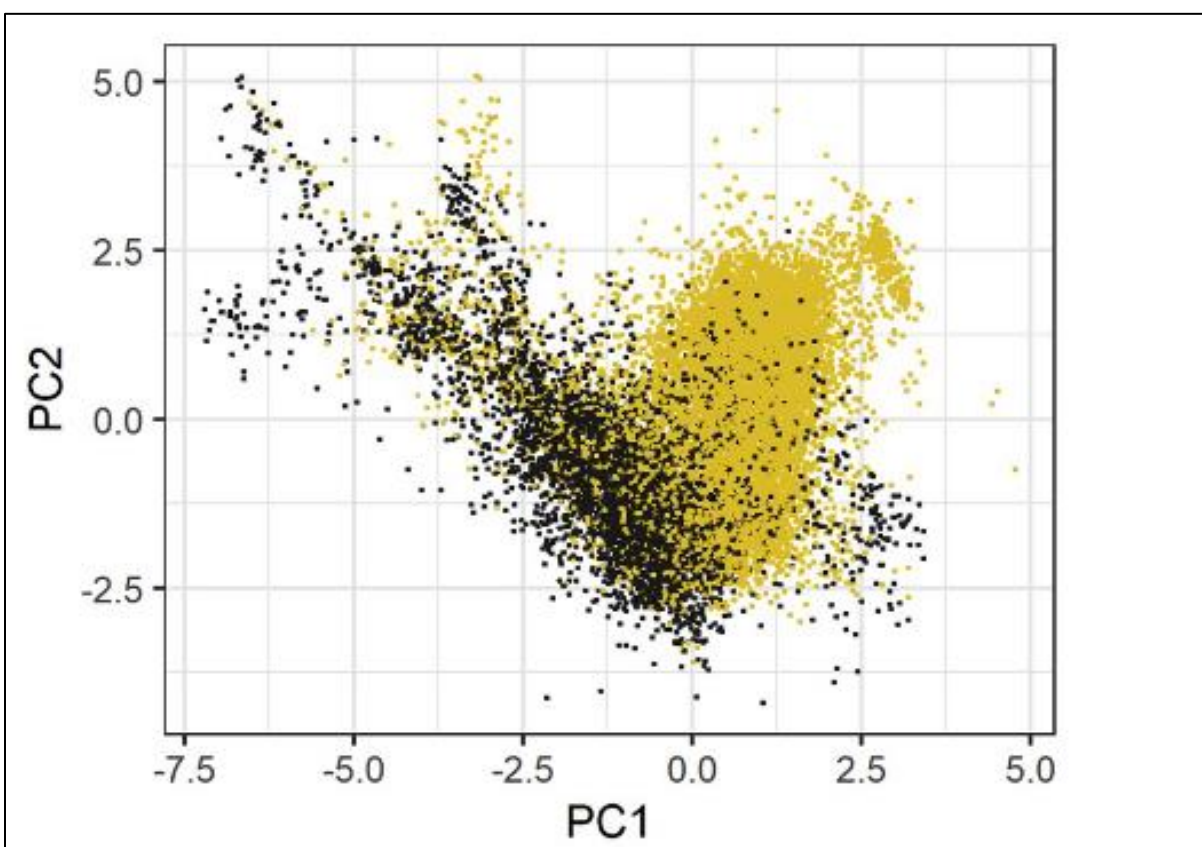


Figure 2.4 Projection des spécimens altérés (noir) et non altérés (jaune) selon les deux premières composantes principales issues du jeu de données géochimiques (Horrocks et al., 2019).

Cependant, l'ACP, en tant que méthode linéaire, peut montrer des limites pour visualiser des regroupements complexes dans des espaces de hautes dimensions comme c'est le cas de la géochimie qui montrent très rarement des relations linéaires entre éléments. Pour surmonter cela,

des méthodes non linéaires comme le t-SNE (t-distributed Stochastic Neighbor Embedding) ont été introduites. Le t-SNE conserve les proximités locales entre échantillons, permettant une meilleure visualisation de clusters géochimiques subtils. Par exemple, une étude menée sur 16 000 intervalles de carotte du gisement de Kevitsa a démontré que le t-SNE, combiné à une sélection de variables par Random Forest, séparait plus efficacement les roches fraîches des roches altérées qu'une ACP classique (Horrocks et al., 2019).

La figure 2.5 illustre l'effet de la taille minimale des nœuds terminaux sur les résultats d'un modèle de forêt aléatoire. Le cercle rouge met en évidence un groupe d'échantillons dont la classe prédite change lorsque la taille minimale des nœuds augmente. Cette variation montre la sensibilité locale de la classification au réglage de cet hyperparamètre (Horrocks et al., 2019).

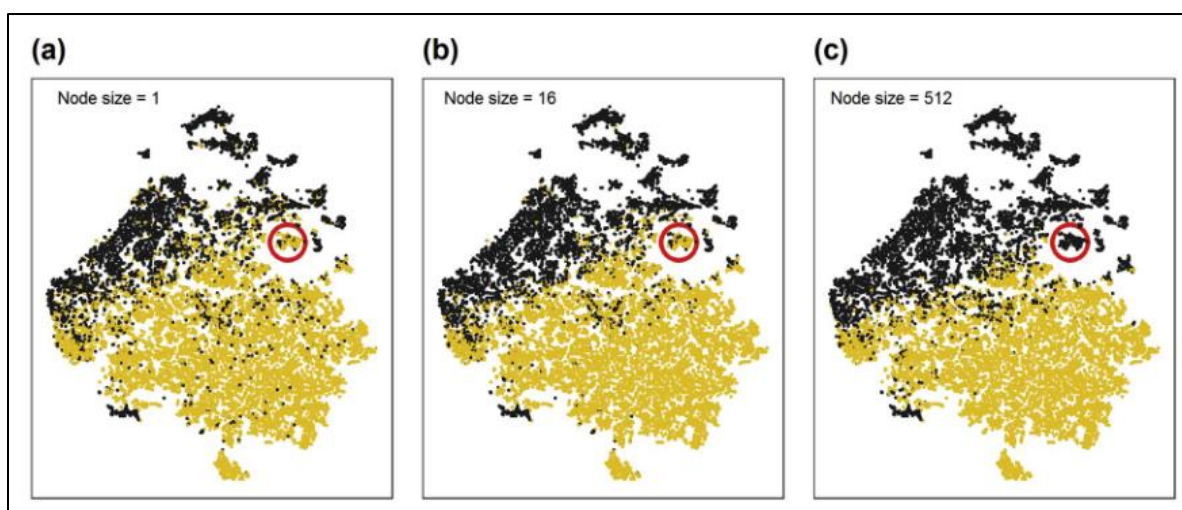


Figure 2.5 Évolution des classifications Random Forest selon l'augmentation de la taille minimale des nœuds terminaux (Horrocks et al., 2019).

Encore plus récemment, l'UMAP (Uniform Manifold Approximation and Projection), autre méthode de réduction non linéaire fondée sur les théories des graphes et des variétés, a été appliquée avec succès en géochimie. UMAP conserve à la fois les structures locales et globales des données avec un bon compromis, produisant des cartes souvent plus interprétables que t-SNE tout en étant plus rapide à calculer. Zhang et al. (2024) se sont penchés sur l'identification d'anomalies de terres rares adsorbées sur argiles dans les sols du district de Nanling (Chine). Les données comprenaient 10 éléments identifiés (via analyse factorielle) comme indicateurs d'une minéralisation en terres rares ioniquement adsorbées. En projetant ces données hautement multidimensionnelles en seulement deux dimensions par UMAP, les auteurs ont pu cartographier

clairement les anomalies géochimiques liées aux gisements de terres rares, c'est-à-dire distinguer les échantillons enrichis anormalement en terres rares sur la carte UMAP. La projection UMAP a mis en évidence la distribution spatiale de ces anomalies de manière cohérente avec la géologie, les points formant le cluster “anomalie TER” correspondaient géographiquement aux zones d'altération latéritique connues pour concentrer les terres rares (Zhang, 2024). Pour évaluer la pertinence de la méthode, une comparaison quantitative a été menée entre UMAP et d'autres algorithmes manifold (Isomap, LLE, t-SNE) à l'aide de courbes ROC (*Receiver Operating Characteristic*), qui évaluent la performance d'un modèle de classification, et de courbes de prédiction-surface. Le résultat a montré une supériorité de UMAP pour la détection des anomalies de terres rares, avec une aire sous la courbe plus élevée indiquant une meilleure ségrégation des points minéralisation vs fond, que les trois autres techniques testées (figure 2.6) (Zhang, 2024). Cette étude démontre l'intérêt de UMAP pour détecter des structures géochimiques complexes liées à la minéralisation, en offrant une visualisation 2D exploitable par les géologues de terrain.

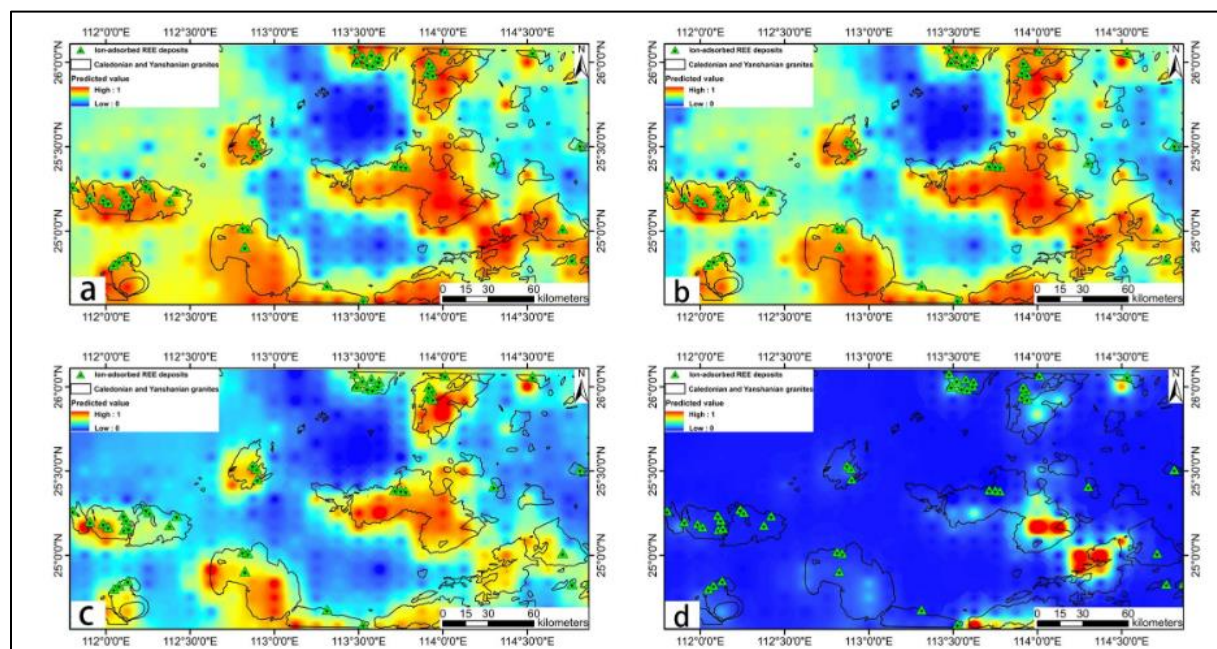


Figure 2.6 Résultats de probabilité de portance du gisement obtenus à partir de quatre modèles :
a) UMAP b) t-SNE c) Isomap d) LLE (Zhang, 2024)

En somme, les techniques de réduction de dimensions et de visualisation avancée enrichissent considérablement l'analyse géochimique multivariée. L'ACP demeure un outil de base robuste pour résumer la covariance entre éléments et identifier de grands facteurs géochimiques (Petrillo

et al., 2023). Néanmoins, les méthodes non linéaires comme t-SNE et UMAP apportent une capacité accrue à faire ressortir des groupements et des relations subtiles dans les données, ce qui est précieux pour l'exploration de données complexes ou de grande taille. L'utilisation conjointe de ces outils est une approche complémentaire rapportée dans la littérature récente. Ces méthodes avancées de visualisation facilitent ainsi la découverte de structures géochimiques cachées, guidant l'interprétation géologique (identification de populations d'échantillons homogènes, de gradients d'altération, de familles lithogéochimiques) avec une finesse inatteignable par les seules méthodes linéaires classiques (Horrocks et al., 2019; Zhang, 2024).

2.6.4 Analyse multivariée et classification (k-means, CAH, LDA)

Les données géochimiques multivariées se prêtent également à des analyses *a posteriori* visant à regrouper ou classer les échantillons en fonction de leur signature chimique. On distingue classiquement les approches non supervisées d'analyse de grappe (*cluster analysis*) (qui cherchent des groupes homogènes sans information préalable) et les approches supervisées de classification (qui visent à attribuer des échantillons à des classes définies à l'avance, à partir d'un jeu d'entraînement). Dans le premier cas, l'objectif est par exemple de découvrir des associations naturelles d'échantillons révélant des “populations” géochimiques d'origines différentes. Dans le second, il s'agit de construire un modèle capable de prédire l'appartenance d'un échantillon.

Parmi les méthodes non supervisées, le K-means est l'une des plus répandues en géochimie. Cet algorithme itératif partitionne les données en k grappes en minimisant la distance intra-groupe (au sens des distances euclidiennes au centroïde). Appliqué aux données géochimiques, le K-means permet de regrouper des échantillons aux compositions semblables sans présupposer de structure hiérarchique. Par exemple, une étude de carottages en sédiments océaniques profonds a utilisé le K-means pour définir des chemofaciès dans des argiles pélagiques quasi uniformes en apparence. L'analyse a révélé quatre grappes géochimiques distinctes, caractérisés chacun par la dominance de certains éléments indicateurs. Ces grappes de composition différente ont pu être interprétées comme correspondant à des régimes de dépôt différents au cours du temps, démontrant que même des matériaux visuellement homogènes conservent une signature chimique latente que l'algorithme peut extraire (Putri, 2025). De même, en exploration minérale, le K-means est employé pour discriminer des populations géochimiques anormales en segmentant un jeu de données multi-éléments (sols, sédiments, eaux) en deux clusters, on peut isoler une grappe représentant les

échantillons géochimiquement enrichis (potentiels anomalies liées à une minéralisation) par opposition à une grappe englobant le fond géochimique régional. Cette approche binaire (anomalie vs fond) couplée à l'inspection spatiale des groupes est mentionnée dans des travaux pour détecter des cibles d'exploration (Reimann et al., 2005). On trouve également dans la littérature des usages combinés de ACP + K-means, où la ACP sert à réduire le nombre de dimensions (en conservant par exemple 3 à 5 composantes significatives) avant d'appliquer un K-means sur ces composantes pour obtenir des regroupements plus stables et plus aisément interprétables (appelés grappes factorielles) (Garcia Serna, 2018; Sadeghi et al., 2024).

Une autre famille de méthodes non supervisées utile est la classification ascendante hiérarchique (CAH) (*Hierarchical Clustering*). Contrairement au K-means qui partitionne directement en k grappes, la CAH produit un dendrogramme emboîtant les regroupements à différentes échelles, sans fixer a priori le nombre de clusters. Ceci est fort utile en géochimie pour révéler des similarités hiérarchiques. À titre d'exemple, deux échantillons très proches (même lithologie) vont fusionner dès les premiers niveaux, puis ces petits clusters se rassemblent progressivement avec d'autres selon des ressemblances de plus en plus larges (par ex. regroupement par type de roche, puis par province géologique, etc.). La CAH peut être réalisée sur les variables (pour détecter des éléments aux distributions corrélées) ou sur les observations. Une application intéressante concerne la classification des eaux souterraines ou des saumures. Une étude sur des saumures lithinifères profondes a combiné CAH et ACP pour distinguer deux grandes familles d'eaux souterraines, celles d'origine bassin sédimentaire versus celles issues de socle cristallin, sur la base de leurs compositions chimiques distinctes (salinité, rapports Na/Cl, enrichissement en Li). La CAH a permis d'identifier ces signatures géochimiques distinctes de manière objective, validant un modèle conceptuel où l'origine géologique (bassin vs socle) contrôle la chimie des fluides profonds (Ngombe et al., 2024). L'avantage de l'approche hiérarchique est qu'elle offre une vue multi-échelle sur les données, le choix du nombre de grappes final peut se faire en coupant le dendrogramme à la hauteur pertinente, en s'aidant éventuellement de métriques (indice de silhouette, inertie inter vs intra) ou de considérations géologiques.

En classification supervisée, une méthode statistique classique est l'Analyse Discriminante Linéaire (LDA). La LDA calcule des combinaisons linéaires des variables initiales qui maximisent la séparation entre des groupes prédéfinis (tout en minimisant la variance intragroupe). On l'emploie lorsque l'on dispose de classes connues (par exemple, types de roches, gisements vs bruit

de fonds, classes de sol) et que l'on souhaite établir un modèle de prédiction pour de nouveaux échantillons. En géochimie d'exploration, LDA a été utilisée par exemple pour prédire l'état redox des eaux souterraines à partir de leurs paramètres chimiques. Dans la région agricole de Southland (Nouvelle-Zélande), Wilson et al., (2018) ont testé une LDA pour classer les nappes en conditions oxydantes vs réductrices selon la teneur en nitrates, fer dissous, etc., et ont comparé la performance à des algorithmes non linéaires plus sophistiqués (forêts aléatoires, GBM). Il s'est avéré que la LDA obtenait des résultats proches des modèles plus complexes, soulignant qu'une approche linéaire simple peut suffire lorsque les groupes sont bien séparés dans l'espace multivarié. De même, en géochimie des minéralisations, la LDA sert à discriminer des types de gisements en fonction de la chimie des minéraux traces. Une étude récente a montré qu'à partir des teneurs en éléments traces dans la sphalérite (Zn, Fe)S, une LDA pouvait correctement distinguer si l'échantillon provenait d'un gisement de type Mississippi Valley, filonien, ou volcanogène, en extrayant les combinaisons élémentaires clés caractéristiques de chaque type (Li et al., 2023). De façon générale, la LDA fournit un cadre probabiliste (sous hypothèse de normalité multivariée) pour la prédiction d'appartenance à des classes géologiques ou environnementales, et elle a l'avantage d'être explicite (on peut interpréter les fonctions discriminantes en termes de contributions des éléments). Grunsky et al. (2020) soulignent dans leur revue que la prédiction de classes géochimiques peut être abordée par des méthodes allant de la LDA aux réseaux de neurones, et que chacune a ses mérites selon la nature et la taille des données. La LDA reste toutefois appréciée pour sa simplicité et sa transparence dans de nombreux rapports de géochimie appliquée, notamment pour valider la capacité de signatures multi-éléments à trier des échantillons par catégorie (par ex. stérile vs minéralisé, sols minéralisés sur telle formation vs telle autre).

Enfin, au-delà de la LDA, on peut citer les arbres de décision et forêts aléatoires, les machines à vecteurs de support (SVM) ou encore les algorithmes de Deep Learning. Néanmoins, ces techniques sophistiquées s'appuient souvent sur les mêmes tendances de base que la LDA ou l'ACP mettent en évidence. Il n'est pas rare d'ailleurs que l'on combine les approches. Par exemple, utiliser une ACP pour réduire la dimension puis une LDA sur les composantes principales (Reimann et al., 2005) ou bien intégrer des résultats de K-means comme nouvelle variable de classification (Sadeghi et al., 2024). En conclusion, les outils d'analyse multivariée, qu'ils soient non supervisés (K-means, CAH, analyses factorielles des correspondances pour variables catégorielles, etc...) ou supervisés (LDA, régression logistique, SVM...), occupent une place

centrale dans le traitement des données géochimiques modernes. Ils permettent de segmenter un grand jeu de données en sous-ensembles cohérents et/ou de prédire la classe d'un nouvel échantillon sur la base de sa composition, ce qui s'avère essentiel tant pour la cartographie prédictive en exploration minière (Nguyen Tien, 2018), la compréhension des processus environnementaux (par exemple, classer des eaux selon leur origine), pour des besoins industriels (Ngombe et al., 2024). L'important est de choisir la méthode adéquate en fonction de l'objectif et de la nature des données, tout en s'assurant en amont de la qualité statistique des données (voir sections précédentes) pour que ces analyses multivariées et de classification produisent des résultats géologiquement pertinents et robustes.

2.6.5 Régression et modélisation statistique (linéaire, PLSR, robustes)

La régression linéaire est une méthode statistique fondamentale visant à modéliser la relation entre une variable dépendante et une ou plusieurs variables explicatives en ajustant une droite (ou hyperplan) minimisant l'erreur au sens des moindres carrés. En géochimie, on l'utilise par exemple pour calibrer des indicateurs géochimiques ou établir des corrélations entre teneurs en éléments et facteurs environnementaux. Cependant, les données géochimiques étant souvent multidimensionnelles (de nombreux éléments mesurés ensemble) et colinéaires, les méthodes de régression multivariée classique peuvent être limitées par la colinéarité et le bruit. La régression aux moindres carrés partiels (PLSR, *Partial Least Squares Regression*) est une technique plus adaptée dans ce contexte, car elle réduit la dimension des prédicteurs en extrayant des composantes latentes tout en maximisant la covariance avec la variable d'intérêt. Ainsi, la PLSR gère bien les variables fortement corrélées et a été appliquée avec succès en géochimie pour extraire des anomalies multivariées liées à des minéralisations. Par exemple, Wang et al. (2017) ont appliqué la PLSR à des données de sédiments de ruisseaux pour identifier des associations d'oxydes et d'éléments traces indicatrices de gisements de Pb-Zn. Les anomalies multivariées ainsi extraites coïncidaient étroitement avec les formations géologiques et failles connues, démontrant la capacité supérieure de la PLSR à révéler les signatures géochimiques complexes par rapport aux simples corrélations ou grappes (Wang et al., 2017).

Les méthodes de régression classique étant sensibles aux valeurs aberrantes ou extrêmes, on recourt en géochimie à des techniques de régression robustes pour fiabiliser les modèles. Ces approches limitent l'influence des points extrêmes afin que le modèle représente la tendance de fond de la

majorité des données. Les données géochimiques contiennent en effet fréquemment quelques échantillons à teneurs exceptionnellement élevées (anomalies chimiques ou minéralogiques) qui peuvent biaiser une régression aux moindres carrés classique. Une régression robuste identifiera la relation sous-jacente sans être dominée par ces points aberrants.

2.6.6 Géostatistique et interpolation spatiale (variogrammes, krigeage)

La géostatistique est un ensemble de méthodes conçues pour analyser et prédire des phénomènes spatialisés, très utilisées en cartographie géochimique. Son concept central est le variogramme (ou semivariogramme), qui quantifie la continuité spatiale des concentrations. Il s'agit de la mesure de la variance entre valeurs d'un élément géochimique en fonction de la distance qui les sépare. Typiquement, pour des distances faibles, la différence entre les concentrations est petite (forte corrélation spatiale), puis la variance augmente avec la distance jusqu'à atteindre un plateau (variance totale appelée palier). L'analyse variographique permet d'identifier la portée de l'autocorrélation spatiale (distance au-delà de laquelle deux mesures ne sont plus corrélées) et l'effet pépite (*nugget effect*) (variance à distance quasi nulle reflétant la micro-variabilité ou l'erreur analytique). Une fois le variogramme ajusté par un modèle (sphérique, exponentiel, gaussien), on peut procéder à l'interpolation par krigeage. Le krigeage est la méthode d'interpolation optimale en géostatistique. Il fournit une prédiction ponctuelle estimée des teneurs avec une erreur minimale, en utilisant une combinaison linéaire pondérée des données voisines et le modèle de variogramme. Le krigeage ordinaire, le plus courant, produit ainsi la « meilleure prédiction linéaire sans biais » pour les propriétés présentant une dépendance spatiale (Paz-Ferreiro et al., 2010).

Les techniques de krigeage ont été largement mises en œuvre pour construire des cartes géochimiques à différentes échelles. Par exemple, Lee (2016) a utilisé le krigeage ordinaire, co-krigeage et krigeage indicateur pour cartographier la distribution spatiale de multiples éléments dans les sols et sédiments à l'échelle régionale. Le co-krigeage permet d'intégrer des variables auxiliaires corrélées, tandis que le krigeage indicatif convertit les données en indicateurs binaires (au-dessus/en dessous d'un seuil) afin de cartographier la probabilité d'anomalies géochimiques en présence de distributions très asymétriques. Ces variantes sont utiles lorsque les distributions de concentrations sont non gaussiennes ou comportent des valeurs extrêmes. Par exemple, une étude brésilienne a combiné krigeage ordinaire, co-krigeage et krigeage indicateur pour délimiter les

anomalies en Au, Sb et As, montrant que le krigeage indicateur pouvait mieux gérer la forte asymétrie des teneurs en or (Paz-Ferreiro et al., 2010). De manière générale, la géostatistique permet non seulement de cartographier les fonds géochimiques naturels et anomalies avec une précision accrue, mais aussi de fournir une estimation de l'erreur via la variance de krigeage. Cela aide à identifier les zones où l'incertitude est élevée (par exemple faute de données suffisantes à proximité) et guide d'éventuelles campagnes d'échantillonnage supplémentaires. Néanmoins, le krigeage a ses limites lorsque les données présentent un effet pépité élevé (grande variabilité locale aléatoire) ou de nombreuses valeurs en-dessous du seuil de détection, qui peuvent perturber le variogramme. Dans ces cas, on peut recourir à des transformations (log, anamorphoses) ou à des méthodes géostatistiques robustes permettant d'atténuer l'influence des valeurs atypiques avant l'interpolation (Paz-Ferreiro et al., 2010).

2.6.7 Apprentissage automatique et IA (Random Forest, SVM, SOM)

L'intelligence artificielle (IA) et l'apprentissage automatique (machine learning) offrent aux géochimistes des outils puissants pour explorer des ensembles de données complexes et multidimensionnels. Contrairement aux méthodes statistiques classiques, ces approches permettent de modéliser des relations non linéaires sans hypothèses strictes sur la distribution des variables, ce qui les rend particulièrement adaptées à la variabilité naturelle des données géochimiques (He et al., 2022).

Parmi les algorithmes supervisés, les forêts aléatoires (*Random Forest*, RF) sont largement utilisées pour leur robustesse, leur capacité à gérer le bruit et les interactions complexes, et leur aptitude à fournir une mesure d'importance des variables. Par exemple, Sulieman et al., (2025) ont utilisé un modèle RF pour cartographier les concentrations naturelles de métaux lourds (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) à partir de plus de 50 covariables issues de données satellitaires et topographiques. Les RF sont aussi utilisés pour l'interprétation de signatures géochimiques complexes et la prédiction de concentrations naturelles ou anthropiques.

Les machines à vecteurs de support (SVM : *Support Vector Machines*), un autre algorithme supervisé, sont efficaces pour classifier des unités géologiques à partir de données géochimiques et spectrales intégrées. Davies et al. (2025) ont démontré leur efficacité pour distinguer des assemblages altérés dans des contextes fortement multivariés, notamment en exploration minérale ou lors de l'analyse de carottes de forage.

En mode non supervisé, les cartes auto-organisatrices (*Self-Organizing Maps*, SOM) permettent d'explorer la structure des jeux de données sans connaissance préalable. Bigdeli et al., (2022) ont ainsi appliqué une SOM couplée au clustering K-moyennes pour identifier des anomalies multi-éléments dans des sédiments de ruisseaux, tandis que Sarparandeh et Hezarkhani, (2016) ont utilisé les SOM pour classifier les eaux souterraines selon leur signature géochimique saisonnière et spatiale.

D'autres approches d'IA, comme les réseaux de neurones profonds (*deep learning*), se développent également en géochimie. Par exemple, Liu et al. (2025) ont montré qu'un réseau de neurones convolutif 3D permet de mieux modéliser la distribution spatiale de métaux lourds dans les sols industriels qu'un krigeage classique. De leur côté, Xu et al. (2025) ont développé un modèle hybride combinant neurones profonds et cartes géologiques pour améliorer la détection d'anomalies aurifères, démontrant l'intérêt d'une approche intégrant expertise humaine et intelligence artificielle.

2.6.8 Cas d'applications en géochimie

a. Exploration minière

L'étude de Wang et al. (2017) citée plus haut a mis en évidence, via la PLSR, des associations d'oxydes majeurs (par ex. Fe_2O_3 , MnO) coïncidant avec des anomalies en Pb-Zn, aidant à cibler des formations favorables. De même, Bigdeli et al. (2022) ont montré que le couplage SOM + K-means pouvait segmenter un jeu de données multi-éléments en clusters géochimiques correspondant à des anomalies régionales dans une mine. Parallèlement, les approches d'analyse d'anomalies locales se sont développées, plutôt que de détecter des valeurs extrêmes globales, ces méthodes comparent chaque point avec ses voisins spatiaux. Puchhammer et al. (2024) ont évalué plusieurs méthodes de détection des observations atypiques locales multivariées à partir de données géochimiques issues de tills glaciaires en Laponie (Finlande), en les traitant dans l'espace des log-ratios pour respecter la nature compositionnelle des données. Leur approche a permis de mettre en évidence des secteurs enrichis localement en éléments critiques (comme le Co et le Cu) indicatifs de minéralisations, avec une meilleure fiabilité que les méthodes globales. Ceci démontre l'importance d'intégrer la dimension spatiale et la robustesse statistique pour l'exploration minière. Les anomalies géochimiques sont ainsi détectées plus finement et moins de faux positifs (ou faux négatifs) surviennent, ce qui oriente plus efficacement les travaux de terrain (tranchées, forages)

vers les cibles les plus prometteuses. En outre, des techniques d'apprentissage supervisé sont utilisées pour la cartographie de la prospectivité minérale. Par exemple, l'algorithme Random Forest a été employé pour prédire les zones à potentiel aurifère ou polymétallique en intégrant des données géochimiques, géologiques et géophysiques (Carranza et Laborte, 2015), avec succès même dans des contextes où les occurrences minérales connues sont peu nombreuses.

b. Géochimie environnementale

Dans le domaine de l'environnement, les techniques statistiques géochimiques servent à évaluer la distribution des contaminants, distinguer l'influence anthropique du fond naturel et guider les actions de dépollution. Un exemple typique est la cartographie des métaux lourds dans les sols autour de sites industriels ou miniers. Les approches géostatistiques couplées à l'IA ont été appliquées à cet exercice. Sulieman et al. (2025) ont développé une méthode combinant imagerie satellite, variables de terrains et modèles d'apprentissage pour établir le fond géochimique naturel de huit métaux (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) sur un large territoire non impacté par l'homme. En utilisant un Random Forest et une régression linéaire pas à pas, ils ont pu prédire les teneurs naturelles et produire des cartes continues des concentrations avec une bonne précision, servant de référence pour détecter ultérieurement toute pollution anormale. Cette approche, mêlant géochimie et télédétection (Landsat 8/9) montre le potentiel des méthodes d'IA pour la surveillance environnementale à grande échelle. D'autres études se sont concentrées sur les zones urbaines et industrielles. A titre d'exemple, à l'aide de réseaux neuronaux, Zhang et al. (2018) ont évalué la distribution spatiale du Pb, Cd et As dans les sols d'une zone urbaine en Chine en intégrant des facteurs d'usage des sols et des données de pollution atmosphérique, améliorant ainsi la compréhension des sources de contamination. Des méthodes d'analyse factorielle ont aussi été utilisées pour discriminer les origines naturelles vs anthropiques des éléments traces, l'analyse en composantes principales couplée à des rotations factorielles a pu séparer un facteur lithologique (géologiques locales) d'un facteur industriel (anthropique, éléments enrichis près des zones urbaines), fournissant une base quantitative aux gestionnaires pour attribuer les concentrations mesurées à telle ou telle cause.

c. Résidus miniers et recyclage

Les résidus miniers tels que les stériles et les résidus métallurgiques font l'objet d'études croissantes, soit pour évaluer leur impact environnemental, soit pour valoriser des éléments

récupérables. Les techniques statistiques y trouvent des applications pointues. Une approche fondée sur la combinaison de méthodes de régression et de classification a permis de prédire la composition géochimique de résidus cuprifères à partir de données hyperspectrales aéroportées, appuyées par des mesures de terrain et de laboratoire. Le calibrage d'un modèle de régression multivariée sur des échantillons de composition connue en Cu et en Mo a ensuite permis de cartographier la distribution spatiale de ces métaux à l'échelle du site (Ogen et al., 2022). Cette méthode permet d'identifier des zones potentiellement riches en métaux dans les résidus ou au contraire de repérer les secteurs à forte teneur en éléments toxiques pour cibler un confinement. Les approches statistiques robustes permettent de repérer les valeurs anormales dans les données issues de résidus miniers, qui sont souvent hétérogènes. Cette étape aide à vérifier la qualité des données avant leur interprétation. Par ailleurs, la géostatistique peut s'appliquer aux bassins de résidus liquides pour estimer la répartition spatiale de la contamination des eaux interstitielles ou des sédiments de barrage. On peut kriger la concentration en sulfates ou en métaux lourds dans un bassin de décantation afin d'identifier où le DMA est le plus actif (Ogen et al., 2022).

2.7 Besoins et défis de recherche

La valorisation des stériles de la mine de graphite du Lac-des-Îles nécessite une compréhension détaillée des matériaux disponibles, de leur origine, de leur variabilité et de leur comportement environnemental. Dans ce projet, l'enjeu ne consiste pas uniquement à vérifier si les stériles respectent les critères applicables à la valorisation, mais aussi à déterminer comment représenter adéquatement des matériaux issus de contextes différents : les haldes historiques F6 et F12, déjà exposées aux conditions de surface, et les futurs stériles représentés par les carottes de forage de la fosse F4. Cette distinction impose une démarche de recherche capable d'intégrer les informations historiques, géologiques, géochimiques, statistiques et réglementaires dans une logique décisionnelle cohérente.

2.7.1 Besoins de recherche

Un premier besoin concerne la documentation de l'origine des matériaux entreposés dans les haldes historiques. La mine Lac-des-Îles étant en exploitation depuis 1989, les haldes associées aux fosses F6 et F12 regroupent des matériaux accumulés au cours de différentes phases d'exploitation antérieures. Toutefois, l'historique de dépôt disponible demeure incomplet, ce qui ne permet pas toujours d'attribuer avec précision chaque secteur à une lithologie donnée ou à une période

d'exploitation spécifique. Cette incertitude justifie donc la nécessité d'une caractérisation détaillée des stériles afin de mieux relier leur composition géochimique et minéralogique à leur origine possible. Il devient donc nécessaire de caractériser les matériaux actuellement présents sur le terrain afin de mieux établir leur composition réelle et de limiter les incertitudes associées à leur provenance.

Un second besoin porte sur la distinction entre minerais, matériaux faiblement graphitiques et stériles. Dans un gisement de graphite, la présence de graphite dans les matériaux classés comme stériles peut influencer l'interprétation géologique, la classification des matériaux et certaines propriétés pertinentes pour la valorisation. Il est donc nécessaire de documenter la distribution du graphite, son association avec les lithologies présentes et son lien éventuel avec les signatures géochimiques observées. Cette information est importante pour comprendre la composition des matériaux et pour appuyer leur classification environnementale.

Un autre besoin concerne la représentation des différentes familles de stériles. Les matériaux du site ne peuvent pas être considérés comme un ensemble homogène. Ils doivent plutôt être décrits selon leurs signatures lithologiques et géochimiques. Dans cette perspective, l'utilisation combinée des observations de terrain, des analyses FRXp et des méthodes statistiques multivariées permet de structurer la variabilité des matériaux. L'approche UMAP combinée à une classification par K-means constitue un outil utile pour regrouper les échantillons selon leurs ressemblances géochimiques et orienter la sélection d'échantillons destinés aux analyses approfondies.

Un besoin méthodologique concerne également le passage d'une caractérisation rapide à une caractérisation décisionnelle. Les mesures FRXp permettent de couvrir un nombre élevé de points et de décrire la variabilité géochimique générale. Toutefois, les décisions de valorisation nécessitent des analyses complémentaires, notamment les teneurs totales en contaminants, la teneur en soufre, le potentiel de neutralisation, le potentiel de génération d'acide et les essais de lixiviation. Il est donc nécessaire de relier les résultats issus des outils de terrain aux essais de laboratoire afin de produire une classification environnementale cohérente.

Enfin, un besoin spécifique concerne l'application du cadre de valorisation aux stériles de graphite dans le contexte actuel. Le guide de valorisation fournit une procédure de classement, mais son application à des matériaux miniers hétérogènes nécessite une adaptation méthodologique. Il faut notamment déterminer comment intégrer simultanément la non-dangereuse, les teneurs totales, les

essais de lixiviation, la granulométrie, le soufre total et le potentiel de neutralisation dans une décision de valorisation applicable aux matériaux du site.

2.7.2 Défis de recherche

Le premier défi concerne la traçabilité des matériaux historiques. Les informations disponibles ne permettent pas toujours de relier précisément les matériaux observés aujourd'hui aux étapes d'exploitation passées. Cette limite complique l'interprétation des résultats, en particulier lorsqu'il s'agit de distinguer les effets liés à la lithologie initiale, au remaniement des matériaux et à l'exposition prolongée aux conditions de surface.

Le deuxième défi concerne l'extrapolation des résultats analytiques à l'échelle des volumes valorisables. Les échantillons prélevés en surface ou dans des tranchées fournissent une information ponctuelle ou sectorielle, mais ils ne représentent pas automatiquement l'ensemble d'une halde. Les résultats doivent donc être interprétés comme des indicateurs associés à des secteurs ou à des familles de matériaux, plutôt que comme une caractérisation exhaustive de tout le volume disponible. Cette limite est particulièrement importante lorsque la valorisation est envisagée par polygones, zones ou volumes contrôlés.

Un autre défi réside dans la comparaison entre les matériaux historiques et les futurs stériles. Les haldes F6 et F12 correspondent à des matériaux déjà exposés aux conditions météoriques, tandis que les carottes de forage de la fosse F4 représentent des matériaux plus frais, associés au développement minier projeté. Ces deux types de matériaux ne possèdent pas nécessairement le même degré d'altération, la même distribution granulométrique ni le même comportement en lixiviation. Leur comparaison doit donc tenir compte de leur contexte d'échantillonnage et de leur état initial.

Le comportement environnemental des stériles constitue également un défi d'interprétation. Un matériau peut être non dangereux au sens réglementaire, mais présenter certains éléments mobilisables lors des essais de lixiviation. De même, un matériau peut contenir du soufre sans nécessairement générer de l'acidité si son potentiel neutralisant est suffisant ou si le soufre n'est pas contenu dans des sulfures. L'évaluation doit donc reposer sur l'intégration de plusieurs indicateurs, plutôt que sur un seul paramètre isolé. Cette approche est nécessaire pour distinguer les matériaux directement valorisables, ceux nécessitant des usages encadrés et ceux devant être exclus de la procédure générale.

Enfin, la mise en relation entre classification environnementale et usage potentiel représente un défi méthodologique. La classe de valorisation ne dépend pas uniquement de la composition du matériau, mais aussi des conditions d'utilisation envisagées, du contact possible avec l'eau ou les sols, de la granulométrie et du niveau de confinement de l'usage. La valorisation des stériles du Lac-des-Îles doit donc être envisagée de manière sectorisée et prudente, en associant chaque classe de matériaux à des usages compatibles avec les résultats analytiques obtenus.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente la méthodologie générale du projet, depuis la caractérisation des sites d'échantillonnage jusqu'à leur classification en vue de la valorisation. La figure 3.1 synthétise l'ensemble de la démarche méthodologique retenue et en illustre les principales étapes. Celle-ci repose d'abord sur l'étude de deux types de matériaux, soit les stériles actuels provenant des haldes F12 et F6, ainsi que les futurs stériles représentés par des carottes de forage issues de la fosse F4. L'ensemble des échantillons a d'abord fait l'objet d'une caractérisation géochimique par FRXp, ce qui a permis de constituer une base de données géochimiques. Après nettoyage de la base de données et transformation CLR, les données ont été traitées par une approche multivariée combinant l'algorithme UMAP et la classification K-means, suivie d'une étape de validation du modèle. Cette démarche a servi à orienter la sélection d'échantillons couvrant la variabilité géochimique ainsi que d'échantillons ciblés destinés aux analyses complémentaires.

Dans un second temps, les échantillons retenus ont été soumis à une démarche de classification fondée sur les critères applicables à la valorisation. Comme l'illustre la figure 3.1, cette évaluation considère successivement la non-dangerosité du matériau, la teneur en carbone organique total, la teneur en soufre total, le potentiel de génération d'acide, la capacité de neutralisation, le contenu total en contaminants, la granulométrie, ainsi que les résultats des essais de lixiviation TCLP, CTEU-9 et SPLP. Selon les résultats obtenus à chacune de ces étapes, les matériaux sont soit exclus de la valorisation, soit orientés vers une classe de valorisation 1, 2 ou 3. Cette approche vise ainsi à intégrer les informations géochimiques, statistiques et environnementales dans un cadre décisionnel cohérent avec les objectifs du projet et les exigences réglementaires applicables.

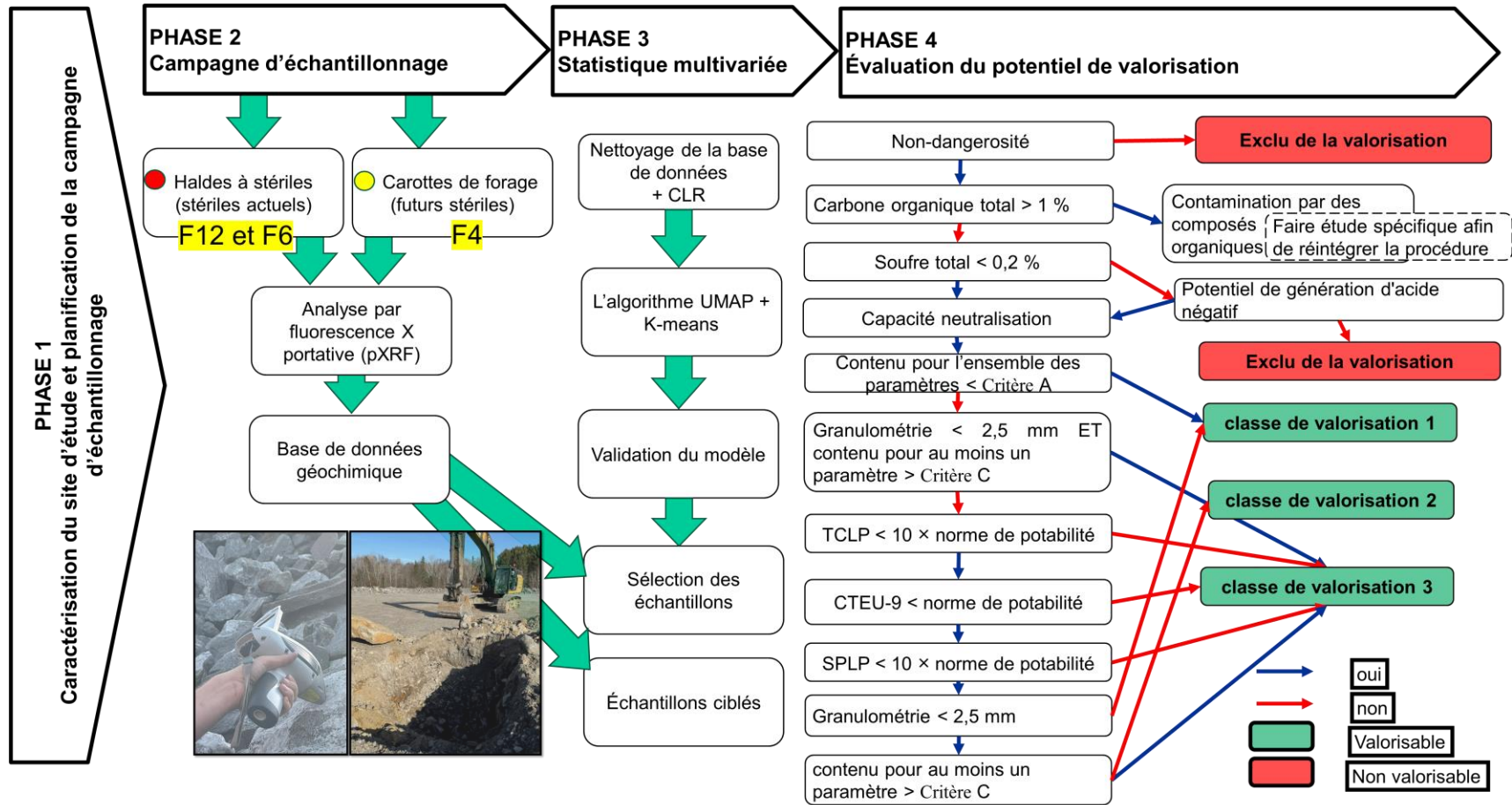


Figure 3.1 Protocole complet du projet Caractérisation et évaluation du potentiel de valorisation des stériles de la mine de graphite du Lac des Îles, Québec

3.1 Site d'étude

3.1.1 Localisation et contexte général du site

La mine de graphite du Lac-des-Îles est située dans la région des Laurentides, au Québec, à environ deux kilomètres au sud de la municipalité de Lac-des-Îles, près de 110 km au nord-est d'Ottawa et environ 180 km au nord-ouest de Montréal. Le site est accessible par la route 309, puis par le chemin du Graphite. Il est localisé dans le Bouclier canadien, caractérisé par un relief ondulé, une couverture forestière boréale, de nombreux lacs et des dépôts glaciaires. Le site minier est exploité sous le titre minier BM-788, qui couvre une superficie d'environ 652 ha. Depuis 2022, la mine est détenue par Northern Graphite Corporation et exploitée par Graphite Nordique inc (SLR, 2024).

3.1.2 Historique des travaux d'exploration et des opérations minières

L'historique du site montre une mise en valeur progressive du gisement avant son entrée en production. Des levés géologiques et géophysiques ont été réalisés au début des années 1980, notamment par le ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, puis par des firmes privées afin de définir les conducteurs électromagnétiques associés à la minéralisation graphitique. En 1987, Stratmin Graphite inc. a réalisé une campagne géophysique et douze forages totalisant environ 950 m. En 1988, des levés électromagnétiques, des tranchées, 221 forages totalisant 16 414 m et l'extraction de 2 018 t de minerai ont été effectués. La mise en service de l'usine et le début des opérations minières datent de 1989 (SLR, 2024).

Sur le plan opérationnel, la mine a d'abord été exploitée par Stratmin Graphite inc., avant que le site soit acquis par Imerys en 1996. L'entité exploitante a ensuite changé de nom, devenant TIMCAL Canada inc. en 2002, puis Imerys Graphite and Carbon en 2014. Northern Graphite Corporation a complété l'acquisition du site en mai 2022. La mine produit du graphite naturel en paillettes par exploitation à ciel ouvert. Le minerai est traité sur place par concassage, broyage, flottation, séparation gravimétrique, épaissement, filtration, séchage et classement granulométrique des concentrés. La capacité maximale de production de l'usine est d'environ 25 000 t/an de concentré de graphite (SLR, 2022; SLR, 2024).

La production historique du site reflète une exploitation de longue durée, avec certaines interruptions. Les données disponibles indiquent une production depuis 1989, à l'exception d'une période sans données de production entre 2015 et 2017, ainsi qu'une réduction importante de la

production en 2020 en lien avec la pandémie de COVID-19. En 2023, les opérations minières ont été temporairement suspendues afin de permettre la réalisation d'un programme de forage visant à explorer des secteurs peu testés et à prolonger la durée de vie de la mine. Ce programme comprenait 88 forages totalisant 7 890 m. Les activités de traitement ont repris en novembre 2023, avec une production nominale annualisée d'environ 10 000 t/an de concentré de graphite (SLR, 2024).

3.1.3 Cadre géologique régional

La mine du Lac-des-Îles se situe dans la portion sud-ouest de la Province géologique de Grenville, au sein du Bouclier canadien. Cette province est marquée par une histoire tectono-métamorphique complexe associée à l'orogénèse grenvillienne. Le site appartient à la Ceinture métasédimentaire centrale, composée de roches quartzofeldspathiques, de quartzites, de gneiss à biotite, de marbres et d'intrusions de dykes de granite pegmatitique. Le métamorphisme régional atteint généralement le faciès amphibolite supérieur et, localement, le faciès granulite. Le gisement est situé dans un domaine riche en marbres, où les unités carbonatées sont intercalées avec des paragneiss (SLR, 2024).

3.1.4 Géologie locale et minéralisation

À l'échelle locale, le gisement est encaissé dans des roches métamorphiques précambriennes, dominées par des gneiss à biotite, des gneiss à grenat, des roches quartzofeldspathiques et des marbres calcitiques à dolomitiques. Les dépôts meubles pléistocènes recouvrent largement le secteur. La minéralisation en graphite est principalement associée à une unité de marbre fortement plissée, incluse dans un encaissant de paragneiss. Des unités internes de stériles, notamment des paragneiss et des roches intrusives, sont également présentes dans l'enveloppe minéralisée (SLR, 2024).

La structure du gisement est marquée par un pli dont l'axe général est orienté nord-sud, avec un plan axial plongeant vers l'est. Le graphite se présente sous forme de paillettes et est principalement associé aux marbres calcaires ainsi qu'aux contacts entre les gneiss et les marbres. Les zones de charnière de plis constituent des secteurs favorables à l'enrichissement en graphite, en raison de la ductilité du niveau graphitique et de la déformation polyphasée des lithologies (SLR, 2024).

3.1.5 Ressources minérales et état récent des opérations

Les ressources minérales du site ont été réévaluées dans le rapport technique de 2024. Les ressources indiquées sont estimées à 3,3 Mt à une teneur moyenne de 6,4 % carbone graphitique (Cg), tandis que les ressources présumées sont estimées à 1,4 Mt à une teneur moyenne de 7,4 % Cg. Ces ressources sont rapportées selon une teneur de coupure de 2,3 % carbone graphitique (Cg) et sont contraintes dans une enveloppe de fosse optimisée. Les travaux d'exploration récents indiquent également que la minéralisation demeure ouverte dans certains secteurs, notamment vers le nord et le nord-ouest, et que plusieurs conducteurs électromagnétiques significatifs sont présents sur la propriété (SLR, 2024).

3.1.6 Contexte environnemental et gestion des résidus miniers

Du point de vue environnemental, le site est encadré par des autorisations réglementaires et par un système de gestion environnementale et sociale certifié. Aucun processus d'évaluation environnementale n'a été réalisé au moment du développement initial de la mine, car il n'était pas requis par les législations fédérale et provinciale applicables à cette période. Le site opère sous l'autorité d'une attestation d'assainissement industrielle et est autorisé à prélever de l'eau dans la rivière Lac-des-Îles, à la réutiliser sur le site et à rejeter l'effluent final dans cette même rivière (SLR, 2022; SLR, 2024).

La gestion des stériles et des résidus miniers constitue un aspect important du contexte environnemental du site. L'ancienne aire d'accumulation des résidus a cessé de recevoir des résidus en 2013, et des activités de fermeture y ont été amorcées en 2015. Les stériles sont également placés dans des fosses épuisées, notamment dans les secteurs des fosses 2, 6, 12 et 16. Selon les études citées dans les rapports techniques, les matériaux sources, les résidus du traitement et les stériles ne produiraient pas de drainage minier acide. Les mesures de restauration prévues reposent donc principalement sur la gestion de l'eau et l'établissement d'un couvert végétal (SLR, 2022; SLR, 2024).

Le plan de fermeture constitue un autre élément important du cadre environnemental du site. La cinquième révision du plan de restauration a été soumise au MERN en août 2023 et était en attente d'approbation au moment du rapport de 2024. Les coûts de restauration estimés s'élèvent à environ 9,8 M\$, avec une garantie financière additionnelle requise si la révision est approuvée. Les rapports

consultés soulignent toutefois certaines limites, notamment l'absence de plans formels détaillés de gestion des eaux et des déchets, ainsi que l'absence de données récentes permettant de confirmer de manière indépendante certaines conclusions historiques relatives au drainage acide. Des essais de bilan acide-base sur des échantillons couvrant les principales signatures géochimiques des stériles et des résidus sont donc recommandés afin de vérifier le maintien du caractère non acidogène des matériaux (SLR, 2024).

Dans le cadre de cette étude, deux haldes historiques de roches stériles, identifiées comme F12 et F6, ont été sélectionnées comme principales sources de matériaux. Ces accumulations sont issues de phases d'exploitation antérieures à l'adoption du remblayage en fosse comme mode de gestion des stériles. La figure 3.2 présente la localisation du site d'étude ainsi que les secteurs d'échantillonnage F4, F6 et F12.



Figure 3.2 Localisation du site d'étude à environ 110 km au nord d'Ottawa

En complément des matériaux issus des haldes, des carottes de forage d'exploration ont été sélectionnées afin de représenter les stériles futurs associés au développement minier projeté. Ces carottes proviennent du secteur de la fosse F4, correspondant à une zone d'exploitation planifiée,

et ont été échantillonnées sur des intervalles de 50 cm caractérisés par des teneurs faibles ou nulles en graphite et décrits comme des lithologies stériles (SLR, 2024).

3.2 Stratégie d'échantillonnage

La stratégie d'échantillonnage a été élaborée de manière à couvrir l'ensemble des matériaux stériles disponibles en surface, en combinant une approche systématique appliquée aux haldes à stériles et une approche ciblée appliquée aux carottes de forage. Cette démarche s'inscrit dans une logique de type en entonnoir, où un plan de prélèvement initial vise la représentativité globale, suivi d'une sélection plus ciblée destinée aux analyses approfondies (MELCC, 2020). Cette logique est cohérente avec les cadres méthodologiques de valorisation et d'acceptabilité environnementale des matières résiduelles inorganiques, qui structurent la démarche autour (1) d'un plan d'échantillonnage et de caractérisation initiale, puis (2) d'essais et d'analyses plus décisionnels selon les usages visés (MELCC, 2002; 2014; 2025)

3.2.1 Échantillonnage des haldes à stériles (approche systématique)

Pour chacune des haldes à stériles sélectionnées, un maillage régulier de points d'échantillonnage a été planifié à l'aide d'un système d'information géographique (SIG). Le logiciel libre QGIS (QGIS Development Team, 2024), en complément de Google Earth, a été utilisé afin de quadriller de manière homogène la surface des haldes et de minimiser les zones non couvertes. La figure 3.3 illustre la mise en œuvre du plan d'échantillonnage sur les haldes à stériles, depuis la planification du maillage sous SIG/Google Earth jusqu'au positionnement sur le terrain et à la matérialisation des points. Chaque point repéré correspond au centre d'une zone de prélèvement, au sein de laquelle les sous-prélèvements ont été réalisés dans un rayon d'environ 1 m. Les prélèvements ont ensuite été mélangés afin d'obtenir un échantillon composite intégrant la variabilité locale et de réduire l'effet des hétérogénéités ponctuelles (MDDEP, 2010).

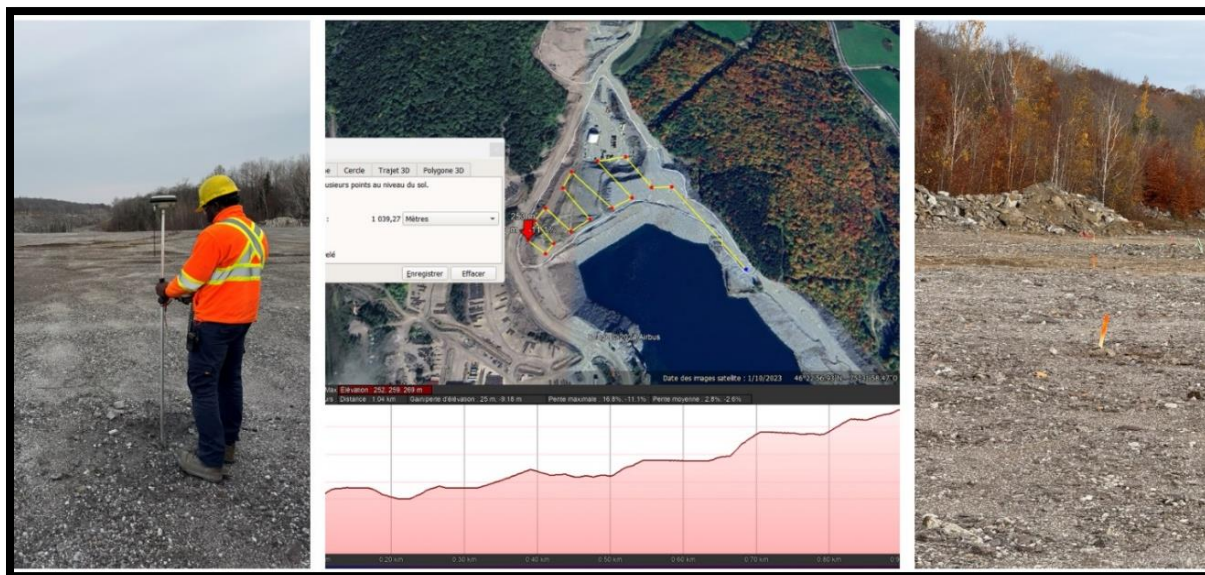


Figure 3.3 Planification et géoréférencement des points d'échantillonnage (maillage SIG/Google Earth, positionnement GPS et marquage des points sur le terrain).

Les fractions fines n'ont pas été échantillonnées systématiquement à chaque point. Un prélèvement distinct de cette fraction a été réalisé uniquement lorsqu'elle était présente en quantité suffisante par rapport aux blocs rocheux. Conformément aux recommandations méthodologiques, une attention particulière lui a été accordée en raison de sa réactivité généralement plus élevée (MELCC, 2020). Cette attention est également justifiée par le fait que la granulométrie, la stratification et l'organisation interne des haldes peuvent influencer les circulations d'eau (chemins préférentiels) et, par conséquent, la mobilisation des solutés à l'intérieur du dépôt (Aubertin et al., 2002, 2013; Bussière et Guittouy, 2021). L'espacement d'environ 25 m entre les stations a été retenu en s'appuyant sur une approche d'échantillonnage systématique par grille. Ce choix permettait d'assurer une couverture spatiale régulière des haldes, tout en tenant compte de leur superficie, de leur accessibilité et de leur hétérogénéité apparente. Le Guide de caractérisation des terrains indique que, pour des zones quadrillées, le maillage est généralement compris entre 15 et 25 m et doit être ajusté selon l'homogénéité du milieu et la distribution attendue des contaminants. En complément du maillage, des points d'échantillonnage ont été positionnés le long de la bordure des haldes afin d'évaluer la variabilité spécifique de cette zone de transition (interface avec les milieux adjacents) et de comparer les caractéristiques des matériaux de bordure à celles observées à la surface du dépôt (MELCCFP, 2024).

La figure 3.4 illustre la stratégie d'échantillonnage en profondeur mise en place afin de documenter la variabilité verticale des matériaux au sein des haldes. Des tranchées d'environ 3 m de profondeur ont été excavées, puis deux horizons distincts ont été ciblés afin de réaliser des prélèvements et de constituer des échantillons caractérisant des niveaux contrastés en profondeur.



Figure 3.4 Excavation de tranchées (~3 m de profondeur) et échantillonnage en profondeur sur les haldes à stériles (variabilité verticale).

À chaque point d'échantillonnage ciblé, la surface du matériau a d'abord été dégagée sur environ 30 cm de profondeur afin d'éviter de prélever uniquement les matériaux superficiels. Les fragments rocheux et les blocs accessibles ont ensuite été recueillis manuellement. Lorsque certains blocs étaient de grande taille ou difficiles à extraire, ils ont été fracturés à l'aide d'un marteau ou d'un piochon afin d'obtenir des fragments caractéristiques et d'exposer des surfaces fraîches. Les lithologies présentes ont été distinguées visuellement selon leur couleur, leur texture et la minéralogie observable à l'œil nu. Dans la plupart des points d'échantillonnage, les mêmes types de roches étaient généralement retrouvés, ce qui a permis de cibler les fragments les plus récurrents et les plus typiques du niveau étudié. Les mesures et les analyses ont ensuite été réalisées

préférentiellement sur des fragments fraîchement cassés, afin de limiter l'influence des surfaces altérées.

3.2.2 Échantillonnage des carottes de forage (approche ciblée)

En parallèle, des carottes de forage d'exploration archivées ont été sélectionnées et analysées afin d'intégrer la variabilité verticale des matériaux et de représenter les lithologies stériles associées aux phases d'exploitation projetées. La sélection des intervalles s'est appuyée sur l'analyse conjointe des descriptions lithologiques, des teneurs disponibles en carbone graphitique, ainsi que sur une validation visuelle des carottes, conformément aux approches de caractérisation et de tri sur carottes utilisées en exploration et en géoenvironnement (Parbhakar-Fox et al., 2017; Duvernois et al., 2024).

La figure 3.5 illustre l'échantillonnage réalisé à partir des carottes de forage, en complément des prélèvements de surface et en tranchées, afin de documenter la variabilité lithologique des matériaux classés comme stériles. La sélection des intervalles a été effectuée à partir de l'observation visuelle des carottes : les sections présentant du graphite visible ont été exclues, tandis que seules les portions sans graphite observable à l'œil nu ont été retenues pour l'échantillonnage. Pour chaque segment de 3 m de carotte identifié comme stérile, des sous-intervalles de 0,5 m ont été examinés. L'échantillon prélevé correspondait à la lithologie la plus récurrente ou la plus typique du segment considéré, sur la base de critères visuels tels que la couleur, la texture et la minéralogie observable à l'œil nu. Cette approche visait à sélectionner les portions les plus caractéristiques des matériaux stériles, tout en évitant les niveaux visiblement enrichis en graphite. Au préalable, les carottes ont été sciées longitudinalement afin de séparer une fraction destinée à l'échantillonnage, correspondant à environ le quart de la carotte, tandis que les trois quarts restants ont été conservés pour l'archivage et les vérifications ultérieures (Horrocks et al., 2019).



Figure 3.5 Échantillonnage de stériles à partir de carottes de forage : sélection par intervalles (0,5 m) (gauche) et sciage longitudinal des carottes pour prélèvement (droite).

Les forages ont été sélectionnés de façon à assurer une couverture spatiale de l'ensemble de la future fosse 4, en privilégiant des forages répartis et suffisamment espacés. Cette stratégie permet de mieux documenter les continuités et discontinuités des formations identifiées comme stériles, de réduire les biais associés à l'hétérogénéité du matériau et de s'inscrire dans la logique de plans d'échantillonnage visant une représentativité statistique adéquate.

3.2.3 Assurance qualité et traçabilité

L'ensemble des échantillons a été identifié de manière unique et documenté de façon systématique (géoréférencement pour les haldes, identification par forage et intervalle pour les carottes), assurant une traçabilité complète compatible avec une exploitation statistique et une interprétation intégrée des résultats. Des duplicatas de terrain ont été réalisés à intervalles réguliers afin de documenter la reproductibilité de l'échantillonnage, conformément aux bonnes pratiques d'assurance et de contrôle qualité recommandées (MELCC, 2020).

3.3 Système d'information géographique

Un système d'information géographique (SIG) a été mis en place afin de centraliser les données spatiales du site et d'optimiser la planification de l'échantillonnage. Le logiciel QGIS (version 3.34) a été utilisé pour intégrer l'ensemble des informations géoréférencées pertinentes (QGIS Development Team, 2024).

Un modèle numérique de terrain (MNT) à haute résolution a été produit à partir des données LiDAR accessibles via SIGÉOM (MRNF, 2023), puis combiné à des orthophotographies et à des couches vectorielles afin d'établir un fond cartographique de référence du site. Ce fond a été élaboré dans un environnement SIG, ce qui a permis d'appuyer la cartographie du site, le suivi morphologique des haldes à stériles ainsi que la planification spatiale des points d'échantillonnage. La figure 3.6 présente la localisation des points d'échantillonnage sur les haldes à stériles à partir du modèle numérique de terrain issu du LiDAR et du fond cartographique du système d'information géographique du site d'étude.

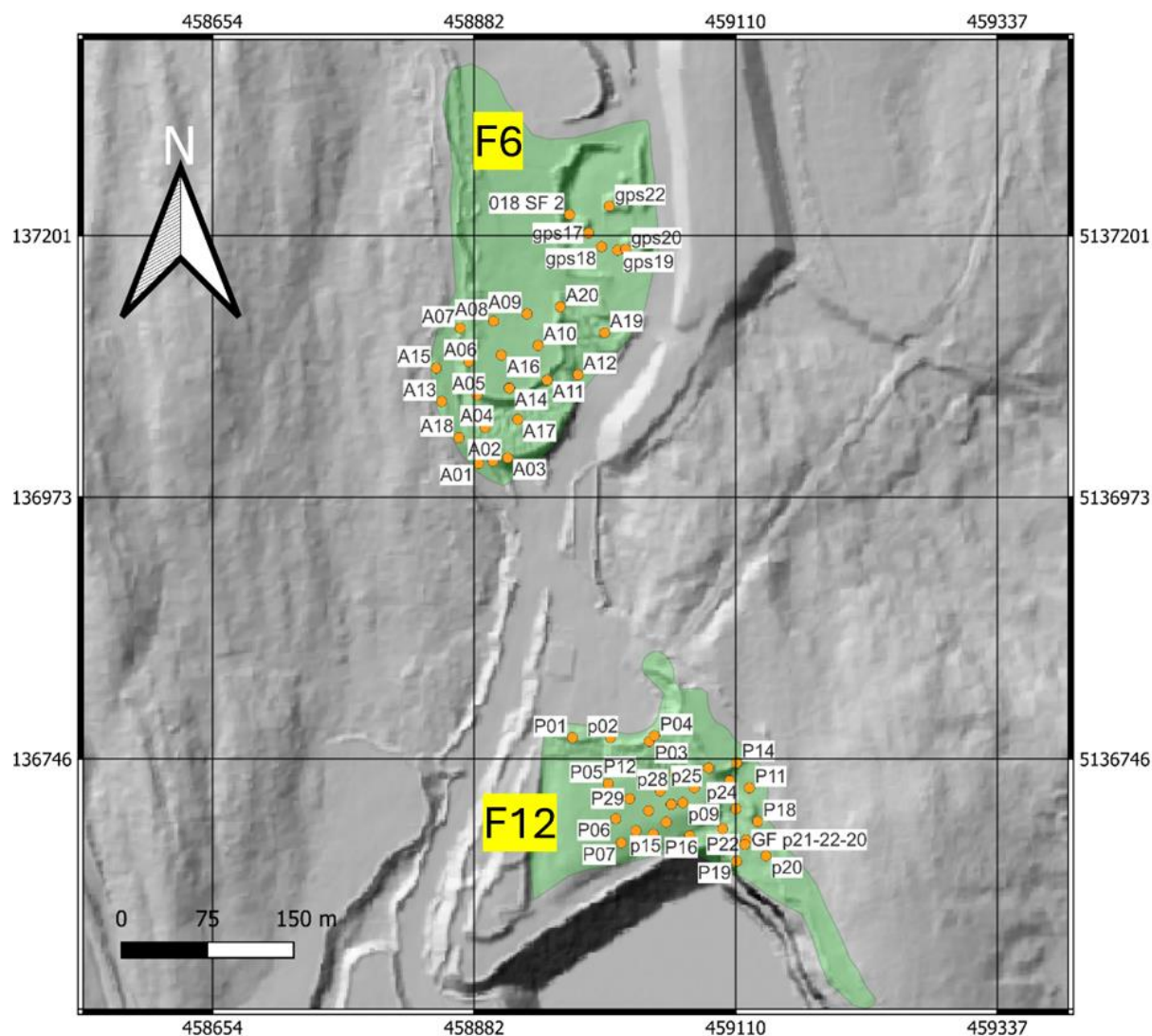


Figure 3.6 Planification spatiale des points d'échantillonnage sur les haldes à stériles (en vert) du site d'étude.

L'ensemble des données, comprenant le MNT, l'imagerie, les couches thématiques et les données de forage, a ensuite été importé dans l'environnement 3D Geoscience ANALYST de Mira Geoscience. Cette intégration a facilité la visualisation conjointe des informations géologiques et spatiales ainsi que la sélection des forages destinés à l'échantillonnage. La figure 3.7 présente, en vue en plan, la localisation des forages de la fosse F4. Les points jaunes correspondent à l'ensemble des forages disponibles dans la carothèque, tandis que les points rouges indiquent les forages retenus pour l'échantillonnage.

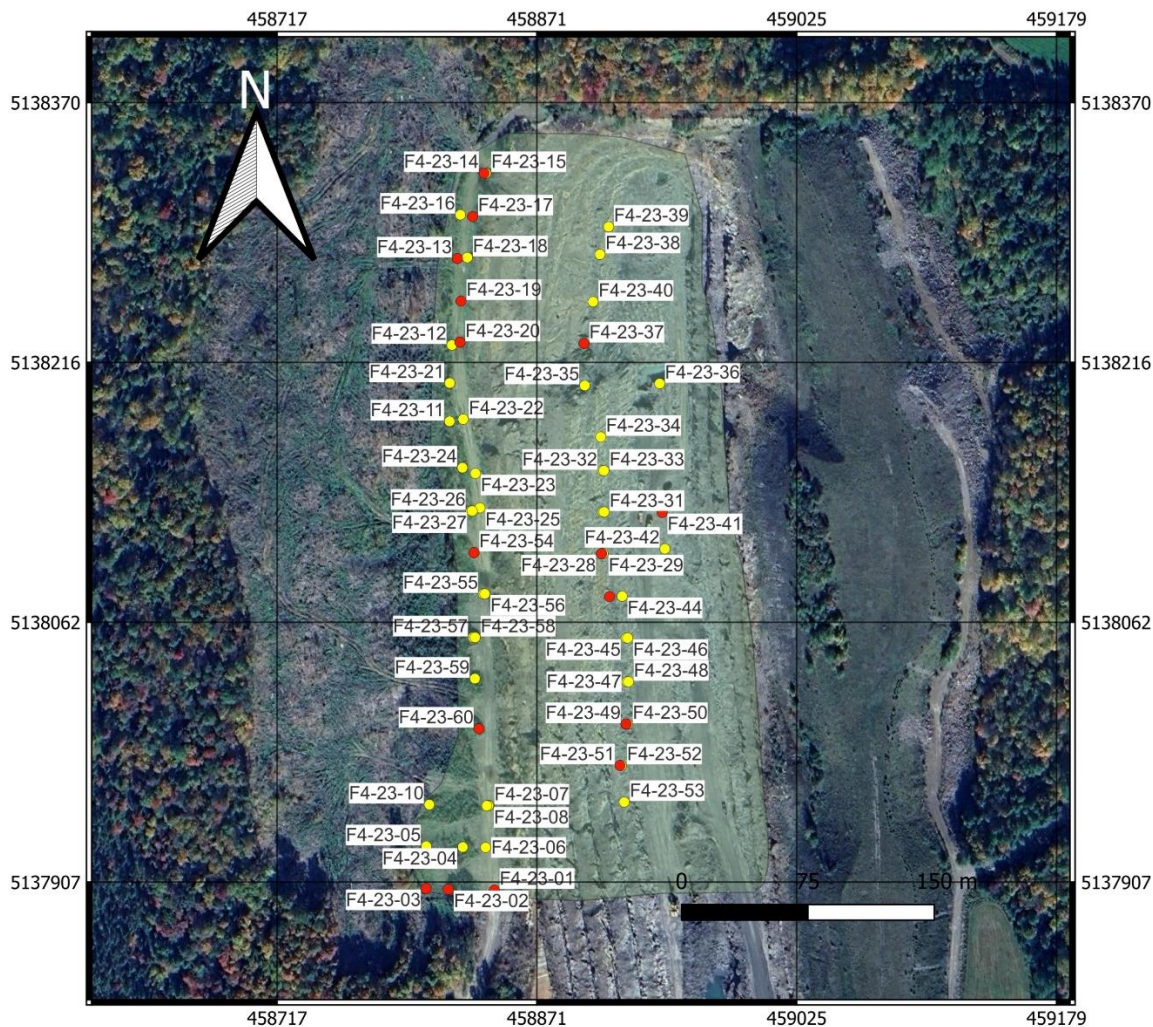


Figure 3.7 Localisation des forages de la fosse F4 : points disponibles en jaune et échantillons retenus en rouge

Cette approche s'inscrit dans les pratiques décrites dans la littérature récente, qui soulignent l'intérêt d'intégrer des données multisources, notamment l'imagerie, les données acquises par drone, le LiDAR et les couches SIG, afin de cartographier les haldes, d'appuyer la planification d'échantillonnages ciblés et de documenter l'évolution morphologique ainsi que la stabilité des dépôts (Garcia Serna, 2018; Cramer, 2021; Chalkley et al., 2023; Flores et al., 2022).

3.4 Caractérisation géologique et lithologique *in situ*

Chaque point d'échantillonnage, qu'il provienne des haldes à stériles ou des carottes de forage, a fait l'objet d'une description géologique et lithologique. Cette étape vise à contextualiser

l'interprétation des données analytiques en documentant les caractéristiques intrinsèques des matériaux susceptibles d'influencer leur signature géochimique et leur comportement environnemental (MELCC, 2020).

Pour chaque échantillon, le type de roche (mafique ou felsique) a été identifié, de même que la présence ou l'absence de minéralisation, incluant le graphite, ainsi que la présence de minéraux magnétiques. Des tests qualitatifs ont également été réalisés afin d'évaluer l'effervescence à l'acide, permettant d'indiquer la présence potentielle de phases carbonatées, ainsi que la dureté relative de la roche, utilisée comme indicateur visuel de la compétence mécanique de la roche.

La présence et l'intensité de ces indices ont été consignées à l'aide d'une échelle semi-quantitative, où le symbole « + » indique une présence faible, « ++ » une présence marquée, et l'absence de l'indice considéré « - ». Enfin, les textures, les structures et les indices d'altération observés ont été décrits de manière systématique, afin de soutenir l'analyse intégrée des résultats géochimiques et environnementaux.

3.5 Analyse géochimique par fluorescence à rayons X portative (FRXp)

Une campagne d'analyses géochimiques a été réalisée à l'aide d'un analyseur portable de FRXp de type Niton XL3, dans le but d'obtenir rapidement la composition élémentaire des stériles et de soutenir la segmentation lithogéochimique. L'utilisation du FRXp pour la caractérisation préliminaire des matériaux miniers et l'évaluation rapide d'éléments majeurs et de certains éléments traces est largement documentée dans la littérature, sous réserve de l'application d'un protocole de préparation, d'acquisition et d'assurance qualité (Gazley et Wellnitz, 2019; Ross et Beaudette, 2021; Duvernois, 2024). L'appareil a été opéré en mode "Mining Cu/Zn", adapté aux matrices rocheuses, afin d'optimiser la mesure des éléments majeurs et des oxydes dominants. Les paramètres d'acquisition ont été maintenus constants pour assurer la comparabilité inter-échantillons, surface d'analyse d'environ 1 cm², temps de comptage total standardisé entre 45 et 60 s, et utilisation de quatre filtres successifs (Main, Low, High, Light), permettant l'analyse d'environ 30 éléments.

La figure 3.8 illustre la mise en œuvre des analyses FRXp lors de la campagne terrain, incluant la préparation des échantillons et les conditions d'acquisition visant à limiter les sources d'erreur.

Lorsque possible, une surface fraîche (cassure ou sciage) a été exposée puis nettoyée afin de réduire l'influence des patines d'altération, des poussières et de l'humidité sur les mesures. Les lectures ont été réalisées en assurant un contact stable entre l'appareil et l'échantillon, avec une fenêtre d'analyse entièrement couverte, notamment à l'aide d'un support de mesure (*test stand*) lorsque applicable. Pour les matériaux fins, une préparation spécifique comprenant tamisage, homogénéisation et, au besoin, mise en pastilles a été privilégiée afin d'améliorer la répétabilité et de réduire les effets associés à la granulométrie et à la rugosité de surface (Duvernois et al., 2024 ; Ross et Beaudette, 2021).



Figure 3.8 Mesures FRXp sur le terrain et préparation des échantillons (surface fraîche / nettoyage) et acquisition sur support pour la fraction fine.

Pour chaque échantillon, correspondant à un matériau relativement homogène sur les plans lithologique et granulométrique, trois à cinq mesures ont été réalisées selon une approche *multi-spots*. Le nombre de mesures a été adapté à la taille des grains constituant l'échantillon : jusqu'à cinq mesures ont été effectuées sur les matrices de plus grande dimension, tandis que trois mesures ont été réalisées sur les matériaux à matrice plus petite. Lorsqu'un même point d'échantillonnage présentait plusieurs types de roches, des variations granulométriques marquées ou des signatures géochimiques distinctes, les matériaux ont été séparés et considérés comme des échantillons

différents. Les résultats obtenus pour les différents points de mesure d'un même échantillon ont ensuite été agrégés par le calcul de la moyenne et de l'écart-type. Cette stratégie vise à limiter l'effet de l'hétérogénéité intra-échantillon, particulièrement marqué pour les roches à texture grossière ou présentant un rubanement, et est recommandée pour stabiliser la représentativité des résultats FRXp (Gazley et Wellnitz, 2019 ; Ross et Beaudette, 2021).

Les analyses ne respectant pas les critères du protocole établi ont été exclues lors de l'étape de nettoyage des données. Le temps de comptage devait se situer dans une plage définie, avec un seuil minimal à respecter pour l'ensemble des mesures (Gazley et Wellnitz, 2019).

La calibration et la validation des mesures ont reposé sur :

- a) L'inclusion de l'auto-calibration de l'instrument et la correction interne des interférences spectrales.
- b) La mesure répétée (30 mesures environ) de contrôles externes, incluant un blanc analytique (contrôle de contamination et de *carry-over*) et un matériau de référence certifié (CRM) SDAR-m2, utilisé comme standard de suivi de la stabilité et de la dérive instrumentale.

Des duplicatas d'analyse ont été réalisés sur une sélection d'échantillons afin d'évaluer la répétabilité. Lorsque disponible, la comparaison avec des analyses de laboratoire sur des duplicatas a permis d'identifier d'éventuels biais systématiques liés à la matrice ou à l'instrument (Duvernois et al., 2024 ; Ross et Beaudette, 2021). Les critères d'acceptabilité (écarts relatifs, dérives, cohérence des résultats des CRM et des blancs) ont été utilisés pour documenter la qualité des données et déclencher, au besoin, des vérifications instrumentales. Les résultats FRXp ont été intégrés à la base de données finale (voir section 3.6 Gestion, structuration et nettoyage de la base de données) et ont été utilisés pour :

- c) Décrire la signature géochimique des stériles,
- d) Discriminer les lithologies à partir des éléments majeurs,
- e) Alimenter les analyses multivariées et les méthodes de segmentation par grappes (*clustering*) présentées dans les sections subséquentes.

3.6 Gestion, structuration et nettoyage de la base de données

L'étude repose sur une base de données géochimiques obtenue par FRXp, dont la qualité et la robustesse ont été assurées par une démarche structurée de gestion des données, de contrôle qualité et de nettoyage. Dans un premier temps, l'ensemble des mesures brutes a été organisé par échantillon et par élément chimique, en conservant systématiquement les métadonnées associées (identifiants d'échantillon, date/heure d'acquisition, mode d'analyse, temps de comptage). La traçabilité des paramètres d'acquisition est essentielle, car la qualité des données FRXp est fortement dépendante du protocole (préparation, mode, temps d'acquisition) et il est recommandé d'éviter le mélange de mesures acquises sous des protocoles différents au sein d'une même base (Ross et Beaudette, 2021; Lavaure, 2024). Les conditions d'acquisition influencent directement la précision et la répétabilité des résultats. En particulier, le temps de comptage contrôle le rapport signal/bruit et contribue aux limites de détection, il doit donc être harmonisé pour garantir l'homogénéité et la comparabilité du jeu de données final (Ross et Beaudette, 2021; Lavaure, 2024).

Afin de maintenir une qualité analytique comparable entre les mesures, toutes les analyses présentant un temps d'acquisition inférieur à 30 s ont été exclues. Ce seuil vise à limiter l'intégration de résultats plus sensibles au bruit de fond et à l'incertitude, particulièrement pour les éléments présents à faibles concentrations (Ross et Beaudette, 2021; Lavaure, 2024).

L'identification des valeurs potentiellement aberrantes a été réalisée à l'aide d'une approche exploratoire fondée sur l'écart interquartile. Pour chaque élément chimique, le premier quartile (Q_1), le troisième quartile (Q_3) et l'écart interquartile (IQR) ont été calculés. Une valeur a été considérée comme potentiellement aberrante lorsqu'elle était inférieure à la borne inférieure ou supérieure à la borne supérieure définies par la règle de Tukey. Cette méthode ne suppose pas une distribution normale des données et convient donc aux données géochimiques, qui présentent fréquemment des distributions asymétriques, des valeurs extrêmes et une variabilité liée à l'hétérogénéité lithologique (Reimann et al., 2005).

Les valeurs identifiées comme potentiellement aberrantes n'ont pas été supprimées automatiquement. Elles ont d'abord été vérifiées afin de distinguer les erreurs possibles de saisie, de préparation ou d'analyse des valeurs géologiquement significatives. Lorsqu'une valeur extrême pouvait être expliquée par une lithologie particulière, une minéralisation locale ou une signature

géochimique cohérente avec le contexte de l'échantillon, elle a été conservée dans la base de données. Cette approche permet de limiter les biais statistiques tout en évitant d'éliminer des valeurs représentant une variabilité réelle des stériles étudiés.

Un filtrage fondé sur les limites de détection (LOD) a ensuite été appliqué. Lorsqu'un élément chimique présentait plus de 25 % de valeurs inférieures à la limite de détection, il était retiré de la liste des éléments retenus pour les analyses quantitatives ultérieures. Ce choix permettait de limiter l'influence des valeurs non quantifiables et de conserver uniquement les éléments présentant un nombre suffisant de données exploitables.

Il est par ailleurs établi que le remplacement arbitraire des non-détectés par une fraction fixe de la LOD (par exemple LOD/2) peut introduire des biais sur les distributions et les relations statistiques. Des approches adaptées aux données censurées sont recommandées lorsque l'objectif est l'inférence (Helsel, 2006).

Après filtrage, certains échantillons ne présentaient plus de valeurs valides. Afin de préserver la couverture spatiale et lithologique, une imputation minimale a été appliquée uniquement à ces cas, en attribuant la médiane des valeurs du jeu de données pour chaque élément concerné (Trépanier, 2009). Cette approche, bien que reconnue pour ses limites, a été retenue compte tenu du faible nombre de cas et du caractère exploratoire de l'étape multivariée (Newgard et Haukoos, 2007).

Conformément aux recommandations visant à éviter la confusion entre données brutes et données corrigées, les résultats ont été structurés de manière à conserver distinctement :

- a) La base de données brute,
- b) Les données associées aux contrôles/calibration,
- c) La base de données finale utilisée pour l'interprétation

Enfin, à chaque étape du nettoyage, un contrôle qualité a été réalisé par l'examen statistique des distributions (avant/après filtrage) et la vérification de valeurs aberrantes susceptibles de biaiser l'interprétation, notamment lors des étapes de validation (Ross et Beaudette, 2021).

3.7 Analyses statistiques descriptives et multivariées

Une fois la base de données nettoyée, des analyses statistiques descriptives ont été réalisées afin de caractériser la distribution de chaque variable et d'identifier les tendances générales du jeu de

données. Des indicateurs de tendance centrale (moyenne, médiane) et de dispersion (écart-type) ont été calculés pour chaque élément chimique, en comparant notamment les différences de concentration entre populations d'échantillons. Des représentations graphiques (histogrammes, boîtes à moustaches) ont été utilisées pour visualiser la distribution des teneurs et repérer d'éventuelles asymétries ainsi que la présence de valeurs extrêmes.

Les distributions des concentrations géochimiques varient selon la nature des éléments. Les éléments traces présentent fréquemment des distributions asymétriques, proches d'une distribution log-normale, puisque leurs concentrations sont généralement faibles et tendent vers zéro pour une grande proportion des échantillons. À l'inverse, la distribution des éléments majeurs dépend davantage de la composition minéralogique et des lithologies présentes, ce qui peut entraîner des distributions distinctes ou multimodales selon les types de roches. Afin de réduire l'asymétrie des distributions et de rendre les variables plus compatibles avec les traitements multivariés, une transformation logarithmique a été appliquée aux concentrations. Dans le cas des données compositionnelles, l'approche par log-ratio centré (CLR) a été utilisée afin de limiter les effets de fermeture (Aitchison, 1982).

Dans cette étude, une petite constante a été ajoutée aux valeurs nulles ou non quantifiables conservées à des fins de calcul, afin de permettre l'application de la transformation logarithmique. Les données ont ensuite été transformées par log-ratio centré (CLR), en rapportant chaque concentration à la moyenne géométrique des éléments retenus pour chaque échantillon. Cette transformation permet de tenir compte de la nature compositionnelle des données géochimiques et de réduire les effets de fermeture avant l'application des analyses multivariées UMAP et K-means (Aitchison, 1982; Trépanier, 2009).

3.8 Approximation et projection uniforme de variété (UMAP)

Sur le jeu de données transformé, une analyse multivariée exploratoire a été réalisée à l'aide de la méthode UMAP, décrite au chapitre 2. Cette approche a permis de projeter les données dans un espace de dimension réduite afin de faciliter l'observation des gradients géochimiques et des regroupements entre échantillons (McInnes et al., 2018).

UMAP comporte plusieurs hyperparamètres ajustables, dont l'effet se manifeste directement sur la structure de la projection :

- a) Contrôle l'échelle de voisinage utilisée pour approximer la structure des données. Des valeurs plus faibles accentuent les relations locales entre échantillons, tandis que des valeurs plus élevées favorisent une lecture plus globale des continuités et des gradients géochimiques.
- b) `Min_dist` : fixe la distance minimale entre points dans l'espace projeté. Une valeur faible autorise des regroupements plus compacts, une valeur plus élevée produit des nuages plus diffus, en limitant la concentration des points.
- c) `N_components` : dimension de l'espace projeté (2D pour visualisation).
- d) `Metric` : métrique utilisée pour calculer les distances dans l'espace d'entrée.
- e) `N_epochs` et `learning_rate` : paramètres d'optimisation pouvant influencer la convergence, la stabilité et, dans certains cas, la finesse de la structure projetée.

Dans ce travail, UMAP a été paramétré de manière à produire une projection bidimensionnelle interprétable, après transformation et centrage des données. La carte UMAP a été utilisée comme outil exploratoire car des échantillons présentant des signatures géochimiques similaires se projettent à proximité, tandis que des compositions distinctes se séparent, suggérant des regroupements pouvant être discutés en termes lithologiques et minéralogiques (McInnes et al., 2018).

3.9 Segmentation et analyse par clusters (K-means)

Afin d'objectiver les regroupements mis en évidence par l'UMAP et de segmenter quantitativement le jeu de données, une classification non supervisée par K-means a été appliquée. Cette méthode a été retenue plutôt que DBSCAN, car ce dernier générerait un nombre élevé de grappes (environ 9 grappes par fosse), difficile à interpréter et peu cohérent avec la structure attendue des données. Le K-means vise à partitionner n observations en k grappes en minimisant l'inertie intra-classe, chaque grappe étant définie par un centroïde et chaque observation étant affectée au centroïde le plus proche. Cette approche est couramment mobilisée en géochimie pour regrouper des échantillons de signatures similaires sans présupposer une structure hiérarchique, notamment en appui à des démarches de réduction de dimension et de visualisation avancée (Horrocks et al., 2019; Putri, 2025).

Avant l'application de K-means, les coordonnées UMAP ont été utilisées comme espace de segmentation. Cette approche permet de réaliser la classification sur une représentation synthétique du signal multivarié, tout en conservant les proximités et gradients mis en évidence lors de la réduction de dimensionnalité.

Différentes valeurs de k (nombre de groupes) ont été testées. Le choix du nombre a été guidé par une combinaison de critères complémentaires :

- a) Évaluation de la robustesse des regroupements à l'aide du coefficient moyen de silhouette, calculé sur les coordonnées UMAP. Ce coefficient quantifie à la fois la compacité intra-groupe et la séparation inter-groupe (Rousseeuw, 1987). Dans cette étude, les valeurs (exprimées en %) suggéraient une segmentation plus cohérente pour $k = 3$ dans l'espace UMAP.
- b) Considérations géologiques : l'ordre de grandeur du nombre d'unités/lithologies attendues a été utilisé comme contrainte d'interprétation, afin de conserver une segmentation compatible avec une lecture géologique et non uniquement algorithmique.

Le modèle final retenu a ainsi partitionné les échantillons en k grappes distinctes, chaque grappe regroupant des échantillons présentant des signatures géochimiques similaires dans l'espace UMAP (MacQueen, 1967; Rousseeuw, 1987; Tibshirani et al., 2001).

3.10 Validation externe par information géologique

Une étape de validation a consisté à confronter les grappes obtenues aux données de terrain disponibles, en particulier aux descriptions lithologiques des carottes de forage associées aux échantillons pour la fosse 4. Pour chaque échantillon, son appartenance à une grappe donnée a été comparée aux informations de la description des carottes (type de roche, indices minéralogiques). Cette validation externe vise à vérifier que les regroupements statistiques correspondent à des ensembles géologiques interprétables, plutôt qu'à une structuration purement mathématique.

Globalement, une correspondance satisfaisante entre regroupements géochimiques et catégories lithologiques a été observée, ce qui soutient la validité géologique du modèle de classification. Les discordances ponctuelles pour les échantillons isolés dont la classification diffère de la description visuelle ont été examinées comme des cas particuliers pouvant refléter une hétérogénéité à l'échelle millimétrique à centimétrique, ainsi que des effets de mesure liés à la petite surface analysée par le FRXp ($\approx 1 \text{ cm}^2$). En particulier, certaines lectures peuvent être influencées par le fait que la fenêtre

d'analyse recoupe localement un grain d'un minéral ou, au contraire, une phase minérale spécifique, entraînant une signature géochimique ponctuellement atypique par rapport au matériau moyen.

3.11 Sélection ciblée des échantillons et analyses approfondies

À partir des résultats de classification et de leur validation, une sélection ciblée d'échantillons a été réalisée en vue d'analyses complémentaires approfondies. Cette étape vise à caractériser plus finement la composition et les propriétés des groupes identifiés, afin d'affiner l'interprétation géochimique et environnementale associée à chaque cluster.

La sélection a été conduite selon deux scénarios complémentaires :

Scénario 1 : échantillons caractéristiques des grappes

La sélection des échantillons destinés aux essais additionnels a été réalisée à partir des grappes obtenues pour chaque fosse. Trois échantillons ont été retenus par fosse, soit plusieurs échantillons de même famille géochimique par grappe, pour un total de neuf échantillons. Les échantillons sélectionnés correspondaient à ceux considérés comme les plus caractéristiques de chaque grappe, en privilégiant leur proximité avec le centroïde afin d'assurer une couverture cohérente des signatures géochimiques identifiées. La sélection a également tenu compte de la qualité des données, notamment une faible proportion de valeurs manquantes ou exclues lors du nettoyage, ainsi que de la disponibilité d'une quantité suffisante de matériau pour les analyses complémentaires.

Scénario 2 : échantillons ciblés sur des “pics” post-nettoyage

En complément de la sélection d'échantillons centraux par grappe, une sélection ciblée a été effectuée sur la base des valeurs extrêmes (« pics ») observées après nettoyage, notamment pour le Ca et le S, afin de mieux contraindre les limites supérieures et de documenter les occurrences responsables de ces enrichissements. Cette approche s'inscrit dans une démarche d'analyse exploratoire des données visant à identifier et caractériser les observations atypiques plutôt qu'à

les exclure systématiquement, lorsque celles-ci sont susceptibles d'être géologiquement significatives (Tukey, 1977; Barnett et Lewis, 1994).

Les échantillons retenus ont ensuite fait l'objet d'une caractérisation géochimique approfondie, incluant, lorsque pertinent, des analyses de référence en laboratoire afin de confirmer ou compléter les teneurs issues du FRXp, d'élargir le panel d'éléments mesurés et de réaliser des contrôles inter-méthodes. Les profils élémentaires par grappe ont été synthétisés à l'aide de statistiques groupées (médianes, étendues, signatures typiques), permettant une comparaison quantitative entre groupes.

Un point méthodologique concerne la présence possible de données partiellement manquantes dans ce sous-ensemble. Ces cas ont été documentés et pris en compte dans l'interprétation, en évitant des imputations non justifiées lorsque le mécanisme de données manquantes n'était pas clairement aléatoire (Newgard et Haukoos, 2007).

3.12 Caractérisation chimique et minéralogique

Dans la continuité du traitement, de la structuration et du nettoyage de la base de données géochimique, des analyses de laboratoire ont été réalisées afin de compléter la caractérisation des stériles miniers. Ces analyses visaient à vérifier la non-dangereuse des matériaux au sens du cadre réglementaire québécois, à documenter leur composition chimique et minéralogique, et à fournir les informations nécessaires à l'interprétation des essais de lixiviation et d'évaluation environnementale.

La démarche analytique a été organisée en deux volets complémentaires. Le premier volet concerne la caractérisation chimique des solides et des lixiviats. Le second porte sur la caractérisation minéralogique, réalisée à partir d'observations microscopiques en lames minces polies et d'analyses par diffraction des rayons X (DRX). Cette approche permet de relier, de manière préliminaire, les signatures chimiques mesurées aux principales phases minérales observées ou détectées.

3.12.1 Caractérisation chimique

Les analyses chimiques ont été réalisées par SGS Canada et l'URSTM, en fonction de la nature des matrices et des analytes visés. Les teneurs totales en éléments traces ont été déterminées sur 32 échantillons solides par digestion acide, suivie d'analyses multiélémentaires par ICP-MS dans un

laboratoire externe, soit SGS. Les éléments dosés comprennent notamment Ag, Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, Tl, U, V, Y, Zn et Zr. Ces résultats ont permis de caractériser la composition chimique totale des stériles et de comparer les concentrations obtenues aux critères de référence applicables dans le cadre de l'évaluation environnementale et de la valorisation des matériaux.

Les lixiviats issus des trois essais environnementaux, soit l'essai de lixiviation en milieu acide acétique (TCLP), l'essai de lixiviation simulant les pluies acides (SPLP) et l'essai de lixiviation à l'eau CTEU-9, ont été analysés à l'URSTM. Avant analyse, ils ont été filtrés sur membrane de 0,45 µm. Les aliquotes destinées à l'ICP-OES ont ensuite été acidifiées à 2 % HNO_3 afin d'assurer la conservation des éléments dissous, tandis que celles destinées à la chromatographie ionique ont été conservées sans acidification, conformément aux exigences analytiques de la méthode. Dans le cas des lixiviats TCLP, une dilution au dixième a été réalisée avant l'analyse en raison de la présence d'acide acétique dans le milieu d'extraction, en mélangeant un volume d'échantillon avec neuf volumes d'une solution de HNO_3 à 2 %.

Les cations dissous ont été mesurés par ICP-OES à l'aide d'un appareil Agilent 5800 ICP-OES. L'analyse a porté sur un large ensemble d'éléments dissous, comprenant Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, In, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, S, Sb, Se, Si, Sr, Te, Ti, Tl, U, V et Zn. Les limites de détection de la méthode variaient selon l'élément entre 0,001 et 0,151 mg/L, tandis que les limites de quantification s'échelonnaient entre 0,001 et 0,502 mg/L. Ces seuils analytiques correspondent aux valeurs fournies par l'URSTM pour chaque analyte et pour la série considérée.

Les anions dissous ont été déterminés par chromatographie ionique à l'aide d'un chromatographe ionique 940 Professional IC Vario de Metrohm. Cette analyse a permis de doser les principaux anions dissous, soit les fluorures, chlorures, nitrites, bromures, nitrates, phosphates, sulfites, sulfates, cyanates, thiosulfates, thiocyanates et tétrathionates. Les limites de détection variaient de 0,2 mg/L pour les fluorures à 1,0 mg/L pour plusieurs autres espèces, notamment les sulfates, les thiosulfates et les thiocyanates. Le protocole de contrôle de la qualité associé à cette méthode comprenait un standard de vérification, des contrôles d'anions à 15 ppm et à 6 ppm, ainsi que des contrôles spécifiques au tétrathionate aux mêmes niveaux de concentration. Des blancs analytiques ont également été inclus dans les séquences afin de vérifier l'absence de contamination de fond.

Le soufre total et le carbone total ont été déterminés à l'URSTM sur 34 échantillons de matériaux pulvérisés par combustion sèche, à l'aide d'un analyseur ELTRA CS-2000 couplé à une détection infrarouge. La méthode repose sur la combustion complète de l'échantillon sous oxygène à haute température, suivie de la mesure des gaz produits, soit le SO₂ pour le soufre et le CO₂ pour le carbone. Ces mesures permettent de calculer les teneurs en soufre total (Stot) et en carbone total (Ctot). Les limites de détection de l'appareil sont de 0,05 % pour le carbone et de 0,009 % pour le soufre (Yoni, 2025).

L'ensemble des analyses chimiques a été accompagné d'un protocole d'assurance qualité et de contrôle qualité (AQ/CQ). Celui-ci comprenait notamment l'analyse de duplicatas, l'envoi ponctuel d'un doublon du même échantillon sous un identifiant distinct, l'utilisation de blancs analytiques et la vérification de la cohérence des résultats obtenus. Ces contrôles visaient à évaluer la reproductibilité analytique, à limiter les biais associés aux méthodes employées et à assurer la traçabilité des résultats.

3.12.2 Caractérisation minéralogique

La caractérisation minéralogique a été réalisée afin d'identifier les principales phases minérales présentes dans certains échantillons sélectionnés et d'appuyer l'interprétation des résultats chimiques et environnementaux. Deux approches complémentaires ont été utilisées : les observations microscopiques en lames minces polies et la diffraction des rayons X (DRX).

Pour les observations microscopiques, des fragments représentatifs des échantillons sélectionnés ont été découpés sous forme de blocs rectangulaires. Ces fragments ont ensuite été identifiés, emballés et expédiés à un laboratoire externe pour la préparation de lames minces polies. Les lames ont été préparées afin de permettre l'observation des phases transparentes en lumière transmise et des phases opaques en lumière réfléchie. Cette approche permet de reconnaître les principales textures minérales, les relations entre les grains, ainsi que la présence locale de phases sulfurées, oxydées ou graphitiques.

Les observations microscopiques ont été utilisées de manière qualitative. Elles visaient principalement à distinguer les minéraux visibles et les associations minéralogiques dominantes, comme le quartz, les feldspaths, la biotite, l'épidote, le graphite, la pyrrhotite, la sphalérite, la chalcopryrite et la magnétite. Ces observations ne permettent pas de quantifier précisément l'abondance modale des phases minérales, car elles reposent sur des zones limitées de chaque lame.

Elles fournissent toutefois une information directe sur les textures et sur la distribution locale des phases minérales d'intérêt.

Les analyses par diffraction des rayons X (DRX) ont été réalisées à l'externe par SGS Natural Resources, une division de SGS Canada Inc., au moyen d'un diffractomètre BRUKER AXS D8 Advance équipé d'un détecteur LYNXEYE_XE_T. Les mesures ont été effectuées avec un rayonnement au cobalt, sous une tension de 35 kV et une intensité de 40 mA. Les diffractogrammes ont été acquis sur un intervalle angulaire compris entre 6 et $80^\circ 2\theta$, avec un pas de $0,02^\circ$ et un temps d'acquisition de 0,5 s par pas.

L'identification des phases cristallines a été réalisée par comparaison des diffractogrammes expérimentaux avec les fiches de référence, au moyen du logiciel DIFFRAC.EVA. L'estimation quantitative des proportions minéralogiques a ensuite été effectuée par affinement de Rietveld à l'aide du logiciel DIFFRAC.TOPAS 7. Cette méthode repose sur un ajustement non linéaire par moindres carrés du profil théorique calculé au diffractogramme expérimental. La méthode appliquée par SGS, désignée ME-LR-MIN-MET-MN-D05, est accréditée selon la norme ISO/IEC 17025. La limite de détection rapportée varie approximativement de 0,5 à 2 %, selon la cristallinité des phases minérales.

Les proportions obtenues ont été normalisées à 100 % pour l'ensemble des phases cristallines identifiées. La quantité de matière amorphe n'ayant pas été déterminée, les résultats correspondent à des proportions relatives des phases cristallines détectées. Leur interprétation doit également tenir compte de l'influence possible de la cristallinité, de la structure cristalline et des orientations préférentielles.

Les résultats de DRX ont ensuite été comparés aux observations microscopiques afin d'évaluer la concordance entre les phases détectées à l'échelle globale de l'échantillon pulvérisé et celles observées localement en lame mince. Certaines phases visibles au microscope peuvent ne pas être détectées par DRX en raison de leur faible abondance, de leur distribution hétérogène ou d'une teneur inférieure à la limite de détection. À l'inverse, certaines phases détectées par DRX peuvent être difficiles à distinguer en lame mince lorsque leurs propriétés optiques sont similaires à celles d'autres minéraux ou lorsque leur granulométrie est très fine.

Ainsi, la combinaison des observations microscopiques et de la DRX permet d'obtenir une première lecture de la minéralogie des stériles. Les lames minces polies renseignent sur les textures

et les phases visibles localement, tandis que la DRX fournit une indication sur les phases cristallines dominantes dans l'échantillon global. Cette approche reste toutefois exploratoire et sert principalement à orienter l'interprétation des résultats géochimiques ainsi que les analyses minéralogiques complémentaires qui pourraient être réalisées par la suite.

3.13 Vérification de la non-dangerosité réglementaire

3.13.1 Matière lixiviable

L'évaluation de la propriété « matière lixiviable » a été réalisée au moyen de l'essai Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP), intégré à la méthode MA. 100 – Lix.com. 1.1. Cet essai vise à déterminer la mobilité d'espèces inorganiques susceptibles d'être relarguées par un résidu solide lorsqu'il est mis en contact avec un lixiviant acide acétique normalisé. Dans le cadre réglementaire québécois, il est utilisé pour vérifier si un matériau doit être considéré comme une matière lixiviable au sens du Règlement sur les matières dangereuses (RMD). Les concentrations mesurées dans le lixiviat sont ensuite comparées aux seuils réglementaires applicables aux contaminants visés (USEPA, 1992; CEAEQ, 2023; Gouvernement du Québec, 2025b).

Douze échantillons solides ont été sélectionnés pour la réalisation de l'essai TCLP. Ces échantillons n'ont pas été séchés avant l'essai. Ils ont été concassés à environ 2,5 mm, de manière à obtenir une granulométrie inférieure à 9,5 mm, conformément aux exigences de la méthode. La procédure comprend d'abord un pré-test visant à déterminer la solution de lixiviation appropriée. Pour ce pré-test, 5 g d'échantillon sont placés dans un bécher, puis 96,5 mL d'eau y sont ajoutés, après quoi l'ensemble est agité pendant 5 min. Ensuite, 3,5 mL de HCl 1 N sont ajoutés, le mélange est légèrement homogénéisé, puis maintenu à 50 ± 5 °C pendant 10 min sous agitation. Après un refroidissement d'environ 1 h, le pH est mesuré. Lorsque le pH mesuré est inférieur à 5,0, la solution de lixiviation no 1 est utilisée; lorsqu'il est supérieur ou égal à 5,0, la solution de lixiviation no 2 est retenue (USEPA, 1992; Gouvernement du Québec, 2025b).

La solution de lixiviation no 1 est préparée dans un ballon jaugé de 1 L contenant environ 500 mL d'eau, auquel sont ajoutés 5,7 mL d'acide acétique et 2,572 g de NaOH; le volume est ensuite complété à 1 L avec de l'eau. Le pH attendu de cette solution est de $4,93 \pm 0,05$. La solution de lixiviation no 2 est préparée en ajoutant 5,7 mL d'acide acétique à environ 500 mL d'eau, puis en complétant à 1 L avec de l'eau; le pH attendu est alors de $2,88 \pm 0,05$ (CEAEQ, 2025).

Dans le cas des échantillons analysés, le pré-test a montré des valeurs de pH inférieures à 5,0. La solution de lixiviation no 1 a donc été retenue pour l'ensemble des essais.

L'extraction TCLP proprement dite a ensuite été réalisée selon un rapport solide/liquide de 1:20. Concrètement, 20 g d'échantillon solide non séché, broyé à une granulométrie inférieure à 9,5 mm, ont été placés dans une bouteille de 1 L en plastique, puis mis en contact avec 400 mL de la solution de lixiviation no 1. La bouteille a ensuite été fermée et placée sur un agitateur à culbutage pendant 18 ± 2 h à une vitesse de rotation de 30 ± 2 tr/min. Après la lixiviation, le solide a été laissé à décanter pendant 1 heure afin de faciliter la filtration, et puis le lixiviat a été filtré sur une membrane de $0,45 \mu\text{m}$. Le pH post-lixiviation a ensuite été mesuré, puis les échantillons ont été conservés en vue des analyses. Trois sous-échantillons ont été préparés, soit deux destinés aux analyses par ICP et un destiné à la chromatographie ionique (CEAEQ, 2023).

Les limites réglementaires utilisées pour l'interprétation des résultats de lixiviation TCLP et l'évaluation de la propriété « matière lixiviable » sont présentées au tableau 3.1. Ce tableau rassemble les concentrations seuils, exprimées en mg/L, applicables aux contaminants ciblés et utilisées comme valeurs de référence pour déterminer la conformité des lixiviats au regard du Règlement sur les matières dangereuses. En conséquence, tout dépassement de l'un de ces seuils conduit à conclure que le matériau présente la propriété « matière lixiviable » (Gouvernement du Québec, 2025b).

Tableau 3.1 Normes de lixiviabilité TCLP (mg/L) applicables à la propriété « matière lixiviable » du RMD pour les contaminants ciblés (Gouvernement du Québec, 2025b).

Contaminant	As	Ba	B	Cd	Cr	Cyanures totaux	Fluorures totaux	Hg	Nitrates + nitrites	Nitrites	Pb	Se	U
Norme (mg/L)	5	100	500	0,5	5	20	150	0,1	1 000	100	5	1	2

3.13.2 Matière corrosive

Dans la présente étude, la propriété « matière corrosive » n'a pas été évaluée par une méthode indépendante spécifique au pH des solides, mais à partir du pH mesuré après contact avec l'eau dans le cadre de l'essai CTEU-9, qui sera décrite dans une section ultérieure. Les valeurs obtenues

ont été examinées au regard des seuils du RMD, selon lequel une matière est considérée corrosive lorsqu'elle présente un pH inférieur à 2 ou supérieur à 12,5; le règlement prévoit également un critère alternatif fondé sur la corrosion de l'acier SAE 1020. Ces résultats ont donc été utilisés ici comme indicateurs complémentaires du comportement acido-basique des matériaux (Gouvernement du Québec, 2025b).

3.14 Carbone organique total (COT) et dépistage de composés organiques

Dans le cadre de cette étude portant sur des stériles miniers, aucune détermination du carbone organique total (COT) n'a été réalisée. Les rapports techniques NI 43-101 préparés par SLR et Soutex pour Lac-des-Îles rapportent le carbone principalement sous forme de teneur en graphite (%Cg) dans les volets géologiques et de production, et ne décrivent pas l'usage du COT comme paramètre de dépistage environnemental (SLR Consulting (Canada) Ltd. et al., 2024). Les enjeux associés à des composés organiques y sont plutôt abordés au travers des risques de contamination localisée des sols par hydrocarbures (fuites d'huile au concasseur) et de programmes de caractérisation de sols (phase I/phase II). En conséquence, le dépistage organique n'a pas été réalisé, car il n'était pas jugé pertinent dans le contexte de cette étude et de l'historique du site.

3.15 Capacité de neutralisation et démarche comparative

La capacité de neutralisation (PN) quantifie la réserve alcaline d'un matériau solide (principalement attribuable aux carbonates et autres phases basiques réactives) susceptible de tamponner une acidification lors d'un contact avec des solutions aqueuses acides. Dans le cadre d'essais environnementaux sur matériaux solides inorganiques, ce paramètre sert (1) à documenter le potentiel tampon et (2) à orienter l'interprétation de scénarios d'extraction plus ou moins agressifs, en distinguant la neutralisation rapidement accessible de la neutralisation plus lente (cinétique prolongée). La détermination du PN par titrage en excès d'acide est une approche normalisée et largement utilisée en caractérisation de matériaux géologiques/miniers (ASTM International, 2012; Lawrence et Wang, 1997; Sobek et al., 1978).

Afin de tenir compte de l'hypothèse de travail selon laquelle la réactivité des phases neutralisantes peut être hétérogène, le PN a été estimé au moyen de trois approches complémentaires. Une première valeur, notée PN 24h, a été déterminée par la méthode de type Sobek modifiée (Lawrence et Wang, 1997) sur une fenêtre de réaction courte (24 h), conformément à la procédure de

l'URSTM. Une seconde valeur, notée PN 7j, a été obtenue à partir d'un protocole allongé sur une durée d'environ 7 jours, avec maintien du pH à $2,00 \pm 0,02$ et suivi des ajouts d'acide afin de documenter une neutralisation potentiellement contrôlée par la cinétique. Enfin, une estimation PN carbonate a été calculée à partir de la teneur en carbonates, convertie en équivalent CaCO_3 , et utilisée comme terme comparatif représentant une réserve théorique associée aux carbonates.

3.15.1 Potentiel de neutralisation par la méthode Sobek modifiée

Des échantillons sélectionnés pour couvrir les principales signatures géochimiques ont été soumis à l'essai statique de détermination du potentiel de neutralisation afin d'évaluer leur capacité à consommer l'acidité pouvant résulter de l'oxydation des minéraux sulfurés. L'essai a été réalisé sur 34 échantillons selon la procédure interne PE3 AC-13 de l'URSTM, basée sur la méthode modifiée de Lawrence et Wang (1997) pour la détermination du pouvoir neutralisant et l'établissement du bilan acide-base (ABA) (Lawrence et Wang, 1997). Les principales étapes expérimentales, incluant la préparation des fractions, l'agitation contrôlée, la mesure du pH et la titration, sont illustrées à la figure 3.9.

Le protocole débute par une évaluation qualitative de la réactivité carbonatée au moyen du test d'effervescence, ou test Fizz, réalisé avec une solution de HCl à 40 %. L'intensité observée, classée comme nulle, faible, moyenne ou forte, permet de déterminer les volumes de HCl 1 N ajoutés au début de l'essai et après 2 h de réaction. Chaque échantillon, préalablement séché, homogénéisé et préparé à une granulométrie à 75 μm , a été mis en contact avec de l'eau déionisée et l'acide chlorhydrique, puis maintenu sous agitation contrôlée pendant 24 h.

Après 22 h, le pH a été vérifié et ajusté au besoin afin de maintenir des conditions acides compatibles avec la consommation des phases neutralisantes. À la fin de l'essai, le volume de la suspension a été ajusté à environ 125 mL avec de l'eau déionisée. L'acide résiduel non consommé a ensuite été dosé par rétrotitration avec une solution de NaOH 0,1 N jusqu'au point final de pH 8,3. Cette procédure correspond à un dosage en excès d'acide suivi d'une rétrotitration, comme décrit dans les méthodes de Sobek et al. (1978) et Lawrence et Wang (1997).

Le potentiel de neutralisation modifié a été calculé selon l'équation suivante :

$$\text{PN}_{\text{modifié}} = \frac{(N_{\text{HCl}} \times V_{\text{HCl}}) - (N_{\text{NaOH}} \times V_{\text{NaOH}})}{m} \times 50 \quad (3.1)$$

Où N_{HCl} et N_{NaOH} représentent les normalités du HCl et du NaOH, V_{HCl} le volume total de HCl ajouté, V_{NaOH} le volume de NaOH utilisé lors du titrage, et m la masse sèche de l'échantillon. Le résultat est exprimé en kg $CaCO_3/t$.

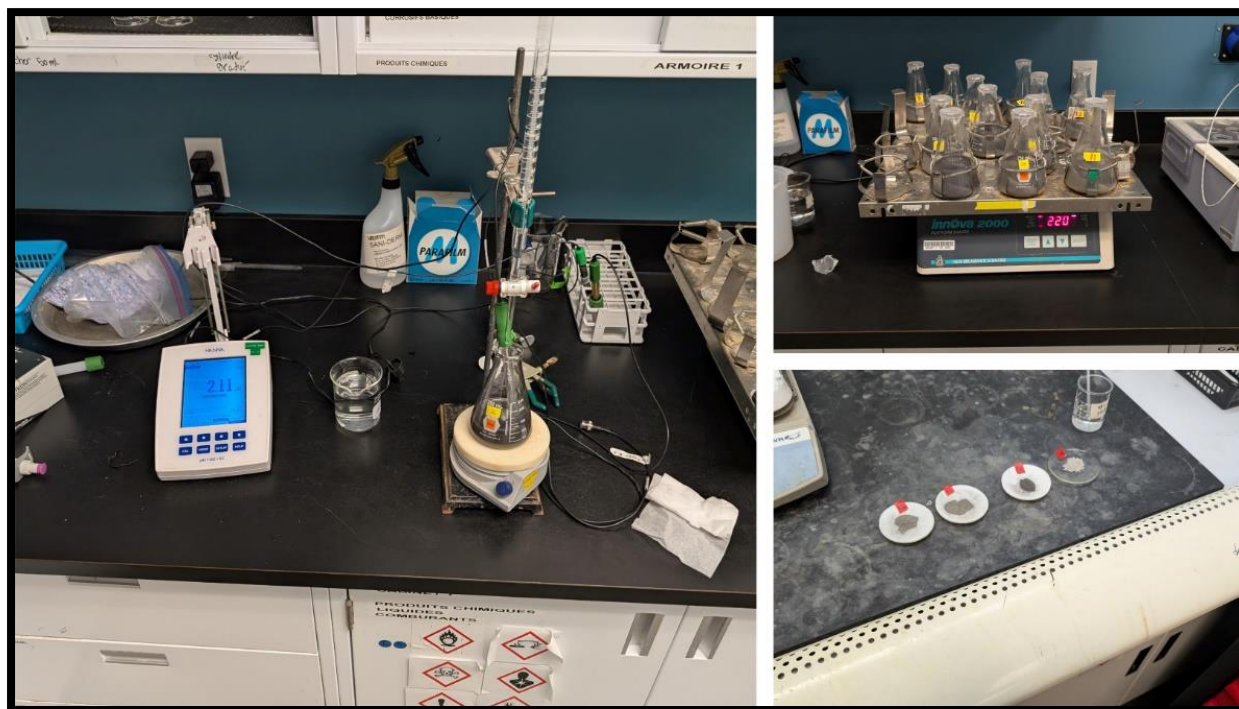


Figure 3.9 Détermination du pouvoir neutralisant (PN) par titrage en excès d'acide, préparation des fractions, agitation contrôlée et mesure du pH au laboratoire.

3.15.2 Potentiel de neutralisation par la méthode Sobek à cinétique prolongée

Un essai de potentiel de neutralisation à cinétique prolongée a été réalisé afin d'estimer la capacité neutralisante mobilisable sur une durée plus longue que celle de l'essai statique PN à 24 h. Cette approche a été appliquée à 23 aliquotes selon la méthode V_{HCl} avec ajustement périodique du pH, fondée sur des taux d'effervescence calculés chimiquement (test de fizz) (Sobek et al., 1978; Lawrence et Wang, 1997; Price, 1997, 2009).

Pour chaque aliquote, une masse de 1 g d'échantillon a été introduite dans un erlenmeyer de 250 mL, puis additionnée de 50 mL d'eau déionisée. Le volume initial de HCl, noté V_{HCl} , a été calculé selon la méthode retenue, puis ajouté au début de l'essai. Les suspensions ont ensuite été placées sur un agitateur rotatif à environ 220 rpm pendant une semaine. Le pH a été mesuré au temps initial,

puis réajusté à $2,00 \pm 0,02$ aux temps de suivi de 48 h, 96 h, 144 h et 192 h. Les volumes additionnels de HCl nécessaires à ces ajustements ont été consignés afin de quantifier la consommation progressive d'acide par les phases neutralisantes.

À la fin de la phase de réaction prolongée, les suspensions ont été filtrées. Les filtrats ont d'abord été titrés avec une solution de NaOH jusqu'à pH = 5, sous agitation constante. Une oxydation contrôlée a ensuite été réalisée par ajout d'environ 5 mL de H₂O₂ à 30 %, suivie d'un temps de repos d'environ une heure. Une seconde titration au NaOH a été conduite jusqu'à pH = 7,0, sur une période de 1 h, ou jusqu'à stabilisation du pH. Après repos, le pH a été vérifié de nouveau et corrigé, si nécessaire, par des ajouts complémentaires de NaOH. Des ajouts additionnels de H₂O₂, suivis de vérifications et d'ajustements du pH, ont été répétés jusqu'à l'absence de baisse du pH et à l'obtention d'une valeur stable à pH 7,0.

Le volume total de HCl utilisé correspond à la somme du volume initial calculé et des volumes ajoutés lors des ajustements périodiques du pH :

$$V_{HCl, total} = V_{HCl, initial} + V_{HCl, 48 \text{ h}} + V_{HCl, 96 \text{ h}} + V_{HCl, 144 \text{ h}} + V_{HCl, 192 \text{ h}} \quad (3.2)$$

Le volume total de NaOH utilisé pour le calcul correspond à la somme des volumes consommés lors des différentes étapes de titration :

$$V_{NaOH, total} = V_{NaOH, pH \ 5} + V_{NaOH, pH \ 7} + V_{NaOH, ajustements} \quad (3.3)$$

Le potentiel de neutralisation final a ensuite été calculé selon l'équation suivante :

$$PN = \frac{(N_{HCl} \times V_{HCl, total}) - (N_{NaOH} \times V_{NaOH, total})}{m} \times 50 \quad (3.4)$$

Où *PN* correspond au potentiel de neutralisation exprimé en kg CaCO₃/t, *N_{HCl}* et *N_{NaOH}* aux normalités respectives du HCl et du NaOH, *V_{HCl, total}* au volume total de HCl ajouté au cours de l'essai, *V_{NaOH, total}* au volume cumulé de NaOH utilisé lors des titrations, et *m* à la masse sèche de l'échantillon. Dans cette étude, *m* correspond à 1 g. Cette méthode permet ainsi d'intégrer une composante cinétique au calcul du potentiel de neutralisation, en tenant compte de la dissolution progressive des phases neutralisantes sous conditions acides contrôlées.

L'assurance et le contrôle de la qualité ont été réalisés par l'analyse du matériau de référence certifié NBM-1. Les résultats obtenus pour ce standard ont été comparés à la valeur certifiée de 72,1 et considérés acceptables lorsqu'ils se situaient dans une marge de $\pm 10 \%$. Cette vérification

a permis d'évaluer la justesse des mesures et la fiabilité des données avant leur interprétation géochimique.

3.15.3 Estimation du potentiel de neutralisation théorique à partir du carbone total, exprimé en équivalent CaCO_3

Le potentiel de neutralisation théorique, exprimé en équivalent CaCO_3 , a été estimé à partir de la teneur en carbone total mesurée par ELTRA selon l'équation suivante :

$$\text{PN}_{\text{Ctotal}} = 83,3 \times \text{C}_{\text{total}} (\%) \quad (3.5)$$

où :

$\text{PN}_{\text{Ctotal}}$ est exprimé en $\text{kg CaCO}_3/\text{t}$;

C_{total} correspond à la teneur en carbone total mesurée par ELTRA, en pourcentage massique.

Le facteur de conversion 83,3 est obtenu à partir du rapport entre la masse molaire du CaCO_3 et celle du carbone, puis de la conversion du pourcentage massique en kg/t , selon l'équation :

$$83,3 = 100,09 / 12,01 \times 10 \quad (3.6)$$

où :

100,09 correspond à la masse molaire du CaCO_3 , en g/mol ;

12,01 correspond à la masse molaire du carbone, en g/mol ;

le facteur 10 permet de convertir une teneur exprimée en pourcentage massique en kg/t .

Cette estimation exprime la quantité théorique de CaCO_3 équivalente à la teneur en carbone total mesurée. Elle ne permet toutefois pas de distinguer le carbone associé aux minéraux carbonatés du carbone présent sous d'autres formes, notamment le graphite. Elle doit donc être interprétée comme un indicateur théorique complémentaire et non comme une mesure directe de la teneur en carbonates ou du potentiel de neutralisation effectivement disponible.

Le potentiel de génération d'acide a été évalué à partir du bilan acide-base. Cette approche permet de comparer le potentiel d'acidification (PA), associé à la teneur en soufre, au potentiel de neutralisation (PN) mesuré expérimentalement. Les résultats obtenus servent à classer les

matériaux comme potentiellement générateurs d'acide (PGA) ou non potentiellement générateurs d'acide (NPGA) (Sobek et al., 1978; Price, 1997, 2009).

Le PA a été calculé à partir de la teneur en soufre total selon l'équation suivante :

$$PA = 31,25 \times S_{\text{total}} \quad (3.7)$$

où PA est exprimé en kg CaCO₃/t et S_{total} correspond à la teneur en soufre total, exprimée en pourcentage massique. Cette relation représente l'acidité théoriquement produite par l'oxydation complète du soufre, exprimée en équivalent CaCO₃.

Pour l'évaluation du bilan acide-base, la valeur de PN retenue correspond à celle jugée la plus représentative parmi les essais disponibles. Ainsi, 22 échantillons ont été évalués à partir du PN obtenu par l'essai à cinétique prolongée, afin de mieux prendre en compte la neutralisation mobilisable sur une période plus longue. Pour les 8 autres échantillons, le PN statique a été utilisé.

À partir des valeurs de PA et de PN, deux indicateurs ont été calculés. Le rapport du potentiel de neutralisation (RPN) est défini comme suit :

$$RPN = PN / PA \quad (3.8)$$

Le potentiel net de neutralisation (PNN) est calculé selon l'équation suivante :

$$PNN = PN - PA \quad (3.9)$$

Le RPN représente le rapport entre la capacité de neutralisation du matériau et son potentiel d'acidification, tandis que le PNN exprime le bilan net entre ces deux composantes. Un PNN positif indique que le potentiel de neutralisation est supérieur au potentiel d'acidification, alors qu'un PNN négatif traduit une prédominance du potentiel acidifiant. Ces deux indicateurs ont été utilisés conjointement pour établir la classification géochimique des échantillons (Price, 1997, 2009).

3.16 Contenu total en contaminants inorganiques (mg/kg)

La quantification du contenu total en contaminants sert (1) à établir le profil chimique global des stériles, (2) à sélectionner les éléments d'intérêt environnemental à suivre en lixiviation, et (3) à contextualiser les résultats d'extraction (rapport masse totale vs fraction mobilisable) (MELCC, 2020). Conformément au *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non*

dangereuses de source industrielle comme matériau de construction (MENV, 2002), la mesure des métaux totaux et éléments traces constitue une étape obligatoire de caractérisation, notamment pour des contaminants inorganiques tels que Pb, As, Cd, Cr, Ni et Cu.

Les éléments dosés comprennent notamment Ag, Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, Tl, U, V, Y, Zn et Zr. Ces résultats ont permis de caractériser la composition chimique totale des stériles et de comparer les concentrations obtenues aux critères de référence applicables dans le cadre de l'évaluation environnementale et de la valorisation des matériaux (MELCC, 2020).

Les concentrations totales, exprimées en mg/kg, ont ensuite été comparées aux critères A–B–C applicables à l'évaluation des sols. Dans ce cadre, le critère A correspond à la teneur de fond géochimique propre à la Province de Grenville, tandis que les critères B et C correspondent aux seuils réglementaires de référence. Ces critères sont mobilisés dans le cadre du guide de valorisation afin d'appuyer l'évaluation environnementale des matériaux, en complément des critères propres au guide lorsque ceux-ci sont requis (MENV, 2002). Les valeurs de référence associées aux seuils A, B et C pour les principaux contaminants (teneurs de fond – Grenville et critères du RPRT, annexes I et II) sont synthétisées au tableau 3.2. Ce classement fournit une lecture de premier niveau des dépassements potentiels et soutient le classement préliminaire et l'orientation des usages admissibles (MENV, 2002).

Tableau 3.2 Seuils A, B et C (mg/kg) pour les contaminants : teneurs de fond (Grenville) et critères du RPRT (annexes I et II) (Beaulieu, 2021)

Contaminant	A (mg/kg) (Teneur de fond – Grenville)	B (mg/kg) (RPRT, annexe I)	C (mg/kg) (RPRT, annexe II)
Ag	2	20	40
As	10	30	50
Ba	200	500	2 000
Cd	0,9	5	20

Tableau 3.2 Seuils A, B et C (mg/kg) pour les contaminants : teneurs de fond (Grenville) et critères du RPRT (annexes I et II) (Beaulieu, 2021) (suite)

Contaminant	A (mg/kg) (Teneur de fond – Grenville)	B (mg/kg) (RPRT, annexe I)	C (mg/kg) (RPRT, annexe II)
Co	25	50	300
Cr (total)	45	250	800
Cu	50	100	500
Sn	5	50	300
Mn	1 000 (1 445) ¹	1 000	2 200
Hg	0,6	2	10
Mo	6	10	40
Ni	30	100	500
Pb	50	500	1 000
Se	3	3	10
Zn	120	500	1 500

¹ : Pour le manganèse, la teneur de fond naturelle indiquée entre parenthèses (1 445 mg/kg) est supérieure à la valeur du critère B (1 000 mg/kg). Dans ce cas, le critère B a été retenu comme valeur de référence.

3.17 Essais de lixiviation

Les essais de lixiviation réalisés dans le cadre de cette étude visaient à quantifier la fraction mobilisable des contaminants inorganiques présents dans les stériles, exprimée en mg/L dans les lixiviats, afin de documenter leur comportement environnemental lors d'un contact eau–solide. Trois essais complémentaires ont été retenus, soit la lixiviation à l'eau en conditions neutres (CTEU-9), la lixiviation simulant des précipitations acides (SPLP) et la lixiviation en milieu acide

acétique (TCLP). Cette approche permet d'évaluer la mobilité des contaminants dans des contextes chimiques contrastés, allant d'un milieu aqueux neutre à des conditions acidifiées plus sévères. Conformément à la logique du *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction*, ces essais s'inscrivent dans une démarche de classification environnementale et d'évaluation de l'acceptabilité des matériaux en vue de leur valorisation. Le choix et l'interprétation des essais acidifiés tiennent notamment compte de la capacité de neutralisation du matériau, le seuil opérationnel de 3 eq/kg servant de repère pour orienter le choix de l'essai et le cadre d'interprétation retenu (MENV, 2002; CEAEQ, 2023).

La sélection des échantillons soumis aux essais de lixiviation a porté sur un total de 12 échantillons. Parmi ceux-ci, 9 échantillons ont été retenus afin de représenter les groupes identifiés par l'analyse UMAP, soit les grappes C1, C2 et C3. Les 3 autres échantillons correspondent à une sélection ciblée fondée sur la lithologie dans la fosse F4. Cette stratégie visait à comparer le comportement des matériaux entre les groupes géochimiques identifiés, tout en intégrant des échantillons sélectionnés sur une base lithologique.

Dans cette étude, les concentrations mesurées dans les lixiviats ont été interprétées par comparaison aux critères de qualité de l'eau utilisés comme seuils de référence, en particulier aux normes de potabilité, conformément au cadre méthodologique retenu pour l'évaluation environnementale. Le tableau 3.3 présente les seuils de potabilité applicables aux paramètres inorganiques considérés ainsi que les valeurs correspondantes à 10 fois la norme de potabilité, utilisées lorsque requis selon le scénario de lixiviation et le contexte d'interprétation (Gouvernement du Québec, 2025a).

Tableau 3.3 Seuils de potabilité applicables aux paramètres inorganiques retenus et valeurs correspondantes à 10 fois la norme de potabilité utilisées pour l'interprétation des essais de lixiviation (Gouvernement du Québec, 2025a).

Seuil de potabilité (mg/L)	Seuil x10 (mg/L)	Paramètres
0,001	0,01	Mercure (Hg)
0,005	0,05	Cadmium (Cd), Plomb (Pb)
0,01	0,1	Arsenic (As), Sélénium (Se)
0,02	0,2	Uranium (U)
0,05	0,5	Chrome (Cr)
0,2	2	Cyanures
1	10	Baryum (Ba), Cuivre (Cu), Nitrites*
1,5	15	Fluorures
5	50	Bore (B)
10	100	Nitrates + nitrites*

3.17.1 Lixiviation à l'eau – CTEU-9 (conditions neutres)

L'essai de lixiviation à l'eau CTEU-9 a été réalisé afin d'évaluer la mobilité des espèces inorganiques en conditions neutres, par mise en contact du matériau solide avec un lixiviant aqueux ajusté à pH neutre. L'essai a été réalisé conformément à la méthode MA.100 – Lix.Com.1.1 du CEAEQ et à la procédure opératoire interne de l'URSTM. Douze échantillons ont été soumis à cet essai. Pour chacun d'eux, une masse de 40 g de matériau, préalablement broyé à 150 µm et homogénéisé, a été introduite dans une bouteille en polyéthylène haute densité (HDPE) de 1 L identifiée au numéro de l'échantillon et à la mention « CTEU-9 ». Le lixiviant utilisé correspondait à de l'eau déminéralisée neutralisée, préparée juste avant le lancement des lixiviations par ajustement goutte à goutte du pH avec une solution de NaOH 0,1 N jusqu'à l'obtention d'un pH de $7,00 \pm 0,50$. Un volume de 160 mL de cette solution a ensuite été ajouté à chaque échantillon,

ce qui correspond à un rapport solide/liquide de 1:4. Les bouteilles ont été fermées, placées de manière symétrique sur l'appareil de lixiviation afin d'équilibrer la charge, puis soumises à une agitation par culbutage pendant 7 jours $\pm$ 2 h. À l'issue de la lixiviation, la solution a été laissée au repos pendant 2 heures afin de favoriser la décantation du solide. Une aliquote d'environ 25 mL de phase liquide a ensuite été prélevée afin de mesurer le pH post-lixiviation. Le lixiviat a finalement été filtré sur membrane de 0,45 μ m et conditionné conformément aux exigences analytiques en vue de la détermination des espèces dissoutes par ICP-OES et chromatographie ionique (CEAEQ, 2023).

En pratique, la filtration sur membranes à seringue s'est révélée peu adaptée à cette matrice en raison d'un colmatage rapide provoqué par les particules fines en suspension, ce qui limitait fortement le volume de filtrat récupérable après quelques gouttes seulement. La procédure a donc été adaptée par le recours à une filtration sous vide sur membrane de 0,45 μ m, afin d'améliorer l'efficacité de la séparation liquide-solide et d'obtenir un volume de filtrat suffisant pour les analyses. Cette adaptation concerne l'étape opératoire de filtration et ne modifie pas le principe de l'essai.

Dans le cadre de l'évaluation de la mobilité, les concentrations mesurées dans les lixiviats issus de l'essai CTEU-9, exprimées en mg/L, ont été interprétées par comparaison aux seuils de potabilité applicables. Selon le guide de valorisation, le test de lixiviation à l'eau doit satisfaire aux critères de potabilité pour les paramètres suivis afin que le matériau franchisse cette étape de l'évaluation environnementale (MENV, 2002).

3.17.2 Lixiviation à l'eau acide – SPLP (EPA 1312)

L'essai de lixiviation de type SPLP (*Synthetic Precipitation Leaching Procedure*) a été réalisé afin d'évaluer la mobilité des espèces inorganiques sous des conditions faiblement acides simulant l'infiltration par des précipitations synthétiques. Dans le cadre de cette étude, cet essai visait à documenter la fraction mobilisable des contaminants dans un scénario de contact eau–solide plus acide que la lixiviation à l'eau neutre, mais moins agressif que la lixiviation en milieu acétique.

L'essai a été réalisé conformément à la méthode MA.100 – Lix.Com.1.1 du CEAEQ et à la procédure opératoire interne de l'URSTM. Douze échantillons ont été soumis à cet essai. Pour chacun des échantillons, une masse de 20 g de matériau non séché a été utilisée. Les échantillons ont été préalablement concassés à une granulométrie d'environ 2,5 mm, soit une taille inférieure à

la limite maximale de 9,5 mm exigée par le protocole. Cette masse a ensuite été introduite dans des bouteilles de lixiviation de 1 L. Un volume de 400 mL d'un lixiviant composé d'un mélange $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{SO}_4$ ajusté à $\text{pH } 4,20 \pm 0,05$ a ensuite été ajouté, ce qui correspond à un rapport solide/liquide de 1:20. Les contenants ont été fermés, puis placés sur un appareil d'agitation par culbutage à 30 ± 2 rpm pendant une durée de 18 ± 2 h. À l'issue de la lixiviation, la suspension a été laissée au repos pendant 1 heure afin de favoriser la décantation du solide, puis le pH post-lixiviation a été mesuré. Le lixiviat a ensuite été filtré sur membrane de $0,45 \mu\text{m}$ et conditionné conformément aux exigences analytiques en vue de la détermination des paramètres dissous par ICP-OES et chromatographie ionique (CEAEQ, 2023).

Dans le cadre de l'évaluation de la mobilité, les concentrations mesurées dans les lixiviats issus du SPLP, exprimées en mg/L, ont été interprétées par comparaison aux seuils de potabilité selon le cadre du guide de valorisation. Plus précisément, le guide indique que les résultats du test de lixiviation simulant les pluies acides doivent demeurer inférieurs à 10 fois la norme de potabilité pour les paramètres suivis (MENV, 2002).

3.17.3 Lixiviation à l'acide acétique – TCLP (EPA 1311)

Dans le cadre de l'évaluation de la mobilité des contaminants en vue de la valorisation, aucun essai TCLP supplémentaire n'a été réalisé. Les mêmes 12 échantillons que ceux utilisés pour la vérification de la non-dangereuse réglementaire ont été retenus, et la méthodologie expérimentale appliquée est identique à celle décrite précédemment. Les mêmes lixiviats et les mêmes concentrations mesurées ont donc été exploités dans un objectif différent. Alors que, dans la section consacrée à la non-dangereuse, l'essai TCLP sert à vérifier la propriété « matière lixiviable » par comparaison aux seuils réglementaires du *Règlement sur les matières dangereuses*, il est utilisé ici pour apprécier la mobilité potentielle des contaminants dans une perspective de valorisation. Conformément à la logique du guide de valorisation, cette comparaison aux seuils de potabilité s'applique lorsque la capacité de neutralisation du matériau est inférieure à 3 eq/kg, ou lorsqu'elle n'a pas été déterminée. Pour les matériaux dont la capacité de neutralisation est supérieure à 3 eq/kg, le guide prévoit plutôt un essai en milieu acide acétique distinct, associé à un critère d'interprétation de 10 fois la norme de potabilité. La différence entre les deux usages ne réside donc ni dans les échantillons ni dans la procédure analytique, mais dans l'objectif de l'évaluation et dans le cadre d'interprétation retenu (USEPA, 1992; MENV, 2002; CEAEQ, 2023).

En complément de la démarche méthodologique présentée dans ce chapitre, le tableau 3.4 synthétise la répartition des échantillons sélectionnés selon les différentes analyses chimiques, minéralogiques et environnementales réalisées. Il permet ainsi d'identifier, pour chacun des secteurs F4, F6 et F12, les matériaux soumis aux analyses ICP-MS, aux essais de potentiel de neutralisation, aux mesures du soufre et du carbone, aux essais de lixiviation, ainsi qu'aux observations en lame mince et aux analyses par DRX. Le tableau 3.5 présente, quant à lui, les échantillons retenus pour représenter chacune des grappes géochimiques définies dans les secteurs étudiés. Ces deux tableaux assurent la traçabilité entre les regroupements géochimiques obtenus, la sélection des échantillons et les analyses réalisées par la suite.

Tableau 3.4 Répartition des échantillons sélectionnés pour les analyses chimiques, minéralogiques et environnementales selon les fosses F4, F6 et F12

Analyse / Fosse	ICP-MS	PN	PN allongé	S/C (ELTRA)	TCLP, SPLP, CTEU-9,	Lame mince	DRX
F4	C1, C2, C3 01-28-30 17-18-18.5 19-77.5-78 20-11.5-12 28-11-11.5 28-13-13.5 37-36-36.6 37-39.5-40 41-17.6-21 49-21-21.5 51-71-72 54-33-34	C1, C2, C3 01-28-30 17-18-18.5 19-77.5-78 20-11.5-12 28-11-11.5 28-13-13.5 37-36-36.6 37-39.5-40 41-17.6-21 49-21-21.5 51-71-72 54-33-34	C1, C2, C3 01-28-30 19-77.5-78 20-11.5-12 37-36-36.6 37-39.5-40 49-21-21.5 51-71-72	C1, C2, C3 01-28-30 17-18-18.5 19-77.5-78 20-11.5-12 28-13-13.5 37-36-36.6 37-39.5-40 41-17.6-21 49-21-21.5 51-71-72 54-33-34	C1, C2, C3 20-11.5-12 37-36-36.6 54-33-34	7-21-21.5 54-33-34	C1 C2
F6	C1, C2, C3 A04	C1, C2, C3 A09 A10 T08 T10 T12	C1, C2, C3 A09 A10	C1, C2, C3 A09 A10 T08 T10 T12	C1, C2, C3	A03 A04	
F12	C1, C2, C3 P22 TF3 TF11	C1, C2, C3 P06 TF3 TF11	C1, C2, C3 P06 TF3 TF11	C1, C2, C3 P06 TF3 TF11	C1, C2, C3	P03 P22	

Tableau 3.5 Échantillons sélectionnés pour représenter les grappes géochimiques des fosses F4, F6 et F12

Fosse	Échantillon sélectionné
F4-C1	F4-17-21-21.5, F4-20-15-15.5, F4-28-11-11.5, F4-49-23.03-23.53
F4-C2	F4-17-18-18.5, F4-20-50.47-51, F4-37-39.59-40.09, F4-49-21.43-21.93
F4-C3	F4-2-13-13.41, F4-54-33.92-34.42
F6-C1	A05, A10, A16, T06, T12
F6-C2	A03, A07, A13, A19
F6-C3	A04, A09, A11, A20, T10
F12-C1	P07, P11, P19, P24
F12-C2	P02, P03, P22, TF11
F12-C3	P01, P04, P18, TF09

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Ce chapitre présente les résultats obtenus à partir des travaux de caractérisation réalisés sur les stériles de la mine de graphite du Lac des Îles. Les résultats sont organisés selon une progression logique, allant des observations de terrain jusqu'à l'évaluation du comportement environnemental des matériaux. L'objectif est de documenter la variabilité lithologique, géochimique et géoenvironnementale des stériles provenant des fosses F4, F6 et F12, afin d'appuyer l'évaluation de leur potentiel de valorisation.

Les premières sections décrivent les observations lithologiques réalisées sur le terrain ainsi que le contrôle de qualité des mesures FRXp. Les données géochimiques sont ensuite analysées par fosse à l'aide de statistiques descriptives, puis traitées par des méthodes multivariées, notamment la transformation CLR, la projection UMAP et la classification par K-means. Cette approche permet d'identifier des groupes d'échantillons présentant des signatures géochimiques similaires et de les comparer aux informations lithologiques disponibles.

Enfin, le chapitre présente les résultats des analyses environnementales, incluant la non-dangerosité réglementaire, les teneurs en soufre total, le potentiel de neutralisation, le potentiel de génération d'acide, le contenu total en contaminants inorganiques et les essais de lixiviation. Ces résultats permettent d'identifier les paramètres limitants pour chaque fosse et constituent la base de la discussion sur le potentiel de valorisation des matériaux présentée au chapitre suivant.

4.1 Observations de terrain et caractérisation lithologique

4.1.1 Fosse F4

La fosse F4 se distingue des autres secteurs étudiés par la nature des matériaux échantillonnés, ceux-ci étant issus de carottes de forage plutôt que de haldes à stériles. Les intervalles retenus correspondent à des sections sélectionnées des matériaux considérés comme stériles dans le cadre de l'étude, afin de documenter les stériles susceptibles d'être générés lors du développement projeté du secteur. Les intervalles présentant visuellement des teneurs élevées en graphite ont été exclus de la sélection.

Les observations effectuées sur les carottes indiquent que la fosse F4 est dominée par des gneiss à biotite, tandis que les pegmatites constituent le second type lithologique le plus fréquemment observé. Certains intervalles dans les gneiss ont également présenté une réponse magnétique

perceptible, suggérant la présence locale de phases ferrières magnétiques. Des réactions ponctuelles à l'acide chlorhydrique ont par ailleurs été observées sur quelques échantillons, indiquant la présence localisée de calcite. La rareté de ces réactions suggère toutefois que les phases carbonatées demeurent secondaires à l'échelle de la fosse.

Le graphite a été observé ponctuellement dans certains intervalles des gneiss, sans constituer une composante dominante de l'ensemble des échantillons. D'après les observations de terrain, sa présence semble davantage associée à certains niveaux marbreux qu'aux pegmatites, dans lesquelles il n'a pas été observé. Les gneiss peuvent également en contenir, mais généralement en faibles proportions.

4.1.2 Fosse F6

Les observations de terrain réalisées dans la halde F6 montrent que ce secteur correspond à un assemblage lithologique hétérogène, composé principalement de gneiss, de roches calco-silicatées et de quelques pegmatites. Parmi les gneiss observés, les gneiss à biotite et les gneiss à grenat grossier figurent parmi les lithologies les plus représentées. Des accumulations locales de matériaux fins ont également été observées au sein de la halde, principalement en surface et entre les blocs, traduisant une variabilité granulométrique susceptible d'influencer les propriétés géochimiques et environnementales des matériaux. Cet ensemble témoigne de la coexistence, au sein d'un même dépôt, de matériaux présentant une diversité lithologique, minéralogique et granulométrique.

Les observations indiquent également que la halde renferme à la fois des matériaux anciens altérés et des matériaux plus frais, sans séparation nette entre ces différentes composantes. À l'échelle de l'échantillonnage, aucune organisation spatiale simple des lithologies, ni des degrés d'altération n'a pu être mise en évidence. Le matériau se présente plutôt comme un mélange hétérogène au sein duquel plusieurs faciès coexistent localement. Dans ce contexte, l'échantillonnage a été réalisé à partir du matériau effectivement observé à chaque point, afin de représenter au mieux cette variabilité de terrain.

La présence ponctuelle de niveaux marbreux faiblement graphitiques constitue un élément important de cette hétérogénéité. Des roches calco-silicatées ont également été reconnues localement, notamment à partir de leur réaction à l'acide chlorhydrique, ce qui indique la présence de phases carbonatées dans certains secteurs. Les pegmatites, bien que moins abondantes,

contribuent également à la diversité lithologique de l'ensemble. Ainsi, la fosse F6 ne correspond pas à une lithologie dominante unique, mais à un assemblage de matériaux contrastés, tant sur le plan lithologique que sur celui de l'altération.

4.1.3 Fosse F12

Les observations réalisées dans la fosse F12 indiquent que ce secteur correspond au dépôt le plus ancien et au plus altéré parmi les fosses étudiées. Il se distingue également par une forte variabilité granulométrique, marquée par la coexistence de matériaux fins et de matériaux plus grossiers. Cette hétérogénéité s'exprime ainsi non seulement sur le plan lithologique, mais également sur le plan textural et de l'altération.

Sur le plan lithologique, la fosse F12 est dominée par l'association de gneiss à biotite et de marbres graphitiques. Des niveaux localement très riches en graphite ont également été observés sous forme de matériaux friables. Les tranchées réalisées dans ce secteur ont par ailleurs mis en évidence, en profondeur, des zones enrichies en graphite ainsi que de gros blocs de marbre contenant peu ou pas de graphite. Ces observations montrent que les matériaux de F12 ne constituent pas un ensemble uniforme, mais correspondent à une juxtaposition de faciès contrastés comme la fosse F6.

La présence conjointe de lithologies graphitiques, des pegmatites, des niveaux marbreux plus pauvres en graphite et de gneiss à biotite indique une variabilité importante de la composition minéralogique au sein du dépôt. Cette organisation reflète un mélange de matériaux d'origines lithologiques distinctes, auquel s'ajoute l'effet d'une altération plus avancée dans cette fosse. L'ensemble confère à F12 une signature de terrain plus contrastée que celle de F4, et plus marquée sur le plan de l'altération que celle de F6.

4.2 Contrôle de la qualité analytique de l'appareil FRXp

À la suite de la description des matériaux échantillonnés, le contrôle de qualité analytique vise à évaluer la fiabilité des données obtenues par FRXp. Cette évaluation repose sur les mesures répétées du matériau de référence certifié SDAR-M2, réalisées au minimum trois fois par séquence d'environ 30 mesures. Elle permet de distinguer deux aspects complémentaires : la stabilité analytique des mesures répétées et leur justesse par rapport aux valeurs certifiées.

La stabilité analytique a été évaluée à l'aide du rRSD, calculé comme un écart-type relatif robuste. Cet indicateur renseigne sur la dispersion des mesures répétées autour d'une valeur centrale

robuste. Il permet donc de vérifier si l'appareil produit des résultats stables au cours de la campagne, indépendamment de l'écart entre la moyenne mesurée et la valeur certifiée. La justesse analytique a été évaluée séparément à partir du écart relatif, calculé entre la moyenne mesurée et la valeur de référence du standard.

Les résultats du tableau 4.1 montrent que plusieurs éléments présentent une bonne stabilité analytique. Les rRSD du K, du Fe, du Si, du Ti et du Ca varient entre 1 et 5 %, ce qui indique une faible dispersion des mesures répétées. Le Fe et le Ti présentent également des écart relatifs faibles, respectivement de 5,6 % et 0 %, traduisant une bonne concordance entre les moyennes mesurées et les valeurs certifiées.

Tableau 4.1 Résultats du contrôle de qualité analytique du standard certifié SDAR-M2.

Élément	Nombre de mesures	Moyenne des mesures (%)	Valeur de référence (%)	Écart-type (%)	rRSD (%)	Écart relatif (%)
Fe	102	1,9	1,8	0,3	2	5,6
Al	102	5,2	6,6	9,2	8	-21,2
Si	101	30,7	34,3	1,8	4	-10,5
Ca	95	0,8	0,6	0,9	5	33,3
Mg	22	0,8	0,3	0,2	23	166,7
K	95	3,6	4,2	0,5	1	-14,3
Ti	96	0,2	0,2	0,1	4	0

Pour certains éléments, les mesures demeurent relativement stables, mais autour d'une valeur moyenne décalée par rapport à la valeur de référence. C'est le cas du Si et du K, qui présentent des rRSD faibles de 4 % et 1 %, mais des écart relatifs négatifs de -10,5 % et -14,3 %. Ces résultats indiquent que les mesures sont répétables, mais qu'elles tendent à sous-estimer les valeurs certifiées. L'Al suit une tendance comparable, avec un rRSD de 8 % et un écart relatif de -21,2 %, indiquant une sous-estimation plus marquée malgré une dispersion robuste modérée.

À l'inverse, le Ca et le Mg présentent des écarts relatifs positifs, respectivement de 33,3 % et 166,7 %, indiquant une surestimation par rapport aux valeurs certifiées. Le Ca conserve toutefois une

dispersion faible, avec un rRSD de 5 %, ce qui suggère que les mesures sont stables, mais centrées autour d'une valeur supérieure à la référence. Le Mg présente la situation la moins favorable, avec un rRSD de 23 % et un écart relatif élevé. Cette variabilité doit être interprétée avec prudence, notamment en raison du nombre plus faible de mesures disponibles pour cet élément et son faible numéro atomique.

Dans l'ensemble, les résultats indiquent que l'appareil présente une stabilité analytique acceptable pour la majorité des éléments majeurs, comme le montrent les faibles valeurs de rRSD. Cependant, cette stabilité ne signifie pas nécessairement que les mesures sont exactes. Certains éléments montrent des mesures répétables, mais systématiquement décalées par rapport aux valeurs certifiées. Ces écarts de justesse, notamment pour Al, Ca et Mg, doivent donc être pris en compte dans l'interprétation des données obtenues par FRXp.

4.2.1 Magnésium (Mg)

Les résultats obtenus pour le magnésium montrent la variabilité la plus marquée parmi les éléments examinés (figure 4.1). La série analytique est caractérisée par l'alternance de valeurs nulles ou non quantifiables, correspondant à des concentrations inférieures à la limite de détection ou exclues lors du traitement des données, et de pics positifs parfois élevés. Cette distribution traduit une réponse discontinue et une reproductibilité limitée, et met en évidence une dispersion importante du signal qui distingue le Mg des autres éléments majeurs évalués.

Dans l'ensemble, les mesures du magnésium s'écartent fréquemment de la valeur certifiée et des intervalles de variation associés, sans tendance continue clairement définie au cours de la séquence analytique. Les écarts observés correspondent principalement à des fluctuations ponctuelles du signal plutôt qu'à une évolution progressive de la réponse instrumentale. Ces résultats indiquent une stabilité analytique plus faible pour le magnésium et conduisent à interpréter cet élément avec prudence dans l'exploitation quantitative des données.

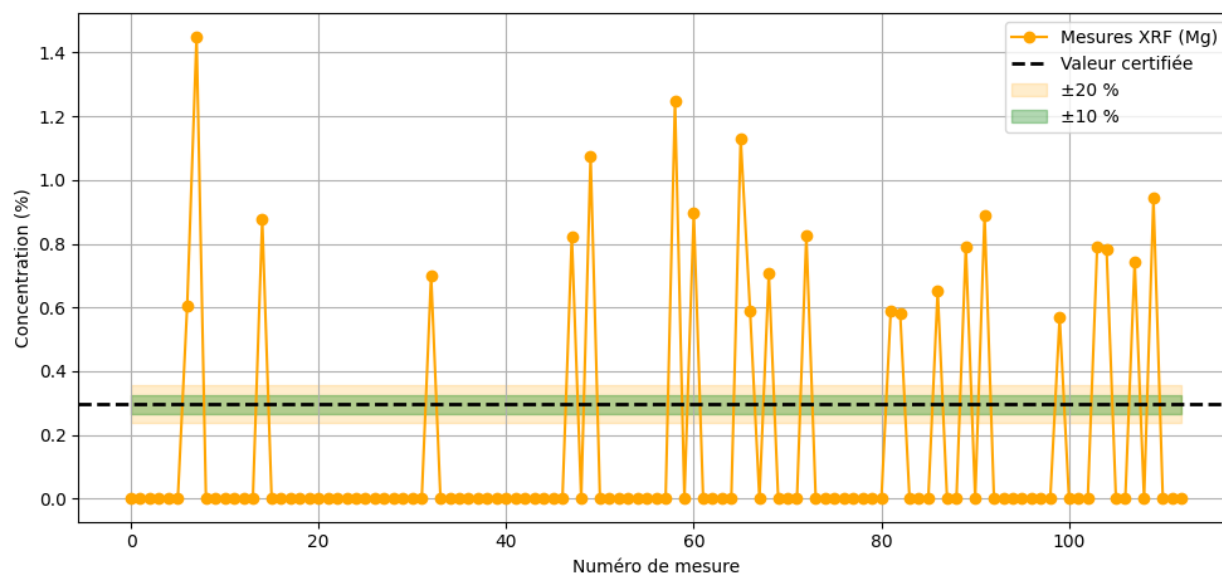


Figure 4.1 Contrôle analytique du Mg à partir du standard certifié SDAR-M2

Sur le plan analytique, ce comportement est cohérent avec la sensibilité plus élevée des éléments légers aux conditions de mesure. Dans le cas du magnésium, l'hélium est utilisé pour réduire l'absorption des rayonnements de faible énergie entre l'échantillon et le détecteur, ce qui améliore la détection de cet élément. En son absence, la distinction entre le signal analytique et le bruit instrumental devient plus difficile, en particulier à faible teneur. Dans ce contexte, la présence du magnésium a été considérée dans ce projet principalement comme une information qualitative plutôt que quantitative. Les pics enregistrés ne traduisent donc pas une dérive continue de l'appareil, mais plutôt des fluctuations ponctuelles du signal, ce qui suggère une précision analytique plus faible pour cet élément (Lavaure, 2024).

4.2.2 Aluminium (Al) et Silicium (Si)

L'aluminium montre une réponse analytique globalement plus stable que celle du magnésium sur la séquence de mesures présentée à la figure 4.2a. La majorité des valeurs demeure regroupée autour d'un niveau relativement constant, malgré la présence de quelques hausses ponctuelles. Cette observation est appuyée par le rRSD présenté au tableau 4.1, qui atteint 8 % pour l'aluminium, alors qu'il est de 23 % pour le magnésium. Ainsi, même si certaines valeurs isolées entraînent une dispersion importante des mesures d'aluminium, comme l'indique le RSD élevé de 177 %, le rRSD suggère une variabilité relative plus limitée que pour le magnésium. L'aluminium

peut donc être considéré comme un élément présentant une réponse analytique relativement stable, mais affectée localement par quelques valeurs atypiques.

Le silicium présente également un comportement globalement stable (figure 4.2b). Les mesures montrent une dispersion modérée autour d'une valeur centrale relativement constante, ce qui indique une bonne répétabilité. Certaines baisses ou hausses ponctuelles sont observées, mais elles restent isolées et ne traduisent pas de tendance durable. Malgré quelques écarts locaux, le silicium conserve ainsi un comportement analytique plus stable que celui du magnésium.

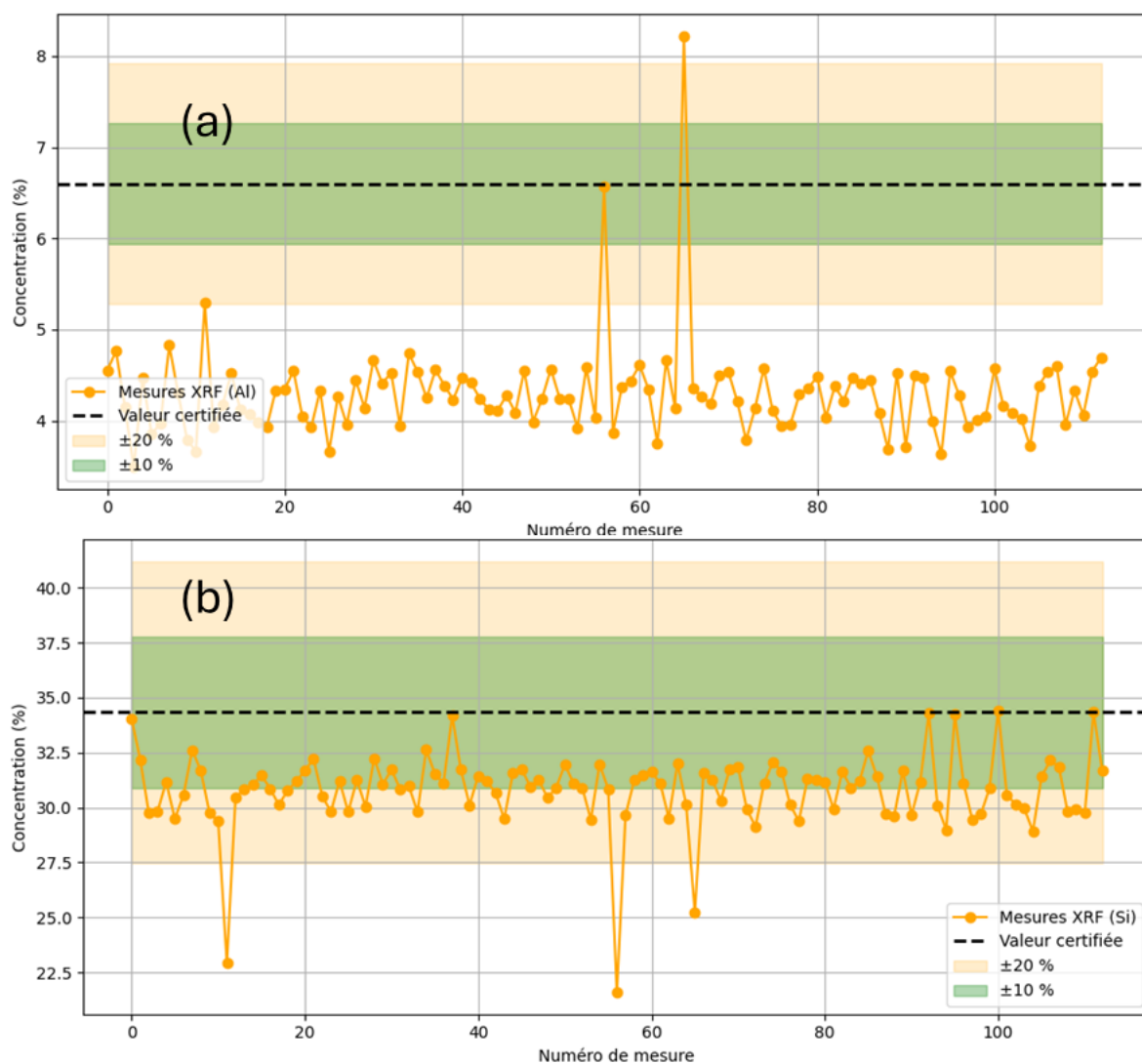


Figure 4.2 Contrôle de la reproductibilité analytique de (a) l'Al et (b) du Si à partir du standard certifié SDAR-M2.

4.2.3 Potassium (K) et Calcium (Ca)

Les résultats obtenus pour le potassium indiquent une stabilité analytique plus élevée que celle observée pour les éléments plus légers (figure 4.3a). La majorité des mesures se concentre dans un intervalle relativement restreint, traduisant un signal régulier et une bonne reproductibilité. La courbe met en évidence un niveau de réponse globalement constant, avec un léger décalage négatif par rapport à la valeur certifiée. Quelques chutes brusques, atteignant parfois des valeurs nulles, sont néanmoins observées, mais leur caractère ponctuel n'affecte pas la tendance générale. En dehors de ces événements isolés, le signal du potassium demeure homogène.

Le calcium présente un comportement comparable à celui du potassium (figure 4.3b). La plupart des mesures se situent à proximité de la valeur certifiée, avec une dispersion relativement limitée sur l'ensemble de la série. Quelques pics élevés et certaines baisses ponctuelles sont toutefois observés. Le caractère isolé de ces écarts indique qu'ils ne traduisent pas une modification durable de la réponse instrumentale. Dans l'ensemble, le calcium présente une stabilité analytique satisfaisante.

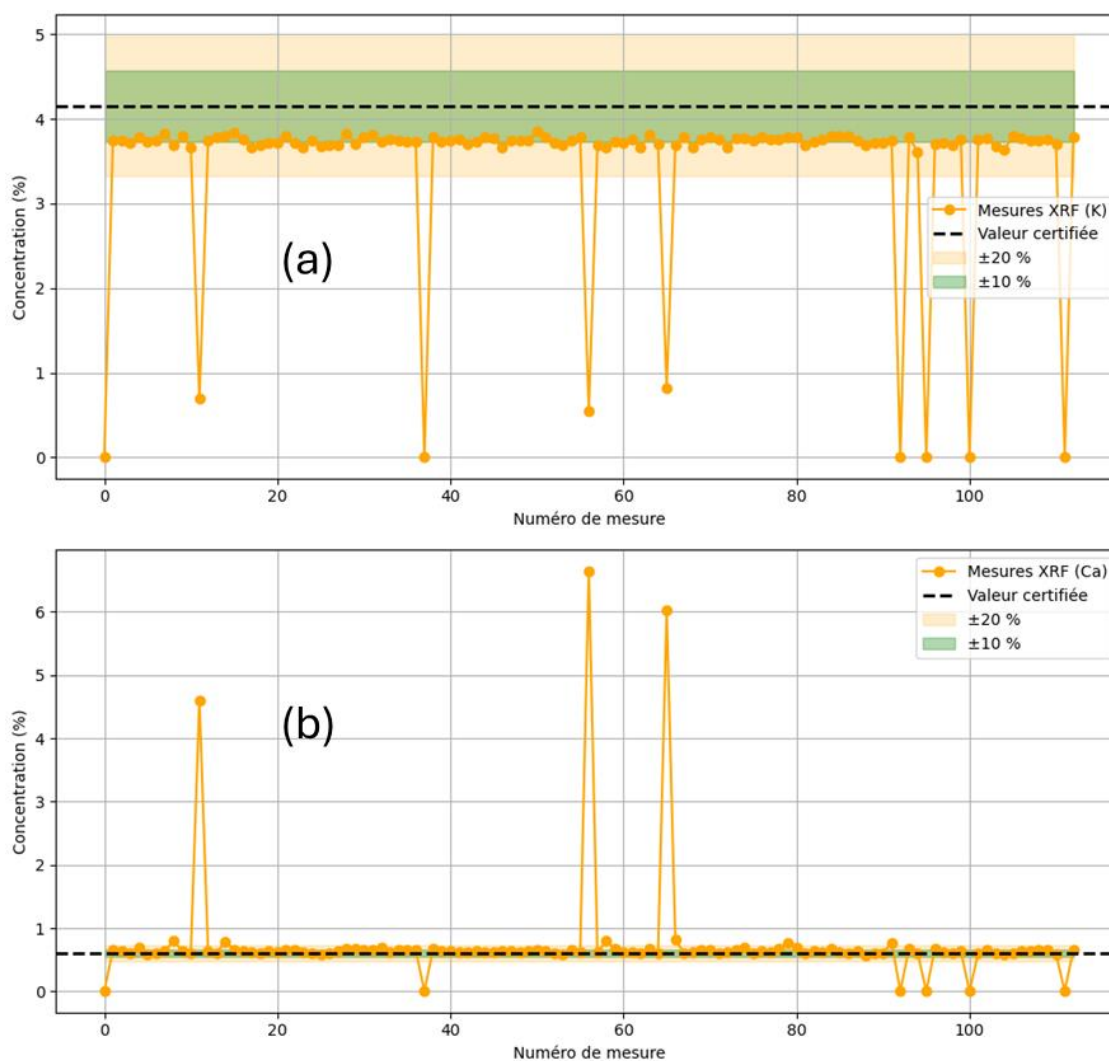


Figure 4.3 Contrôle de la reproductibilité analytique du (a) K et du (b) Ca à partir du standard certifié SDAR-M2

4.2.4 Titane (Ti) et Fer (Fe)

Le fer présente le comportement le plus stable parmi les éléments examinés (figure 4.4a). La quasi-totalité des mesures se concentre dans un intervalle étroit, très proche de la valeur certifiée, avec un léger décalage positif. Cette faible dispersion traduit une bonne constance de la réponse instrumentale au cours de la campagne. Quelques pics élevés sont observés à certains moments de la séquence, mais leur caractère ponctuel indique qu'ils n'affectent pas la tendance générale du signal. Le fer apparaît ainsi comme l'un des éléments les mieux reproduits parmi ceux évalués.

Le titane présente une série de mesures majoritairement regroupée autour d'une valeur légèrement inférieure à la concentration certifiée (figure 4.4b). La tendance générale demeure stable, avec une dispersion limitée pour la majorité des points. Quelques pics positifs marqués ainsi que certaines chutes ponctuelles jusqu'à des valeurs nulles sont toutefois observés. Ces écarts restent isolés et ne traduisent pas une dérive continue du signal. Dans l'ensemble, le titane présente un comportement analytique relativement constant, malgré la présence de quelques anomalies ponctuelles.

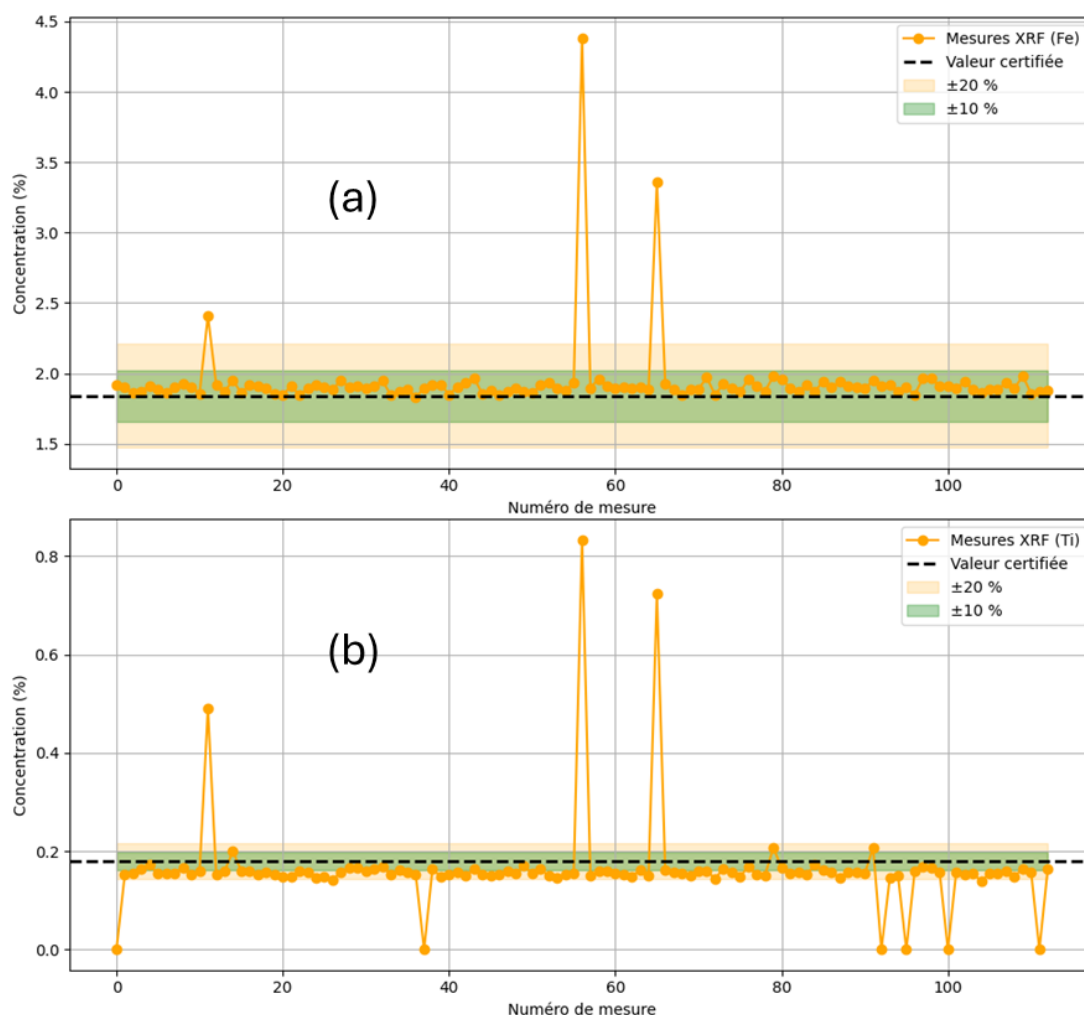


Figure 4.4 Contrôle de la reproductibilité analytique du (a) Fe et du (b) Ti à partir du standard certifié SDAR-M2

4.2.5 Synthèse des résultats

Dans l'ensemble, l'examen des éléments retenus met en évidence une variabilité analytique contrastée selon l'élément considéré. Le magnésium présente la dispersion la plus élevée, tandis

que l'aluminium, le silicium, le potassium, le calcium, le titane et, plus particulièrement, le fer montrent des réponses généralement plus régulières et une meilleure stabilité analytique (tableau 4.1). Ces différences peuvent notamment être associées aux performances du FRXp, dont la limite de détection varie selon l'élément analysé et tend généralement à être plus faible pour les éléments de numéro atomique plus élevé. La qualité des mesures dépend également de la concentration de l'élément, des effets de matrice, de la granulométrie et de l'état de la surface analysée. De plus, l'incertitude relative augmente lorsque les concentrations se rapprochent de la limite de détection, ce qui peut contribuer à la forte dispersion observée pour le magnésium (Lavaure, 2024).

Aucun recalibrage élémentaire n'a été appliqué, puisque les données du FRXp ont principalement été utilisées à des fins comparatives et exploratoires après transformation log-ratio centrée, et non pour déterminer des teneurs absolues ou établir une conformité réglementaire. Les résultats doivent néanmoins être interprétés en tenant compte des sous-estimations ou surestimations possibles, ainsi que des facteurs susceptibles d'influencer la réponse instrumentale. Cette démarche permet d'utiliser les mesures du FRXp pour comparer les signatures géochimiques relatives des échantillons, tout en réservant les analyses de laboratoire aux déterminations quantitatives (Lavaure, 2024).

4.3 Statistiques descriptives des éléments selon les fosses

Après validation de la base de données, l'analyse descriptive a été retenue pour les huit éléments mesurés de façon complète dans l'ensemble des échantillons. Les résultats sont présentés séparément selon les fosses, soit au tableau 4.2 pour la fosse F4, au tableau 4.3 pour la fosse F6 et au tableau 4.4 pour la fosse F12. Cette subdivision permet de comparer la structure des teneurs au sein de chaque ensemble et de mieux mettre en évidence les différences de comportement géochimique entre les fosses. Les boîtes à moustache et les histogrammes complètent cette lecture en précisant la forme des distributions, l'ampleur de la dispersion et l'éventuelle présence de valeurs extrêmes.

4.3.1 Distribution des éléments de la fosse F4

Le tableau 4.2 présente les statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les 39 échantillons de la fosse F4. La composition géochimique est dominée par le Si, dont la concentration moyenne atteint 31,4 %, pour une médiane de 31,6 %. Les teneurs varient de 16,7 à

40,6 %, tandis que le coefficient de variation de 17,1 % est le plus faible parmi les éléments étudiés. La proximité entre la moyenne et la médiane, associée à cette faible variabilité relative, indique une distribution relativement homogène du Si à l'échelle de la fosse.

Parmi les autres éléments, l'Al et le Ca présentent les concentrations moyennes les plus élevées, soit respectivement 4,1 et 3,8 %. Pour ces deux éléments, la médiane est de 2,6 %, donc inférieure à la moyenne. Cet écart traduit une dissymétrie des distributions vers les concentrations élevées, particulièrement marquée pour le Ca, dont la teneur maximale atteint 16,9 %. Le K et le Fe présentent des concentrations moyennes comparables, respectivement de 2,6 et 2,5 %, alors que le Mg atteint une moyenne de 1,9 %. Le S et le Ti sont présents à des concentrations moyennes plus faibles, respectivement de 0,9 et 0,3 %.

La variabilité relative est principalement associée au S et au Ca, dont les coefficients de variation atteignent respectivement 91,0 et 89,8 %. Les coefficients de variation du Ti, du K et du Fe demeurent également élevés, avec des valeurs respectives de 76,5, 74,2 et 70,2 %. Dans le cas du Ti, cette forte variabilité relative doit toutefois être considérée en fonction de sa faible concentration moyenne. Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que la composante silicatée est relativement constante, tandis que les éléments secondaires présentent une répartition plus hétérogène.

Tableau 4.2 Statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les échantillons de la fosse F4.

Élément	N	Moyenne (%)	Médiane (%)	Min (%)	Max (%)	Écart-type (%)	Coefficient de variation (%)
Si	39	31,4	31,6	16,7	40,6	5,4	17,1
Ca	39	3,8	2,6	0,8	16,9	3,4	89,8
Al	39	4,1	2,6	0,9	9,3	2,7	64,4
K	39	2,6	2,3	0,3	8,5	1,9	74,2
Fe	39	2,5	2,3	0,1	10,3	1,8	70,2
Mg	39	1,9	1,7	0,7	6,3	1,1	56,5
Ti	39	0,3	0,3	0,0	0,9	0,3	76,5
S	39	0,9	0,6	0,1	3,0	0,8	91,0

La figure 4.5 complète les statistiques descriptives en illustrant la forme et l'étendue des distributions. La boîte à moustaches du Si apparaît relativement resserrée comparativement à celles des autres éléments, malgré la présence de quelques échantillons moins riches en Si. À l'inverse, les distributions du Ca et de l'Al sont plus étendues. Le Ca se distingue notamment par plusieurs valeurs supérieures au reste de la distribution, ce qui explique l'écart observé entre sa moyenne et sa médiane.

Des valeurs ponctuellement élevées sont également observées pour le K, le Fe, le Mg et le S. Ces observations montrent que leur variabilité ne concerne pas uniformément l'ensemble des échantillons, mais résulte en partie d'enrichissements localisés. Le Ti demeure concentré à de faibles teneurs absolues, malgré une dispersion relative élevée. La figure met ainsi en évidence une matrice principalement silicatée, à laquelle se superposent des variations localisées de la composition en éléments secondaires.

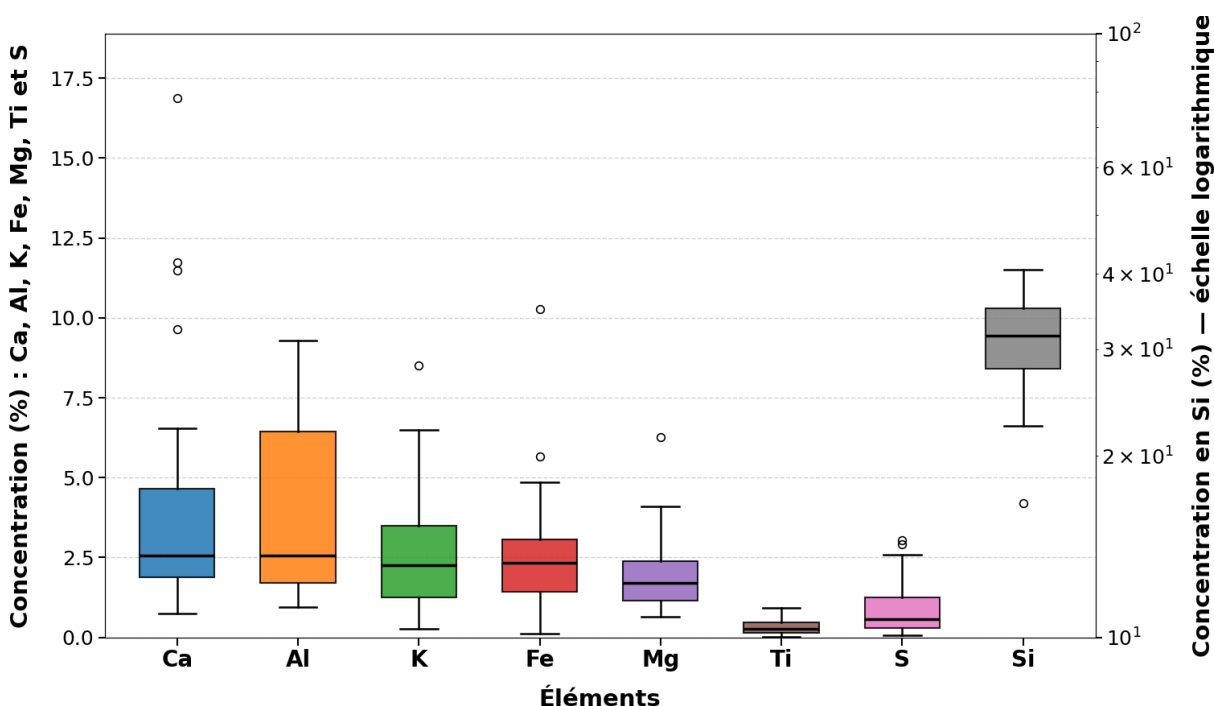


Figure 4.5 Boîtes à moustaches des concentrations des huit éléments mesurés par FRXp dans les échantillons de la fosse F4.

Le diagramme ternaire Si–Ca–S présenté à la figure 4.6 permet d'examiner conjointement les proportions relatives de ces trois éléments. La majorité des échantillons est regroupée à proximité du pôle Si, ce qui concorde avec la prédominance du silicium mise en évidence par les statistiques

descriptives. Le nuage de points se développe principalement le long de l'axe Si–Ca, tandis que les déplacements en direction du pôle S demeurent limités.

Quelques échantillons présentent une proportion relative plus importante de calcium et s'éloignent ainsi du regroupement principal. Cette configuration montre que les principales différences entre les échantillons concernent davantage la contribution relative du Ca que celle du S. Les faibles déplacements vers le pôle S indiquent que le soufre demeure généralement minoritaire par rapport au Si et au Ca, même si des enrichissements ponctuels sont observés dans les données individuelles.

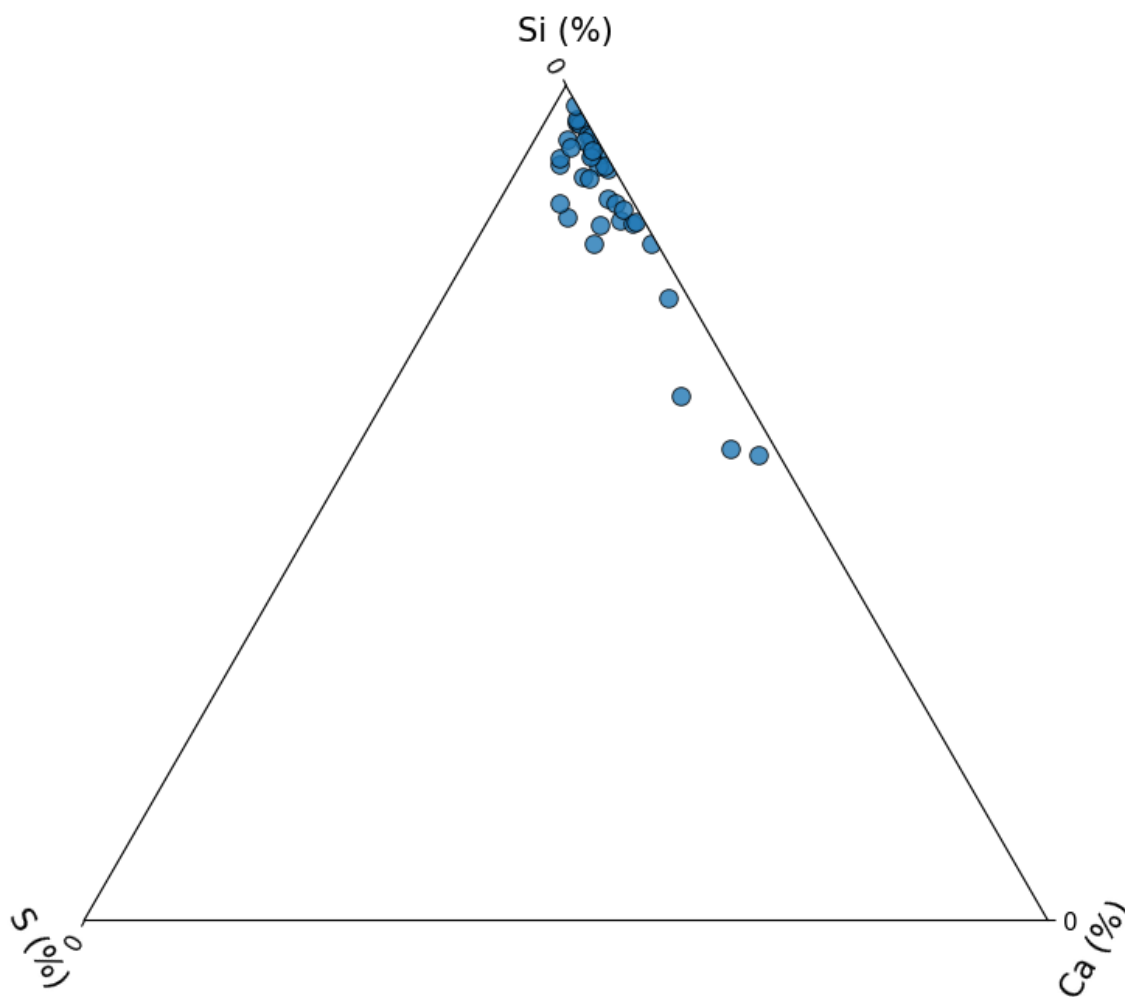


Figure 4.6 Diagramme ternaire Si–Ca–S des échantillons de la fosse F4.

Sur le plan environnemental, une proportion relative plus élevée de Ca pourrait être associée à un potentiel de neutralisation, à condition que le calcium soit contenu dans des phases minérales carbonatées. De même, une augmentation de la proportion relative de S pourrait signaler un

potentiel d'acidification plus élevé, mais uniquement si le soufre est principalement présent sous forme de sulfures. Le diagramme ternaire ne permet donc pas, à lui seul, de déterminer le comportement géochimique des matériaux. Son interprétation doit être mise en relation avec les résultats minéralogiques ainsi qu'avec les essais de potentiel de neutralisation et de génération d'acidité.

4.3.2 Distribution des éléments de la fosse F6

Le tableau 4.3 présente les statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les 41 échantillons de la fosse F6. Le Si demeure l'élément dominant, avec une concentration moyenne de 22,4 % et une médiane de 22,7 %. Les teneurs s'étendent de 4,3 à 36,1 %, tandis que le coefficient de variation atteint 36,9 %. La proximité entre la moyenne et la médiane indique une distribution globalement centrée, mais l'étendue des valeurs traduit une composante silicatée moins homogène que celle observée dans la fosse F4.

Les concentrations moyennes des autres éléments demeurent nettement inférieures à celle du Si. Le Ca présente la moyenne la plus élevée parmi ces éléments, soit 3,2 %, suivi du fer à 2,9 %, de l'Al à 2,8 % et du K à 2,5 %. Les concentrations médianes du Ca, de l'Al et du K sont toutes de 2,5 %. Dans le cas du K, l'égalité entre la moyenne et la médiane indique une distribution relativement centrée, malgré un coefficient de variation de 59,3 %. Le Mg présente une moyenne de 1,6 % et une médiane de 1,5 %, avec un coefficient de variation de 33,4 %, soit la variabilité relative la plus faible parmi les éléments secondaires.

Le Fe et le S se distinguent par une variabilité particulièrement élevée. Le Fe présente une moyenne de 2,9 %, une médiane de 2,3 % et une concentration maximale de 19,3 %, ce qui se traduit par un coefficient de variation de 98,2 %. Le S affiche une moyenne de 1,0 %, une médiane de 0,6 % et une valeur maximale de 10,8 %. Son coefficient de variation de 175,6 %, le plus élevé parmi les éléments étudiés, indique que sa moyenne est fortement influencée par un nombre limité de concentrations élevées. Le Ti demeure peu abondant, avec une moyenne de 0,4 %, mais présente néanmoins une variabilité relative de 68,6 %. Le tableau met ainsi en évidence une composition dominée par le Si, à laquelle se superposent des variations importantes, principalement en Fe et en S.

Tableau 4.3 Statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les échantillons de la fosse F6

Élément	n	Moyenne (%)	Médiane (%)	Min (%)	Max (%)	Écart-type (%)	Coefficient de variation (%)
Si	41	22,4	22,7	4,3	36,1	8,3	36,9
Ca	41	3,2	2,5	1,1	10,8	2,0	62,1
Al	41	2,8	2,5	0,3	7,4	1,7	59,3
K	41	2,5	2,5	0,5	7,1	1,5	59,3
Fe	41	2,9	2,3	0,2	19,3	2,9	98,2
Mg	41	1,6	1,5	0,6	2,8	0,5	33,4
Ti	41	0,4	0,3	0,0	1,1	0,2	68,6
S	41	1,0	0,6	0,0	10,8	1,7	175,6

La figure 4.7 permet de visualiser la forme et la dispersion de ces distributions. La boîte à moustaches du Si est plus étendue que celle observée dans la fosse F4 et comprend des échantillons présentant des concentrations nettement plus faibles que la distribution principale. Cette configuration confirme que la teneur en Si varie davantage au sein de F6, même si la majorité des échantillons demeure regroupée à des concentrations relativement élevées.

Les distributions du Ca et de l'Al présentent plusieurs valeurs supérieures aux intervalles centraux, ce qui traduit des enrichissements localisés. Le Fe se caractérise par une valeur isolée particulièrement élevée, cohérente avec sa concentration maximale de 19,3 %. La distribution principale du S demeure concentrée à de faibles teneurs, mais quelques valeurs élevées, dont une atteignant 10,8 %, expliquent son coefficient de variation très important. À l'inverse, le Mg présente une boîte relativement resserrée, malgré quelques valeurs légèrement supérieures au reste de la distribution. Ces résultats montrent que l'hétérogénéité géochimique de F6 repose principalement sur des enrichissements ponctuels plutôt que sur une augmentation uniforme des concentrations dans l'ensemble des échantillons.

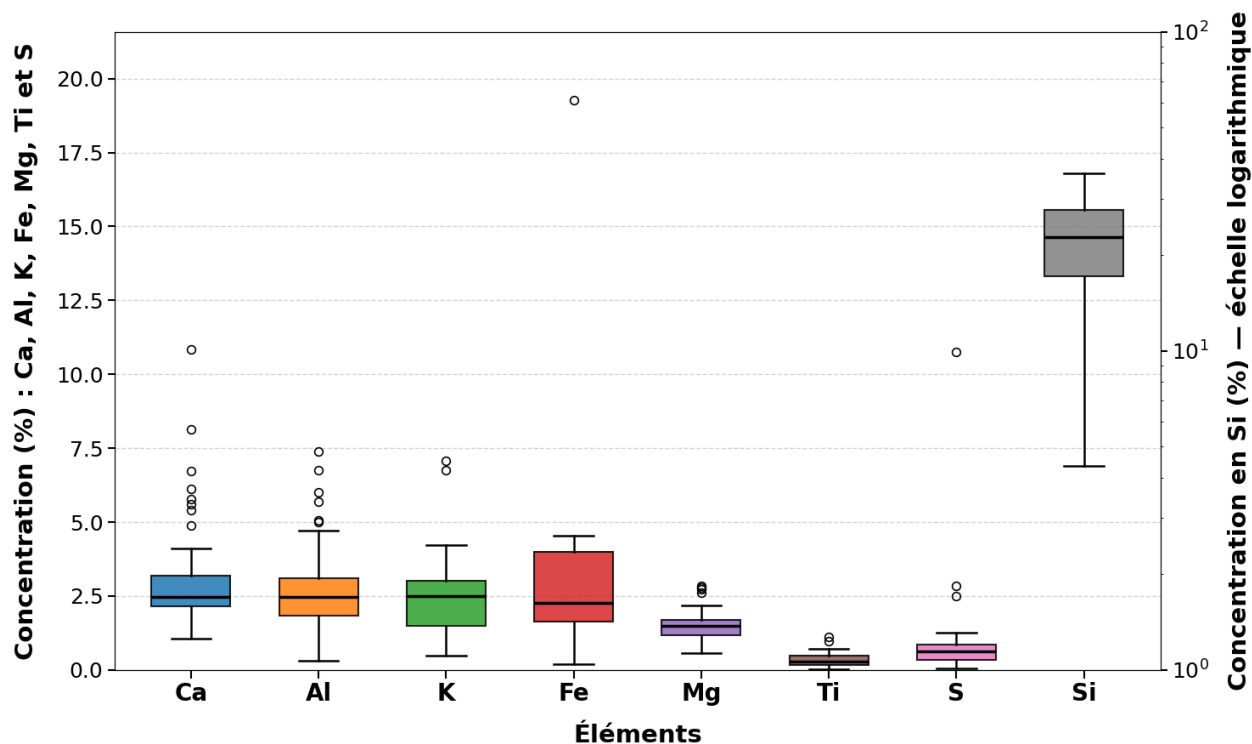


Figure 4.7 Boîtes à moustache des distributions des huit éléments mesurés par FRXp dans les échantillons de la fosse F6

Le diagramme ternaire Si–Ca–S présenté à la figure 4.8 permet d’examiner les proportions relatives de ces trois éléments. La majorité des échantillons demeure regroupée à proximité du pôle Si, ce qui confirme la prédominance de la composante silicatée. Le nuage de points est toutefois plus dispersé que celui de la fosse F4 et s’étend principalement le long de l’axe Si–Ca. Cette organisation indique que la contribution relative du calcium varie sensiblement entre les échantillons.

Un échantillon se distingue nettement du regroupement principal par une proportion relative plus élevée de S. Sa position concorde avec la valeur maximale de 10,8 % observée dans les données descriptives. Les autres échantillons demeurent généralement éloignés du pôle S, ce qui indique que le soufre représente une composante minoritaire dans la majorité des matériaux, malgré la présence d’un enrichissement localisé.

Sur le plan environnemental, les échantillons présentant une proportion relative plus élevée de Ca pourraient contribuer davantage au potentiel de neutralisation. À l’inverse, l’échantillon déplacé vers le pôle S pourrait présenter un potentiel d’acidification plus important si le soufre est sulfures.

La dispersion observée montre que ces propriétés potentielles ne sont pas uniformément réparties dans la fosse F6.

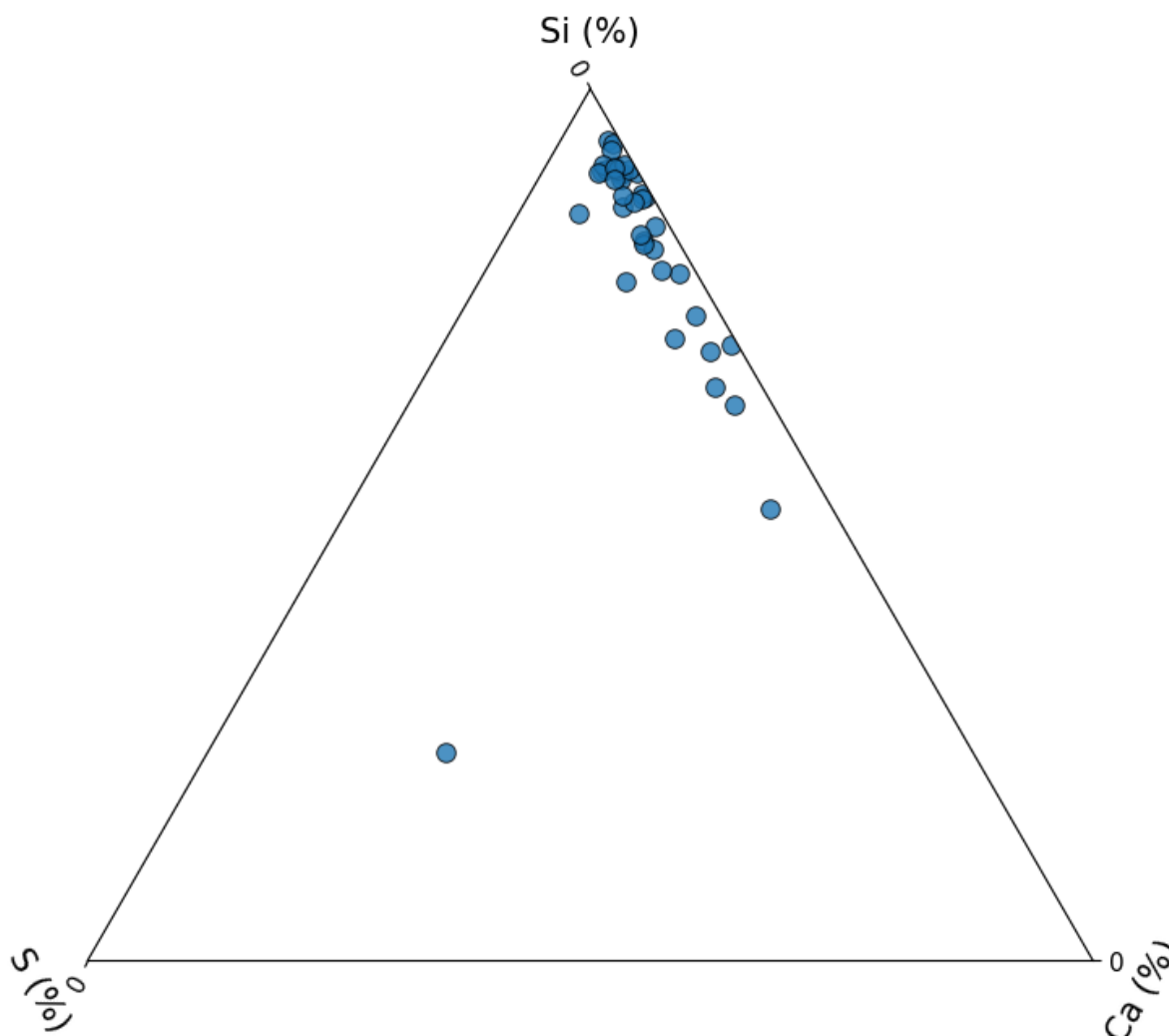


Figure 4.8 Diagramme ternaire Si–Ca–S des échantillons de la fosse F6.

4.3.3 Distribution des éléments de la fosse F12

Le tableau 4.4 présente les statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les 39 échantillons de la fosse F12. Le Si constitue l'élément dominant, avec une concentration moyenne de 24,3 % et une médiane de 23,8 %. Les teneurs varient de 11,4 à 39,8 %, tandis que le coefficient de variation atteint 30,0 %. La proximité entre la moyenne et la médiane indique une

distribution globalement centrée, bien que l'étendue des concentrations révèle une variabilité notable au sein de la fosse.

Parmi les éléments secondaires, le Ca présente la concentration moyenne la plus élevée, soit 4,2 %, suivi du fer à 3,1 % et de l'aluminium à 2,8 %. La moyenne du Ca est supérieure à sa médiane de 3,3 %, ce qui indique que certaines concentrations élevées influencent la valeur moyenne. Une tendance comparable est observée pour le Fe, dont la moyenne de 3,1 % dépasse la médiane de 2,6 %. Le K et le Mg présentent des concentrations moyennes respectives de 2,0 et 1,7 %, tandis que le Ti demeure l'élément le moins abondant, avec une moyenne de 0,4 %.

Tableau 4.4 Statistiques descriptives des huit éléments déterminés par FRXp dans les échantillons de la fosse F12.

Élément	n	Moyenne (%)	Médiane (%)	Min (%)	Max (%)	Écart-type (%)	Coefficient de variation (%)
Si	39	24,3	23,8	11,4	39,8	7,3	30,0
Ca	39	4,2	3,3	0,8	15,2	3,2	75,8
Al	39	2,8	2,7	0,4	6,2	1,4	49,0
K	39	2,0	1,8	0,4	4,6	1,3	64,3
Fe	39	3,1	2,6	0,6	7,0	1,9	61,1
Mg	39	1,7	1,5	0,6	4,9	0,8	50,1
Ti	39	0,4	0,4	0,1	1,1	0,2	60,4
S	39	1,1	0,8	0,2	5,3	1,2	103,2

Le S présente une concentration moyenne de 1,1 %, une médiane de 0,8 % et une valeur maximale de 5,3 %. Son coefficient de variation de 103,2 %, le plus élevé parmi les éléments étudiés, traduit une répartition hétérogène dominée par quelques enrichissements ponctuels. Le Ca affiche également une variabilité importante, avec un coefficient de variation de 75,8 %. À l'inverse, l'Al présente la variabilité relative la plus faible parmi les éléments secondaires, avec un coefficient de variation de 49,0 %. Le tableau met ainsi en évidence une composition dominée par le Si, accompagnée de variations principalement associées au Ca, au Fe et au S.

La figure 4.9 complète cette description en illustrant la dispersion et la dissymétrie des distributions. La boîte à moustaches du Si montre une étendue appréciable, avec quelques

échantillons présentant des concentrations inférieures au regroupement principal. La distribution demeure néanmoins moins contrastée que celles de plusieurs éléments secondaires.

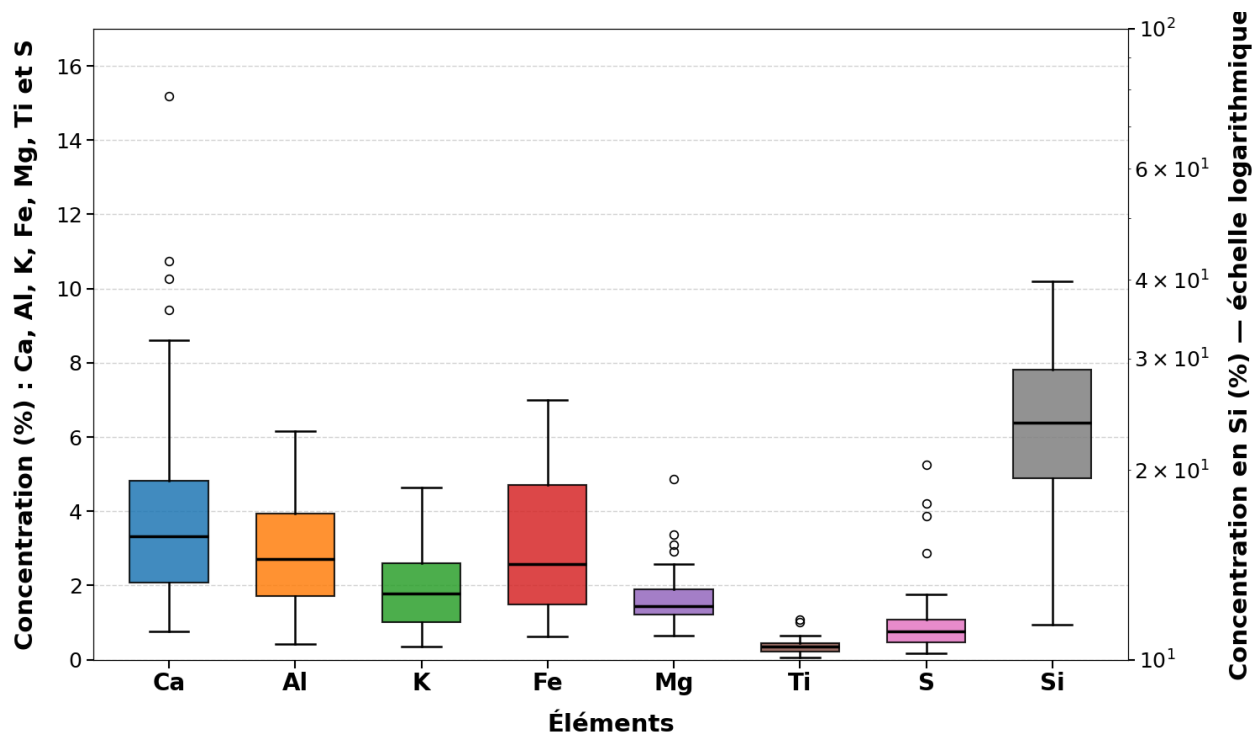


Figure 4.9 Boîtes à moustache des distributions des huit éléments mesurés par FRXp dans les échantillons de la fosse F12

Le Ca se caractérise par une distribution étendue et par plusieurs valeurs situées au-dessus de l'intervalle central, dont une concentration atteignant 15,2 %. Ces valeurs expliquent l'écart entre sa moyenne et sa médiane. Le Fe présente également une dispersion importante, mais sans valeur extrême aussi isolée que celle observée pour le Ca. Les distributions de l'Al, du K et du Mg sont plus resserrées, bien que quelques valeurs élevées soient observées pour le Mg. Le S demeure généralement présent à de faibles concentrations, mais plusieurs valeurs supérieures à la distribution principale confirment l'existence d'enrichissements localisés. Ainsi, l'hétérogénéité de F12 résulte principalement de variations ponctuelles du Ca et du S, auxquelles s'ajoute une dispersion notable du Fe.

Le diagramme ternaire Si–Ca–S présenté à la figure 4.10 montre que la majorité des échantillons demeure regroupée à proximité du pôle Si, confirmant la prédominance relative de la composante silicatée. Le nuage de points s'étend principalement en direction du pôle Ca, ce qui indique que la

contribution relative du Ca varie sensiblement entre les échantillons. Cette dispersion concorde avec les concentrations élevées en Ca mises en évidence par les statistiques descriptives.

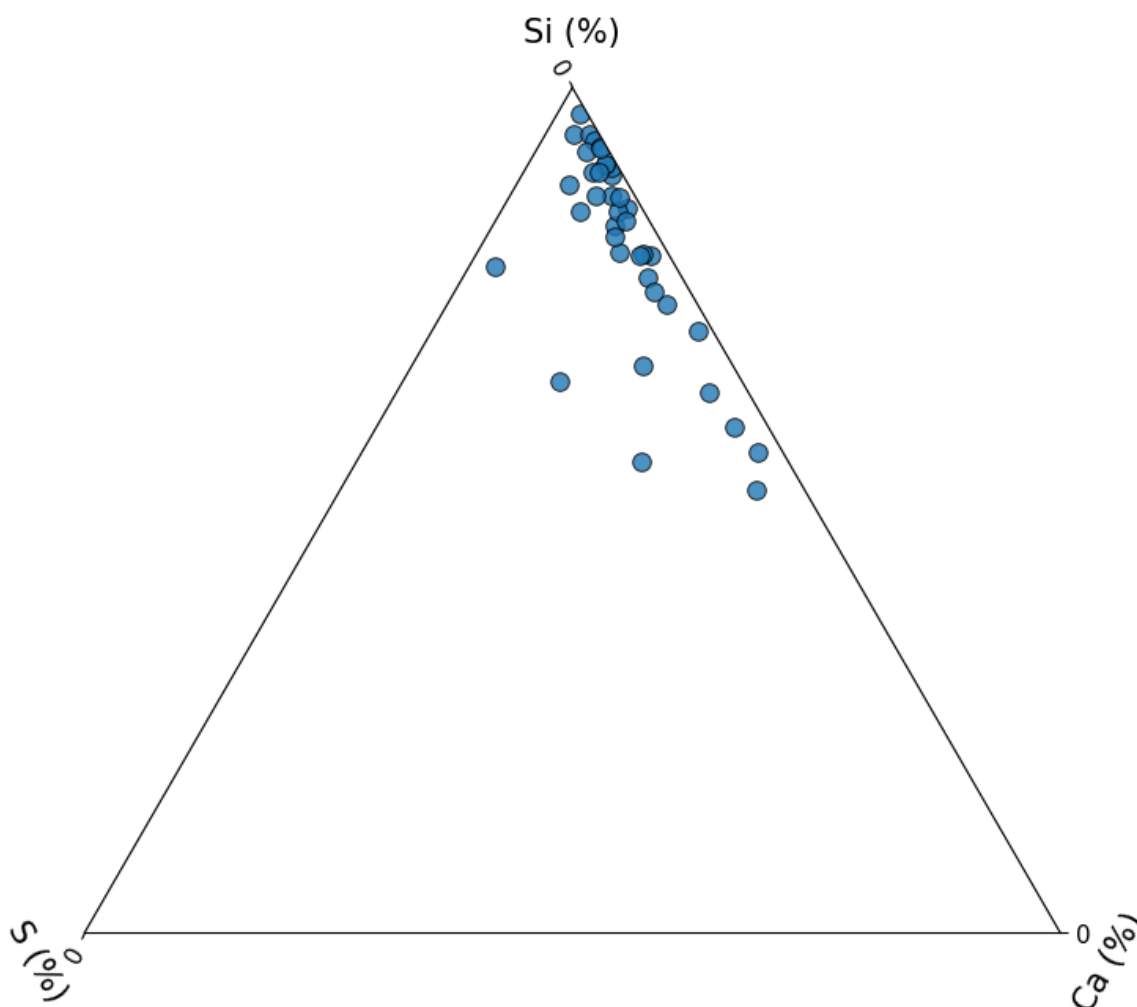


Figure 4.10 Diagramme ternaire Si–Ca–S des échantillons de la fosse F12.

Les déplacements vers le pôle S demeurent plus limités. Certains échantillons s'écartent néanmoins du regroupement principal et présentent une proportion relative de soufre plus élevée. Le diagramme indique ainsi que les différences entre les échantillons sont principalement contrôlées par les variations relatives du Ca, tandis que les enrichissements en S demeurent plus ponctuels.

Sur le plan environnemental, les échantillons relativement enrichis en Ca pourraient présenter une contribution plus importante au potentiel de neutralisation. À l'inverse, une proportion relative plus élevée de S pourrait correspondre à un potentiel d'acidification accru si le soufre est sous forme de sulfures. La coexistence de ces variations indique que les composantes potentiellement

neutralisantes et acidifiantes ne sont pas distribuées uniformément dans les matériaux de F12. Le diagramme étant fondé sur des proportions relatives, son interprétation doit toutefois être complétée par l'identification des phases minérales porteuses du Ca et du S ainsi que par les résultats des essais de potentiel de neutralisation et de génération d'acidité.

4.3.4 Composition géochimique des fractions fines et grossières des stériles

La figure 4.11 compare les concentrations moyennes mesurées par FRX portable dans les fractions fine et grossière des stériles provenant des secteurs F12 et F6. La fraction fine correspond aux grains passant au tamis de 2 mm, tandis que la fraction grossière est constituée des fragments rocheux. Les moyennes reposent sur 5 mesures pour la fraction fine de F12, 34 mesures pour la fraction grossière de F12, 10 mesures pour la fraction fine de F6 et 36 mesures pour la fraction grossière de F6.

À l'inverse, certains éléments sont davantage concentrés dans la fraction fine. Le fer présente l'écart le plus important, particulièrement dans F12, où sa concentration moyenne est nettement plus élevée dans la fraction fine. Une tendance similaire est observée dans F6. Le potassium et le titane montrent également des concentrations généralement plus élevées dans la fraction fine, indiquant un enrichissement relatif de cette fraction pour ces éléments.

Les tendances observées pour le calcium et l'aluminium diffèrent selon le secteur. Dans F12, la fraction grossière présente des teneurs en Ca et en Al supérieures à celles de la fraction fine. Dans F6, le calcium est légèrement plus élevé dans la fraction fine, tandis que l'aluminium demeure plus concentré dans la fraction grossière. Le magnésium présente, pour sa part, des écarts plus modérés entre les deux fractions.

Le soufre demeure faiblement concentré comparativement aux autres éléments, mais ses teneurs moyennes sont plus élevées dans la fraction grossière que dans la fraction fine pour les deux secteurs. Cette différence doit être prise en compte dans l'évaluation géoenvironnementale, puisque le soufre peut être associé aux phases sulfurées présentes dans les stériles.

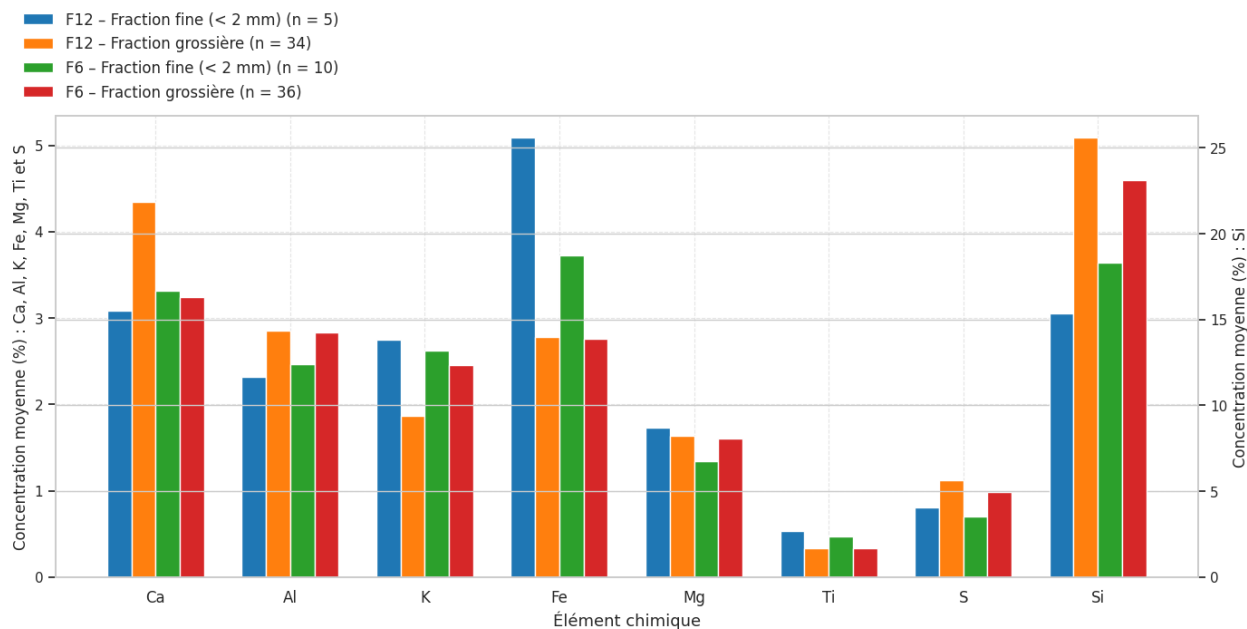


Figure 4.11 Comparaison des concentrations moyennes mesurées par FRXp entre les fractions fines (< 2 mm) et grossières des stériles

4.3.5 Évolution verticale des teneurs chimiques dans les tranchées F6 et F12

a. Tranchées F6

La figure 4.12 présente l'évolution des teneurs moyennes mesurées par FRXp dans la tranchée de la halde à stériles F6, entre la surface et une profondeur relative approximative de 3 m. Le silicium demeure l'élément dominant à tous les niveaux, ce qui traduit la prédominance de la composante silicatée. Sa teneur diminue fortement entre la surface et environ 0,6 m, puis augmente progressivement jusqu'à approximativement 1,8 m. Elle diminue ensuite entre environ 1,8 et 3 m.

Les autres éléments présentent également des variations selon la profondeur. Le calcium augmente fortement à environ 0,6 m, puis diminue jusqu'à approximativement 1,8 m. Un second enrichissement, moins prononcé, est observé vers 2,4 m, avant une nouvelle diminution à environ 3 m. L'aluminium présente sa teneur la plus élevée en surface. Après une diminution à approximativement 0,6 m, sa teneur augmente vers 1,2 m, puis varie modérément dans les niveaux plus profonds.

Les teneurs en fer et en potassium fluctuent également le long du profil. Le fer diminue entre la surface et environ 0,6 m, augmente à approximativement 1,2 m, puis atteint de nouveau des teneurs relativement élevées vers 2,4 et 3 m. Le potassium diminue globalement jusqu'à environ 0,6 m,

augmente légèrement jusqu'à approximativement 1,8 m, puis atteint sa plus faible teneur vers 2,4 m avant de remonter à 3 m. Ces variations montrent que la composition géochimique des matériaux n'est pas uniforme selon la profondeur.

Le magnésium, le titane et le soufre demeurent présents à des teneurs plus faibles. Le magnésium augmente globalement jusqu'à une profondeur approximative de 2,4 m, puis diminue à environ 3 m. Le soufre présente également sa teneur la plus élevée vers 2,4 m, ce qui indique un enrichissement localisé à ce niveau. Cette observation concerne toutefois la teneur totale en soufre mesurée par FRXp et ne permet pas, à elle seule, de déterminer sa forme minéralogique.

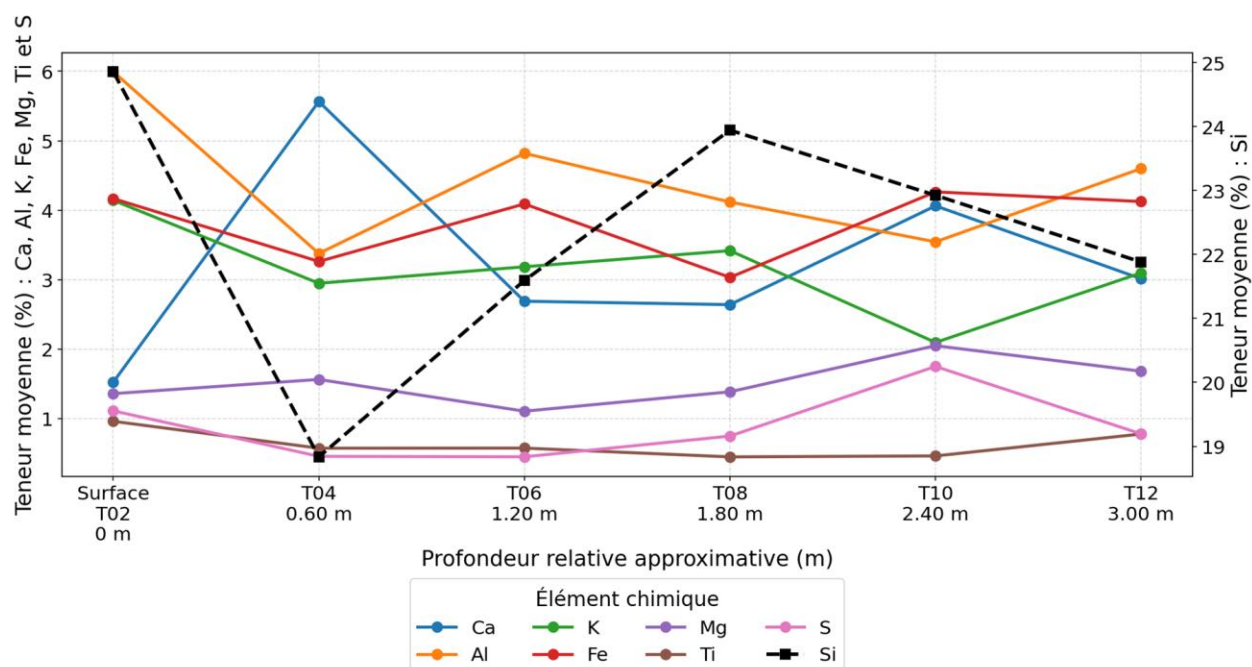


Figure 4.12 Évolution des teneurs chimiques selon la profondeur dans la tranchée F6

b. Tranchées F12

La figure 4.13 présente l'évolution des teneurs moyennes mesurées par FRXp dans la tranchée de la halde à stériles F12, entre la surface et une profondeur relative approximative de 3 m. Le silicium demeure l'élément dominant dans l'ensemble du profil. Sa teneur augmente entre la surface et environ 1,5 m, où elle atteint sa valeur la plus élevée. Elle diminue ensuite à approximativement 2,3 m, puis augmente de nouveau vers 3 m. Cette évolution met en évidence une variation verticale de la composante silicatée.

Le calcium, l'aluminium, le potassium et le fer présentent des profils distincts. Le fer affiche sa teneur la plus élevée en surface, suivie d'une forte diminution à environ 0,7 m. Sa teneur augmente ensuite jusqu'à approximativement 2,2 m et demeure relativement stable jusqu'à 3 m. Le calcium diminue entre la surface et environ 0,7 m, puis augmente progressivement jusqu'à approximativement 2,2 m, avant de diminuer au niveau le plus profond.

L'aluminium varie peu entre la surface et environ 0,7 m, puis diminue jusqu'à approximativement 2,2 m. Une remontée est ensuite observée vers 3 m. Le potassium présente une forte diminution à environ 0,7 m, suivie d'une augmentation marquée à approximativement 1,5 m. Sa teneur demeure ensuite relativement stable jusqu'à 3 m.

Le magnésium augmente globalement avec la profondeur, particulièrement entre environ 1,5 et 3 m. Les teneurs en titane et en soufre demeurent faibles et varient peu dans l'ensemble du profil. Le soufre ne présente pas d'enrichissement comparable à celui observé vers 2,4 m dans la tranchée F6, ce qui indique une variation verticale plus limitée de sa teneur dans les niveaux analysés de F12.

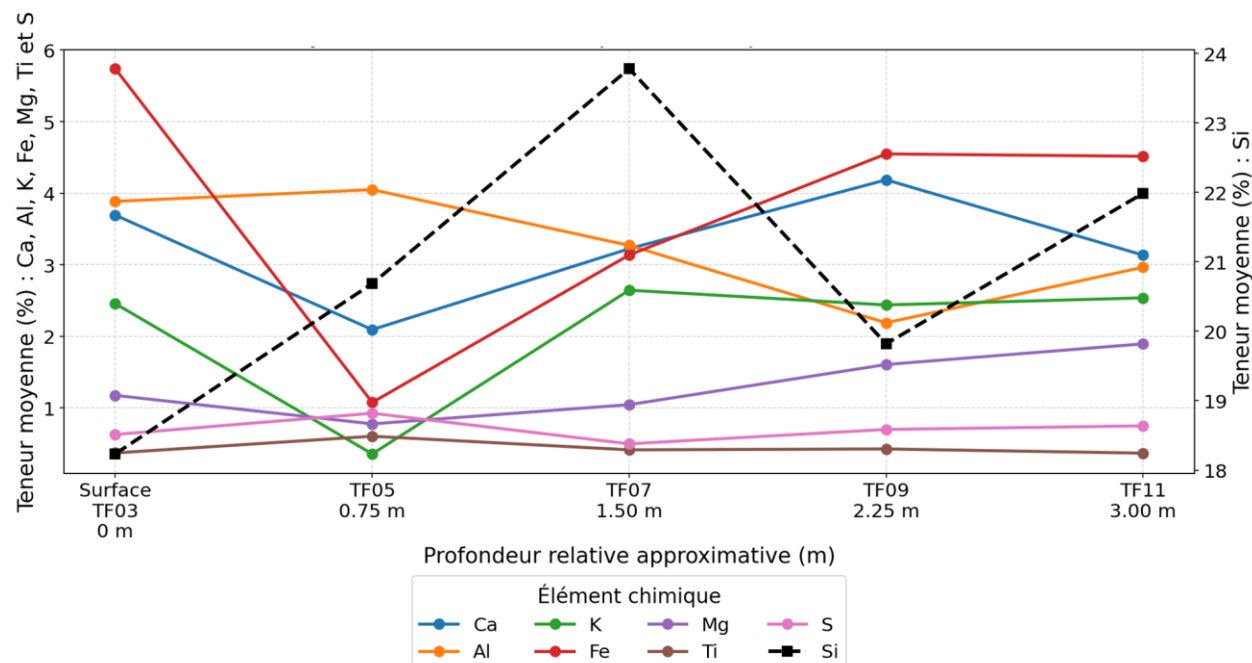


Figure 4.13 Évolution des teneurs chimiques selon la profondeur dans la tranchée F12

4.4 Application de l'algorithme UMAP à la fosse F4

L'algorithme UMAP a d'abord été appliqué aux échantillons de la fosse F4, pour lesquels les données disponibles permettaient de comparer les regroupements obtenus aux informations géologiques de la mine. Les données géochimiques ont d'abord été transformées par log-ratio centré (CLR), puis traitées dans Google Colab, un environnement en ligne permettant d'exécuter du code Python. Cet environnement a été utilisé pour réaliser les traitements statistiques, tester plusieurs configurations UMAP et évaluer l'effet des principaux paramètres sur l'organisation des échantillons.

La figure 4.14 montre que la projection des échantillons varie selon les paramètres utilisés. La configuration a ($n_neighbors = 3$, $min_dist = 0,0$, distance euclidienne) produit des groupes très compacts et bien séparés, traduisant une forte sensibilité aux structures locales des données. La configuration b ($n_neighbors = 5$, $min_dist = 0,1$, distance euclidienne) conserve également une séparation nette entre plusieurs ensembles d'échantillons, tout en offrant une distribution légèrement moins fragmentée que la configuration précédente.

À l'inverse, les configurations c ($n_neighbors = 10$, $min_dist = 0,3$, distance euclidienne) et d ($n_neighbors = 15$, $min_dist = 0,5$, distance euclidienne) montrent une dispersion plus importante

des points. Dans ces deux cas, les séparations entre les groupes deviennent moins marquées, ce qui indique que l'augmentation du nombre de voisins et de la distance minimale tend à lisser la structure locale des données et à produire une représentation plus globale.

L'effet de la métrique de distance est également visible. La configuration e ($n_neighbors = 5$, $min_dist = 0,1$, distance de Manhattan) présente une organisation plus étalée que les projections euclidiennes comparables, avec des regroupements moins clairement individualisés. La configuration f ($n_neighbors = 10$, $min_dist = 0,1$, distance cosinus) montre également une répartition plus diffuse des échantillons, avec des contrastes moins nets entre les ensembles.

Dans l'ensemble, les configurations a et b, fondées sur la distance euclidienne et un faible nombre de voisins, sont celles qui offrent les regroupements les plus lisibles pour les échantillons de la fosse F4. La configuration b semble toutefois plus équilibrée, car elle conserve une séparation nette entre les ensembles tout en évitant une fragmentation excessive. Malgré les différences observées entre les configurations, une structuration interne demeure visible dans l'ensemble des projections, ce qui suggère que les échantillons de la fosse F4 présentent des variations géochimiques cohérentes pouvant être explorées par UMAP.

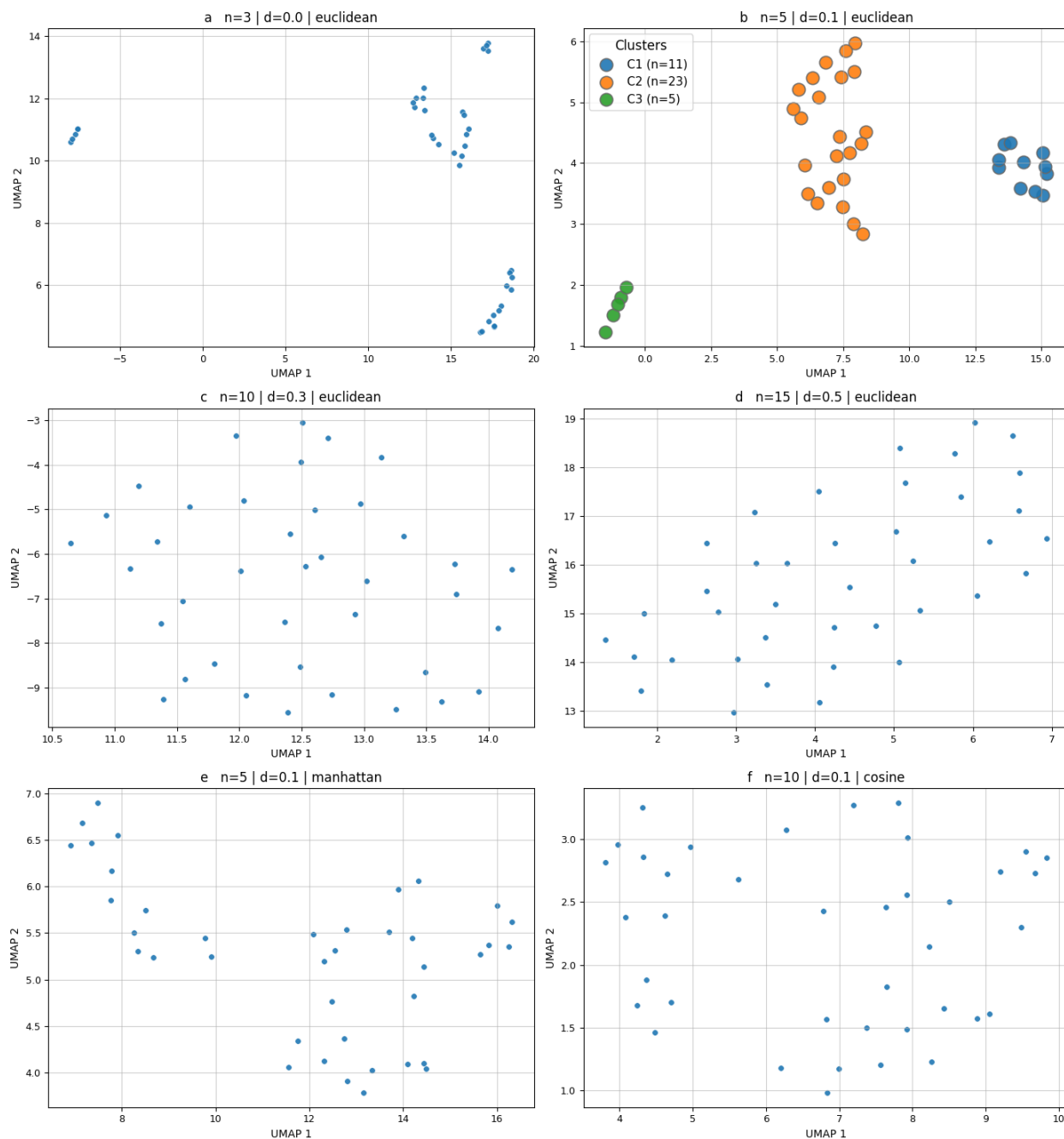


Figure 4.14 Sensibilité de la projection UMAP des échantillons de la fosse F4 aux paramètres testés après transformation CLR

4.4.1 Comparaison des résultats de l'UMAP avec la base de données de la mine

La validation des regroupements obtenus par UMAP a été réalisée à partir des données locales de la mine afin d'évaluer la cohérence entre les signatures géochimiques et les lithologies

documentées dans la fosse F4. Le croisement entre les groupes issus de la projection, les descriptions lithologiques disponibles et l'examen visuel des carottes met en évidence une correspondance globalement cohérente entre l'organisation géochimique des échantillons et la variabilité lithologique observée sur le terrain.

Le tableau 4.5 montre que le groupe 1 (C1) est dominé par le gneiss quartzofeldspathique à biotite, identifié dans 18 intervalles sur 23, soit 81,8 % des intervalles documentés. La lithologie secondaire associée à ce groupe est la roche calco-silicatée. Cette dominance indique que le C1 correspond à un ensemble relativement bien individualisé sur le plan lithologique. Le groupe 2 présente également une cohérence nette, avec une dominance de la pegmatite observée dans 6 intervalles sur 11, soit 66,7 % des intervalles documentés, tandis que le gneiss à grenat grossier constitue la seconde lithologie. À l'inverse, le groupe 3 regroupe uniquement des intervalles classés comme non déterminables dans la base lithologique disponible, ce qui limite sa validation directe à partir des seules descriptions documentaires.

Tableau 4.5 Correspondance entre les clusters identifiés par UMAP dans la fosse F4 et les lithologies documentées dans la base de données locale de la mine

Cluster	Lithologie dominante corrigée	N	% des intervalles documentés	Deuxième lithologie
1	Gneiss quartzofeldspathique à biotite	18/22	81,8	Roche calco-silicatée
2	Pegmatite	6/9	66,7	Gneiss à grenat grossier
3	Non déterminable	5/5		

Dans le cas du groupe C3, un seul échantillon illustré à la figure 4.15 semble correspondre à une carotte de gneiss quartzofeldspathique à biotite, comme le suggèrent les foliations observées sur la roche. Dans l'ensemble, la comparaison entre le tableau 4.5, la figure 4.15 et l'observation de cette carotte indique que les regroupements issus de l'UMAP sont globalement cohérents avec l'organisation lithologique reconnue dans la fosse F4. Cette correspondance apparaît plus nette pour les groupes 1 et 2, qui sont associés à des lithologies dominantes bien identifiées et à des signatures chimiques distinctes. Dans le cas du groupe 3, la validation demeure plus partielle en

raison du caractère limité de l'information lithologique disponible. Néanmoins, sa différenciation dans l'espace UMAP, combinée à ses caractéristiques géochimiques et aux observations visuelles sur carotte, suggère qu'il ne s'agit pas d'un regroupement artificiel. Ces résultats montrent ainsi que l'UMAP met en évidence une structuration compatible avec les données locales de la mine et fournit un cadre pertinent pour explorer l'hétérogénéité géochimique de la fosse F4.



Figure 4.15 Carotte F4-23-02 associée au groupe 3, illustrant un faciès de gneiss à biotite observé dans la fosse F4

4.4.2 Relations bivariées entre les éléments chimiques des groupes de F4

Le croisement entre les regroupements obtenus par l'UMAP, les informations lithologiques disponibles et l'examen des relations bivariées entre les éléments met en évidence une structuration géochimique cohérente au sein de la fosse F4. La figure 4.16 montre que la différenciation entre les trois groupes repose principalement sur les variations du Ca, de l'Al, du K, du Mg, du Fe et du S, tandis que le Si présente un chevauchement plus important entre les groupes. Le groupe C1 se caractérise par des teneurs généralement intermédiaires à élevées en Si, associées à des teneurs plutôt faibles à modérées en Ca, Al et K, mais par une dispersion plus marquée du Fe, du Ti et surtout du S. Le groupe C2 se distingue principalement par un enrichissement relatif en Al et en K, ce qui est cohérent avec sa dominance pegmatitique. Le groupe C3, bien que représenté par un plus faible nombre d'échantillons, présente une signature distincte marquée par des teneurs plus élevées en Ca et en Mg, tandis que l'Al et le K y demeurent globalement plus faibles que dans C2.

L'examen des relations bivariées met ainsi en évidence une opposition entre un domaine enrichi en Al-K et un autre davantage marqué par le Ca-Mg, ce qui suggère la présence d'assemblages chimiques distincts entre les groupes. Le Fe montre une dispersion plus importante, particulièrement dans C1, tandis que le S demeure généralement faible dans C2, mais plus variable dans C1 et localement plus élevé dans certains échantillons de C3. Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que les regroupements définis par l'UMAP ne traduisent pas une simple dispersion aléatoire des données, mais correspondent à des sous-ensembles géochimiques cohérents, globalement compatibles avec l'organisation lithologique reconnue dans la fosse F4. La correspondance apparaît la plus nette pour C1 et C2, alors que l'interprétation de C3 demeure plus prudente en raison du caractère limité de l'information lithologique disponible.

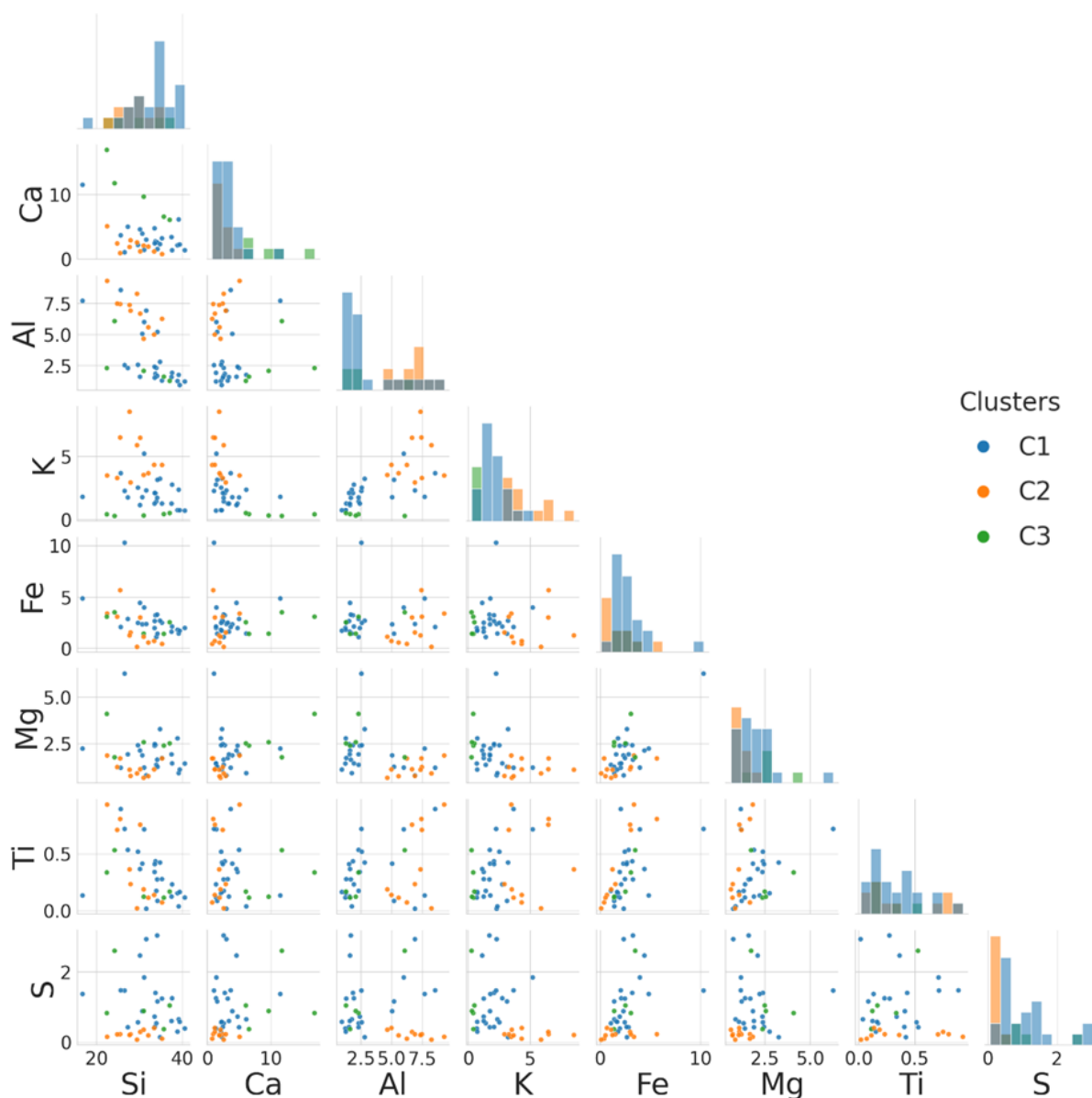


Figure 4.16 Matrice de dispersion des éléments par cluster dans la fosse F4

4.5 Application de l'algorithme UMAP à la fosse F6

L'application de l'UMAP à la fosse F6 met en évidence une structuration interne nette des échantillons. La projection obtenue après transformation CLR distingue trois groupes, avec un coefficient de silhouette de 0,6, ce qui traduit une séparation satisfaisante dans l'espace réduit. Les groupes rassemblent respectivement 16, 11 et 14 échantillons, indiquant une répartition relativement équilibrée des effectifs comme le montre la figure 4.17. Cette structuration confirme que la variabilité déjà observée dans F6, tant dans les distributions élémentaires que dans les

observations de terrain, ne correspond pas à une simple dispersion continue, mais à une organisation en trois sous-ensembles géochimiques distincts.

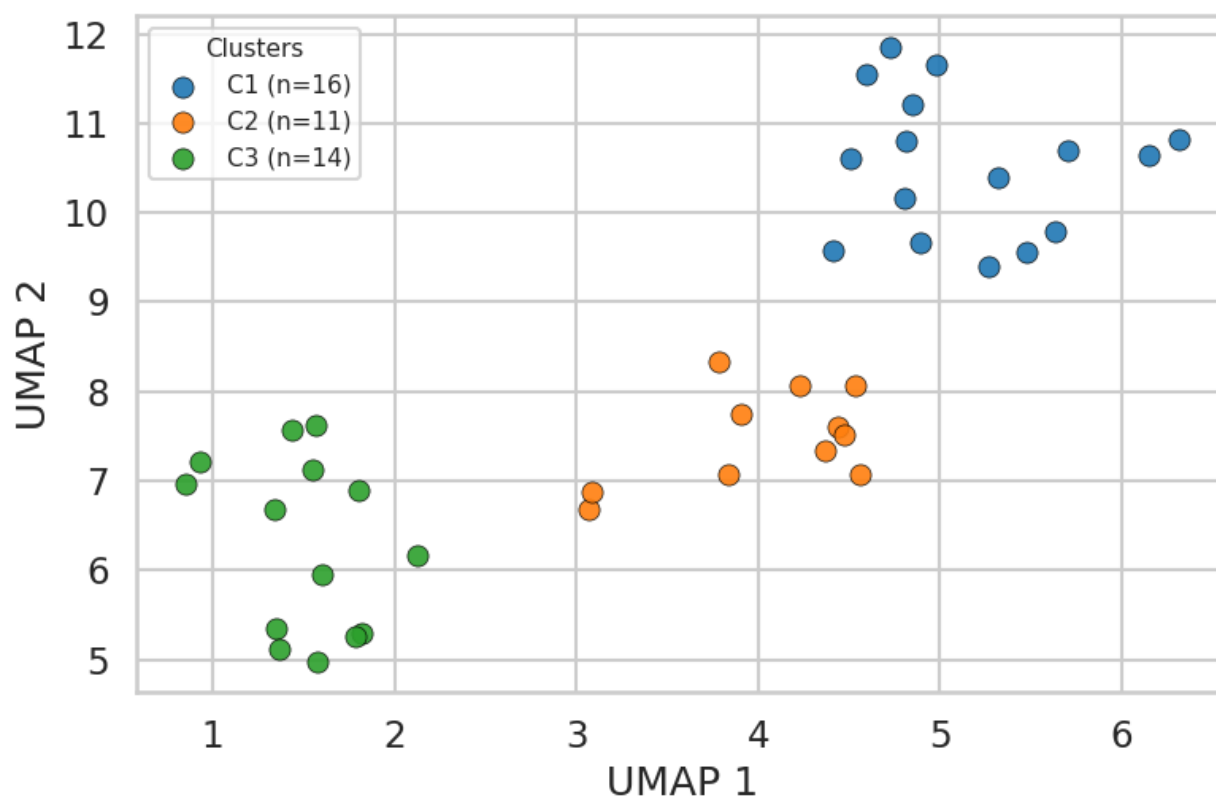


Figure 4.17 Projection UMAP des échantillons de la fosse F6 après transformation CLR et classification par K-moyennes

La structuration observée dans F6 présente certaines analogies avec celle décrite dans F4, bien qu'aucune correspondance stricte ne puisse être établie en raison du caractère plus mélangé et plus altéré des matériaux de halde. Le rapprochement le plus net démontré dans la figure 4.18 concerne le groupe C2 de F6, dont l'enrichissement relatif en Al et en K évoque le groupe C2 de F4, majoritairement associé aux pegmatites. Cette similarité suggère, dans les deux cas, une contribution plus importante des phases quartzofeldspathiques. Le groupe C3 de F6 présente, quant à lui, des teneurs relativement plus élevées en Ca et en Mg, ce qui rappelle le groupe C3 de F4 sur le plan géochimique. Dans F6, cette signature est compatible avec la présence de lithologies carbonatées et calco-silicatées et peut ainsi correspondre à un pôle plus calco-magnésien au sein de l'assemblage étudié. Le groupe C1 de F6 occupe une position plus intermédiaire, mais se caractérise par une dispersion plus marquée du Fe, du Ti et du S. Il peut, de manière plus prudente,

être rapproché du groupe C1 de F4, dominé par les gneiss quartzofeldspathiques à biotite, tout en traduisant dans F6 une hétérogénéité plus forte, possiblement liée au mélange de gneiss à biotite, de gneiss à grenat grossier et de matériaux présentant des degrés d'altération variables.

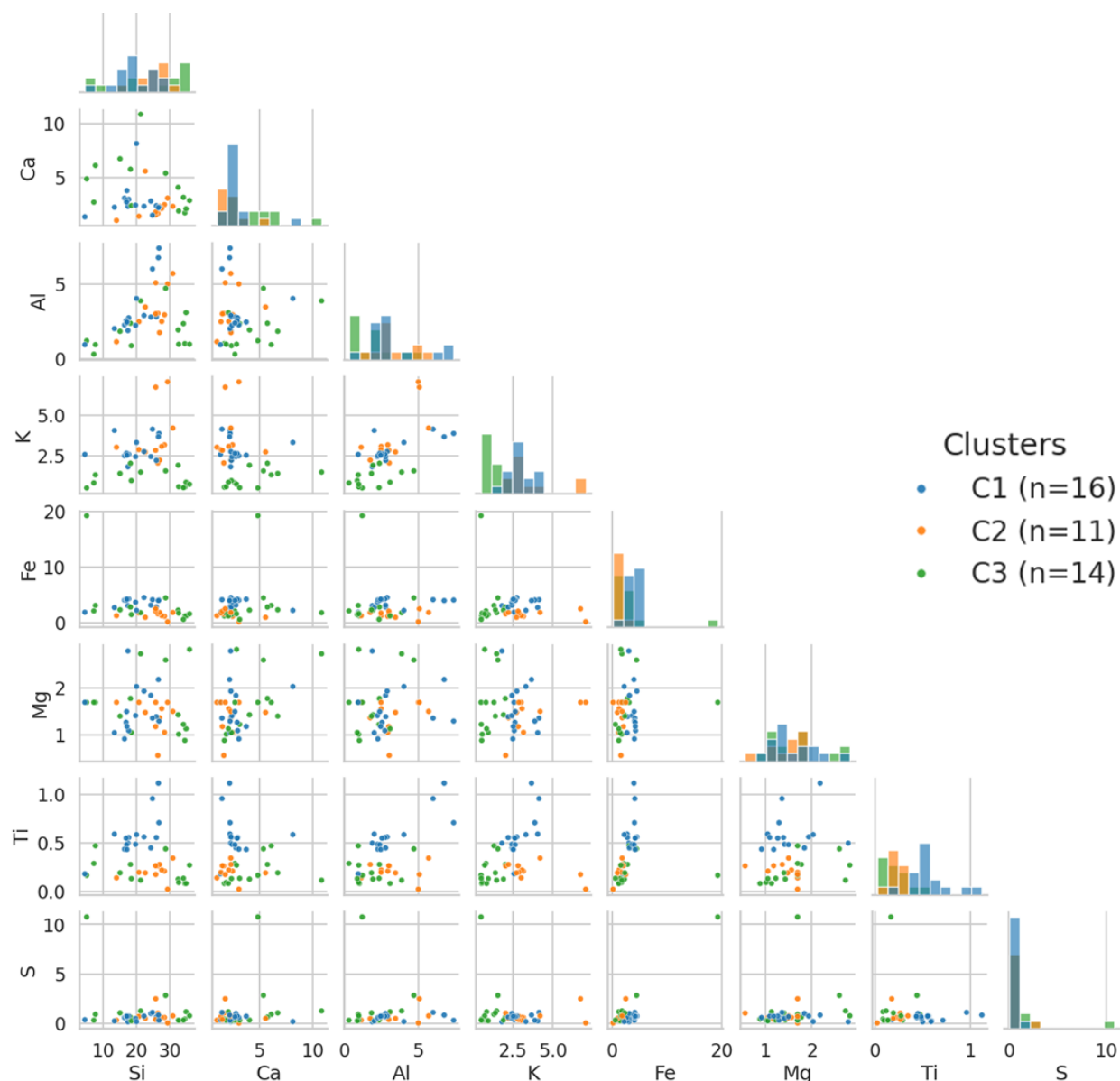


Figure 4.18 Matrice de dispersion des éléments des échantillons de la fosse F6 selon les clusters identifiés par UMAP

Dans l'ensemble, les regroupements obtenus dans F6 traduisent une structuration géochimique réelle, mais dont l'interprétation lithologique demeure moins directe que dans F4 en raison du caractère plus hétérogène, plus mélangé et plus altéré des matériaux.

4.6 Application de l'algorithme UMAP à la fosse F12

Dans la fosse F12, l'analyse UMAP révèle une différenciation interne des échantillons. Pour la configuration retenue après transformation CLR, les données se répartissent en trois groupes distincts, avec un coefficient de silhouette de 0,5, ce qui indique une structuration satisfaisante dans l'espace réduit. Les effectifs demeurent relativement équilibrés, avec 12 échantillons dans le groupe C1, 16 dans le groupe C2 et 11 dans le groupe C3. Ces résultats dans la figure 4.19 montrent que les matériaux de F12 ne constituent pas un ensemble géochimique uniforme, mais se répartissent en plusieurs sous-groupes différenciés.

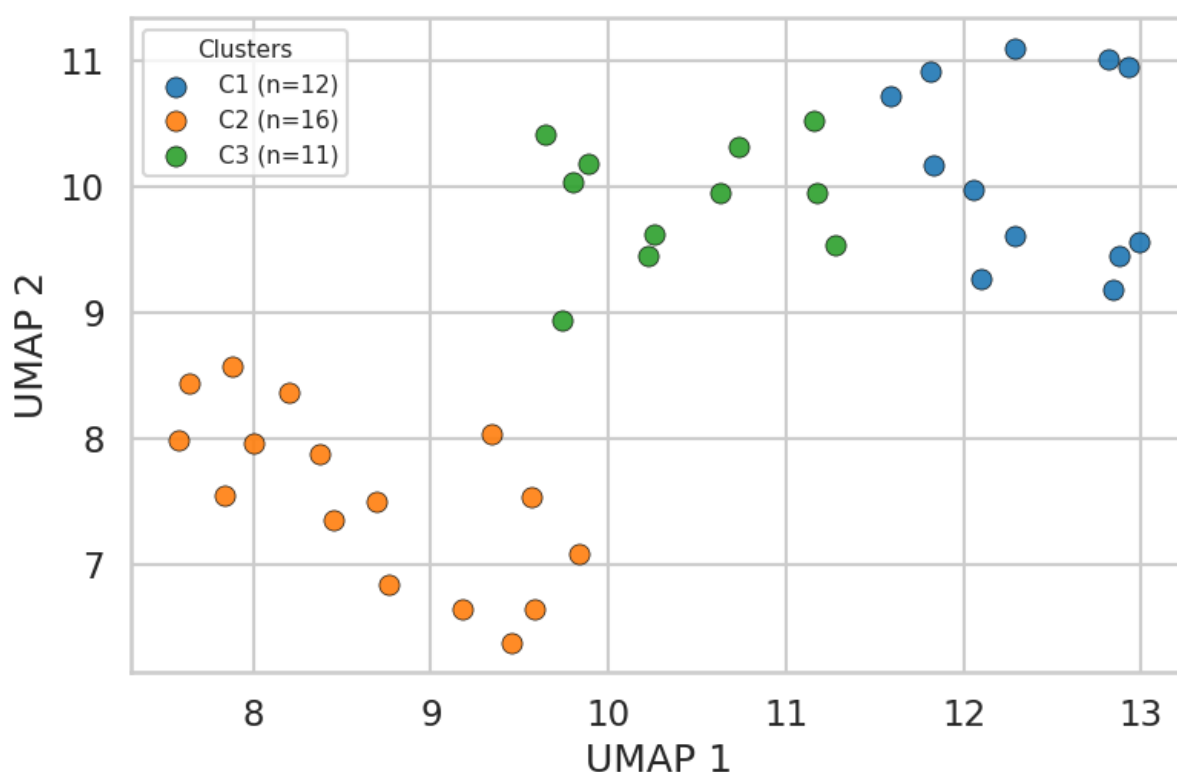


Figure 4.19 Projection UMAP des échantillons de la fosse F12 après transformation CLR et classification par K-means

La structuration observée dans la figure 4.20 pour F12 prolonge les contrastes déjà identifiés dans l'analyse descriptive, en montrant que cette variabilité s'organise en trois sous-ensembles géochimiques distincts plutôt qu'en une lithologie unique.

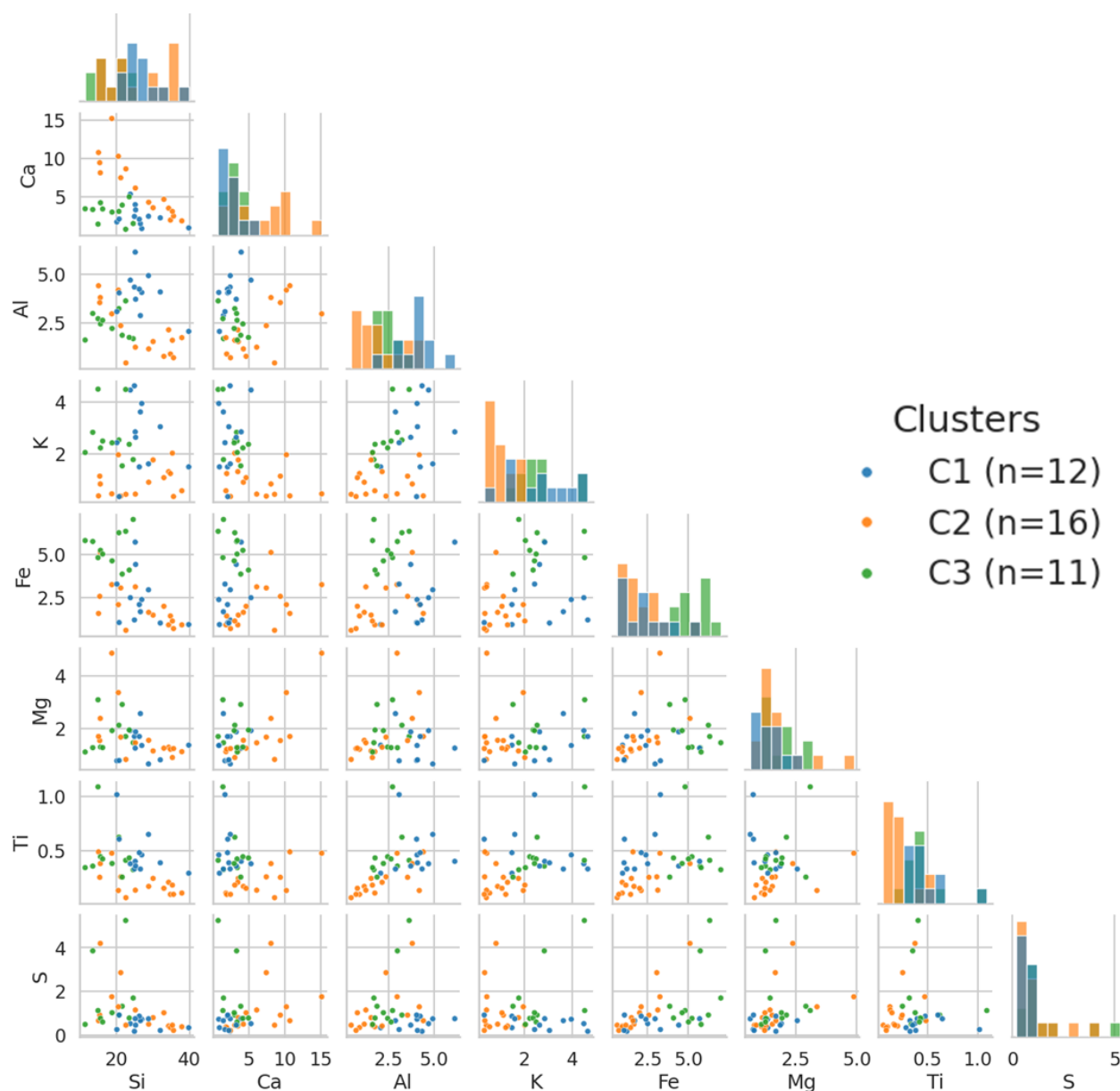


Figure 4.20 Matrice de dispersion des éléments des échantillons de la fosse F12 selon les clusters identifiés par UMAP

L'analyse des relations bivariées montre que la différenciation entre les groupes repose principalement sur les variations du Ca, de l'Al, du K, du Fe, du Mg, du Ti et du S, tandis que le Si chevauche globalement les 3 grappes. Le groupe C1 se distingue par des teneurs plus élevées en Al, en K et en Ti, ainsi que par une composante silicatée globalement plus marquée. À l'inverse, le groupe C2 présente un enrichissement plus net en Ca et montre, pour certains échantillons, des teneurs plus élevées en Mg et en S, alors que l'Al, le K et le Ti y demeurent plus faibles. Le groupe

C3 occupe une position intermédiaire pour plusieurs éléments, mais se singularise par des teneurs relativement plus élevées en Fe, ce qui contribue à son individualisation.

L'examen des relations bivariées met ainsi en évidence une opposition entre un domaine enrichi en Al-K-Ti et un domaine davantage marqué par le Ca, auquel s'ajoutent localement le Mg et le S. Le Fe présente également une contribution plus contrastée dans une partie des échantillons, en particulier dans le groupe C3. Cette organisation suggère que les clusters de F12 correspondent à plusieurs pôles géochimiques au sein d'un matériau altéré et hétérogène, plutôt qu'à une seule tendance continue.

4.7 Comparaison des teneurs mesurées par FRXp et ICP-MS

Le contrôle de qualité présenté à la section 4.2 a permis d'évaluer la réponse analytique du FRXp à partir de mesures répétées du matériau de référence certifié SDAR-M2. Cette première évaluation portait sur la stabilité des mesures au cours de la campagne. La présente section complète cette démarche par une seconde validation, réalisée directement sur les matériaux étudiés. Elle compare les teneurs obtenues par FRXp à celles déterminées par ICP-MS sur les mêmes échantillons, afin d'évaluer la concordance entre les deux méthodes dans les matrices réelles des stériles.

Les figures 4.21 à 4.26 comparent ainsi les teneurs obtenues par FRXp à celles déterminées par ICP-MS pour les principaux éléments communs aux deux méthodes. La droite d'égalité 1:1 sert de référence, les points situés au-dessus indiquent des teneurs plus élevées par FRXp, tandis que les points situés en dessous correspondent à des teneurs plus faibles par FRXp que par ICP-MS. Contrairement au contrôle effectué à partir du standard certifié, cette comparaison intègre les effets propres aux échantillons, notamment leur hétérogénéité minéralogique et la différence entre une mesure ponctuelle réalisée et une analyse effectuée sur un matériau préparé et homogénéisé. Cette comparaison ne porte pas sur le silicium ni sur le soufre, puisque ces deux éléments n'ont pas été déterminés par ICP-MS dans la série d'analyses utilisée.

La figure 4.21 montre une dispersion importante des teneurs en aluminium autour de la droite 1:1. Plusieurs composites de grappes se situent sous cette droite, ce qui indique une tendance à la sous-estimation de l'Al par FRXp pour certains groupes, particulièrement lorsque les teneurs mesurées par ICP-MS sont plus élevées. À l'inverse, quelques échantillons individuels, notamment F6-T12, présentent des teneurs FRXp supérieures à celles obtenues par ICP-MS.

Cette tendance rejoint partiellement les résultats de la section 4.2, où les mesures répétées du standard SDAR-M2 indiquaient une réponse relativement stable pour l'Al, mais une moyenne inférieure à la valeur certifiée. La comparaison avec l'ICP-MS montre toutefois que cette sous-estimation n'est pas systématique dans les stériles et que son amplitude varie selon les échantillons. Cette variabilité peut être associée à l'hétérogénéité des phases aluminosilicatées, aux effets de matrice et à la différence entre les deux approches analytiques.

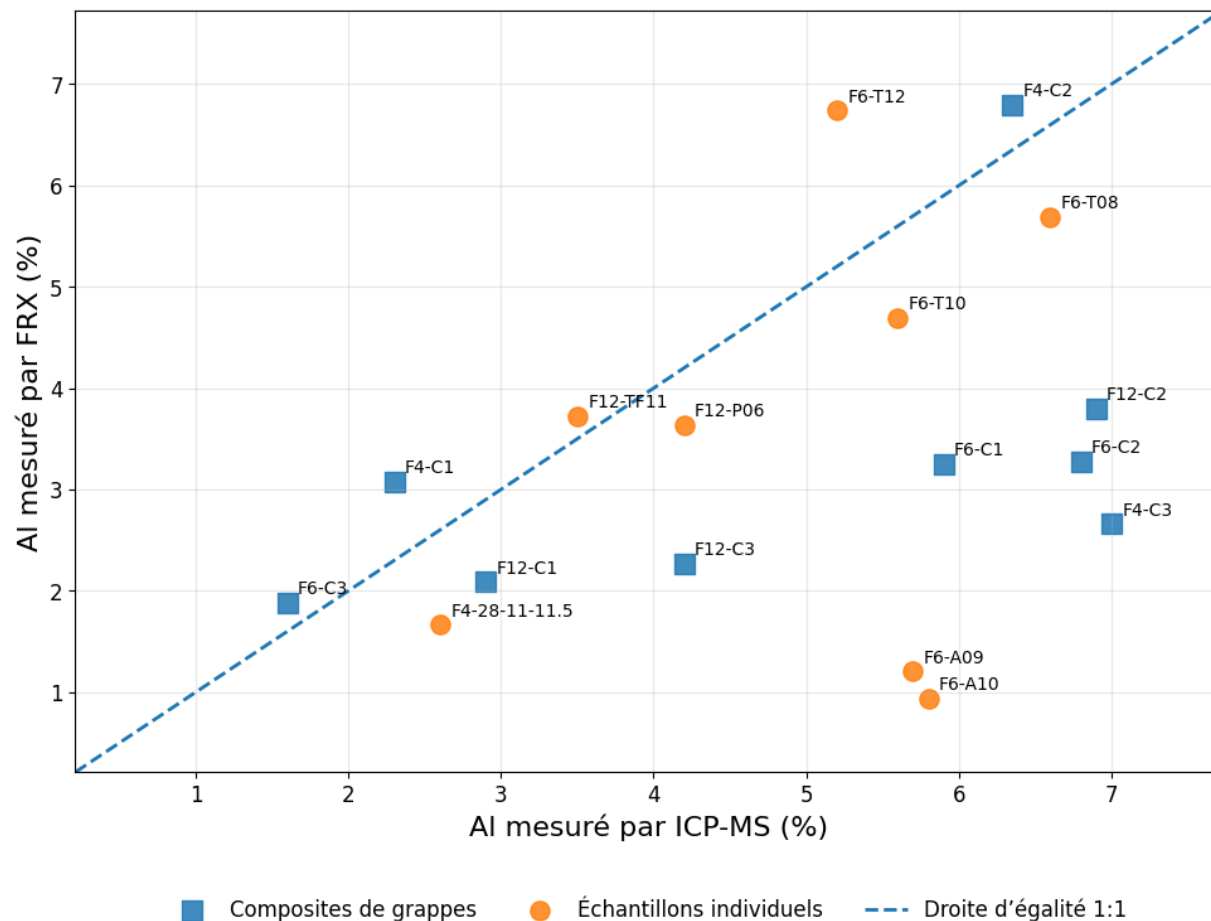


Figure 4.21 Comparaison des teneurs en aluminium mesurées par FRXp et ICP-MS

La figure 4.22 indique une concordance globalement acceptable entre les deux méthodes pour le calcium, principalement dans les faibles à moyennes teneurs. La majorité des points se regroupe à proximité de la droite 1:1, ce qui montre que le FRXp reproduit relativement bien les variations générales du Ca pour une partie des échantillons.

Certains écarts marqués sont toutefois observés. L'échantillon F4-C3 présente une surestimation importante par FRXp, tandis que F12-TF11 montre une sous-estimation nette par rapport à l'ICP-

MS. À la section 4.2, le calcium présentait une faible dispersion des mesures répétées, mais une teneur moyenne supérieure à la valeur certifiée du standard. La comparaison effectuée directement sur les stériles montre que cette tendance à la surestimation peut être observée dans certains échantillons, sans toutefois être généralisée à l'ensemble des matériaux.

Ces différences peuvent refléter une distribution hétérogène des phases porteuses de Ca, notamment les carbonates, les feldspaths calciques et certains silicates calciques. Le Ca présente donc une réponse analytique relativement stable, mais sa concordance avec les teneurs obtenues par ICP-MS peut varier selon la matrice et la répartition locale des minéraux calciques.

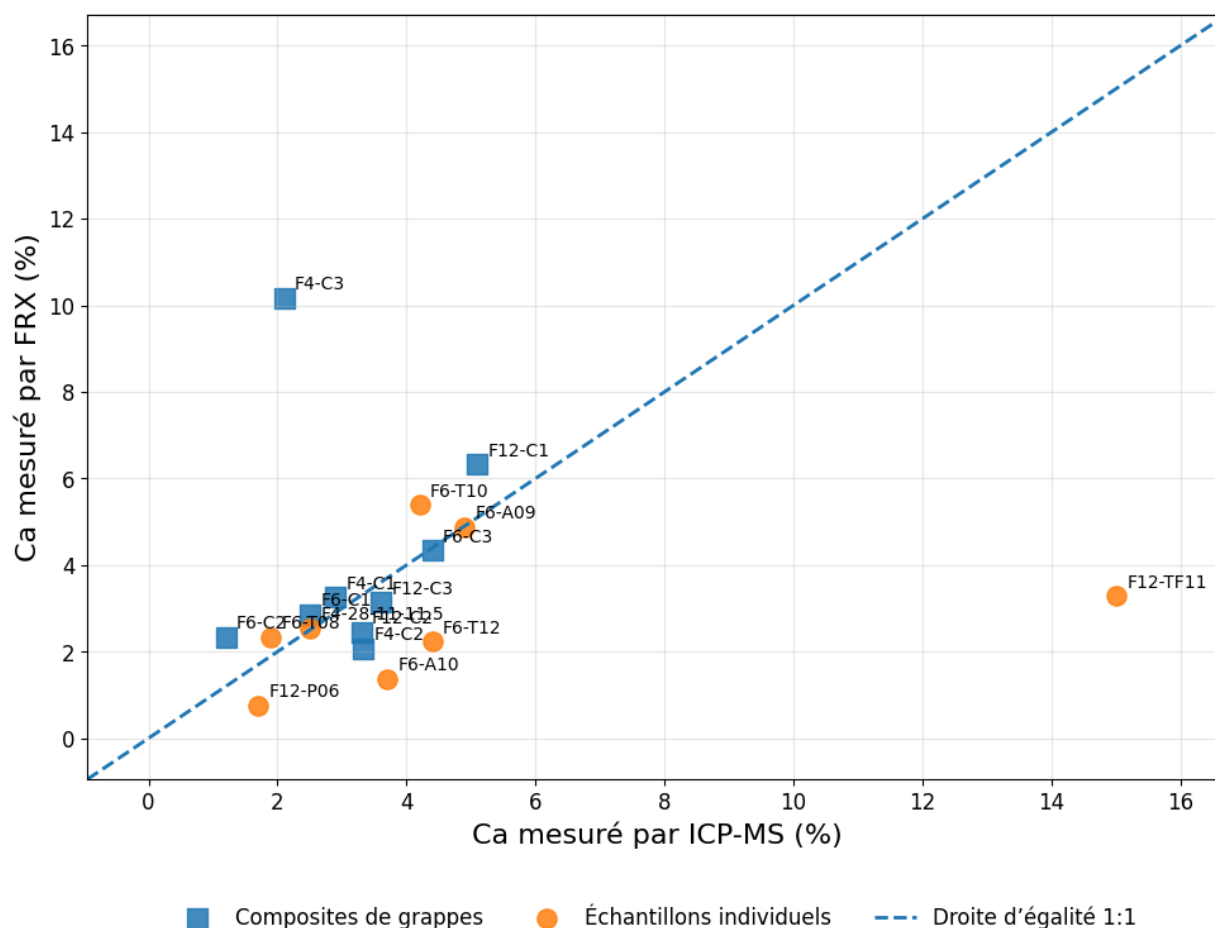


Figure 4.22 Comparaison des teneurs en calcium mesurées par FRXp et ICP-MS

La figure 4.23 montre que le fer présente la meilleure concordance globale entre les deux méthodes. La plupart des échantillons se placent près de la droite 1:1, ce qui indique que le FRXp reproduit correctement les variations relatives du Fe déterminées par ICP-MS.

Cette concordance confirme les résultats du contrôle de qualité présenté à la section 4.2. Les mesures répétées du standard SDAR-M2 montraient une faible dispersion ainsi qu'un faible écart par rapport à la valeur certifiée, faisant du Fe l'un des éléments présentant la réponse analytique la plus stable. La comparaison réalisée directement sur les stériles montre que cette concordance se maintient globalement malgré l'hétérogénéité des matrices étudiées.

L'écart principal concerne l'échantillon F6-A09, dont la teneur en Fe mesurée par FRXp est nettement supérieure à celle obtenue par ICP-MS. Cette valeur peut être liée à une mesure ponctuelle réalisée sur une zone localement enrichie en phases ferrifères, comme des sulfures ou des oxydes de fer, dans la fenêtre d'analyse du FRXp.

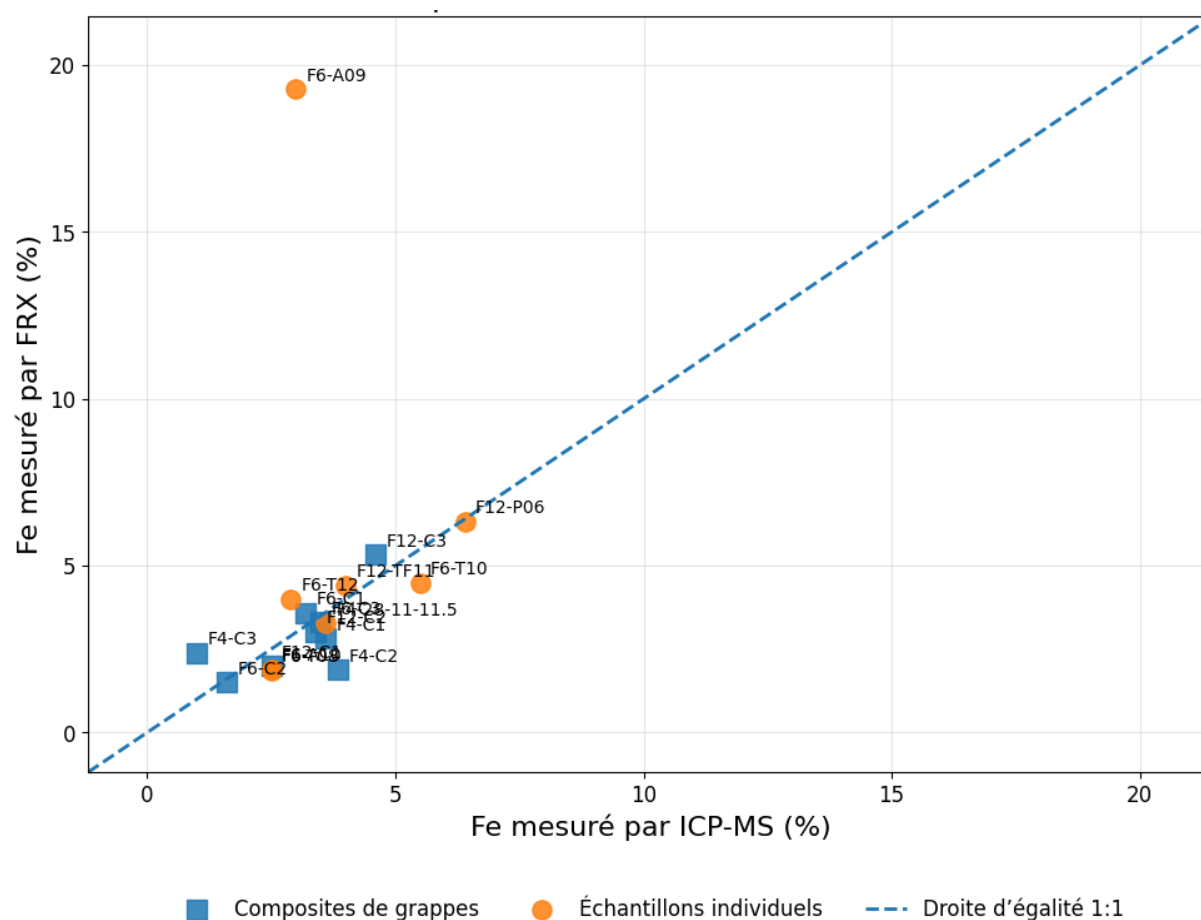


Figure 4.23 Comparaison des teneurs en fer mesurées par FRXp et ICP-MS

La figure 4.24 montre une concordance variable entre les teneurs en potassium obtenues par FRXp et par ICP-MS. Certains échantillons se placent à proximité de la droite 1:1, ce qui indique une bonne correspondance locale entre les deux méthodes. D'autres présentent des écarts plus importants, avec des cas de sous-estimation et de surestimation par FRXp.

À la section 4.2, le K présentait une faible dispersion des mesures répétées, mais une teneur moyenne légèrement inférieure à la valeur certifiée du standard. La comparaison avec l'ICP-MS montre cependant que cette sous-estimation ne se manifeste pas uniformément dans les échantillons étudiés. La direction et l'amplitude des écarts varient selon les matériaux, ce qui indique que la reproductibilité observée sur le standard ne garantit pas une correspondance quantitative constante dans les différentes matrices lithologiques.

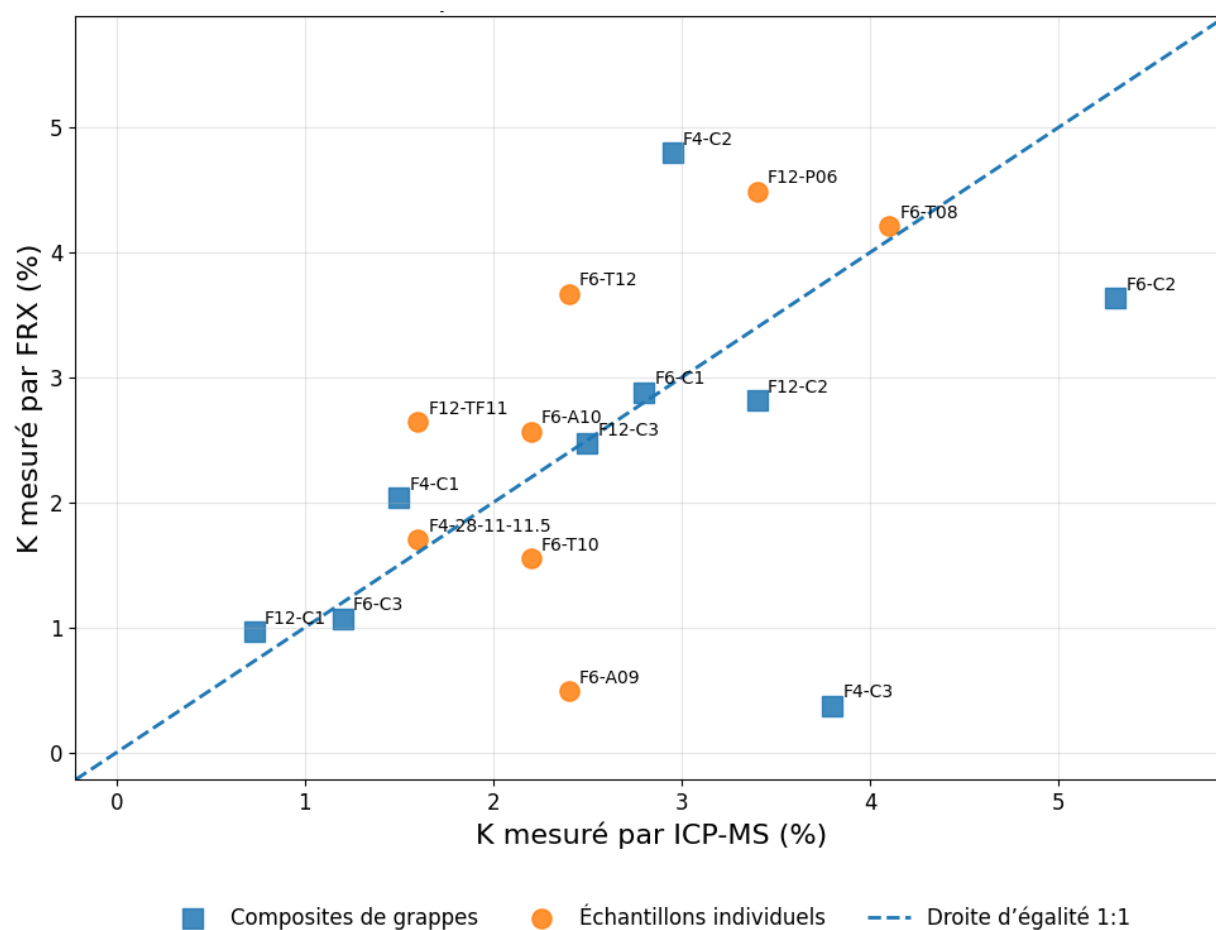


Figure 4.24 Comparaison des teneurs en potassium mesurées par FRXp et ICP-MS

La figure 4.25 met en évidence une concordance plus faible entre le FRXp et l'ICP-MS pour le magnésium. Plusieurs échantillons se situent sous la droite 1:1, ce qui traduit une tendance à la sous-estimation du Mg par FRXp, particulièrement lorsque les teneurs déterminées par ICP-MS sont plus élevées. Quelques échantillons présentent néanmoins une surestimation.

Ces résultats sont cohérents avec les limites mises en évidence à la section 4.2. Lors du contrôle effectué sur le standard SDAR-M2, le Mg présentait la dispersion la plus élevée et des écarts importants par rapport à la valeur certifiée. Bien que la direction des écarts ne soit pas identique pour tous les échantillons, les deux évaluations montrent que la réponse du FRXp pour le Mg demeure variable et fortement dépendante des conditions d'analyse et de la matrice. Ce comportement est cohérent avec les limites du FRXp pour les éléments légers, dont la mesure est davantage sensible aux effets de matrice, à la granulométrie et aux conditions de surface. La présence locale de minéraux magnésiens, comme la biotite, les amphiboles, les pyroxènes ou le talc, peut également influencer la teneur mesurée dans la fenêtre d'analyse.

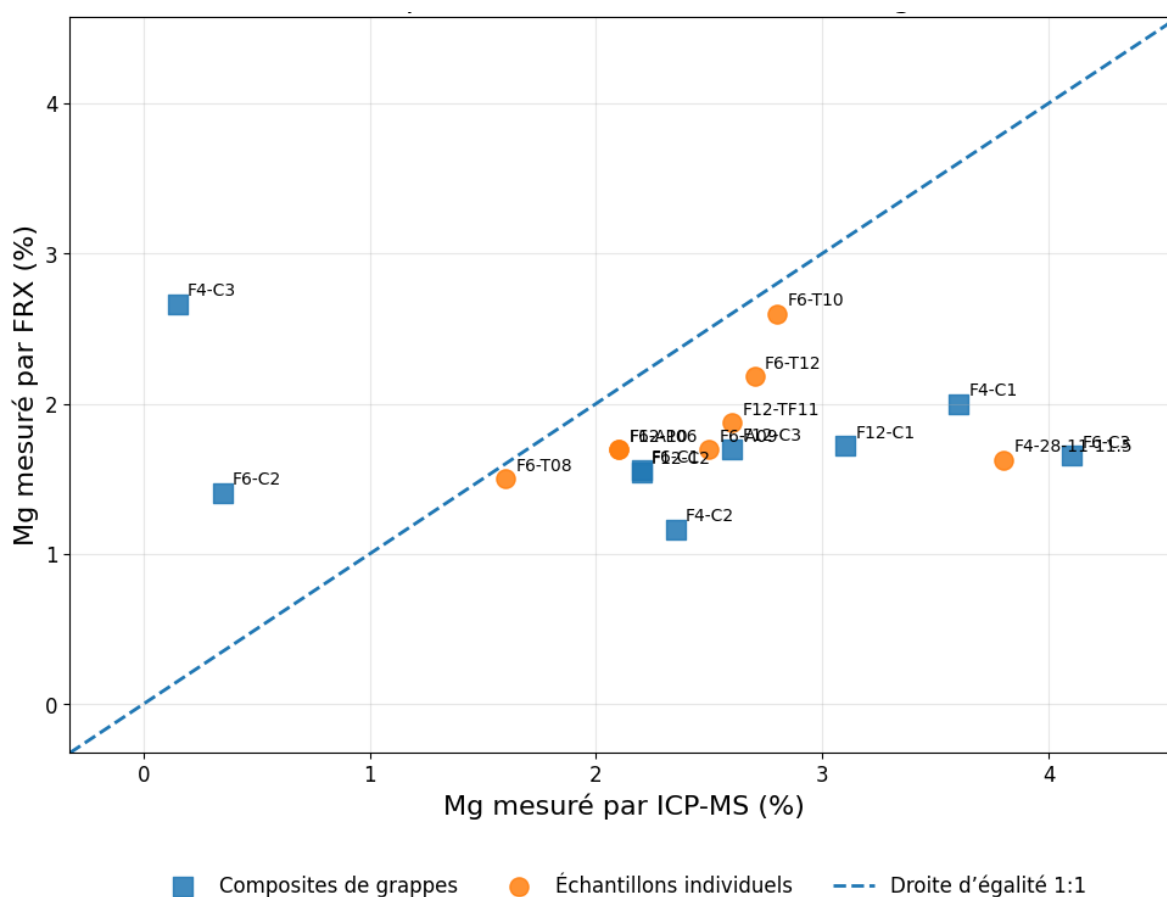


Figure 4.25 Comparaison des teneurs en magnésium mesurées par FRXp et ICP-MS

La figure 4.26 indique une concordance généralement acceptable entre les deux méthodes pour le titane, particulièrement dans les faibles teneurs. Ce résultat concorde avec le contrôle de qualité de la section 4.2, où le titane présentait une faible dispersion et une teneur moyenne proche de la valeur certifiée. La comparaison avec l'ICP-MS indique ainsi que la stabilité observée sur le matériau de référence se retrouve globalement dans les échantillons de stériles.

Quelques écarts ponctuels sont néanmoins observés, notamment pour F6-T12, dont la teneur est plus élevée par FRXp. Cette différence peut être liée à la présence locale de phases titanifères accessoires, comme le rutile, dont la distribution peut être hétérogène dans l'échantillon.

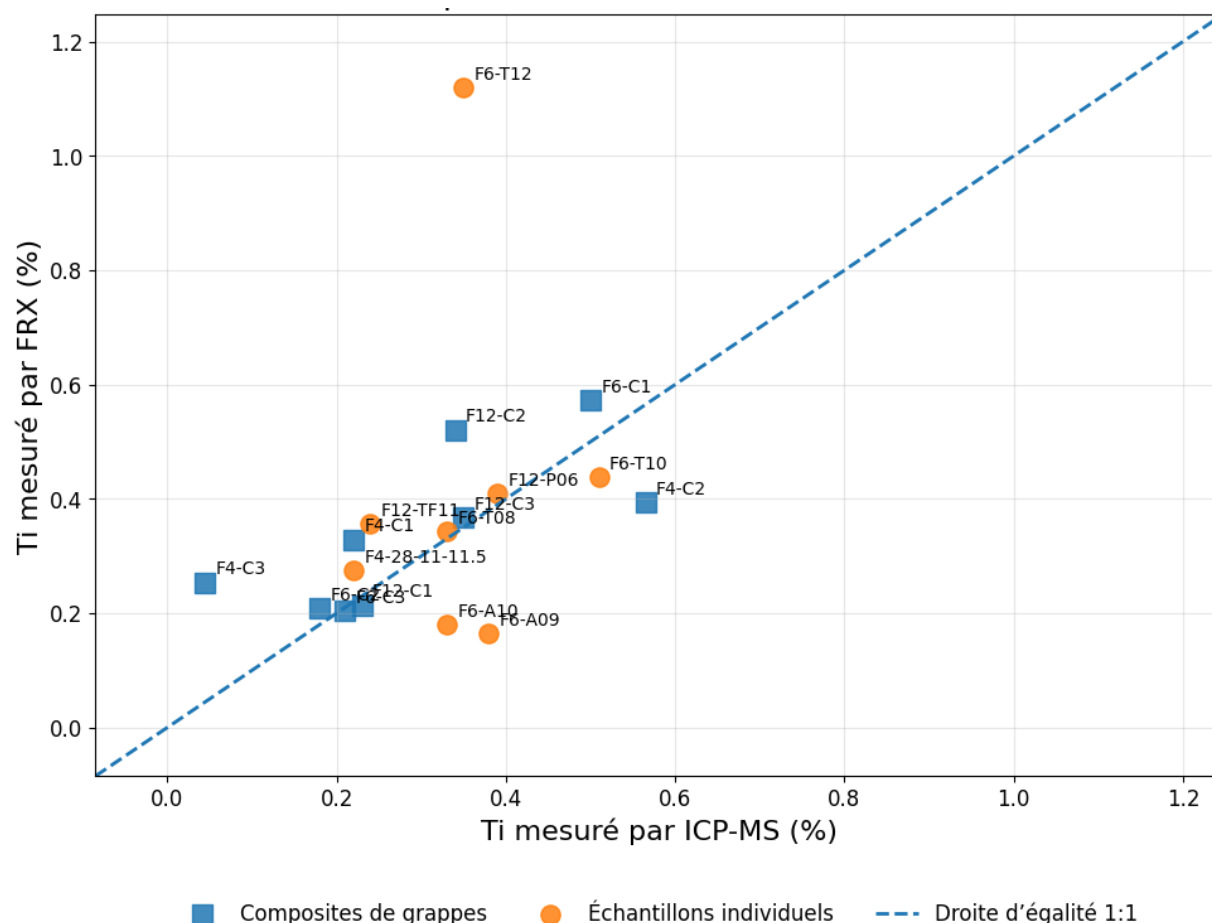


Figure 4.26 Comparaison des teneurs en titane mesurées par FRXp et ICP-MS

Dans l'ensemble, les sections 4.2 et 4.7 fournissent deux niveaux complémentaires d'évaluation de la qualité des résultats obtenus par FRXp. Le contrôle réalisé à la section 4.2 à partir du standard certifié SDAR-M2 documente la reproductibilité de l'appareil et la concordance des mesures avec les valeurs de référence dans des conditions contrôlées. La comparaison avec l'ICP-MS présentée

dans cette section évalue plutôt la concordance des résultats directement dans les matrices lithologiques étudiées, en intégrant les effets de l'hétérogénéité minéralogique et des différences de préparation des échantillons.

Les deux évaluations conduisent à des résultats convergents pour le Fe et le Ti, qui présentent les meilleures concordances et les réponses analytiques les plus stables. Le Mg demeure l'élément le plus incertain, tandis que l'Al présente une tendance fréquente à la sous-estimation. Les résultats obtenus pour le Ca et le K montrent que des mesures reproductibles sur un standard peuvent néanmoins présenter des écarts variables dans les matériaux réels en raison des effets de matrice et de l'hétérogénéité locale.

Le FRXp permet ainsi de reproduire les tendances générales de plusieurs éléments et demeure pertinent pour le tri préliminaire des matériaux, la comparaison relative des signatures géochimiques et la sélection des échantillons. Les analyses par ICP-MS, réalisées sur des matériaux préparés, pulvérisés et homogénéisés, demeurent toutefois la méthode de référence pour confirmer les teneurs absolues utilisées dans l'évaluation environnementale.

4.8 Caractérisation minéralogique des échantillons

4.8.1 Observations en lames polies

La caractérisation minéralogique des échantillons retenus vise à identifier les principales phases minérales observables dans les matériaux sélectionnés pour les analyses complémentaires. Les observations microscopiques ont été réalisées de manière qualitative et préliminaire, afin de reconnaître les minéraux dominants et les phases opaques les plus visibles. Elles ne permettent donc pas de quantifier précisément l'abondance des phases minérales, mais elles fournissent une première indication sur les assemblages silicatés, graphitiques, sulfurés et oxydés présents dans les échantillons. Les abréviations utilisées pour les principaux minéraux observés sont les suivantes : quartz (Qz), biotite (Bt), épidote (Ep), graphite (Gph), plagioclase (Pl), pyrrhotite (Po), sphalérite (Sph), chalcopryrite (Ccp) et magnétite (Mag).

La figure 4.27 présente les observations microscopiques réalisées sur l'échantillon F6-A03. Les images en lumière réfléchie montrent la présence de phases opaques disséminées dans la matrice minérale. Les phases identifiées comprennent principalement la pyrrhotite (Po), la sphalérite (Sph), la chalcopryrite (Ccp) et la magnétite (Mag). Ces minéraux apparaissent sous forme de grains

ponctuels, de petits agrégats ou de plages irrégulières, généralement associés à la matrice silicatée. La pyrrhotite constitue la phase sulfurée la plus fréquente dans les zones observées. La présence locale de sphalérite et de chalcopryrite indique également une minéralisation sulfurée accessoire, associée respectivement à des phases porteuses de Zn et de Cu. Toutefois, ces observations demeurent ponctuelles et ne permettent pas d'estimer l'abondance réelle de ces phases à l'échelle de l'échantillon complet.

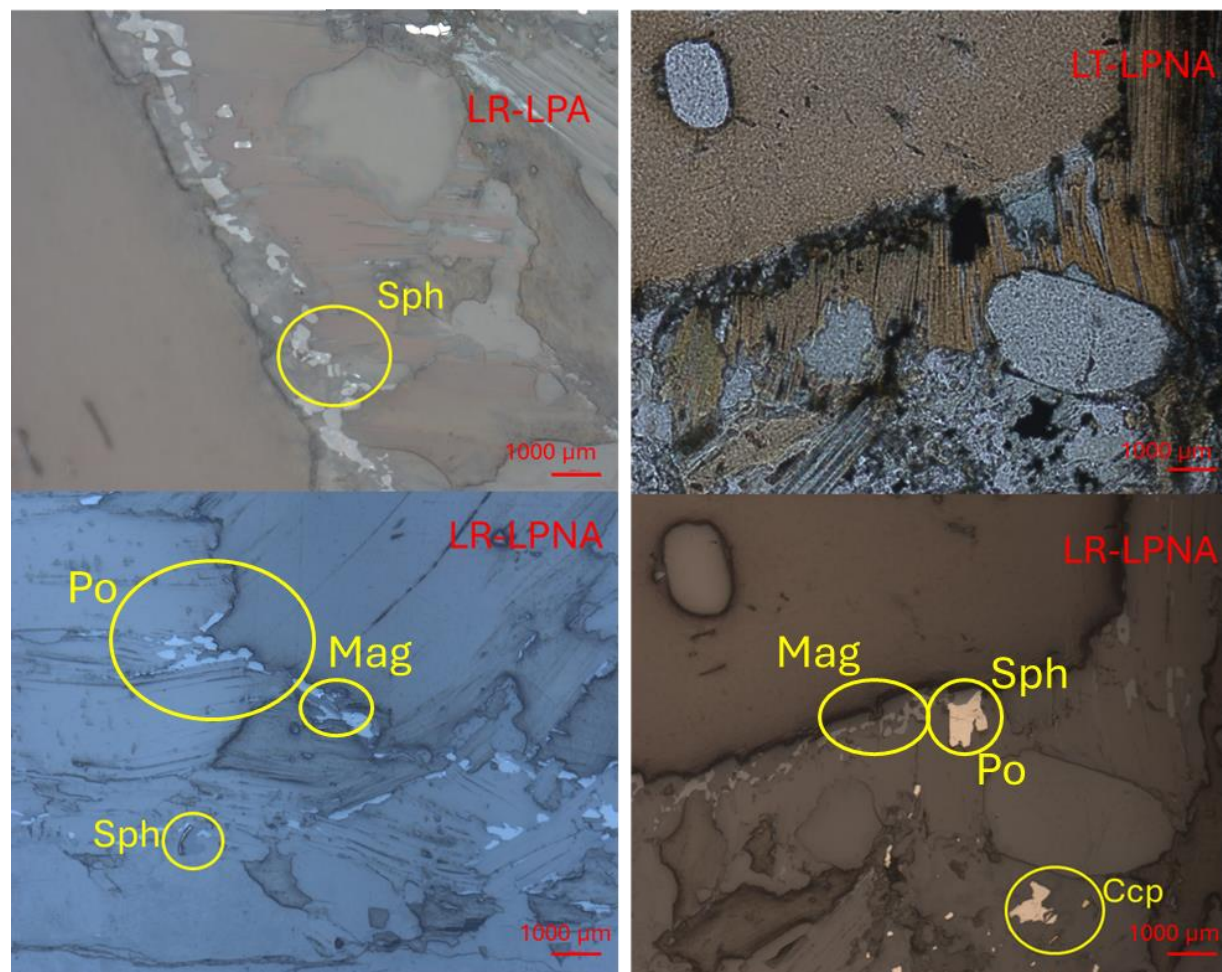


Figure 4.27 Microtextures sulfurées et oxydes observés dans l'échantillon F6-A03.

La figure 4.28 illustre l'assemblage minéralogique observé dans l'échantillon F6-A04. Les images en lumière transmise montrent une matrice dominée par des minéraux silicatés, principalement le quartz (Qz), la biotite (Bt) et l'épidote (Ep). Le quartz apparaît sous forme de grains clairs à faible relief, tandis que la biotite se présente en feuillets brunâtres à brun verdâtre. L'épidote est observée localement dans la matrice silicatée. La figure met également en évidence la présence de graphite

(Gph), visible sous forme de lamelles ou de plages sombres. L'association Qz–Bt–Ep–Gph indique une roche silicatée contenant une fraction graphitique observable à l'échelle microscopique.

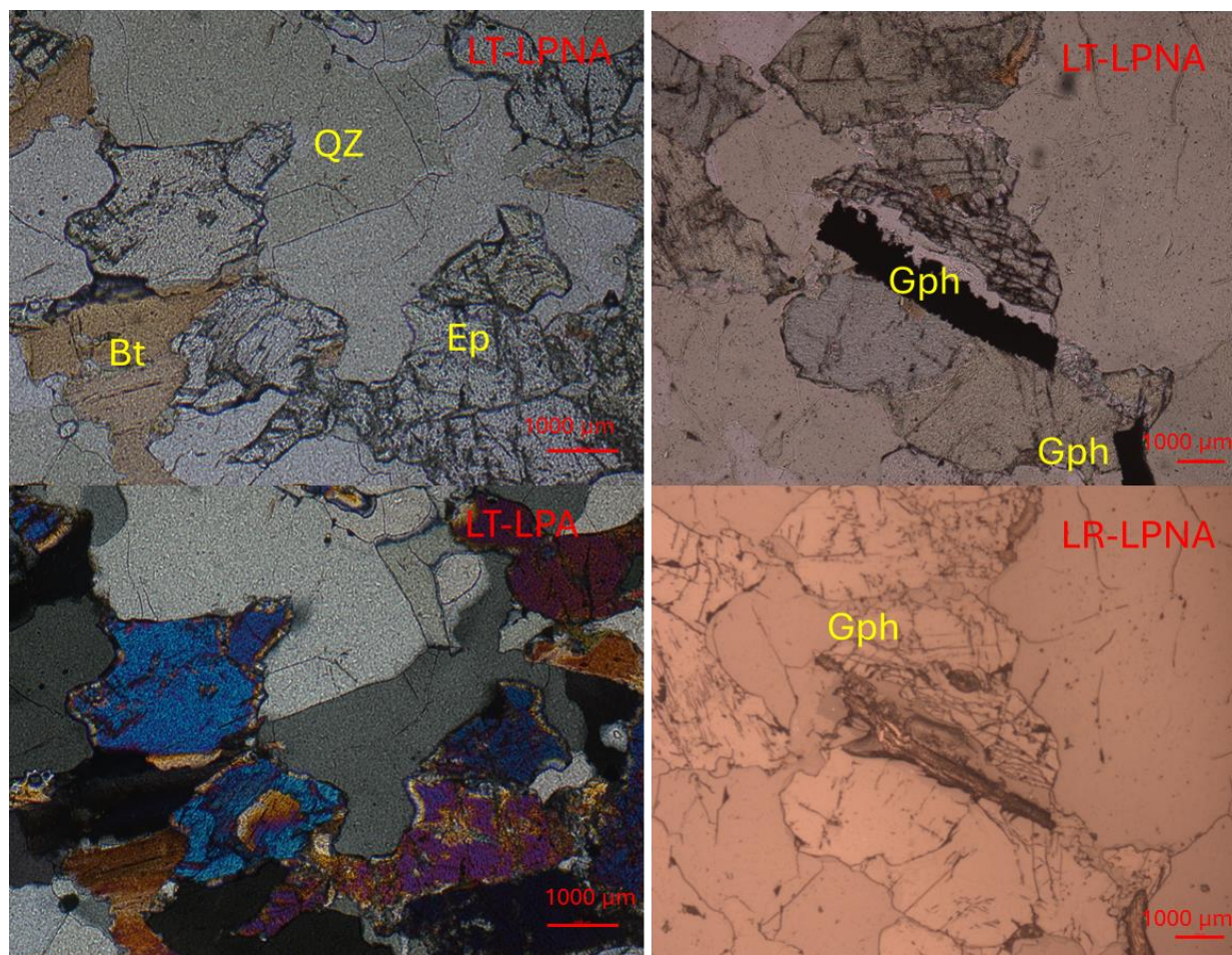


Figure 4.28 Association quartz–biotite–épidote–graphite dans l'échantillon F6-A04.

La figure 4.29 présente les observations réalisées sur l'échantillon F4-C2, associé à une lithologie pegmatitique. Les images en lumière transmise montrent une matrice dominée par des minéraux felsiques, principalement le quartz (Qz) et le plagioclase (Pl), avec une présence locale de biotite (Bt). Cette association traduit une composition principalement quartzofeldspathique. Des grains opaques attribués à la pyrrhotite (Po) sont également observés localement dans la matrice. Leur distribution semble ponctuelle à l'échelle de la lame observée, ce qui suggère une minéralisation sulfurée accessoire et hétérogène dans cet échantillon.

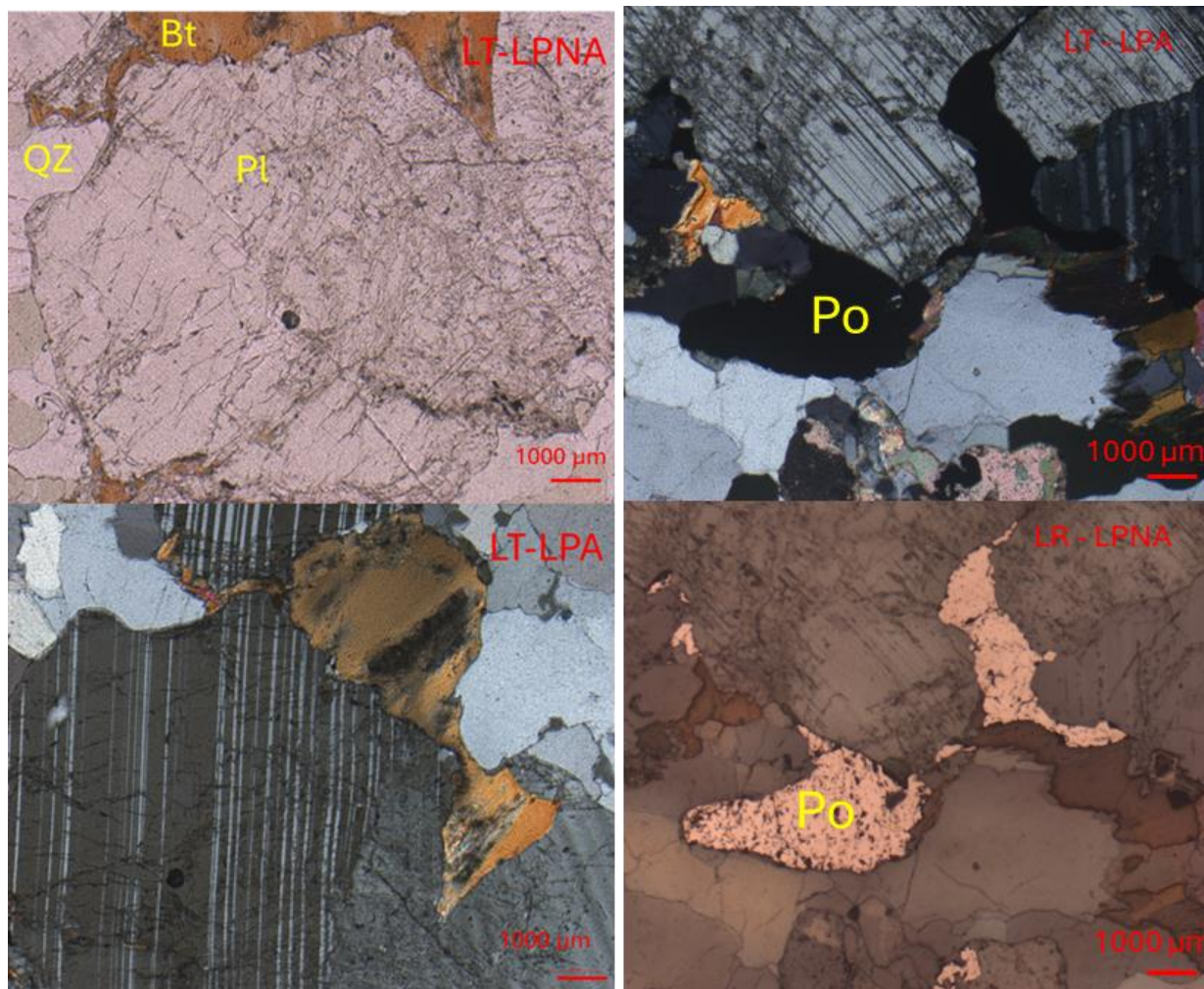


Figure 4.29 Pegmatite de l'échantillon F4-C2 avec pyrrhotite accessoire et texture quartzofeldspathique.

4.8.2 Résultats DRX

Les analyses par DRX, incluant l'identification des phases cristallines et l'estimation de leurs proportions relatives, ont été réalisées et interprétées par les laboratoires SGS. La DRX a été utilisée afin d'estimer les proportions relatives des principales phases cristallines présentes dans deux échantillons, soit le gneiss quartzofeldspathique à biotite et les pegmatites. Les résultats présentés au tableau 4.6 indiquent que les deux échantillons sont dominés par des phases silicatées, avec le quartz comme phase principale. Celui-ci représente 49,9 % dans les gneiss et 42,6 % dans l'échantillon des pegmatites.

Tableau 4.6 Composition minéralogique quantitative du gneiss quartzofeldspathique à biotite et de la pegmatite déterminée par DRX avec affinement de Rietveld

Minéral/Composé	Formule chimique	Gneiss à biotite (wt %)	Pegmatite (wt %)
Quartz	SiO ₂	49,9	42,6
Biotite	K(Mg,Fe) ₃ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂	4,1	0,3
Muscovite	KAl ₂ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂	3,0	2,4
Actinolite	Ca ₂ (Mg,Fe) ₅ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂	3,1	—
Diopside	CaMgSi ₂ O ₆	11,0	—
Calcite	CaCO ₃	0,4	0,5
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂	0,8	—
Ankerite	CaFe(CO ₃) ₂	0,3	—
Pyrrhotite-4M	Fe ₈ S ₉	1,2	0,5
Pyrrhotite-P6₃/mmc	Fe ₈ S ₉	2,0	0,4
Magnetite	Fe ₃ O ₄	0,1	0,1
Chlorite	(Fe,(Mg,Mn) ₅ ,Al)(Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₈	1,7	1,0
Albite	NaAlSi ₃ O ₈	4,5	19,4
Microcline	KAlSi ₃ O ₈	1,8	13,6
Talc	Mg ₃ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂	6,0	—
Rutile	TiO ₂	1,5	—
Enstatite	MgSiO ₃	6,9	—
Fluorapatite	Ca ₅ (PO ₄) ₃ F	0,8	0,0
Rhodochrosite	MnCO ₃	0,9	0,2
Marcasite	FeS ₂	—	0,1
Orthoclase	KAlSi ₃ O ₈	—	18,8
TOTAL		100	100

Dans l'échantillon gneiss à biotite, le quartz est associé à des minéraux ferromagnésiens et à des phyllosilicates, notamment le diopside, l'enstatite, le talc, la biotite et la muscovite. Des carbonates accessoires, tels que la calcite, la dolomite et l'ankérite, sont également rapportés en faibles proportions. La pyrrhotite est détectée sous deux formes cristallines, soit la pyrrhotite-4M

(structure monoclinique) et la pyrrhotite-P6₃/mmc (structure hexagonale), pour une proportion totale d'environ 3,2 %. La magnétite est présente en proportion accessoire.

La pegmatite présente une composition davantage quartzofeldspathique. En plus du quartz, il contient des proportions importantes d'albite, d'orthoclase et de microcline. Les phases ferromagnésiennes et phyllosilicatées y sont moins abondantes. Les sulfures sont également présents en plus faible proportion, avec environ 0,9 % de pyrrhotite totale, accompagnée de traces de marcasite et de magnétite. Ces résultats indiquent donc une minéralogie principalement silicatée, avec une minéralisation sulfurée accessoire, plus marquée dans le gneiss à biotite que dans la pegmatite.

4.8.3 Comparaison entre les observations microscopiques et les résultats DRX

La comparaison avec les résultats de DRX montre une cohérence générale pour les phases dominantes. La forte proportion de quartz mesurée par DRX concorde avec l'abondance de Qz observée en lame mince. De même, la composition quartzofeldspathique de la pegmatite est cohérente avec l'observation d'une matrice dominée par le quartz et le plagioclase. La présence de pyrrhotite observée localement en lame polie est également compatible avec sa détection par DRX dans les deux échantillons.

Cependant, certaines discordances importantes sont observées entre les deux méthodes. Le graphite (Gph), clairement observé en lame mince sous forme de lamelles ou de plages sombres, n'est pas rapporté dans les résultats de DRX. L'épidote (Ep), identifiée dans la figure 4.28, n'apparaît pas non plus dans le tableau DRX. À l'inverse, la DRX indique la présence de chlorite. De plus, la sphalérite et la chalcopryrite, observées localement en lame polie, ne sont pas détectées par DRX.

Ces écarts doivent être interprétés avec prudence. Les analyses DRX ayant été réalisées à l'externe, l'interprétation repose sur le traitement des spectres et l'affinement minéralogique fournis par le laboratoire. Ainsi, les résultats DRX fournissent une indication utile sur les grandes tendances minéralogiques, notamment la dominance des phases silicatées et la présence accessoire de sulfures. Toutefois, les discordances relevées avec les observations microscopiques suggèrent que l'interprétation détaillée des phases secondaires doit être considérée comme préliminaire.

4.9 La non-dangérosité

L'essai TCLP constitue une étape importante pour évaluer la non-dangérosité des stériles miniers, puisqu'il permet de vérifier si certains éléments peuvent être mobilisés dans des conditions de lixiviation acides et atteindre des concentrations susceptibles de dépasser les seuils réglementaires. À la suite de la caractérisation chimique et minéralogique des stériles, les matériaux ont été regroupés en classes géochimiques, à partir desquelles des échantillons ont été sélectionnés pour les essais complémentaires. Dans ce contexte, l'évaluation de la non-dangérosité constitue une étape préalable à leur classement selon les démarches du guide de valorisation (MENV, 2002).

La figure 4.30 présente, pour les fosses F4, F6 et F12, les rapports entre les concentrations mesurées dans les lixiviats TCLP et les critères de dangérosité établis au Québec pour la propriété de matière lixiviable. Ces critères correspondent aux concentrations maximales fixées à l'article 3 du Règlement sur les matières dangereuses (Q-2, r. 32), selon lequel une matière est considérée lixiviable lorsque le lixiviat obtenu à l'essai contient un contaminant à une concentration supérieure aux normes réglementaires applicables (Gouvernement du Québec, 2025).

Au total, 12 échantillons ont été soumis à cet essai, soit 6 échantillons provenant de la fosse F4, 3 échantillons de la fosse F6 et 3 échantillons de la fosse F12. Pour chaque fosse, les valeurs présentées dans la figure correspondent aux rapports moyens calculés à partir des échantillons analysés.

Les échantillons soumis aux essais de lixiviation ont été sélectionnés de manière à couvrir les différents groupes géochimiques identifiés. Pour chaque groupe, plusieurs échantillons ont été considérés afin d'obtenir une composition plus fidèle à la variabilité interne de la grappe et de limiter l'influence d'un échantillon isolé. L'ensemble des rapports présentés à la figure 4.30 demeure inférieur à 1, ce qui indique que les concentrations mesurées par TCLP restent en deçà des critères de dangérosité établis au Québec pour la propriété matière lixiviable. Dans les conditions de l'essai, aucun des échantillons provenant des fosses F4, F6 et F12 ne présente donc un comportement de lixiviation compatible avec une classification comme matière dangereuse selon ce cadre réglementaire.

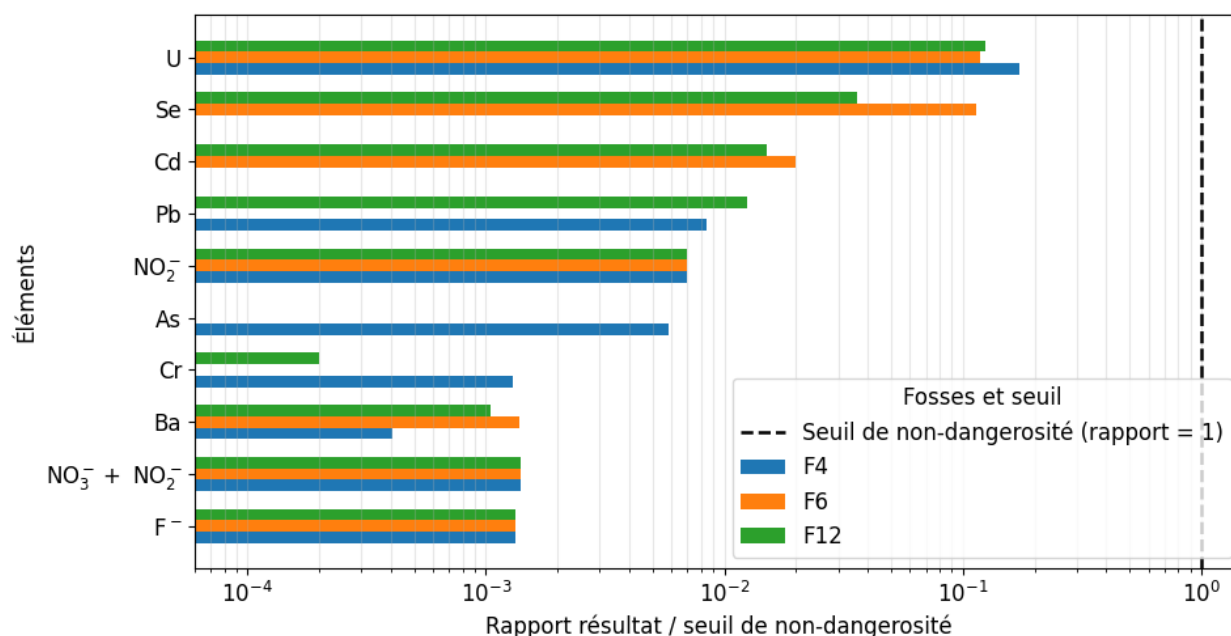


Figure 4.30 Comparaison des résultats TCLP aux seuils de non-dangerosité pour la propriété « matière lixiviable » dans les fosses F4, F6 et F12

4.10 Teneur en soufre par fosse

Le soufre total constitue un indicateur important dans l'évaluation du potentiel acidogène des stériles miniers, puisqu'il peut refléter la présence de minéraux sulfurés susceptibles de produire de l'acidité lors de leur oxydation. Sa quantification permet donc d'identifier les matériaux pour lesquels une évaluation plus approfondie du comportement acidogène est nécessaire. Le tableau 4.7 montre que le soufre est présent dans l'ensemble des stériles étudiés, tant selon les analyses par FRXp que selon les analyses par ELTRA. Les résultats FRXp indiquent des teneurs moyennes de 0,9 % pour la fosse F4, de 1 % pour la fosse F6 et de 1,1 % pour la fosse F12. Les médianes, respectivement de 0,6 %, 0,6 % et 0,8 %, confirment cette variabilité dans les trois fosses. Les intervalles de variation mettent toutefois en évidence une certaine hétérogénéité, avec des valeurs comprises entre 0,1 et 3 % pour F4, entre 0,1 et 10,8 % pour F6, et entre 0,2 et 5,3 % pour F12. La fosse F6 se distingue par l'amplitude la plus forte et par la valeur maximale la plus élevée, ce qui traduit la présence de quelques échantillons nettement plus sulfurés que le reste de la population.

Les analyses ELTRA confirment cette tendance générale, avec des teneurs moyennes de 1,1 % dans F4, 1,4 % dans F6 et 1,1 % dans F12. Les médianes, soit 0,8 %, 1 % et 0,9 %, restent-elles aussi largement supérieures à 0,2 %. Les valeurs minimales et maximales s'échelonnent de 0,1 à

3,8 % pour F4, de 0,5 à 2,7 % pour F6 et de 0,5 à 2,1 % pour F12. Par rapport au FRXp, les résultats ELTRA apparaissent globalement moins dispersés, ce qui suggère une distribution plus serrée des teneurs mesurées sur les échantillons analysés.

Tableau 4.7 Évaluation des teneurs en soufre par FRXp et par ELTRA dans les stériles des fosses F4, F6 et F12.

Appareil	Fosse	N	Moyenne (%)	Médiane (%)	Min (%)	Max (%)	Écart-type (%)	RSD (%)	rRSD (%)
Eltra	F4	14	1,1	0,8	0,1	3,8	1,0	87,6	66,4
Eltra	F6	8	1,4	1,0	0,5	2,7	0,8	61,3	62,8
Eltra	F12	6	1,1	0,9	0,5	2,1	0,6	55,8	46,3
FRXp	F4	39	0,9	0,6	0,1	3,0	0,8	91,1	91,3
FRXp	F6	41	1,0	0,6	0,0	10,8	1,7	175,6	66,8
FRXp	F12	39	1,1	0,8	0,2	5,3	1,1	103,2	58,0

Les résultats obtenus par FRXp et par ELTRA donnent un portrait globalement comparable des teneurs en soufre dans les trois fosses. Les deux méthodes montrent que F4 présente les teneurs moyennes les plus faibles, tandis que F6 et F12 se caractérisent par des teneurs plus élevées. La principale différence concerne le classement entre F6 et F12. Le FRXp indique des valeurs plus élevées pour F12, alors que l'ELTRA montre une moyenne plus élevée pour F6. Cette différence ne modifie toutefois pas l'interprétation générale, car les deux méthodes distinguent clairement F4 des deux autres fosses.

Les résultats montrent que le seuil de 0,2 % S est dépassé dans les trois fosses pour les deux méthodes analytiques. Les moyennes et les médianes sont toutes supérieures à cette valeur, ce qui indique que les teneurs en soufre observées ne sont pas liées uniquement à quelques valeurs ponctuelles élevées, mais traduisent une tendance générale dans les matériaux analysés. Quelques valeurs minimales demeurent toutefois inférieures à 0,2 %, notamment pour les mesures FRXp ainsi que pour l'ELTRA dans F4, ce qui met en évidence une certaine variabilité locale des teneurs.

Les résultats du tableau 4.7 permettent d'abord de comparer les tendances globales par fosse entre les deux méthodes. Les analyses ELTRA confirment la présence de soufre dans les trois fosses et montrent des teneurs moyennes légèrement supérieures à celles mesurées par FRXp pour F4 et F6, alors que les valeurs sont plus proches pour F12. Les résultats FRXp présentent toutefois une

dispersion plus élevée, notamment pour F6, ce qui reflète probablement l'influence de mesures ponctuelles réalisées sur des matériaux hétérogènes.

Afin de compléter cette comparaison par fosse, la figure 4.31 présente la relation entre les teneurs en soufre mesurées par FRXp et les teneurs en soufre total déterminées par ELTRA pour les échantillons analysés par les deux méthodes. La droite d'égalité 1:1 sert de référence, les points situés près de cette droite indiquent une bonne correspondance entre les deux méthodes, tandis que les points situés en dessous traduisent une sous-estimation du soufre par FRXp par rapport à l'ELTRA. À l'inverse, les points situés au-dessus indiquent des teneurs plus élevées mesurées par FRXp.

La figure 4.31 montre que les composites de grappes sont généralement plus proches de la droite 1:1 que les échantillons individuels. Cette tendance indique que l'agrégation des mesures par grappe réduit l'effet de l'hétérogénéité locale et permet au FRXp de mieux reproduire les tendances générales du soufre total. En revanche, les échantillons individuels présentent une dispersion plus marquée, avec plusieurs points situés sous la droite d'égalité, ce qui suggère une sous-estimation du soufre par FRXp dans certains cas.

Ces écarts s'expliquent principalement par la différence entre les deux approches analytiques. Le FRXp mesure une surface restreinte de l'échantillon et peut donc être influencé par la présence ou l'absence locale de grains sulfurés dans la fenêtre d'analyse. À l'inverse, l'ELTRA mesure le soufre total sur un échantillon préparé, pulvérisé et homogénéisé, ce qui donne une valeur plus caractéristique de la composition globale du matériau.

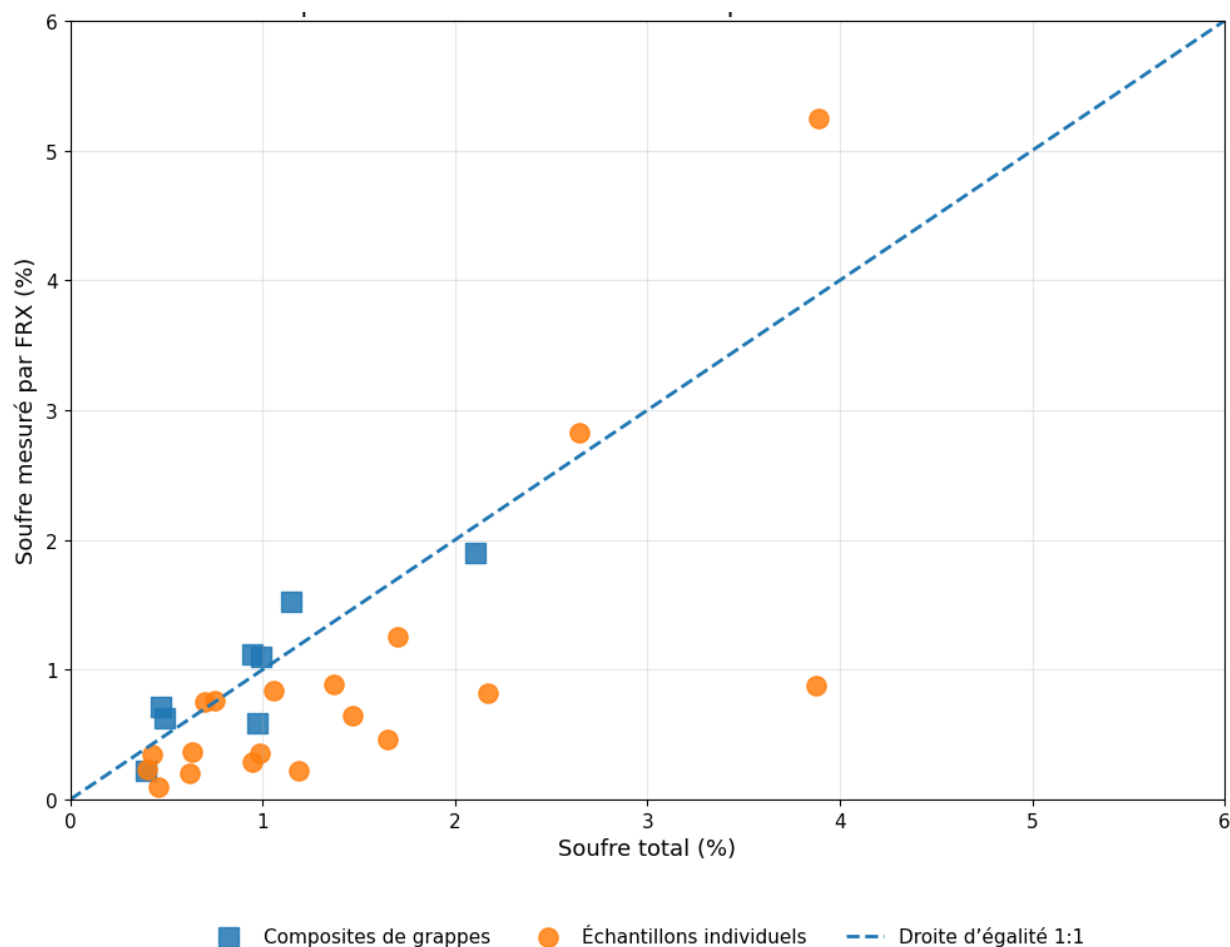


Figure 4.31 Comparaison entre le soufre mesuré par FRXp et le soufre total déterminé par ELTRA

Ainsi, la comparaison entre les résultats FRXp et ELTRA montre que le FRXp permet de suivre les tendances générales du soufre et d'identifier les matériaux potentiellement enrichis. Pour l'évaluation du potentiel acidogène, les résultats ELTRA demeurent la référence, puisqu'ils reposent sur une mesure du soufre total réalisée sur un matériau homogénéisé.

4.11 Résultats du potentiel de neutralisation

Compte tenu du dépassement du seuil de 0,2 % de soufre total, un potentiel de production d'acidité peut être présent dans certains matériaux, donc l'évaluation du potentiel de neutralisation permet donc de vérifier si cette acidité potentielle peut être compensée par la capacité neutralisante des stériles. Le tableau 4.8 met en évidence des différences nettes du potentiel de neutralisation entre les fosses F4, F6 et F12, quelle que soit la méthode considérée. Dans l'ensemble, les valeurs

moyennes les plus faibles sont systématiquement observées dans la fosse F4, alors que les fosses F6 et surtout F12 présentent des potentiels de neutralisation plus élevés. Cette tendance est visible pour l'essai statique à 24 h, l'essai prolongé à 7 jours et la méthode carbonate. Pour l'essai statique à 24 h, les moyennes sont de 13,3 kg CaCO_3/t dans F4, 26,2 kg CaCO_3/t dans F6 et 83,7 kg CaCO_3/t dans F12. Après 7 jours, elles augmentent à 32,5 kg CaCO_3/t dans F4, 45,7 kg CaCO_3/t dans F6 et 88,8 kg CaCO_3/t dans F12. La méthode carbonate donne les valeurs les plus élevées, avec 63 kg CaCO_3/t dans F4, 176 kg CaCO_3/t dans F6 et 228 kg CaCO_3/t dans F12.

L'augmentation des valeurs du PN d'une méthode à l'autre indique qu'une partie de la capacité neutralisante n'est pas entièrement exprimée à court terme et devient davantage mobilisable lorsque le temps de réaction augmente. L'écart entre l'essai statique à 24 h et l'essai prolongé à 7 jours est particulièrement visible dans les fosses F4 et F6, ce qui suggère qu'une fraction des phases neutralisantes réagit plus lentement. Les valeurs obtenues par la méthode carbonate sont encore plus élevées, ce qui traduit un potentiel neutralisant théorique supérieur à celui directement mesuré par les essais statiques. Ce résultat doit toutefois être interprété avec prudence, puisque cette approche repose sur le carbone attribué aux phases carbonatées et peut à la fois sous-estimer la part de neutralisation assurée par certains silicates et surestimer le potentiel calculé lorsque du carbone non directement neutralisant (par exemple le graphite) contribue au signal mesuré.

Les valeurs minimales et maximales montrent également des contrastes marqués entre les fosses. Dans F4, les résultats demeurent globalement plus faibles, avec des maxima de 26,9 kg CaCO_3/t pour l'essai à 24 h, 44,7 kg CaCO_3/t pour l'essai à 7 jours et 152 kg CaCO_3/t pour la méthode carbonate. Dans F6, les maxima atteignent respectivement 64, 82 et 620 kg CaCO_3/t . La fosse F12 se distingue par des valeurs élevées pour l'ensemble des méthodes, avec des maxima de 362 kg CaCO_3/t à 24 h, 373 kg CaCO_3/t à 7 jours et 590 kg CaCO_3/t par la méthode carbonate. La dispersion des résultats demeure importante au sein de plusieurs groupes, comme l'indiquent les écarts-types et les RSD. Pour les essais statiques, la plus forte variabilité est observée dans F12, avec des RSD de 148 % à 24 h et de 143 % à 7 jours. Pour la méthode carbonate, la dispersion est particulièrement marquée dans F6, où le RSD atteint 114 %. Ces résultats montrent que le potentiel de neutralisation n'est pas homogène au sein des fosses et qu'il varie fortement selon les échantillons.

Tableau 4.8 Statistiques descriptives comparatives du potentiel de neutralisation des fosses 4, 6 et 12 selon l'essai statique à 24 h, l'essai prolongé à 7 jours et la méthode carbonate

Fosse	Méthode	Moyenne (kg CaCO ₃ /t)	Minimum	Maximum	Écart- type	RSD (%)
F4	Essai statique 24 h	13,3	2,5	26,9	6,3	47,4
F4	Essai prolongé 7 jours	32,5	16,4	44,7	10,6	32,6
F4	Carbonate	63	3,3	152	53,4	84,7
F6	Essai statique 24 h	26,2	8,7	64,3	19,5	74,4
F6	Essai prolongé 7 jours	45,7	21,0	82,6	22,3	48,8
F6	Carbonate	176	11,6	620	202,1	114
F12	Essai statique 24 h	83	20,2	362	123,8	148
F12	Essai prolongé 7 jours	88	7,0	373	127,2	143
F12	Carbonate	228	74,1	590	161	70,9

Ces différences peuvent être mises en relation avec la nature lithologique des matériaux échantillonnés ainsi qu'avec le mode d'échantillonnage appliqué dans chaque fosse. Dans les fosses F6 et F12, l'échantillonnage des haldes à stériles ne reposait pas sur une sélection lithologique stricte, de sorte que les matériaux analysés correspondent à des mélanges de roches. Les valeurs de PN obtenues dans ces fosses traduisent donc le comportement global d'assemblages lithologiques hétérogènes plutôt que celui d'une lithologie unique. Dans ce contexte, les valeurs plus élevées observées dans F6 et surtout dans F12 peuvent être reliées à une proportion plus importante de matériaux à caractère neutralisant, notamment les lithologies carbonatées, généralement associées à une plus forte présence de phases carbonatées. À l'inverse, la fosse F4 a fait l'objet d'un échantillonnage plus contrôlé, ciblant principalement des gneiss faiblement graphitiques et des pegmatites généralement peu ou pas carbonatées, ce qui est cohérent avec les valeurs plus faibles de PN observées dans cette fosse.

Les observations de terrain indiquent également une présence plus marquée de graphite dans les lithologies carbonatées, particulièrement dans la fosse F12 et, dans une moindre mesure, dans la fosse F6. Cette association suggère que les matériaux les plus neutralisants peuvent aussi correspondre à des lithologies plus riches en carbone. Ainsi, les valeurs élevées obtenues par la méthode carbonate dans ces deux fosses doivent être interprétées en tenant compte à la fois de la contribution réelle des phases carbonatées et de la possibilité d'une influence du carbone non carbonaté sur l'estimation du potentiel calculé. Dans tous les cas, les résultats montrent que les fosses F6 et F12 possèdent, en moyenne, une capacité de neutralisation plus élevée que la future fosse F4, mais que cette capacité demeure très variable à l'intérieur de chaque fosse. L'interprétation du potentiel de neutralisation doit donc être replacée dans le contexte de l'hétérogénéité des haldes, de la diversité lithologique des matériaux échantillonnés et de la proportion relative des lithologies carbonatées dans les mélanges étudiés.

4.12 Potentiel de génération d'acide des stériles

Le potentiel acidogène (PA) représente la capacité théorique d'un matériau à produire de l'acidité, principalement en lien avec l'oxydation des minéraux sulfurés. Le potentiel de neutralisation (PN) correspond, pour sa part, à la capacité du matériau à neutraliser cette acidité, notamment par la présence de carbonates ou de certains silicates réactifs. La comparaison entre le PN et le PA permet donc d'évaluer le comportement acidogène potentiel des matériaux. Comme l'illustre la figure 4.32, la majorité des échantillons se positionnent dans la zone d'incertitude du diagramme PN-PA. La comparaison entre l'essai statique à 24 h et l'essai prolongé à 7 jours montre toutefois un déplacement global des points vers des valeurs plus élevées de potentiel de neutralisation, ce qui reflète une meilleure expression de la capacité neutralisante lorsque le temps de réaction est prolongé. Cette évolution est particulièrement visible pour plusieurs échantillons initialement situés dans le domaine d'incertitude, dont la position se rapproche alors du domaine non générateur d'acide.

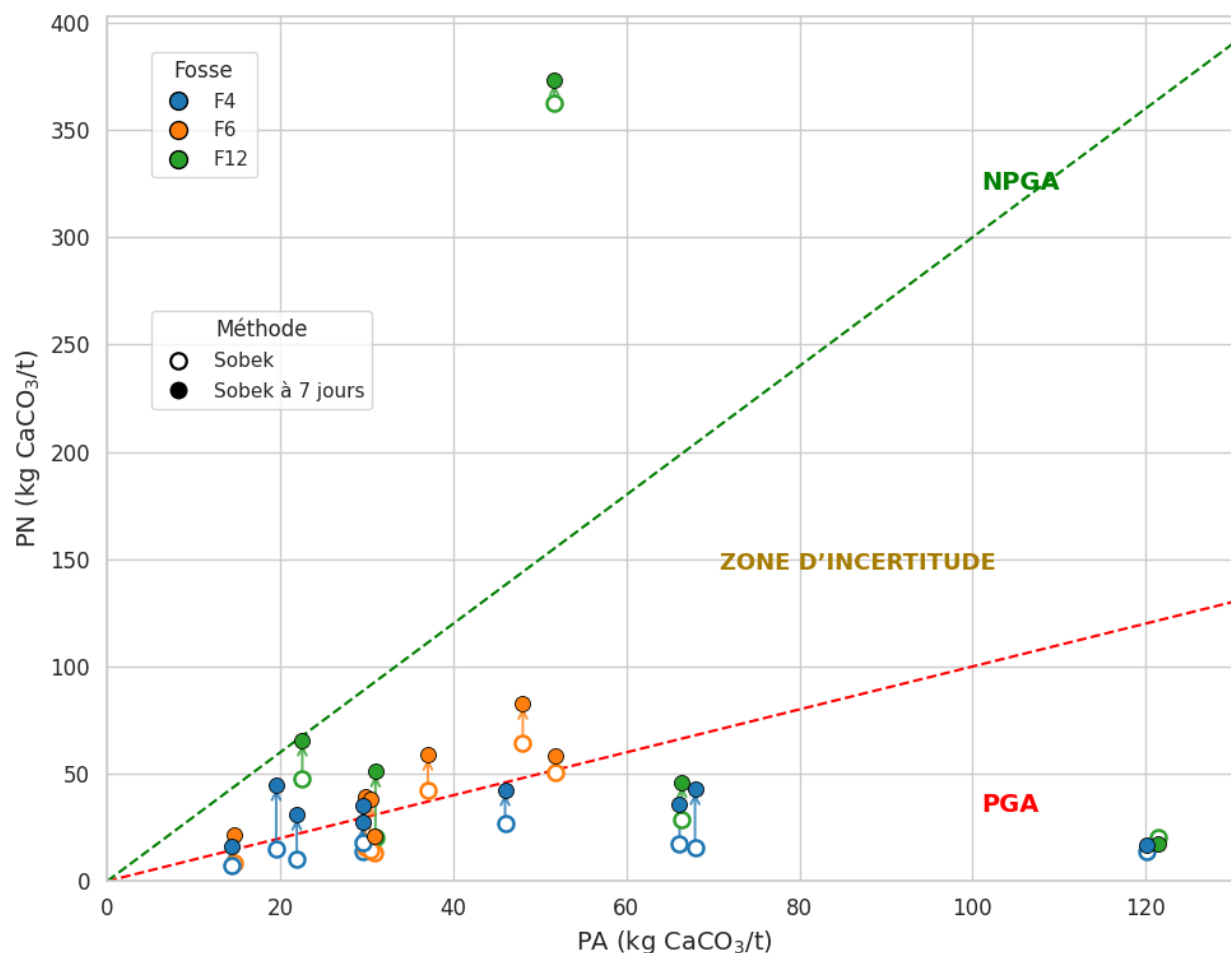


Figure 4.32 Positionnement des échantillons des fosses 4, 6 et 12 dans le diagramme PN–PA selon l’essai statique à 24 h et l’essai prolongé à 7 jours

À l’échelle des fosses, la fosse 12 présente le comportement le plus favorable. Les échantillons qui lui sont associés se distinguent par les valeurs de PN les plus élevées et se situent majoritairement dans le domaine NPGA ou à proximité de cette limite, ce qui traduit une capacité neutralisante plus importante. La fosse 6 présente principalement des échantillons localisés dans le domaine d’incertitude, sans tendance nette vers le domaine PGA, ce qui correspond à un comportement intermédiaire. La fosse 4 apparaît plus contrastée, avec plusieurs échantillons encore situés dans les domaines PGA ou incertain, même si une amélioration du PN est également observée après 7 jours.

Cette répartition est cohérente avec les différences lithologiques observées entre les fosses. Les fosses 6 et 12 contiennent une proportion plus importante de lithologies calco-silicatées et carbonatées, susceptibles d’apporter des phases carbonatées ou des minéraux dont la réactivité

s'exprime davantage à plus long terme, tandis que la future fosse 4 est principalement représentée par des gneiss faiblement graphitiques et des pegmatites, globalement moins neutralisants. Dans le cas des haldes à stériles, cette interprétation doit également tenir compte du fait que l'échantillonnage n'était pas sélectif sur le plan lithologique, de sorte que les résultats traduisent le comportement global de mélanges rocheux hétérogènes.

Par ailleurs, bien que la figure 4.32 situe une grande partie des échantillons dans le domaine d'incertitude, plusieurs éléments soutiennent une interprétation globalement peu favorable à la génération d'acidité. Les observations minéralogiques indiquent la présence de pyrrhotite comme phase sulfurée accessoire, sans altération majeure observée en lame mince, notamment dans la fosse F12 malgré l'ancienneté des matériaux. Les résultats de DRX montrent également la présence de phases carbonatées, notamment la calcite et la dolomite, ainsi que de minéraux silicatés, qui peuvent contribuer à la neutralisation de l'acidité selon des cinétiques différentes. Les carbonates (selon le type) participent généralement à une neutralisation plus rapidement mobilisable, tandis que certains silicates peuvent intervenir plus lentement, ce qui est cohérent avec l'augmentation du potentiel de neutralisation observée lors de l'essai prolongé à 7 jours. De plus, la mine est en activité depuis 1989 sans qu'un drainage minier acide y ait été signalé (SLR Consulting (Canada) Ltd. et al., 2024). La granulométrie relativement grossière des stériles constitue également un facteur favorable, puisqu'elle limite la surface spécifique exposée à l'eau et à l'oxygène et peut ainsi ralentir l'oxydation et la lixiviation des phases sulfurées. Cet effet, combiné à la présence de matériaux à fort potentiel neutralisant et au mélange de lithologies comprenant des niveaux carbonatés, contribue à atténuer l'expression rapide du potentiel acidogène. Dans ce contexte, la figure 4.32 met surtout en évidence un comportement évolutif et hétérogène des matériaux, plutôt qu'un caractère générateur d'acidité généralisé.

4.13 Contenu total en contaminants inorganiques

Le classement selon les critères A, B et C permet de positionner les matériaux en fonction de leur qualité chimique globale. Dans une approche couramment utilisée en caractérisation environnementale, les résultats analytiques sont comparés aux critères applicables pour différents groupes de paramètres, notamment les métaux et métalloïdes, les hydrocarbures pétroliers C10-C50 et les hydrocarbures aromatiques polycycliques. La classe attribuée à un échantillon

correspond généralement au paramètre le plus contraignant, c'est-à-dire à l'élément ou au composé présentant le niveau de dépassement le plus élevé par rapport aux seuils de référence.

Dans le cas des stériles étudiés, le tableau 4.9 montre que la majorité des échantillons se situe dans les classes A-B et B-C, ce qui indique une qualité chimique globalement intermédiaire. Les fosses F4 et F12 ne présentent aucun échantillon classé >C, alors que la fosse F6 montre une variabilité plus importante, avec des échantillons répartis entre les classes A et C. Cette dispersion plus large dans F6 suggère une hétérogénéité géochimique plus marquée, possiblement liée à la diversité lithologique ou à des enrichissements localisés en certains éléments.

Plus précisément, F12 est principalement représentée par la classe B-C, tandis que F4 présente aussi une dominance de cette classe, accompagnée d'un nombre non négligeable d'échantillons A-B. La fosse F6 se distingue des deux autres par la présence simultanée d'échantillons faiblement enrichis et d'un échantillon dépassant le critère C. Ces résultats indiquent que la majorité des matériaux se situe dans une gamme intermédiaire de qualité chimique, avec une variabilité plus marquée dans la fosse F6.

Tableau 4.9 Synthèse comparative de la classification ABC des matériaux des fosses F4, F6 et F12 et interprétation géoenvironnementale

Fosse	Nombre d'échantillons	<A	A-B	B-C	>C	Éléments contraignants dominants
F4	16	2	5	9	0	Ba, Mo, Ni, Mn, Cr
F6	10	1	4	4	1	Ba, Mo, Mn, Ni et Cr
F12	6	1	1	4	0	Ba, Mo, Ni, Cr, Mn

Sur le plan géochimique, le classement est principalement contrôlé par un nombre restreint d'éléments. Dans F4, les éléments les plus contraignants sont surtout le baryum et le molybdène, suivis du nickel, du manganèse et du chrome. Dans F6, le baryum et le molybdène demeurent dominants, tandis que le manganèse contrôle l'unique échantillon classé >C. Dans F12, le baryum constitue également l'élément principal, avec des contributions plus ponctuelles du Mo, du Ni, du

Cr, du Mn, du Co et du Cu. Le classement ABC repose donc sur une combinaison d'éléments dont l'importance varie selon les matériaux.

4.14 Mobilité des contaminants par lixiviation

La mobilité potentielle des contaminants a été évaluée à partir des essais de lixiviation TCLP, CTEU-9 et SPLP, réalisés sur 12 échantillons sélectionnés selon les regroupements géochimiques définis par l'approche UMAP/K-means dans les secteurs F4, F6 et F12. Cette sélection visait à représenter les principales signatures géochimiques observées, tout en intégrant 3/12 échantillons ciblés de la fosse F4 afin de mieux documenter la variabilité des futurs stériles.

Les résultats des essais de lixiviation sont présentés sous forme de rapports entre les concentrations mesurées et les seuils de référence applicables, afin de faciliter la comparaison entre les secteurs étudiés. Les moyennes par secteur sont utilisées à des fins comparatives pour dégager les tendances générales; toutefois, le classement environnemental demeure fondé sur l'interprétation individuelle des résultats obtenus pour chaque échantillon.

4.14.1 Comparaison des résultats TCLP à la norme de potabilité

L'essai TCLP vise à évaluer la mobilité potentielle des éléments dans des conditions de lixiviation acides, représentant un contexte plus agressif qu'un simple contact avec l'eau. Dans cette section des résultats, il permet de mettre en évidence les éléments les plus susceptibles d'être relargués dans les lixiviats et de comparer leur comportement entre les fosses F4, F6 et F12. La figure 4.33 montre que les dépassements les plus marqués par rapport aux normes de potabilité concernent principalement le Mn et l'U. Dans les trois fosses, ces deux éléments présentent des rapports supérieurs à 10, ce qui indique qu'ils constituent les principaux contributeurs à la charge chimique des lixiviats TCLP. Le Mn apparaît comme l'élément le plus contraignant, avec les rapports les plus élevés dans l'ensemble des fosses.

D'autres dépassements sont observés de manière plus localisée. Le Pb dépasse le seuil de $10 \times$ la norme dans F12, mais reste légèrement inférieur à ce seuil dans F4 et n'apparaît pas dans F6. Le Se dépasse $10 \times$ la norme dans F6, alors qu'il demeure inférieur à ce seuil dans F12 et n'est pas mis en évidence dans F4. Le Sb est supérieur à la norme de potabilité dans les trois fosses, sans toutefois atteindre $10 \times$ la norme. L'As, observé uniquement dans F4, ainsi que le Cd dans F6 et F12, dépassent également la norme de potabilité, tout en restant inférieurs au seuil de 10.

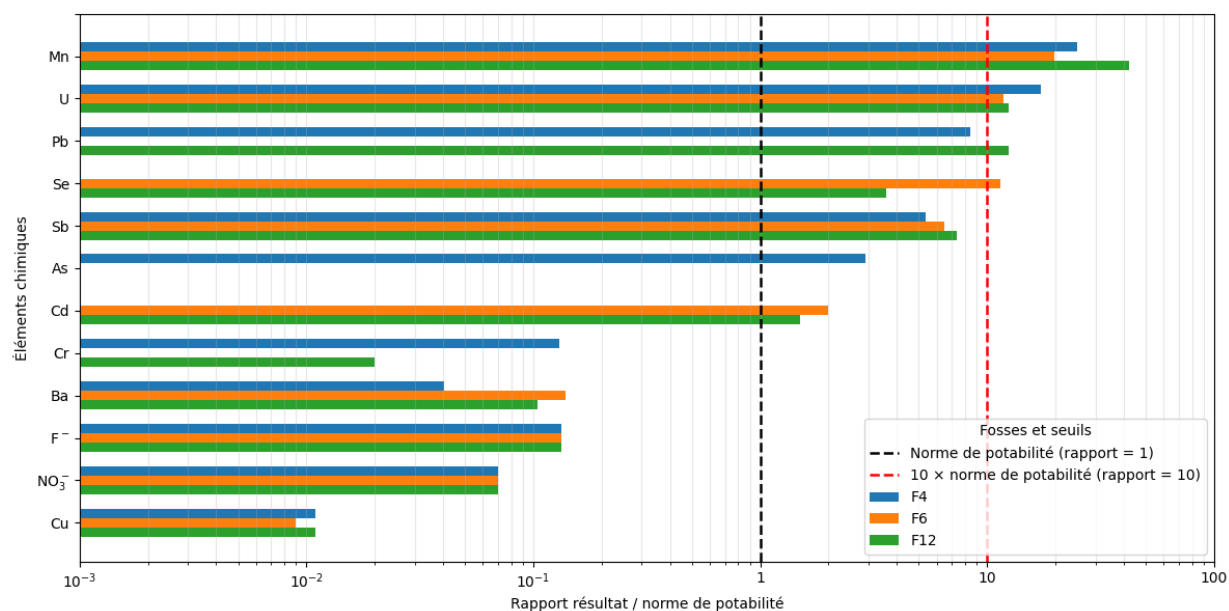


Figure 4.33 Comparaison des rapports concentration/seuil obtenus par TCLP par rapport à la norme de potabilité (rapport = 1) et à $10 \times$ la norme de potabilité (rapport = 10), à partir des moyennes par fosse pour les fosses F4, F6 et F12.

À l'inverse, le Cr, le Ba, le F^- , les NO_3^- et le Cu demeurent inférieurs à la norme de potabilité dans les fosses où ils sont représentés. Dans l'ensemble, la figure 4.33 met donc en évidence une signature de lixiviation dominée par un nombre restreint d'éléments, avec une contribution majeure du Mn et de l'U, et des variations secondaires selon les fosses pour le Pb, le Se, l'As et le Cd.

Ces résultats doivent toutefois être interprétés en tenant compte du référentiel de comparaison utilisé. En effet, bien que les seuils de dangerosité soient respectés, les analyses TCLP mettent en évidence des dépassements au regard des normes de potabilité. Cette situation demeure cohérente, puisque les critères de qualité de l'eau potable sont plus stricts que les seuils réglementaires de dangerosité applicables à la propriété matière lixiviable.

4.14.2 Comparaison des résultats CTEU-9 à la norme de potabilité

L'essai CTEU-9 permet d'évaluer la mobilité des éléments lors d'un contact avec l'eau, dans des conditions moins agressives que celles du TCLP. Dans le cadre des résultats, cet essai renseigne sur le relargage potentiel des éléments en milieu aqueux et permet d'identifier les paramètres susceptibles de poser une contrainte dans des conditions proches d'un lessivage par l'eau. La comparaison des lixiviats obtenus par l'essai CTEU-9 à la norme de potabilité montre dans la figure 4.34 que les dépassements se concentrent sur un nombre très limité d'éléments. Le fluorure

constitue le paramètre dominant, avec un dépassement systématique dans les trois fosses. L'intensité de ce dépassement est plus marquée dans F4 et F6 que dans F12, ce qui indique que le fluorure représente la principale contrainte associée à cet essai.

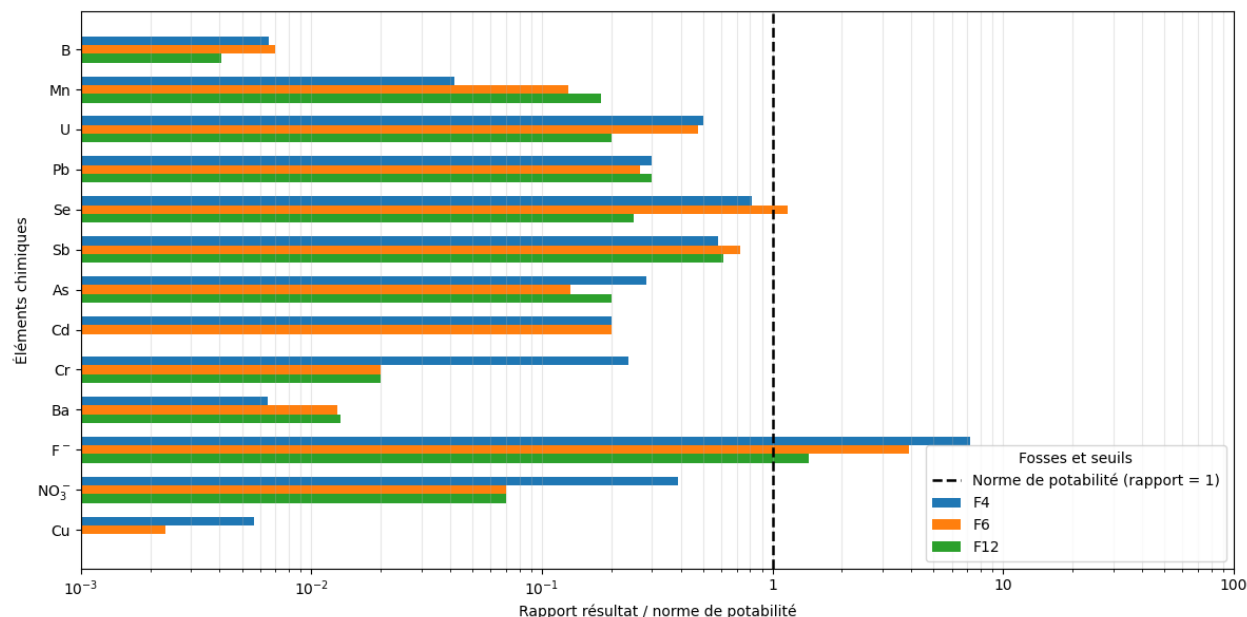


Figure 4.34 Comparaison des rapports concentration/seuil obtenus par l'essai CTEU-9 par rapport à la norme de potabilité, à partir des moyennes par fosse pour les fosses F4, F6 et F12.

Le sélénium ne présente qu'un dépassement ponctuel, limité à la fosse F6. Ce comportement indique que, contrairement au fluorure, sa contribution à la charge dissoute demeure localisée et ne caractérise pas l'ensemble des fosses.

Dans l'ensemble, les résultats du CTEU-9 mettent en évidence une mobilisation sélective des éléments, dominée principalement par le fluorure, avec une contribution secondaire du sélénium dans la fosse F6. Cette distribution indique que la réponse chimique observée ne correspond pas à une lixiviation généralisée de l'ensemble des éléments analysés, mais plutôt à la mise en solution préférentielle d'un nombre limité d'espèces.

Par comparaison avec le TCLP, le fluorure ressort plus nettement dans les lixiviats issus du CTEU-9. Cette différence ne semble pas uniquement liée au caractère neutre du milieu d'extraction, mais pourrait être davantage contrôlée par la granulométrie utilisée lors de l'essai. En effet, le TCLP a été réalisé sur un matériau concassé à une granulométrie inférieure à 9,5 mm, tandis que le CTEU-9 a été effectué sur une fraction beaucoup plus fine, broyée à 150 μm . Cette réduction

granulométrique augmente fortement la surface spécifique exposée au lixiviant, ce qui peut favoriser la dissolution de phases minérales porteuses de fluor.

Les résultats minéralogiques obtenus par DRX appuient cette interprétation, puisqu'ils indiquent la présence de fluorapatite dans l'un des échantillons analysés. Cette phase phosphatée, de formule $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$, constitue une source minéralogique plausible du fluorure libéré lors de l'essai CTEU-9. Toutefois, la contribution d'autres phases minérales ne peut être écartée, notamment celle de la biotite et la muscovite, qui peuvent également incorporer du fluor dans sa structure cristalline. La libération plus marquée du fluorure dans l'eau neutre pourrait donc s'expliquer par une meilleure accessibilité des surfaces réactives de la fluorapatite dans la fraction fine, plutôt que par une mobilité accrue uniquement liée aux conditions chimiques du lixiviant.

Bien que les résultats du potassium ne soient pas présentés à la figure 4.34, ils indiquent également une lixiviation relativement plus importante dans l'eau neutre que dans les autres essais. Cette convergence pourrait refléter la contribution de phases minéralogiques associées aux assemblages feldspathiques, dont la réactivité est également favorisée par la finesse granulométrique. Ainsi, l'essai CTEU-9 met surtout en évidence l'effet combiné de la minéralogie et de la granulométrie sur la mobilisation sélective du fluorure, plutôt qu'un comportement de lixiviation généralisé des stériles.

4.14.3 Comparaison des résultats SPLP à la norme de potabilité

L'essai SPLP permet d'évaluer la mobilité potentielle des éléments sous l'effet d'une solution simulant des précipitations acides. Il apporte donc une indication sur le comportement des matériaux lorsque ceux-ci sont exposés à des conditions de lixiviation associées aux eaux météoriques.

La figure 4.35 montre que, pour l'essai SPLP, aucun des éléments analysés n'atteint le seuil de $10 \times$ la norme de potabilité dans les fosses F4, F6 et F12. Les rapports observés demeurent tous inférieurs à cette valeur de référence, ce qui indique l'absence de dépassement dans l'ensemble des matériaux étudiés. Les différences observées entre les fosses traduisent donc uniquement des variations relatives de l'intensité de lixiviation, sans modifier ce constat général. Dans l'ensemble, les résultats du SPLP mettent ainsi en évidence une mobilisation limitée des éléments considérés au regard de ce critère.

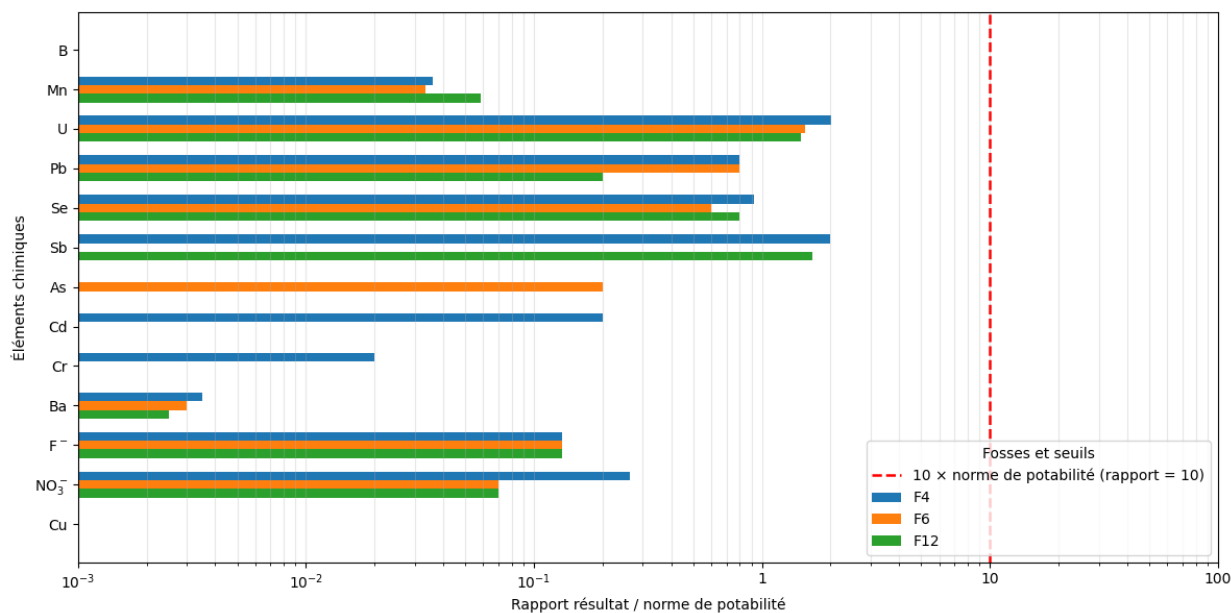


Figure 4.35 Comparaison des rapports concentration/seuil obtenus par l'essai SPLP par rapport à $10 \times$ la norme de potabilité, à partir des moyennes par fosse pour les fosses F4, F6 et F12.

Ces moyennes sont utilisées à des fins comparatives entre secteurs et ne remplacent pas l'interprétation individuelle des échantillons pour le classement environnemental.

CHAPITRE 5 INTERPRÉTATION ET DISCUSSION

Ce chapitre discute les résultats obtenus au chapitre précédent afin d'évaluer le potentiel de valorisation des stériles de la mine de graphite du Lac des Îles. L'interprétation est réalisée en tenant compte du cadre méthodologique de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses (MENV, 2002), des critères environnementaux applicables et des caractéristiques propres aux matériaux étudiés. Comme l'illustre la figure 3.1, cette démarche vise à dépasser la simple présentation descriptive des résultats afin de proposer une analyse intégrée permettant de déterminer les principales contraintes, les paramètres limitants et les usages potentiellement envisageables pour les matériaux provenant des fosses F4, F6 et F12.

La discussion porte d'abord sur la non-dangereuse réglementaire des matériaux, puis sur le rôle du contenu total en contaminants, du soufre total, du potentiel de neutralisation et du potentiel de génération d'acide dans le classement environnemental. Une attention particulière est accordée aux résultats de lixiviation, car ils permettent d'évaluer la mobilité potentielle des éléments en conditions acides, neutres ou simulant les pluies acides. Ces résultats sont ensuite intégrés dans une démarche décisionnelle visant à attribuer une classe de valorisation aux matériaux étudiés.

Enfin, ce chapitre compare les comportements des différentes fosses afin de dégager les tendances générales du site. Cette synthèse permet de distinguer les matériaux présentant un potentiel de valorisation plus favorable de ceux nécessitant des restrictions d'usage, des vérifications complémentaires ou une exclusion de la valorisation. Les résultats cartographiés et discutés dans ce chapitre constituent ainsi une base pour formuler les recommandations finales relatives à la gestion, au tri et aux possibilités de valorisation des stériles étudiés.

5.1 Signification de la non-dangereuse réglementaire

La première étape du classement selon le guide de valorisation consiste à vérifier si les matériaux peuvent poursuivre la démarche d'évaluation. Dans cette étude, cette vérification repose sur deux critères éliminatoires, la lixivabilité réglementaire et la corrosivité. L'objectif n'est donc pas encore d'attribuer une classe de valorisation finale, mais de déterminer si les stériles peuvent être intégrés au schéma décisionnel du guide (MENV, 2002).

Les résultats présentés à la figure 4.30 montrent que les concentrations mesurées dans les lixiviats TCLP demeurent inférieures aux seuils réglementaires du RMD pour les paramètres considérés.

Les échantillons analysés ne présentent donc pas la propriété matière lixiviable. Ce résultat permet de poursuivre le classement des matériaux selon le guide de valorisation, puisque la présence d'une caractéristique de dangerosité aurait conduit à une exclusion de la procédure générale (MENV, 2002).

La vérification de la corrosivité conduit à la même conclusion. Comme l'indique le tableau 5.1, les pH mesurés après lixiviation à l'eau varient entre 8 et 9,8, avec une moyenne d'environ 9. Ces valeurs restent largement comprises dans la plage non corrosive. Les matériaux ne montrent donc pas de caractère fortement acide ni fortement alcalin après contact avec l'eau.

Tableau 5.1 pH mesurés après lixiviation à l'eau CTEU-9 des matériaux sélectionnés

Échantillon	pH
F6-C1	8,0
F6-C2	8,8
F6-C3	9,0
F12-C1	9,0
F12-C2	8,8
F12-C3	8,0
F4-C1	9,8
F4-C2	9,7
F4-C3	8,5
54-33-34	9,3
F4-37-36	8,9
F4-20-50	9,8

Cette observation apporte également une information utile pour l'interprétation du classement. Le pH du lixiviant étant initialement proche de la neutralité, l'augmentation des pH post-lixiviation vers des valeurs légèrement alcalines indique que les matériaux exercent un effet tampon modéré. Ce comportement ne permet pas à lui seul de conclure à un fort potentiel de neutralisation, mais il montre que les stériles ne développent pas de réactivité acide immédiate dans les conditions de lixiviation à l'eau.

Ainsi, au regard de cette première étape, les matériaux étudiés peuvent être considérés comme non dangereux selon la lixivabilité réglementaire et non corrosifs selon le critère pH. Ils peuvent donc poursuivre le processus de classement. La classe finale dépendra toutefois des étapes suivantes du guide, notamment le potentiel de génération d'acide, les teneurs totales en contaminants et les essais de mobilité.

5.2 Rôle des teneurs totales en contaminants inorganiques et des critères A, B et C dans le classement environnemental

À la suite de la vérification de la non-dangérosité, l'évaluation des matériaux se poursuit par l'analyse du contenu total en contaminants. Le contenu total en contaminants intervient comme une étape de tri dans le classement des matériaux. Il permet d'identifier les échantillons dont la composition chimique s'écarte des teneurs de fond ou dépasse certains critères utilisés dans le guide de valorisation. Cette étape ne permet pas, à elle seule, de conclure au risque environnemental, mais elle oriente la suite de l'interprétation, notamment le recours aux essais de mobilité (MENV, 2002).

Les résultats obtenus permettent de distinguer trois situations. Certains échantillons présentent des teneurs inférieures aux critères A pour l'ensemble des paramètres considérés. Ces matériaux correspondent aux cas les plus favorables du point de vue du contenu total et peuvent être orientés vers une classe I, sous réserve du respect des autres conditions du classement. D'autres échantillons présentent au moins un dépassement du critère A, sans dépassement du critère C. Dans ce cas, le contenu total indique un enrichissement relatif, mais le classement final dépend du comportement en lixiviation. Enfin, les matériaux présentant un dépassement du critère C sont associés à une contrainte plus importante et sont orientés vers une classe plus restrictive.

Cette étape montre que les teneurs en métaux et élément doivent être interprétées comme un indicateur de composition et non comme une mesure directe de mobilité. Un élément peut être présent à une concentration élevée dans le solide sans être fortement relargué si sa phase porteuse est peu soluble. À l'inverse, un élément dont la teneur totale est modérée peut devenir limitant s'il est facilement mobilisé dans les lixiviats. Le classement doit donc nécessairement être discuté en croisant le contenu total avec les essais de lixiviation.

5.3 Mobilité des éléments et comparaison des essais de lixiviation

Les essais de lixiviation constituent une étape déterminante du classement, car ils renseignent sur la fraction réellement mobilisable des éléments dans différents contextes de contact eau-solide. Dans la discussion, leur intérêt est de préciser si les enrichissements observés dans les teneurs totales se traduisent, ou non, par un relargage mesurable dans les lixiviats.

Les trois essais utilisés apportent des informations complémentaires. Le TCLP représente un scénario d'extraction plus agressif en milieu acide acétique, tandis que le CTEU-9 renseigne sur le comportement des matériaux en conditions aqueuses neutres. Le SPLP permet, pour sa part, d'évaluer la mobilité des éléments sous l'effet d'une solution simulant des précipitations acides. La comparaison de ces essais permet ainsi de distinguer les éléments mobilisés en conditions neutres de ceux dont la mobilité devient plus marquée sous des conditions plus acides.

Dans les résultats obtenus, le CTEU-9 apparaît comme un essai particulièrement discriminant pour le classement, puisqu'il met en évidence un relargage en conditions neutres. Le fluorure constitue l'élément le plus contraignant dans cet essai. Sa mobilité est importante pour l'interprétation, car elle montre que certains éléments peuvent être relargués même en l'absence de réactivité acide marquée. Ce résultat explique l'orientation de plusieurs matériaux vers une classe de valorisation plus restrictive, malgré leur non-dangerosité réglementaire et leur caractère non corrosif.

La mobilisation du fluorure pourrait être liée à la dissolution partielle de phases minéralogiques porteuses de fluor. La fluorapatite, lorsqu'elle est identifiée par DRX, constitue une source minéralogique plausible. Une contribution de minéraux potassiques ou magnésiens de type mica, notamment la biotite ou la phlogopite, peut également être envisagée, puisque le fluor peut se substituer aux groupes hydroxyles dans ces structures minérales. Une relation entre le relargage du fluorure et celui du potassium pourrait alors suggérer une contribution de ces phases au comportement observé, sans toutefois constituer une preuve minéralogique directe (Chae et al., 2006).

Cette mobilité plus marquée dans le CTEU-9 pourrait également être influencée par les conditions expérimentales de l'essai, notamment la granulométrie plus fine utilisée, qui augmente la surface spécifique exposée au lixiviant. Ce facteur peut favoriser la mise en solution de certaines phases porteuses de fluorure et expliquer, au moins en partie, pourquoi le fluorure ressort plus nettement dans l'essai à l'eau neutre que dans les essais réalisés dans des conditions plus acides.

L'antimoine peut aussi être mentionné, mais son interprétation doit rester plus réservée. En l'absence d'identification claire d'une phase porteuse, sa présence dans les lixiviats ne doit pas être attribuée directement à une minéralogie particulière. Si une relation avec le potassium ou avec d'autres éléments est observée, celle-ci doit plutôt être présentée comme une tendance à vérifier que comme une preuve d'association minéralogique.

Ainsi, les essais de lixiviation montrent que le classement des matériaux ne peut pas être fondé uniquement sur la non-dangereuse réglementaire ou sur le potentiel acidogène. Certains éléments, en particulier le fluorure, peuvent être mobiles en conditions neutres et imposer une classe de valorisation plus restrictive. Cette mobilité constitue donc un facteur central pour distinguer les matériaux pouvant être valorisés avec peu de contraintes de ceux nécessitant des usages plus confinés ou encadrés.

5.4 Classement environnemental et implications pour la valorisation

Le classement environnemental des matériaux constitue l'étape d'intégration des résultats obtenus à partir des protocoles analytiques et de l'analyse des familles géochimiques définies par UMAP. Cette étape vise à traduire les regroupements géochimiques observés en catégories de valorisation, conformément aux critères du guide. Les groupes UMAP servent ainsi de base pour organiser l'hétérogénéité des matériaux et sélectionner des échantillons couvrant les principales signatures géochimiques.

Dans cette continuité, le tableau 5.2 présente, pour chaque matériau, les critères utilisés pour appuyer la décision finale de valorisation. Ces critères comprennent la non-dangereuse, l'absence de contamination organique, la teneur en soufre total, le potentiel de neutralisation, le potentiel de génération d'acide, les teneurs totales en contaminants et les résultats des essais de mobilité.

Le classement obtenu ne correspond donc pas uniquement à une lecture statistique des groupes UMAP. Il résulte du croisement entre la signature géochimique des matériaux et leur comportement environnemental selon les étapes du guide de valorisation. Cette approche permet de distinguer les matériaux pouvant être orientés vers une valorisation peu restrictive, ceux qui nécessitent des usages plus encadrés, et ceux qui ne répondent pas aux critères du guide.

Au total, 28 matériaux ont été classés. Parmi ceux-ci, 2 matériaux sont attribués à la classe I, 18 matériaux à la classe III et 8 matériaux sont considérés comme non valorisables selon la procédure retenue. Dans ce dernier cas, il ne s'agit pas d'un simple classement restrictif, mais d'un échec de valorisation : les matériaux concernés ne répondent pas aux critères du guide, notamment en raison d'un potentiel de génération d'acide défavorable ou d'une contrainte environnementale incompatible avec la procédure générale.

Tableau 5.2 Synthèse des critères environnementaux utilisés pour le classement des matériaux selon le guide de valorisation (MENV, 2002)

Échantillon	Non dangereux RMD ?	Contamination organique ?	Soufre total (%)	Soufre total (%)>0,2	PN	PGA	PGA négatif ?	Granulométrie >2,5 mm ?	CLASSEMENT	Tous < A ?	Au moins un > C ?	CLASSEMENT	< 2,5 mm et > C	PN>3eq	TCLP > norme de potabilité	TCLP > 10 × norme de potabilité	CTEU-9 > norme de potabilité	SPLP > 10 × norme de potabilité	Tests mobilité réussis ?	Décision finale	
F12-C1	O	N	1	O	35,3	INCER	O	O	< A	O	N	CL1	N								CL1
018 stérile frais 2	O	N	1,5	O	82,5	INCER	O	O	< A	O	N	CL1	N								CL1
F12-TF11	O	N	1,7	O	373	NPAG	O	O	A - C	N	N	next	N	O	ND	ND	ND	ND	N		CL3
F6-C3	O	N	1	O	39,3	INCER	O	O	> C	N	O	next	N	N	Cd, Mn, Se, U	Mn, Se, U	F- (mg/l), Se	0	N		CL3
F4-28-13- 13.93	O	N	0,4	O	2,5	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N		CL3

Tableau 5.2 Synthèse des critères environnementaux utilisés pour le classement des matériaux selon le guide de valorisation (MENV, 2002) (suite)

Échantillon	Non dangereux RMD ?	Contamination organique ?	Soufre total (%)	Soufre total (%)>0,2	PN	PGA	PGA négatif ?	Granulométrie >2,5 mm ?	CLASSEMENT	Tous < A ?	Au moins un > C ?	CLASSEMENT	< 2,5 mm et > C	PN>3eq	TCLP_X1 Pot	TCLP_X10 Pot	CTEU-9_X1 Pot	SPLP_X10 Pot	Tests mobilité réussis ?	Décision finale
F4-37 et 20 Pegmatite	O	N	0,4	O	8,7	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	As , Mn, Pb	Pb	F- (mg/l), Sb	0	N	CL3
F4-37-15-16	O	N	0,5	O	16,4	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	Mn, U	U	ND	0	N	CL3
F4-54-33.9-34.4	O	N	0,6	O	16,5	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	Mn, Sb, U	Mn, U	ND	0	N	CL3
A10	O	N	1	O	21	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N	CL3
F6-C2	O	N	0,5	O	21,7	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	Mn, U	Mn	F- (mg/l)	0	N	CL3

Tableau 5.2 Synthèse des critères environnementaux utilisés pour le classement des matériaux selon le guide de valorisation (MENV, 2002) (suite)

Échantillon	Non dangereux RMD ?	Contamination organique ?	Soufre total (%)	Soufre total (%)>0,2	PN	PGA	PGA négatif ?	Granulométrie >2,5 mm ?	CLASSEMENT	Tous < A ?	Au moins un > C ?	CLASSEMENT	< 2,5 mm et > C	PN>3eq	TCLP_X1 Pot	TCLP_X10 Pot	CTEU-9_X1 Pot	SPLP_X10 Pot	Tests mobilité réussis ?	Décision finale
F4-37-39.5-40	O	N	0,9	O	27,5	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N	CL3
F4-C2	O	N	0,7	O	30,9	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	Mn, Pb, U	U	F- (mg/l), Se	0	N	CL3
F4-C1	O	N	0,9	O	34,9	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	Mn, U	Mn, U	F- (mg/l), Se	0	N	CL3
F6-C1	O	N	1	O	37,9	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	Mn, Sb	Mn	F- (mg/l)	0	N	CL3
F4-51-71-72	O	N	1,5	O	42,3	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N	CL3

Tableau 5.2 Synthèse des critères environnementaux utilisés pour le classement des matériaux selon le guide de valorisation (MENV, 2002) (suite)

Échantillon	Non dangereux RMD ?	Contamination organique ?	Soufre total (%)	Soufre total (%)>0,2	PN	PGA	PGA négatif ?	Granulométrie >2,5 mm ?	CLASSEMENT	Tous < A ?	Au moins un > C ?	CLASSEMENT	< 2,5 mm et > C	PN>3eq	TCLP_X1 Pot	TCLP_X10 Pot	CTEU-9_X1 Pot	SPLP_X10 Pot	Tests mobilité réussis ?	Décision finale
018 stériles frais	O	N	1,7	O	58,6	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N	CL3
A09	O	N	1,2	O	58,8	INCER	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N	CL3
F4-49-21-21.5	O	N	0,6	O	44,7	NPAG	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N	CL3
F12-TF3	O	N	0,7	O	65,5	NPAG	O	O	A - C	N	N	next	N	N	ND	ND	ND	ND	N	CL3

Tableau 5.2 Synthèse des critères environnementaux utilisés pour le classement des matériaux selon le guide de valorisation (MENV, 2002) (suite)

Échantillon	Non dangereux RMD ?	Contamination organique ?	Soufre total (%)	Soufre total (%)>0,2	PN	PGA	PGA négatif ?	Granulométrie >2,5 mm ?	CLASSEMENT	Tous < A ?	Au moins un > C ?	CLASSEMENT	< 2,5 mm et > C	PN>3eq	TCLP_X1 Pot	TCLP_X10 Pot	CTEU-9_X1 Pot	SPLP_X10 Pot	Tests mobilité réussis ?	Décision finale
F12-C2	O	N	1	O	66,8	NPAG	O	O	A - C	N	N	next	N	N	Mn	Mn	F- (mg/l)	0	N	CL3
F4-41-17.6-21.9	O	N	1,4	O	20	PAG	N	O	< A	O	N	E	N	N	ND	ND	ND	ND	N	E
F4-17-18-18.5	O	N	1,2	N	3,5	PAG	N	O	A - C	N	N	E	N	N	ND	ND	ND	ND	N	E
P06	O	N	3,9	O	7	PAG	N	O	A - C	N	N	E	N	N	ND	ND	ND	ND	N	E
F4-19-77.5-78.33	O	N	3,8	O	13,7	PAG	N	O	A - C	N	N	E	N	N	ND	ND	ND	ND	N	E
F4-C3	O	N	2,1	O	35,9	PAG	N	O	A - C	N	N	E	N	N	Mn, Pb, U	Mn	F- (mg/l)	0	N	E

Cette répartition montre que les matériaux pouvant être orientés vers une valorisation peu restrictive sont limités. La majorité des matériaux relève de la classe III, ce qui indique une possibilité de valorisation seulement dans des usages encadrés, généralement plus restrictifs. Cette orientation s'explique principalement par des teneurs totales situées entre les critères A et C, des dépassements observés lors des essais de mobilité, ou un comportement acido-basique ne permettant pas un classement plus favorable.

Les figures 5.1 à 5.3 placent ces résultats dans l'espace afin de montrer la position relative des classes obtenues. Elles doivent être interprétées comme une représentation spatiale des résultats disponibles, et non comme une démonstration de continuité volumétrique. Cette nuance est essentielle : dans F4, les classes sont associées à des intervalles de forage représentant les futurs stériles, alors que dans F6 et F12, elles correspondent à des matériaux de halles historiques, dont l'hétérogénéité latérale et verticale limite toute extrapolation directe.

5.4.1 Classement et distribution des futurs stériles de F4

La fosse F4, présentée dans la figure 5.1, constitue le classement le plus contraignant parmi les secteurs étudiés. Aucun matériau n'est attribué à la classe I. Les résultats distinguent 9 matériaux de classe III et 6 matériaux non valorisables selon les critères du guide. Cette répartition indique que les futurs stériles de F4 ne peuvent pas être considérés comme directement favorables à une valorisation peu restrictive.

Les matériaux classés en classe III sont F4-28-13-13.93, F4-37 et 20 Pegmatite, F4-37-15-16, F4-54-33.9-34.4, F4-37-39.5-40, F4-C2, F4-C1, F4-51-71-72 et F4-49-21-21.5. Leur classement s'explique principalement par deux facteurs : des concentrations situées entre les critères A et C, et des dépassements observés lors des essais de TCLP et CTEU-9. Ces matériaux ne sont pas exclus de la procédure générale, mais ils ne répondent pas aux conditions permettant une classe I.

Les résultats de lixiviation appuient ce classement restrictif. Par exemple, F4-C1 présente des dépassements en TCLP pour Mn et U, avec des rapports supérieurs à 10 fois la norme de potabilité, ainsi que des dépassements en CTEU-9 pour F et Se. F4-C2 montre également des dépassements en TCLP pour Mn, Pb et U, dont U au-dessus de 10 fois la norme de potabilité, ainsi que des dépassements en CTEU-9 pour F et Se.

Le cas de F4-37 et 20 Pegmatite est particulièrement important, car il correspond à une lithologie pegmatitique associée au cluster F4-C2. Ce matériau présente des dépassements en TCLP pour As, Mn et Pb, avec Pb au-dessus de 10 fois la norme de potabilité, ainsi que des dépassements en CTEU-9 pour F et Sb. Cette association entre la pegmatite, le cluster F4-C2 et le relargage de certains éléments suggère que la mobilité observée n'est pas seulement liée au classement réglementaire, mais aussi à la signature lithogéochimique du matériau. Ces résultats montrent que la classe III est principalement contrôlée par la mobilité de certains éléments, malgré l'absence de dangerosité réglementaire.

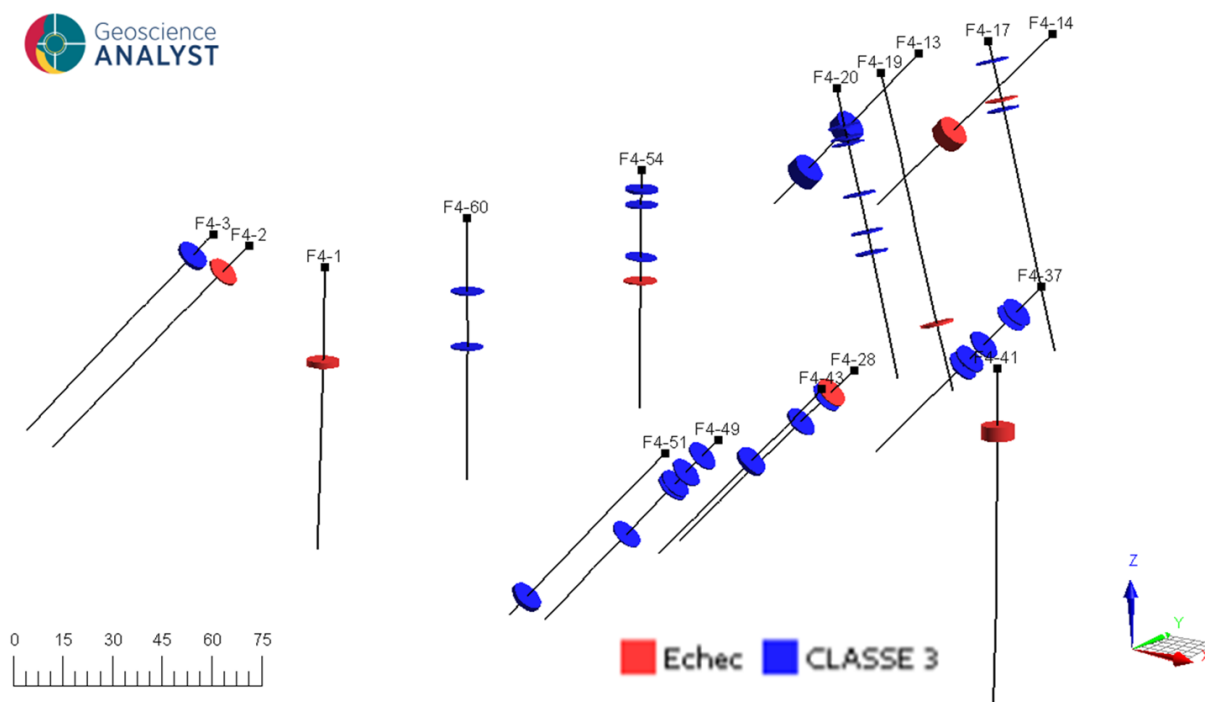


Figure 5.1 Distribution spatiale des classes de valorisation des stériles dans la fosse F4 à l'échelle métrique.

La figure 5.1 montre que les intervalles de classe III dominent dans les forages de F4, tandis que les matériaux non valorisables apparaissent de manière ponctuelle. Cette distribution confirme que les futurs stériles de F4 présentent une variabilité importante à l'échelle des intervalles. Leur gestion devrait donc être envisagée par intervalle de forage ou par domaine géochimique, plutôt qu'à l'échelle globale de la fosse.

5.4.2 Classement et distribution des matériaux de F6

Le secteur F6 présente un classement dominé par la classe III. Le tableau 5.2 indique un matériau en classe I, six matériaux en classe III et aucun matériau non valorisable. Cette répartition est illustrée à la figure 5.2, qui met en évidence la prédominance des matériaux valorisables sous conditions restrictives dans ce secteur. L'absence de matériaux non valorisables indique qu'aucun échantillon de F6 ne présente, dans ce classement, une contrainte suffisante pour être exclu de la procédure générale du guide. Toutefois, la dominance de la classe III montre que la valorisation des matériaux de F6 doit demeurer encadrée par les conditions prévues pour cette classe.

Le matériau classé en classe I présente des teneurs totales inférieures aux critères A pour l'ensemble des paramètres comparés. Selon la logique du guide, cette situation permet un classement direct en classe I, sans recours obligatoire aux essais de mobilité. Cet échantillon présente un soufre total de 1,5 %, un PN Sobek de 82,5 kg CaCO₃/t et un PGA en zone d'incertitude, considéré comme admissible dans le classement.

Les matériaux de F6 classés en classe III sont F6-C1, F6-C2, F6-C3, A09, A10 et 018-stériles-frais. F6-C1 présente un soufre total de 1 %, un PN Sobek de 37,9 kg CaCO₃/t et un PGA en zone d'incertitude. Les essais TCLP indiquent des dépassements pour Mn et Sb, avec Mn au-dessus de 10 fois la norme de potabilité. Le CTEU-9 montre aussi un dépassement du fluor.

F6-C2 présente un soufre total de 0,5 %, un PN Sobek de 21,7 kg CaCO₃/t et un PGA en zone d'incertitude. Les dépassements TCLP concernent Mn et U, tandis que le CTEU-9 montre un dépassement du fluor. Son classement en classe III s'explique donc par la mobilité de certains éléments et par un contenu total ne permettant pas un classement direct en classe I.

F6-C3 est le matériau le plus restrictif de F6. Il présente un contenu total supérieur au critère C pour le manganèse. Les essais de mobilité montrent aussi des dépassements TCLP pour Cd, Mn, Se et U, avec Mn, Se et U au-dessus de 10 fois la norme de potabilité. En CTEU-9, les dépassements concernent F et Se. Ce matériau est donc classé en classe III en raison d'une contrainte combinée sur le contenu total et sur la mobilité.

Les matériaux A09, A10 et 018 stériles frais sont également classés en classe III. Ils présentent des teneurs totales entre les critères A et C et se situent en zone d'incertitude pour le PGA. Leur

classement est donc plus restrictif que celui de 018 stérile frais 2, qui demeure inférieur aux critères A.

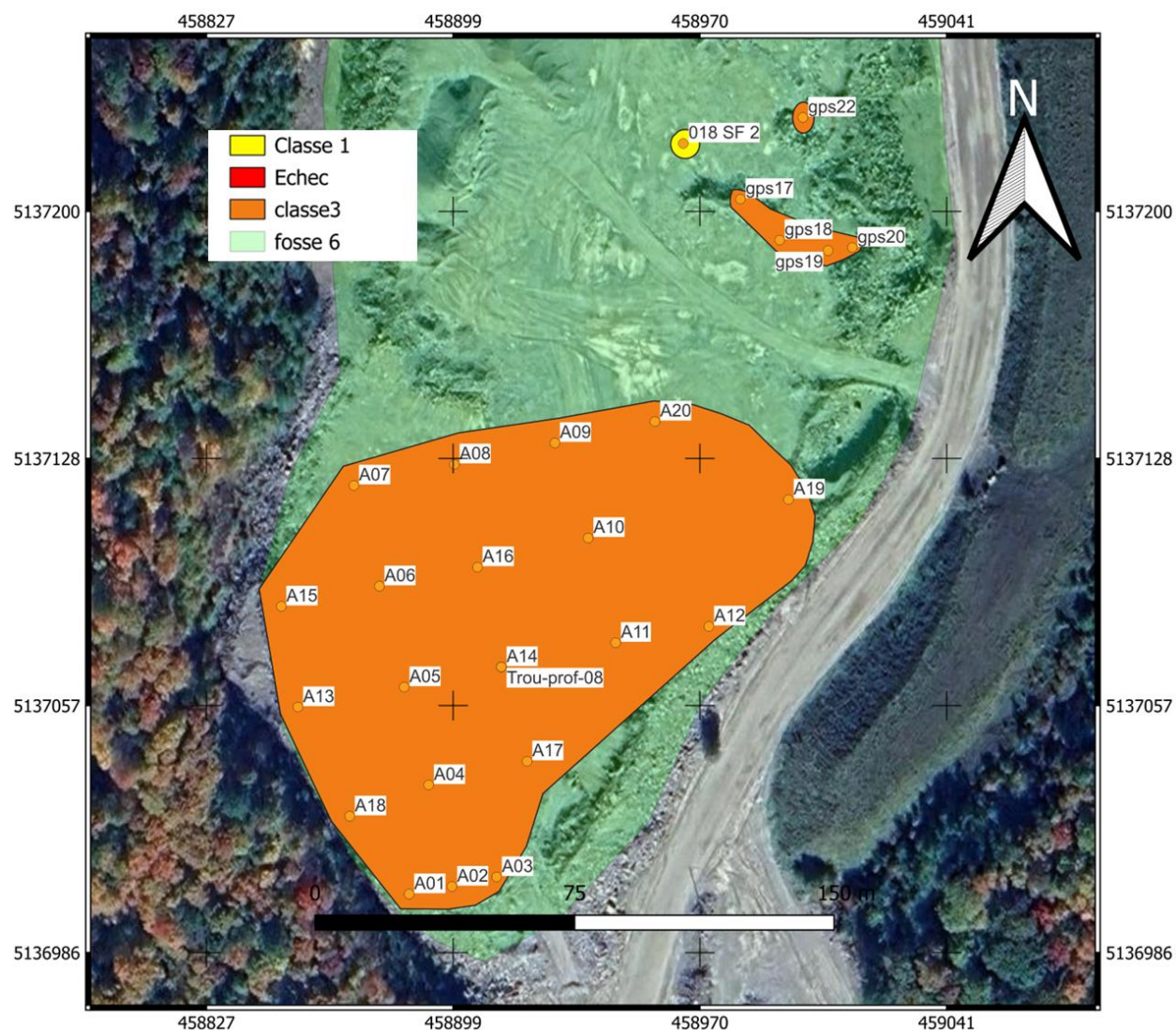


Figure 5.2 Répartition des matériaux de classe I et de classe III dans la F6

La figure 5.2 présente la distribution des classes dans le secteur F6. Elle montre une dominance des matériaux de classe III, avec une occurrence limitée de classe I. Cette représentation est cohérente avec les résultats du tableau 5.2 : F6 ne présente pas de matériau non valorisable, mais la majorité des matériaux nécessite des usages encadrés.

5.4.3 Classement et distribution des matériaux de F12

Le secteur F12 présente une distribution plus contrastée que F6. Le tableau 5.2 distingue un matériau de classe I, trois matériaux de classe III et deux matériaux non valorisables selon les critères du guide. Cette répartition est illustrée à la figure 5.3, qui met en évidence la coexistence, au sein de F12, de matériaux présentant des niveaux d'admissibilité différents à la valorisation. Ainsi, ce secteur regroupe à la fois un matériau favorable, des matériaux valorisables sous conditions restrictives et des matériaux ne répondant pas aux critères du guide.

Le matériau classé en classe I est F12-C1. Il présente des teneurs totales inférieures aux critères A pour l'ensemble des paramètres comparés. Selon la logique du guide, ce résultat permet un classement direct en classe I, sans qu'il soit nécessaire de poursuivre l'évaluation par les essais de mobilité. F12-C1 présente un soufre total de 1 %, un PN Sobek de 35 kg CaCO_3/t et un PGA situé en zone d'incertitude, traité comme admissible dans le cadre de cette classification. Le pH post-lixiviation à l'eau est de 9, ce qui ne traduit pas de caractère corrosif. Son classement en classe I repose donc principalement sur des teneurs totales inférieures aux critères A.

Les matériaux de F12 classés en classe III sont F12-C2, F12-TF3 et F12-TF11. F12-C2 présente un soufre total de 1 %, un PN Sobek de 67 kg CaCO_3/t et un statut NPGA. Toutefois, ses teneurs totales se situent entre les critères A et C, tandis que les essais de mobilité montrent un dépassement TCLP pour le Mn ainsi qu'un dépassement CTEU-9 pour le F. Son classement en classe III est donc lié à la fois au contenu total et à la mobilité de certains éléments.

F12-TF3 et F12-TF11 présentent aussi un statut NPGA. Leurs PN Sobek sont respectivement de 66 et 373 kg CaCO_3/t . Malgré ce comportement favorable du point de vue acido-basique, ces matériaux demeurent en classe III, car leurs teneurs totales se situent entre les critères A et C. Ces résultats montrent que le potentiel neutralisant ne suffit pas à attribuer une classe I lorsque le contenu total impose une classification plus restrictive.

Les matériaux non valorisables de F12 sont P06 et F12-C3. P06 présente un soufre total de 3,9 %, un PN Sobek de 7 kg CaCO_3/t et un PGA positif. Ce résultat traduit un potentiel acidogène marqué avec une capacité neutralisante faible. F12-C3 présente un soufre total de 2,1 %, un PN Sobek de 46 kg CaCO_3/t et un PGA positif. Les essais TCLP indiquent des dépassements pour Cd, Mn, Pb et Se, dont Mn et Pb au-dessus de 10 fois la norme de potabilité. Le CTEU-9 montre également un

dépassement du fluor. Ces résultats confirment que F12-C3 ne répond pas aux critères du guide pour une valorisation selon la procédure générale.

La figure 5.3 présente la distribution des classes dans le secteur F12. Elle montre une organisation plus hétérogène que celle observée pour F6, avec coexistence de matériaux favorables, restrictifs et non valorisables. Cette distribution reflète la variabilité des matériaux de F12 et confirme que leur valorisation ne peut pas être discutée comme un ensemble uniforme.

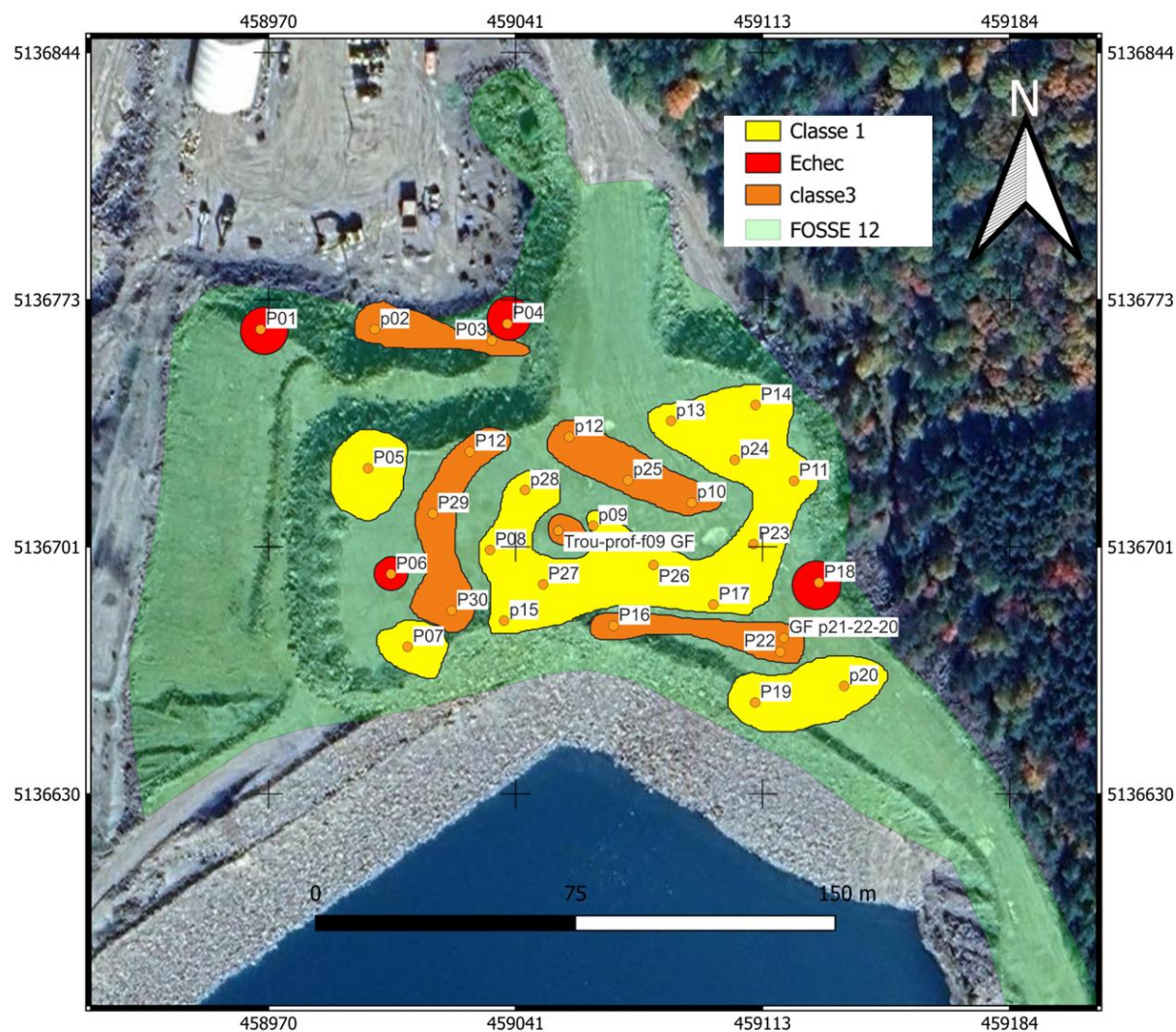


Figure 5.3 Répartition des matériaux de classe I, de classe III et non valorisables dans la F12

5.4.4 Synthèse comparative des classes de valorisation et usages envisageables

La comparaison entre F4, F6 et F12 met en évidence trois situations distinctes en matière de valorisation. La fosse F4 représente le secteur le plus contraignant, puisque les matériaux évalués y sont principalement orientés vers la classe III ou considérés comme non valorisables selon les critères du guide. Aucun matériau de F4 n'est classé en classe I. Cette situation indique que les futurs stériles de F4 ne peuvent pas être considérés comme directement favorables à une valorisation peu restrictive. Leur gestion devrait plutôt être envisagée à l'échelle des intervalles de forage ou des domaines géochimiques, en tenant compte des zones présentant un PGA positif, des teneurs totales plus élevées et des dépassements observés lors des essais de mobilité.

Le secteur F6 présente une situation plus uniforme. Un seul matériau, F-018-stérile-frais-2, est classé en classe I, tandis que les autres matériaux évalués relèvent de la classe III. Cet échantillon correspond à un matériau frais de stériles, prélevé directement sur une pile de roche en cours d'opération. Son classement doit donc être distingué des matériaux issus des haldes historiques, puisqu'il représente un matériau récemment excavé, moins influencé par l'entreposage prolongé, le remaniement ou l'altération de surface. Pour les autres matériaux de F6, la dominance de la classe III indique que la valorisation demeure possible, mais seulement dans des conditions encadrées.

Le secteur F12 présente une situation intermédiaire, avec la coexistence d'un matériau de classe I, de matériaux de classe III et de matériaux non valorisables selon les critères du guide. Le matériau F12-C1 constitue le cas le plus favorable, alors que F12-C2, F12-TF3 et F12-TF11 nécessitent une valorisation plus restrictive. Les matériaux F12-C3 et P06 ne répondent pas aux critères du guide, principalement en raison de leur comportement acidogène. Cette variabilité montre que F12 ne peut pas être discutée comme un ensemble homogène du point de vue de la valorisation.

Les matériaux de classe I, soit F12-C1 et F6-018-stérile-frais-2 (gneiss dans F6), représentent les cas les plus favorables du classement. Leur contenu total inférieur aux critères A permet un classement direct selon la logique du guide, sans qu'il soit nécessaire de poursuivre l'évaluation par les essais de mobilité. Ces matériaux peuvent donc être envisagés pour des usages moins restrictifs, sous réserve de respecter les exigences techniques propres à chaque application, notamment la granulométrie, la résistance mécanique, la durabilité et les spécifications des matériaux de construction. Leur classement environnemental favorable ne signifie donc pas

automatiquement qu'ils sont utilisables dans tous les ouvrages ; il indique seulement qu'ils répondent aux conditions environnementales les moins contraignantes du guide.

La classe III constitue la classe dominante dans cette étude. Elle regroupe les matériaux qui ne sont pas dangereux au sens réglementaire, mais qui ne satisfont pas aux conditions permettant une classe I. Leur classement est principalement lié à des teneurs totales situées entre les critères A et C, à des dépassements lors des essais de mobilité ou à une interprétation prudente du comportement acido-basique. Ces matériaux peuvent être valorisés, mais uniquement dans des usages encadrés, où le contact direct avec les sols, les eaux d'infiltration et les récepteurs environnementaux est limité. Les usages les plus pertinents sont donc les usages confinés ou incorporés dans une matrice, comme les minéraux de remplissage, les enrobés, certains bétons, les coulis de scellement, le béton maigre ou la matière première dans la fabrication du clinker, sous réserve de validation technique.

Les matériaux non valorisables doivent être distingués des matériaux de classe III. Ils ne correspondent pas à une classe restrictive, mais à des matériaux qui ne répondent pas aux critères du guide pour être intégrés à la procédure générale de valorisation. Dans cette étude, ce statut concerne surtout les matériaux associés à un PGA positif ou à une information critique insuffisante pour démontrer leur admissibilité. Ces matériaux ne devraient donc pas être valorisés selon la procédure appliquée, sauf si une étude spécifique démontre que leur comportement peut être maîtrisé dans un contexte particulier.

Cette interprétation doit toutefois être nuancée dans le contexte global du site. D'après les rapports établis par la mine et les éléments discutés précédemment, l'ensemble des stériles du site demeure généralement considéré comme non générateur d'acide. Ce comportement global peut s'expliquer par le mélange des lithologies, notamment par la présence de matériaux carbonatés et de niveaux de marbre présentant un potentiel de neutralisation élevé. Ces matériaux peuvent contribuer à compenser l'acidité potentielle associée à certains intervalles plus sulfurés. Ainsi, les matériaux identifiés comme non valorisables dans le classement ne remettent pas nécessairement en cause le comportement globalement non générateur du site ; ils indiquent plutôt que certains échantillons ponctuels ne répondent pas aux critères du guide lorsqu'ils sont évalués individuellement.

Enfin, pour les haldes F6 et F12, la distribution des classes doit être interprétée avec prudence, car les matériaux échantillonnés correspondent principalement à des matériaux de surface. Ces résultats ne permettent pas de représenter directement les matériaux présents en profondeur. La

composition peut varier verticalement selon les épisodes de dépôt, le mélange des lithologies, la granulométrie et le degré d'altération. Par conséquent, une valorisation opérationnelle des halles devrait être réalisée par secteurs ou polygones d'excavation, avec des volumes contrôlés sur une profondeur limitée, idéalement ne dépassant pas 1 m avant une nouvelle vérification. Au-delà de cette profondeur, les matériaux devraient être rééchantillonnés, réanalysés et reclassés afin de suivre l'évolution verticale des propriétés environnementales.

Ainsi, les figures 5.1 à 5.3 permettent de visualiser la distribution spatiale des classes, mais elles ne doivent pas être interprétées comme une preuve de continuité latérale ou verticale. Elles servent plutôt à localiser les résultats disponibles et à orienter une gestion différenciée des matériaux. Les matériaux de classe I peuvent être considérés comme les candidats les plus favorables, les matériaux de classe III comme des matériaux valorisables sous conditions, et les matériaux non valorisables comme des matériaux à exclure de la procédure générale ou à soumettre à une étude spécifique.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Sommaire

Cette étude avait pour objectif de caractériser les stériles de la mine de graphite du Lac des Îles et d'évaluer leur potentiel de valorisation dans un cadre environnemental structuré. Elle a porté sur deux types de matériaux : les stériles historiques entreposés dans les haldes F6 et F12 et les futurs stériles représentés par des carottes de forage provenant de la fosse F4. La démarche retenue a combiné les observations de terrain, les mesures géochimiques par fluorescence X portative (FRXp), le traitement statistique multivarié, la sélection d'échantillons couvrant les principales signatures géochimiques, les analyses chimiques et minéralogiques en laboratoire, les essais de lixiviation et l'application des critères du guide de valorisation.

Les résultats montrent d'abord que les matériaux étudiés présentent une hétérogénéité lithologique et géochimique importante. Les futurs stériles de F4 sont principalement constitués de gneiss quartzofeldspathiques à biotite et de pegmatites, auxquels s'ajoutent des roches calco-silicatées, des gneiss à grenat grossier et des phases localement graphitiques, carbonatées ou sulfurées. Les haldes F6 et F12 correspondent plutôt à des mélanges de matériaux comprenant des gneiss, des pegmatites, des roches carbonatées, notamment des niveaux de marbre, et des roches calco-silicatées. Cette diversité lithologique se traduit par des variations marquées des teneurs en Si, Al, K, Ca, Mg, Fe, Ti et S, associées respectivement aux composantes silicatées, aluminosilicatées, carbonatées, calco-magnésiennes, ferrifères et sulfurées.

L'utilisation du FRXp a permis de documenter rapidement cette variabilité et de constituer une base de données utile pour l'analyse multivariée. Les contrôles réalisés à partir du matériau de référence certifié SDAR-M2 ont montré une reproductibilité satisfaisante pour certains éléments, notamment le Fe et le Ti, tandis que l'Al et le Si présentaient des biais plus marqués. Le Mg devait également être interprété avec prudence en raison de sa variabilité analytique plus élevée. La comparaison avec les résultats d'ICP-MS a confirmé que le FRXp permettait principalement de dégager les tendances géochimiques relatives et de structurer les populations d'échantillons. Les données FRXp ont donc été utilisées comme outil de différenciation géochimique et de sélection des échantillons, plutôt que comme seule base décisionnelle du classement environnemental.

L'approche multivariée fondée sur la transformation CLR, la projection UMAP et la classification K-means a permis de répartir les matériaux de chaque secteur en trois grappes géochimiques. Dans F4, la comparaison avec les descriptions lithologiques a montré que la grappe F4-C1 est principalement associée au gneiss quartzofeldspathique à biotite, avec une présence secondaire de roches calco-silicatées. Elle présente des teneurs généralement intermédiaires à élevées en Si, des teneurs faibles à modérées en Ca, Al et K, ainsi qu'une dispersion plus marquée du Fe, du Ti et du S. La grappe F4-C2 est majoritairement associée aux pegmatites, puis aux gneiss à grenat grossier, et se distingue par un enrichissement relatif en Al et en K. La lithologie de F4-C3 demeure moins bien contrainte dans la base de données, bien qu'une carotte observée présente un faciès compatible avec un gneiss à biotite. Cette grappe se différencie surtout par des teneurs relativement plus élevées en Ca et en Mg et par des teneurs plus faibles en Al et en K que F4-C2.

Dans F6, l'interprétation lithologique des grappes demeure moins directe en raison du mélange et de l'altération des matériaux de la halde. La grappe F6-C1 correspond à un pôle géochimique intermédiaire caractérisé par une dispersion plus importante du Fe, du Ti et du S. Elle est compatible avec un mélange de gneiss à biotite, de gneiss à grenat grossier et de matériaux présentant différents degrés d'altération. La grappe F6-C2, enrichie en Al et en K, correspond à un pôle quartzofeldspathique compatible avec une contribution plus importante des gneiss quartzofeldspathiques et des pegmatites. La grappe F6-C3, enrichie en Ca et en Mg, est plutôt compatible avec la présence de lithologies carbonatées et calco-silicatées et représente un pôle plus calco-magnésien.

Dans F12, la grappe F12-C1 se distingue par des teneurs relativement plus élevées en Al, en K et en Ti et correspond à un pôle silicaté ou quartzofeldspathique. La grappe F12-C2 présente un enrichissement en Ca, accompagné localement de teneurs plus élevées en Mg et en S, ce qui est compatible avec une contribution plus importante des lithologies carbonatées et calco-silicatées. La grappe F12-C3 occupe une position intermédiaire pour plusieurs éléments, mais se distingue par des teneurs relativement plus élevées en Fe et correspond à un pôle plus ferrique. Pour F6 et F12, ces rapprochements constituent des affinités lithogéochimiques plutôt que des correspondances lithologiques strictes, puisque les matériaux des haldes sont mélangés et que leur origine exacte ne peut pas toujours être déterminée.

Ces regroupements ont servi à préparer les neuf composites F4-C1 à F4-C3, F6-C1 à F6-C3 et F12-C1 à F12-C3, soumis aux essais environnementaux. Ils ont été complétés par trois échantillons ciblés de F4, soit 54-33-34, F4-37-36 et F4-20-50, sélectionnés afin de mieux documenter certaines signatures lithologiques particulières. Les échantillons individuels constituant chacune des grappes sont présentés au tableau 3.5. Cette stratégie a permis d'évaluer les principales familles géochimiques tout en intégrant des matériaux ciblés qui n'étaient pas nécessairement représentés par les seuls centroïdes des grappes.

Sur le plan de la non-dangereuse réglementaire, les concentrations mesurées dans les lixiviats TCLP sont demeurées inférieures aux seuils du Règlement sur les matières dangereuses pour l'ensemble des échantillons analysés. Aucun matériau ne présente donc la propriété réglementaire de « matière lixiviable ». Les pH mesurés après lixiviation à l'eau variaient entre 8 et 9,8 et demeuraient dans une plage non corrosive. Les matériaux étudiés pouvaient ainsi poursuivre le processus de classement selon le guide de valorisation. Toutefois, l'absence de dangerosité réglementaire ne signifie pas que leur valorisation peut être réalisée sans restriction, puisque le classement final dépend également du potentiel acidogène, de la capacité de neutralisation, du contenu total en contaminants et de la mobilité des éléments.

Les résultats liés au potentiel de neutralisation montrent que les matériaux de F6 et de F12 présentent, en moyenne, une capacité de neutralisation plus élevée que ceux de F4. Cette différence est cohérente avec la présence plus importante de signatures enrichies en Ca et en Mg et de lithologies carbonatées ou calco-silicatées dans les haldes historiques, notamment dans les grappes F6-C3 et F12-C2. La variabilité interne demeure néanmoins importante. Par exemple, F12-TF3, F12-TF11 et F12-C2 présentent des potentiels de neutralisation relativement élevés, alors que P06 possède une capacité de neutralisation plus faible et un comportement acidogène. La comparaison entre les essais de neutralisation à 24 h et à 7 jours montre également qu'une partie des phases neutralisantes réagit plus lentement. L'essai prolongé permet donc de mieux prendre en compte la dissolution progressive de certaines phases, sans toutefois éliminer l'incertitude associée au comportement à long terme des matériaux.

L'analyse du contenu total en contaminants a montré que la majorité des échantillons se situe entre les critères A et C, tandis que les teneurs inférieures au critère A ou supérieures au critère C sont moins fréquentes. Dans F4, le classement selon le contenu total est principalement contrôlé par le

baryum et le molybdène, suivis du nickel, du manganèse et du chrome. Dans F6, les éléments les plus contraignants sont également le baryum et le molybdène, auxquels s'ajoutent le manganèse, le nickel et le chrome. La grappe F6-C3 constitue le cas le plus restrictif de ce secteur, puisqu'elle présente un dépassement du critère C pour le manganèse. Dans F12, le baryum constitue le principal élément contraignant, avec des contributions plus ponctuelles du molybdène, du nickel, du chrome, du manganèse, du cobalt et du cuivre. Ces résultats mettent en évidence des enrichissements géochimiques localisés, mais les teneurs totales ne permettent pas, à elles seules, de conclure à la mobilité ou à la disponibilité environnementale des éléments.

Les essais de lixiviation ont permis de déterminer si ces enrichissements se traduisaient par un relargage mesurable. Lorsque le TCLP est interprété par comparaison aux normes de potabilité dans une perspective de mobilité, les dépassements les plus importants concernent principalement le manganèse et l'uranium. Dans F4, F4-C1 présente des dépassements pour le Mn et l'U, tous deux supérieurs à 10 fois la norme de potabilité. F4-C2 présente des dépassements pour le Mn, le Pb et l'U, avec un rapport supérieur à 10 pour l'U. L'échantillon pegmatitique ciblé correspondant à F4-37 et 20 Pegmatite présente des dépassements pour l'As, le Mn et le Pb, ce dernier dépassant 10 fois la norme de potabilité. Dans F6, F6-C1 présente des dépassements pour le Mn et le Sb, avec un rapport supérieur à 10 pour le Mn; F6-C2 présente des dépassements pour le Mn et l'U; et F6-C3 présente des dépassements pour le Cd, le Mn, le Se et l'U, avec des rapports supérieurs à 10 pour le Mn, le Se et l'U. Dans F12, F12-C2 présente un dépassement pour le Mn, tandis que F12-C3 présente des dépassements pour le Cd, le Mn, le Pb et le Se, dont le Mn et le Pb à plus de 10 fois la norme de potabilité.

L'essai CTEU-9 apparaît particulièrement discriminant en raison du relargage du fluorure en conditions neutres. Des dépassements sont notamment observés pour F4-C1, F4-C2, F6-C1, F6-C2, F6-C3, F12-C2 et F12-C3, ainsi que pour certains échantillons ciblés de F4. Le sélénium constitue une contrainte plus localisée, notamment dans F6-C3, tandis que l'antimoine est également observé dans certains échantillons ciblés de F4. La mobilisation du fluorure pourrait être associée à des phases minérales fluorées, notamment les micas et la fluorapatite, tandis que la granulométrie plus fine utilisée pour le CTEU-9 augmente la surface réactive exposée au lixiviant. En revanche, aucun élément analysé lors de l'essai SPLP n'atteint 10 fois la norme de potabilité. Le SPLP met donc en évidence une mobilisation plus limitée dans les conditions simulant les

précipitations acides. Ces résultats montrent que certains éléments peuvent être mobilisés même lorsque les matériaux ne présentent pas de comportement acide marqué.

Le classement environnemental final montre que les possibilités de valorisation peu restrictive sont limitées. Parmi les 28 matériaux évalués, deux sont classés en classe I, 18 en classe III et huit sont considérés comme non valorisables selon la procédure générale appliquée. Les deux matériaux de classe I sont F12-C1 et F6-018-stérile-frais-2, ce dernier correspondant à un gneiss frais prélevé dans le secteur F6. Leurs teneurs totales inférieures aux critères A permettent un classement plus favorable, sous réserve de satisfaire aux exigences techniques propres aux usages envisagés.

F4 constitue le secteur le plus contraignant. Aucun matériau n'y est classé en classe I; neuf matériaux sont classés en classe III et six sont considérés comme non valorisables. Les matériaux de classe III comprennent notamment F4-C1, F4-C2 et les échantillons ciblés associés à certaines signatures pegmatitiques ou gneissiques. Leur classement est principalement contrôlé par les teneurs totales comprises entre les critères A et C et par la mobilité du Mn, de l'U, du Pb, de l'As, du F, du Se ou du Sb selon les échantillons. Les matériaux non valorisables sont principalement associés à un potentiel de génération d'acide positif ou à l'absence de données suffisantes pour démontrer leur admissibilité. Cette variabilité indique que les futurs stériles de F4 devraient être gérés par intervalle de forage ou par domaine géochimique plutôt qu'à l'échelle globale de la fosse.

F6 présente une situation plus uniforme, dominée par la classe III. Un matériau est classé en classe I, six sont classés en classe III et aucun n'est considéré comme non valorisable. Les matériaux F6-C1, F6-C2 et F6-C3 illustrent toutefois des comportements distincts. F6-C1 et F6-C2 sont principalement limités par la mobilité du Mn, de l'U, du Sb ou du F, tandis que F6-C3 cumule un dépassement du critère C pour le Mn et des contraintes de mobilité associées au Cd, au Mn, au Se, à l'U et au F. La présence d'un seul matériau de classe I montre que la valorisation de F6 demeure généralement possible, mais dans les conditions encadrées prévues pour la classe III.

F12 présente une situation intermédiaire, avec un matériau de classe I, trois matériaux de classe III et deux matériaux non valorisables. F12-C1 constitue le matériau le plus favorable. F12-C2, F12-TF3 et F12-TF11 sont classés en classe III; F12-C2 est notamment limité par le Mn lors du TCLP et par le F lors du CTEU-9, tandis que F12-TF3 et F12-TF11 sont principalement contraints par leurs teneurs totales situées entre les critères A et C. Les matériaux P06 et F12-C3 sont considérés comme non valorisables en raison de leur potentiel de génération d'acide positif. F12-C3 présente

également une mobilité du Cd, du Mn, du Pb, du Se et du F. Ces résultats confirment que F12 ne peut pas être considérée comme un ensemble homogène du point de vue de la valorisation.

Dans l'ensemble, l'intégration des grappes géochimiques définies par UMAP avec les résultats chimiques, minéralogiques et environnementaux constitue une approche pertinente pour structurer la variabilité des stériles et orienter leur classement. Les grappes UMAP ne représentent toutefois pas, à elles seules, des classes environnementales. Elles ont servi à organiser l'hétérogénéité géochimique, à sélectionner des échantillons couvrant les principales signatures et à relier les résultats de laboratoire aux caractéristiques des matériaux. Le classement final repose sur le croisement entre la signature géochimique, le potentiel acidogène, la capacité de neutralisation, le contenu total en contaminants, la mobilité des éléments et les critères du guide de valorisation.

Les résultats doivent finalement être interprétés en tenant compte des limites de l'échantillonnage. Dans F4, les données correspondent à des intervalles de forage représentant les futurs stériles et ne permettent pas de généraliser une classe à l'ensemble d'un forage ou de la fosse. Dans F6 et F12, les échantillons proviennent principalement de la surface ou de zones ponctuellement excavées dans les haldes. Ils ne démontrent donc pas une continuité latérale, verticale ou volumétrique des classes obtenues. Une valorisation opérationnelle devrait être réalisée par secteurs ou par polygones d'excavation, avec un contrôle de la profondeur exploitée, un rééchantillonnage régulier et un reclassement des matériaux lorsque leur composition ou leur degré d'altération varie.

6.2 Recommandations

À la suite de cette étude, plusieurs recommandations peuvent être formulées. D'abord, les futurs stériles destinés à une éventuelle valorisation devraient être gérés selon des unités géochimiques ou des polygones d'excavation préalablement définis, plutôt qu'à l'échelle globale des fosses. Une telle approche permettrait de mieux contrôler la sélection des matériaux lors de l'extraction, de limiter les mélanges entre matériaux favorables, matériaux de classe III et matériaux non valorisables, et d'orienter plus efficacement les décisions de gestion et de valorisation.

Ensuite, les secteurs de haldes devraient faire l'objet d'un rééchantillonnage progressif en profondeur. Les résultats obtenus en surface ne doivent pas être extrapolés directement à l'ensemble du volume disponible. Une approche par tranches d'excavation, avec réanalyse et reclassement des matériaux, permettrait de mieux contrôler l'évolution verticale des propriétés environnementales.

Il serait également pertinent de compléter l'interprétation par des analyses minéralogiques ciblées, notamment pour identifier les phases porteuses du fluor, du manganèse, de l'uranium, du sélénium et de l'antimoine. Cette information permettrait de mieux comprendre les mécanismes de mobilité observés dans les essais de lixiviation et d'améliorer la prédiction du comportement environnemental des matériaux.

Pour les matériaux classés en zone d'incertitude ou présentant un PGA positif, des essais cinétiques pourraient être envisagés afin de documenter leur comportement à plus long terme. Ces essais permettraient de vérifier si les résultats des essais statiques reflètent un risque réel de génération d'acide ou s'ils surestiment le potentiel acidogène dans certains cas.

Enfin, les pistes de valorisation proposées pour les matériaux de classe I et de classe III devraient être validées par des essais techniques adaptés aux usages envisagés. Le classement environnemental constitue une condition nécessaire, mais il ne garantit pas à lui seul l'aptitude mécanique ou industrielle des matériaux. Des essais de granulométrie, de résistance, de durabilité, de compatibilité avec les liants ou de comportement en matrice seraient nécessaires avant toute application opérationnelle.

RÉFÉRENCES

- Aitchison, J. (1982). The statistical analysis of compositional data. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 44(2), 139–160. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1982.tb01195.x>
- Ally, A. N., Manjia, M. B., Pettang Nana, U. J. M., Masika Muhiwa, G., Zang, É. R., Ngapgue, F., & Pettang, C. (2023). Potential use of coltan mining waste rock in road construction. *Advances in Civil and Architectural Engineering*, 14(27), 14–31. <https://doi.org/10.13167/2023.27.2>
- Amos, R. T., Blowes, D. W., Bailey, B. L., Sego, D. C., Smith, L., & Ritchie, A. I. M. (2015). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry*, 57, 140–156. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.06.020>
- Amrani, M., Taha, Y., Kchikach, A., Benzaazoua, M., & Hakkou, R. (2019). Valorization of phosphate mine waste rocks as materials for road construction. *Minerals*, 9(4), Article 237. <https://doi.org/10.3390/min9040237>
- ASTM International. (2012). *Standard practice for shake extraction of solid waste with water* (ASTM Standard D3987-12). <https://www.astm.org/d3987-12.html>
- ASTM International. (2020a). *Standard test method for shake extraction of mining waste by the synthetic precipitation leaching procedure* (ASTM Standard D6234-13[2020]). <https://doi.org/10.1520/D6234-13R20>
- ASTM International. (2020b). *Standard test methods for analysis of metal-bearing ores and related materials for carbon, sulfur, and acid-base characteristics* (ASTM Standard E1915-20). <https://doi.org/10.1520/E1915-20>
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers* [Manuel sur cd-rom]. Presses internationales Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., & Chapuis, R. P. (2013). Revue de divers aspects liés à la stabilité géotechnique des ouvrages de retenue de résidus miniers. Partie I, mise en contexte et caractéristiques générales. *Déchets, sciences et techniques*, 18(64), 28–36. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.2292>
- Barazzuol, L. N., Schevers, A., Sexsmith, K., Dixon, J., Jacques, N., & Martin, R. (2022). Using pXRF as a field tool to classify waste rock with ML/ARD potential as construction rock. In M. Edraki, D. Jones, & K. R. Jain (Eds.), *Proactive measures and lasting outcomes: Proceedings of the 12th International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 295–308). Sustainable Minerals Institute, The University of Queensland.
- Barnett, V., & Lewis, T. (1994). *Outliers in statistical data* (3rd ed.). John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9780470316467>
- 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. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>

- Bigdeli, A., Maghsoudi, A., & Ghezelbash, R. (2022). Application of self-organizing map (SOM) and K-means clustering algorithms for portraying geochemical anomaly patterns in Moalleman district, NE Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 233, Article 106923. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2021.106923>
- Bolduc, F. L., & Aubertin, M. (2014). Numerical investigation of the influence of waste rock inclusions on tailings consolidation. *Canadian Geotechnical Journal*, 51(9), 1021–1032. <https://doi.org/10.1139/cgj-2013-0137>
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014). Prediction of acid mine drainage: Importance of mineralogy and the test protocols for static and kinetic tests. *Mine Water and the Environment*, 33(1), 54–65. <https://doi.org/10.1007/s10230-013-0249-1>
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019–1052. <https://doi.org/10.1139/T07-040>
- Bussière, B., & Guittonny, M. (Eds.). (2021). *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage*. CRC Press.
- Carranza, E. J. M., & Laborte, A. G. (2015). Random forest predictive modeling of mineral prospectivity with small number of prospects and data with missing values in Abra (Philippines). *Computers & Geosciences*, 74, 60–70. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2014.10.004>
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2023). *MA. 100 – Lix.Com. 1.1 : Protocole de lixiviation pour les espèces inorganiques* (Révision 3, 2023-04-03). Gouvernement du Québec. <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA100LixCom11.pdf>
- Chae, G.-T., Yun, S.-T., Kwon, M.-J., Kim, Y.-S., & Mayer, B. (2006). Batch dissolution of granite and biotite in water: Implication for fluorine geochemistry in groundwater. *Geochemical Journal*, 40(1), 95–102. <https://doi.org/10.2343/geochemj.40.95>
- Chalkley, R., Crane, R. A., Eyre, M., Hicks, K., Jackson, K.-M., & Hudson-Edwards, K. A. (2023). A multi-scale feasibility study into acid mine drainage (AMD) monitoring using same-day observations. *Remote Sensing*, 15(1), Article 76. <https://doi.org/10.3390/rs15010076>
- Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2001). A simplified method to estimate saturated and unsaturated seepage through dikes under steady-state conditions. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(6), 1321–1328. <https://doi.org/10.1139/t01-068>
- Cramer, A. S., Calvin, W. M., McCoy, S. W., Breitmeyer, R. J., Haagsma, M., & Kratt, C. (2021). Mapping potentially acid-generating material on abandoned mine lands using remotely piloted aerial systems. *Minerals*, 11(4), Article 365. <https://doi.org/10.3390/min11040365>
- Davies, R. S., Trott, M., Georgi, J., & Farrar, A. (2025). Artificial intelligence and machine learning to enhance critical mineral deposit discovery. *Geosystems and Geoenvironment*, 4(2), Article 100361. <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2025.100361>
- Deiminiat, A., & Li, L. (2022). Experimental study on the reliability of scaling down techniques used in direct shear tests to determine the shear strength of rockfill and waste rocks. *CivilEng*, 3(1), 35–50. <https://doi.org/10.3390/civileng3010003>

- Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum. <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/116>
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Aubertin, M. (2011). Laboratory study of surface paste disposal for sulfidic tailings: Physical model testing. *Minerals Engineering*, 24(8), 794–806. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2011.02.013>
- Duvernois, A., Villeneuve, M., Demers, I., Cheng, L. Z., & Neculita, C. M. (2024). Evaluation of non-destructive tools for preliminary environmental risk assessment during mining exploration. *Minerals Engineering*, 205, Article 108456. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2023.108456>
- Egozcue, J. J., Gozzi, C., Buccianti, A., & Pawlowsky-Glahn, V. (2024). Exploring geochemical data using compositional techniques: A practical guide. *Journal of Geochemical Exploration*, 258, Article 107385. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2024.107385>
- El Machi, A., El Berdai, Y., Mabroum, S., Safhi, A. E. M., Taha, Y., Benzaazoua, M., & Hakkou, R. (2024). Recycling of mine wastes in the concrete industry: A review. *Buildings*, 14(6), Article 1508. <https://doi.org/10.3390/buildings14061508>
- Flores, H., Rudolph, T., & Möllerherm, S. (2022). Hyperspectral sensing to boost mine waste characterization and water monitoring. In J. Pope, C. Wolkersdorfer, R. Rait, D. Trumm, H. Christenson, & K. Wolkersdorfer (Eds.), *IMWA 2022 – Reconnect* (pp. 83–90). International Mine Water Association.
- Garcia Serna, J. (2018). *Analyse multi-échelle des spectres de réflectance dans un environnement minier* [Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke]. Savoirs UdeS. <https://usherbrooke.scholaris.ca/items/84d4acfd-6793-4e8b-a9b3-6676c495259d>
- Gazley, M. F., & Wellnitz, T. (2019). *Tips & tricks for the collection of quality portable XRF data*. Portable Spectral Services. <https://www.portaspecs.com/blog/tips-and-tricks-for-the-collection-of-quality-portable-xrf-data>
- Gouvernement du Québec. (2025a). *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RLRQ, c. Q-2, r. 40). LégisQuébec. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2040>
- Gouvernement du Québec. (2025b). *Règlement sur les matières dangereuses* (RLRQ, c. Q-2, r. 32). LégisQuébec. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2032>
- Grunsky, E. C., & de Caritat, P. (2020). State-of-the-art analysis of geochemical data for mineral exploration. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 20(2), 217–232. <https://doi.org/10.1144/geochem2019-031>
- Hassani, F. P., & Archibald, J. F. (1998). *Mine backfill 1998*. Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum.
- Hawley, M., & Cunning, J. (2017). *Guidelines for mine waste dump and stockpile design*. CSIRO Publishing. <https://doi.org/10.1071/9781486303519>
- He, Y., Zhou, Y., Wen, T., Zhang, S., Huang, F., Zou, X., Ma, X., & Zhu, Y. (2022). A review of machine learning in geochemistry and cosmochemistry: Method improvements and

- applications. *Applied Geochemistry*, 140, Article 105273. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105273>
- Helsel, D. R. (2006). Fabricating data: How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere*, 65(11), 2434–2439. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.04.051>
- Horrocks, T., Holden, E.-J., Wedge, D., Wijns, C., & Fiorentini, M. (2019). Geochemical characterisation of rock hydration processes using t-SNE. *Computers & Geosciences*, 124, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2018.12.005>
- Hébert, M. (2015). *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires – Édition 2015*. Gouvernement du Québec.
- Jambor, J. L., Dutrizac, J. E., Raudsepp, M., & Groat, L. A. (2003). Effect of peroxide on neutralization-potential values of siderite and other carbonate minerals. *Journal of Environmental Quality*, 32(6), 2373–2378. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.2373>
- James, M. (2009). *The use of waste rock inclusions to control the effects of liquefaction in tailings impoundments* [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/8284/>
- James, M., Aubertin, M., Bussière, B., Pednault, C., Pépin, N., & Limoges, M. (2017, octobre). A research project on the use of waste rock inclusions to improve performance of tailings impoundments [Communication]. *70th Canadian Geotechnical Conference (GEO 2017) & 12th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference*, Ottawa, Ontario. <https://bcmlard.ca/files/presentations/2017-6a-JAMES-ETAL-research-use-waste-rock.pdf>
- Jansson, N. F., Allen, R. L., Skogsmo, G., & Tavakoli, S. (2022). Principal component analysis and K-means clustering as tools during exploration for Zn skarn deposits and industrial carbonates, Sala area, Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 233, Article 106909. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2021.106909>
- Jiang, H., Fall, M., Li, Y., & Han, J. (2019). An experimental study on compressive behaviour of cemented rockfill. *Construction and Building Materials*, 213, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.04.061>
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(3), 1199–1220. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0174-3>
- Larochelle, C. G., Bussière, B., & Pabst, T. (2019). Acid-generating waste rocks as capillary break layers in covers with capillary barrier effects for mine site reclamation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(3), Article 57. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4114-0>
- Lavaure, S. (2024). *Optimisation de l'utilisation du pXRF pour la lithogéochimie* (Projet CONSOREM 2023-06). CONSOREM.
- Lawrence, R. W., & Wang, Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. In *Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage* (Vol. 1, pp. 449–464). Natural Resources Canada.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Lamontagne, A. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 2. Applications of numerical simulation.

Journal of Contaminant Hydrology, 52(1–4), 165–186. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(01\)00157-7](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00157-7)

- Li, X.-M., Zhang, Y.-X., Li, Z.-K., Zhao, X.-F., Zuo, R.-G., Xiao, F., & Zheng, Y. (2023). Discrimination of Pb-Zn deposit types using sphalerite geochemistry: New insights from machine learning algorithm. *Geoscience Frontiers*, 14(4), Article 101580. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2023.101580>
- Liu, C., Chen, L., Ni, G., Yuan, X., He, S., & Miao, S. (2025). Prediction of heavy metal spatial distribution in soils of typical industrial zones utilizing 3D convolutional neural networks. *Scientific Reports*, 15(1), Article 396. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-84545-3>
- Liu, Y., Zhu, L., Ma, S., Guo, F., Gong, Q., Tang, S., Gopalakrishnan, G., & Zhou, Y. (2019). Constraining the distribution of elements and their controlling factors in the Zhaojikou Pb–Zn ore deposit, SE China, via fractal and compositional data analysis. *Applied Geochemistry*, 108, Article 104379. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104379>
- Lottermoser, B. G. (Ed.). (2017). *Environmental indicators in metal mining*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7>
- MacQueen, J. (1967). Some methods for classification and analysis of multivariate observations. In *Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability: Vol. 1. Statistics* (pp. 281–297). University of California Press.
- Martín-Velázquez, S., Rodríguez-Santalla, I., Ropero-Szymańska, N., Gómez-Ortiz, D., Martín-Crespo, T., & de Ignacio-San José, C. (2022). Geomorphological mapping and erosion of abandoned tailings in the Hiendelaencina mining district (Spain) from aerial imagery and LiDAR data. *Remote Sensing*, 14(18), Article 4617. <https://doi.org/10.3390/rs14184617>
- McInnes, L., Healy, J., Saul, N., & Großberger, L. (2018). UMAP: Uniform manifold approximation and projection. *Journal of Open Source Software*, 3(29), Article 861. <https://doi.org/10.21105/joss.00861>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2020). *Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai*. Gouvernement du Québec. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/Industriel/secteur-minier/guide-caracterisation-minerai.pdf>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2024). *Guide de caractérisation des terrains*. Gouvernement du Québec.
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2025, 13 février). *Directive 019 sur l'industrie minière*. Gouvernement du Québec. http://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive-019-2025.pdf
- Ministère de l'Environnement. (2002). *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction*. Gouvernement du Québec. https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/inorganique/matiere-residuelle-inorganique.pdf
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts. (2024). *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec*. Gouvernement du Québec.

https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/ressources-naturelles/mines/Documents/restauration/GM_Restauration-sites-miniers.pdf

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2014). *Lignes directrices relatives à la valorisation des résidus miniers*. Gouvernement du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/prri/lignes-directrices-valorisation-residus-miniers.pdf>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. (2010). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 5 – Échantillonnage des sols*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. (2011). *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles : Plan d'action 2011–2015*. Gouvernement du Québec.
- Newgard, C. D., & Haukoos, J. S. (2007). Advanced statistics: Missing data in clinical research—Part 2: Multiple imputation. *Academic Emergency Medicine*, 14(7), 669–678. <https://doi.org/10.1111/j.1553-2712.2007.tb01856.x>
- Ngombe, O. G. D., Walter, J., Chesnaux, R., & Molson, J. (2024). Application of hierarchical cluster analysis and principal component analysis to identify compositional trends of brine in crystalline basements and sedimentary basins. *Applied Geochemistry*, 169, Article 106030. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.106030>
- Nguyen Tien, T. T. (2018). Use of Moran's I and robust statistics to separate geochemical anomalies in Jiurui area (Southeast China). *Bulletin of the Mineral Research and Exploration*, 156, 179–192. <https://doi.org/10.19111/bulletinofmre.351376>
- Ogen, Y., Denk, M., Glaesser, C., & Eichstaedt, H. (2022). A novel method for predicting the geochemical composition of tailings with laboratory, field and hyperspectral airborne data using a regression- and classification-based approach. *European Journal of Remote Sensing*, 55(1), 453–470. <https://doi.org/10.1080/22797254.2022.2104173>
- Parbhakar-Fox, A., & Baumgartner, R. (2023). Action versus reaction: How geometallurgy can improve mine waste management across the life-of-mine. *Elements*, 19(6), 371–376. <https://doi.org/10.2138/gselements.19.6.371>
- Parbhakar-Fox, A., Fox, N., Moltzen, J., & Lottermoser, B. (2017). Chemical staining techniques for drill core characterization. In B. G. Lottermoser (Ed.), *Environmental indicators in metal mining* (pp. 97–114). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-42731-7_6
- Paz-Ferreiro, J., Vázquez, E. V., & Vieira, S. R. (2010). Geostatistical analysis of a geochemical dataset. *Bragantia*, 69(Suppl.), 121–129. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052010000500013>
- Pearce, S., Lehane, S., & Pearce, J. (2016). Waste material placement options during construction and closure risk reduction—Quantifying the how, the why and the how much. In A. B. Fourie & M. Tibbett (Eds.), *Mine Closure 2016: Proceedings of the 11th International Conference on Mine Closure* (pp. 691–706). Australian Centre for Geomechanics. https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1608_51_Pearce

- Petrillo, Z., Tripaldi, S., Mangiacapra, A., Scippacercola, S., Caliro, S., & Chiodini, G. (2023). Principal component analysis on twenty years (2000–2020) of geochemical and geophysical observations at Campi Flegrei active caldera. *Scientific Reports*, 13(1), Article 18445. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45108-0>
- Poaty, B. (2022). *Comportement hydrogéochimique des stériles d'une halde expérimentale visant à limiter la production de DNC par contrôle des écoulements* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum. <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/1354>
- Price, W. A. (1997). *Guidelines and recommended methods for the prediction of metal leaching and acid rock drainage at minesites in British Columbia*. British Columbia Ministry of Employment and Investment. http://www.mdag.com/pdfs/aml_ard_guidelines.pdf
- Price, W. A. (2009). *Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials* (MEND Report 1.20.1). Mine Environment Neutral Drainage Program. <https://mend-nedem.org/mend-report/prediction-manual-for-drainage-chemistry-from-sulphidic-geologic-materials/>
- Puchhammer, P., Kalubowila, C., Braus, L., Pospiech, S., Sarala, P., & Filzmoser, P. (2024). A performance study of local outlier detection methods for mineral exploration with geochemical compositional data. *Journal of Geochemical Exploration*, 258, Article 107392. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2024.107392>
- Putri, S. H., Jobe, Z., Melick, J., Wood, L., & French, M. (2025). Depositional-process controls on chemofacies in mixed-lithology submarine lobe deposits: A high-resolution core study from the Permian Wolfcamp XY Formation, Delaware Basin, Texas, U.S.A. *Journal of Sedimentary Research*, 95(1), 63–85. <https://doi.org/10.2110/jsr.2024.015>
- Qiu, P. (2022). *Investigation of waste rock segregation and heterogeneity during disposal using field observation, experimental tests and discrete element simulations* [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/10755/>
- Québec Circulaire. (2020, 19 juin). *Valorisation des stériles miniers provenant de la fosse Sigma*. <https://www.quebeccirculaire.org/initiative/h/valorisation-des-steriles-miniers-provenant-de-la-fosse-sigma.html>
- Rafferty, J. P. (Ed.). (2011). *Minerals*. The Rosen Publishing Group. <https://books.google.co.bw/books?id=ervUafk86MIC>
- Raymond, K. E., Seigneur, N., Su, D., & Mayer, K. U. (2021). Investigating the influence of structure and heterogeneity in waste rock piles on mass loading rates—A reactive transport modeling study. *Frontiers in Water*, 3, Article 618418. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.618418>
- Reimann, C., Filzmoser, P., & Garrett, R. G. (2005). Background and threshold: Critical comparison of methods of determination. *Science of the Total Environment*, 346(1–3), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>
- Ross, P.-S., & Beaudette, P. (2021). *Potentiel des analyseurs pXRF pour la cartographie régionale du socle rocheux au MERN : Résultat d'un test dans le Domaine Nord de l'Orogène de l'Ungava* (MB2021-05). Institut national de la recherche scientifique. <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/MB202105/MB202105.pdf>

- Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20, 53–65. [https://doi.org/10.1016/0377-0427\(87\)90125-7](https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7)
- Sadeghi, M., Casey, P., Carranza, E. J. M., & Lynch, E. P. (2024). Principal components analysis and K-means clustering of till geochemical data: Mapping and targeting of prospective areas for lithium exploration in Västernorrland Region, Sweden. *Ore Geology Reviews*, 167, Article 106002. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2024.106002>
- Sarparandeh, M., & Hezarkhani, A. (2016). Application of self-organizing map for exploration of REEs' deposition. *Open Journal of Geology*, 6(7), 571–582. <https://doi.org/10.4236/ojg.2016.67045>
- Segui, P., Safhi, A. E. M., Amrani, M., & Benzaazoua, M. (2023). Mining wastes as road construction material: A review. *Minerals*, 13(1), Article 90. <https://doi.org/10.3390/min13010090>
- SLR Consulting (Canada) Ltd., & Soutex inc. (2024). *Technical report on the Lac-des-Îles graphite mine, Québec, Canada: Report for NI 43-101*. Northern Graphite Corporation. https://www.northerngraphite.com/wp-content/uploads/2024/09/SLR_20240229_NGC-LDI_NI43101_FINAL.pdf
- Sobek, A. A., Schuller, W. A., Freeman, J. R., & Smith, R. M. (1978). *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils* (EPA-600/2-78-054). Industrial Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=91017FGB.PDF>
- Suliman, M. M., Kaya, F., Al-Farraj, A. S., & Brevik, E. C. (2025). A novel method to determine background concentrations and spatial distributions of heavy metals in soil at large scale using machine learning coupled with remote sensing-terrain attributes. *MethodsX*, 14, Article 103180. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2025.103180>
- Swayze, G. A., Smith, K. S., Clark, R. N., Sutley, S. J., Pearson, R. M., Vance, J. S., Hageman, P. L., Briggs, P. H., Meier, A. L., Singleton, M. J., & Roth, S. (2000). Using imaging spectroscopy to map acidic mine waste. *Environmental Science & Technology*, 34(1), 47–54. <https://doi.org/10.1021/es990046w>
- Sylvain, K. (2025). *Valorisation des roches stériles dans un recouvrement monocouche comme barrière à l'évaporation* [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/61973/>
- Sylvain, K., Pabst, T., & Demers, I. (2024). Improving the re-use potential of reactive waste rock using sieving: A laboratory geochemical study. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(43), 55490–55506. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34679-8>
- Tardif-Drolet, M., Li, L., Pabst, T., Zagury, G. J., Mermillod-Blondin, R., & Genty, T. (2020). Revue de la réglementation sur la valorisation des résidus miniers hors site au Québec. *Environmental Reviews*, 28(1), 1–13. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0116>
- Tibshirani, R., Walther, G., & Hastie, T. (2001). Estimating the number of clusters in a data set via the gap statistic. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 63(2), 411–423. <https://doi.org/10.1111/1467-9868.00293>

- Tremblay, G. A., & Hogan, C. M. (2001). *Manuel MEND – Volume 1 : Résumé* (MEND 5.4.2a). Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. <https://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2013/01/5.4.2a.pdf>
- Tukey, J. W. (1977). *Exploratory data analysis*. Addison-Wesley. https://books.google.com/books/about/Exploratory_Data_Analysis.html?id=qS2ZAAAAIAAJ
- U.S. Environmental Protection Agency. (1992). *Method 1311: Toxicity characteristic leaching procedure*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/1311.pdf>
- Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. BiTech Publishers Ltd.
- Wang, K., Li, N., Bagas, L., Li, S., Song, X., & Cong, Y. (2017). GIS-based prospectivity-mapping based on geochemical multivariate analysis technology: A case study of MVT Pb–Zn deposits in the Huayuan-Fenghuang district, northwestern Hunan Province, China. *Ore Geology Reviews*, 91, 1130–1146. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2017.09.015>
- Wickland, B. E., Wilson, G. W., Wijewickreme, D., & Klein, B. (2006). Design and evaluation of mixtures of mine waste rock and tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(9), 928–945. <https://doi.org/10.1139/t06-058>
- Wilson, S. R., Close, M. E., & Abraham, P. (2018). Applying linear discriminant analysis to predict groundwater redox conditions conducive to denitrification. *Journal of Hydrology*, 556, 611–624. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.11.045>
- Xu, Y., Zuo, R., & Bai, Y. (2025). Geological knowledge-guided dual-branch deep learning model for identification of geochemical anomalies related to mineralization. *Journal of Geophysical Research: Machine Learning and Computation*, 2(1), Article e2024JH000468. <https://doi.org/10.1029/2024JH000468>
- Yoni, W. N. (2025). *Évaluation de l'effet de l'interaction entre les rejets désulfurés et les rejets sulfureux sur la géochimie du lixiviat en contexte de restauration* [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum. <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/1684>
- Zhang, C., Manheim, F. T., Hinde, J., & Grossman, J. N. (2005). Statistical characterization of a large geochemical database and effect of sample size. *Applied Geochemistry*, 20(10), 1857–1874. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2005.06.006>
- Zhang, Q., Liu, Y., & Fang, H. (2024). Manifold learning-based UMAP method for geochemical anomaly identification. *Geochemistry*, 84(4), Article 126157. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2024.126157>
- Zhao, Z., Qiao, K., Liu, Y., Chen, J., & Li, C. (2022). Geochemical data mining by integrated multivariate component data analysis: The Heilongjiang Duobaoshan area (China) case study. *Minerals*, 12(8), Article 1035. <https://doi.org/10.3390/min12081035>