



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

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

**Comportement hydrogéochimique de stériles miniers générateurs de drainage
neutre contaminé en arsenic en conditions froides**

ELAURA SEUTIN

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie minéral

Juin 2026

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Cette thèse intitulée :

**Comportement hydrogéochimique de stériles miniers générateurs de drainage
neutre contaminé en arsenic en conditions froides**

Présentée par **Elaura SEUTIN**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*
a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

Lucie COUDERT, présidente

Bruno BUSSIÈRE, membre et directeur de recherche

Vincent BOULANGER-MARTEL, membre et codirecteur de recherche

Benoît PLANTE, membre et codirecteur de recherche

Hassan BOUZHAAH, membre

Ron NICHOLSON, membre externe

DÉDICACE

À ma mère,

*Ce pays était son rêve,
sans qu'elle sache que j'y construirais un jour le mien.*

*Elle n'a pas eu le temps de me voir y évoluer,
mais ce travail lui est dédié.*

REMERCIEMENTS

Un doctorat ne se fait jamais seul. Celui-ci n'échappe pas à la règle, et je tiens ici à remercier toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à cette aventure scientifique, humaine et parfois franchement chaotique.

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de thèse, **Bruno Bussière**, pour sa confiance, son encadrement et sa vision scientifique tout au long de ce doctorat. Je remercie également mes deux co-directeurs, **Vincent Boulanger-Martel** et **Benoît Plante**, pour leurs conseils, leurs regards complémentaires et leur disponibilité. Leur accompagnement m'a permis de faire évoluer ce projet, mais aussi de me structurer comme chercheuse et comme professionnelle. Ils ont également été d'un soutien essentiel dans les périodes plus difficiles, sachant toujours être à l'écoute de mes inquiétudes comme de mes exigences. Ils ont souvent su me rappeler la qualité et l'ampleur du travail accompli lorsque moi-même n'étais plus en mesure de le voir, et m'ont aidée à prendre le recul nécessaire pour continuer à avancer.

Je remercie chaleureusement notre partenaire industriel, **Agnico Eagle Ltd.**, pour la fourniture des matériaux, mais surtout pour la confiance accordée tout au long de ce projet. Merci de m'avoir permis de travailler directement sur site, jusque dans un site minier du Nunavut particulièrement éloigné, et de m'avoir fait revenir pour participer à l'installation de l'instrumentation de la halde à stériles. Ces expériences de terrain ont été déterminantes, tant scientifiquement qu'humainement.

Je remercie également les organismes ayant contribué au financement de ce projet de doctorat : le NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Sites Reclamation ainsi que la bourse de soutien au dépôt de thèse doctorale – Fondation J.A. DeSève et Fondation de l'UQAT, sans lesquels ces travaux et l'aboutissement de cette thèse n'auraient tout simplement pas été possibles.

Un immense merci à toute l'équipe du laboratoire de l'URSTM pour leur aide, leur soutien et leur présence au quotidien. Je tiens à remercier tout particulièrement **Joël Beauregard**, qui m'a soutenue bien au-delà du cadre strictement académique. Joël, merci pour ton aide précieuse, ton écoute, ta bienveillance et ton soutien autant professionnel que personnel.

Je tiens également à remercier chaleureusement **Asif Qureshi**, postdoctorant à l'UQAT, pour son aide précieuse tout au long de ce doctorat. Partant de zéro en modélisation, j'ai pu, grâce à son accompagnement, acquérir une compréhension solide du logiciel, depuis les bases jusqu'aux ajustements les plus fins. Sa disponibilité, sa pédagogie et sa rigueur ont été déterminantes, et m'ont permis aujourd'hui de gagner en autonomie dans l'utilisation de ces outils. Je souhaite également remercier ma stagiaire, **Amelia Nieto**. Un lien fort s'est créé très rapidement entre nous, sans doute renforcé par notre expérience de terrain au Nunavut, où je l'ai embarquée pendant deux semaines, entre chaleur, moustiques et prélèvements intensifs pour collecter les quatre tonnes de roches nécessaires à ce projet. Son implication, son énergie et sa bonne humeur ont rendu cette expérience aussi efficace qu'humainement marquante.

Un doctorat, c'est aussi une histoire de rencontres, d'amitiés et de chemins qui se croisent, se séparent, puis parfois se retrouvent — souvent en quinconce. Merci à mes amis, passés et présents, qui ont évolué avec le temps. Un merci tout particulier à ma meilleure amie rencontrée ici, **Julie**

van Branteghem, ainsi qu'à mes amis actuels **Léa-Francoise Terrier**, **Saïd El Mabtouti**, **Javiera Farías**, **Neila Seray**, **Juan Zúñiga** et **Nadine Blatter**, pour les discussions, les rires, le soutien et les moments de respiration indispensables.

Je remercie **Thomas Huchard**, qui m'a soutenue durant les premières années de mon doctorat, à travers la distance, le COVID et toutes les incertitudes que cette période impliquait. Je remercie également **Sid Ahmed Chenniti**, qui m'accompagne aujourd'hui dans cette période particulièrement intense qu'est la fin d'un doctorat, pour son soutien, sa patience et sa présence.

Un merci tout spécial à **Benjamin De Castro**, mon tout premier colocataire et la première véritable amitié que je me suis faite en arrivant ici. Je sais que je n'ai pas toujours été facile à vivre et je te remercie de ta patience, de ton enthousiasme et de ta spontanéité. Je n'aurais pas pu rêver meilleur colocataire pour débarquer à l'autre bout du monde.

Je tiens également à remercier des personnes hors de mon cadre strictement académique, mais qui ont compté bien plus qu'elles ne l'imaginent : **Mélissa Dallaire** et **Suzie Rollin**, respectivement de la vie étudiante et des approvisionnements. J'ai sincèrement apprécié pouvoir discuter avec vous de mes projets, de mes difficultés et parfois simplement de la vie.

Enfin, je remercie ma famille, qui ne comprend probablement pas grand-chose à mon sujet de thèse - et ce n'est pas grave. Merci pour votre soutien constant, vos encouragements, et vos efforts pour être présents et compréhensifs malgré la distance et la complexité apparente de ce que je fais.

À toutes et tous, merci.

RÉSUMÉ

La gestion des stériles miniers arsenifères constitue un enjeu environnemental important dans les régions nordiques et arctiques, où les conditions climatiques influencent les mécanismes de génération et de transport des contaminants. Cette thèse porte sur l'étude de la libération de l'arsenic à partir de stériles miniers riches en gersdorffite (NiAsS) provenant du site Whale Tail de la mine Meadowbank, au Nunavut (Canada). Les objectifs principaux étaient d'évaluer l'effet de la température, des cycles de gel-dégel et de la granulométrie sur la génération d'arsenic, puis de développer des outils de modélisation numérique permettant de reproduire et de prédire le comportement géochimique de ces matériaux dans des conditions nordiques, avec ou sans méthodes de restauration appliquée.

Des essais expérimentaux en colonnes ont été réalisés pendant environ un an sous différentes conditions thermiques et pour différentes granulométries de stériles provenant du site Whale Tail. Les essais incluaient des cycles alternés de rinçage, de refroidissement et de dégel afin de reproduire des conditions représentatives des environnements nordiques. Les matériaux ont également été caractérisés sur les plans physique, géochimique, minéralogique, hydrogéologique et thermique. En parallèle, des simulations de transport réactif ont été réalisées à l'aide du logiciel MIN3P afin de calibrer un modèle cinétique de dissolution de la gersdorffite et d'évaluer l'influence des paramètres thermiques et hydrauliques sur la mobilité de l'arsenic.

Les résultats montrent que la libération d'arsenic peut se poursuivre même sous des conditions froides lorsque de l'eau liquide demeure disponible pour les interactions eau-roche. Aucun seuil critique de température ou de granulométrie permettant de limiter complètement la génération d'arsenic n'a été identifié dans les conditions étudiées. Les essais ont également mis en évidence l'importance de la connectivité hydraulique transitoire lors des périodes de dégel dans le contrôle des flux d'arsenic. Les simulations numériques ont permis de reproduire adéquatement les tendances observées expérimentalement, notamment l'évolution du pH, des concentrations des éléments dissouts et des volumes drainés. Les travaux ont également montré que le comportement de la gersdorffite diffère de celui des sulfures arsenifères classiques (ex. l'arsenopyrite), particulièrement en raison d'une dépendance de la réactivité face à la température différente. À noter que des phénomènes de sorption et de précipitation influençant la mobilité du nickel

(également présent dans la gersdorffite) sous conditions neutres à légèrement alcalines influencent significativement les concentrations dans les eaux de drainage à court terme.

Les simulations appliquées aux systèmes de restauration ont permis d'évaluer l'effet de différents scénarios de dégel sur le comportement hydrogéochimique des matériaux. Les résultats montrent qu'une augmentation de la profondeur de dégel, de la durée des périodes dégelées ou de l'apport en eau favorise la connectivité hydraulique entre les couches de matériaux et entraîne une augmentation de la libération cumulative d'arsenic. À l'inverse, les scénarios limitant la circulation de l'eau réduisent fortement les interactions eau-roche et la mobilisation des contaminants. Contrairement au comportement généralement observé pour plusieurs sulfures arsenifères classiques, les résultats obtenus indiquent que la diminution de la température seule ne suffit pas à empêcher la génération d'arsenic dans les stériles riches en gersdorffite lorsque de l'eau liquide demeure disponible en période de dégel. Les travaux réalisés montrent plutôt que le contrôle de la circulation de l'eau et de la connectivité hydraulique constitue le principal facteur limitant la libération d'arsenic dans ces systèmes nordiques. Dit autrement, il est crucial, lorsque l'on utilise un recouvrement isolant pour contrôler la contamination des eaux, de maintenir l'eau gelée dans les stériles afin d'éviter la mise en solution de l'arsenic contenu dans la gersdorffite.

ABSTRACT

The management of arsenic-bearing mine waste represents a major environmental challenge in northern and Arctic regions, where climatic conditions strongly influence contaminant generation and transport mechanisms. This thesis investigates arsenic release from gersdorffite-bearing (NiAsS) waste rock originating from the Whale Tail deposit at the Meadowbank mine site, Nunavut, Canada. The main objectives were to evaluate the effects of temperature, freeze–thaw cycles, and particle size distribution on arsenic generation, and to develop numerical modelling tools capable of reproducing and predicting the geochemical behaviour of these materials under northern conditions, with and without the application of reclamation strategies.

Experimental column tests were conducted over approximately one year under various thermal conditions and using different particle size fractions of waste rock from the Whale Tail site. The experiments included alternating flushing, cooling, and thawing cycles designed to reproduce representative northern environmental conditions. In parallel, the materials were characterized in terms of their physical, geochemical, mineralogical, hydrogeological, and thermal properties. Reactive transport simulations were then performed using the MIN3P software to calibrate a kinetic dissolution model for gersdorffite and to evaluate the influence of thermal and hydraulic parameters on arsenic mobility.

The results demonstrate that arsenic release can persist under cold conditions when liquid water remains available for water–rock interactions. No critical temperature or particle size threshold capable of completely preventing arsenic generation was identified under the studied conditions. The experiments also highlighted the importance of transient hydraulic connectivity during thaw periods in controlling arsenic fluxes. Numerical simulations successfully reproduced the experimentally observed trends, including pH evolution, dissolved concentrations, and drainage volumes. The study further demonstrated that the behaviour of gersdorffite differs from that of more conventional arsenic-bearing sulfides (e.g., arsenopyrite), particularly due to a different temperature dependence of its reactivity. In addition, sorption and precipitation processes affecting nickel mobility under neutral to slightly alkaline conditions were shown to significantly influence short-term drainage water concentrations.

Simulations applied to reclamation systems were used to evaluate the effects of different thaw scenarios on the hydrogeochemical behaviour of the materials. The results indicate that increasing

thaw depth, thaw duration, or water input enhances hydraulic connectivity between material layers and leads to greater cumulative arsenic release. Conversely, scenarios limiting water circulation substantially reduce water–rock interactions and contaminant mobilization. Unlike the behaviour generally observed for many conventional arsenic-bearing sulfides, the results obtained indicate that reducing temperature alone is insufficient to prevent arsenic generation in gersdorffite-bearing waste rock when liquid water remains available during thaw periods. Instead, the findings demonstrate that controlling water circulation and hydraulic connectivity constitutes the primary factor limiting arsenic release in these northern systems. In practical terms, when an insulation cover system is used to control water contamination, maintaining frozen conditions within the waste rock is critical to prevent the dissolution and mobilization of arsenic contained in gersdorffite.

TABLE DES MATIÈRES

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE.....	iii
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE.....	iv
DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VI
ABSTRACT	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES.....	XXI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVIII
LISTE DES ANNEXES.....	XXXVI
Chapitre 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Structure des sols gelés	2
1.2 Problématique environnementale du drainage minier contaminé et restauration minière	3
1.2.1 Cas de l'arsenic	5
1.2.2 Cas du projet Whale Tail.....	6
1.2.3 Origine et objectif du projet de recherche	7
1.3 Organisation de la thèse, contributions scientifiques et rôle de l'autrice.....	9
1.3.1 Organisation de la thèse	9
1.3.2 Contributions scientifiques.....	11
1.3.3 Rôle de l'autrice	14
Chapitre 2 REVUE DE LITTÉRATURE	16
2.1 Formation du drainage neutre contaminé (DNC).....	17
2.1.1 Définitions et typologie du drainage minier contaminé	17
2.1.2 DNC dans les stériles miniers stockés en milieu nordique	18
2.1.3 Mécanismes géochimiques en milieu de pergélisol	19
2.1.4 Contamination à l'arsenic dans les stériles miniers	25
2.2 Méthode de restauration minière en région de pergélisol	28
2.2.1 Principes généraux de la restauration des sites miniers	28
2.2.2 Restauration en contexte de pergélisol continu.....	31
2.2.3 Limites et robustesse des recouvrements isolants	36

2.3	Méthodologies expérimentales pour prédire le risque de contamination des eaux minières	37
2.3.1	Essais statiques	37
2.3.2	Essais cinétiques en colonnes.....	39
2.4	Modélisation par transport réactif avec MIN3P-THc	45
2.4.1	Principes fondamentaux	45
2.4.2	Applications à l'échelle du laboratoire et du terrain	46
2.4.3	Limites du modèle et paramétrisation	51
2.5	Besoins en recherche	52
Chapitre 3	MATÉRIEL ET MÉTHODE	54
3.1	Échantillonnage des matériaux.....	54
3.1.1	Choix des matériaux.....	54
3.1.2	Quantité à prélever :	57
3.1.3	Méthode de prélèvement :	64
3.1.4	Envoi et réception :	71
3.2	Homogénéisation et caractérisation des matériaux	72
3.2.1	Homogénéisation des matériaux :	72
3.2.2	Caractérisation physique	75
3.2.3	Caractérisation chimique :	80
3.2.4	Caractérisation hydrogéologique :	86
3.2.5	Caractérisation minéralogique :	95
3.2.6	Caractérisation thermique :	100
3.3	Montage expérimental et protocole de lixiviation.....	105
3.3.1	Préparation du matériel et montage des colonnes	106
3.3.2	Rinçage des colonnes :	109
3.3.3	Démantèlement.....	115
3.4	Modélisation numérique.....	118
3.4.1	Description du code MIN3P-THc	118
3.4.2	Approche méthodologique de la modélisation.....	123
Chapitre 4	ARTICLE 1: INLUENCE OF GRAIN SIZE AND TEMPERATURE ON ARSENIC LEACHING FROM GERSDORFFITE-BEARING NON-ACID GENERATING WASTE ROCK.....	139
	Contribution du premier auteur	139

Keywords	139
4.1 Abstract	139
4.2 Graphical abstract.....	140
4.3 Introduction	140
4.4 Materials and Methods	143
4.4.1 Study Site, Material Sampling, and Preparation	143
4.4.2 Basic Physical Properties	144
4.4.3 Chemical, Environmental, and Mineralogical Properties of the Solids	146
4.4.4 Water Quality Measurements	147
4.5 Column Tests.....	148
4.5.1 Configuration and Instrumentation	148
4.5.2 Experimental approach.....	149
4.6 Results and Analysis	151
4.6.1 Characterization Results.....	151
4.6.2 Results for Columns with Different Grain Size Distributions	154
4.6.3 Results for Columns at Different Temperatures	158
4.6.4 Post-testing characterization	161
4.7 Discussion	163
4.8 Conclusion.....	165
4.9 Supplementary Data	166
Aknowledgements.....	169
Funding.....	169
Data Availability	170
4.10 References	170
Chapitre 5 ARTICLE 2 : REACTIVE TRANSPORT MoDeLING OF ARSENIC RELEASE FROM GERSDORFFITE-BEARING WASTE ROCK UNDER COLD CLIMATE CONDITIONS	178
Contributions du premier auteur	178
Keywords	178
5.1 Abstract	179
5.2 Graphical abstract.....	180
5.3 Introduction	181
5.4 Materials and methods	183

5.4.1	Laboratory experiments.....	183
5.4.2	Physical and hydrogeological properties.....	184
5.4.3	Chemical and mineralogical properties.....	186
5.4.4	Reactive transport modeling.....	188
5.4.5	Model description and boundary conditions	191
5.4.6	Reactive transport system.....	193
5.4.7	Temperature implementation	200
5.5	Results	201
5.5.1	Effect of grain size	201
5.5.2	Effect of temperature.....	207
5.5.3	Long-term arsenic depletion under temperature-controlled conditions: laboratory versus simulation extrapolation	212
5.6	Discussion	215
5.6.1	On the influence of temperature and grain size on As release from the tested waste rock	215
5.6.2	Limits of the study.....	217
5.7	Conclusion.....	218
5.8	Supplementary data	220
	Data availability	221
	Acknowledgment	221
5.9	References	221
Chapitre 6	ARTICLE 3: LABORATORY-CALIBRATED MIN3P-THCM MODELING OF INSULATION COVERS IN PERMAFROST ENVIRONMENT: IMPLICATIONS FOR ARSENIC RELEASE IN MINE WASTE	225
6.1	Abstract	226
6.2	Introduction	226
6.3	Materials and methods	228
6.3.1	Laboratory experiments.....	228
6.3.2	Physical and hydrogeological properties.....	230
6.3.3	Chemical and mineralogical properties.....	231
6.3.4	Reactive transport modeling.....	234
6.3.5	Model description and boundary conditions	238
6.3.6	Reactive transport system.....	241

6.3.7	Temperature implementation	246
6.4	Results	248
6.4.1	Single material simulations	248
6.4.2	Layered insulated cover	253
6.4.3	Scenarios analysis	257
6.5	Discussion	261
6.6	Conclusion.....	264
6.7	Supplementary data	266
	Data availability	267
	Acknowledgment	267
	Declaration of interest	267
6.8	References	267
Chapitre 7	DISCUSSION	271
7.1	Résultats complémentaires	271
7.1.1	Essais de sorption du Ni	271
7.1.2	Démantèlement des colonnes	273
7.2	Synthèse des principaux résultats expérimentaux et numériques	277
7.2.1	Comportement hydrogéochimique des colonnes	277
7.2.2	Libération de l'arsenic.....	279
7.2.3	Capacité du modèle à reproduire les observations	280
7.2.4	Conclusion de la section :.....	287
7.3	Découplage entre As et Ni lors de la dissolution de la gersdorffite	288
7.3.1	Comportement du Ni dans les lixiviats	288
7.3.2	Mécanismes potentiels contrôlant la mobilité du nickel	289
7.3.3	Synthèse du comportement du Ni	293
7.4	Influence de la minéralogie des sulfures sur la réponse géochimique : approche de modélisation comparative.....	294
7.4.1	Rôle de la minéralogie des sulfures dans la génération du drainage.....	295
7.4.2	Approche comparative de modélisation : gersdorffite vs arsénopyrite.....	296
7.4.3	Synthèse : influence couplée de la minéralogie sur la libération et le devenir des éléments	299
7.5	Implication pour la gestion et la restauration des sites miniers.....	299
7.5.1	Rôle de la minéralogie dans la prédiction du comportement géochimique	300

7.5.2	Rôle des mécanismes de sorption dans le contrôle de la mobilité du nickel.....	301
7.5.3	Conséquences pour la gestion et la restauration des sites miniers	302
7.6	Limites et perspectives	303
7.6.1	Limites expérimentales	303
7.6.2	Limites liées à la caractérisation	304
7.6.3	Limites de la compréhension des mécanismes.....	305
7.6.4	Limites de la modélisation	306
Chapitre 8	CONCLUSION	309
8.1	Principales conclusions	309
8.2	Perspectives de recherche.....	312
	RÉFÉRENCES.....	315
	ANNEXE A RAPPORTS D'ANALYSES ICP SOLIDE ET LIQUIDE.....	351
	ANNEXE B RAPPORTS D'ANALYSES MINÉRALOGIQUES.....	367
	ANNEXE C COURBES DE CALIBRATION DES SONDÉS DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE.....	386
	ANNEXE D CONDITIONS INITIALES DES QUALITÉS D'EAU UTILISÉES DANS LES MODÉLISATIONS MIN3P	391
	ANNEXE E CONDUCTIVITÉ THERMIQUE DES MATÉRIAUX	393
	ANNEXE F DONNÉES EXPÉRIMENTALES RÉCOLTÉES LORS DES ESSAIS DE SORPTION	395
	ANNEXE G FICHES HSE (Health, Safety and Environment) DES ESSAIS EN LABORATOIRE.....	401

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Synthèse des effets de la température et des cycles gel–dégel sur les processus géochimiques des stériles miniers.	23
Tableau 2.1 : Synthèse des effets de la température et des cycles gel–dégel sur les processus géochimiques des stériles miniers. (Suite)	24
Tableau 2.2 : Énergies d’activation de l’oxydation de sulfures en fonction du pH et de la température.....	27
Tableau 2.3 : Cas d’application documentés de recouvrements isolants en climat nordique.	34
Tableau 2.4 : Tableau résumant des études de modélisation de transport réactif utilisant MIN3P précisant les matériaux étudiés, l’échelle d’étude ainsi que les conditions et processus modélisés.	49
Tableau 3.1 : Quantité d’échantillons de stériles NPAG et PAG par lithologie présentant [As] < 0,1 mg·L ⁻¹ et > 0,5 mg·L ⁻¹ (Komatiite Nord, Komatiite Sud, Greywacke Centre, Greywacke Sud, Greywacke Nord, Formation Fer, Basalte Sud, Basalte Nord, Diorite Sud et Chert). Les chiffres en rouge représentent les meilleurs candidats pour chacun des paramètres de sélection.....	56
Tableau 3.2 : Tableau récapitulatif du nombre de colonnes cinétiques nécessaires pour l’évaluation de l’effet potentiel de la granulométrie et de la température sur la génération et la spéciation de l’arsenic.	59
Tableau 3.3 : Tableau récapitulatif du nombre de colonnes de recouvrement nécessaires pour l’évaluation de l’effet potentiel d’un recouvrement sur la génération d’arsenic.....	60
Tableau 3.4 : Tableau récapitulatif des quantités de matériaux nécessaires aux caractérisations hydrogéologique, chimique, minéralogique, thermique et physique des différents matériaux.....	61
Tableau 3.5 : Tableau récapitulatif des quantités de matériaux nécessaires à la réalisation des essais en colonne du projet.....	62
Tableau 3.6 : Tableau récapitulatif des quantités totales de matériaux (en kg) à prélever.	63
Tableau 3.7 : Tableau résumant les indicateurs granulométriques des matériaux tout venant KN, GN, GS et MU.....	77
Tableau 3.8 : Tableau résumant les indicateurs granulométriques du matériau KN à différentes granulométries (50-15, 15-5, 5-2,4, 2,4-0,85, <0,85mm).	77
Tableau 3.9 : Tableau récapitulatif des valeurs de %C et %S.....	80
Tableau 3.10 : Tableau comparatifs des résultats des essais acide base sur les matériaux de l’étude.	82
Tableau 3.11 : Tableau récapitulatif de certains éléments majeurs et traces (Al, As, Ca, Fe, K, Mg, Na, Ni et S) contenus dans tous les matériaux.....	84
Tableau 3.12 : Tableau récapitulatif des oxydes majoritaires et de la LOI de tous les matériaux.	85
Tableau 3.13 : Modèles d'estimation de la conductivité hydraulique qui pourraient être applicable à nos matériaux.....	87
Tableau 3.14 : Tableau récapitulatif des conductivités hydrauliques saturées estimées d'après Sherpherd (1989) et Mbonimpa et al. (2002) pour tous les matériaux.	87
Tableau 3.15 : Tableau récapitulatif des conductivités hydrauliques saturées mesurées au laboratoire pour tous les matériaux.	89

Tableau 3.16 : Résumé des paramètres hydrologiques basés sur le modèle de Kovacs modifié des différents matériaux.....	92
Tableau 3.17 : Résumé des paramètres hydrologiques basés sur les résultats de laboratoire des différents matériaux.....	94
Tableau 3.18 : Tableau récapitulatif des analyses DRX des différents matériaux.....	96
Tableau 3.19 : Conductivité thermique estimée des solides des différents matériaux.....	103
Tableau 3.20 : Tableau récapitulatif des colonnes expérimentales ainsi que de la chronologie des analyses des lixiviats (x pour les mesures physico-chimiques directes – pH, Eh, conductivité, acidité, alcalinité-, o pour les analyses ICP-OES, □ pour les analyses de spéciation de l'arsenic, et en rouge pour les analyses d'échantillons de lixiviats en duplicata à des fins de contrôle qualité analytique, en complément des colonnes expérimentales en duplicata).	117
Table 4.1 : Geotechnical properties of the materials (Dx: diameter corresponding to x w/w % passing on the cumulative grain-size distribution curve).	152
Table 4.2 : Mineralogical and chemical composition of the material.	154
Table 4.3 : Average composition of gersdorffite (between 7 to 10 spot analyses per column) before (C4 initial) and after 20 wetting-drying cycles at different temperatures (C4 final at 21 °C; C4' final at 5 °C; C4'' final at –2 °C).	162
Table 4.4 : Example of the chemical composition of the 4.15c grain and comparison with the chemical composition of the alteration halo of the same grain (in wt%).	163
Table 4.5 : Summary of the mineralogical analysis of the raw material and the five different grain sizes before the wetting-drying cycles.	166
Table 5.1 : Measured or estimated physical and hydrogeological properties of studied materials (* is for k_{sat} and WRC estimated following Shepherd 1989 and Kovacs modified – AEV, θ_r , α and n derived from these estimations too) and their associated calibrated ones.....	186
Table 5.2 : Mineralogical composition for each material in wt%. Above the line are the ones included in the MIN3P model.	187
Table 5.3 : Recharge water and initial pore water (mg.L ⁻¹) composition applied to the model for all simulations.	193
Tableau 5.4 : Stoichiometry of the reactions and mineral equilibrium constants (K) used in the modeling columns. a: irreversible reaction log K control (MIN3P database), b: irreversible reaction (MIN3P database), c: irreversible dissolution log K control (Thermodynam database), d: Irreversible dissolution (estimated by column experiment).	195
Table 5.5 : Mineral reaction rate formulations and calibrated kinetic rate coefficients used in the MIN3P model simulations.	199
Table 5.6 : Full-range measured concentrations of As, Ca and S (mg/L) for the five grain-size fractions (C1–C5), including initial rinsing peaks; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.	204
Table 5.7 : Full-range measured concentrations of As, Ca and S (mg/L) for the temperature-controlled columns C4 (21 °C), C4' (5 °C) and C4'' (–2 °C), including early-cycle flushing peaks; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.	210
Table 5.8 : Mineral properties, stoichiometric reaction, and kinetic parameters used for the implementation of gersdorffite (NiAsS) in the MIN3P reactive transport model.....	220

Table 5.9 : Measured and simulated magnesium (Mg) and silica (Si) concentrations (mg/L) for the five grain-size fractions (C1–C5), showing comparable minimum, average and maximum values; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.	220
Table 5.10 : Measured and simulated magnesium (Mg) and silica (Si) concentrations (mg/L) for the temperature-controlled columns C4 (21 °C), C4' (5 °C) and C4'' (–2 °C), showing comparable minimum, average and maximum values ; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.	221
Table 6.1 : Summary of measured, estimated, and calibrated hydrogeological parameters for the NK and SG materials.....	231
Table 6.2 : Summary of acid–base accounting results and PAG/NPAG classification of the materials used in the study.	232
Table 6.3 : Mineralogical composition for each material in wt%. Above the line are the ones used in the MIN3P model.	233
Table 6.4 : Thermal properties used as input parameters in the MIN3P-THcm simulations.....	237
Table 6.5 : Recharge water and initial pore water (mg.L ⁻¹) composition applied to the model for all simulations.	240
Table 6.6 : Scenario design used to assess the influence of thaw depth, thaw duration, and water input on cover performance.....	241
Table 6.7 : Stoichiometry of the reactions and mineral equilibrium constant K used in the modeling columns. a: irreversible reaction log K control (MIN3P database), b: irreversible dissolution log K control (Thermoddem database), c: Irreversible dissolution (estimated by column experiment).....	243
Table 6.8 : Mineral reaction rate formulations and calibrated kinetic rate coefficients used in the MIN3P model simulations.	245
Table 6.9 : Mineral properties, stoichiometric reaction, and kinetic parameters used for the implementation of gersdorffite (NiAsS) in the MIN3P reactive transport model.....	266
Table 6.10 : Measured (first lines) and simulated magnesium (Mg) and silica (Si) concentrations (mg/L) for the two materials (Ca and Cb)), showing comparable minimum, average and maximum values for lab and simulation results; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.	266
Tableau A.2.1 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C1 (KN 50-15 mm) à 21°C.....	355
Tableau A.2.2 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C1 duplicata (KN 50-15 mm) à 21°C.	355
Tableau A.2.3 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C2 (KN 15-5 mm) à 21°C.....	356
Tableau A.2.4 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C3 (KN 5-2.4 mm) à 21°C.....	356
Tableau A.2.5 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C4 (KN 2.4-0.85 mm) à 21°C.....	357
Tableau A.2.6 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C4' (KN 2.4-0.85 mm) à 5°C.....	357

Tableau A.2.7 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C4' duplicata (KN 2.4-0.85 mm) à 5°C.	358
Tableau A.2.8 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C4'' (KN 2.4-0.85 mm) à -2°C.....	358
Tableau A.2.9 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C5 (KN <0.85 mm) à 21°C.	359
Tableau A.2.10 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Ca (KN <50 mm) à 21°C.	359
Tableau A.2.11 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Ca'' (KN <50 mm) à -2°C.....	359
Tableau A.2.12 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cb (GN <50 mm) à 21°C.	360
Tableau A.2.13 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cb'' (GN <50 mm) à -2°C.	360
Tableau A.2.14 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cc (GS <50 mm) à 21°C.....	360
Tableau A.2.15 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cc'' (GS <50 mm) à -2°C.	361
Tableau A.2.16 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cd (MU <50 mm) à 21°C.	361
Tableau A.2.17 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cd'' (MU <50 mm) à -2°C.....	361
Tableau A.2.18 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cα à -2°C.....	362
Tableau A.2.19 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cβ à -2°C.....	362
Tableau A.2.20 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cβ à -2°C.....	362
Tableau B.2.1 : Résultats d'analyses par minéralogie automatisée pour les échantillons C1 à C5 (108591 = C1, 108592 = C2, 108593 = C3, 108594 = C4, 108399= C5).....	370
Tableau B.2.2 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C1 (KN 50-15 mm).	371
Tableau B.2.3 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C2 (KN 15-5 mm).	372
Tableau B.2.4 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C3 (KN 5-2.4 mm).	373
Tableau B.2.5 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C4 (KN 2.4-0.85 mm).	374
Tableau B.2.6 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C5 (KN <0.85 mm).	375
Tableau B.2.7 : Résultats d'analyses par minéralogie automatisée pour les échantillons tout venant (108519 = GS, 108520 = GN, 108521 = KN, 108590 = MU).	376

Tableau B.2.8 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon GS.....	377
Tableau B.2.9 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon GN.....	377
Tableau B.2.10 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon KN.....	378
Tableau B.2.11 : Analyse de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon MU.	377
Tableau D.1 : Composition chimique initiale de l'eau de recharge et des eaux de rinçages utilisées dans les colonnes C1 à C5.....	384
Tableau D.2 : Composition chimique initiale des eaux de rinçages utilisées dans les colonnes C4', C4'', Ca, Ca', Cb et Cb'.....	384
Tableau E.1.1 : Conductivité thermique des solides λ_s estimées d'après la composition minéralogique des différents matériaux KN, GN, GS et MU.	386
Tableau E.2.1 : Tableau récapitulatif des propriétés thermiques des matériaux KN et GS utilisés pour la modélisation MIN3P-THC.....	387
Tableau F.1 : Résultats bruts des essais cinétiques de sorption.	393
Tableau F.2 : Résultats bruts des essais statiques de sorption.	393

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Distribution des mines de métaux actives (A) et des 100 principaux projets d'exploration (B) au Canada en 2024 (Ressources Naturelles Canada, 2024).	1
Figure 1.2: Schéma physico-thermique du fonctionnement d'un pergélisol (modifié de Dobinski, 2006).	3
Figure 1.3 : Localisation de la mine Whale Tail Pit (Carte modifiée de Britannica.com).	6
Figure 2.1 : Relation pH-conductivité électrique pour différents types de drainage minier et eaux naturelles (Plante et al., 2021a).	17
Figure 2.2 : Diminution du taux de réaction avec la température des résidus de Meadowbank (pyrite 1-2%, pyrrhotite <0.5%) (Boulanger-Martel, 2019).	20
Figure 2.3 : Schéma de la technique de recouvrement isolant (inspiré de Boulanger-Martel et al., 2021).	32
Figure 2.4 : Représentation schématique de plusieurs designs de recouvrement isolant (modifié d'après Boulanger-Martel et al., 2021).	33
Figure 2.5 : Effet de l'épaisseur du recouvrement sur la température observée à l'interface résidus/recouvrement (Boulanger-Martel et al., 2021).	35
Figure 2.6: Critères utilisés pour l'interprétation des résultats du test de Sobek (Plante et al., 2021b).	38
Figure 2.7 : Schématisation de différents types de montage que l'on peut rencontrer souvent : lixiviation par le haut, saturation par le bas, essai de consommation d'oxygène, isolation dans un environnement à température contrôlée, isolation thermique des parois, coils chauffant.	41
Figure 2.8 : comparaison des différentes méthodes de modélisation utilisées pour l'estimation du DNC et sa prédiction à long terme.	52
Figure 3.1: a. Relation entre l'arsenic total et l'arsenic lixiviable; la ligne rouge indique la valeur seuil choisie pour ce projet, b. Diagramme CNP-AP utilisé pour classer les matériaux selon leur potentiel de génération d'acidité (NPAG, incertain, PAG). Les couleurs indiquent les lithologies et les symboles les types d'échantillons (Golder Associates, 2018).	55
Figure 3.2 : Photographie aérienne localisant le camp minier (ovale bleu), la fosse <i>Whale Tail</i> (ovale vert), le cimetière de la carothèque (rond jaune) et le laboratoire de terrain (rond rouge).	64
Figure 3.3: Résultats des test rapide arsenic à t+2h (a) et t+4h (b).	65
Figure 3.4 : Baril et grille 50*50mm utilisés pour le premier tamisage des différents matériaux.	66
Figure 3.5 : Prélèvement du matériau dans des seaux à l'aide de pelles (a), premier tamisage du matériau à l'aide de la grille et du baril (b) et récupération du matériau tamisé (c).	66
Figure 3.6 : Roches tamisées et séchées au four mises à refroidir dans le couloir (a), mise au four d'un nouveau plateau de roches tamisées (b), tamiseur mécanique avec les tamis utilisés lors de l'échantillonnage (c), tamis à main utilisés lors du tamisage (d), tamisage à l'extérieur des deux dernières lithologies avant leur séchage au four (e).	68
Figure 3.7 : Seaux remplis avec les cinq différentes granulométries de l'étude.	69
Figure 3.8 : Montage de la base de « séchage » du matériau greywacke nord. A droite, un matériel exposé une dizaine de minutes à l'air libre, à gauche un matériel fraîchement prélevé.	70
Figure 3.9 : Comparaison des quantités de stériles estimés et réellement prélevés sur le terrain.	71

Figure 3.10 : Schéma d'un tour d'homogénéisation selon la méthode des quatre coins à la pelle. Après avoir étalé le matériel, on superpose deux des quatre coins (a), puis on superpose le troisième sur le quatrième (b) et enfin on recommence le cycle (c).	73
Figure 3.11 : Photographies du baril avec ailettes internes vide (a) et à moitié plein prêts à être roulé (b). Schéma du fonctionnement de la technique (c).	74
Figure 3.12 : Étapes de pulvérisation d'un échantillon : homogénéisation (a), placement dans le bol (b), pulvérisation (c), tamisage (d) et homogénéisation à nouveau (e).	75
Figure 3.13 : Gilson (28mm, 20mm, 14mm, 10mm, 5mm et plateau) (a) et Ro-tap (5mm, 2,5mm, 1,25mm, 0,63mm, 0,315mm, 0,16mm, 0,080mm et plateau) (b) avec leurs tamis respectifs	76
Figure 3.14 : Courbe granulométrique des matériaux tout venant KN, GN, GS et MU (Mixing Unit).	78
Figure 3.15 : Courbe granulométrique du matériau KN tamisé en cinq tailles granulométriques (50-15, 15-5, 5-2,4, 2,4-0,85 et <0,85mm).	79
Figure 3.16 : Report des valeurs PN et PA des différents matériaux dans un diagramme explicitant les critères d'interprétation des essais Sobek.	83
Figure 3.17 : Photographie du montage utilisé lors de l'évaluation de la conductivité hydraulique saturée d'un matériau grossier à l'aide d'une colonne de 30 cm de diamètre et de son système de maintien de la charge constante.	88
Figure 3.18 : Profil typique de la courbe de rétention d'eau d'un matériau (Mbonimpa et al., 2002).	90
Figure 3.19 : CRE des différents matériaux estimés par le modèle Kovacs modifié.	92
Figure 3.20 : Courbe de rétention d'eau des différents matériaux mesurés en laboratoire.	93
Figure 3.21 : Composition minéralogique et teneur en gersdorffite des différents matériaux.	97
Figure 3.22 : Déportement de l'arsenic pour les différents matériaux.	98
Figure 3.23 : Répartition des carbonates dans les différents matériaux après réconciliation.	99
Figure 3.24: Appareil KD2Pro et de la sonde TR-1 servant à mesurer in situ la conductivité thermique du matériel. Photographie de l'écran de contrôle de l'appareil.	103
Figure 3.25 : Montage des essais de conductivité thermique à saturation complète à l'état non gelé et gelé.	104
Figure 3.26 : Estimation et mesure de la conductivité thermique des différents matériaux à l'état gelé et non gelé.	105
Figure 3.27 : Calibration de la sonde de teneur en eau volumique (TEV) réalisée sur le matériau C5. Les points représentent les mesures expérimentales obtenues à différentes teneurs en eau, et la ligne en pointillés montre l'ajustement linéaire, son équation et le coefficient de détermination.	107
Figure 3.28 : Schémas de toutes les colonnes cinétiques, de leur température d'exposition ainsi que de leur instrumentation.	108
Figure 3.29 : Schéma des cycles de rinçage appliqués aux différentes colonnes expérimentales, distinguant les régimes hydriques (14 et 28 jours) et les conditions thermiques (21, 5 et -2°C).	111
Figure 3.30 : Schéma conceptuel du modèle numérique 1D des colonnes expérimentales monomatériau, incluant les conditions aux limites hydrauliques et thermiques, les paramètres du matériau et la discrétisation verticale utilisée dans les simulations MIN3P-THc.	124

Figure 3.31 : Schéma conceptuel du modèle numérique 1D des colonnes expérimentales avec recouvrement, incluant les conditions aux limites hydrauliques et thermiques, les paramètres du matériau et la discrétisation verticale utilisée dans les simulations MIN3P-THc.....	125
Figure 3.32 : Fonction de température imposée dans les simulations du Chapitre 5 reproduisant les cycles thermiques expérimentaux.	129
Figure 3.33 : Fonction de température imposée dans les simulations du Chapitre 6 reproduisant les cycles thermiques mesurés dans la chambre froide.	130
Figure 4.1 : Graphical abstract.	140
Figure 4.2: Location of the mine site on a map of Canada and aerial view of the Whale Tail pit from which the samples were taken after the blast (white circle).	143
Figure 4.3: Protocol for waste rock sampling and characterization for kinetic column assembly. The acronyms are for Optical Microscopy (OM), Scanning Electron Microscopy (SEM), Water Retention Curve (WRC), X-Ray Diffraction (XRD), Sulfur/Carbone (S/C), Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectroscopy / Mass Spectrometry (ICP AES/MS).	145
Figure 4.4: Schematic representation of the columns with the porosity and instrumentation. C1 and C1D: 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 50 and 15 mm (NK 50-15); C2: 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 15 and 5 mm (NK 15-5); C3: 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 5 and 2.4 mm (NK 15-2.4); C4 (21°C), C4' (5°C), C4'D (5°C), and C4'' (−2°C): 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 2.4 and 0.85 mm (NK 2.4-0.85); C5 <0.85: 0.90 m of North Komatiite with a grain size less than 0.85 mm (NK <0.85).	149
Figure 4.5: Typical testing cycle at ambient temperature (21/5°C).	150
Figure 4.6: Typical testing cycle at the target temperature of −2°C.	151
Figure 4.7: Main mineralogical composition of the materials and associated gersdorffite content (top graph), silicates (left) and carbonates (right) repartition in the materials.....	153
Figure 4.8: Values of pH (a), electrical conductivity (b), and alkalinity (c) during the column experiments at different grain size. Red dashed line shows alkalinity detection limit (10 mg CaCO ₃ éq/L).....	155
Figure 4.9: Arsenic concentrations in the leachates during the experimentation of the five columns conducted at different grain size.....	156
Figure 4.10: Stabilized arsenic concentrations in flush water (left-handed scale) compared to gersdorffite content (right-handed scale) for the five columns.	156
Figure 4.11: Pourbaix diagram (25°C; 1 atmosphere; As concentration of 6.4 mg/L, chosen as the mean of all leachate concentrations) showing pH and Eh measurements on all leachates of the five columns.	157
Figure 4.12: Arsenic release rate as a function of specific surface area for the five columns with different particle sizes.	158
Figure 4.13: Values of pH (a), electrical conductivity (b), and alkalinity (c) during the column experiments conducted at different temperatures. Red dashed line shows alkalinity detection limit (10 mg CaCO ₃ éq/L).	159
Figure 4.14: Arsenic concentrations in the leachate during the experimentation of the three columns conducted at different temperatures.....	160

Figure 4.15: Influence of temperature on arsenic release rates and the activation energy associated for fraction C4 (2.4–0.85mm) which was exposed to three different temperature.....	161
Figure 4.16: Optical microscopy images of gersdorffite grains in the C4 (2.4–0.85 mm) sample before experimentation (a and b) and scanning electron microscopy images of gersdorffite grains after 20 rinsing cycles at 21°C (c and d), 5°C (e and f), and –2°C (g and h).....	163
Figure 4.17: Temperatures in the three C4 columns stored at different temperatures during the experiments.	167
Figure 4.18: Saturation index graph of $\text{NiCO}_3(\text{s})$ generated using the Vminteq software for columns C1 to C5.....	167
Figure 4.19: Degrees of saturation (%) in the three columns stored at different temperatures during the experiments.	168
Figure 4.20: Saturation index graph of $\text{NiCO}_3(\text{s})$ and $\text{Ni}(\text{OH})_2(\text{c})$ using Vminteq software for nickel sorption tests. Nickel sorption experiments were performed using the fraction <0.85 mm (corresponding to the column C5). A 2000 mg/L nickel and arsenic was used to conduct the tests. Batch tests were carried out with 5 g of material and 50 mL of Ni-MES solution (L/S ratio of 10 mL/g). A kinetic experiment using five duplicate 250 mL Erlenmeyer flasks was carried out to determine equilibrium time, with samples collected at 1, 3, 6, 24, and 48 hours under agitation at 220 rpm. Based on kinetic results, a 48-hour contact time was adopted for the isotherm study using Ni-As concentrations of 1, 10, 25, 50, 250, 500, 1000 and 2000 mg/L. Liquid samples were filtered, acidified, and analyzed by ICP-AES for residual nickel content. Other similar tests were conducted using 0.1 M 2-(N-morpholino) ethanesulfonic acid hemisodium salt (MES), which also served as an ionic strength stabilizer.	169
Figure 5.1 : Conceptual models for all column types.....	192
Figure 5.2 : Prescribed temperature cycling (TC) pattern applied in the numerical simulations, showing periodic variations between –2 °C and 5 °C over the 267-day simulation period.	200
Figure 5.3 : Measured and simulated water degree of saturation for the five grain-size fractions (C1–C5) over the 267-day experiment. Open symbols represent laboratory measurements and dashed lines correspond to MIN3P simulations.....	202
Figure 5.4: Measured (black) and simulated (grey) outflow volume (L) for the five grain-size fractions.....	203
Figure 5.5 : Measured and simulated outlet concentrations of pH, arsenic (As), calcium (Ca) and sulfur (S) for the five grain-size fractions (C1–C5) over the 267-day experiments at 21°C. Each column corresponds to one grain-size fraction. Open symbols represent measured values, whereas filled symbols represent simulated values.....	206
Figure 5.6 : Measured and simulated water degree of saturation for the temperature-controlled columns. Open symbols represent laboratory measurements and dashed lines correspond to MIN3P simulations.	208
Figure 5.7 : Measured (black) and simulated (grey) outflow volume (L) for the three temperatures (C4, 20°C; C4', 5°C and C4'', -2°C)	209
Figure 5.8 : Measured and simulated outlet concentrations of pH, arsenic (As), calcium (Ca) and sulfur (S) for the temperature-controlled columns over the 267-day experiment. The three curves correspond to the same grain-size fraction (C4) subjected to different thermal conditions: black = C4 (21 °C), dark blue = C4' (5 °C), and light blue = C4'' (–2 °C). Each column represents one	

dissolved constituent, and each row corresponds to one temperature condition. Open symbols represent measured values, whereas filled symbols represent simulated values.	211
Figure 5.9 : Temporal evolution of normalized cumulative arsenic release (21, 5 and -2°C).	213
Figure 5.10 : Modeled arsenic concentration evolution over 100 years for the temperature-controlled columns (C4, C4' and C4''), showing temperature-dependent depletion behavior. ..	214
Figure 6.1 : Schematic representation of the experimental column configurations used for model calibration.	229
Figure 6.2: Conceptual model for the three columns.	239
Figure 6.3: Measured cold-room temperature applied as thermal boundary condition during laboratory calibration simulations.	246
Figure 6.4 : Conceptual warm-season temperature profile used for the thaw-depth scenario simulations.	247
Figure 6.5: Comparison of measured and simulated temperatures during cyclic freeze-thaw experiments for NK (a) and SG (b).	249
Figure 6.6: Measured and simulated water degree of saturation for the single material columns for the 253-day experiment at 21 and -2°C.	249
Figure 6.7: Measured (black) and simulated (grey) outflow volume (L) for the single material columns, at 21 and -2°C.	251
Figure 6.8 : Measured and simulated evolution of pH, arsenic, calcium, and sulfate concentrations in the single-material columns under constant-temperature (21 °C) and freeze-thaw conditions.	252
Figure 6.9 : Comparison between measured and simulated temperature evolution in the layered cover-system column.	254
Figure 6.10 : Measured and simulated evolution of liquid saturation (a) and outflow volumes (b) for the layered insulation cover column under freeze-thaw conditions.	255
Figure 6.11 : Measured and simulated evolution of pH, arsenic, calcium, and sulfate concentrations in the layered insulation cover column under freeze-thaw conditions.	256
Figure 6.12 : Simulated effect of thaw depth on arsenic mobilization within the layered insulation cover system: (a) cumulative arsenic release and (b) dissolved arsenic concentrations.	257
Figure 6.13 : Influence of thaw depth on the temporal evolution of dissolved calcium (a) and sulfate (b) concentrations.	258
Figure 6.14 : Influence of thaw duration and thaw depth on the temporal evolution of cumulative As.	259
Figure 6.15 : Influence of thaw duration and thaw depth on cumulative calcium and sulfate release for 3 different thaw depth.	260
Figure 6.16 : Effect of water input on cumulative arsenic release and dissolved arsenic concentrations in the layered cover systems.	261
Figure 6.17 : Synthesis matrix showing the combined influence of thaw depth, thaw duration, and water input on cumulative arsenic release.	263
Figure 7.1 : Cinétique de rétention du Ni et de l'As : évolution des concentrations normalisées (C/C_0) au cours du temps (concentration $C_0 = 40$ mg/L).	272
Figure 7.2 : Rétention du Ni et de l'As : évolution du pourcentage de rétention en fonction de la concentration initiale (C_0).	273

Figure 7.3 : Comparaison des teneurs en eau volumiques mesurées et estimées par sondes (TEV) pour les différentes colonnes et matériaux au démantèlement.....	274
Figure 7.4 : Indices visuels d'oxydation observés lors du démantèlement des colonnes. (a) Cb ; (b) C1 ; (c–d) Ca' ; (e) Cd'. Les zones ocres correspondent à des produits d'oxydation des sulfures.	275
Figure 7.5 : Distribution de l'arsenic dans des échantillons prélevés au haut, milieu et bas des colonnes C4, C4' et C4'' après démantèlement.	276
Figure 7.6 : Profils verticaux des teneurs en S et C dans la colonne C5 après démantèlement. ...	277
Figure 7.7 : Comparaison des concentrations d'arsenic mesurées dans les lixiviats et simulées par MIN3P pour les différentes colonnes (C1, 50–15 mm à C5, < 0,85 mm). Les boîtes noires représentent les concentrations mesurées expérimentalement, tandis que les boîtes grises correspondent aux concentrations simulées par le modèle.	282
Figure 7.8 : Sensibilité du modèle au maillage sur les différents paramètres hydrogéochimiques d'importance.....	283
Figure 7.9 : Influence de la discrétisation temporelle sur les paramètres hydrogéochimiques simulés.....	284
Figure 7.10 : Sensibilité du modèle au forçage thermique sur les paramètres hydrogéochimiques simulés.....	285
Figure 7.11 : Influence de la représentation du gel sur les paramètres hydrogéochimiques simulés	287
Figure 7.12 : Comparaison des concentrations simulées d'arsenic (orange) et de nickel (rose) dans les lixiviats des colonnes C1 à C5 obtenues avec le modèle MIN3P.	290
Figure 7.13 : Comparaison de l'évolution des concentration mesurées et simulées, ponctuelles (a) et cumulées (b) des concentrations de nickel (Ni) dans les lixiviats.....	293
Figure 7.14 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées du pH, de l'As, du Ca et du S, dans les lixiviats pour différentes colonnes représentatives, en considérant deux minéralogies de sulfures arsénifères (gersdorffite et arsénopyrite). Les colonnes C1 et C5 illustrent l'effet de la granulométrie, tandis que les colonnes C4 et C4dd permettent d'évaluer l'influence de la température.....	298
Figure C.1 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C1 (50-15 mm) pour une porosité de 0.54, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	379
Figure C.2 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C2 (15-5 mm) pour une porosité de 0.55, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	379
Figure C.3 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C3 (5-2.4 mm) pour une porosité de 0.56, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	380
Figure C.4 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C4 (2.4-0.85 mm) pour une porosité de 0.53, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	380

Figure C.5 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C5 (<0.85 mm) pour une porosité de 0.54, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	381
Figure C.6 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Ca (KN <50 mm) pour une porosité de 0.41, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	381
Figure C.7 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Cb (GN <50 mm) pour une porosité de 0.45, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	382
Figure C.8 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Cs (GS <50 mm) pour une porosité de 0.44, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	382
Figure C.9 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Cd (MU <50 mm) pour une porosité de 0.45, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique avec ajustement linéaire.	381
Figure E.1.1 : Comparaison des conductivités thermiques gelées et non gelées estimées et mesurées pour les matériaux KN, GN, GS et MU en fonction de la saturation.....	393

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

%	Pourcentage
°	Degré (latitude/longitude)
↓ ou ↑	Diminution ou augmentation
π	Nombre PI
A	Section de la colonne
α/α_{VG}	Paramètre de van Genuchten (1/AEV)
ABA	Acid-base accounting (bilan acide-base)
a_c	Coefficient d'adhésion
AEM	Agnico Eagle Mines Limited
AEV	Air entry value (valeur d'entrée d'air)
ADTI	Acid drainage technology initiative (initiative technologique sur le drainage acide)
Al	Aluminium
AP/PA	Acid potential (potentiel d'acidité)
As	Arsenic
As-CND	Arsenic contaminated Neutral Drainage (Drainage neutre contaminé en arsenic)
As ₂ S ₃	Orpiment
As ₄ S ₄	Réalgar
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
β	Coefficient de forme des grains
BN	Basalte Nord
BS	Basalte Sud
C	Chert

CaCO ₃	Carbonate de calcium
C _c	Coefficient de courbure granulométrique
CEBC	Couverture à effet de barrière capillaire
C _i	Concentration dissoute (de l'espèce i)
CIEBC	Couverture isolante avec effet de barrière capillaire
cm	Centimètre
cm/s ou cm.s ⁻¹	Centimètres par seconde
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
CNP	Carbon Neutralization Potential (potentiel de neutralisation du carbone)
C ₀	Concentration initiale
CRE	Courbe de rétention d'eau
C _u	Coefficient d'uniformité granulométrique
Cu	Cuivre
°C	Degré Celsius
D	Coefficient de dispersion dynamique
	Diamètre effectif correspondant
D _x	D ₁₀ : 10% passant D ₃₀ : 30% passant D ₅₀ : 50% passant D ₆₀ : 60% passant D ₉₀ : 90% passant
DMA	Drainage minier acide (AMD en anglais)
DMB	Drainage minier basique
DMC	Drainage minier contaminé
DNC	Drainage neutre contaminé (CND en anglais)
DS	Diorite Sud

DRX	Diffraction des rayons X (XRD en anglais)
Ea	Énergie d'activation
Ec	Electrical conductivity (conductivité élécrtique)
e	Indice des vides
Eh	Potentiel d'oxydo-réduction
EWT	Effect of Water Table
Fe	Fer
FeAs ₂	Löllingite
FeAsO ₄ ·2H ₂ O	Scorodite
FeAsS	Arsénopyrite
FeS ₂	Pyrite
°F	Degré Farenheit
FF	Formation de Fer
g	Gramme
GC	Greywacke Centre
GIM	Global Implicit Method
GN	Greywacke Nord
GS	Greywacke Sud
G _s	Densité relative
h	Hauteur
H	Hauteur de la colonne d'eau
HCl	Acide chlorhydrique
HClO ₄	Acide perchlorique
h _{co}	Hauteur capillaire équivalente

HF	Acide fluorhydrique
HNO ₃	Acide nitrique
H _R	Chaleur produite ou consommée par les réactions chimiques
IAP	Ion-Activity Product
ICP	Inductively Coupled Plasma
ICDD	International Center of Diffraction Data
IRME	Institut de Recherche en Mines et Environnement
J	Joule
K	Kelvin
KCM	Modèle Kozeny-Carman Modifié
KD2Pro	Appareil de mesure de conductivité thermique
k(T)	Constante de réaction à température T
k _{réf}	Constante de réaction à température T _{réf}
kg	Kilogramme
kJ	Kilojoule
km	Kilomètre
KN	Komatiites Nord
kPa	KiloPascal
KS	Komatiites Sud
k _r	Conductivité hydraulique relative
k _{sat}	Conductivité hydraulique saturée
	Conductivité thermique
	λ _{sat} : saturée
λ	λ _s : des solides
	λ _m : des minéraux
	λ _w : de l'eau
	λ _a : de l'air

	λ_i : de la glace
	λ_f : frozen (gelée)
	λ_{uf} : unfrozen (non-gelée)
LOI	Loss on ignition (perte au feu)
Ltd.	Limited
m	Mètre
m	Masse
mA	Milliampères
m/s ou m.s ⁻¹	Mètres par seconde
MDMER	<i>Metal and Diamond Mining Effluent Regulations</i>
MEND	<i>Mine environment neutral drainage</i>
MES	<i>2-(N-morpholino)ethanesulfonic acid</i>
Mg	Magnésium
mg/L ou mg.L ⁻¹	Milligramme par litre
mL	Millilitre
MIN3P	<i>MINeral transport 3D Partially-saturated</i>
MIN3P-THc	Version thermo-hydro-chimique du logiciel MIN3P
mm	Millimètre
Mn	Manganèse
mol	Moles
MU	Mixing unit (unité de mélange lithologique)
mV	Millivolt
n	Porosité
n/n _{VG}	Paramètre van Genuchten (forme de la CRE)
NaOH	Hydroxyde de sodium
NAs	Non générateur d'arsenic

N_{HCl}	Normalité de solution d'HCl
Ni	Nickel
NiAsS	Gersdorffite
$Ni_3(AsO_4) \cdot 8H_2O$	Annabergite
N_{NaOH}	Normalité de la solution de NaOH
NNP/PNN	Net neutralization potential (potentiel net de neutralisation)
NP/PN	Neutralization potential (potentiel de neutralisation)
NPAG	Non potentially acid generating (potentiellement non générateur d'acide)
NPR/RPN	Neutralization potential ratio (ratio de potentiel de neutralisation)
O ₂	Oxygène
OM	Optical microscopy (microscopie optique)
OS	Objectif Spécifique
PAG	Potentially acid generating (potentiellement générateur d'acide)
Pb	Plomb
PO ₂	Pression en oxygène
PCO ₂	Pression en CO ₂
pH	Potentiel Hydrogène
PIB	Produit intérieur Brut
$PN_{S/C}$	Potentiel de neutralisation basé sur les teneurs en soufre et carbone
$PN_{modifié}$	Potentiel de neutralisation modifié
ppm	Parties par millions
Ψ	Succion Ψ_r : résiduelle Ψ_0 : état quasi sec Ψ_n : normalisation

$\vec{q}$	Vitesse de Darcy
Q_m	Quantité de matériaux
Q	Produit ionique de réaction
R	Constante des gaz parfaits
R_i	Cinétique des réactions sources/puits de l'espèce i
r	Rayon
redox	Réaction d'oxydoréduction
RTM	Reactive Transport Modeling
rpm	Revolutions per minute (tours par minute)
ρ	Masse volumique
ρ_s	Masse volumique des particules
S	Soufre
S^0	Soufre élémentaire
Sa	Coefficient d'adhésion
SCM	Shrinking Core Model
Sc	Coefficient de capillarité
S_{res}	Saturation résiduelle
SGS	SGS SA (laboratoire analytique)
SO_4^{2-}/SO_4	Sulfate
$S_{r(f)}$	Saturation en phase gelée
T	Température
t	Tonne
T	Temps
TEV	Teneur en eau

	Teneur en eau volumique
θ	θ_s : saturée θ_r : résiduelle
$T_{\text{réf}}$	Température de référence
THc	Thermo-hydro-chimique (dans MIN3P-THc)
TIC	Total inorganic carbon (carbone inorganique total)
TST	Transition State Theory
TV	Tout-venant
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
USCS	Unified Soil Classification System (système unifié de classification des sols)
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
$\mu\text{g/L}$	Microgramme par litre
μm	Micromètre
μS	Microsiemens
V	Volume d'eau
V_{HCl}	Volume total d'HCl ajouté
V_{NaOH}	Volume total de NaOH ajouté
V_s	Volume du solide
W	Watt
WRC	Water Retention Curve (CRE en français)
wt%	Weight percent (poids pourcent)
XRF	Fluorescence X
Zn	Zinc

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A RAPPORTS D'ANALYSES ICP SOLIDE ET LIQUIDE.....	351
ANNEXE B RAPPORTS D'ANALYSES MINÉRALOGIQUES.....	367
ANNEXE C COURBES DE CALIBRATION DES SONDÉS DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE.....	386
ANNEXE D CONDITIONS INITIALES DES QUALITÉS D'EAU UTILISÉES DANS LES MODÉLISATIONS MIN3P	391
ANNEXE E CONDUCTIVITÉ THERMIQUE DES MATÉRIAUX	393
ANNEXE F DONNÉES EXPÉRIMENTALES RÉCOLTÉES LORS DES ESSAIS DE SORPTION	395
ANNEXE G FICHES HSE (Health, Safety and Environment) DES ESSAIS EN LABORATOIRE.....	4011

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Le Canada est un des principaux pays miniers du globe, grâce à ces 200 mines (métaux, non-métaux, charbon et sables bitumineux) en activités sur le territoire en 2024 ainsi que ses 600 entreprises ayant des actifs miniers à l'étranger dans plus d'une centaine de pays (Ressources Naturelles Canada, 2024). L'industrie minière est donc un acteur important de l'économie du Canada en participant à hauteur d'environ 5% au PIB du pays en 2021. Elle offre des emplois bien rémunérés et de haute qualité directement et indirectement pour plus de 660 000 personnes dont plus de 16 000 personnes des premières nations, avec un salaire moyen annuel aux alentours de 135 000\$ en 2021 (Ressources Naturelles Canada, 2024).

Depuis quelques années, l'industrie minière s'intéresse aux régions nordiques du pays (au nord du parallèle 60°N). En 2024 les mines de métaux en exploitation représentent 11% de l'activité minière et 15% des projets d'exploitation sont situés dans les territoires du nord (Figure 1.1).

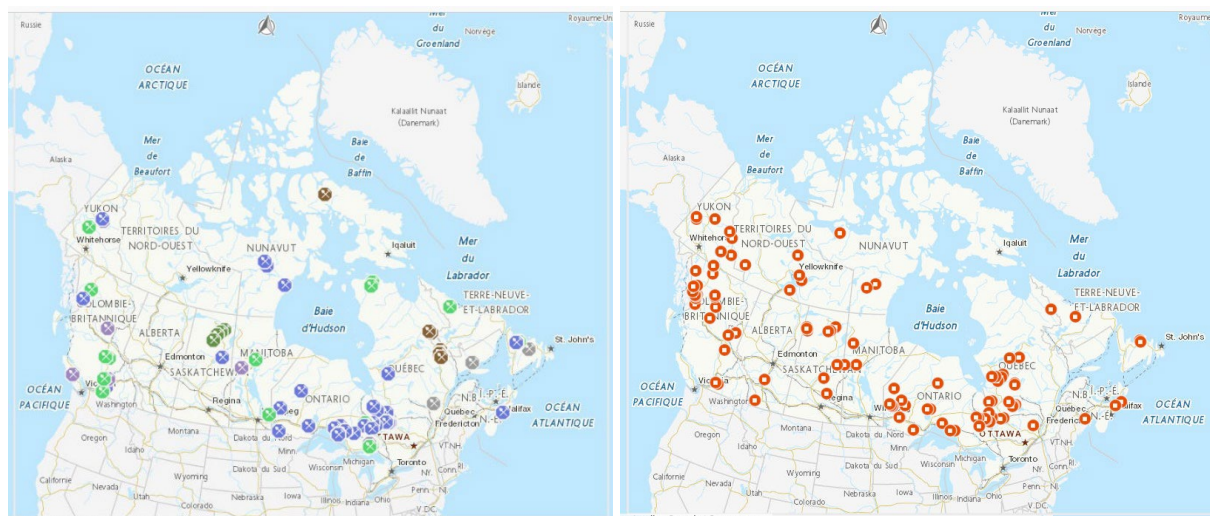


Figure 1.1: Distribution des mines de métaux actives (A) et des 100 principaux projets d'exploration (B) au Canada en 2024 (Ressources Naturelles Canada, 2024).

Cette récente activité s'accompagne de nouveaux défis lors de l'exploitation mais aussi à la fin de cette dernière, lors de la restauration du site minier (Bussière et Haley, 2010). Le régime des sols ainsi que les températures extérieures étant bien différents de ceux rencontrés dans le sud du Québec, de nombreuses études ont été nécessaires afin de les appréhender de manière appropriée. Par exemple, de nouvelles techniques de restauration ont vu le jour (recouvrement isolant (MEND 1993a, Elberling 2005, Boulanger-Martel, 2019), couverture thermique avec effet de barrière

capillaire (Lessard, et al., 2018, Boulanger-Martel et al., 2021), couverture avec bris capillaire de déviation saisonnière de l'eau (Stähli et al., 2006, Barbour et al., 2011)) afin de contrôler le drainage minier contaminé engendré lors de l'exploitation. Couplés à ces défis physiques, des défis hydrogéochimiques s'y associent, tels que la cinétique de libération de l'acide et/ou des différents contaminants lorsqu'exposés à ces conditions météorologiques (Elberling et al., 2000 ; Meldrum et al., 2001 ; Elberling, 2005 ; Coulombe, 2012 ; MEND, 2012 ; Boulanger-Martel et al., 2021).

1.1 Structure des sols gelés

Pour bien appréhender le comportement des rejets miniers et des méthodes de restauration en conditions froides, il est nécessaire de revenir brièvement sur des notions associées aux sols gelés. Dans les terres situées à des hautes latitudes, le régime thermique majoritaire du sol est le pergélisol (ou permafrost en anglais). Il est défini comme un sol affichant une température inférieure à 0°C pendant au moins deux années consécutives (van Everdigen, 1998). Au Canada, il couvre environ 50% du territoire national. Il peut être de trois types : 1- continu, sols gelés en permanence sur de grandes étendues, 2- discontinu, sol partiellement gelé intercalé de poches de sol non gelées, 3- sporadique, sols gelés sur des zones isolées ou à des altitudes plus élevées (French, 2007 ; Smith et al., 2010). L'épaisseur du pergélisol peut varier considérablement d'une région à l'autre. Dans les régions plus septentrionales comme l'Arctique canadien, il peut atteindre jusqu'à 500 m, tandis que dans les régions plus méridionales comme le sud du Canada, il peut être beaucoup plus mince et n'atteindre que quelques centimètres d'épaisseur (Smith et Burgess, 1998 ; Fortier, 2006).

Étant défini exclusivement sur un critère de température et non de présence et d'état de l'eau, on peut trouver de l'humidité sous forme non solide même à des températures inférieures au point de congélation de l'eau (0°C) dans le pergélisol. On se place donc dans un système caractérisé par deux types de paramètres : l'isotherme 0°C, et l'isotherme de température de gel de l'eau. L'isotherme 0°C définit l'épaisseur du pergélisol en déterminant les profondeurs du front et de la base du pergélisol, ainsi que les différents processus cryotiques associés aux différentes zones ainsi délimitées. L'isotherme de température de gel de l'eau définit la couche active, son épaisseur, ainsi que l'épaisseur du sol gelé (Figure 1.2) (Dobinski, 2006).

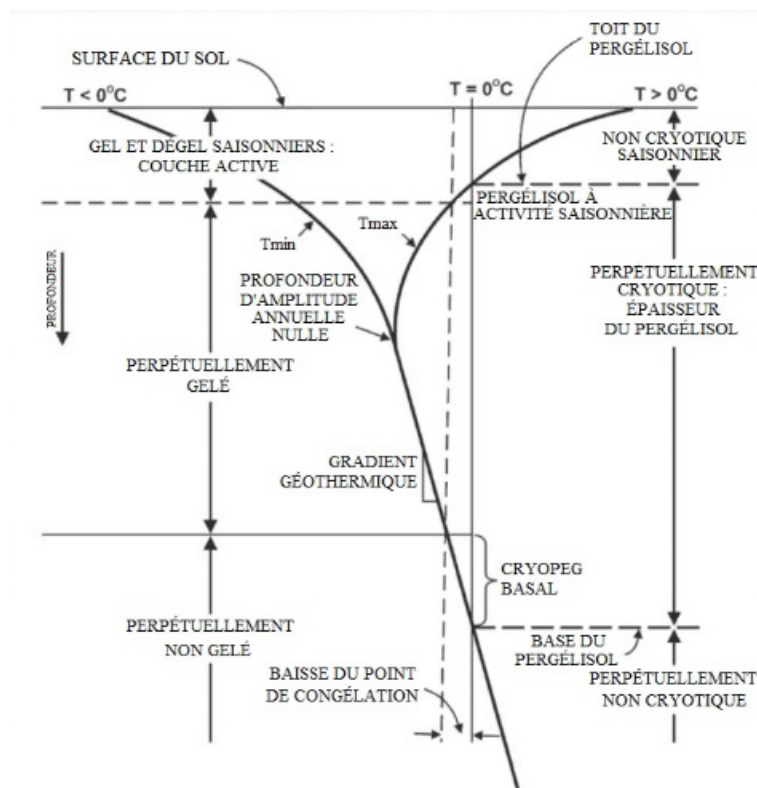


Figure 1.2: Schéma physico-thermique du fonctionnement d'un pergélisol (modifié de Dobinski, 2006).

La couche active est la couche superficielle du sol qui subit des cycles saisonniers de gel-dégel en relation avec les variations saisonnières de température de l'air. Il est essentiel de bien la comprendre car elle joue un rôle crucial pour les infiltrations d'eau, le soutien nutritif des plantes et organismes, ainsi que pour la construction d'infrastructures qui pourraient être endommagées par le gel/dégel récurrent de cette partie du sol (Andersland et Ladanyi, 2004 ; Dobinski, 2006 ; French, 2017).

1.2 Problématique environnementale du drainage minier contaminé et restauration minière

Les résidus et stériles miniers générés en grand volume lors des opérations minières sont majoritairement stockés en surface dans des parcs à résidus ou des haldes à stériles (Nicholson et al, 1988 ; Blowes et Jambor, 1990 ; Bussière et Aubertin, 1999 ; Bussière, 2007 ; Lottermoser, 2007 ; Plante et al., 2021). En surface ils sont exposés aux conditions météorologiques telles que

la pluie, la neige et les variations de température où, dépendamment de leur minéralogie, ils peuvent engendrer la génération de drainage minier contaminé (Plante, 2010 ; Amos et al., 2015 ; Plante et al., 2021). Le drainage minier contaminé peut être classé en trois catégories selon son pH : acide, neutre et basique. Le drainage minier acide (DMA) est produit lorsque des minéraux sulfurés sont exposés à l'air et à l'eau et que les autres minéraux présents ne sont pas capables de tamponner ce pH. Il est caractérisé par un pH faible et des concentrations élevées en métaux, sulfates et solides dissous (Sherlock et al. 1995; Blowes et al. 2014; Lindsay et al. 2015; Nordstrom et al. 2015). Le drainage neutre contaminé (DNC) est défini comme ayant une concentration en un ou plusieurs éléments réglementés qui dépasse les normes environnementales (As, Co, Cd, Cr, Mo, Mn, Ni, Sb, Se, Zn) à un pH proche de la neutralité (Plante, 2010). Il peut se former selon trois processus (MEND, 2004): 1- similaire à la formation du DMA, mais des minéraux neutralisants viennent tamponner le pH après l'oxydation des sulfures (INAP, 2009 ; Nordstrom et al., 2015), 2- après avoir stocké les matériaux sous l'eau, la lixiviation des métaux solubles à pH neutre peut avoir lieu (Banks et al., 1997), 3- bien qu'exposés aux conditions climatiques, les matériaux ne génèrent pas d'acidité car ils contiennent trop peu de minéraux sulfurés ou parce que ces minéraux ne sont pas générateurs d'acide lorsqu'oxydés, mais génèrent des concentrations en contaminants qui peuvent dépasser les normes (Pétel, 2017). Le drainage minier basique (DMB) se forme lorsque les résidus miniers contiennent des minéraux alcalins en quantité suffisante pour neutraliser les minéraux générateurs d'acide. Il est caractérisé par un pH supérieur à 8 et peut également contenir des métaux dissous et autres contaminants (Dahrazma and Kharghani 2012).

Pour contrôler la contamination dans le DMA et DNC, il est crucial de couper l'accès des rejets à l'eau ou à l'oxygène. En conditions climatiques tempérées, cela peut être réalisé en recouvrant les résidus avec des couches imperméables ou en les submergeant sous l'eau (Bussière et Guittonny, 2021). En milieu arctique, la restauration des sites miniers se tourne souvent vers le recouvrement isolant pour protéger les stériles miniers. Ce recouvrement consiste généralement en une couche épaisse de matériaux non réactifs placée directement au-dessus des stériles favorisant l'aggradation du pergélisol dans ces derniers (MEND, 1993a ; MEND, 2004b). Cette méthode permet de maintenir les stériles miniers à des températures suffisamment basses pour prévenir leur dégel et leur oxydation (MEND, 1996a, Elberling et al., 2000 ; Elberling, 2005 ; MEND, 2010b ; MEND 2012). L'épaisseur optimale de la couche de matériaux est déterminée afin de contenir la couche

active et de maintenir une température inférieure à la température cible en tout temps dans les stériles (Elberling, 2005 ; Coulombe et al., 2012 ; Boulanger-Martel et al., 2020a).

1.2.1 Cas de l'arsenic

Le DMA et le DNC peuvent contenir différents contaminants dont l'arsenic. L'arsenic est un métalloïde toxique, avec un numéro atomique élevé (33) et une densité supérieure à 5g.cm^{-3} (Lemière et al., 2001). Il est chalcophile et se lie donc facilement au soufre mais aussi à l'oxygène pour former des sulfures d'arsenic (arsénopyrite, réalgar, orpiment) et peut être lixivié dans l'environnement par des procédés naturels et/ou anthropiques (Cheng, 2009 ; Coussy, 2011). Ces minéraux sulfurés porteurs d'arsenic se trouvent très souvent près des gisements de métaux précieux comme l'or, l'argent ou encore le cuivre (Boyle et Jonasson, 1973 ; Coussy, 2011 ; Cohen et Howell, 2014). Certains sols miniers reçoivent donc une quantité importante d'arsenic au cours de leurs opérations minières, faisant de cet élément une préoccupation majeure dans leur plan de restauration (Azcue et Nriagu, 1995 ; Bodéan et al., 2004 ; Savage et al., 2000).

Dans certaines mines, on ne trouve pas l'arsenic sous ses formes « habituelles » citées plus haut mais sous forme de sulfosels comme la gersdorffite. De formule chimique NiAsS , elle se compose donc de nickel, d'arsenic et de soufre, dans des proportions d'environ 35% de Ni, 47% d'As et 18% de S (Fischesser, 1970 ; Picot et Johan, 1977). Elle est souvent associée à d'autres minéraux sulfurés tels que la pyrite, la chalcopyrite ou encore l'arsénopyrite. En raison de sa teneur en arsenic, elle peut représenter un défi environnemental lors de la restauration du site. Cependant, le comportement géochimique des stériles riches en gersdorffite demeure encore peu documenté, particulièrement en contexte nordique soumis à des cycles de gel-dégel. La majorité des connaissances actuelles sur la mobilité de l'arsenic provient de systèmes dominés par la pyrite ou l'arsénopyrite, pour lesquels une diminution de la température réduit généralement les cinétiques d'oxydation. Le rôle respectif de la température, de la granulométrie, de la présence d'eau liquide et de la connectivité hydraulique sur la libération de l'arsenic dans les systèmes à gersdorffite reste toutefois mal compris. De plus, peu d'études combinent essais expérimentaux et modélisation thermo-hydrogéochimique pour évaluer le comportement à long terme de ces systèmes en environnement nordique.

1.2.2 Cas du projet Whale Tail

Dans le Nord du Canada, les mines en opérations sont souvent confrontées à des défis importants liés à la restauration des sites affectés par le drainage minier contaminé, notamment le DNC en arsenic. C'est le cas du projet minier aurifère Whale Tail d'*Agnico Eagle Mines Ltd.* La mine est située dans la région du Kivalliq, au Nunavut (65°N, 96°W) (Figure 1.3) et produit une certaine proportion de stériles ayant un potentiel de génération de DNC-As (Golder Associates Ltd., 2018).



Figure 1.3 : Localisation de la mine Whale Tail Pit (Carte modifiée de Britannica.com).

La mine est située dans une zone climatique sub-arctique; en 2021 les températures variaient de - 42°C à 10°C en hiver (octobre à mai), et de -7°C à 24°C en été (juin à septembre), avec une moyenne annuelle de -10°C. Les précipitations totales moyennes au site étaient de 360 mm, moitié pluie, moitié neige. De par sa localisation, le site est situé en pleine région de pergélisol continu, avec un pergélisol d'une épaisseur variant de 160 à 530 m et d'une couche active supérieure à 4 m (O'Kane Consultants, 2019). Topographiquement, la région présente des terres basses, des étendues de toundra, avec des collines (de 10 à 60 m d'altitude) et des formations rocheuses dispersées. Le site est entouré de nombreux lacs et la faune y est très présente (bœufs musqués, caribous, renards arctiques, lièvres arctiques et oiseaux migrateurs). La flore se résume à des mousses et lichens et des herbacées basses.

1.2.3 Origine et objectif du projet de recherche

Une grande campagne de caractérisation géologique des différentes lithologies présentes sur le site a été effectuée par *Golder Associates Ltd.* (2018). Dix lithologies ont été caractérisées minéralogiquement et chimiquement incluant des analyses du potentiel de génération d'acidité et des tests de lixiviation. Pour le secteur Whale Tail Pit (WT Pit), environ 25% des matériaux étaient classés comme potentiellement générateurs d'acide (PAG) ou incertains, alors qu'environ 48% étaient classés comme non générateurs d'acide mais susceptibles de produire un drainage neutre contaminé par les métaux (NPAG/ML), tandis qu'environ 27% étaient classés comme non potentiellement générateurs d'acide et non susceptibles de produire du drainage contaminé (NPAG/NML). Les analyses minéralogiques ont montré la présence de sulfures d'arsenic dans certaines lithologies comme les komatiites nord. Des tests de lixiviations courts et longs ont donc été conduits et ont montré que ces komatiites nord généraient plus d'1 mg/L d'arsenic lors des essais (une valeur 10 fois supérieure à la quantité d'arsenic autorisée dans les eaux par la norme en vigueur au Nunavut (Justice Canada, 2025)). Une connaissance plus approfondie de ce potentiel de contamination en arsenic, de son comportement face aux températures de l'arctique et de sa réactivité en fonction de la granulométrie du matériau est nécessaire afin d'avoir toutes les informations pertinentes pour faire face sereinement à l'étape suivante du site minier, la restauration.

Le plan de restauration prévu sur le site pour les haldes à stériles comprend un recouvrement isolant de 4,7 m d'un matériau inerte, le greywacke sud. Des études conduites par *O'Kane Consultants* en 2020 (O'kane Consultants, 2020), appuyées par des résultats de terrain obtenus via l'installation de thermistances, ont montré que la profondeur de la couche active est plus épaisse que l'épaisseur prévue pour le recouvrement. Ce risque a été jugé acceptable par le consultant, proposant des améliorations ciblées plus qu'un remaniement complet du projet de restauration si le risque n'est pas accepté par la compagnie minière. Affiner les connaissances sur les propriétés des matériaux jugés problématiques, les risques de lixiviation et de mobilisation des produits de cette lixiviation et inclure ces nouveaux paramètres dans un modèle numérique afin de comprendre et prédire le comportement thermo-hydrogéochimique de la halde à stérile permettrait de palier à certaines incertitudes citées plus haut.

L'objectif général de ce projet consiste à décrire le comportement thermo-hydro-géochimique de l'arsenic provenant de la gersdorffite contenue dans les stériles miniers entreposés en extérieur en conditions arctiques ainsi qu'à évaluer et prédire la capacité d'un recouvrement isolant à contrôler la génération de drainage neutre contaminé en arsenic dans ces conditions. Toutes les informations extraites de cette étude permettront d'approfondir les connaissances sur certaines lithologies présentes sur le site. Plus précisément, ce projet de recherche s'articule autour de 4 objectifs spécifiques (OS) :

OS1 : Caractériser les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques, hydrologiques et thermiques des lithologies sélectionnées ;

OS2 : Analyser et comprendre les effets de la température et de la granulométrie sur le comportement géochimique de l'arsenic contenu dans une lithologie de stériles WT Pit par le biais de colonnes de lixiviation ;

OS3 : Évaluer l'influence d'un recouvrement isolant constitué de stériles miniers non problématiques du site minier sur le drainage neutre contaminé en arsenic de stériles contenant de la gersdorffite par le biais de colonnes de lixiviation ;

OS 4 : Utiliser la modélisation par transport réactif pour reproduire le comportement thermo-hydro-géochimique des différents essais en colonnes au laboratoire et ensuite prédire le comportement thermo-hydro-géochimique d'un modèle 1D simulant un recouvrement isolant pour des conditions se rapprochant de la réalité d'une halde à stériles.

De plus, les conclusions de cette recherche serviront à approfondir les connaissances sur le comportement thermo-hydro-géochimique de la gersdorffite et de créer des données d'entrée pour la base minéralogique du logiciel MIN3P-THc. Ce travail n'a pas pour vocation de servir de base décisionnelle quant à l'application ou non du plan de restauration actuel de la mine *Whale Tail Pit*. Elle vise plutôt à donner des informations supplémentaires à la mine afin qu'elle puisse prendre une décision éclairée basée sur les risques associés à la génération d'arsenic provenant des stériles de la mine *Whale Tail*.

Cette thèse repose sur les hypothèses suivantes :

1. La diminution de la température seule ne suffit pas à limiter la mobilisation de l'arsenic dans les systèmes dominés par la gersdorffite lorsque des interactions eau–roche demeurent possibles (période où le matériel est dégelé) ;
2. La réactivité des stériles diminue significativement avec l'augmentation de la taille des grains et le contrôle de la granulométrie pourrait permettre de contrôler la génération d'arsenic;
3. La disponibilité d'eau liquide et la connectivité hydraulique saisonnière jouent un rôle majeur dans le contrôle du relargage de l'arsenic en contexte nordique ;
4. La performance des recouvrements isolants est plus à risque pour des stériles avec comme source la gersdorffite vs de l'arsénopyrite.

1.3 Organisation de la thèse, contributions scientifiques et rôle de l'autrice

1.3.1 Organisation de la thèse

Cette thèse s'organise en 8 chapitres distincts. Après l'introduction, le chapitre 2 s'attarde sur une revue de littérature en français, en lien avec le sujet de recherche. Le chapitre 3 explicite en français les différentes méthodes de caractérisation utilisées lors de l'étude. Les chapitres 4 à 6 sont trois articles scientifiques rédigés en anglais soumis et/ou acceptés pour publication dans des revues avec comité de lecture. Les chapitres 7 et 8 constituent les discussions, conclusions et recommandations que l'on a pu relever durant ce projet de recherche. Une description plus détaillée de chacun des chapitres est présentée dans ce qui suit.

Le chapitre 2 est une revue de littérature traitant de sujets pertinents à la bonne compréhension de ce projet de recherche. Il explicite plus en profondeur le fonctionnement du recouvrement isolant ainsi que les paramètres essentiels à son bon fonctionnement. Les mouvements de chaleur dans les matériaux ainsi que les propriétés à la base de ces mouvements sont par la suite décrits. Le chapitre se poursuit avec des détails sur le drainage neutre contaminé, particulièrement celui contaminé en arsenic, en mettant l'accent sur les minéraux porteurs d'arsenic et les paramètres associés à leurs dissolution/oxydation. Le logiciel de modélisation MIN3P-THc, utilisé dans cette thèse, est par la suite décrit en présentant les bases fondamentales derrière son fonctionnement et les paramètres

nécessaires à son utilisation. Enfin, une synthèse de la revue de littérature ainsi que les besoins actuels en recherche terminent le chapitre.

Le chapitre 3 présente les trois matériaux choisis parmi les dix disponibles sur le site minier pour ce projet de recherche ainsi que les différents critères de sélection. Il présente également les méthodes et résultats de caractérisation des propriétés physiques, chimiques, minéralogiques, hydrogéologiques et thermiques des matériaux sélectionnés. Ce chapitre vise à combler le manque de détails que l'on retrouve parfois dans les articles (faute d'espace); il permet ainsi de répondre partiellement à l'objectif spécifique 1 du projet de recherche.

Le chapitre 4 est constitué de l'article *Influence of Grain Size and Temperature on Arsenic Leaching from Gersdorffite-Bearing Non-acid Generating Waste Rock*, publié dans la revue *Mine Water and the Environment* le 20 février 2026. Cet article présente les travaux visant à évaluer l'influence de la granulométrie et de la température sur la libération de l'arsenic à partir de stériles miniers contenant de la gersdorffite, dans des conditions contrôlées de laboratoire à l'aide d'essais en colonnes. Cette étude permet de mieux comprendre les mécanismes contrôlant la génération d'arsenic dans des stériles miniers non générateurs d'acide en climat froid. Les résultats présentés complètent ceux du chapitre 3 et contribuent à l'atteinte de l'objectif spécifique 1, tout en permettant également de compléter en partie l'objectif spécifique 2.

Le chapitre 5 intègre l'article *Reactive Transport Modeling of Arsenic Release from Gersdorffite-bearing Waste Rock under Cold Climate Conditions*, accepté pour publication avec corrections dans la revue *Journal of Geochemical Exploration* le 21 avril 2026. Cet article décrit le développement d'un modèle de transport réactif hydrogéochimique réalisé avec le logiciel MIN3P afin de reproduire les essais de lixiviation en colonnes effectués en laboratoire sur des stériles miniers contenant de la gersdorffite (Chapitre 4). Il détaille les paramètres physiques, hydrogéologiques, chimiques et minéralogiques nécessaires à la construction du modèle, ainsi que l'implémentation de la gersdorffite dans la base de données du logiciel. Le modèle permet d'évaluer l'influence de la granulométrie et de la température sur la libération de l'arsenic et de comparer les résultats expérimentaux aux simulations numériques. Ce chapitre contribue ainsi à atteindre l'objectif spécifique 2 en évaluant la capacité d'un modèle de transport réactif à représenter et extrapoler les processus hydrogéochimiques observés lors d'essais en colonnes sous conditions contrôlées.

Le chapitre 6 représente l'article *Laboratory-calibrated MIN3P-THCm modeling of insulation covers under freeze–thaw conditions: implications for arsenic release control in mine waste*, soumis dans la revue *Journal of Contaminant Hydrology* le 29 mai 2026. Cet article présente le développement d'un modèle thermo–hydro–géochimique réalisé avec le logiciel MIN3P-THCm afin de reproduire le comportement hydrogéochimique de colonnes de laboratoire soumises à des cycles gel–dégel, incluant des configurations à matériau unique et une colonne stratifiée représentant un système de recouvrement isolant. Le modèle est calibré à partir des observations expérimentales, puis utilisé pour réaliser une analyse paramétrique visant à évaluer l'influence de différents paramètres de conception du recouvrement sur la mobilisation de l'arsenic tels que : l'épaisseur de dégel du matériel générateur, le temps de ce dégel ou encore la quantité d'eau entrante dans le système. Ce chapitre contribue à l'atteinte des objectifs spécifiques 3 et 4.

Le chapitre 7 présente une discussion générale des principaux résultats expérimentaux et numériques obtenus dans le cadre de cette étude. Les essais en colonnes réalisés sur des roches stériles contenant de la gersdorffite ont permis de mieux comprendre l'influence de la granulométrie et de la température sur la mobilisation de l'arsenic. Les résultats montrent notamment que la granulométrie constitue le principal facteur contrôlant l'intensité de la lixiviation de l'arsenic, alors que l'effet de la température demeure plus modéré dans les conditions étudiées. Les simulations réalisées avec MIN3P ont ensuite servi à évaluer la capacité du modèle à reproduire les comportements hydrologiques, thermiques et géochimiques observés expérimentalement, ainsi qu'à analyser la sensibilité du système à différents choix de modélisation, incluant le maillage, le pas de temps, le forçage thermique et la représentation du gel. Une attention particulière est également portée au découplage observé entre l'arsenic et le nickel dans les lixiviats malgré la dissolution congruente de la gersdorffite, afin d'identifier les mécanismes susceptibles de contrôler la mobilité du nickel dans le système.

Le chapitre 8 présente les différentes conclusions et recommandations issues des travaux précédemment présentés. Des informations supplémentaires peuvent être trouvées en annexes.

1.3.2 Contributions scientifiques

Les contributions scientifiques de cette étude sont de plusieurs ordres : techniques, géochimiques et numériques.

Contributions techniques :

- Un nouveau montage de l'évaluation de la conductivité hydraulique saturée pour les matériaux grossiers a été développée durant ce projet de recherche au laboratoire car le précédent sur place ne permettait pas d'atteindre une conductivité saturée assez élevée pour les matériaux choisis.
- Une approche de sélection d'échantillon sur site, de caractérisation et de modélisation physique a été développée/modifiée afin d'évaluer le comportement géochimique de stériles miniers générateurs de DNC-As. Cette approche pourrait être adaptée pour d'autres sites.

Contributions géochimiques :

- Les connaissances sur les mécanismes d'oxydation et de dissolution de la gersdorffite ont été approfondies, notamment grâce à l'obtention d'une valeur d'énergie d'activation adaptée aux conditions de température étudiées dans ce projet.
- Les résultats ont montré que la granulométrie constitue le principal facteur contrôlant l'intensité de la lixiviation de l'arsenic, avec une augmentation marquée des concentrations dissoutes dans les fractions plus fines.
- Les essais ont également démontré que la diminution de la température réduit l'intensité de la lixiviation de l'arsenic sans toutefois empêcher sa mobilisation, même dans des conditions de gel-dégel.
- Un découplage important entre l'arsenic et le nickel a été mis en évidence lors de la dissolution de la gersdorffite, suggérant l'intervention de mécanismes secondaires contrôlant la mobilité du nickel, notamment la sorption et/ou la précipitation.

Contributions numériques :

- Des paramètres thermodynamiques indispensables à l'intégration de la gersdorffite dans MIN3P-THCm, incluant notamment des constantes d'équilibre et des valeurs d'enthalpie, ont été calculés ou approximatés afin d'ajouter ce minéral à la base de données géochimiques du logiciel, ce qui n'avait pas encore été réalisé pour ce type de système.

- Une approche de modélisation réactive adaptée aux conditions de gel-dégel et au drainage neutre contaminé en arsenic a été développée et calibrée à partir des essais expérimentaux réalisés dans cette étude.
- Différentes approches numériques de représentation des conditions thermiques ont été comparées, notamment l'utilisation d'un forçage thermique simplifié et de données réelles mesurées dans la chambre froide, afin d'évaluer leur influence sur les résultats de simulation.
- Différentes méthodes de représentation du gel dans le modèle ont également été évaluées, incluant une approche simplifiée basée sur la viscosité et une approche utilisant explicitement un bilan d'énergie, permettant de comparer leur capacité à reproduire le comportement hydrogéochimique observé.

Des analyses de sensibilité sur le maillage spatial et la discrétisation temporelle ont permis d'identifier des compromis numériques adaptés entre précision des simulations et coût computationnel. Enfin, la compilation de toutes ces données permet d'acquérir une meilleure compréhension des mécanismes générateurs de DNC en place sur le site d'étude et surtout sur l'évolution de ces mécanismes avec la température, un facteur important dans ces régions arctiques.

En plus des articles scientifiques que l'on retrouve aux chapitres 4, 5 et 6, les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont également menés à des contributions scientifiques à deux conférences internationales. En novembre 2024, ils ont fait l'objet d'une communication au congrès *Tailings and Mine Waste 2024* (Colorado, États-Unis d'Amérique), où un article de conférence et un poster intitulés *Effect of Temperature on the Generation of Arsenic from Waste Rock from an Arctic Mine: A Laboratory Investigation* ont été présentés. Les résultats de cette étude ont également été diffusés lors du *Symposium Mines et Environnement* en juin 2025, tenu à Rouyn-Noranda (Québec, Canada), au moyen d'un poster intitulé *Étude de la lixiviation de l'arsenic provenant de stériles miniers : modélisation physique et numérique*. Ces participations ont contribué à la diffusion des résultats de recherche auprès de la communauté scientifique internationale spécialisée en environnement minier et en géochimie. Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont également fait l'objet d'une démarche de vulgarisation scientifique. À la suite d'un appel à candidatures du projet *Les chercheuses en BD*, cette recherche a été sélectionnée pour être adaptée

en bande dessinée, en collaboration avec l'illustratrice Marie Avril. Cette initiative a permis de rendre les objectifs, la démarche et les enjeux de cette thèse accessibles à un public non spécialisé.

1.3.3 Rôle de l'autrice

Des travaux ont été menés pour déterminer les propriétés des matériaux en laboratoire, évaluer les effets de la température et de la granulométrie sur la génération d'arsenic, et analyser numériquement le comportement des colonnes de lixiviation et le comportement en conditions réelles et à long terme du recouvrement isolant. Ce projet étant d'envergure relativement importante, plusieurs parties ont été réalisées avec l'aide de stagiaires, techniciens et professionnels de recherches à différentes étapes du processus.

Les principales contributions de la stagiaire Amélia Nieto (2022) au projet de recherche sont liées au prélèvement et au tamisage directement sur site de plus de 4 tonnes de roches fraîchement dynamitées. Elle a également aidé à l'homogénéisation de ces échantillons une fois réceptionnés au laboratoire et à l'évaluation de certains paramètres comme la teneur en soufre/carbone ou encore le potentiel de génération d'acide des matériaux. Elle a également aidé à la mise en place et à la compréhension du protocole de test in situ utilisé pour vérifier en temps réel le potentiel de génération d'arsenic des différentes lithologies.

Les différentes formations nécessaires aux bonnes pratiques au laboratoire de la stagiaire et de moi-même ont été prises en charge par le personnel de l'Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale (URSTM) de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). Certaines analyses dépassant notre champ d'expertise ou les capacités du laboratoire ont été réalisées par des spécialistes externes à l'université. Une personne tierce, Asif Qureshi, chercheur post-doctorant spécialisé en géochimie environnementale, a été impliqué afin d'aider à la prise en main et au bon déroulement lors de l'utilisation du logiciel MIN3P-THc. Sa précieuse collaboration a été utile pour la compréhension du logiciel en lui-même ainsi que sur l'interprétation et la légitimité des résultats obtenus ainsi que sur les limites de la méthode utilisée.

Enfin l'autrice a eu la charge de réaliser toutes les caractérisations des matériaux qu'il était possible de faire sur place. Elle est responsable du montage, du suivi et du démantèlement des colonnes de lixiviation en environnement contrôlé. Elle est également responsable du paramétrage et des interprétations réalisées sur les différentes modélisations numériques qui ont pu être faites pendant

ce projet de recherche. Enfin, elle est responsable de la rédaction intégrale de ce manuscrit de thèse ainsi que sur la rédaction intégrale des différents articles qui y sont présentés.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

L'exploitation minière en climat nordique, notamment en présence de pergélisol, impose des défis environnementaux majeurs, en particulier pour la gestion du drainage minier contaminé (DMC). Dans ces conditions, le contrôle de la température et du mouvement de l'eau devient essentiel pour limiter la mobilisation de contaminants comme l'arsenic, notamment à partir de minéraux tels que la gersdorffite. Ce chapitre présente une synthèse structurée des connaissances actuelles nécessaires à l'étude du comportement géochimique de l'arsenic dans les stériles miniers en contexte nordique et vise à positionner la problématique de la lixiviation de l'arsenic dans un contexte de restauration des sites miniers en milieu de pergélisol, en s'appuyant sur une double approche expérimentale et numérique.

La première section (2.1) s'attarde sur la formation du drainage neutre contaminé (DNC), en clarifiant ses mécanismes géochimiques et ses spécificités en milieu subarctique. La deuxième section (2.2.) se concentre sur la contamination à l'arsenic, en explorant les formes minéralogiques associées (dont la gersdorffite) et l'influence de paramètres physico-chimiques tels que la température et la granulométrie. La troisième section (2.3) aborde les principes de base des méthodes de restauration minière en climat nordique, avec une attention particulière portée aux recouvrements isolants et à leur robustesse face aux contraintes du pergélisol et aux changements climatiques. La quatrième section (2.4) présente les méthodologies expérimentales disponibles pour étudier la lixiviation de l'arsenic, notamment les essais en colonnes, en soulignant leurs atouts et leurs limites. La cinquième section (2.5) traite des fondements de la modélisation géochimique de type transport réactif avec le code MIN3P-THc, en mettant en lumière son utilité dans les environnements complexes et les précautions nécessaires à sa mise en œuvre. Enfin, la dernière section (2.6) identifie les principales lacunes dans la littérature actuelle, justifiant la pertinence de la recherche doctorale entreprise.

Ainsi structuré, ce chapitre fournit les bases scientifiques, expérimentales et numériques indispensables à l'élaboration d'un cadre intégré d'analyse et de prédiction du comportement de l'arsenic dans les stériles miniers stockés en conditions nordiques. Il servira de socle pour les chapitres suivants, qui mobiliseront ces connaissances dans le cadre d'une étude expérimentale et numérique dédiée.

2.1 Formation du drainage neutre contaminé (DNC)

2.1.1 Définitions et typologie du drainage minier contaminé

Le drainage minier contaminé désigne l'ensemble des processus hydrogéochimiques par lesquels des contaminants métalliques ou métalloïdes sont relâchés à partir de matériaux miniers exposés à l'atmosphère ou à des circulations d'eau. Il est classiquement divisé en trois grandes catégories selon le pH et les mécanismes associés : le drainage minier acide (DMA), le drainage neutre contaminé (DNC), et le drainage minier basique (DMB) (Blowes et al., 2003 ; INAP, 2009) (Figure 2.1).

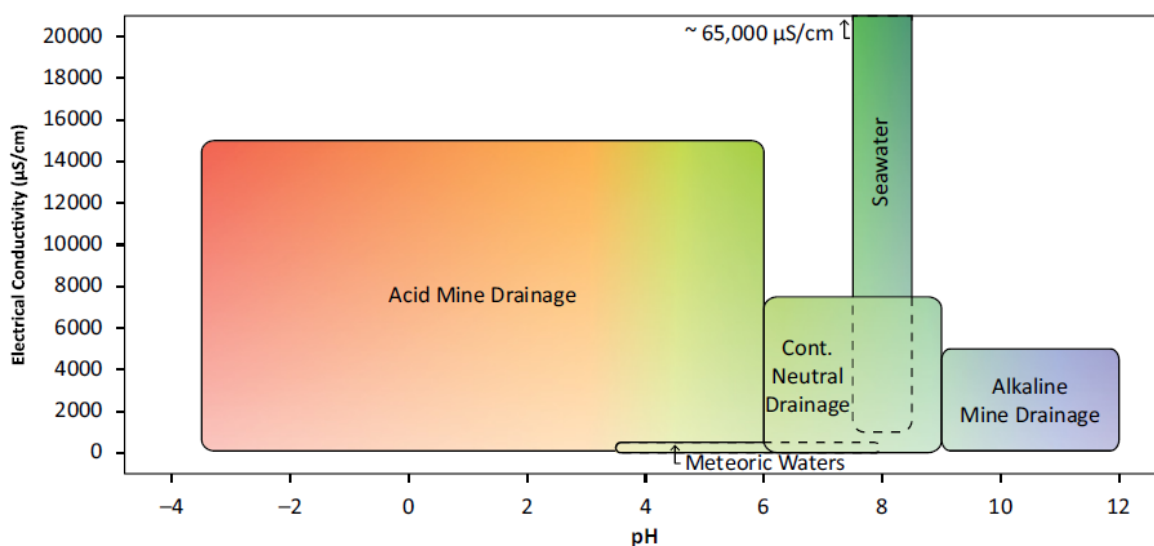


Figure 2.1 : Relation pH-conductivité électrique pour différents types de drainage minier et eaux naturelles (Plante et al., 2021a).

Le DMA se forme lorsque les minéraux sulfurés, tels que la pyrite (FeS_2), s'oxydent en présence d'eau et d'oxygène, produisant des effluents acides ($\text{pH} < 5$) riches en métaux dissous (Fe, Al, Mn, Zn, etc.) et en sulfates (Nicholson et al., 1989 ; Blowes et Jambor, 1990 ; Bussière et Aubertin, 1999 ; Elberling, 2001 ; Elberling et al., 2003). Ces quantités de métaux dissous peuvent atteindre des concentrations importantes, de l'ordre de 100 à 1000 mg/L, pour des métalloïdes tels l'As, le Ni ou encore le Zn (Dold, 2010). L'acidité va également favoriser la dissolution d'autres minéraux secondaires, amplifiant la charge contaminante de l'eau (Blowes et al., 2003 ; Nordstrom, 2011).

Le DNC, quant à lui, se caractérise par un pH neutre ou légèrement acide (entre 5,5 et 8,5), avec des concentrations en métaux et métalloïdes qui dépassent les critères environnementaux en vigueur, notamment en arsenic, nickel, zinc ou antimoine (Nordstrom et al., 2000 ; Ptacek et al., 2002 ; Moncur et al., 2005 ; Plante, 2010). Il peut se former selon 3 processus bien distincts (MEND, 2004) :

- 1- Par le processus de formation du DMA (oxydation des sulfures) en présence de suffisamment de minéraux ayant un fort potentiel de neutralisation. Ainsi, l'oxydation des sulfures entraîne la lixiviation des métaux dans une eau où le pH est tamponné par les minéraux neutralisants.
- 2- Lorsque des résidus potentiellement générateurs d'acide sont entreposés sous l'eau afin d'empêcher leur oxydation et de garder un pH proche de la neutralité. Cependant, les conditions permettent quand même l'oxydation des minéraux sulfurés en raison de la remise en suspension, l'infiltration de l'eau ou l'oxydation par l'oxygène dissout contenu dans l'eau (Banks et al., 1997; Awoh et al., 2021).
- 3- En présence de résidus miniers qui, bien qu'exposés aux aléas climatiques, ne génèrent pas d'acide, car leur teneur en soufre n'est pas suffisante ou, parce que les minéraux sulfurés présents sont non générateurs d'acide lorsqu'ils sont oxydés (ex. sphalérite, galène). Les métaux sont donc libérés par oxydation ou dissolution des minéraux à pH neutre (Jambor et al., 2000 ; Müller et Frimmel, 2002 ; Pétel, 2017 ; Rocchetti et al., 2021). La présence de phases secondaires comme les oxydes de fer ou les minéraux argileux permet parfois une rétention partielle des contaminants, mais ces phases peuvent devenir instables selon les conditions redox ou le gel/dégel.

Enfin, le DMB, moins fréquent, est caractérisé par un pH allant de 9 à 12. Les mécanismes de sa formation ne sont pas encore très bien compris car seuls quelques sites y ont fait face (Ball et Nordstrom, 1989 ; Azzie, 2002 ; Dahrazma et Kharghani, 2012).

2.1.2 DNC dans les stériles miniers stockés en milieu nordique

Le drainage neutre contaminé (DNC) issu des stériles miniers correspond à une situation dans laquelle la génération d'acidité est limitée ou efficacement tamponnée, alors que des concentrations élevées de métaux et de métalloïdes, notamment l'arsenic, peuvent néanmoins être mobilisées.

Comparativement au DMA, ce phénomène demeure nettement moins documenté dans la littérature, en particulier pour les environnements froids et nordiques. La majorité des études historiques se sont concentrées sur les mécanismes de génération d'acidité, laissant relativement peu de travaux dédiés à la compréhension des processus gouvernant la libération des contaminants en conditions de pH neutre à légèrement alcalin.

À ce jour, les sites les plus étudiés dans un contexte de DNC en régions froides sont principalement associés à de grandes exploitations minières telles la mine de Diavik Diamond Mine. Les travaux menés à Diavik ont montré que, malgré un drainage globalement neutre, les stériles riches en sulfures peuvent libérer des concentrations significatives de métaux et de métalloïdes, notamment en lien avec l'oxydation partielle des sulfures, la formation de phases secondaires ferriques et les processus d'adsorption–désorption contrôlant la mobilité des éléments traces (Blowes et al., 2003 ; Moncur et al., 2015). Ces études ont mis en évidence que la neutralisation de l'acidité ne suffit pas à prévenir la contamination des eaux de drainage lorsque des mécanismes géochimiques secondaires favorisent la mobilisation des contaminants.

Ainsi, bien que le DNC soit désormais reconnu comme un enjeu environnemental majeur dans certains contextes miniers, les études disponibles demeurent limitées et fortement concentrées sur quelques sites de référence. Cette lacune souligne la nécessité de travaux expérimentaux et de modélisation supplémentaires afin de mieux comprendre les mécanismes de libération des contaminants en conditions neutres, en particulier dans les stériles miniers soumis à des contraintes climatiques nordiques.

2.1.3 Mécanismes géochimiques en milieu de pergélisol

En milieu de pergélisol, les conditions climatiques extrêmes – notamment les températures négatives persistantes, la présence de pergélisol et les cycles saisonniers de gel/dégel – ont un impact sur les mécanismes géochimiques impliqués dans la formation du drainage minier contaminé (Elberling, 2001 ; Elberling, 2005 ; Nordstrom, 2011 ; Boulanger-Martel et al., 2021). Bien que le froid ralentisse les processus réactionnels, il ne les inhibe pas totalement. Des minéraux tels que la pyrite (FeS_2), fréquemment rencontrés dans les résidus miniers, constituent une source importante d'acidité, et parfois d'arsenic lorsqu'il est présent en substitution dans le minéral, dans les environnements subarctiques. Bien que son oxydation soit ralentie à basse température, des

études ont démontré que des taux de réaction mesurables persistent même sous 0 °C, particulièrement dans les milieux partiellement saturés où la dépression du point de congélation maintient l'eau à l'état liquide (Elberling, 2005 ; Mayer et al., 2007) (Figure 2.2).

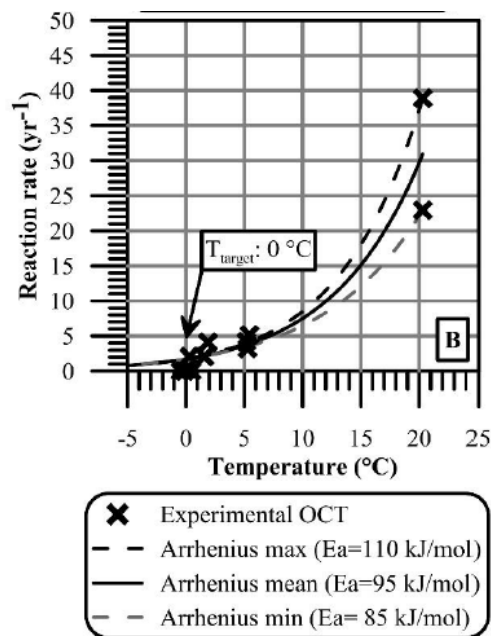


Figure 2.2 : Diminution du taux de réaction avec la température des résidus de Meadowbank (pyrite 1-2%, pyrrhotite <0.5%) (Boulanger-Martel, 2019).

Des tendances similaires ont été rapportées pour d'autres minéraux porteurs d'arsenic. Corkhill et Vaughan (2009) suggèrent que l'arsénopyrite (FeAsS) présente une réactivité accrue lorsque la température augmente, bien que les auteurs ne quantifient pas explicitement les taux de réaction. De plus, des études récentes portant sur l'orpiment (As₂S₃) et le réalgar (As₄S₄) indiquent que leurs processus de transformation ou de dissolution sont sensibles à la température (Broers et al., 2023 ; Lučić et al., 2025). De même, certains minéraux Cu-As-S, tels que l'enargite et la tennantite, présentent une augmentation des cinétiques de lixiviation ou de décomposition lorsque la température augmente (Godirilwe et al., 2024 ; Valiyev et al., 2025). Dans des contextes de basses températures, des travaux sur des résidus riches en pyrrhotite montrent par ailleurs que les réactions sulfureuses, bien que ralenties, persistent à de faibles températures, confirmant l'existence d'un contrôle thermodépendant même en environnements froids (Schudel, 2024). Ensemble, ces travaux suggèrent que la dépendance à la température constitue un comportement commun aux minéraux arsénifères, même si les cinétiques restent ralenties en conditions froides.

Des études ont montré qu'il persiste toujours une fraction d'eau interstitielle qui reste non gelée dans les pores des matériaux, même à des températures inférieures à -10°C (1 à 5% du volume des pores d'après Elberling, 2005), permettant la poursuite de réactions d'oxydation lentes (Elberling, 2005 ; Mayer et al., 2007 ; Knapp et al., 2017). Ce phénomène est renforcé par les dynamiques thermo-hydrauliques dans les stériles exposés au gel, où les gradients de température contrôlent la distribution de l'eau libre, sa migration capillaire et son accumulation locale (Côté et Konrad, 2005b ; 2009). Ces eaux interstitielles non gelées assurent le maintien d'une mobilité partielle des espèces dissoutes, telles que l'arsenic, et permettent parfois une activité microbienne réduite mais persistante (Elberling, 2005 ; Lamontagne et al., 2019). De plus, les gradients redox générés par les variations locales de saturation et de température peuvent favoriser des conditions propices à l'oxydation partielle de minéraux sulfurés même en l'absence d'oxygène atmosphérique direct (Nordstrom, 2011 ; Plante et al., 2021a ;).

Les cycles de gel et de dégel jouent également un rôle clé dans la mobilisation des contaminants. Ils contribuent à la déstabilisation des phases secondaires (oxydes de fer amorphes, complexes adsorbés), entraînant une relibération cyclique de l'arsenic et d'autres métalloïdes dans les eaux interstitielles (Knapp et al., 2017 ; Plante et al., 2021a). Ce phénomène est exacerbé par les gradients redox créés localement dans les haldes à stériles, favorisant l'oxydation partielle de phases sulfureuses et la migration des contaminants vers les eaux de drainage (Steeffel et al., 2005 ; Nordstrom, 2011). Des travaux récents sur des résidus riches en pyrrhotite confirment que ces mécanismes sont étroitement liés à la dynamique thermique des matériaux. Schudel (2024) montre que, bien que les flux d'oxygène et les réactions d'oxydation des sulfures deviennent négligeables durant les périodes gelées, ils reprennent rapidement lors des phases de dégel, atteignant des niveaux comparables, voire supérieurs, à ceux observés en conditions à température ambiante. Les cycles de gel-dégel ne suppriment donc pas l'oxydation des sulfures, mais en modulent la cinétique et les voies réactionnelles, notamment en favorisant l'accumulation d'espèces soufrées intermédiaires telles que le thiosulfate et la formation de soufre élémentaire dans les solides (Goldhaber, 1983 ; Janzen et al., 2000 ; Schudel, 2024).

Ces processus sont d'autant plus complexes que les cycles de gel-dégel influencent la répartition de l'eau et des gaz au sein des matériaux, modifiant la connectivité hydrique, la diffusion de l'oxygène et, par conséquent, les conditions redox locales (Côté et Konrad, 2005b, 2009 ; Éthier, 2011 ; Éthier et al., 2012).

Le Tableau 2.1 présente une synthèse des travaux clés documentant l'effet de la température et des cycles de gel-dégel sur la réactivité des minéraux sulfurés et arsénifères, ainsi que sur les mécanismes physiques et géochimiques contrôlant la mobilisation des contaminants en environnements froids.

Tableau 2.1 : Synthèse des effets de la température et des cycles gel–dégel sur les processus géochimiques des stériles miniers.

Auteurs	Minéraux/matériaux étudiés	Contexte thermique	Paramètres mesurés	Résultats observés
Elberling (2005) Mayer et al. (2007)	Pyrite Stériles sulfurés	<0°C, milieux partiellement saturés	Taux d'oxydation, flux d'O ₂ , production SO ₄ ²⁻	↓ T → ↓ taux d'oxydation et ↓ flux O ₂ , mais réactions non nulles ; maintien d'eau liquide permettant l'oxydation sous 0 °C
Boulanger-Martel et al. (2016)	Sulfures Stériles nordiques	-13 – 5 °C	Cinétique d'oxydation, production SO ₄ ²⁻	↓ T → ↓ cinétiques ; oxydation persistante à basse T, fortement contrôlée par la saturation et la disponibilité en O ₂
Corkhill & Vaughan (2009)	Arsénopyrite	Variable	Oxydation de surface, dissolution Fe–As–S	↑ T → accélération des cinétiques d'oxydation et augmentation de la réactivité de surface
Éthier (2011) Éthier et al. (2012)	Stériles (pyrrhotite dominante, Raglan)	Conditions tempérées VS froides	Distribution eau/gaz, chimie des lixiviats	Gel–dégel → modification de la connectivité hydrique et des conditions redox ; contrôle indirect de la réactivité géochimique
Schudel (2024)	Pyrrhotite dominante	Gel–dégel VS 20°C	Flux O ₂ , consommation O ₂ , spéciation S	Gel → flux O ₂ quasi nuls ; dégel → ↑ rapide des flux O ₂ et de la consommation ; ↑ thiosulfate et S ⁰ sous gel–dégel
Côté et Konrad (2005b, 2009) Éthier et al. (2013)	Matériaux miniers granulaires	Gel–dégel saisonnier	Répartition eau/gaz, perméabilité, diffusion O ₂	Gel–dégel → redistribution eau/gaz, ↓ ou ↑ diffusion O ₂ selon la saturation ; création de gradients redox locaux

Tableau 2.2 : Synthèse des effets de la température et des cycles gel–dégel sur les processus géochimiques des stériles miniers.
(Suite)

Auteurs	Minéraux/matériaux étudiés	Contexte thermique	Paramètres mesurés	Résultats observés
Knapp et al. (2017) Plante et al. (2021a) Vriens et al. (2019)	Phases secondaires Fe Stériles	Conditions hydriques variables	Adsorption/désorption As Mobilité métalloïdes	Variations hydriques/redox → déstabilisation des oxydes Fe amorphes → ↑ relibération cyclique de l'As
Amos et al. (2015) Blowes et al. (2007)	Stériles sulfurés (pyrite ± pyrrhotite)	Climat subarctique Gel-dégel	Flux O ₂ , Oxydation sulfures As dissous	Gel → ↓ flux O ₂ et ↓ oxydation ; dégel → ↑ rapide des flux O ₂ et ↑ As dissous, même à pH neutre
Lord et al. (2021)	Stériles sulfurés	Conditions froides	Géochimie des lixiviats	Mobilisation intermittente des métaux et métalloïdes contrôlée par T, eau et redox
Nordstrom (2011) Steeffel et al. (2005)	Systèmes sulfurés	Variable	Redox, Transport réactif	Gradients redox et transport couplé contrôlent la mobilisation des contaminants indépendamment du pH

Si les mécanismes responsables du DMA sont désormais bien documentés, un enjeu plus récent émerge : la libération d'arsenic dans des conditions neutres. Ce phénomène, observé dans des stériles peu ou non acidogènes stockés en conditions de pergélisol, soulève de nouveaux enjeux pour la prévision, le traitement et la restauration des sites miniers (Walker et al., 2005 ; Moncur et al., 2015 ; Gosselin et al., 2021).

2.1.4 Contamination à l'arsenic dans les stériles miniers

2.1.4.1 Arsenic et minéraux associés

Dans les mines aurifères, l'arsenic (As) est fréquemment retrouvé sous forme minéralogique liée à des sulfures, principalement l'arsénopyrite (FeAsS), mais également l'orpiment (As_2S_3), la réalgar (As_4S_4), la löllingite (FeAs_2) ou encore des phases secondaires comme la scorodite ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) formée lors de l'altération oxydative des sulfures primaires (Smedley & Kinniburgh, 2002 ; Craw et al., 2003). L'arsénopyrite, abondante dans les gisements or-arsenic, est considérée comme relativement stable dans les conditions anoxiques mais s'oxyde en présence d'oxygène, libérant ainsi de l'arsenic sous forme dissoute, des sulfates, du fer et une acidité variable selon les minéraux accessoires présents (Craw et al., 2003 ; Walker et al., 2009a, b). Dans des systèmes soumis à des conditions redox transitoires, la contribution relative de la löllingite peut toutefois devenir dominante en raison de sa cinétique d'oxydation plus rapide, favorisant une libération prolongée d'arsenic dissous (Battistel et al., 2021). L'orpiment, bien que moins commun, est également une source potentielle d'arsenic mobile, particulièrement sensible à l'oxydation (Lengke & Tempel, 2003).

La scorodite est souvent décrite comme une phase secondaire relativement stable pouvant précipiter dans des conditions oxydantes et acides. Sa solubilité augmente néanmoins à pH élevé ou en présence de ligands complexants comme le phosphate ou les acides organiques, limitant ainsi son efficacité à piéger durablement l'arsenic (Krause & Ettel, 1989 ; Paktunc et Bruggemen, 2010).

Un autre minéral porteur d'arsenic, moins étudié mais pertinent dans certains contextes miniers, est la gersdorffite (NiAsS), un sulfarséniure de nickel. Ce minéral peut être présent dans les stériles de mines polymétalliques ou aurifères à nickel. Sa structure cristalline est similaire à celle de l'arsénopyrite, mais sa réactivité à l'oxydation diffère en raison de la substitution du fer par le nickel. Plusieurs travaux indiquent que la gersdorffite peut libérer de l'arsenic lors de son altération

oxydative, bien que la cinétique et les produits secondaires puissent différer, par exemple par la formation de phases riches en nickel comme l'annabergite ($\text{Ni}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) (Chopard, 2016 ; Bondu, 2017).

Ainsi, l'identification des minéraux porteurs d'arsenic présents dans les stériles miniers constitue une étape clé pour évaluer le risque de mobilisation de l'arsenic (Bowell et al., 2014 ; Chopard, 2016 ; Bondu, 2017), en particulier dans les environnements à pergélisol où les processus d'oxydation, bien que ralentis, restent actifs.

2.1.4.2 Influence de la température et de la granulométrie

La libération de l'arsenic à partir de minéraux arséniés est contrôlée par un ensemble de facteurs physico-chimiques, parmi lesquels la température et la granulométrie jouent un rôle majeur (Stumm et Morgan, 1996 ; Langmuir, 1997 ; Lottermoser, 2010). De manière générale, la température influence directement les constantes de vitesse des réactions d'oxydation et de dissolution des minéraux sulfurés et arsénifères, en modifiant leur énergie d'activation et la cinétique des réactions de surface (Stumm et Morgan, 1996 ; Lengke et Tempel, 2005 ; Plante et al., 2021a). Parallèlement, la granulométrie conditionne le degré de libération des minéraux et leur surface spécifique réactive, la porosité et la circulation des fluides, influençant ainsi l'intensité et la durée des interactions eau-minéral (Langmuir, 1971, 1997 ; Lottermoser, 2010 ; Mbonimpa et al., 2021). Dans le cas des rejets miniers, la température agit sur les constantes de vitesse des réactions d'oxydation des minéraux sulfurés contenant ou non de l'arsenic, tels que la pyrite, la pyrrhotite et l'arsénopyrite, en modifiant leur énergie d'activation (Tableau 2.2). Les valeurs d'énergies d'activation rapportées dans la littérature pour ces sulfures indiquent que leurs réactions d'oxydation sont majoritairement contrôlées par des processus de surface (Lengke et Tempel, 2005).

Tableau 2.3 : Énergies d'activation de l'oxydation de sulfures en fonction du pH et de la température.

Minéral	pH	Température (°C)	Ea (kJ.mol ⁻¹)	Références
Pyrite	1,9 – 3,9	20 - 40	57	McKibben et Barnes (1986)
	3,8 – 5,2	10 - 30	52	Diamadi (1989)
	7 - 8	3 - 25	88	Nicholson et al. (1988)
	8	10 - 55	83,4	Hood (1991)
	-	0 - 20	95	Boulanger-Martel et al. (2021)
Pyrrhotite	2,75	25 - 45	47,5 - 63	Janzen et al. (2000)
	2	10 - 33	58,1	Nicholson et Scharer (1994)
	4	10 - 33	52,4	Nicholson et Scharer (1994)
	6	10 - 33	100,4	Nicholson et Scharer (1994)
	-	-6 – 20	60 – 124	Coulombe (2012) Larochelle et al. (2024)
Arsénopyrite	2	0 - 25	18	Blowes et al. (2014)
	2	25 - 60	-6	Blowes et al. (2014)

La granulométrie, extrêmement variable dans une halde à stérile (allant de quelques micromètres à plusieurs mètres - Blowes et al., 2003 ; Amos et al., 2015 ; Bailey et al., 2016), est reconnue comme étant un des facteurs majeurs contrôlant la réactivité des rejets (Erguler and Kalyoncu Erguler, 2015 ; Elghali et al., 2018). Elle influence la lixiviation de l'arsenic par son effet sur la surface spécifique et la porosité du matériau (Langmuir, 1971 ; Blowes et al., 2003 ; Lapakko et al., 2006 ; Mbonimpa et al., 2009 ; Blowes et al., 2014 ; Chopard et al., 2015). Des particules plus fines présentent une surface de contact plus importante avec les fluides interstitiels, facilitant l'oxydation/dissolution des minéraux arsénifères et la libération d'arsenic dans la solution. Ce phénomène est amplifié dans les matériaux ayant une forte porosité et une faible perméabilité, qui retiennent plus longtemps l'eau dans le milieu, créant ainsi des micro-environnements propices aux réactions redox. Par ailleurs, les travaux expérimentaux d'Elghali et al. (2019) ont mis en évidence l'influence marquée de la granulométrie sur la libération de différents sulfures métalliques, notamment la chalcopryrite, la galène et la sphalérite. Leur étude démontre qu'en dessous d'une taille de particules de 75 µm, l'activité oxydative devient significative, alors qu'elle devient négligeable au-delà de 2,4 mm. Ces observations, bien que réalisées sur des minéraux dépourvus d'arsenic, pourraient être transposées aux arséno-sulfures du fait des mécanismes similaires de dissolution en conditions oxydantes.

La compréhension fine des mécanismes de libération de l'arsenic en fonction des caractéristiques physico-chimiques des stériles, notamment leur température et leur granulométrie, constitue un prérequis essentiel à l'élaboration de stratégies de restauration efficaces. Ces connaissances alimentent la conception de recouvrements miniers adaptés, visant à limiter la mobilisation de l'arsenic dans des contextes climatiques nordiques (Lottermoser, 2010).

2.2 Méthode de restauration minière en région de pergélisol

2.2.1 Principes généraux de la restauration des sites miniers

En climat tempéré ou sec, les techniques de restauration minière visent essentiellement à contrôler les écoulements hydriques et à limiter la migration de l'oxygène vers les zones réactives des rejets miniers afin de minimiser la génération de drainage minier acide (DMA) ou de drainage neutre contaminé (DNC) (Aubertin et al., 2002a ; MEND, 2004d ; Aubertin et al., 2015). Contrairement aux régions nordiques, le pergélisol ne peut être utilisé comme barrière thermique naturelle. La restauration repose donc principalement sur la mise en place de recouvrements multicouches ou de cellules étanches permettant une gestion passive ou semi-active des contaminations. Il existe deux types principaux de recouvrement pour la restauration : ceux limitant la migration d'oxygène et ceux limitant les infiltrations d'eau.

2.2.1.1 Contrôle de la migration de l'oxygène :

Une stratégie employée pour limiter la migration d'oxygène est celle des recouvrements avec effet de barrière capillaire (CEBC). Cette technique s'est avérée efficace comme barrière à l'oxygène pour des résidus miniers générateurs de DMA ou de DNC (Aubertin et al., 1999 ; Aubertin et al., 2002b ; Dagenais et al., 2002 ; Bussière et al., 2003b ; Bussière et al., 2004 ; Dagenais et al., 2005 ; Bussière et al., 2007 ; Demers et Pabst, 2021). Ce système consiste à superposer une couche de matériaux fins à faible perméabilité (souvent argileuse ou silteuse) entre deux couches de matériaux grossiers à forte perméabilité (sable, gravier). Le contraste entre les propriétés hydriques des deux couches favorise la saturation en eau de la couche fine, ce qui limite la diffusion d'oxygène vers les résidus sous-jacents (Collin et Rasmuson, 1988 ; Nicholson et al., 1989 ; Yanful, 1993 ; Aubertin et al., 1997, Aubertin et al., 1999 ; Bussière et al., 2003a ; Bussière et al., 2004 ; Bussière et al., 2006 ; Bussière et al., 2007). Cette barrière à l'oxygène ralentit significativement les réactions

d'oxydation des sulfures métalliques, responsables de la libération de contaminants. L'efficacité de cette méthode dépend fortement du maintien de l'humidité dans la couche fine et de l'intégrité physique du recouvrement (Demers et Pabst, 2021).

La technique de recouvrement en eau qui vise à submerger les résidus miniers sous 1 à 2 mètres d'eau limite l'apport en oxygène, puisque la diffusion est 10 000 fois plus lente dans l'eau que dans l'air (Yanful et Verma, 1999 ; Davé et al., 2003 ; Romano et al., 2003 ; Awoh et al., 2013b ; Awoh et al., 2021). Initialement pratiquée en milieux naturels (mers, lacs), elle est désormais confinée à des bassins artificiels pour réduire les impacts écologiques. Sa mise en œuvre implique la construction de digues étanches, profitant idéalement de la topographie du site (MEND, 1989, 1995, 1997, 2001a). Bien que très efficace en théorie, cette méthode présente des défis majeurs : garantir la stabilité à long terme des digues (plus de 100 ans), maintenir un bilan hydrique positif pour éviter l'assèchement, et limiter les effets des vagues qui peuvent réintroduire de l'oxygène et favoriser l'oxydation des résidus (Adu-Wusu et al., 2001 ; Aubertin et al., 2002b).

Fonctionnant sur le même principe d'exclusion de l'oxygène, la technique de la nappe phréatique surélevée consiste à maintenir un haut degré de saturation ($> 85\%$) dans les résidus miniers, en utilisant la remontée capillaire de la nappe phréatique (MEND, 1996c ; Aubertin et al., 1999 ; Ouangrawa et al., 2006 ; Ouangrawa, 2007 ; Demers, 2008 ; Ouangrawa et al., 2009 ; Ethier et al., 2013, 2014, Pabst, 2021). Cette saturation limite l'apport en oxygène et donc l'oxydation des minéraux sulfurés. Pour être efficace, le niveau de la nappe doit rester sous la moitié de la hauteur d'entrée d'air (AEV) des résidus (Aubertin et al., 2002 ; Bussière et al., 2003a, b ; Pabst, 2021). Divers moyens permettent de contrôler ce niveau : gestion du bilan hydrique, amélioration des propriétés capillaires des matériaux ou mise en place de structures hydrauliques (MEND, 1996c). Cette méthode est généralement combinée à un recouvrement monocouche de plus de 30 cm, dont les caractéristiques (granulométrie, AEV, perméabilité) sont choisies selon les objectifs visés : infiltration accrue ou isolement des résidus vis-à-vis de l'atmosphère (Ouangrawa et al., 2006 ; Ouangrawa, 2007).

2.2.1.2 Contrôle des infiltrations d'eau :

Le recouvrement à faible conductivité hydraulique, aussi appelé recouvrement imperméable, vise à limiter l'infiltration de l'eau et donc l'oxydation des résidus miniers. Il est composé d'une ou plusieurs couches de matériaux à très faible perméabilité (conductivité hydraulique saturée $< 10^{-6}$

à 10^{-8} cm/s) sur une épaisseur typique de 50 à 100 cm (Chapuis, 1990a, b). Ce type de barrière réduit la percolation de l'eau et la disponibilité de l'oxygène dans les zones réactives. Une couche de protection, souvent végétalisable, est ajoutée en surface. Des variantes intègrent des couches de matériaux à forte conductivité hydraulique, soit à la base pour limiter les remontées capillaires de lixiviats, soit entre les couches pour améliorer le drainage (Dwyer, 2003). Pour renforcer l'effet barrière, des matériaux comme les géomembranes ou les géocomposites bentonitiques (conductivité $< 10^{-9}$ m/s) peuvent être ajoutés afin d'empêcher tout mouvement vertical d'eau (Aubertin et al., 2016, Chevé, 2019 ; Maqsoud et al., 2021 ; Rarison, 2021 ; Rarison et al., 2023). Ces systèmes sont particulièrement efficaces dans les contextes humides où la maîtrise du flux hydrique est cruciale. Cependant, leur efficacité à long terme reste à être démontrée (Aubertin et al., 2016 ; Maqsoud et al., 2021).

Enfin, le recouvrement évapo-transpirant, ou système « store and release », est conçu pour les climats arides ou semi-arides où l'évaporation dépasse largement les précipitations. Son principe repose sur le stockage temporaire des eaux météoriques dans une couche de sol, suivie de leur évaporation lors des périodes sèches (Khire et al., 1999 ; Albright et al., 2004 ; Bossé, 2014 ; Bossé et al., 2015 ; Knidiri et al., 2017 ; Bussière et Wilson, 2021). Ce type de recouvrement limite ainsi l'infiltration d'eau vers les résidus miniers. Il peut être constitué d'une couche unique épaisse (1 à 2 m) de matériaux ayant un bon potentiel d'emménagement et de relargage (Bussière et Wilson, 2021), ou intégrer une barrière capillaire à sa base, formée de matériaux grossiers à faible AEV et forte perméabilité, pour maximiser le stockage de l'eau en surface tout en bloquant les remontées capillaires de contaminants (Zhan et al., 2001, Bossé et al., 2013 ; Bossé, 2014 ; Bossé et al., 2015 ; Knidiri et al., 2016). Cette configuration permet de réduire l'épaisseur nécessaire de la couche de stockage à environ 0,5 à 1 m. Ce type de recouvrement est particulièrement adapté aux régions sèches, mais sa performance dépend fortement du climat, particulièrement de la répartition des précipitations et de l'évaporation durant l'année (Bussière et Wilson, 2021).

Si les approches précédentes ont démontré leur efficacité en climat tempéré ou aride, elles ne sont pas directement transposables aux milieux nordiques. Dans ces environnements, la présence du pergélisol modifie profondément la dynamique hydrique et thermique des recouvrements. Une stratégie alternative dans les climats favorisant un pergélisol continu consiste à maintenir ou favoriser la présence de pergélisol dans les rejets miniers, en misant sur des recouvrements isolants

conçus pour limiter les apports de chaleur et stabiliser la température en profondeur. La section suivante aborde ce type de recouvrement.

2.2.2 Restauration en contexte de pergélisol continu

En climat nordique, la restauration minière est confrontée à des défis particuliers liés à la présence du pergélisol, à l'isolement géographique des sites et aux conditions climatiques rigoureuses, qui compliquent la construction et la logistique (Bussière et Haley, 2010 ; Ford et al., 2010 ; Pearce et al., 2011 ; MEND, 2012). Si les techniques classiques peuvent être utilisées, lorsqu'adaptées, dans ces contextes (au Nunavut, Yukon et dans les Territoire du Nord-Ouest notamment), le recouvrement isolant est la seule méthode spécifiquement conçue pour les climats froids et qui est mise en œuvre à grande échelle pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers tels les parcs à résidus miniers et les haldes à stériles (Bussière et Haley, 2010 ; Larochelle et al., 2024). D'autres approches adaptées aux environnements arctiques, comme la couverture isolante avec effet de barrière capillaire (CIEBC) (Boulanger-Martel et al., 2016, 2021 ; Lessard et al., 2018) ou la couverture avec bris capillaire de déviation saisonnière de l'eau (Stähli, 2006 ; Barbour et al., 2011 ; MEND, 2012), sont en développement mais restent marginales. La suite de cette section présente le fonctionnement et les contraintes des recouvrements isolants.

2.2.2.1 Recouvrement isolant :

Le recouvrement isolant constitue la principale méthode de restauration actuellement mise en œuvre en contexte de pergélisol continu (Boulanger-Martel et al., 2021). Il repose sur le dépôt d'une épaisse couche de matériaux non réactifs directement au-dessus des rejets miniers afin de favoriser l'aggradation ou le maintien du pergélisol, réduisant ainsi la réactivité géochimique des sulfures (MEND, 1993a ; Elberling et al., 2000 ; MEND, 2010b). Tel que mentionné précédemment, cette faible réactivité s'explique par l'inhibition des processus biogéochimiques sous des températures constamment négatives, généralement entre 0 et -6°C selon les résidus (Elberling, 2001 ; Boulanger-Martel et al., 2020a, 2021). L'efficacité du système repose sur le confinement de la couche active (partie du sol qui dégèle en été) à l'intérieur du recouvrement (Figure 2.3), ce qui nécessite une épaisseur suffisante et une planification adaptée, notamment une

installation en hiver pour profiter du gel des matériaux et faciliter la circulation des engins (Government of Nunavut, 2012).

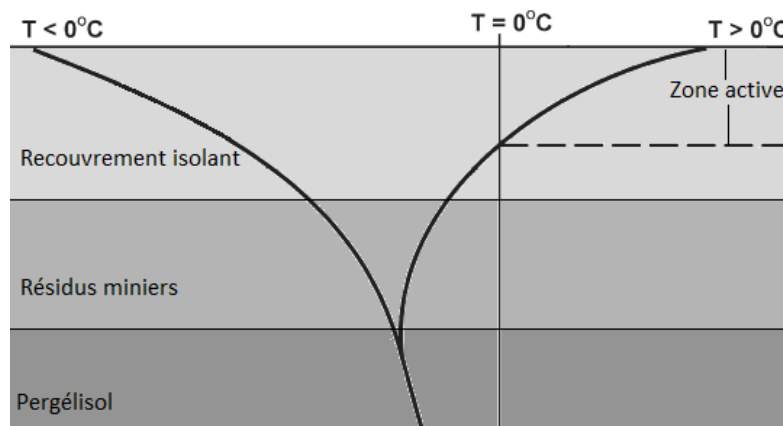


Figure 2.3 : Schéma de la technique de recouvrement isolant (inspiré de Boulanger-Martel et al., 2021).

Le recouvrement agit ainsi sur les régimes thermique et hydrogéologique du dépôt, avec une efficacité renforcée en conditions saturées. Toutefois, sa performance dépend fortement des propriétés des résidus et de l'évolution climatique future, d'où la nécessité d'une évaluation de sa stabilité à long terme dès la conception (Coulombe, 2012 ; Boulanger-Martel et al., 2020b).

Diverses configurations de recouvrements isolants ont été explorées dans la littérature, en réponse à la variabilité des sites nordiques et à la disponibilité locale des matériaux. Les systèmes peuvent être composés d'une seule couche de matériaux grossiers ou de plusieurs couches superposées combinant matériaux fins et grossiers. Les matériaux fins sont souvent privilégiés pour leur capacité à atteindre un haut degré de saturation et à fournir une meilleure isolation thermique par unité d'épaisseur (MEND, 1993a ; 2009), mais leur rareté en région nordique oblige souvent à recourir à des matériaux grossiers ou à des stériles inertes en plus grande épaisseur (Elberling, 2001 ; MEND, 2004b ; Coulombe, 2012 ; Boulanger-Martel et al., 2021). Dans certains cas, la convection thermique naturelle dans les matériaux très perméables peut également contribuer au refroidissement des résidus, à condition que le matériau présente une perméabilité intrinsèque $> 10^{-7} \text{ m}^2$, une faible saturation et une granulométrie adaptée ; ce phénomène est beaucoup plus présent dans des matériaux installés en pente (Johansen, 1975 ; Arenson et Sego, 2007 ; MEND, 2010b).

En pratique, les designs varient selon les objectifs et les contraintes du site. Un recouvrement monocouche en matériaux grossiers (till, graviers, stériles NPAG) favorise la conduction thermique, tandis qu'un design bicouche incluant une zone de chaleur latente en matériaux fins (tills, résidus désulfurés) permet de réduire l'épaisseur totale requise pour atteindre la température cible (Boulanger-Martel et al., 2021). Enfin, certains designs exploitent la convection thermique hivernale en intégrant des couches très perméables ou combinées à des couches isolantes ou de chaleur latente (Arenson et Sego, 2007 ; Pham, 2013) (Figure 2.4).

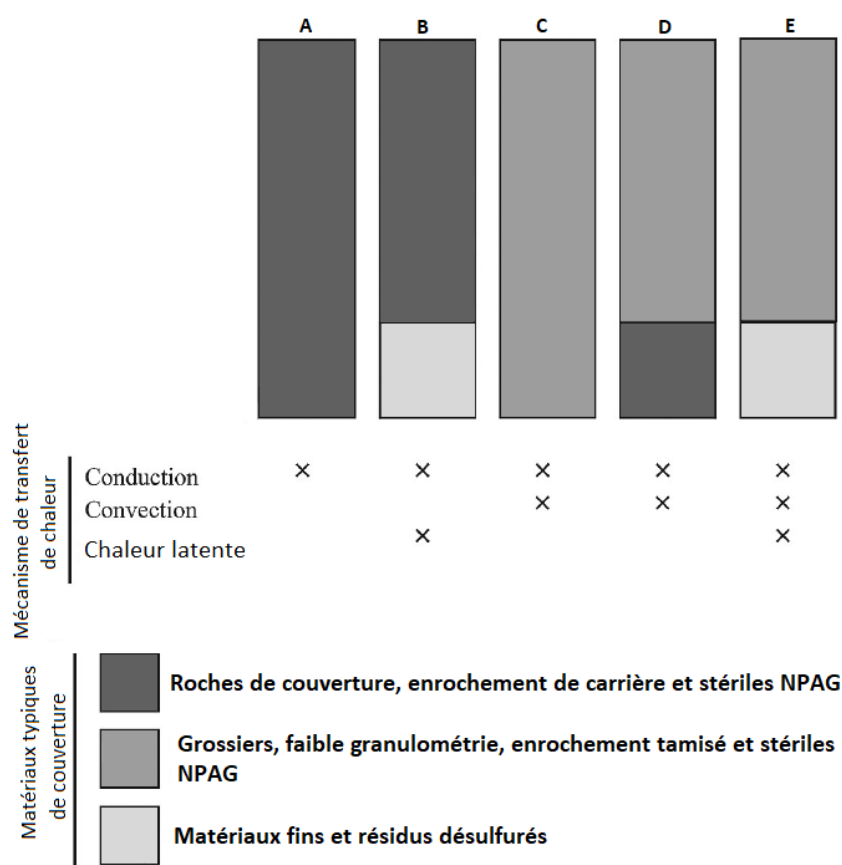


Figure 2.4 : Représentation schématique de plusieurs designs de recouvrement isolant (modifié d'après Boulanger-Martel et al., 2021).

Ces stratégies visent toutes un double objectif : contenir la couche active et maintenir la température des résidus sous le seuil critique de réactivité (typiquement entre -2 et -6 °C). Par le fait même, l'eau étant en grande partie sous forme de glace, le transport des contaminants par la phase aqueuse se voit réduit de façon drastique ce qui diminue grandement les risques que le DMA se propage

dans l'environnement. Des exemples d'applications de recouvrements isolants en contexte minier sont présentés au Tableau 2.3.

Tableau 2.4 : Cas d'application documentés de recouvrements isolants en climat nordique.

Type de recouvrement	Paramètres contrôlés	Cas d'application	Références
Recouvrement isolant	Température	Rankin Inlet (Nunavut)	Erickson (1995) Meldrum (1988) Meldrum et al. (2001)
		Nanisivik (Nunavut)	MEND (2004) Elberling (1998, 2001, 2005) Kyhn et Elberling (2001) Claypool et al. (2009) Cassie (2015)
		Raglan (Québec)	Coulombe (2012) Boulanger-Martel (2019) Larochelle et al. (2024)
		Diavik (Territoires du Nord-Ouest)	Pham (2013) Smith et al. (2013a)
		Ekati (Territoires du Nord-Ouest)	Stevens et al. (2018)
		Mary River (Nunavut)	Stevens et al. (2018)
		Meadowbank (Nunavut)	Boulanger-Martel (2019) Poirier (2019) Boulanger-Martel et al. (2020a)
		Amaruq (Nunavut)	Agnico Eagle Mines Limited (AEM) 14 (2024)

2.2.2.2 Facteurs d'influence de la performance :

La performance des recouvrements thermiques dépend de plusieurs facteurs clés, dont l'épaisseur du recouvrement, les propriétés des matériaux, les conditions thermiques du sol et les effets du changement climatique.

Le facteur ayant sûrement le plus d'influence sur le comportement thermique d'un recouvrement isolant et donc sur sa performance est l'épaisseur du recouvrement. En effet, plus l'épaisseur est grande, plus les températures maximales et minimales observées à l'interface recouvrement/résidus diminuent et plus la profondeur de dégel se situe loin de l'interface (Boulanger-Martel et al., 2021) (Figure 2.5). Dans les systèmes avec convection, une augmentation d'épaisseur accentue le

refroidissement des résidus et renforce l'indice de gel du sol (Pham, 2013 ; Boulanger-Martel et al., 2021).

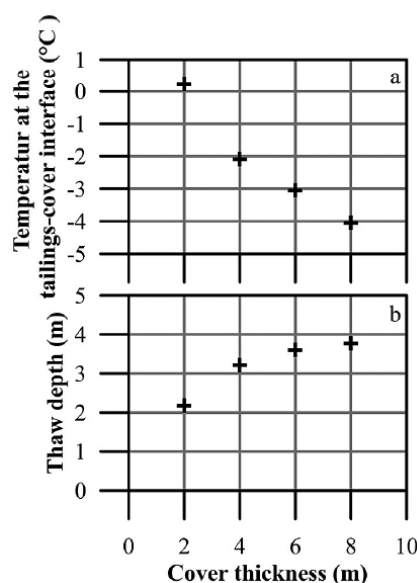


Figure 2.5 : Effet de l'épaisseur du recouvrement sur la température observée à l'interface résidus/recouvrement (Boulanger-Martel et al., 2021).

Les propriétés des matériaux de couverture sont également déterminantes. La propriété principalement responsable des variations de comportement thermique et de la performance d'un recouvrement est la conductivité thermique du matériau (Boulanger-Martel et al., 2021). En effet, plus elle est faible, meilleure est l'isolation. Cependant, elle est elle-même très sensible à d'autres facteurs comme le degré de saturation du matériau, l'état de l'eau interstitielle ainsi que la porosité (Côté et Konrad, 2005a, b, 2009). D'autres propriétés comme la perméabilité intrinsèque, surtout dans les couches de convection, ou la teneur en eau (par effet de chaleur latente), influencent également la température à l'interface et la profondeur de dégel (MEND, 2004 ; Pham, 2013 ; Boulanger-Martel, 2019).

D'autres paramètres telles que les températures de l'air, de la surface du sol, la couverture neigeuse et les infiltrations d'eau modulent l'équilibre thermique du sol et donc influencent la performance des recouvrements isolants. La couverture neigeuse agit comme isolant, tandis que les infiltrations apportent de la chaleur, bien que leur effet soit limité en pergélisol continu. La température de surface du sol, bien que difficile à mesurer, est cruciale pour le régime thermique des recouvrements.

Le réchauffement climatique prévu (entre +2 et +10 °C) (Bresson et Roy, 2018 ; Bush et Lemmen, 2019) risque d'augmenter durablement la température des résidus au-delà de la température cible, réactivant les processus de DMA ou DNC. La robustesse à long terme des designs de recouvrement doit donc être anticipée dès la conception pour limiter les risques de dégradation des performances.

2.2.3 Limites et robustesse des recouvrements isolants

Les recouvrements thermiques, bien qu'adaptés aux climats nordiques, présentent certaines limites liées à la dynamique du sol en milieu froid. Les cycles annuels de gel/dégel peuvent induire des fissures, des mouvements différentiels ou des variations de saturation, altérant la structure du recouvrement et réduisant son efficacité à long terme (MEND, 2004b ; Boulanger-Martel, 2019 ; Larochelle et al., 2024). La profondeur de la couche active – portion du sol qui dégèle chaque été – constitue un facteur critique : si elle atteint les résidus sous-jacents, elle peut entraîner leur réchauffement, favoriser la mobilité des contaminants et compromettre la stabilité chimique visée (Elberling, 2001 ; Coulombe, 2012 ; Boulanger-Martel et al., 2020b ; Larochelle et al., 2024). Les changements climatiques projetés, notamment l'augmentation de la température moyenne de l'air et des précipitations, pourraient accentuer ces phénomènes. Une élévation durable de la température pourrait faire reculer le pergélisol, réduire l'efficacité de l'isolant thermique et entraîner un dépassement de la température cible dans les résidus, réactivant ainsi les processus d'oxydation (CNRS, 2019 ; Boulanger-Martel et al., 2021 ; Larochelle et al., 2024). Une hausse des précipitations pourrait également accroître les infiltrations, accélérer les transferts de chaleur et d'oxygène vers les résidus et conduire à une saturation variable du recouvrement (Boulanger-Martel et al., 2021 ; Mbonimpa et al., 2021). Ces perturbations physiques et hydriques peuvent compromettre les mécanismes de contrôle prévus, notamment en réduisant la capacité du recouvrement à limiter l'accès à l'oxygène ou à maintenir les températures sous le seuil critique. Une efficacité réduite du recouvrement pourrait alors entraîner la remobilisation des contaminants tels que l'arsenic, avec un risque de contamination des eaux de surface ou souterraines (Elberling, 2005 ; Boulanger-Martel et al., 2021).

Malgré les progrès réalisés en matière de conception de recouvrements, leur efficacité à long terme, notamment en contexte nordique, demeure étroitement liée à la compréhension fine des processus de relargage des contaminants. Il est donc essentiel de compléter l'étude des techniques de restauration par une approche expérimentale rigoureuse, permettant de quantifier les flux de

contaminants en conditions contrôlées. Ces essais de lixiviation, réalisés en laboratoire, visent à reproduire de manière simplifiée les mécanismes de transport et de dissolution observés sur le terrain, tout en isolant les facteurs clés tels que la température, la granulométrie ou la composition minéralogique.

2.3 Méthodologies expérimentales pour prédire le risque de contamination des eaux minières

2.3.1 Essais statiques

Les essais statiques constituent une étape essentielle pour évaluer le potentiel de génération de contaminants des matériaux miniers (Price et Kwong, 1997 ; Bouzahzah et al., 2014 ; Plante et al., 2021b). Parmi eux, les tests d'Acid-Base Accounting (ABA), tels que définis par Lawrence et Scheske (1997), ont été initialement développés pour prédire le potentiel de génération de DMA, en estimant le potentiel acide (AP), basé sur la teneur en soufre sulfure, et la capacité de neutralisation (NP), dérivée du carbone inorganique. Ces deux paramètres sont utilisés pour classer les matériaux comme potentiellement générateurs d'acide (PAG), non générateurs (NPAG) ou indéterminés, selon des seuils critiques comme le $NPR = NP/AP$, ou le $NNP = NP - AP$, avec une zone d'incertitude pour les matériaux se situant entre $NPR = 1$ et 2 ou $NNP \pm 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ (MEND, 2009 ; Plante et al., 2021b).

Les résultats sont généralement représentés dans un graphique NP vs. AP permettant une classification visuelle claire (figure 2.6). Cette représentation distingue les domaines NPAG ($NPR > 2$), PAG ($NPR < 1$), et une zone d'incertitude intermédiaire (MEND, 2009 ; Plante et al., 2021b).

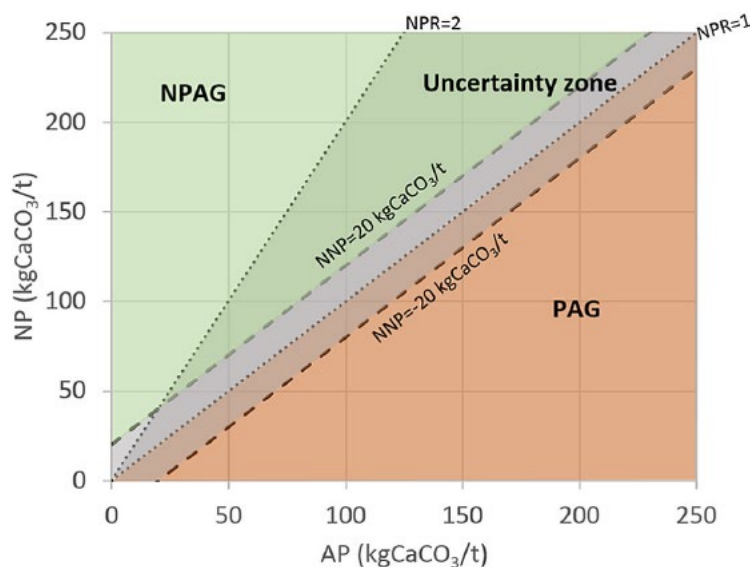


Figure 2.6: Critères utilisés pour l'interprétation des résultats du test de Sobek (Plante et al., 2021b).

Par ailleurs, afin d'identifier la nature du soufre présent dans les matériaux, des analyses complémentaires basées sur la méthode de Sobek et al. (1978) peuvent être réalisées. Cette méthode permet de distinguer le soufre total, le soufre sulfate, et le soufre sulfure, afin d'évaluer plus précisément le potentiel acide réel (MEND, 2009 ; Plante et al., 2012 ; Bouzahzah et al., 2014). Les analyses soufre-carbone couplées à ces essais permettent ainsi une meilleure discrimination entre les formes de soufre et d'affiner l'interprétation des résultats ABA.

Malgré leur utilité pour une première classification des matériaux, les essais ABA et les analyses soufre-carbone présentent plusieurs limites notables (MEND, 2009 ; Plante et al., 2021b). Ils ne tiennent pas compte des dynamiques hydriques (infiltration, percolation) ni des variations thermiques qui influencent fortement les processus de lixiviation sur le terrain. Ces tests sont réalisés en conditions statiques et ne permettent pas d'estimer les cinétiques de libération des contaminants dans le temps, ni leur mobilité réelle (Lapakko, 2002 ; MEND, 2009 ; Plante et al., 2021b). De plus, la taille réduite de l'échantillon testé ne permet pas une représentativité correcte de l'échelle de terrain (MEND, 2009). Par conséquent, ils ne suffisent pas à prédire de manière fiable le comportement environnemental des résidus miniers, en particulier dans des contextes climatiques complexes comme les environnements subarctiques où les gradients de température et d'humidité jouent un rôle déterminant (Boulangier-Martel, 2019).

Dans ce contexte, bien que les essais ABA aient été conçus pour la prédiction du DMA, ils sont également utilisés pour l'évaluation du DNC (Dold, 2010), en l'absence de méthodes statiques normalisées spécifiquement dédiées à la prédiction de la mobilisation des contaminants en conditions non acides (MEND, 2009 ; Plante et al., 2021b). Cette utilisation repose sur l'hypothèse que l'identification du potentiel acide et de la capacité de neutralisation fournit une première indication du comportement géochimique global des matériaux, même lorsque la génération d'acidité est limitée (Bouzahzah et al., 2014).

Toutefois, plusieurs travaux récents ont montré que cette approche demeure insuffisante pour prédire la libération des contaminants en conditions de drainage neutre, notamment pour des éléments tels que l'arsenic, dont la mobilité est contrôlée par des mécanismes distincts de la génération d'acidité (Smedley & Kinniburgh, 2002 ; Nordstrom, 2011). Bien que de nouvelles approches expérimentales visant à mieux caractériser le DNC — intégrant notamment des essais cinétiques modifiés et la prise en compte des capacités de sorption — soient actuellement en développement, celles-ci ne sont pas encore intégrées dans des protocoles normalisés (Marmier et al., 2025a, 2025b ; MEND, 2009). En conséquence, les essais ABA et les analyses soufre-carbone demeurent aujourd'hui des outils de première évaluation, dont l'interprétation doit impérativement être complétée par des essais cinétiques et des approches expérimentales plus représentatives des conditions de terrain.

2.3.2 Essais cinétiques en colonnes

Les essais cinétiques constituent des outils essentiels pour évaluer le comportement géochimique à long terme des rejets miniers dans des conditions contrôlées. Différents types d'essais cinétiques peuvent être utilisés, notamment les essais en colonnes, en cellules d'humidité, les mini-cellules d'altération, les flacons agités ou encore les extracteurs de Soxhlet, chacun présentant des conditions d'altération et des niveaux d'agressivité variables (Villeneuve, 2004 ; MEND, 2009). Ces essais visent à reproduire, de manière plus ou moins accélérée, les processus d'altération des matériaux et à suivre l'évolution des paramètres géochimiques dans les effluents au cours du temps, permettant ainsi une meilleure évaluation du comportement à long terme des rejets miniers (Villeneuve, 2004 ; MEND, 2009). Toutefois, en raison de la taille des particules étudiées et de la nécessité de représenter de manière réaliste les processus d'infiltration, de transport et d'évolution des conditions géochimiques, les essais en colonnes sont généralement considérés comme les plus

représentatifs du comportement des stériles miniers (MEND, 2009). Ainsi, le présent travail s'appuie exclusivement sur les essais en colonnes, qui constituent l'approche retenue et détaillée dans la suite de ce paragraphe.

Les essais cinétiques en colonnes constituent une méthode de référence pour simuler, à une échelle contrôlée au laboratoire, les processus hydrogéochimiques affectant les stériles miniers exposés aux conditions environnementales. Contrairement aux tests statiques, ces essais permettent de reproduire la dynamique de l'infiltration, les gradients redox, les variations thermiques (y compris les cycles gel/dégel), et l'évolution des effluents dans le temps. Ils ont largement été utilisés dans des contextes de recherche sur la mobilité de contaminants ainsi que sur la génération de DMA (MEND, 1991 ; Aachib et al., 1994 ; Morin et Hutt, 1997 ; Bussière et al. 2004 ; Demers et al., 2017 ; Larochelle et al., 2019 ; Boulanger-Martel et al., 2020a ; Genty et al., 2020 ; Plante et al., 2021b).

Sur le plan technique, bien que les procédures ne soient pas entièrement standardisées, plusieurs recommandations sont proposées, notamment par la norme ASTM D4874 (ASTM, 2014), le rapport MEND (1991) et le groupe Prediction Workgroup de l'ADTI (2000). Un principe fondamental est que le diamètre de la colonne doit être au minimum six à dix fois supérieur à la taille maximale des particules du matériau testé, afin de limiter les effets de bordure et d'assurer un écoulement plus homogène (MEND, 1991 ; ASTM, 2014). En pratique, les colonnes sont souvent réalisées avec des tubes de plexiglas ou autre de 14 à 30 cm de diamètre, imposant une granulométrie maximale allant de 1,4 à 5 cm, respectivement. La base de la colonne est généralement équipée d'un disque céramique poreux ou d'un géotextile pour permettre le drainage, tout en retenant les particules solides.

Ces colonnes peuvent subir différents types de lixiviation. La lixiviation peut se passer en un seul rinçage en une seule fois ou bien par goutte à goutte sur une plus longue durée ; avec de l'eau déionisée ou une solution plus spécifique. Le volume d'eau appliqué sur la colonne est basé sur les objectifs des essais : il peut être calculé en fonction de la pluviométrie d'une localisation précise ou bien il peut varier dans le temps afin d'observer les changements géochimiques qu'un évènement extrême pourrait induire. Il est généralement ajouté directement par le haut de la colonne ou bien par saturation complète par le bas de la colonne. La récupération de ces eaux de

lixiviation se fait généralement par gravité au bas de la colonne ou bien grâce à l'utilisation d'une pompe péristaltique lorsque cette dernière n'est pas suffisante (MEND, 1991).

Ces colonnes peuvent être instrumentées avec des capteurs multiparamètres (température, humidité, conductivité, oxygène, succion, etc.), intégrées à des systèmes de contrôle de la température (coils chauffants, isolation thermique ou encore chambre froide) (Figure 2.7) (Aachib et al., 1994 ; Bussière et al., 2004 ; Larochelle et al., 2019 ; Mbonimpa et al., 2003, 2011). Ce niveau de contrôle permet de simuler différents scénarios environnementaux tels que l'infiltration naturelle, la saturation intermittente ou les conditions de pergélisol. Des dispositifs expérimentaux avancés permettent également de tester des mesures de restauration comme les recouvrements CEBC, recouvrement en eau, recouvrement isolant, etc. (Bussière et al., 2004 ; Boulanger-Martel et al., 2021 ; Clément et al., 2026 ; El Affani et al., 2025).

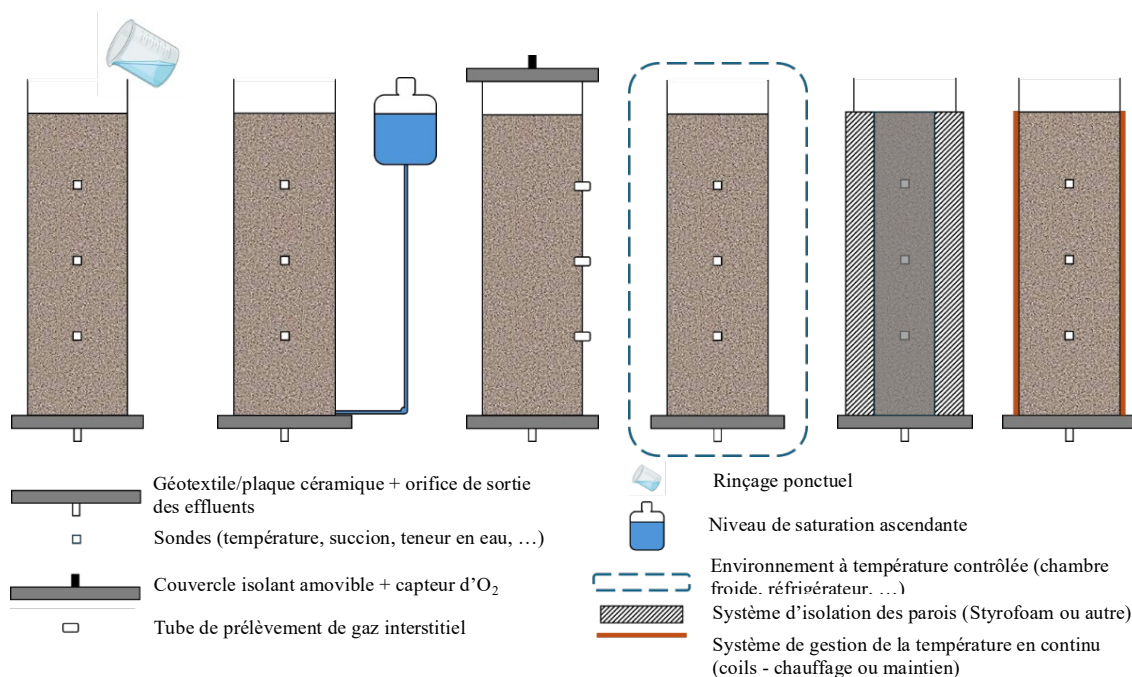


Figure 2.7 : Schématisation de différents types de montage que l'on peut rencontrer souvent : lixiviation par le haut, saturation par le bas, essai de consommation d'oxygène, isolation dans un environnement à température contrôlée, isolation thermique des parois, coils chauffant.

Plusieurs études ont également démontré que les essais cinétiques en colonnes présentent une bonne reproductibilité ; les résultats obtenus à partir de colonnes répliquées appartiennent à une même famille statistique, malgré la variabilité inhérente aux matériaux naturels et aux conditions expérimentales (MEND, 2001 ; Demers, 2011).

2.3.2.1 Essais en condition de gel-dégel

Les essais de gel-dégel ont été conçus afin de reproduire, à l'échelle du laboratoire, les variations thermiques saisonnières auxquelles les stériles miniers sont soumis en climat subarctique. Ces conditions sont caractérisées par des phases prolongées à température négative, suivies de périodes de dégel (MEND, 2004 ; Elberling, 2001, 2005 ; Boulanger-Martel, 2019 ; Schudel et al., 2025).

À ce jour, peu d'études ont spécifiquement documenté des essais de gel-dégel appliqués aux stériles miniers. Toutefois, des travaux réalisés sur des résidus miniers et des matériaux sulfurés analogues fournissent un cadre conceptuel pertinent pour justifier cette approche. En particulier, les études de Meldrum et al. (2001) ainsi que celles de Schudel (2024) ont montré que, bien que les réactions d'oxydation soient fortement ralenties durant les phases gelées, elles reprennent rapidement lors du dégel, même à basse température, et peuvent contribuer de manière significative à la mobilisation des contaminants.

Les résidus et les stériles présentent des différences texturales et hydrogéologiques notables ; néanmoins, les mécanismes fondamentaux contrôlant les réactions d'oxydation des sulfures et la libération des contaminants demeurent comparables (Blowes et al., 2014 ; Amos et al., 2015). Les travaux réalisés sur les résidus miniers soumis à des cycles de gel-dégel ont montré que les réactions d'oxydation ne sont pas totalement interrompues durant le gel, la reprise des réactions lors du dégel constitue une phase critique pour la libération des éléments dissous, les cinétiques de réaction demeurent actives à des températures modérées, bien inférieures à la température ambiante (Boulanger-Martel, 2019).

De nombreux protocoles expérimentaux intègrent des phases de gel et de dégel afin de simuler les conditions environnementales rencontrées en climat nordique. Toutefois, les conditions thermiques associées à ces phases varient fortement d'une étude à l'autre, et aucun protocole standardisé ne semble émerger dans la littérature. Plusieurs travaux ont ainsi exploré l'influence des cycles de gel-dégel sur les processus hydrogéochimiques et la performance des systèmes de recouvrement, en mettant en évidence l'importance des conditions thermiques sur la disponibilité de l'eau et la cinétique des réactions (Elberling et al., 1994, 2001 ; Boulanger-Martel et al., 2015, 2016 ; Larochelle et al., 2019 ; Schudel, 2024). Dans ce contexte, la représentation des conditions de dégel constitue un enjeu important, notamment en environnement nordique où le réchauffement est

progressif et où les matériaux peuvent demeurer à des températures proches du point de congélation sur des périodes prolongées.

Malgré ces avantages, certaines limites doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats. La persistance des réactions à basse température : bien que ralenties, les cinétiques de réaction demeurent actives à basse température, les flux de contaminants mesurés durant les phases de dégel ne peuvent donc pas être attribués uniquement aux périodes à température négative, mais résultent de l'effet combiné des phases gelées et des périodes de dégel à basse température (Schudel, 2024). La contribution cumulative des phases de dégel : l'évaluation des essais de gel-dégel doit intégrer le fait que la libération des contaminants observée correspond à une exposition thermique équivalente à des cycles comprenant des températures négatives et positives (Boulanger-Martel et al., 2015, 2016).

2.3.2.2 Suivi et analyse des effluents

Le suivi des effluents issus des colonnes expérimentales constitue une étape essentielle pour interpréter les mécanismes de relargage et de transport des contaminants. Les principaux paramètres physico-chimiques mesurés incluent le pH, le potentiel d'oxydoréduction (Eh), la conductivité, ainsi que les concentrations dissoutes de métaux et métalloïdes d'intérêt environnemental tels que l'arsenic (As), le nickel (Ni), le fer (Fe), le zinc (Zn), le soufre sous forme de sulfate (SO_4^{2-}), et le carbone inorganique dissous (DIC) (Nordstrom et Alpers, 1999 ; Bussière et al., 2007 ; Lefebvre et al., 2001a ; Boulanger-Martel et al., 2020b ; Plante et al., 2021b).

La fréquence d'échantillonnage est un facteur critique pour obtenir une représentation fidèle de la cinétique de lixiviation. Un suivi bimensuel à mensuel est généralement recommandé, notamment lors des premières semaines de mise en fonctionnement, période pendant laquelle les dynamiques de dissolution sont les plus actives (Demers et al., 2009 ; Qureshi et al., 2016). Cette approche est cohérente avec les recommandations méthodologiques pour les essais cinétiques, qui soulignent l'importance d'un suivi rapproché en début d'essai afin de capter les phases transitoires initiales, suivi d'un espacement progressif des prélèvements une fois les tendances géochimiques stabilisées (Plante et al., 2021b). L'analyse des concentrations cumulées (mg/kg ou mg/m²), en plus des mesures ponctuelles, permet une interprétation plus robuste des bilans de masse et de la libération progressive des éléments depuis la matrice solide (MEND, 2001a ; Boulanger-Martel et al., 2021).

L'évolution conjointe des paramètres redox et des concentrations d'arsenic, de fer et de soufre est particulièrement instructive pour détecter les phases d'oxydation de minéraux arsenifères (tels que l'arsénopyrite ou la scorodite), ainsi que pour suivre les éventuels phénomènes de coprécipitation ou de re-sorption dans le système (Nordstrom, 2011). Les données de laboratoire ainsi obtenues peuvent également être comparées à des critères seuils réglementaires pour évaluer les risques de contamination en accord avec les lois en vigueur sur le territoire d'étude.

Certaines études ont ainsi choisi d'intégrer la spéciation de l'arsenic dans l'analyse des lixiviats afin de mieux contraindre les mécanismes de mobilisation (Bondu et al., 2017 ; Rakotonimaro et al., 2019 ; Watts et al., 2021). En effet, les différentes formes chimiques de l'arsenic présentent des comportements contrastés en termes de mobilité et d'interaction avec les phases solides. La répartition entre As(III) et As(V), fortement contrôlée par les conditions redox, constitue notamment un indicateur clé des processus d'oxydation, de réduction et d'adsorption dans le système (Nordstrom, 2011).

2.3.2.3 Avantages et limites des essais en colonnes

Les essais cinétiques en colonnes représentent une méthode de référence pour simuler de manière semi-contrôlée les processus de lixiviation à l'échelle du laboratoire (Plante et al., 2021b). Leur principal avantage réside dans leur capacité à intégrer plusieurs paramètres clefs des milieux naturels, notamment le contrôle de la température, de l'infiltration d'eau, de la saturation, de la position de la nappe phréatique et de la granulométrie (Lefebvre et al., 2001a ; Moncur et al., 2005 ; Demers et al., 2009). Ces essais permettent de générer des données cinétiques sur la libération de contaminants, et sont plus représentatifs que les essais statiques.

Cependant, malgré cette meilleure représentativité, les essais en colonnes présentent des limites inhérentes à leur nature expérimentale. Leur échelle réduite ne permet pas de reproduire fidèlement les effets d'hétérogénéité à grande échelle, tels que la variation latérale des propriétés des matériaux, les phénomènes d'écoulement préférentiel, ou encore les gradients de température. De plus, la présence de bordures sèches ou d'effets de paroi peut influencer les flux hydriques et chimiques au sein de la colonne, biaisant ainsi l'interprétation des résultats (Lapakko, 2002). D'autres limitations incluent la difficulté à reproduire les cycles hydriques naturels (gel/dégel, alternance sécheresse/infiltration) et la faible représentativité des conditions de terrain, notamment en ce qui concerne les interactions minéralogiques complexes ou les transformations lentes sur

plusieurs décennies. À ce titre, les guides du MEND (2001) rappellent la prudence nécessaire dans le passage de l'échelle laboratoire à celle du terrain, en insistant sur la nécessité de stratégies de *scale-up* rigoureuses (Evans et al., 2006 ; Sapsford et al., 2009 ; Bussière et al., 2011 ; Plante et al., 2014).

La durée relativement courte des essais (quelques mois à quelques années) ne permet pas toujours d'observer les mécanismes de libération lente ou de transformation secondaire de phases minérales stables (Qureshi et al., 2016 ; Boulanger-Martel et al., 2021). L'extrapolation des résultats à l'échelle du site nécessite donc des précautions méthodologiques, notamment en ce qui concerne les vitesses de dissolution, les délais de réponse hydrologique et les équilibres redox.

Face à ces limites, le recours à la modélisation par transport réactif s'avère complémentaire. Ce type de modélisation permet de simuler, sur le long terme et à différentes échelles spatiales, les mécanismes complexes observés expérimentalement. Intégrant les données expérimentales issues des essais en colonnes (cinétiques de dissolution, paramètres hydrogéologiques, profils de température, etc.), la modélisation offre une plateforme puissante pour explorer divers scénarios de gestion environnementale, évaluer l'efficacité des mesures de restauration, et prédire le comportement futur des stériles miniers.

2.4 Modélisation par transport réactif avec MIN3P-THc

2.4.1 Principes fondamentaux

Le code MIN3P-THc permet de simuler le transport réactif dans des milieux poreux saturés ou non saturés en couplant les processus de transport hydrodynamique (advection, dispersion, diffusion) à des réactions géochimiques thermodynamiques (équilibres de précipitation/dissolution, échanges ioniques, complexation en solution) et cinétiques (dissolution lente des minéraux, réactions redox ou de sorption). Contrairement à des approches stationnaires simplifiées, MIN3P-THc repose sur une résolution transitoire des équations gouvernantes, prenant en compte les variations temporelles du débit, de la composition chimique ou de la température dans le milieu simulé (Mayer et al., 2019). Les équations gouvernantes décrivant l'écoulement, le transport des solutés, les réactions géochimiques et le couplage thermique ne sont pas détaillées ici à des fins de concision, celles-ci étant présentées de manière plus détaillée au chapitre 3.

L'intégration des effets thermiques dans le module THc est essentielle dans les environnements miniers nordiques ou sous recouvrement isolant, où les gradients de température influencent fortement la réactivité géochimique. Le couplage thermique permet ainsi de faire évoluer les constantes cinétiques (via l'équation d'Arrhenius (Équation 2.1)) en fonction de la température locale, ce qui est particulièrement pertinent dans le cadre de la modélisation de la réactivité de phases arsenifères telles que l'arsénopyrite ou la scorodite (Mayer et al., 2002 ; Molson et al., 2004, 2012 ; Mayer et al., 2019).

$$k(T) = k_{réf} \cdot \exp\left(-\frac{Ea}{R}\left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_{réf}}\right)\right) \quad (2.1)$$

Avec $k(T)$ et $k_{réf}$ les constantes de réaction aux températures T et $T_{réf}$ ($\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), Ea l'énergie d'activation (kJ.mol^{-1}), R la constante des gaz parfaits ($8,314 \text{ J.mol}^{-1}\text{K}^{-1}$) et T et $T_{réf}$ la température (K).

MIN3P permet également la modélisation multi-échelle, depuis le laboratoire jusqu'aux simulations 2D ou 3D à l'échelle du terrain, en représentant la distribution spatiale des propriétés et l'évolution des processus hydrogéochimiques dans le temps. Les développements récents du code et ses applications témoignent de sa capacité à simuler des systèmes complexes, incluant des environnements thermiquement contraints, des réactions cinétiques lentes et des couplages hydrogéochimiques avancés (Mayer et al., 2019 ; Seigneur et Mayer, 2020 ; Yi et al., 2021).

L'utilisateur peut spécifier un nombre illimité de minéraux primaires et secondaires, de gaz, de réactions cinétiques ou d'échanges de surface. Cependant, l'ajout de minéraux absents de la base de données (comme la gersdorffite) nécessite une paramétrisation manuelle rigoureuse, incluant la stœchiométrie, la constante de solubilité ($\log K$) et les paramètres cinétiques (k , Ea , n) dérivés d'essais de laboratoire ou de la littérature. Le calibrage et la validation de ces modèles s'appuient souvent sur des séries temporelles d'effluents expérimentaux (pH, As, SO_4 , Eh) issues d'essais en colonnes ou de sites instrumentés (Mayer et al., 2019 ; El Affani et al., 2025).

2.4.2 Applications à l'échelle du laboratoire et du terrain

Le code MIN3P-THc a été utilisé avec succès pour modéliser l'évolution de la qualité d'eau dans des contextes de drainage minier, tant à l'échelle du laboratoire qu'à celle du terrain. A l'échelle du laboratoire, Salifu et al. (2025) ont mis en œuvre MIN3P pour simuler l'évolution géochimique

de colonnes remplies de stériles sulfurés sous différentes températures, en reproduisant fidèlement les profils de concentration en SO_4^{2-} et Ni. Le modèle a permis de prendre en compte l'oxydation cinétique des minéraux sulfurés, le transport réactif non-stationnaire, la diffusion de l'oxygène et les réactions de précipitation/dissolution, soulignant le rôle central de la température sur les flux de contaminants. Dans un contexte similaire, El-Affani et al. (2025) ont appliqué MIN3P à l'échelle du laboratoire pour simuler le comportement chimique de résidus miniers utilisés dans des systèmes de recouvrement de type CEBC (Couverture avec Effet de Barrière Capillaire). Le modèle, calibré sur des essais expérimentaux à court terme, a permis de réaliser des projections à long terme et de mettre en évidence le rôle des conditions d'humidité et de la diffusion de l'oxygène dans le contrôle de l'oxydation des sulfures. D'autres travaux menés ont mobilisé MIN3P pour analyser des systèmes de CEBC (Molson et al., 2008 ; Ouangrawa et al., 2009), évapotranspirants ou à base de matériaux réactifs (El Affani et al., 2025), démontrant la flexibilité du code pour représenter des géométries complexes et des dynamiques hydrogéochimiques variables même dans des conditions climatiques froides (Yi et al., 2021). À l'échelle du terrain, Yi et al. (2021) ont utilisé MIN3P-HPC pour simuler le comportement thermo-hydrogéochimique de haldes à stériles sulfurés en environnement de pergélisol, en intégrant les effets des cycles de gel-dégel et des conditions climatiques. Les simulations, contraintes par des données expérimentales et de terrain, mettent en évidence l'influence de facteurs tels que l'épaisseur de la couche active et les variations climatiques sur la génération et le transport des contaminants.

Plus récemment, plusieurs études ont renforcé cette approche en combinant essais expérimentaux et modélisation réactive afin d'améliorer la prédiction à long terme des flux de contaminants. Kalonji-Kabambi et al. (2020) ainsi que Pabst et al. (2017) ont notamment démontré l'importance d'une calibration fine des paramètres cinétiques et de diffusion pour reproduire correctement les profils de concentration observés expérimentalement, tandis que Sylvain et al. (2025) et Salifu et al. (2025) ont souligné l'impact des conditions aux limites hydriques et thermiques sur la stabilité des prédictions à l'échelle du terrain. Dans ce contexte, le rôle des processus de sorption dans le contrôle de la mobilité des métaux en conditions de drainage neutre a été clairement mis en évidence, notamment pour le nickel, dont la rétention initiale sur les oxydes de fer peut retarder sa libération dans les lixiviats jusqu'à saturation des sites réactifs (Demers et al., 2013).

Ces études ont également illustré l'importance de coupler les modèles à des données expérimentales fiables (essais en colonnes, données de terrain) afin de mieux cerner les incertitudes

et valider les prédictions de transport de métalloïdes, en particulier dans des environnements nordiques où les effets thermiques sont amplifiés (Yi et al., 2021). En somme, MIN3P-THc constitue un outil puissant pour étendre les résultats expérimentaux à des configurations réelles et évaluer l'efficacité à long terme des stratégies de restauration dans des contextes sensibles à l'arsenic. Une liste d'études plus ou moins récentes en lien avec le transport réactif en contexte minier sont présentées dans le tableau 2.4.

Tableau 2.5 : Tableau résumant des études de modélisation de transport réactif utilisant MIN3P précisant les matériaux étudiés, l'échelle d'étude ainsi que les conditions et processus modélisés.

Étude	Matériaux étudiés	Échelle	Conditions et processus modélisés
Mayer et al. (2002)	Milieus poreux réactifs (génériques)	Théorique numérique	Développement de MIN3P Transport réactif transitoire Réactions à l'équilibre cinétique
Molson et al. (2005)	Résidus miniers et sols contaminés	Laboratoire Terrain	Transport réactif non stationnaire Cinétiques minérales Sensibilité aux paramètres
Ouangrawa et al. (2009)	Résidus miniers sulfurés	Laboratoire (colonnes)	Écoulement non saturé Oxydation des sulfures Effet de la saturation (EWT) sur la réduction de l'oxydation
Molson et al. (2012)	Résidus miniers	Terrain	Couplage hydrogéologique-géochimique Évolution temporelle des effluents
Demers et al. (2013)	Stériles miniers	Terrain	Transport réactif multi-composants Oxydation des sulfures Sorption du Ni (contrôle + saturation des sites)
Salifu et al. (2025)	Stériles miniers DNC	Laboratoire (colonnes) Projection long terme	Écoulement non-saturé Oxydation cinétique de la pyrite Sorption Ni Simulation à long terme (50 ans)

Tableau 2.4 : Tableau résumant des études de modélisation de transport réactif utilisant MIN3P précisant les matériaux étudiés, l'échelle d'étude ainsi que les conditions et processus modélisés. (Suite)

Étude	Matériaux étudiés	Échelle	Conditions et processus modélisés
Kalonji-Kabambi et al. (2020)	Résidus miniers très réactifs	Laboratoire (colonnes)	Cycles mouillage-séchage Oxydation des sulfures Transport réactif Effet des recouvrements (CEBC)
Vriens et al. (2020)	Stériles miniers	Laboratoire Terrain	Transport réactif hydro-géochimique Oxydation des sulfures
Raymond et al. (2020)	Stériles sulfurés Recouvrement aménagé	Laboratoire	Transport réactif non saturé Oxydation cinétique des sulfures Simulations à long terme (100 ans)
Yi et al. (2021)	Stériles miniers sulfurés Systèmes de recouvrement isolant	Terrain	Transport réactif thermo-hydro-chimique couplé en conditions non saturées Cycles gel-dégel et oxydation cinétique des sulfures.
El-Affani et al. (2025)	Résidus miniers Stériles non générateurs d'acide Recouvrement CEBC	Laboratoire (colonnes) Projection long terme	Transport réactif non saturé avec oxydation cinétique et diffusion de l'O ₂ Simulations à long terme (500 ans)
Pabst et al. (2017)	Résidus miniers sulfurés partiellement oxydés (pyrite) Recouvrement monocouche	Laboratoire (colonnes) Extrapolation terrain	Écoulement non-saturé Oxydation cinétique des sulfures (shrinking core) Simulation long terme (10 ans)

2.4.3 Limites du modèle et paramétrisation

L'un des principaux défis liés à l'utilisation de MIN3P-THc réside dans la paramétrisation des systèmes complexes et l'adaptation du modèle aux spécificités des matériaux étudiés. Par défaut, la base de données minérale du logiciel ne contient pas certains minéraux clés impliqués dans les processus de relargage d'arsenic, comme la gersdorffite (NiAsS). L'utilisateur doit alors ajouter manuellement ces phases, en renseignant leurs propriétés thermodynamiques et cinétiques (constantes de solubilité, énergie d'activation, surface spécifique, etc.), ce qui suppose une recherche bibliographique rigoureuse ou des essais expérimentaux complémentaires (Steeffel et al., 2015).

Le modèle est particulièrement sensible à plusieurs paramètres d'entrée, dont les constantes cinétiques, la surface réactive spécifique, la porosité, la diffusion effective ou encore les taux d'oxydation. Ces données sont souvent difficiles à obtenir avec précision, surtout pour des phases complexes ou peu étudiées comme les arsénosulfures. De petites incertitudes dans ces valeurs peuvent induire des écarts majeurs dans la prédiction des concentrations dissoutes, dans la formation de phases secondaires, ou dans le positionnement des fronts géochimiques (Molson et al., 2005). Cette forte sensibilité rend la phase de calibrage critique et chronophage, d'autant plus qu'il existe encore peu d'études parvenant à caler et valider de manière robuste un modèle réactif sur la base d'essais expérimentaux de laboratoire puis à le transposer à l'échelle du terrain, en particulier sur le long terme. Ces constats sont cohérents avec des travaux récents mettant en évidence la forte non-linéarité des systèmes réactifs et la propagation rapide des incertitudes paramétriques dans les modèles couplés transport-réaction. Mayer et al. (2019) et Pabst et al. (2017) montrent que le calibrage des constantes cinétiques et des surfaces réactives demeure l'un des principaux verrous pour la transposition fiable des résultats du laboratoire vers le terrain.

La représentation de la géométrie du système, qu'il s'agisse d'une colonne expérimentale ou d'un dépôt réel, influence également les gradients hydriques, les fronts d'oxydation et les zones d'accumulation de solutés. Il est donc essentiel de bien définir les conditions aux limites, la discrétisation spatiale, ainsi que les propriétés hydrodynamiques, notamment dans les milieux hétérogènes typiques des haldes à stériles. En outre, MIN3P ne prend pas en charge certains processus tels que l'activité microbienne, le transport colloïdal, ou les cycles gel/dégel, ce qui limite sa représentativité dans les contextes nordiques ou bioactifs (Steeffel et al., 2015 ; Molson et

al., 2012). La figure 2.8 présente une comparaison qualitative des principales approches utilisées pour l'évaluation et la prédiction du DNC. Cette comparaison repose sur une appréciation générale des méthodes et ne s'appuie pas sur une analyse statistique.

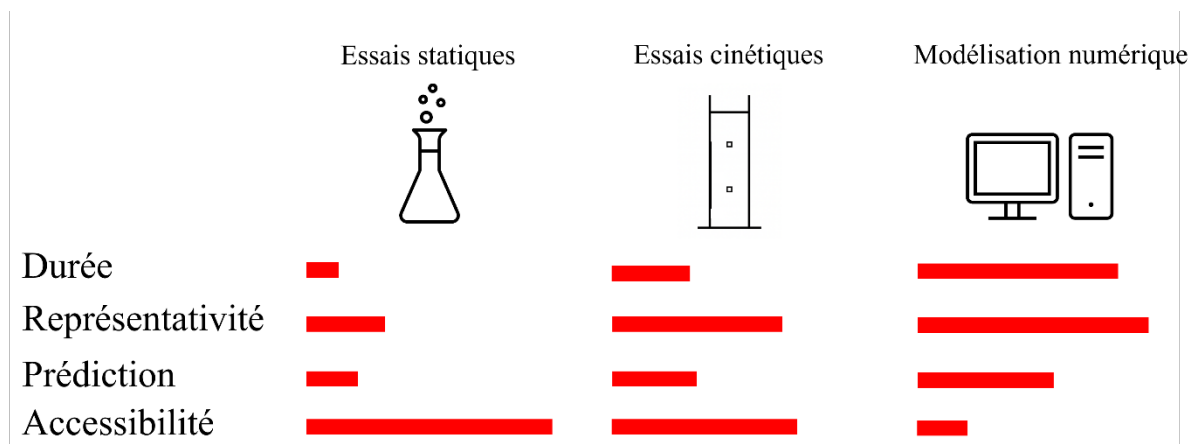


Figure 2.8 : comparaison des différentes méthodes de modélisation utilisées pour l'estimation du DNC et sa prédiction à long terme.

Néanmoins, malgré ces contraintes, l'architecture modulaire du code permet une personnalisation poussée et un bon couplage entre réactions géochimiques et transport hydrodynamique, faisant de MIN3P un outil de référence pour la modélisation prédictive dans des scénarios de restauration minière ou de gestion environnementale à long terme.

2.5 Besoins en recherche

Malgré les avancées dans la compréhension des processus de mobilisation de l'arsenic en contexte minier, plusieurs lacunes subsistent, en particulier pour les systèmes nordiques et complexes sur le plan minéralogique. La gersdorffite (NiAsS), bien qu'identifiée dans plusieurs dépôts associés à des gisements sulfurés ou polymétalliques (Craig & Vaughan, 1994 ; Chopard, 2016 ; De Castro, 2023), reste peu étudiée en ce qui concerne sa cinétique d'oxydation et son comportement en phase non-acide, notamment en conditions subarctiques. Les rares données disponibles se limitent à des analyses ponctuelles ou des extrapolations basées sur des analogues arsenifères plus communs comme l'arsénopyrite.

Par ailleurs, les approches combinant essais en colonnes instrumentées et modélisation réactive restent plutôt rares, en particulier dans un cadre thermique réaliste pour les climats nordiques. Pourtant, les cycles saisonniers de gel/dégel, les gradients de température, et l'humidité résiduelle

ont une influence majeure sur la dynamique d'oxydation, de dissolution, et de transport des espèces dissoutes. Ces conditions extrêmes peuvent altérer les phases secondaires, relarguer périodiquement les contaminants, et modifier les profils redox, sans que ces effets soient encore correctement intégrés dans les modèles prédictifs. Plusieurs auteurs ont récemment souligné la nécessité de développer des approches intégrées combinant expérimentation contrôlée et modélisation réactive avancée afin de mieux représenter les systèmes miniers soumis à des contraintes thermiques et hydriques variables (Pabst et al., 2017 ; Mayer et al., 2019 ; Yi et al., 2021). Toutefois, ces approches demeurent rares pour les matériaux contenant des arsénosulfures peu étudiés et dans des contextes nordiques marqués par des cycles de gel/dégel.

Surtout, aucune étude n'a, à ce jour, intégré de manière systématique les effets croisés de la granulométrie, de la minéralogie réactive et de la température dans une optique de restauration minière nordique. Ces trois facteurs agissent pourtant de façon interdépendante : la granulométrie contrôle la surface réactive, le degré de saturation et la porosité ; la minéralogie gouverne la réactivité et les mécanismes de relargage ; la température module les cinétiques, les équilibres thermodynamiques et la mobilité des fluides. Leur interaction est donc centrale pour prédire la persistance ou l'atténuation du drainage contaminé, qu'il soit acide ou neutre (Steefel et al., 2015).

L'approche proposée dans ce projet – fondée sur des essais en colonnes sous température contrôlée, une caractérisation minéralogique fine, et une modélisation réactive avec MIN3P – vise à combler ces lacunes. Elle permettra non seulement de mieux comprendre les mécanismes couplés responsables du relargage d'arsenic en présence de gersdorffite, mais également de comprendre comment un recouvrement isolant pourrait contrôler ce relargage. Ces résultats offriront des outils concrets pour améliorer les stratégies de restauration dans les contextes nordiques, en réponse aux besoins croissants de l'industrie minière et des autorités réglementaires (Gosselin et al., 2021).

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODE

La méthodologie adoptée dans ce projet a été élaborée afin de répondre aux objectifs de l'étude, qui visent à évaluer l'influence de la granulométrie et de la température sur la libération de l'arsenic à partir de stériles miniers contenant de la gersdorffite. Pour atteindre ces objectifs, une démarche intégrée a été développée, combinant essais en laboratoire et modélisation numérique.

Ainsi, ce chapitre présente successivement les étapes suivies : (i) l'échantillonnage et le choix des matériaux représentatifs, (ii) les méthodes d'homogénéisation et de caractérisation physique, chimique, minéralogique, hydrogéologique et thermique, (iii) le montage expérimental et le suivi des colonnes de lixiviation, et (iv) l'approche de modélisation numérique mise en place pour simuler le comportement géochimique observé en laboratoire.

3.1 Échantillonnage des matériaux

Un des objectifs spécifiques du projet vise à comprendre l'effet de la granulométrie ainsi que celui de la température sur la génération d'arsenic de stériles miniers. Pour ce faire, un matériel générateur d'arsenic a été soumis à des essais cinétiques en colonnes présentant différentes classes granulométriques à une température fixe ainsi qu'une granulométrie fixe à différentes températures.

3.1.1 Choix des matériaux

Le choix des matériaux s'appuie sur le rapport géochimique de Golder Associates (novembre 2018), qui présente des essais couvrant l'ensemble des lithologies du site d'étude. Dans une optique de « worst case » et afin d'assurer des réponses mesurables en laboratoire, trois matériaux de référence ont été retenus parmi les sept lithologies décrites dans le rapport : la lithologie la plus génératrice d'arsenic, la lithologie la plus génératrice d'acide, et la lithologie la plus neutre du gisement (Golder Associates, 2018).

Le projet Whale Tail (Nunavut) est assujéti au cadre fédéral des Metal and Diamond Mining Effluent Regulations (MDMER), auquel s'ajoutent les exigences locales de la Nunavut Water Board (Justice Canada, 2025 ; Nunavut Water Board, 2016). Pour fixer un seuil opérationnel conservateur lors du criblage des lithologies, nous avons considéré la concentration maximale d'arsenic admissible dans les effluents miniers, soit 0,1 mg/L (Justice Canada, 2025). Afin

d'identifier, pour les essais, les matériaux les plus susceptibles de libérer de l'arsenic et ainsi maximiser la détectabilité en conditions contrôlées, nous avons appliqué un facteur 5 à ce seuil réglementaire et retenu 0,5 mg/L comme critère interne de sélection (figure 3.1a). Ce critère n'a pas de portée normative : il sert exclusivement à orienter le choix des matériaux vers le scénario le plus contraignant pour l'évaluation expérimentale (Justice Canada, 2025).

Le rapport géochimique de Golder Associates (2018) a également été utilisé pour identifier le matériau le plus générateur d'acide. À partir des bilans acido-basiques, reportés pour l'ensemble des lithologies, la lithologie présentant la signature la plus contraignante a été retenue (figure 3.1b). Pour isoler l'effet strictement acidogène et éviter les co-variations avec l'arsenic, cette lithologie a été sélectionnée sans arsenic.

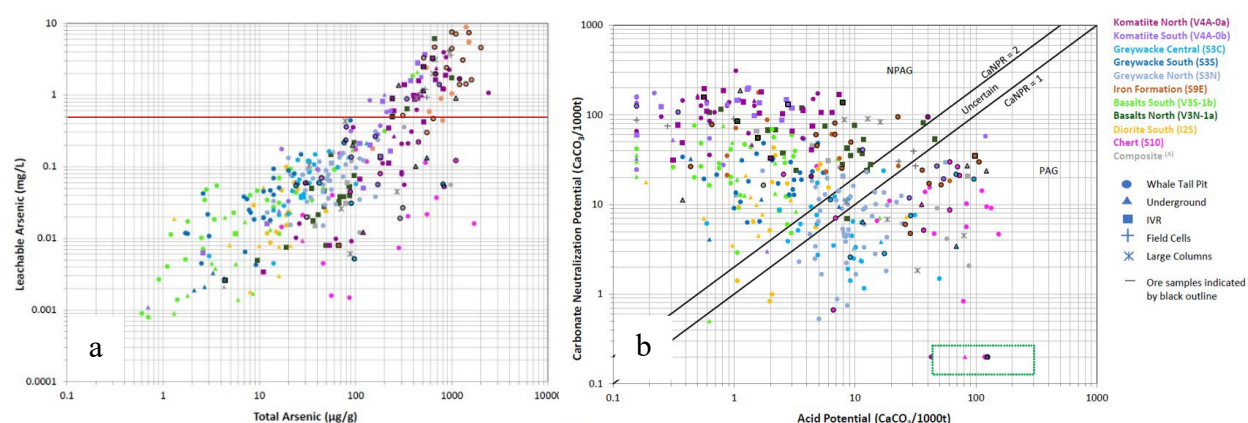


Figure 3.1: a. Relation entre l'arsenic total et l'arsenic lixiviable; la ligne rouge indique la valeur seuil choisie pour ce projet, b. Diagramme CNP–AP utilisé pour classifier les matériaux selon leur potentiel de génération d'acidité (NPAG, incertain, PAG). Les couleurs indiquent les lithologies et les symboles les types d'échantillons (Golder Associates, 2018).

Pour garantir la pertinence des essais, la sélection ne retient que les lithologies destinées à la halde à stériles, telles que définies dans le plan d'exploitation et le rapport de caractérisation (Golder Associates, 2018). Les intervalles minéralisés (minéral) et les lithologies associées qui sont dirigés vers le traitement du minéral (concassage/broyage) et qui se retrouvent au parc à résidus sont exclus de l'étude.

En dénombrant les échantillons sur chacun des deux graphiques, les lithologies ont pu être classées selon leur potentiel de génération d'acide et/ou d'arsenic. Le nombre d'échantillons par catégorie est reporté ci-après (tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Quantité d'échantillons de stériles NPAG et PAG par lithologie présentant [As] < 0,1 mg·L⁻¹ et > 0,5 mg·L⁻¹ (Komatiite Nord, Komatiite Sud, Greywacke Centre, Greywacke Sud, Greywacke Nord, Formation Fer, Basalte Sud, Basalte Nord, Diorite Sud et Chert). Les chiffres en rouge représentent les meilleurs candidats pour chacun des paramètres de sélection.

	KN	KS	GC	GS	GN	FF	BS	BN	DS	C
Échantillons > 0.5mg/L As	17	9	0	0	0	6	2	3	0	0
Échantillons < 0.1mg/L As	10	7	17	28	26	0	39	15	22	12
Total d'échantillons	36	22	25	30	39	8	43	20	22	16
% échantillons > 0.5mg/L As	47.2	40.9	0	0	0	75	4.7	15	0	0
% échantillons < 0.1mg/L As	27.8	31.8	68	93.3	66.7	0	90.7	75	100	75
Échantillons NPAG	37	21	4	25	8	6	36	16	19	1
Échantillons PAG	0	1	15	0	31	1	2	1	3	12
Total d'échantillons	37	22	27	26	50	8	39	19	24	13
% échantillons NPAG	100	95.5	14.8	96.2	16	75	92.3	54.2	79.2	7.7
% échantillons PAG	0	4.5	55.6	0	62	12.5	5.1	5.3	12.5	92.3

3.1.1.1 Lithologie génératrice d'arsenic :

La lithologie retenue comme génératrice d'arsenic devait, par ailleurs, présenter un risque minimal de génération d'acide. D'après les résultats précédents (tableau 3.1), la formation de fer montre la plus forte propension à libérer de l'arsenic ; toutefois, cette unité étant étroitement associée aux

zones minéralisées et dirigée en majorité vers l'usine de traitement, elle n'est pas représentative des stériles gérés en halde et a donc été écartée. La komatiite nord (KN) constitue alors le meilleur candidat : 47,2 % de ses échantillons présentent une concentration en As $> 0,5$ mg/L, tout en étant 100 % NPAG. En conséquence, la lithologie choisie comme NPAG/As pour les essais est la komatiite nord, de plus aucun problème d'approvisionnement n'a eu lieu lors de la campagne d'échantillonnage.

3.1.1.2 Lithologie potentiellement génératrice d'acide :

La lithologie retenue comme génératrice d'acide devait par ailleurs être non porteuse d'arsenic. D'après les résultats (tableau 3.1), le Chert (C) présente la plus forte propension acidogène ; toutefois, cette unité étant étroitement associée à la minéralisation, elle est majoritairement dirigée vers l'usine de traitement, elle n'est pas représentative des stériles et est donc exclue. La Greywacke Nord (GN) constitue alors le meilleur candidat : 62 % de ses échantillons sont PAG, tandis que 66,7 % présentent une concentration en As lixiviable $< 0,1$ mg/L. À titre de comparaison, la Greywacke Centre répondait également aux critères (55,6 % PAG ; 68 % avec As $< 0,1$ mg/L), mais son indisponibilité sur le terrain durant la campagne d'échantillonnage a conduit à l'écarter. En conséquence, la lithologie choisie comme PAG/NAs pour les essais est la Greywacke Nord.

3.1.1.3 Matériau non générateur :

La lithologie dite « neutre » est définie comme non génératrice d'acide et non génératrice d'arsenic. D'après les résultats (tableau 3.1), la komatiite nord est la moins acidogène, mais elle présente simultanément la plus forte propension à libérer de l'arsenic et ne peut donc être retenue ici. Le Greywacke Sud (GS) constitue le meilleur candidat : 96,2 % de ses échantillons sont NPAG, et 93,3 % montrent une concentration en As lixiviable $< 0,1$ mg/L. En conséquence, la lithologie sélectionnée comme neutre NPAG/NAs est le Greywacke Sud.

3.1.2 Quantité à prélever :

Pour les essais prévus dans ce travail, une certaine quantité de différents matériaux est nécessaire. Des classes granulométriques spécifiques sont visées pour l'évaluation de l'effet de la granulométrie et des stériles d'un diamètre < 50 mm sont nécessaires pour les autres essais.

3.1.2.1 Taille des particules et choix du matériel de laboratoire

Les classes granulométriques retenues pour l'évaluation de l'influence de la taille des particules sur la génération et la spéciation de l'arsenic sont les suivantes : une granulométrie dite *tout-venant*, incluant toutes les particules inférieures à 50 mm, et cinq classes distinctes, définies de manière à tester spécifiquement l'effet de la granulométrie sur la lixiviation de l'arsenic : 50-15 mm, 15-5 mm, 5-2,4 mm, 2,4-0,85 mm et < 0,85 mm.

Le choix de ces classes répond à deux critères principaux. D'une part, elles reflètent la granulométrie typique des haldes à stériles, caractérisée par une distribution grossière mais étendue. D'autre part, elles respectent les contraintes expérimentales liées au dimensionnement des colonnes cinétiques. En effet, afin d'éviter les effets de paroi, le diamètre maximal des particules placées dans une colonne doit être au moins six fois inférieur au diamètre de celle-ci (ASTM, 2022). Ainsi, compte tenu du diamètre maximal des colonnes utilisées (300 mm), la taille maximale autorisée des particules a été fixée à 50 mm.

Les classes granulométriques intermédiaires (50-15 mm et 15-5 mm) visent à représenter les blocs de taille moyenne fréquemment rencontrés dans les haldes. Les fractions plus fines (5-2,4 mm, 2,4-0,85 mm et < 0,85 mm) ont été sélectionnées en raison de la maille de libération des sulfures, généralement inférieure à 5 mm (Elghali, 2018).

Enfin, afin d'adapter le dispositif expérimental aux différentes granulométries, deux diamètres de colonnes ont été retenus : 14 cm pour les classes inférieures à 5 mm, et 30 cm pour celles supérieures à 5 mm.

3.1.2.2 Calcul des quantités de matériaux nécessaires

Cette section précise le nombre de colonnes et les quantités de matériaux nécessaires pour évaluer l'effet de la granulométrie et de la température sur la génération et la spéciation de l'arsenic (colonnes cinétiques), et pour tester l'efficacité d'un potentiel recouvrement isolant à limiter un DNC-As (colonnes de recouvrement). Quatre matériaux représentatifs du site d'étude ont été retenus, chacun jouant un rôle méthodologique distinct : NPAG/As (stériles non générateurs d'acide mais porteurs d'arsenic, matériau cible principal), PAG/NAs (stériles générateurs d'acide sans arsenic), NPAG/NAs (stériles non générateurs d'acide sans arsenic, ici appelé neutre) et un

mélange synthétique (70 % NPAG/As + 30 % PAG/NAs) destiné à représenter au mieux la mosaïque lithologique observée en halde.

Les colonnes cinétiques (tableau 3.2) sont configurées pour distinguer l'effet de la taille des particules et celui de la température, tandis que les colonnes de recouvrement (tableau 3.3) sont assemblées selon des stratigraphies contrôlées (matériau porteur d'arsenic en fond de colonne, matériau neutre en recouvrement) afin de quantifier la performance d'un potentiel recouvrement isolant dans des conditions proches du terrain (température cible 5 à -2 °C).

Tableau 3.2 : Tableau récapitulatif du nombre de colonnes cinétiques nécessaires pour l'évaluation de l'effet potentiel de la granulométrie et de la température sur la génération et la spéciation de l'arsenic.

Matériel	Taille des particules (mm)	Température de laboratoire (21°C)	Température froide (5°C)	Température cible (5 à -2°C)	Total
NPAG/As	Tout venant	1	0	1	2
	50-15	1+1	0	0	2
	15-5	1	0	0	1
	5-2,4	1	0	0	1
	2,4-0,85	1	1+1	1	4
	<0,85	1	0	0	1
PAG/NAs	Tout venant	1	0	1	2
NPAG/NAs	Tout venant	1	0	1	2
Mélange	Tout venant	1	0	1	2

Tableau 3.3 : Tableau récapitulatif du nombre de colonnes de recouvrement nécessaires pour l'évaluation de l'effet potentiel d'un recouvrement sur la génération d'arsenic.

Matériel	Taille des particules (mm)	Température de laboratoire (21°C)	Température froide (5°C)	Température cible (5 à 2°C)	-	Total
NPAG/As + NPAG/NAs	Tout venant	0	0	1		1
NPAG/As + NPAG/NAs 2	Tout venant	0	0	1		1
NPAG/As + Mélange	Tout venant	0	0	1		1

Les masses à prélever sont calculées à partir de la géométrie de chaque colonne en supposant une porosité de 0,30 et une masse volumique des roches de $2\,800\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Larochelle et al., 2019 ; Boulanger-Martel, 2019 ; Equation 3.1).

$$Q_m = r^2 * \pi * h * (1 - n) * \rho \quad (3.1)$$

Avec Q_m la quantité de matériel (kg), r le rayon de la colonne (m), h la hauteur de la colonne (m), n la porosité (-) et ρ la masse volumique de la roche ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$). Les valeurs présentées ci-après (tableau 3.4) précisent, pour chaque matériau et fraction granulométrique, la masse requise par caractérisation ainsi que le total.

Tableau 3.4 : Tableau récapitulatif des quantités de matériaux nécessaires aux caractérisations hydrogéologique, chimique, minéralogique, thermique et physique des différents matériaux.

Matériel	Taille des particules (mm)	Hydrogéologique (kg)	Chimique (kg)	Minéralogique (kg)	Thermique (kg)	Physique (kg)	Total (kg)
NPAG/As	Tout venant	104	0,20	5,00	4,00	6,00	119
	50-15	104	0,20	5,00	-	6,00	115
	15-5	104	0,20	5,00	-	6,00	115
	5-2,4	22,6	0,20	5,00	4,00	6,00	37,8
	2,4-0,85	22,6	0,20	5,00	4,00	6,00	37,8
	<0,85	22,6	0,20	5,00	4,00	6,00	37,8
PAG/NAs	Tout venant	104	0,20	5,00	4,00	6,00	119
NPAG/NAs	Tout venant	104	0,20	5,00	4,00	6,00	119

Le tableau suivant (tableau 3.5) précise la quantité de matériaux nécessaire pour le montage des colonnes cinétiques et de recouvrement.

Tableau 3.5 : Tableau récapitulatif des quantités de matériaux nécessaires à la réalisation des essais en colonne du projet.

Matériel	Taille des particules (mm)	Essais cinétiques		Essais recouvrement		Total
		Quantité de matériel (kg)	Nombre de colonnes nécessaires	Quantité de matériel (kg)	Nombre de colonnes nécessaires	
NPAG/As	Tout venant	125	2	69,3	2	389
	50-15	125	2	-	-	250
	15-5	125	1	-	-	125
	5-2,4	27,2	1	-	-	27,2
	2,4-0,85	27,2	4	-	-	109
	<0,85	27,2	1	-	-	27,2
PAG/NAs	Tout venant	125	2	-	-	250
NPAG/NAs	Tout venant	125	2	139	2	597
				69,3	1	
Mélange	Tout venant	125	2	69,3	1	319

Pour s'assurer de tenir compte des pertes lors de la réalisation des essais au laboratoire, un coefficient de sécurité de 1,5 est appliqué à l'ensemble des matériaux. Par ailleurs, la contribution du matériau *Mélange* — 70 % NPAG/As et 30 % PAG/NAs — est réaffectée proportionnellement aux lithologies d'origine afin d'établir les quantités finales à prélever (tableau 3.6).

Tableau 3.6 : Tableau récapitulatif des quantités totales de matériaux (en kg) à prélever.

Matériel	Taille des particules (mm)	Caractérisation	Essais cinétiques	Essais recouvrement	Facteur de sécurité	Total
NPAG/As	Tout venant	119	425	187	1,5	1097
	50-15	115	250	-		548
	15-5	115	125	-		360
	5-2,4	37,8	27.2	-		97,5
	2,4-0,85	37,8	109	-		220
	<0,85	37,8	27.2	-		97,5
PAG/NAs	Tout venant	119	324	20.8		696
NPAG/NAs	Tout venant	119	249	346		1071

3.1.3 Méthode de prélèvement :

Toutes les roches ont été prélevées directement sur le site, immédiatement après le sautage dans la fosse *Whale Tail*, plutôt que dans la halde à stériles. Ce choix vise à éviter l'échantillonnage de matériaux déjà partiellement oxydés, à garantir l'attribution lithologique au point d'extraction et à réduire les risques de contamination croisée. À l'arrivée sur site, une coordination avec le géologue d'exploitation a permis de confirmer les secteurs de prélèvement et la disponibilité des unités lithologiques ciblées. En rappel, et conformément aux critères établis (section 3.1.1), il a été décidé de retenir le Greywacke Nord comme lithologie génératrice d'acide non porteuse d'arsenic. Deux sites de préparation des échantillons ont été sélectionnés sur le terrain de la mine : le cimetière de la carothèque pour les lithologies ne demandant pas de tamisage (GN et GS) et le laboratoire de terrain pour la lithologie nécessitant un tamisage mécanique (KN) (figure 3.2).

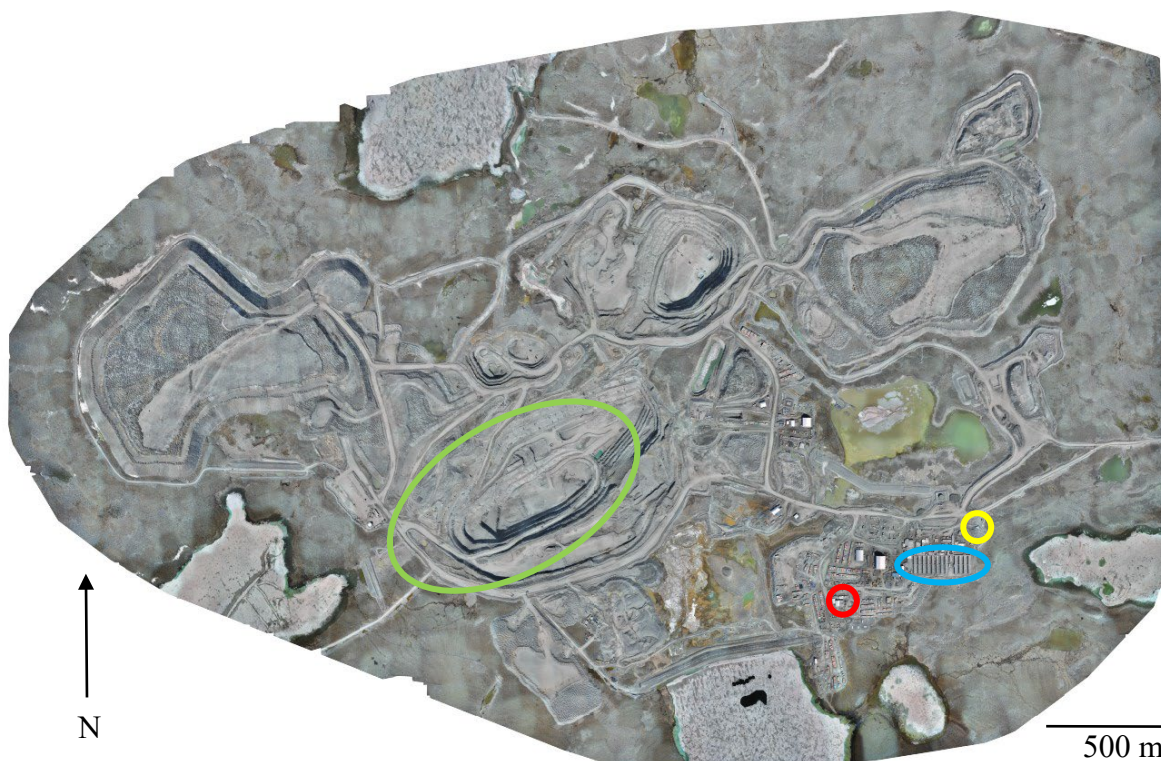


Figure 3.2 : Photographie aérienne localisant le camp minier (ovale bleu), la fosse *Whale Tail* (ovale vert), le cimetière de la carothèque (rond jaune) et le laboratoire de terrain (rond rouge).

3.1.3.1 Komatiites Nord

Afin d'éviter tout mélange avec la lithologie affleurante sur l'aire de dépôt (greywacke sud), une bâche a été installée avant le déversement du matériel. L'aire de déchargement se situe à proximité du laboratoire de terrain car cette lithologie nécessite un tamisage mécanique. Le laboratoire de terrain disposant d'un tamiseur mécanique Gilson ainsi que de tamis à main. Le prélèvement a requis deux déversements de godet.

Avant le conditionnement, un test rapide de détection de l'arsenic a été réalisé sur place sur le tout-venant (< 50 mm) de Komatiite Nord, à l'aide du kit Hach #28000000 (0–500 µg/L). Un mélange 1 volume de roche pour 3 volumes d'eau a été agitée à intervalles réguliers, puis lue à t+2 h et t+4 h (figure 3.3a et 3.3b). Les résultats indiquent $\approx 300\text{--}500\text{ }\mu\text{g/L}$ à t+2 h, puis $> 500\text{ }\mu\text{g/L}$ à t+4 h, confirmant le caractère libérateur d'arsenic de cette lithologie et justifiant son choix pour la catégorie NPAG/As ; la mesure est semi-quantitative et sert ici de vérification terrain, les dosages précis étant effectués au laboratoire.



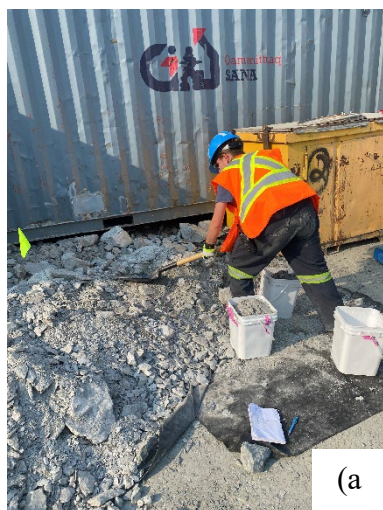
Figure 3.3: Résultats des test rapide arsenic à t+2h (a) et t+4h (b).

Tout venant

Afin d'isoler la fraction tout-venant < 50 mm, un dispositif de présélection granulométrique a été mis en place, composé d'un fût métallique et d'une grille à mailles carrées 50 × 50 mm posée en couvre-fût (figure 3.4). À l'aide de pelles, le matériau était d'abord transféré dans des seaux (figure 3.5a), puis déversé sur la grille (figure 3.5b). Les fragments passant au travers de la grille étaient conservés dans le fût, tandis que les sur-calibres (> 50 mm) étaient écartés. Le contenu du fût était ensuite vidangé sur une bâche pour inspection rapide, puis transvasé dans un big bag à l'aide des seaux (figure 3.5c).



Figure 3.4 : Baril et grille 50*50mm utilisés pour le premier tamisage des différents matériaux.



(a)



(b)



(c)

Figure 3.5 : Prélèvement du matériau dans des seaux à l'aide de pelles (a), premier tamisage du matériau à l'aide de la grille et du baril (b) et récupération du matériau tamisé (c).

Pour suivre l'avancement et estimer la masse prélevée, les quatre premiers seaux de komatiite nord ont été pesés, donnant une masse moyenne de 24,26 kg/seau. Par prudence, une valeur conservatrice de 23,5 kg/seau a été retenue pour le suivi opérationnel. Au total, 53 seaux ont été placés dans le big bag dédié, soit 1 246 kg, en accord avec la masse cible calculée précédemment (1 095,3 kg ; cf. tableau 3.6).

Granulométries séparées

Après remplissage du big bag « tout-venant < 50 mm », la séparation en cinq fractions a été effectuée après séchage puis tamisage d'après le protocole suivant (figure 3.6) :

1 - Prélèvement du matériau dans des seaux et étalement sur plateaux métalliques.

2 - Séchage au four à 350–400 °F ($\approx 175\text{--}205$ °C) jusqu'à masse constante.

3 - Tamisage mécanique sur agitateur Gilson avec la série de tamis :

- 56 mm (rejet des > 50 mm),
- 19 mm (découpage $\sim 15\text{--}50$ mm),
- 4,75 mm (découpage $\sim 5\text{--}15$ mm).

4 - Tamisage manuel pour les deux fractions les plus fines à l'aide des tamis :

- 2,36 mm (découpage $\sim 2,4\text{--}5$ mm),
- 0,85 mm (découpage < 0,85 mm).

Afin d'accélérer la production des fractions fines une fois les trois classes grossières obtenues, un pré-tamisage manuel extérieur au tamis 4,75 mm a été réalisé directement sur le tas. Le flux de travail a ensuite repris le même cheminement : séchage au four, puis tamisage manuel aux 2,36 mm et 0,85 mm.



Figure 3.6 : Roches tamisées et séchées au four mises à refroidir dans le couloir (a), mise au four d'un nouveau plateau de roches tamisées (b), tamiseur mécanique avec les tamis utilisés lors de l'échantillonnage (c), tamis à main utilisés lors du tamisage (d), tamisage à l'extérieur des deux dernières lithologies avant leur séchage au four (e).

Au fur et à mesure, des seaux ont été remplis par fraction (figure 3.7). Les quatre premiers seaux pesés ont servi de référence pour estimer l'avancement, puis la même démarche a été appliquée ici pour piloter la production par fraction.

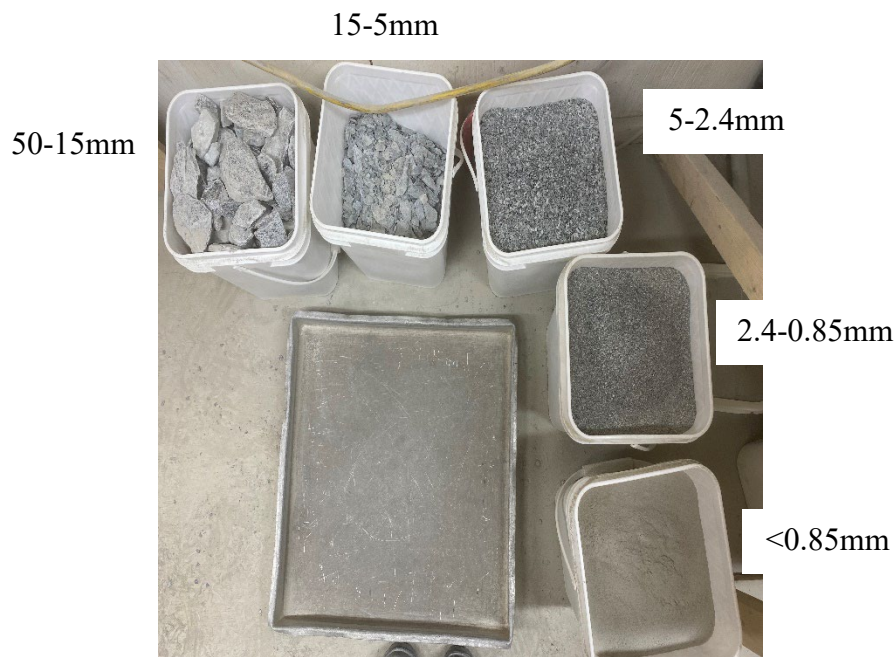


Figure 3.7 : Seaux remplis avec les cinq différentes granulométries de l'étude.

Bien que certaines granulométries ne pallient pas entièrement la quantité précédemment calculée (tableau 3.6), l'échantillonnage s'est arrêté ici par manque de temps. Chaque seau a été étiqueté (lithologie, fraction, date, poids) et palettisé.

3.1.3.2 Greywacke Nord

La même méthodologie que pour la présélection tout-venant pour KN < 50 mm a été appliquée à la lithologie GN. Un déversement de godet a été effectué au cimetière de la carothèque (figure 3.2). Cependant, n'ayant pu être pris en charge le jour même et des précipitations étant survenues durant la nuit, une étape de séchage à l'air libre préalable a été ajoutée. Par lots de cinq à six seaux, le contenu était versé sur la grille 50 × 50 mm, puis le baril était renversé sur une bâche et le matériau étalé en couche mince. Pendant le séchage du premier lot, un second lot de cinq à six seaux était traité de la même manière et étalé sur l'autre moitié de la bâche (figure 3.8).



Figure 3.8 : Montage de la base de « séchage » du matériau greywacke nord. A droite, un matériel exposé une dizaine de minutes à l'air libre, à gauche un matériel fraîchement prélevé.

La méthode d'estimation par seaux a également été utilisée pour cette lithologie. Les quatre premiers seaux ont été pesés afin d'obtenir une masse moyenne de référence (22,27 kg/seau). Par prudence, une valeur conservatrice de 22,0 kg/seau a été retenue pour le suivi de l'avancement.

Au total, 39 seaux ont été placés dans le big bag destiné à la greywacke nord, pour une masse estimée de 858 kg, suffisamment pour pallier la quantité nécessaire précédemment calculée soit 696,2kg (tableau 3.6).

3.1.3.3 Greywacke Sud

Le prélèvement du Greywacke Sud (GS) a suivi le protocole déjà décrit pour les lithologies précédentes (présélection tout-venant < 50 mm au fût muni d'une grille 50 × 50 mm, transfert en seaux, vidange sur bâche, conditionnement en big bag). L'aire de déchargement est située sur la cour de la carothèque et la livraison a été faite le lendemain du tir de mine. Comme précédemment, les quatre premiers seaux ont été pesés (moyenne 23,74 kg) et une valeur conservatrice de 23,5 kg par seau a été retenue pour le suivi. Au total, 52 seaux ont été conditionnés, soit 1 222 kg, en accord avec la masse cible de 1 072,2 kg (tableau 3.6).

Les masses effectivement ramenées s'écartent des cibles de façon hétérogène selon les lithologies, avec des concordances proches de la cible pour certaines et des déficits ou surplus marqués pour d'autres ; la figure 3.9 en donne la comparaison détaillée. Cependant, tous les essais de ce projet ont pu être réalisés grâce à cette campagne d'échantillonnage.

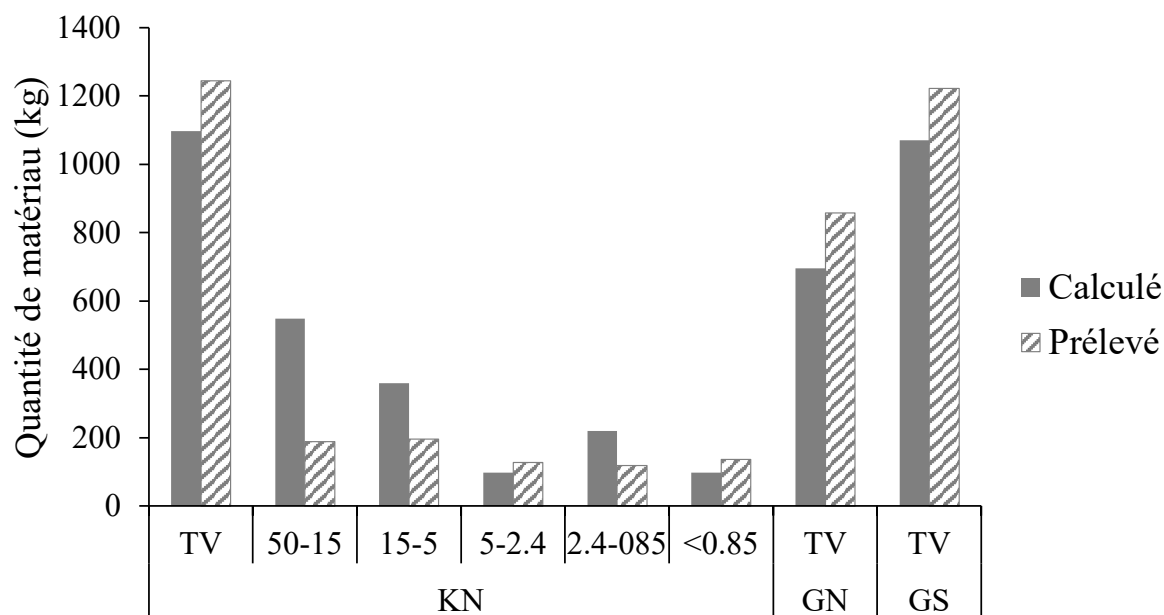


Figure 3.9 : Comparaison des quantités de stériles estimés et réellement prélevés sur le terrain.

3.1.4 Envoi et réception :

Tous les échantillons ont été expédiés par avion-cargo. Les contraintes de charge imposées par le transporteur (≤ 800 kg par palette) ont conduit à scinder les big bags de KN et de GS en deux unités chacun afin de respecter la limite. Au total, cinq big bags de roches tout-venant et deux palettes chargées de seaux de roches tamisées ont été expédiés depuis la mine. La réception s'est faite directement à l'URSTM-UQAT (Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale, UQAT) en deux livraisons : la semaine du 25 juillet 2022, puis la semaine du 1er août 2022. À la réception, les palettes ont été vérifiées (intégrité des contenants, concordance des étiquettes, masses) avant entreposage.

3.2 Homogénéisation et caractérisation des matériaux

Afin d'assurer la représentativité des essais et de pouvoir extrapoler les résultats à l'échelle de la halde à stériles, chaque matériau a d'abord été homogénéisé selon un protocole standardisé, de manière à limiter la variabilité intra-lot et à éviter toute contamination croisée. À l'issue de cette étape, une campagne a été réalisée pour caractériser chaque matériau pour ses propriétés : physiques, chimiques, hydrogéologiques, minéralogiques et thermiques. L'ensemble de ces mesures fournit les paramètres nécessaires au dimensionnement des dispositifs expérimentaux, à l'interprétation des résultats et à leur intégration ultérieure dans la modélisation.

3.2.1 Homogénéisation des matériaux :

L'homogénéisation vise à réduire la variabilité intra-lot et à obtenir un matériau représentatif avant toute caractérisation. Selon le volume manipulé et la taille des particules, trois procédés complémentaires ont été employés : méthode des quatre coins sur bâche (figure 3.10), méthode des quatre coins à la pelle pour les volumes plus importants (figure 3.11), et brassage dans un tonneau muni d'ailettes internes (figure 3.12). Les opérations ont été réalisées à sec, en plusieurs cycles de mélange successifs, avec nettoyage de l'outillage et contenants dédiés pour éviter toute contamination croisée.

3.2.1.1 Granulométrie « Tout venant » :

Pour la fraction « tout-venant » (<50 mm), qui représente la majeure partie de l'échantillonnage, l'homogénéisation a été réalisée par la méthode des « quatre coins » à la pelle, conformément aux pratiques normalisées de réduction d'échantillons (ASTM, 2024a). Avant toute manipulation, une surface plane d'environ 4 m² (2 m × 2 m) a été balayée et nettoyée pour éviter toute contamination. L'ensemble du matériau a été déversé au sol, étalé en couronne à l'aide de râdeaux, puis divisé en quatre parts égales. Les parts ont été superposées deux à deux, puis à nouveau en une pile unique ; le matériau a ensuite été réétalé, et le cycle répété.

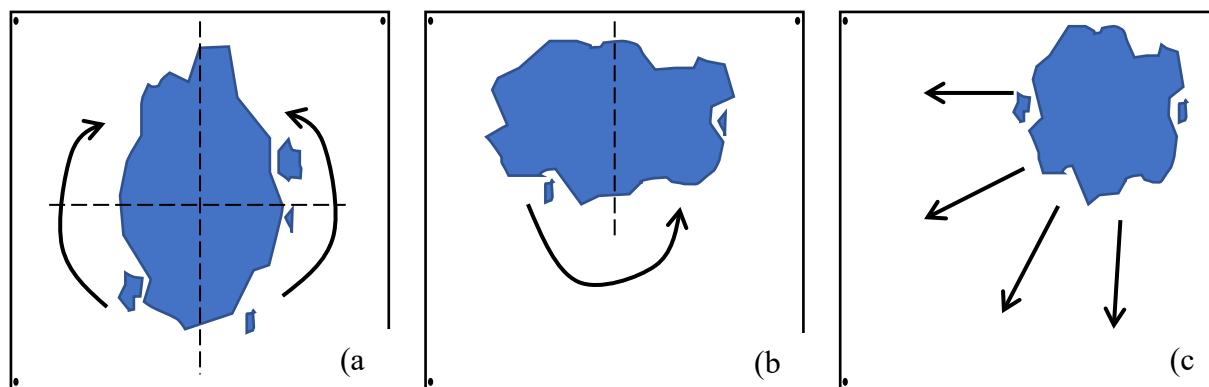


Figure 3.10 : Schéma d'un tour d'homogénéisation selon la méthode des quatre coins à la pelle. Après avoir étalé le matériel, on superpose deux des quatre coins (a), puis on superpose le troisième sur le quatrième (b) et enfin on recommence le cycle (c).

Cette procédure a été appliquée aux trois matériaux (KN, GN, GS). La norme recommande une dizaine de cycles pour une homogénéisation optimale ; toutefois, les lots ayant déjà été mélangés lors des étapes précédentes (prélèvement à la pelle, présélection < 50 mm, remplissage des big bags), trois cycles ont été jugés suffisants. Une vérification rapide de l'homogénéité (contrôle visuel au centre du tas et comparaison ponctuelle entre quadrants) a confirmé l'absence de différences notables pour ces matériaux.

3.2.1.2 Granulométrie différenciée

Pour le matériau fractionné en classes granulométriques (KN), les quantités à homogénéiser étant plus faibles, des procédés adaptés ont été employés : la technique des quatre coins (voir section précédente) et celle du baril avec ailettes ont été utilisées. Cette dernière technique consiste à remplir le tonneau à mi-hauteur, à le fermer, puis le rouler sur 15-20 m en alternant le sens de rotation (voir figure 3.11). Ainsi, les approches d'homogénéisation pour les différentes tranches granulométriques sont les suivantes :

- 50–15 mm : Méthode des quatre coins sur bâche. Le matériau est étalé en cercle sur une bâche propre ; les coins de la bâche sont successivement rabattus vers le centre, puis le tas est ré-étalé. Environ 30 cycles ont été réalisés.
- 15–5 mm : Méthode des quatre coins à la pelle. Même séquence que ci-dessus, effectuée à la pelle sur une aire nettoyée. Dix cycles ont été réalisés.

- 5–2,4 mm ; 2,4–0,85 mm ; <0,85 mm : Tonneau à ailettes. ~20 passages ont été effectués.

À l'issue de l'homogénéisation de chaque fraction, les lots ont été conditionnés et étiquetés pour les caractérisations.

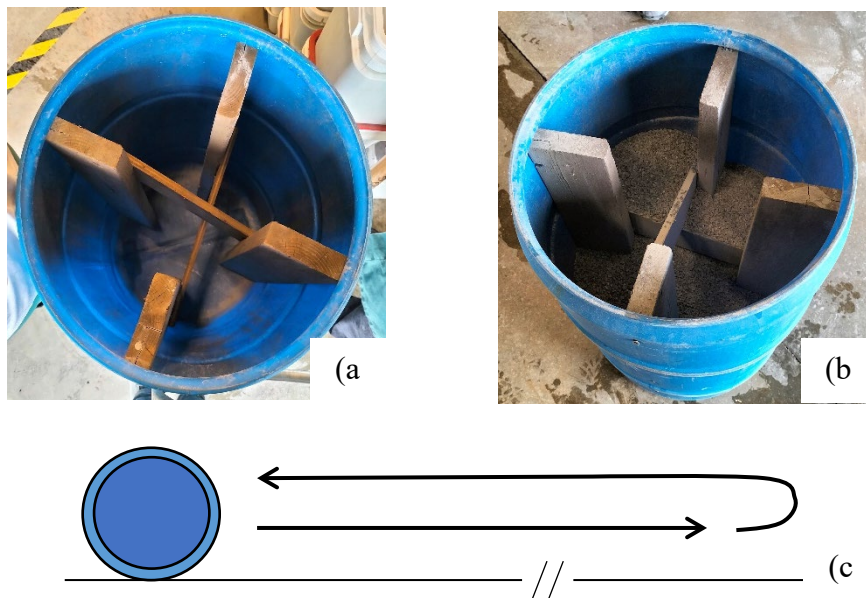


Figure 3.11 : Photographies du baril avec ailettes internes vide (a) et à moitié plein près à être roulé (b). Schéma du fonctionnement de la technique (c).

3.2.1.3 Pulvérisation :

Plusieurs analyses requièrent un matériau pulvérisé. Une petite quantité de chaque lot a donc été préparée au broyeur planétaire FRITSCH Pulverisette n° 5, selon le protocole suivant, afin d'obtenir une poudre fine et homogène (figure 3.12) :

- Si l'échantillon est trop grossier, pré-broyage, puis homogénéisation par la méthode des quatre coins.
- Prélèvement d'environ 100 g du lot homogénéisé et chargement dans le bol de pulvérisation.
- Pulvérisation au broyeur planétaire, puis tamisage manuel au tamis cible (mailles 0,75 mm ou plus fin selon l'analyse).

- Homogénéisation secondaire de la fraction passée au tamis par la méthode des quatre coins.

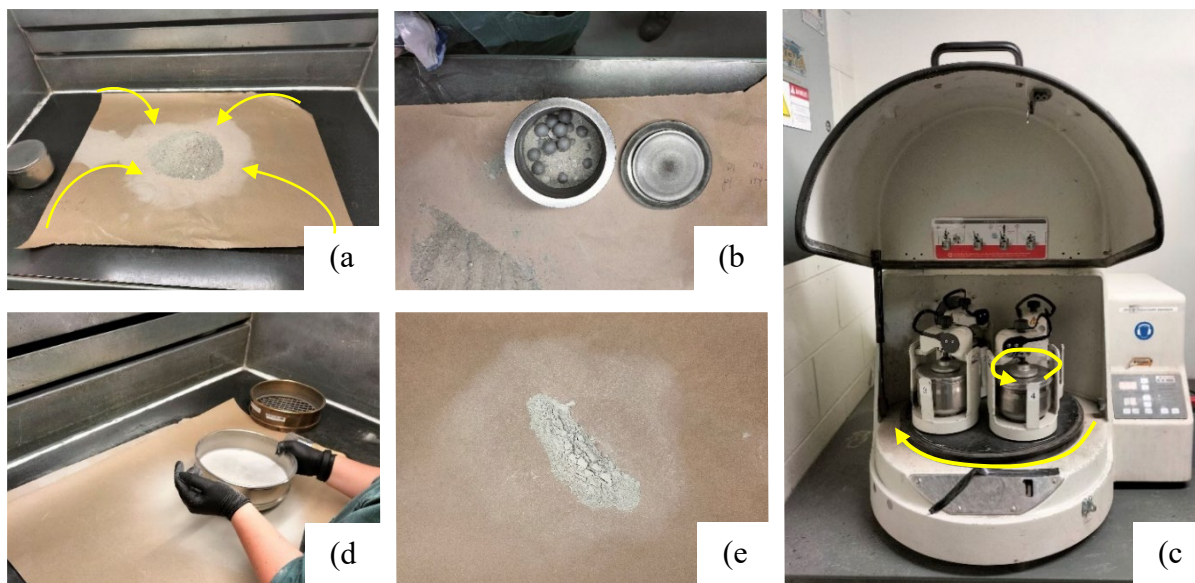


Figure 3.12 : Étapes de pulvérisation d'un échantillon : homogénéisation (a), placement dans le bol (b), pulvérisation (c), tamisage (d) et homogénéisation à nouveau (e).

Les pulpes obtenues sont ensuite utilisées pour les mesures de densité relative, les dosages soufre/carbone, les éléments majeurs et traces, l'évaluation du potentiel de génération d'acide et les analyses minéralogiques.

3.2.2 Caractérisation physique

Une fois les matériaux homogénéisés, une campagne de caractérisation intégrée a été menée. Elle débute par la caractérisation physique, comprenant l'établissement des courbes granulométriques par tamisage mécanique (ASTM 2007) et la mesure de la densité relative par pycnomètre à l'hélium (ASTM 2014b).

3.2.2.1 Courbe granulométrique :

La distribution granulométrique est obtenue en deux étapes complémentaires : tamisage mécanique à sec pour les fractions grossières et moyennes (en pratique, 50 à 0,08 mm), puis granulométrie laser pour les fractions fines (jusqu'à 0,01 μm), selon les normes ASTM (2007) et Merkus (2009). Un assemblage des distributions granulométriques obtenues par les deux méthodes en une courbe continue avec fermeture du bilan massique est également nécessaire.

Tamissage mécanique :

Les particules comprises entre 50 et 5 mm sont séparées sur tamiseur à vibrations (Gilson TS-1) au moyen d'une série de tamis décroissants, ici 28, 20, 14, 10 et 5 mm. La fraction passante (<5 mm) est récupérée et est ensuite traitée sur Ro-Tap RX-29 avec une série plus fine, ici 2.36 mm, 1.18 mm, 0.60 mm, 0.30 mm, 0.15 mm et 0.080 mm (ASTM, 2007) (figure 3.13).

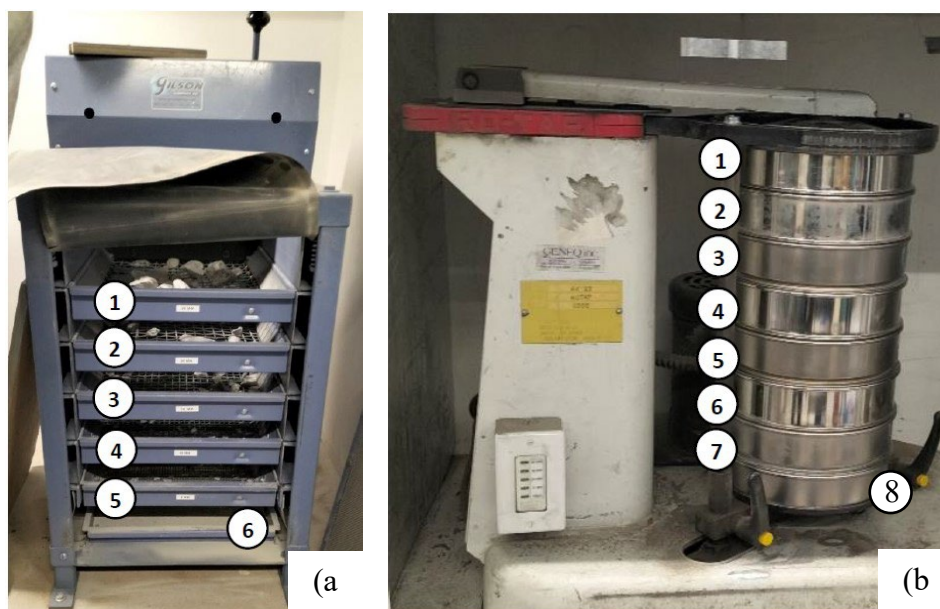


Figure 3.13 : Gilson (28mm, 20mm, 14mm, 10mm, 5mm et plateau) (a) et Ro-tap (5mm, 2,5mm, 1,25mm, 0,63mm, 0,315mm, 0,16mm, 0,080mm et plateau) (b) avec leurs tamis respectifs

Environ 5 kg de matériaux sont chargés en partie supérieure et le tamissage est conduit 10 à 15 minutes par appareil (ou jusqu'à variation <1 % entre deux pesées successives). À chaque étape, le contenu de chaque tamis est pesé. La somme des masses doit satisfaire à la fermeture du bilan (≥ 99 %). Les fractions récupérées dans le plateau $<0,080$ mm sont homogénéisées avant transfert à l'étape suivante, l'analyse laser.

Analyse laser :

La fraction fine est analysée au granulomètre laser (Malvern Mastersizer 3000-Hydro LV) (Merkus, 2009). La préparation comprend la dispersion dans un milieu adapté, la désagglomération par ultrasons si nécessaire, et la saisie des indices optiques (réfraction/absorption) du matériau. Le Mastersizer couvre typiquement $0,01$ à $3\,500\ \mu\text{m}$; chaque mesure est réalisée en duplicata ou

triplicata, avec contrôle de la stabilité du signal et des paramètres de qualité. Les précisions données par le fabricant sont les suivantes : précision de 0,6 % sur des étalons en latex polystyrène, répétabilité meilleure que 0,5 % et reproductibilité meilleure que 1 %.

Assemblage des distributions :

Les courbes issues du tamisage et du laser sont assemblées a posteriori dans une fenêtre de recouvrement où les deux méthodes sont fiables (p. ex. 300–1 000 μm). L'alignement se fait sur les pourcentages cumulés passants ; la courbe finale est normalisée à 100 % et les indicateurs D_{10} , D_{50} , D_{90} , C_u (D_{60}/D_{10}) et C_c ($D_{30}^2/(D_{60}*D_{10})$) sont extraits (tableau 3.7) avec C_u le coefficient d'uniformité, C_c coefficient de courbure et D_x le diamètre effectif (mm).

Tableau 3.7 : Tableau résumant les indicateurs granulométriques des matériaux tout venant KN, GN, GS et MU.

Matériaux	KN	GN	GS	MU
Granulométrie	TV	TV	TV	TV
D10 (mm)	0,37	0,40	0,31	0,31
D50 (mm)	14,0	15,5	12,3	12,4
D90 (mm)	46,9	48,7	44,7	43,8
Cu (-)	55,8	64,3	65,1	65,1
Cc (-)	2,14	1,98	2,28	0,19

Tableau 3.8 : Tableau résumant les indicateurs granulométriques du matériau KN à différentes granulométries (50-15, 15-5, 5-2,4, 2,4-0,85, <0,85mm).

Matériaux	KN				
Granulométrie (mm)	50-15	15-5	5-2,4	2,4-0,85	<0,85
D10 (mm)	20,6	5,35	2,36	0,85	0,21
D50 (mm)	30,8	10,4	3,25	1,34	0,48
D90 (mm)	50,7	14,6	4,54	2,15	0,80
Cu (-)	1,67	2,26	1,49	1,76	2,44
Cc (-)	0,83	0,97	0,93	1,92	1,86

Les figures 3.14 et 3.15 montrent les courbes granulométriques de tous les matériaux utilisés dans ce projet.

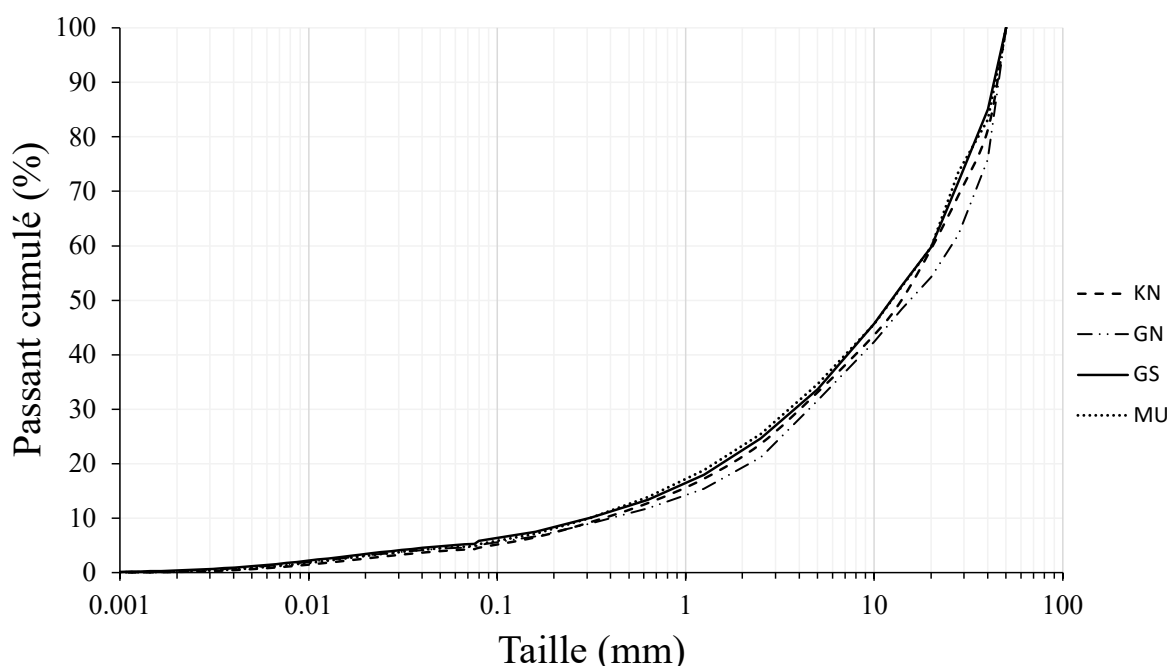


Figure 3.14 : Courbe granulométrique des matériaux tout venant KN, GN, GS et MU (Mixing Unit).

Les matériaux tout-venant (KN, GN, GS et MU) présentent des distributions granulométriques globalement comparables, caractérisées par des courbes étalées indiquant une large gamme de tailles de particules. Cette hétérogénéité granulométrique est cohérente avec les valeurs élevées du coefficient d'uniformité, traduisant des matériaux bien étalés plutôt que uniformes. Les courbes cumulées montrent une progression similaire du passant, suggérant des comportements hydrogéologiques proches entre les différents matériaux.

Dans le cas du matériau KN tamisé en différentes fractions granulométriques, les courbes mettent en évidence une séparation nette des classes de tailles, avec des distributions plus resserrées pour chaque fraction, traduisant une homogénéité accrue au sein de chaque intervalle granulométrique. Cette structuration granulométrique se reflète dans des coefficients d'uniformité plus faibles, indiquant des matériaux plus uniformes, bien que certaines fractions montrent une légère variabilité interne. Ces différences granulométriques devraient impliquer des comportements contrastés en

termes de conductivité hydraulique et de réactivité géochimique, les fractions fines offrant une surface spécifique plus élevée et donc un potentiel de réactivité accru.

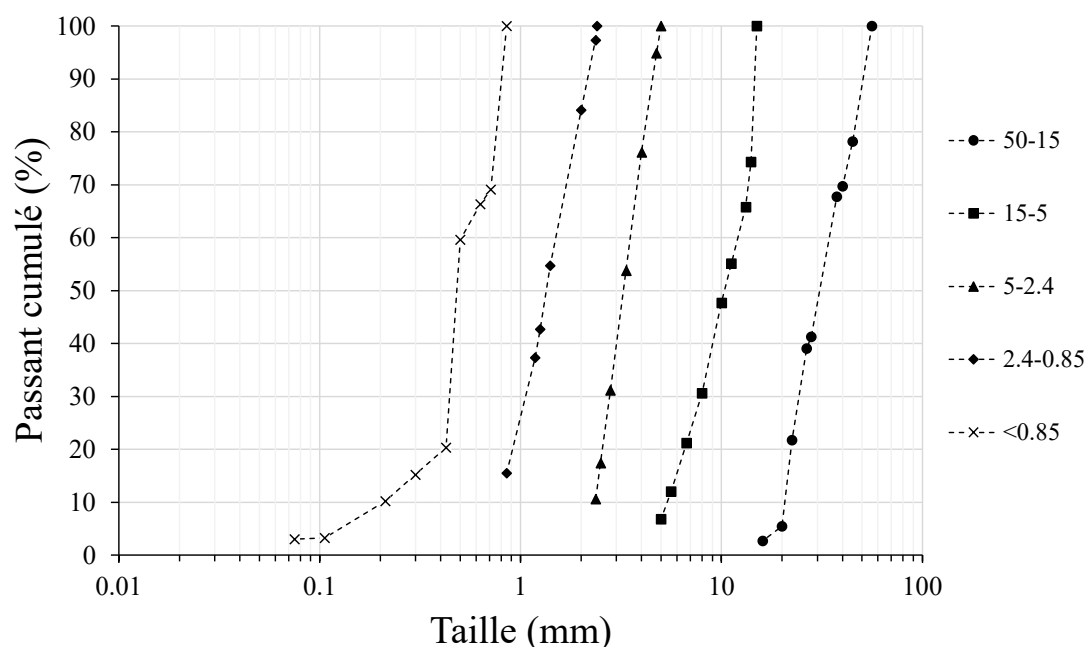


Figure 3.15 : Courbe granulométrique du matériau KN tamisé en cinq tailles granulométriques (50-15, 15-5, 5-2,4, 2,4-0,85 et <0,85mm).

3.2.2.2 Densité relative des grains solides

La masse volumique réelle des particules ρ_s (densité relative des grains solides G_s lorsque l'on divise la valeur par la masse volumique de l'eau) a été mesurée sur les matériaux préalablement pulvérisés par pycnomètre à l'hélium, à l'aide d'un Quantachrome Ultrapyc 1200e, cellule petits échantillons, conformément à la norme ASTM (2014a). La résolution de l'instrument est de $0,0001 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$; la précision et la répétabilité annoncées pour la cellule utilisée sont respectivement de 0,003 % et 0,015 % (Quantachrome Instruments, n.d.).

Pour chaque mesure, une portion d'échantillon est pesée, introduite dans la petite cellule, puis placée dans l'appareil ; l'identifiant et la masse sont saisis avant lancement de l'analyse. L'Ultrapyc effectue une mise sous vide suivie d'injections d'hélium et, à partir des variations de pression (loi de Boyle), détermine le volume solide de l'échantillon. La masse volumique des particules est alors calculée par $\rho_s = m/V_s$ où m est la masse saisie et V_s le volume solide mesuré. L'essai se poursuit par cycles jusqu'à obtenir trois résultats consécutifs dont l'écart relatif est <0,5 %, cas dans lequel

la valeur reportée est la moyenne des trois dernières lectures ; à défaut, l'appareil peut réaliser jusqu'à 15 cycles et reporte alors la moyenne des trois dernières mesures. Les valeurs obtenues sont de 2,75 pour le GN, 2,89 pour le KN (tamisé et tout venant), 2,83 pour le GS et 2,88 pour le MU.

3.2.3 Caractérisation chimique :

3.2.3.1 Teneur en soufre/carbone :

La teneur en soufre et en carbone de chaque échantillon pulvérisé a été mesurée au four à induction (Eltra CS-2000) dont la sensibilité est de 0,05 μg et la précision de l'ordre de 0,5 %. Les identifiants et masses des aliquotes sont saisis avant analyse ; l'appareil réalise des cycles sous vide/injection d'hélium et calcule le volume gazeux remplacé, puis les teneurs en S et C à partir du signal de combustion. Un schéma de contrôle qualité est appliqué à chaque série : blanc, étalonnage multi-points avec matériaux certifiés, vérification intermédiaire sur étalons bas, et duplicatas ($\geq 10\%$ des échantillons) avec critère d'acceptation (écart relatif) fixé à un seuil opérationnel. À partir des valeurs de %C et %S, on peut déduire le potentiel de neutralisation (PN) et le potentiel d'acidification (PA), les deux exprimés en $\text{kg CaCO}_3/\text{t}$ (Plante et al., 2021). Plus de détails seront présentés dans une section ultérieure.

Les résultats analytiques de chacun des matériaux sont présentés ci-dessous et synthétisés dans le tableau 3.9.

Tableau 3.9 : Tableau récapitulatif des valeurs de %C et %S.

Matériel	Granulométrie (mm)	%C	%S	PN (kgCaCO_3/t)	PA (kgCaCO_3/t)	PNN (kgCaCO_3/t)	RPN
KN	Tout venant	2,32	0,07	193	2,26	191	87,9
	50-15	2,52	0,07	210	2,29	208	95,4
	15-5	2,33	0,16	194	4,95	189	38,9
	5-2,4	2,01	0,11	167	3,41	164	49,2
	2,4-0,85	1,81	0,10	151	3,11	148	48,6
	<0,85	1,43	0,14	119	4,36	115	27,1
GN	Tout venant	0,35	0,36	29,2	11,4	17,9	2,60
GS	Tout venant	0,38	0,14	31,7	4,43	27,3	7,13
MU	Tout venant	1,93	0,12	161	3,63	157	42,3

3.2.3.2 Spéciation du soufre :

La spéciation du soufre a été réalisée sur des matériaux pulvérisés selon la procédure interne IRME PE3 AC-15, dérivée de Sobek et al. (1978) avec une précision d'environ 5%. L'approche consiste à réaliser le protocole suivant : un extrait acide (HCl) est préparé sous agitation contrôlée, puis porté à chaud avant dilution ; la teneur en soufre dissous dans l'extrait est mesurée par ICP. Cette fraction est interprétée comme « soufre extractible à l'acide » (principalement sulfate et phases solubles à HCl). La fraction résiduelle dans le solide, majoritairement sous forme sulfure, est estimée par différence avec le soufre total mesuré indépendamment au four à induction (Equation 3.2) :

$$S_{\text{sulfures}} = S_{\text{total}} - S_{\text{sulfates}} \quad (3.2)$$

Les résultats sont reportés en % S (ou $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) pour S_{sulfates} et S_{sulfures} . Dans les différents matériaux étudiés, aucun soufre sulfate n'a été mesuré. On considèrera donc que tout le soufre présent dans les échantillons est du soufre sulfure.

3.2.3.3 Bilan acide base :

Les valeurs de soufre (S) et carbone (C) servent aux calculs des potentiels théoriques ($\text{kg CaCO}_3 \cdot \text{t}^{-1}$) utilisés dans l'évaluation PAG/NPAG (Equation 3.3 et 3.4) :

$$PA = 31.25 * \%S_{\text{sulfure}} \quad (3.3)$$

$$PN = 83.3 * \%C_{\text{total}} \quad (3.4)$$

Où PA est le potentiel d'acide et PN le potentiel de neutralisation. Pour éviter de surestimer PN, le calcul doit s'appuyer sur le carbone inorganique (TIC) et non sur le carbone total lorsque la fraction organique est non négligeable (pas le cas ici). Pour PA, le soufre doit provenir des sulfures. La comparaison entre ces deux potentiels est faite soit par leur différence (potentiel net de neutralisation en kgCaCO_3/t) $\text{PNN} = \text{PN} - \text{PA}$, soit par leur rapport (rapport potentiel de neutralisation) $\text{RPN} = \text{PN}/\text{PA}$. Ce sont ces deux critères qui permettent d'estimer si le matériel est potentiellement générateur d'acide ou non. Globalement si $\text{PNN} > 20$ et $\text{RPN} > 2$ alors le matériau est non potentiellement générateur d'acide (NPAG) ; si $\text{PNN} < -20$ et $\text{RPN} < 1$ alors le matériau est potentiellement générateur d'acide (PAG) ; si le matériau se situe entre ces valeurs, on tombe

dans une zone d'incertitude et on ne peut pas statuer sur son potentiel de génération d'acide (MEND,2009 ; Plante et al., 2021).

Le potentiel de neutralisation peut également être déterminée grâce à la procédure interne IRME PE3 AC-13, dérivée des méthodes de Sobek et al. (1978) et de Lawrence et Wang (1997) sur matériau pulvérisé, sec et homogénéisé présentant une précision de l'ordre de 10%. Le « Fizz test » sert uniquement à fixer la charge acide initiale en HCl ; l'échantillon est ensuite mis en contact avec l'acide jusqu'à un pH cible de 2-2,5 sous agitation prolongée, puis le milieu est titré au NaOH 0,1 N jusqu'au point de virage pH 8,3. Le PN modifié est calculé par bilan acido-basique, à partir des volumes réellement ajoutés d'acide et de base, et exprimé en $\text{kg CaCO}_3 \cdot \text{t}^{-1}$ (Equation 3.5) :

$$PN_{\text{modifié}} = \frac{(N_{\text{HCl}} * V_{\text{HCl}}) - (N_{\text{NaOH}} * V_{\text{NaOH}})}{m} * 50 \quad (3.5)$$

Avec, $PN_{\text{modifié}}$ le potentiel de neutralisation (kgCaCO_3/t), N_{HCl} la normalité du HCl (éq/L), V_{HCl} la somme des volumes d'HCl ajoutés (mL), N_{NaOH} la normalité du NaOH en (éq/L), V_{NaOH} le volume de NaOH ajouté (mL) et m la masse de l'échantillon (g).

Ces essais ont été fait uniquement sur les matériaux tout venant, pulvérisés. Les résultats ont été compilés dans le tableau 3.10 et comparés aux résultats PN obtenus via les essais de quantification du carbone.

Tableau 3.10 : Tableau comparatifs des résultats des essais acide base sur les matériaux de l'étude.

Matériel	Granulométrie (mm)	PNC (kgCaCO_3/t)	PN_{Sobek} (kgCaCO_3/t)	PA (kgCaCO_3/t)	PNN (kgCaCO_3/t)	RPN
KN	Tout venant	193	158	2,26	191	85,4
	50-15	210	-	2,29	208	91,7
	15-5	194	-	4,95	189	39,2
	5-2,4	167	-	3,41	164	49,0
	2,4-0,85	151	-	3,11	148	48,6
	<0,85	119	-	4,36	115	27,3
GN	Tout venant	29,2	33,6	11,3	17,9	2,58
GS	Tout venant	31,7	28,5	4,43	27,3	7,16
MU	Tout venant	161	131	3,63	157	44,4

Bien que des différences (20,1 % pour KN, 14,0 % pour GN, 10,6 % pour GS et 20,3 % pour MU) soient observées, les valeurs de PN évaluées par les deux méthodes restent dans les mêmes ordres de grandeurs, ne changeant pas les classifications PAG/NPAG des différents matériaux.

L'interprétation de ces résultats peut également se faire graphiquement (figure 3.16), afin de faciliter la compréhension du lecteur.

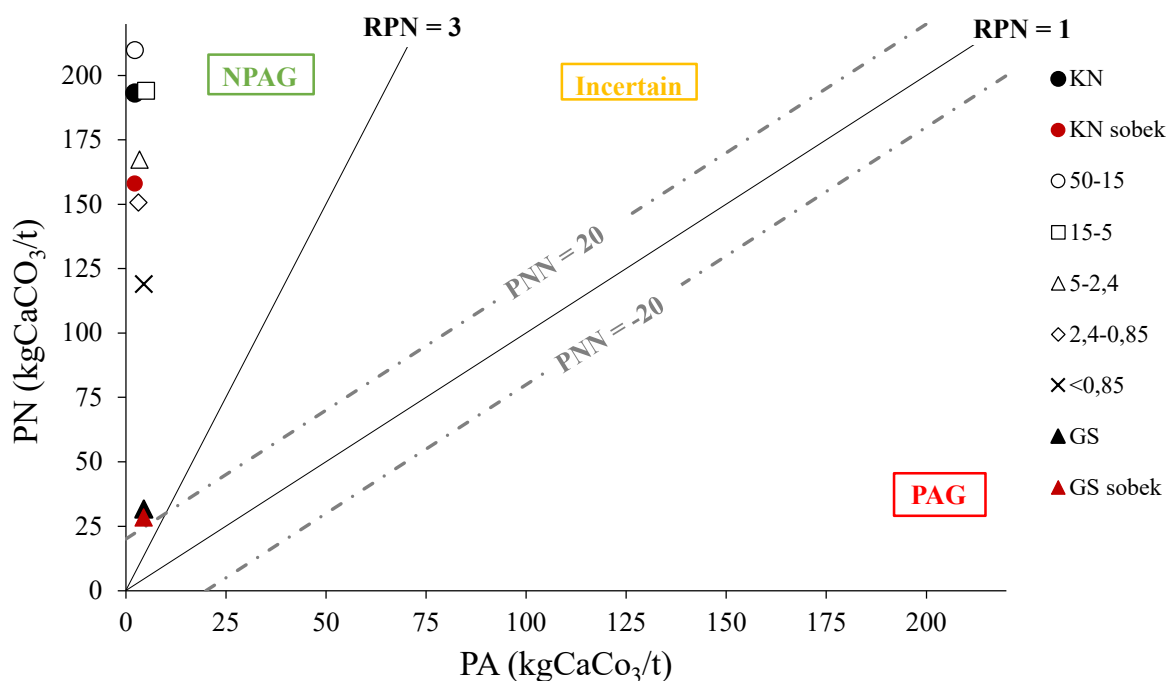


Figure 3.16 : Report des valeurs PN et PA des différents matériaux dans un diagramme explicitant les critères d'interprétation des essais Sobek.

Grâce à cette figure, on peut valider que le matériau KN tout venant ainsi qu'à toutes les granulométries choisies est NPAG comme prévu, tout comme le matériel GS. Cependant le matériau GN que nous voulions PAG se trouve dans la partie incertaine du graphique (entre les deux droites PNN et les deux droites RPN).

3.2.3.4 Éléments majeurs et traces :

Les éléments majeurs et traces ont été déterminés sur les échantillons solides pulvérisés de chacune des lithologies par analyse en roche totale (fusion borate + ICP-OES) pour les éléments majeurs et digestion multi-acide suivie d'une quantification par ICP-MS pour les éléments traces, afin d'établir pour chaque lithologie une composition complète (dont As) utile aux interprétations et au classement PAG/NPAG.

ICP AES/MS :

Les échantillons de matériau pulvérisé ont été préparés par digestion quasi-totale en micro-ondes et mélange quatre acides (HCl–HClO₄–HF–HNO₃), puis analysés par ICP-AES et ICP-MS, combinés permettant l'analyse de 49 éléments dont : As, Ca, Fe, Mg, Na, Ni et S. La précision de ces analyses est d'environ 5 % (Villeneuve, 2004).

Les échantillons ont été préparés (séchés, concassés et pulvérisés) au laboratoire de l'URSTM puis envoyé au laboratoire SGS SA© pour analyse (tableau 3.11).

Les analyses chimiques montrent que la lithologie KN présente des teneurs élevées en Fe ($\approx 7\%$), Mg ($\approx 3\%$), Ni (≈ 800 ppm) et As (≈ 500 ppm), avec des variations limitées entre les différentes fractions granulométriques. La composition du tout-venant est du même ordre de grandeur que celle des fractions tamisées, indiquant une cohérence globale entre les échantillons. La lithologie GN se caractérise par de faibles teneurs en As (≈ 30 ppm) et en Ni (≈ 80 ppm), ainsi que par des teneurs plus faibles en Fe ($\approx 3\%$) et Mg ($\approx 2\%$), mais une teneur plus élevée en Na ($\approx 2\%$). La lithologie GS présente des teneurs intermédiaires, avec 105 ppm d'As et 183 ppm de Ni, ainsi qu'une teneur plus élevée en Al ($\approx 9\%$) et en S ($\approx 0,4\%$) par rapport aux autres lithologies. La lithologie MU présente des teneurs en Fe ($\approx 5\%$), Mg ($\approx 9\%$), Ni (≈ 580 ppm) et As (≈ 400 ppm) intermédiaires entre celles des lithologies KN et GN.

Tableau 3.11 : Tableau récapitulatif de certains éléments majeurs et traces (Al, As, Ca, Fe, K, Mg, Na, Ni et S) contenus dans tous les matériaux.

Matériaux	Granulométrie (mm)	Al %	As ppm	Ca %	Fe %	K %	Mg %	Na %	Ni ppm	S %
KN	Tout venant	3,42	592	4,08	6,13	1,16	12,5	0,07	791	0,09
	50-15	4,33	527	4,11	6,63	1,49	13,6	0,18	820	0,09
	15-5	3,86	423	4,38	6,69	1,10	12,9	0,15	778	0,20
	5-2,4	4,00	465	4,11	7,29	1,09	14,0	0,09	901	0,15
	2,4-0,85	4,07	458	3,71	7,31	1,02	14,4	0,08	934	0,14
	<0,85	3,88	564	2,91	6,85	0,99	14,6	0,09	1008	0,17
GN	Tout venant	7,08	28	1,54	3,41	2,88	1,76	2,40	80	0,18
GS	Tout venant	9,21	105	1,65	5,27	3,65	2,45	1,79	183	0,42
MU	Tout venant	4,17	415	3,23	5,29	1,31	9,09	0,57	577	0,13

Analyse en roche totale :

Les oxydes majeurs ont été déterminés après fusion au borate de lithium, puis par lecture par fluorescence X (XRF). La perte au feu (LOI) a été mesurée séparément au four. Ces analyses ont également été faites à l'externe dans les laboratoires SGS SA © après que les échantillons ont été préparés (séchés, concassés, pulvérisés) au laboratoire de l'URSTM.

Les analyses des oxydes majeurs montrent que la lithologie KN est dominée par SiO_2 ($\approx 42\%$), MgO ($\approx 20\%$) et Fe_2O_3 ($\approx 10\%$), avec des variations limitées entre les différentes fractions granulométriques (tableau 3.12). Les teneurs en Al_2O_3 ($\approx 7\%$) et CaO ($\approx 5\%$) restent relativement constantes. La composition du tout-venant est du même ordre de grandeur que celle des fractions tamisées. La lithologie GN se caractérise par des teneurs élevées en SiO_2 ($\approx 65\%$) et Al_2O_3 ($\approx 13\%$), ainsi que par de faibles teneurs en MgO ($\approx 3\%$) et Fe_2O_3 ($\approx 5\%$). La lithologie GS présente également des teneurs élevées en SiO_2 ($\approx 60\%$) et Al_2O_3 ($\approx 17\%$), avec des teneurs modérées en Fe_2O_3 ($\approx 8\%$) et MgO ($\approx 4\%$). La lithologie MU présente des teneurs intermédiaires en SiO_2 ($\approx 50\%$), MgO ($\approx 15\%$) et Fe_2O_3 ($\approx 9\%$).

Tableau 3.12 : Tableau récapitulatif des oxydes majoritaires et de la LOI de tous les matériaux.

Matériaux	Granulométrie (mm)	Al_2O_3 %	CaO %	Fe_2O_3 %	K_2O %	MgO %	SiO_2 %	SUM %	LOI %
KN	Tout venant	6,29	5,97	9,27	1,26	18,7	45,6	87,2	11,8
	50-15	7,89	5,90	10,0	1,59	20,1	40,0	85,5	13,1
	15-5	6,99	6,26	10,0	1,17	18,8	43,2	86,5	11,8
	5-2,4	7,16	5,80	10,4	1,12	20,9	42,1	87,5	11,1
	2,4-0,85	7,21	5,23	10,5	1,05	21,4	42,8	88,2	10,4
	<0,85	7,28	4,24	10,7	1,07	21,5	44,0	88,8	9,86
GN	Tout venant	13,6	2,22	5,26	3,30	2,82	65,7	92,9	2,89
GS	Tout venant	17,3	2,32	7,75	4,08	3,61	57,8	92,9	3,39
MU	Tout venant	8,70	5,25	8,96	1,60	15,4	47,9	87,9	10,1

Plus de détails sur les éléments analysés ainsi que sur leurs limites de détections sont disponibles en annexes (Annexe A)

3.2.4 Caractérisation hydrogéologique :

3.2.4.1 Conductivité hydraulique :

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) est le coefficient de la loi de Darcy (Richards, 1931 ; Childs et Collis-George, 1950) qui quantifie la capacité d'un milieu poreux à transmettre l'eau. Ici, elle a été estimée à partir de la granulométrie (modèles empiriques de Shepherd, Taylor & Budhu et Kozeny-Carman modifié) puis vérifiée par mesures en colonnes rigides saturées (charge constante pour les matériaux grossiers ; charge variable pour la fraction pseudo-fine $< 0,85$ mm). En raison de contraintes matérielles, certaines conductivités hydrauliques saturées (k_{sat}) n'ont pas pu être mesurées expérimentalement. Dans ces cas, des valeurs estimées issues des corrélations granulométriques ont été utilisées afin de compléter l'ensemble des paramètres hydrogéologiques requis.

Estimation de la conductivité hydraulique

Pour chaque lithologie, la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) a été estimée à partir de la distribution granulométrique en appliquant trois prédicteurs recommandés pour les stériles miniers. Le modèle de Kozeny-Carman (KC) permet de prédire la conductivité hydraulique saturée des matériaux plastiques et non plastiques en prenant en considération la surface spécifique (Chapuis et Aubertin, 2003 ; Chapuis, 2004). Ce modèle a été modifié (KCM) (Mbonimpa et al, 2002) afin d'estimer la conductivité hydraulique saturée des matériaux granulaires. Cependant, d'après Peregoedova (2012), ces modèles ne permettent pas d'estimer convenablement la conductivité hydraulique saturée des stériles miniers notamment dû au fait de l'utilisation des paramètres de granulométrie effective (D_{10} ou D_{15}) qui ne seraient pas assez représentatifs pour ce type de rejets. L'autrice recommanderait plutôt un modèle basé sur un diamètre des particules plus gros (D_{50}) pour une meilleure estimation. C'est pour cela que les modèles de Taylor (1948) et Budhu (2011) ou encore de Shepherd (1989) se sont avérés plus efficaces pour prédire la conductivité hydraulique saturée des stériles miniers (tableau 3.13).

Tableau 3.13 : Modèles d'estimation de la conductivité hydraulique qui pourraient être applicable à nos matériaux.

Modèle	Formule	Utilisation
Kozeny-Carman modifié (Mbonimpa et al., 2002)	$k_G = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{1+e} C_U^{1/3} D_{10}^2$	Matériaux granulaires, moins adapté aux stériles grossiers à granulométrie étalée
Taylor (1948) Budhu (2011)	$k_{sat} = C_1 \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^3}{1+e_v} d_{50}^{1.5}$	Utilise une mesure de laboratoire pour calibration
Shepherd (1989)	$k_{sat} = 3.53 \times 10^{-4} [100 d_{50}^{1.5}]$	Estimateur d'ordre de grandeur, biais si distribution très étalée

Dans ce projet, nous avons choisis d'utiliser l'équation de Shepherd pour estimer la k_{sat} pour les matériaux présentant une granulométrie supérieure à 2,4 mm et le modèle KCM pour les matériaux montrant une granulométrie inférieure à 2,4 mm, les résultats sont présentés dans le tableau 3.14.

Tableau 3.14 : Tableau récapitulatif des conductivités hydrauliques saturées estimées d'après Shepherd (1989) et Mbonimpa et al. (2002) pour tous les matériaux.

Matériaux	KN	GN	GS	MU	
Granulométrie	TV	TV	TV	TV	
k _{sat} (cm.s ⁻¹)	5,8x10 ⁻²	6,8x10 ⁻²	4,8x10 ⁻²	4,9x10 ⁻²	
Matériaux	KN				
Granulométrie	50-15	15-5	5-2,4	2,4-0,85	<0,85
k _{sat} (cm.s ⁻¹)	1,9x10 ⁻¹	3,7x10 ⁻²	6,5x10 ⁻³	1,9x10 ⁻³	3,7x10 ⁻⁴

3.2.4.1.1 Mesure de la conductivité hydraulique saturée

Pour chacun des matériaux étudiés (sauf deux dont on a manqué de matériel), la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) a été mesurée en laboratoire. Deux méthodes ont été utilisées : des essais en colonnes à charge constante suivant la norme ASTM D2434 (ASTM 2022) pour tous les matériaux non tamisés ainsi que pour les matériaux tamisés présentant une granulométrie

supérieure à 0,85 mm ; des essais en perméamètre à paroi rigide et à charge constante suivant la norme D2434 (ASTM 2022) pour les matériaux présentant une granulométrie inférieure à 0,85 mm.

Pour les essais en colonnes à charge constante, la procédure expérimentale est similaire à celle de la norme ASTM 2434 (ASTM 2022). Dans ces essais, du matériel « hors norme » a dû être utilisé car la principale règle à suivre dans ce type de procédure est que le diamètre de la colonne doit être ≥ 6 à 10 fois la taille de la plus grosse particule présente dans les matériaux. C'est pour cela que deux colonnes distinctes ont été utilisées, une colonne de 14 cm de diamètre pour les matériaux allant de 0,85 à 5 mm (2 matériaux) et une colonne de 30 cm de diamètre pour les matériaux allant de 5 à 50 mm (7 matériaux). Des essais à vide de chacune de ces colonnes nous ont permis de discriminer leur conductivité hydraulique saturée maximale et nous ont permis de nous rendre compte que le débit actuel de la plus grosse colonne n'était pas suffisant pour les matériaux à l'étude. Des ajustements ont été effectués afin d'augmenter le débit d'entrée (agrandissement du trou d'entrée ainsi que du tuyau d'approvisionnement) et le débit de sortie (agrandissement du trou d'évacuation du trop-plein) (figure 3.17).



Figure 3.17 : Photographie du montage utilisé lors de l'évaluation de la conductivité hydraulique saturée d'un matériau grossier à l'aide d'une colonne de 30 cm de diamètre et de son système de maintien de la charge constante.

Les différents matériaux ont été compactés dans les différentes colonnes sur une hauteur de 90 cm afin de s'approcher au mieux de la porosité des colonnes de tests de laboratoire (entre 0,4 et 0,5). Les matériaux ont ensuite été saturés lentement par le bas sur 24/48h afin d'éviter au maximum la formation de poches d'air et de migration de particules qui pourraient créer des chemins préférentiels d'écoulement de l'eau. Par la suite, grâce à une colonne intermédiaire faisant office de réservoir et d'évacuation du trop-plein, une charge hydraulique est maintenue constante durant tout l'essai puis les volumes d'eau en sortie de colonne sont mesurés afin de calculer la conductivité hydraulique du matériel grâce à la loi de Darcy (Equation 3.6).

$$k_{sat} = \frac{V}{t} \frac{L}{AH} \quad (3.6)$$

Avec k_{sat} la conductivité hydraulique saturée (cm.s^{-1}), V le volume d'eau (cm^3), A la section de la colonne (cm^2), H la hauteur de la colonne d'eau (cm) et t le temps (s).

Plusieurs essais à la suite sont effectués et une moyenne de ces différents essais nous donne la conductivité hydraulique saturée du matériel. Les résultats de ces essais sont résumés dans le tableau 3.15. Pour informations, deux matériaux n'ont pas pu être testés par manque de matériaux après le montage des colonnes cinétiques.

Tableau 3.15 : Tableau récapitulatif des conductivités hydrauliques saturées mesurées au laboratoire pour tous les matériaux.

Matériaux	KN	GN	GS	MU	
Granulométrie	TV	TV	TV	TV	
k_{sat} (cm.s ⁻¹)	1,8x10 ⁻¹	8,1x10 ⁻¹	3,4x10 ⁻¹	8,1x10 ⁻²	
Matériaux	KN				
Granulométrie	50-15	15-5	5-2,4	2,4-0,85	<0,85
k_{sat} (cm.s ⁻¹)	-	1,5x10 ⁻¹	-	2,5x10 ⁻³	1,16x10 ⁻²

Les conductivités hydrauliques saturées estimées à partir des relations empiriques montrent des écarts par rapport aux mesures de laboratoire. Pour les matériaux tout-venant, les estimations sont systématiquement inférieures aux valeurs mesurées, indiquant une tendance à la sous-estimation des conductivités hydrauliques. Pour les fractions granulométriques de KN, la concordance entre estimations et mesures dépend de la taille des particules. Les fractions grossières présentent des valeurs du même ordre de grandeur, tandis que les fractions fines montrent des écarts marqués,

avec une surestimation importante des conductivités hydrauliques par les modèles empiriques. Dans l'ensemble, les relations utilisées sous-estiment les conductivités des matériaux grossiers et surestiment celles des fractions fines.

3.2.4.2 Courbe de rétention d'eau :

La courbe de rétention d'eau (CRE) décrit la relation entre la teneur en eau volumique θ et la succion matricielle ψ d'un sol, et renseigne ainsi sa capacité à retenir l'eau dans ses pores. En première approximation, en négligeant l'hystérésis, une CRE typique comporte trois domaines : une zone de saturation où $\theta \approx \theta_s \approx n$ pour $\psi \approx 0$, une zone de transition capillaire où θ décroît avec ψ , et une zone résiduelle où θ tend vers θ_r (Figure 3.18). Deux points spécifiques structurent la courbe : la valeur d'entrée d'air ψ_a (AEV) sur la branche de drainage et la valeur d'entrée d'eau ψ_w (WEV) sur la branche de mouillage (Fredlund et al., 2012).

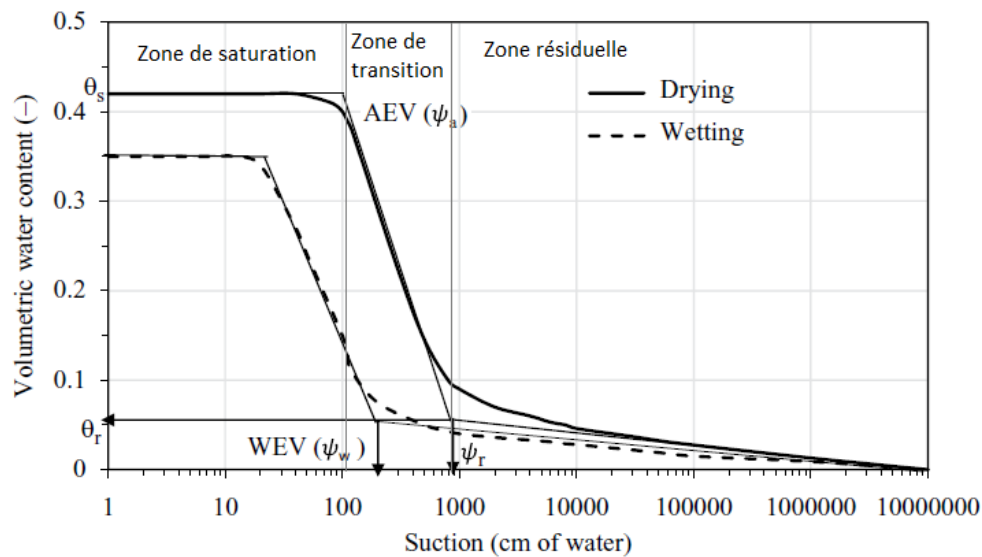


Figure 3.18 : Profil typique de la courbe de rétention d'eau d'un matériau (Mbonimpa et al., 2002).

Estimation de la CRE

La détermination expérimentale d'une courbe de rétention d'eau (CRE) peut être longue et coûteuse ; on procède donc fréquemment à une estimation lors des phases préliminaires, puis on s'en sert comme point de comparaison et de validation quand des mesures en laboratoire deviennent disponibles (Aubertin et al., 2003). Deux grandes familles de modèles existent : les approches physico-empiriques (Haverkamp et Parlange, 1986 ; Fredlund, 2000), qui relient la succion et la

teneur en eau à la distribution granulométrique via une théorie capillaire simplifiée, et les approches « fonctionnelles » fondées sur des paramètres géotechniques globaux (Aubertin et al., 1998 ; Aubertin et al., 2003). Dans cette seconde famille, le modèle de Kovács (1981) a été modifié pour les résidus miniers (Aubertin et al., 1998), puis adapté aux stériles miniers (Peregoedova et al., 2014). Le modèle de Kovács modifié (MK) considère que l'eau est retenue par deux mécanismes complémentaires, la capillarité et l'adhésion. Le degré de saturation s'écrit classiquement comme la somme d'une composante d'adhésion et d'une composante capillaire pondérée (Equation 3.7) :

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 + < 1 - S_a > (1 - S_c) \quad (3.7)$$

Où θ est la teneur en eau volumique et n la porosité, S_a le coefficient d'adhésion et S_c le coefficient de capillarité.

Les deux fonctions S_c et S_a sont données par (Equations 3.8 et 3.9) :

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right] \quad (3.8)$$

$$S_a = a_c \left(1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\psi_0}{\psi_r} \right)} \right) \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{\frac{1}{6}}} \quad (3.9)$$

Où h_{co} est la hauteur capillaire équivalente (mm), m un paramètre lié à la distribution des tailles de pores (usuellement $m = 1/C_U$, avec C_U le coefficient d'uniformité = D_{60}/D_{10}), a_c le coefficient d'adhésion, ψ_r la succion résiduelle, ψ_0 la succion d'un état quasi sec, et ψ_n un paramètre de normalisation pour h_{co} .

Les relations auxiliaires sont (Equations 3.10 et 3.11) :

$$h_{co} = \frac{0,75}{[1,17 \log(C_u) + 1] e D_{10}} \quad (3.10)$$

$$\psi_r = 0,86 h_{co}^{1,2} \quad (3.11)$$

Avec e l'indice des vides et ψ_r exprimée (kPa). Les CRE estimées grâce à ces équations sont consultables dans la figure 3.19 et leurs paramètres associés (obtenus grâce au code RETC) dans le tableau 3.16.

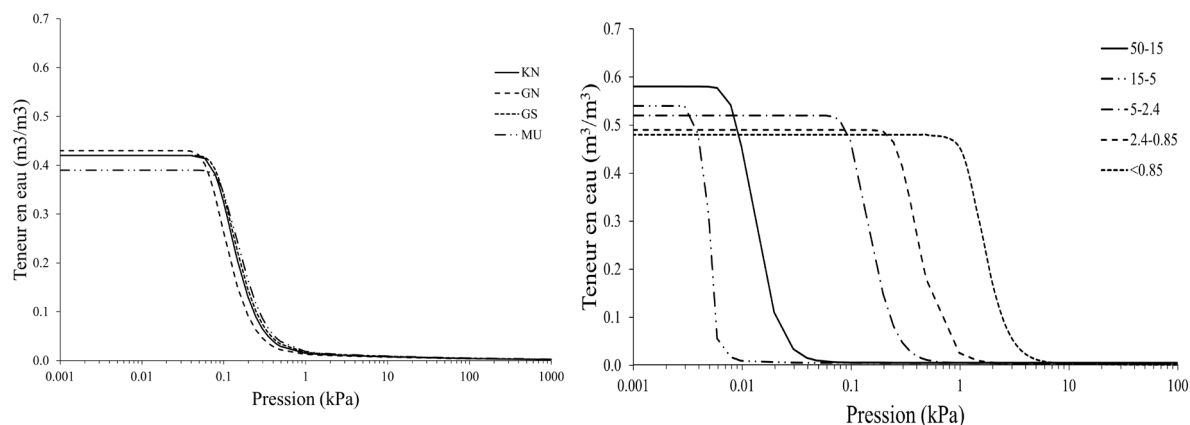


Figure 3.19 : CRE des différents matériaux estimés par le modèle Kovacs modifié.

Tableau 3.16 : Résumé des paramètres hydrologiques basés sur le modèle de Kovacs modifié des différents matériaux.

Matériaux	Granulométrie (mm)	θ_r (m³/m³)	θ_s (m³/m³)	α (m⁻¹)	n (-)	AEV (m)
KN	Tout venant	0,01	0,42	78,8	3,38	0,01
	50-15	0,06	0,58	892	4,32	0,001
	15-5	0,02	0,54	122	13,7	0,0003
	5-2,4	0,07	0,52	70,7	6,30	0,01
	2,4-0,85	0,09	0,49	7,6	7,50	0,04
	<0,85	0,26	0,48	7,9	10,7	0,10
GN	Tout venant	0,01	0,43	97,1	3,48	0,01
GS	Tout venant	0,01	0,42	72,1	3,52	0,01
MU	Tout venant	0,02	0,39	63,6	3,53	0,01

Mesure de la CRE

Pour les matériaux plus grossiers (succions inférieures à 10-20 kPa), la méthode la plus utilisée est la colonne de drainage (Chapuis et al., 2007 ; Peregoedova, 2012 ; Kalonji-Kabambi, 2014). Dans ce projet, les CRE ont été établies directement après les essais de k_{sat} pour éviter des montages/démantèlements répétitifs. Donc, après les essais de conductivité hydraulique saturée, la colonne est drainée gravitairement pendant 24h. Le bas de la colonne est maintenu saturé en plaçant

le drain de désaturation 10 cm au-dessus du fond de la colonne, on conserve ainsi un niveau d'eau de référence et on peut capturer une valeur d'entrée d'air (AEV) réaliste sans désaturation complète du matériau. De plus, un film plastique est placé sur le dessus de la colonne pendant toute la durée de la désaturation afin d'éviter au maximum la perte d'eau par évaporation.

Une fois l'équilibre atteint, la colonne est démontée par tranches de 10 cm. Chaque tranche est pesée humide, séchée pendant 48h à 60°C puis repesée sèche. On calcule pour chaque tranche la teneur en eau (massique), la teneur en eau volumique (θ) et le degré de saturation (Equation 3.14 et 3.15).

$$\text{Teneur en eau massique} = \text{masse échantillon humide} - \text{masse échantillon sec} \quad (3.14)$$

$$\text{Saturation} = \frac{\text{Teneur en eau massique} * G_s}{e} \quad (3.15)$$

Avec G_s la densité relative du matériau (-) et e l'indice des vides du matériau (-).

La courbe de rétention est ensuite tracée en reportant la teneur en eau volumique en fonction de la succion ($\phi = \rho_w g(Z_i - Z_0)$).

Les CRE obtenues grâce à cette méthode sont moins lisses mais montrent des tendances et des paramètres similaires à celles estimées précédemment (figure 3.20 et tableau 3.17).

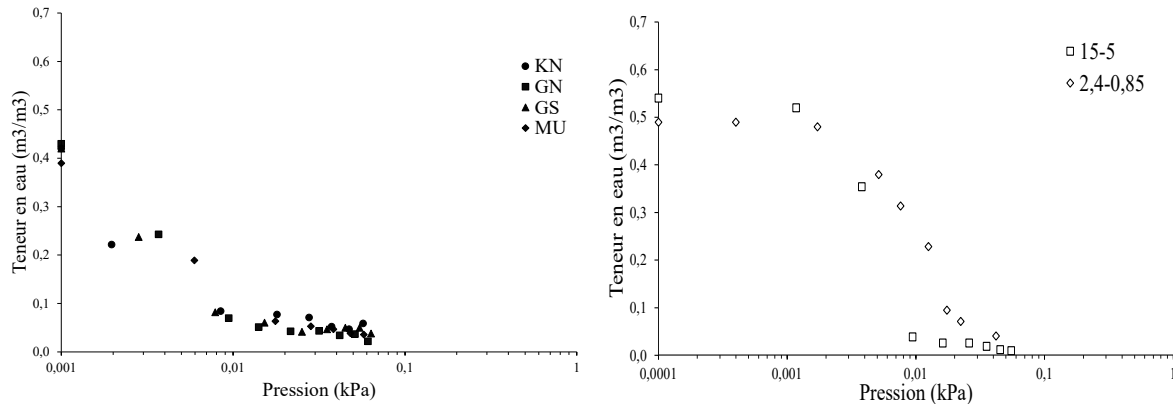


Figure 3.20 : Courbe de rétention d'eau des différents matériaux mesurés en laboratoire.

Tableau 3.17 : Résumé des paramètres hydrologiques basés sur les résultats de laboratoire des différents matériaux.

Matériaux	Granulométrie (mm)	θ_r (m ³ /m ³)	θ_s (m ³ /m ³)	α (m ⁻¹)	n (-)	AEV (m)
KN	Tout venant	0,06	0,42	77,7	2,45	0,0001
	50-15	-	-	-	-	-
	15-5	0,01	0,54	24,2	4,23	0,0002
	5-2,4	-	-	-	-	-
	2,4-0,85	0,04	0,49	14,0	2,79	0,0004
	<0,85	-	-	-	-	-
GN	Tout venant	0,02	0,43	32,6	2,68	0,0001
GS	Tout venant	0,04	0,42	43,0	2,72	0,0001
MU	Tout venant	0,036	0,39	24,4	2,67	0,0001

Les CRE estimées à l'aide du modèle de Kovacs modifié affichent, comme attendu, des courbes plus régulières et monotones que les courbes mesurées en laboratoire. Une comparaison numérique des paramètres caractéristiques (AEV, teneur en eau résiduelle θ_r et teneur en eau saturée θ_s) a cependant permis de vérifier leur cohérence. Les AEV prédits apparaissent systématiquement surestimés par rapport aux valeurs expérimentales, mais demeurent faibles et compris entre 0,001 et 0,13 m pour les courbes estimées et entre 0,013 et 0,071 m pour les courbes mesurées, soit des suctions compatibles avec la présence de matériaux grossiers ou bien triés. Cette surestimation est un comportement classique du modèle de Kovacs pour les matériaux hétérogènes ou granulaires. Une comparaison entre les courbes de rétention d'eau mesurées en laboratoire et celles estimées par le modèle de Kovacs modifié a montré une cohérence satisfaisante entre les deux approches. Pour faciliter l'exploitation numérique et l'ajustement des paramètres hydrauliques, ce sont toutefois les courbes estimées qui ont été utilisées pour la détermination des paramètres de van Genuchten à l'aide du logiciel RETC (van Genuchten et al., 1992). Les données expérimentales présentent une dispersion notable et ne couvrent pas de manière continue l'ensemble du domaine de pression, en particulier dans les zones saturée et de transition. Cette limitation se traduit par une contrainte insuffisante des paramètres hydrauliques. De plus, la quantité de matériau disponible n'a pas permis de caractériser expérimentalement l'ensemble des courbes de rétention d'eau pour tous les cas étudiés. Afin de pallier ces limitations, des courbes de rétention estimées ont été utilisées, permettant d'obtenir un jeu de paramètres hydrauliques complet et cohérent pour la modélisation. Par ailleurs, une analyse comparative a été réalisée en intégrant alternativement des courbes issues des données mesurées et des courbes estimées. Les résultats de modélisation obtenus dans les deux

cas sont du même ordre de grandeur et ne présentent pas de différences notables sur les variables d'intérêt. Cela s'explique notamment par le fait que, pour les matériaux étudiés, la désaturation intervient rapidement et que la continuité globale des courbes influence davantage la réponse du modèle que le choix précis du jeu de paramètres.

3.2.5 Caractérisation minéralogique :

La caractérisation minéralogique vise à identifier et quantifier les phases minéralogiques présentes dans les différents matériaux (dont sulfures, carbonates et porteurs d'As), leurs associations et leur libération. Dans ce projet elle repose surtout sur la diffraction des rayons X (DRX) et la minéralogie automatisée par SEM-EDS.

3.2.5.1 DRX :

Des sous-échantillons pulvérisés ont été analysés au diffractomètre BRUKER AXS D8 Advance (rayonnement Co, 35 kV, 40 mA) équipé d'un détecteur LYNXEYE. Les balayages ont été acquis de 6 à 80° 2 θ , pas angulaire 0,02° et temps par pas 0,75 s. L'identification minéralogique s'appuie sur les bases PDF2/PDF4 de l'ICDD ; le traitement et la quantification ont été réalisés avec DiffracPlus Eva et Topas (méthode de Rietveld). Le laboratoire SGS Lakefield applique une méthode accréditée ISO/IEC 17025 (ME-LR-MIN-MET-MN-D05) ; la limite de détection typique est de l'ordre de 0,5–2 % en fonction de la cristallinité. Cette méthode est dite semi-quantitative car la présence de minéraux amorphes ainsi qu'une orientation préférentielle des minéraux peut influencer les proportions détectées ; c'est pour cela qu'une réconciliation minéralogique est recommandée en association avec les analyses en roches totales (Elghali et al., 2018). Les résultats de ces analyses sont résumés dans le tableau 3.18.

Tableau 3.18 : Tableau récapitulatif des analyses DRX des différents matériaux.

Matériaux (%)	KN						GN	GS	MU
	TV	50-15	15-5	5-2,4	2,4-0,85	<0,85	TV	TV	TV
Quartz	20,9	9,70	16,4	6,50	5,50	6,80	31,6	26,7	21,2
Dolomite	16,0	21,4	14,6	8,80	5,80	6,00	1,30	0,90	11,5
Calcite	2,90	0,60	4,00	5,90	5,40	7,10	1,60	2,30	2,50
Talc	15,1	16,9	16,2	21,7	24,6	26,4	2,10	2,20	12,3
Chlorite	25,9	32,4	31,0	32,4	33,9	36,6	7,10	8,60	24,2
Stilpno- melane	-	-	-	2,40	2,10	3,00	-	1,20	-
Actinolite	3,80	2,90	3,00	3,70	3,80	3,00	2,00	1,70	2,10
Biotite	8,90	10,2	9,10	10,0	10,1	11,1	3,70	5,90	8,50
Microcline	2,20	-	-	2,40	1,80	-	11,8	3,10	2,20
Muscovite	-	-	-	-	-	-	8,60	23,8	-
Albite	4,40	5,90	5,50	6,20	7,00	-	30,1	23,5	9,90

3.2.5.2 MEB :

L'analyse minéralogique automatisée a été réalisée sur des échantillons prélevés avant et après les essais en colonnes par IOS-Services Géoscientifiques (Chicoutimi, Québec). Les sections polies ont été cartographiées au microscope électronique à balayage à émission de champ Zeiss Sigma 300 VP, couplé à un détecteur EDS Ultim-Max 170 mm² (Oxford Instruments). L'acquisition s'est faite en mode cartographie automatisée (contraste BSE + spectrométrie EDS) et le traitement des données, incluant l'identification/classification des phases et la minéralogie modale, ~~les associations et la libération,~~ a été effectué avec ARTmin, logiciel propriétaire d'IOS. Les principaux paramètres instrumentaux (conditions SEM/EDS et pas d'échantillonnage) ont été conservés constants d'une série à l'autre afin d'assurer la comparabilité des cartes ; les limites inhérentes à la technique (résolution liée au pas, mélange sub-pixel, sensibilité réduite aux phases mal cristallisées/amorphes) sont considérées lors de l'interprétation.

Un tableau avec les résultats complets de ces caractérisations est disponible en annexe (Annexe B). Dans ce qui suit, on présente un résumé de la composition chimique, de la teneur en gersdorffite et du déportement de l'arsenic (figures 3.21 et 3.22).

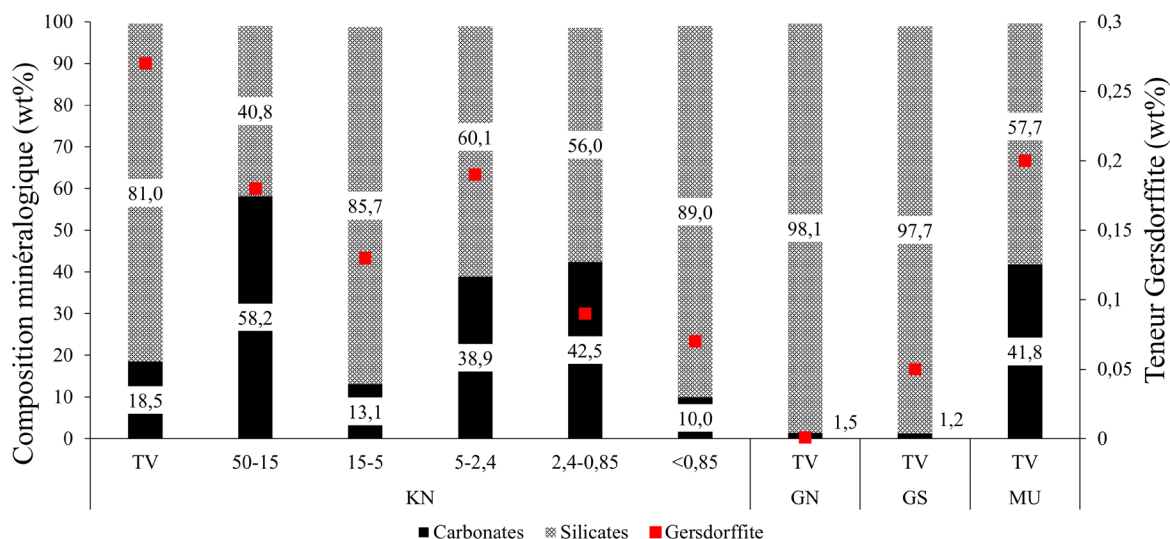


Figure 3.21 : Composition minéralogique et teneur en gersdorffite des différents matériaux.

Les matériaux sont en majorités constitués de silicates, cependant certains possèdent une proportion significative de carbonates, notamment le matériel KN potentiellement générateur d'arsenic. La teneur en gersdorffite est très variable en fonction de la granulométrie et aucune tendance n'est observée. Elle est comprise entre 0,001 (GN) et 0,27 (KN) wt% pour les matériaux non tamisés (tout venant) et entre 0,07 (<0,85) et 0,19 (5-2,4) wt% pour le matériau KN tamisé. Le déportement de l'arsenic a également été évalué car dans certains matériaux l'arsenic était porté à la fois par la gersdorffite et parfois par la pyrite (pour KN 50-15 et KN <0,85). Les estimations minéralogiques indiquent que, pour l'ensemble des matériaux et des fractions granulométriques, l'arsenic est porté quasi exclusivement par la gersdorffite ($\geq 97-100\%$), la pyrite n'en contribuant que de manière marginale ou nulle.

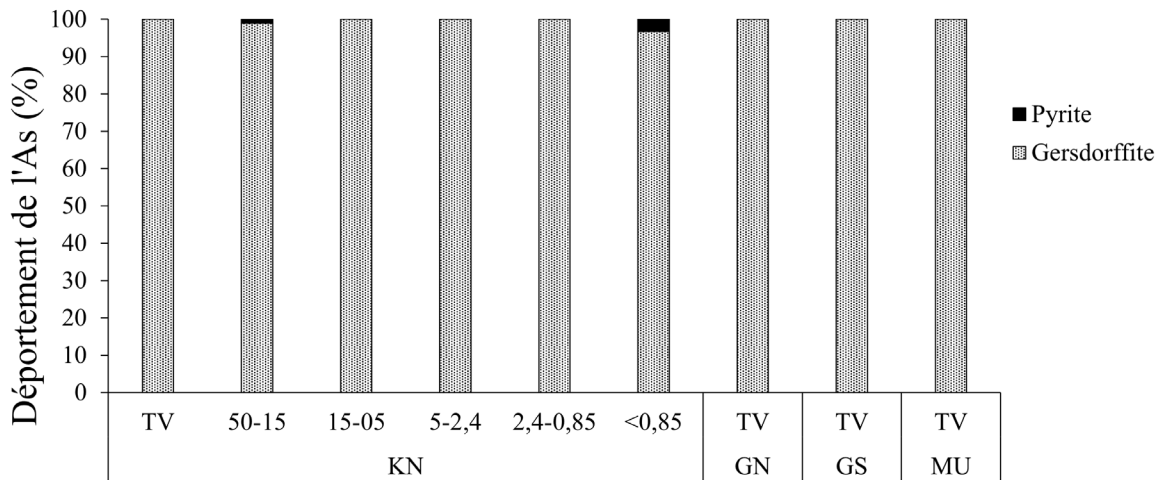


Figure 3.22 : Déportement de l'arsenic pour les différents matériaux.

Pour deux fractions granulométriques (KN 5–2,4 mm et KN 2,4–0,85 mm), la discrimination entre calcite et dolomite n'a pas pu être réalisée, ce qui a conduit à classer ces phases en « *mixed carbonates* ». Afin d'estimer leur répartition réelle, les conversions ont été effectuées à partir des pourcentages volumiques (% vol), un rapport dolomite/calcite mesuré dans le matériau tout-venant, considéré comme représentatif de la composition carbonatée globale, a été utilisé.

Le rapport dolomite/calcite du tout-venant est défini par :

$$R_{TV} = \frac{\text{Dolomite}_{TV}}{\text{Calcite}_{TV}} \quad (3.16)$$

La fraction correspondante de dolomite et de calcite dans les carbonates est donc :

$$f_{Dol}^{TV} = \frac{R_{TV}}{1 + R_{TV}} = f_{Cal}^{TV} \quad (3.17)$$

Les « *mixed carbonates* » ont été redistribués dans chaque fraction selon les équations 3.18 et 3.19 :

$$\% \text{Dolomite}_i^{\text{final}} = \% \text{Dolomite}_i^{\text{mtx}} + f_{Dol}^{TV} \times \% \text{mix}_i \quad (3.18)$$

$$\% \text{Calcite}_i^{\text{final}} = \% \text{Calcite}_i^{\text{mtx}} + f_{Cal}^{TV} \times \% \text{mix}_i \quad (3.19)$$

où $\% \text{mix}_i$ correspond à la proportion de carbonates non discriminés dans le matériel.

Cette procédure permet de conserver la proportion totale de carbonates dans les fractions C3 et C4 (44,24 % et 40,22 % respectivement), tout en redistribuant ces phases selon un ratio minéralogique cohérent avec celui du matériau initial (figure 3.23).

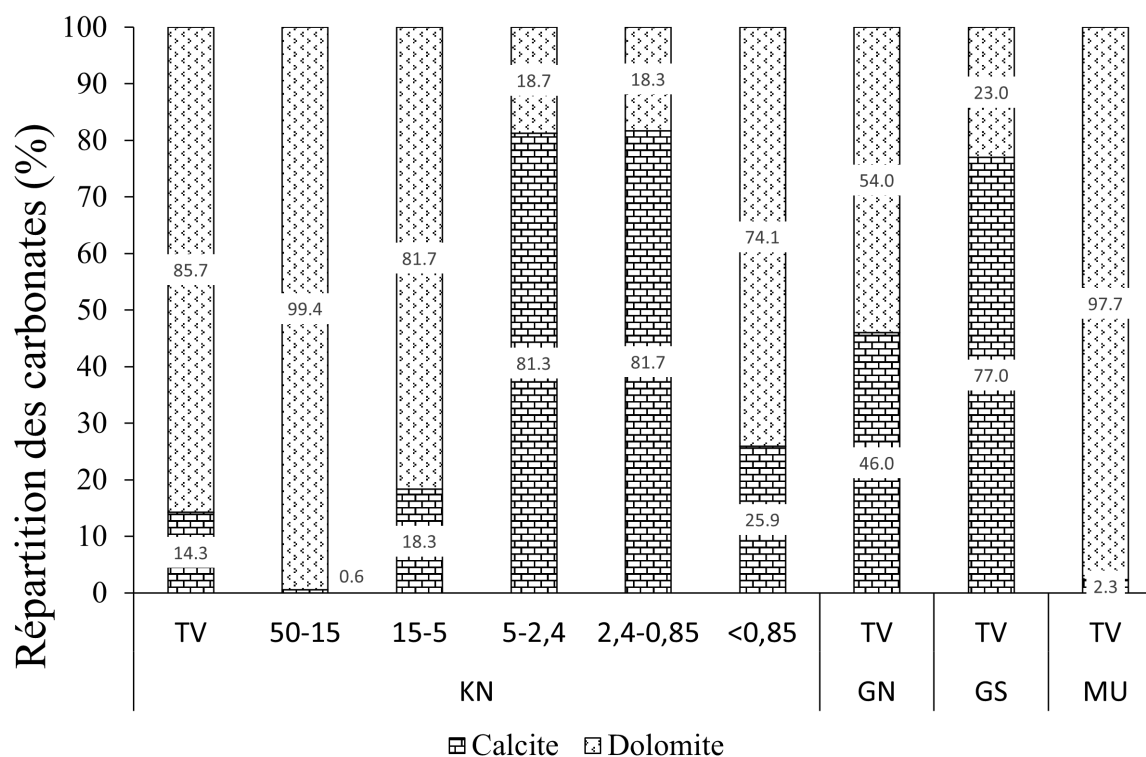


Figure 3.23 : Répartition des carbonates dans les différents matériaux après réconciliation.

3.2.5.3 Essais de sorption

Des essais de sorption du nickel et de l'arsenic ont été réalisés en laboratoire afin d'évaluer le potentiel de rétention des matériaux étudiés. Le protocole mis en œuvre est inspiré de la méthodologie proposée par Marmier et al. (2025), et comprend à la fois des essais cinétiques et des essais à l'équilibre.

Les essais ont été réalisés sur la fraction fine du matériau (< 0,85 mm), préalablement homogénéisée, avec un ratio solide/liquide de 1:10. Une solution mère contenant simultanément du Ni et de l'As a été préparée à partir de $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ et de $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, dans un milieu tamponné (MES), puis diluée afin d'obtenir les concentrations souhaitées.

Les essais cinétiques ont été conduits à concentration unique (40 mg/L), avec des temps de contact de 1 h, 2 h, 6 h, 24 h et 48 h, afin de déterminer le temps d'équilibre. Les suspensions ont été

maintenues sous agitation constante (220 rpm), puis filtrées et analysées par ICP après acidification. Le pH des solutions a également été mesuré en fin d'essai. Les essais à l'équilibre ont ensuite été réalisés pour une gamme de concentrations initiales comprise entre 1 et 1000 mg/L, avec un temps de contact fixé à 48 h sur la base des résultats des essais cinétiques. Les mêmes conditions expérimentales (ratio solide/liquide, agitation, filtration et analyse) ont été appliquées.

Ces essais visaient à caractériser les interactions entre les phases solides et les espèces dissoutes dans des conditions contrôlées, en vue de contraindre les mécanismes potentiels de sorption du Ni et de l'As.

3.2.6 Caractérisation thermique :

La conductivité thermique λ caractérise l'aptitude d'un matériau à transmettre la chaleur. Dans des matériaux granulaires comme les stériles, λ n'est pas une constante unique : elle dépend fortement de l'état et de la structure du milieu. Par exemple, λ augmente quand la porosité diminue (Farouki, 1981) ; le degré de saturation, le remplacement d'air ($\approx 0,024 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$) par de l'eau ($\approx 0,6 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$) accroît λ (Kersten, 1949; Johansen, 1975; Harlan & Nixon, 1978; Côté & Konrad, 2005b) ; la présence de glace élève λ ($\approx 2,2 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ à 0°C) par rapport à l'eau liquide (Kersten, 1949; Johansen, 1975; Harlan & Nixon, 1978; Côté & Konrad, 2005b) ; λ des solides, généralement entre 1 et $5 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$, dépend de l'assemblage minéral et influence la valeur globale de la conductivité thermique (Côté & Konrad, 2005b).

3.2.6.1 Estimation de la conductivité thermique :

Plusieurs modèles permettent d'estimer la conductivité thermique des géomatériaux : Kersten (1949), Johansen (1975) et Côté & Konrad (2005a, 2005b, 2009). Le modèle de Kersten repose principalement sur la teneur en quartz des matériaux et n'est donc pas adapté à toutes les lithologies, notamment celles pauvres en quartz (mafiques à ultramafiques). Le modèle de Johansen (1975) exprime la conductivité thermique d'un sol, pour une densité et un degré de saturation donnés, comme une interpolation normalisée entre l'état sec et l'état saturé. Côté & Konrad (2009) ont proposé un cadre plus général, valable pour des matériaux grossiers et fins, non gelés et gelés,

amélioré ensuite pour les milieux poreux biphasés et les effets de structure. C'est ce dernier modèle qui a été retenu.

La conductivité thermique peut s'exprimer de cette manière (Côté et Konrad 2005b, Equation 3.20) :

$$\lambda_{u,f} = \frac{(\kappa_{u,f} \lambda_{sat(u,f)} - \lambda_{dry}) S_{r(u,f)} + \lambda_{dry}}{(1 + (\kappa_{u,f} - 1) S_{r(u,f)})} \quad (3.20)$$

Où κ est le paramètre empirique basé sur le type de sol ; λ_{sat} et λ_{dry} la conductivité thermique des matériaux saturés et secs, non gelés (u) et gelés (f) et S_r le degré de saturation.

D'après Johansen (1975) (Equation 3.21) :

$$\lambda_{sat(u)} = \lambda_s^{1-n_u} \lambda_w^{n_u} \quad (3.21)$$

Où λ_s est la conductivité thermique des particules solides, λ_w la conductivité thermique de l'eau et n_u la porosité des sols non gelés (Côté et Konrad 2005b).

Il est également possible d'estimer la porosité d'un sol saturé gelé. On estime que le volume des vides peut augmenter de 9 % (Côté et Konrad, 2005b, Equation 3.22) :

$$n_f = \frac{1.09 n_u}{1 + 0.09 n_u} \quad (3.22)$$

Où n_f est la porosité des sols gelés et n_u la porosité des sols non gelés.

En tenant compte du changement de phase et de la teneur en eau volumique non gelée, l'équation 3.21 peut s'écrire (Equation 3.23) :

$$\lambda_{sat(f)} = \lambda_s^{1-n_f} \lambda_i^{n_f-\theta_u} \lambda_w^{\theta_u} \quad (3.23)$$

Avec λ_s , λ_i et λ_w les conductivités thermiques du solide, de la glace et de l'eau, n_f la porosité des sols gelés et θ_u la teneur en eau volumique non gelée.

Le degré de saturation d'un matériau peut également être affecté par le changement de phase de l'eau. La saturation en phase gelée peut alors s'exprimer de la manière suivante (Côté & Konrad, 2005a, Équation 3.24) :

$$S_{r(f)} = \frac{1,09 S_{ru} n_u - 0,009 \theta_u}{n + 0,09 (S_{ru} n_u - \theta_u)} \quad (3.24)$$

Finalement, la conductivité thermique d'un sol sec (à deux phases, eau et air) peut s'écrire de cette manière (Côté & Konrad, 2009, Équation 3.25) :

$$\lambda_{2P} = \frac{(\kappa_{2P} \lambda_s - \lambda_a)(1 - \theta_a) + \lambda_a}{1 + (\kappa_{2P} - 1)(1 - \theta_a)} = \lambda_{dry} \quad (3.25)$$

Où λ_{2P} est la conductivité thermique d'un matériau poreux à deux phases, θ_a la teneur en air volumétrique, λ_a la conductivité thermique de l'air et κ_{2P} un paramètre structural empirique qui se calcule de cette manière (Équation 3.26) :

$$\kappa_{2P} = 0.29 \left(15 \frac{\lambda_a}{\lambda_s} \right)^\beta \quad (3.26)$$

où β dépend de la structure des grains (pour $\lambda_a/\lambda_s < 1/15$; $\approx 0,81$ pour grains ronds, 0,54 anguleux, 0,34 cimentés ; $\lambda_a/\lambda_s > 1/15 \approx 0,46$ tous matériaux confondus) (Côté et Konrad, 2009).

Enfin, la conductivité thermique du solide λ_s est requise et est estimée à partir de la minéralogie par moyenne géométrique pondérée (Côté et Konrad, 2005a, Équation 3.27) :

$$\lambda_s = \prod_{j=1}^z \lambda_{mj}^{x_j} \quad (3.27)$$

Avec :

$$\sum_{j=1}^z x_j = 1$$

Où λ_{mj} est la conductivité thermique du minéral j et x_j sa fraction volumique.

Dans ce projet, la conductivité thermique a été évaluée pour tous les matériaux non tamisés. Les proportions dans les matériaux tamisés n'étant pas extrêmement différents des matériaux tout venant, il a été admis que leur conductivité thermique est sensiblement identique à celle du matériau

tout venant. Les résultats de l'estimation de la conductivité thermique en fonction de la minéralogie des différents matériaux sont résumés dans le tableau suivant 3.19.

Tableau 3.19 : Conductivité thermique estimée des solides des différents matériaux.

Matériaux	KN	GN	GS	MU
	TV	TV	TV	TV
λ_s $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$	4,83	3,62	3,42	5,17

3.2.6.2 Mesure de la conductivité thermique :

La conductivité thermique a été mesurée avec un KD2 Pro (Decagon/METER Group) équipé de la sonde TR-1 (aiguille simple, 100 mm $\times$ 2,4 mm), adaptée aux sols et matériaux granulaires/rocheux (figure 3.24) suivant la norme ASTM D5334 (ASTM, 2014a). Le temps de lecture par défaut de la TR-1 (5 min) a été conservé, précédé de 30 s d'équilibrage thermique interne de l'appareil ; chaque lecture comprend 60 enregistrements de température. Ces choix limitent les erreurs liées à la résistance de contact dans les milieux granulaires. La gamme des mesures peut s'étendre de 0,1 à 4 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ pour des températures de -50 à 150°C. La précision des mesures est de $\pm 0,02$ pour des conductivités thermiques comprises entre 0,1 et 0,2 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ et $\pm 10\%$ pour des conductivités thermiques allant de 0,2 à 4,0 $\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$.



Figure 3.24: Appareil KD2Pro et de la sonde TR-1 servant à mesurer in situ la conductivité thermique du matériel. Photographie de l'écran de contrôle de l'appareil.

Les essais ont été réalisés à différents de degré de saturation (incluant 0 et 100%) pour chacun des matériaux et à l'état gelé et non gelé pour chaque degré de saturation. Le matériel était placé dans un seau de dimension et poids connu, compacté et pesé. Le seau était recouvert d'une protection en plastique afin d'éviter une évaporation trop importante durant les essais. La sonde était ensuite insérée le plus perpendiculairement possible dans le centre du matériel et fixé pour qu'elle ne bouge pas. L'appareil réalisait une mesure automatique toutes les 60 minutes et ce pendant 24 h. Le matériel, dans sa configuration précédente, était ensuite gelé de façon isotherme dans un environnement à température contrôlée maintenu à -12°C pendant 3/4 jours (la vérification de l'état gelé était faite grâce à la sonde qui permettait de lire la température interne du matériel) et une nouvelle série de mesures automatiques étaient lancées sur 24 h (figure 3.25).



Figure 3.25 : Montage des essais de conductivité thermique à saturation complète à l'état non gelé et gelé.

Une comparaison des conductivités thermiques estimées et mesurées des différents matériaux à l'état gelé et non gelé est présentée à la figure 3.26. Les résultats montrent une bonne concordance globale entre les valeurs estimées et mesurées pour l'ensemble des lithologies. Les tendances sont similaires, avec une augmentation de la conductivité thermique en fonction du degré de saturation dans tous les cas, tant pour les conditions gelées que non gelées. Cependant, les valeurs estimées tendent à sous-estimer les mesures en conditions non gelées, tandis qu'elles reproduisent mieux les valeurs mesurées en conditions gelées, bien qu'un écart persiste. Cette différence est observée de manière cohérente pour les quatre lithologies. Par ailleurs, l'écart entre conditions gelées et non gelées est bien capturé par les modèles, avec des conductivités thermiques systématiquement plus

élevées en conditions gelées. L'amplitude de cet écart et la forme des courbes restent comparables entre estimations et mesures.

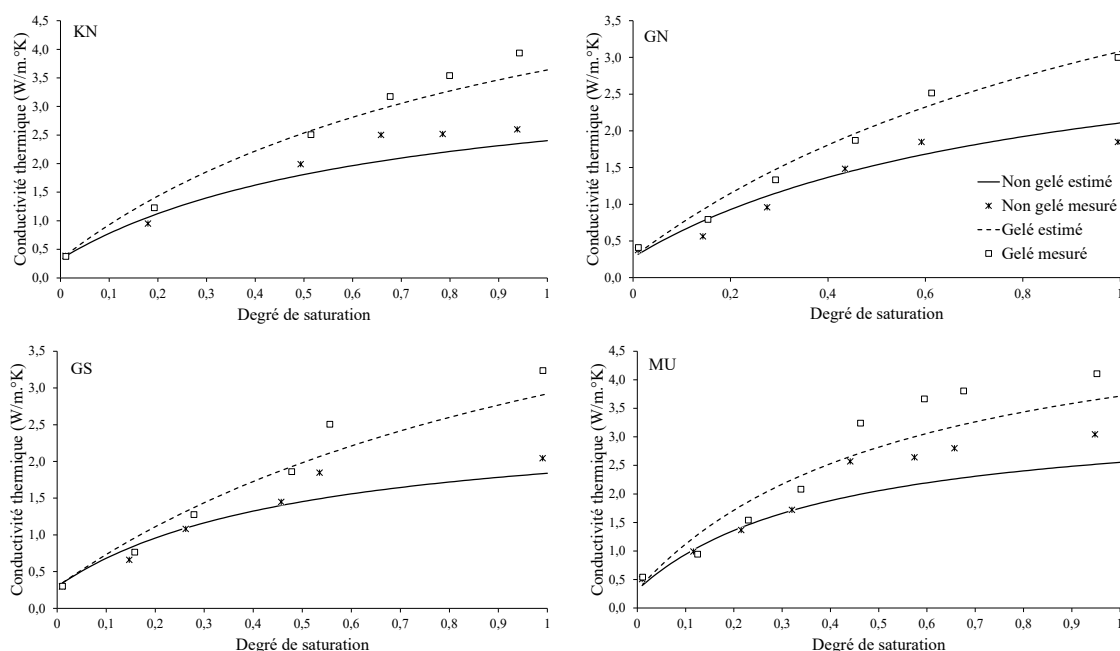


Figure 3.26 : Estimation et mesure de la conductivité thermique des différents matériaux à l'état gelé et non gelé.

3.3 Montage expérimental et protocole de lixiviation

Les essais en colonnes cinétiques ont été mis en place afin de reproduire, à l'échelle du laboratoire, les processus de génération et de transport des éléments dissous à travers les stériles miniers sous des conditions hydriques réalistes. Ce type d'essai permet de suivre l'évolution chimique des lixiviats au cours du temps et d'évaluer le potentiel de relargage des éléments d'intérêt, notamment l'arsenic, ainsi que la capacité de neutralisation des matériaux. Les colonnes ont été conçues pour assurer un écoulement vertical descendant et un contrôle rigoureux des conditions d'humidité, de température et de drainage. Le protocole comprend une phase initiale de rinçage, suivie de cycles alternés de mouillage et de séchage simulant les variations naturelles d'infiltration et d'évaporation observées sur le terrain.

3.3.1 Préparation du matériel et montage des colonnes

Deux types de colonnes ont été utilisées afin de reproduire en laboratoire le comportement hydrogéochimique des stériles miniers sous conditions contrôlées. Les colonnes de plus petit diamètre (14 cm) sont fabriquées en plexiglas transparent et sont attribuées aux matériaux avec une granulométrie $< 5\text{mm}$. Les colonnes de plus grand diamètre (30 cm) sont constituées de polyéthylène haute densité (HDPE), matériau résistant à la corrosion et chimiquement inerte, adapté aux essais de longue durée sur des matériaux plus grossiers ($> 5\text{mm}$).

Chaque colonne a été remplie avec 90 cm à 160 cm de matériau préalablement séché, tamisé (ou non suivant les besoins) et compacté par couches successives afin d'atteindre des porosités comprises entre 0,4 et 0,6. La base de chaque colonne est équipée d'un système de drainage comprenant une grille filtrante et un tuyau de sortie muni d'une vanne, permettant le prélèvement du lixiviat.

Les colonnes ont été instrumentées afin de suivre en continu l'évolution de la teneur en eau volumique et de la température au cours des cycles de mouillage, de drainage et de gel-dégel. Des sondes TEROS 11 (METER Group, Inc.) ont été installées au centre des colonnes, à 45 cm sous la surface, pour mesurer simultanément la teneur en eau volumique non gelée (θ) et la température (T , °C). Ces capteurs, basés sur la technologie F (Frequency Domain), présentent une précision typique de $\pm 0,03 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ pour la teneur en eau volumique et $\pm 0,5 \text{ °C}$ pour la température. Une courbe d'étalonnage spécifique a été obtenue pour chaque matériau afin de corriger les mesures d'eau non gelée. Un exemple de courbe d'étalonnage est présenté à la figure 3.27 (l'ensemble des courbes est présenté en annexe C).

En complément, des sondes de température RT1 (METER Group, capteur au nickel) ont été utilisées pour assurer un suivi thermique redondant, avec une précision équivalente de $\pm 0,5 \text{ °C}$. La fréquence d'acquisition des données variait selon le stade du cycle hydrique : les mesures étaient prises toutes les 5 minutes pendant la phase de mouillage, toutes les heures durant le drainage et toutes les 4 heures lors des périodes de stabilisation. Les données étaient enregistrées automatiquement par un acquisitionneur ZL6 (METER Group), permettant un suivi continu des teneurs en eau volumique et des températures à l'intérieur des colonnes.

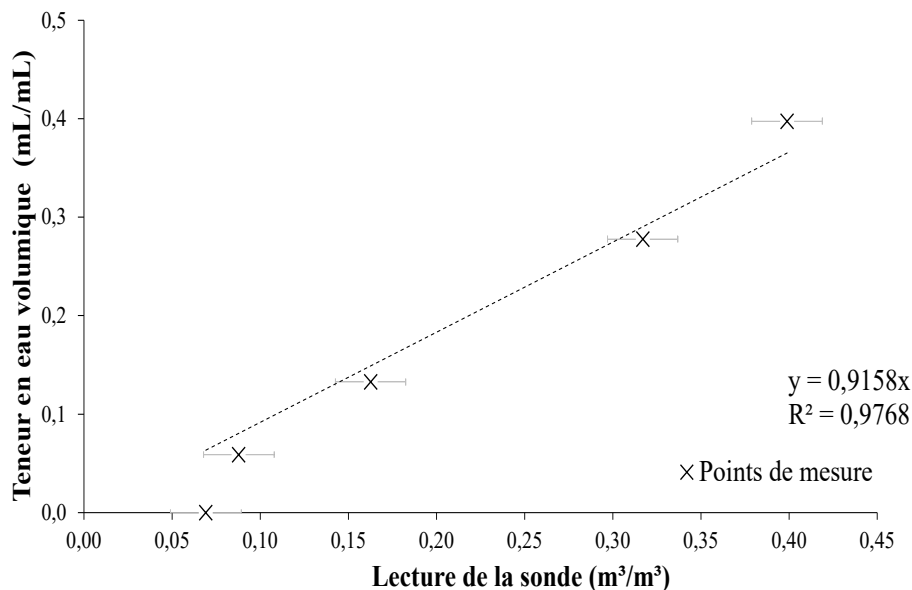


Figure 3.27 : Calibration de la sonde de teneur en eau volumique (TEV) réalisée sur le matériau C5. Les points représentent les mesures expérimentales obtenues à différents teneurs en eau, et la ligne en pointillés montre l'ajustement linéaire, son équation et le coefficient de détermination.

Certaines colonnes ont été réalisées en duplicata, même si la reproductibilité de ce type d'essais en colonnes a déjà été démontrée par Demers et al. (2011), afin de confirmer la stabilité du montage expérimental et la cohérence des mesures obtenues. Au total, vingt colonnes ont été construites pour couvrir l'ensemble des conditions expérimentales. Neuf colonnes ont été maintenues à température ambiante (21°C). Parmi elles, cinq sont constituées de stériles KN tamisés en classes granulométriques distinctes (C1 : 50–15 mm, C2 : 15–5 mm, C3 : 5–2,4 mm, C4 : 2,4–0,85 mm et C5 : <0,85 mm). Quatre colonnes additionnelles contiennent des matériaux non tamisés <50 mm, correspondant respectivement au KN (Ca), GN (Cb), GS (Cc) et au mélange GN–GS (Cd). Un duplicata a été réalisé pour C1 (C1d) afin de vérifier la reproductibilité expérimentale. Une colonne supplémentaire contenant des stériles KN tamisés à 2,4–0,85 mm (C4') a été entreposée à +5 °C afin de simuler des conditions thermiques légèrement supérieures au gel. Un duplicata (C4'd) a également été construit pour confirmer la stabilité de la réponse expérimentale. Cinq colonnes (C4", Ca", Cb", Cc", Cd") ont été entreposées à –2 °C dans le but d'évaluer l'influence directe du gel sur le comportement hydrogéochimique. Ces colonnes correspondent aux mêmes matériaux que leurs équivalents à température ambiante, soit KN tamisé (C4") et matériaux non tamisés KN, GN, GS

ou mélangés (Ca'' , Cb'' , Cc'' , Cd''). Enfin, trois colonnes (Ca , $C\beta$, $C\gamma$), également maintenues à -2°C , ont été conçues pour simuler des couvertures isolantes. Elles comportent 50 cm de matériaux potentiellement réactifs (KN pour Ca et $C\beta$; mélange GN–GS pour $C\gamma$) surmontés d'un matériau de recouvrement GS (épaisseur de 1 m pour Ca et $C\gamma$, et de 40 cm pour $C\beta$).

La figure 3.28 présente la disposition des capteurs à l'intérieur des colonnes expérimentales. Les profondeurs d'installation et le nombre de sondes varient selon le type de colonnes et la précision du suivi nécessaire.

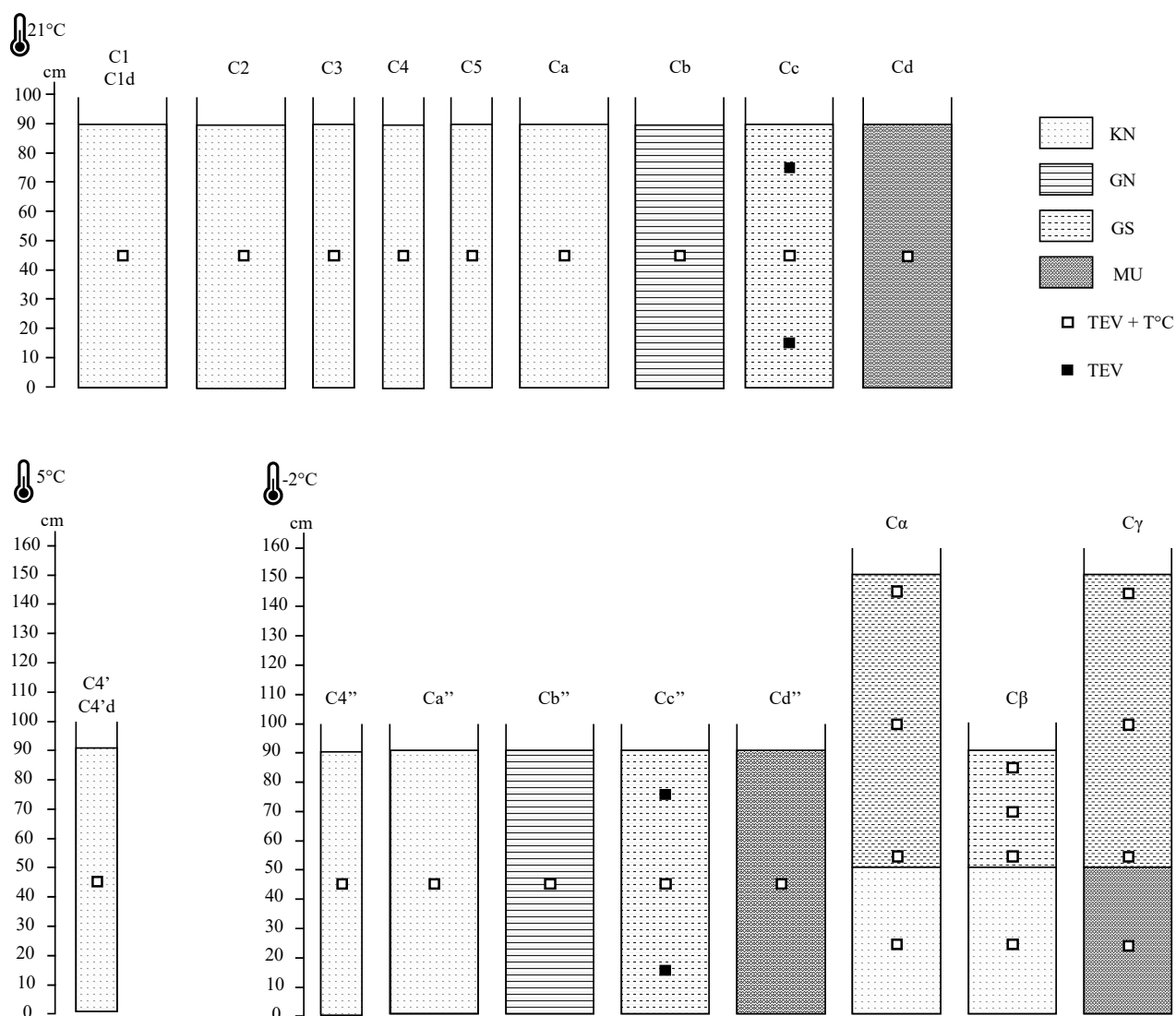


Figure 3.28 : Schémas de toutes les colonnes cinétiques, de leur température d'exposition ainsi que de leur instrumentation.

3.3.2 Rinçage des colonnes :

Afin de simuler les conditions hydriques naturelles et d'évaluer la libération progressive des éléments dissous par les matériaux stériles, un protocole de rinçage périodique a été appliqué à l'ensemble des colonnes. Chaque cycle consistait en l'ajout contrôlé d'une quantité définie d'eau déionisée, suivie d'une période de drainage permettant la collecte du lixiviat. Ce mode opératoire vise à reproduire, à l'échelle laboratoire, les processus de percolation intermittente observés in situ, tels que l'infiltration pluviale, la fonte saisonnière et les phases de ressuyage. Les volumes d'eau appliqués, la fréquence des cycles et les modalités de collecte ont été standardisés afin de permettre une comparaison robuste entre les différentes conditions expérimentales. Les cycles de rinçage, la gestion des volumes appliqués ainsi que les méthodes d'analyse des eaux prélevées sont décrits dans les sections suivantes.

3.3.2.1 Quantité d'eau de rinçage :

Le manuel de référence de Price et al. (2009) pour la prédiction de la chimie des rejets issus de matériaux sulfurés (MEND, 2009) souligne que la quantité d'eau appliquée dans les essais de lixiviation ou de percolation devrait idéalement s'appuyer sur les conditions hydrologiques du site (précipitations, fonte, infiltration) afin de reproduire à l'échelle de laboratoire un flux représentatif de percolation. Bien que ce document ne prescrive pas un volume fixe unique pour tous les essais en colonnes, il recommande que la conception des tests tienne compte de la précipitation, de la fréquence d'infiltration et du débit de drainage.

Dans le présent protocole, nous avons retenu une valeur de 100 mm de précipitation mensuelle comme référence hydrologique simplifiée. Cette valeur, bien que générale, correspond à l'ordre de grandeur des précipitations dans certaines régions nordiques, mais elle excède clairement les normales observées dans le Nunavut (ex. ~20-60 mm par mois à Iqaluit). Le choix de 100 mm/mois se justifie ici par une approche conservatrice visant à simuler un scénario de percolation modéré-élevé.

À partir de cette base, les volumes d'eau pour chaque colonne ont été calculés en multipliant la hauteur de pluie équivalente (0,10 m) par l'aire de la colonne (Équation 3.28).

Pour une colonne de diamètre 14 cm (rayon 0,07 m) :

$$V = H * A \quad (3.28)$$

Où H correspond à la hauteur d'eau attendue (0,10 m soit 100 mm de précipitation) et, A l'aire de la section transversale de la colonne (Équation 3.27) :

$$A = \pi * \left(\frac{D}{2}\right)^2 \quad (3.29)$$

Avec D le diamètre interne de la colonne (m).

Ces volumes ont été arrondis et appliqués à chaque rinçage mensuel, soit 1,54 L pour les colonnes de 14cm de diamètre et 7,07 L pour les colonnes de 30 cm. Cette méthode garantit une cohérence entre les conditions expérimentales et une base hydrologique simulée.

3.3.2.2 Cycles de rinçage :

Deux régimes hydriques ont été appliqués en fonction des objectifs expérimentaux, chacun étant appliqué sous deux conditions thermiques distinctes. Les colonnes tamisées ont été rincées tous les 14 jours, afin de forcer la percolation et obtenir une résolution temporelle élevée sur la libération de l'arsenic provenant de la gersdorffite, ainsi que sur l'effet combiné de la granulométrie et de la température. À l'inverse, les colonnes non tamisées (<50 mm) ont été rincées tous les 28 jours, un régime plus représentatif d'une infiltration naturelle, permettant de caractériser le comportement hydrogéochimique global du matériau et de fournir des paramètres d'entrée pour la modélisation numérique.

Indépendamment de la fréquence de rinçage, chaque cycle suivait la séquence mouillage-drainage-séchage jusqu'au cycle suivant. Ces deux régimes ont été réalisés sous températures positives (21 et 5°C) et sous conditions gelées (-2°C). Pour les colonnes stockées à -2°C, une étape additionnelle de dégel contrôlé était nécessaire à chaque rinçage. Durant cette période, les colonnes étaient exposées à une température avoisinant les 5°C pendant 3 à 4 jours afin d'assurer un dégel complet de l'eau de la matrice. La figure 3.29 illustre la structure temporelle des cycles de rinçage pour les deux régimes hydriques et leurs variantes thermiques, incluant la phase de dégel appliquée aux colonnes gelées.

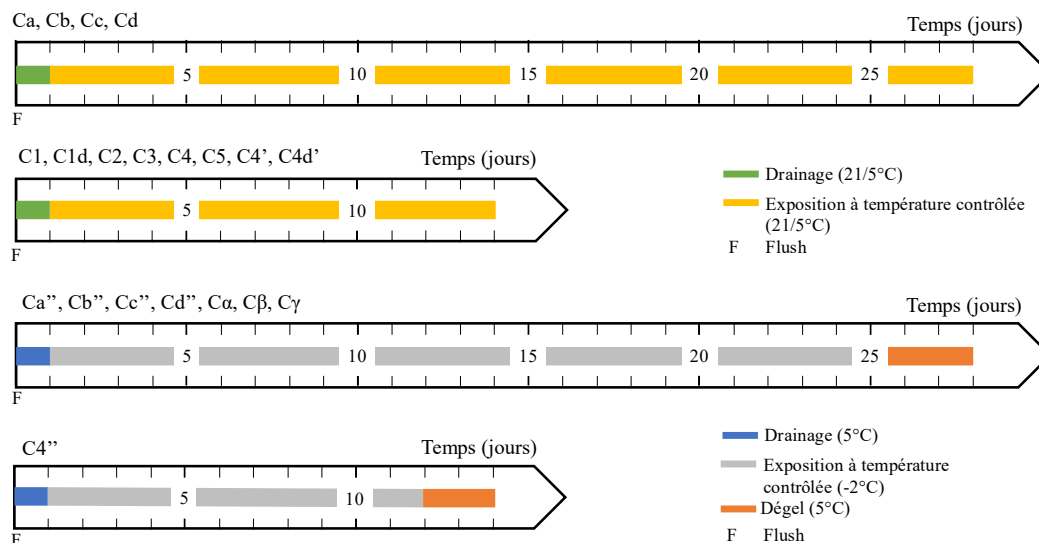


Figure 3.29 : Schéma des cycles de rinçage appliqués aux différentes colonnes expérimentales, distinguant les régimes hydriques (14 et 28 jours) et les conditions thermiques (21, 5 et -2°C).

Après l'ajout du volume d'eau défini pour chaque cycle, l'eau était laissée en contact avec le matériau pendant environ 4 heures, de manière à favoriser l'équilibration solution-solide et la mobilisation des espèces dissoutes. Au terme de cette période, les vannes situées à la base des colonnes étaient ouvertes et le drainage s'effectuait par gravité sur ~24 heures, reflétant une percolation lente similaire à ce qui peut être observé dans des matériaux granulaires faiblement saturés. Toutefois, pour la fraction la plus fine (C5), un drainage gravitaire complet ne pouvait être atteint, une pompe péristaltique a donc été installée uniquement sur cette colonne afin de permettre l'évacuation du lixiviat tout en conservant un protocole d'essai comparable aux autres colonnes. Le lixiviat était collecté dans des récipients hermétiques préalablement lavés à l'eau déionisée afin de limiter toute contamination externe. Cette procédure de contact-drainage uniforme a été appliquée à l'ensemble des colonnes afin d'assurer une comparabilité des conditions expérimentales et de garantir que l'eau récupérée soit représentative du milieu interstitiel avant analyses physico-chimiques et élémentaires.

3.3.2.3 Analyses des eaux de rinçage :

L'eau recueillie à la sortie de chaque colonne a fait l'objet d'analyses physico-chimiques destinées à suivre l'évolution des conditions hydrogéochimiques au cours des cycles de rinçage. Les paramètres mesurés visaient à caractériser à la fois l'état instantané du milieu (pH, potentiel rédox,

conductivité électrique) et la capacité tampon du système (acidité et alcalinité), reflétant l'équilibre entre processus d'oxydation, dissolution minérale et neutralisation. En parallèle, des fractions d'échantillons ont été prélevées le jour même, filtrées, acidifiées et conservées à 4 °C jusqu'à analyse, permettant de quantifier les éléments dissous, dont l'arsenic. Cette stratégie analytique, combinant mesures immédiates et analyses sur échantillons conservés, assure un suivi complet des réponses chimiques au rinçage et permet une interprétation robuste des mécanismes de dissolution et de mobilité des espèces dissoutes dans les conditions thermiques étudiées. Le tableau 3.20 récapitule l'ensemble des colonnes expérimentales ainsi que la chronologie des analyses des eaux de rinçage.

Les lixiviats ainsi collectés, après une période de contact de 4 h et un drainage gravitaire de 24 h, étaient immédiatement soumis aux mesures physico-chimiques directes afin de limiter toute évolution post-collecte des paramètres en solution. De plus, à chaque série de rinçage, un échantillon issu d'une colonne supplémentaire était analysé en duplicata pour l'ensemble des paramètres (mesures directes et analyses en laboratoire), en complément des colonnes montées en duplicata, afin d'assurer la reproductibilité analytique et la robustesse des résultats.

Les échantillons destinés aux analyses élémentaires ont été préparés le jour du rinçage dans des tubes polypropylène grade ICP. Après collecte, le lixiviat était filtré à 0,45 µm, puis acidifié avec de l'HNO₃ concentré (suprapur) à raison de 0,20 mL d'acide pour un volume final de 10,0 mL, soit 2 % HNO₃, de manière à abaisser le pH < 2 et stabiliser les métaux/métalloïdes dissous. Les tubes étaient ensuite complétés au volume, bouchés et conservés à 4 °C jusqu'à l'analyse ICP, typiquement 1 à 2 semaines plus tard.

De façon plus spécifique, on présente dans ce qui suit les méthodes utilisées pour les différents paramètres mesurés.

pH :

Le pH des lixiviats a été mesuré à chaque cycle de rinçage à l'aide d'un SympHony B30CPI®. Cet appareil couvre une plage de mesure de -2 à +19, avec une reproductibilité de ±0,001 et une précision relative ≤ 0,002 mV. Les mesures ont été réalisées à l'agitation, sur un échantillon de 50 mL, immédiatement après la collecte de ce dernier, à température ambiante, afin de refléter l'état physico-chimique réel du lixiviat au moment du prélèvement. L'appareil était calibré à chaque série de mesures à l'aide de tampons standards pH 4, 7 et 10.

Eh :

Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) des lixiviats a été mesuré à chaque cycle de rinçage à l'aide d'un SympHony B30CPI®, équipé d'une électrode rédox dédiée. L'appareil couvre une plage de mesure de -2000 à $+2000$ mV, avec une reproductibilité de $\pm 0,1$ mV et une précision relative $\leq 0,2$ mV. Les mesures ont été effectuées à l'agitation, sur un échantillon de 50 mL, immédiatement après la collecte, à température ambiante, afin de refléter l'état redox réel du lixiviat au moment du prélèvement. L'instrument a été calibré régulièrement à l'aide d'une solution standard ($\approx +215$ mV).

Conductivité :

La conductivité électrique des lixiviats a été mesurée à chaque cycle de rinçage à l'aide d'un VWR® Traceable® Expand Range Conductivity Meter, couvrant une plage de 0 à 199,9 mS avec une précision relative de ± 1 %. Les mesures ont été réalisées sur un échantillon de 50 mL, immédiatement après la collecte, à température ambiante, afin de refléter la minéralisation réelle des solutions au moment du prélèvement. L'appareil a été calibré à chaque série de mesures à l'aide d'une solution standard de conductivité ($1413 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Acidité :

L'acidité des lixiviats a été mesurée à chaque cycle de rinçage à l'aide d'un 848 Titrino Plus® (Metrohm), équipé d'une électrode combinée et d'un système de titrage automatisé. L'appareil couvre une plage de potentiel de -1200 à $+1200$ mV, avec une reproductibilité de $\pm 0,1$ mV et une précision relative $\leq 0,2$ mV. Les analyses ont été réalisées par titrage à l'aide d'une solution standard de NaOH, conformément aux recommandations APHA/ASTM C702M (ASTM 2024a), et les résultats exprimés en $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. L'instrument était calibré régulièrement à l'aide de tampons pH et d'une solution standard de phtalate acide de potassium ($\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$ 0.05N) afin d'assurer la fiabilité des mesures.

Alcalinité :

L'alcalinité des lixiviats a été mesurée à chaque cycle de rinçage au moyen d'un 848 Titrino Plus® (Metrohm), équipé d'une électrode combinée et d'un système de titrage automatisé. Les analyses ont été réalisées par titrage acide selon une méthode standard inspirée des protocoles APHA/ASTM

C702M (ASTM 2024a), et les résultats exprimés en $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. L'appareil présente une plage de mesure de -2000 à $+2000$ mV, une reproductibilité de $\pm 0,1$ mV et une précision relative $\leq 0,2$ mV. Le calibrage a été effectué à l'aide de tampons pH et d'une solution standard de carbonate de sodium (Na_2CO_3 0.05 N), conformément aux recommandations normatives. Les échantillons étaient analysés immédiatement après la collecte afin de refléter la capacité tampon réelle des solutions au moment du prélèvement.

Éléments dissous

Les concentrations en éléments dissous ont été déterminées par spectrométrie d'émission optique avec plasma induit (ICP-OES) à l'aide d'un Agilent ICP-OES 5800. L'analyse a porté sur un panel de 30 éléments majeurs, mineurs et traces, incluant notamment Al, As, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni, Pb, S, et Zn.

Un étalonnage multi-éléments, des standards d'étalonnage intermédiaires insérés régulièrement, ainsi que des blancs et duplicatas ont été utilisés pour assurer la qualité des mesures. La précision analytique globale était de l'ordre de ± 5 %, en accord avec les exigences usuelles pour les eaux de drainage minier.

Spéciation de l'arsenic

La spéciation de l'arsenic dissous a été déterminée à l'aide d'une méthode de séparation sélective par échange d'ions, basée sur l'utilisation séquentielle de cartouches SCX (Strong Cation Exchange) et SAX (Strong Anion Exchange) inspirée de Bondu et al. (2017), Rakotonimaro et al. (2019) et Watts et al. (2021). Les cartouches ont été conditionnées selon les protocoles recommandés afin d'assurer l'activation complète des résines. Chaque échantillon de lixiviat était filtré ($0,45 \mu\text{m}$), puis 30 mL étaient passés successivement à travers la cartouche SCX, puis SAX.

Dans ce système, l'arsenic organique chargé positivement est retenu sur la SCX, l'arséniate $[\text{As(V)}]$ est adsorbé sur la SAX, tandis que l'arsénite $[\text{As(III)}]$, non chargé à pH neutre, reste en solution. Les espèces retenues sur les résines ont ensuite été éluées à l'aide d'acides appropriés (acétique et nitrique), permettant de mesurer séparément les concentrations dissoutes en As(III) , As(V) et As organique par ICP-OES. Cette approche permet une quantification fiable des différentes formes d'arsenic présentes dans les lixiviats, et donc une meilleure compréhension des mécanismes de mobilisation et transformation de l'arsenic en conditions oxydantes et de gel/dégel.

3.3.3 Démantèlement

Le démantèlement des colonnes a été réalisé dans la semaine suivant l'arrêt des essais, afin de limiter toute évolution post-expérimentale des matériaux. Chaque colonne a été démontée par couches successives d'environ 10 cm d'épaisseur, en prenant soin de limiter le remaniement du matériau lors de l'extraction.

Avant le démantèlement, la hauteur des matériaux dans chaque colonne a été mesurée à nouveau, permettant d'estimer l'évolution de la porosité et d'évaluer le tassement survenu au cours de l'année d'essai.

Pour chaque colonne, des échantillons représentatifs ont été prélevés en partie supérieure, au niveau médian (correspondant à la position des sondes) et en partie inférieure. Les échantillons prélevés ont été pesés à l'état humide, puis séchés pendant 24 à 48 heures à température contrôlée ($\approx 105\text{ }^{\circ}\text{C}$) avant d'être repesés, afin de déterminer leur teneur en eau et d'estimer leur degré de saturation. Ces valeurs ont ensuite été comparées aux dernières mesures enregistrées par les sondes de teneur en eau volumique (TEV), dans une optique de validation des mesures instrumentales.

Dans le cas de la colonne C5 ($< 0,85\text{ mm}$), un échantillonnage plus fin a été réalisé, avec l'application de ce protocole à chaque tranche de 10 cm sur l'ensemble de la hauteur de la colonne, afin d'obtenir une résolution verticale plus détaillée.

L'ensemble des matériaux prélevés a ensuite été conservé dans des sacs hermétiques, à l'abri de l'air et de l'humidité, en vue d'analyses complémentaires.

Pour les colonnes C4, C4' et C4'', des échantillons sélectionnés au haut, au centre et au bas des colonnes ont été préparés (homogénéisation, broyage et pulvérisation) en vue d'analyses complémentaires. Des analyses chimiques en phase solide (ICP) ont été réalisées afin de déterminer les teneurs en éléments majeurs et traces, notamment l'arsenic. Des observations au microscope électronique à balayage (MEB), couplées à des analyses semi-quantitatives (EDS), ont également été effectuées afin de caractériser les textures d'altération et les processus de dissolution des phases minérales.

Pour la colonne C5, des analyses ICP solide ainsi que des mesures des rapports S/C ont été réalisées à différents niveaux de la colonne afin d'évaluer une éventuelle distribution verticale des processus géochimiques et d'identifier d'éventuelles zones de transformation préférentielles.

Enfin, un contrôle visuel systématique a été effectué lors du démantèlement, permettant d'identifier la présence éventuelle de zones d'altération (colorations brun-orangé, surfaces altérées), en particulier dans les matériaux les plus grossiers.

Les résultats de ce démantèlement sont présentés dans les chapitres suivants.

3.4 Modélisation numérique

La modélisation numérique constitue un volet essentiel de ce travail, en complément direct des essais en colonnes réalisés en laboratoire. Elle vise à reproduire, interpréter et extrapoler les processus hydrogéochimiques observés expérimentalement, notamment l'influence combinée de la granulométrie, des conditions thermiques et de la présence d'un recouvrement isolant sur la mobilisation de l'arsenic issue de la gersdorffite. L'utilisation d'un modèle de transport réactif permet d'intégrer, au sein d'un cadre mathématique cohérent, les mécanismes couplés d'écoulement en milieu non saturé, de transport advectif et diffusif, de réactions géochimiques (oxydation, dissolution, précipitation, sorption) ainsi que les effets de la température, incluant les cycles de gel et de dégel pertinents pour les contextes miniers nordiques. Ce chapitre présente le cadre méthodologique adopté pour la mise en œuvre du code MIN3P-THc, depuis le modèle conceptuel jusqu'à la définition des paramètres, des conditions initiales et aux limites, ainsi que la stratégie de calibrage, de validation et la définition des scénarios simulés. Aucune valeur numérique ni résultat ne sont présentés à ce stade, afin de conserver un caractère strictement méthodologique ; l'ensemble des résultats obtenus et de leur interprétation est présenté ultérieurement dans le chapitre des résultats.

3.4.1 Description du code MIN3P-THc

Le modèle numérique utilisé dans cette étude repose sur le code MIN3P-THc, un simulateur d'écoulement réactif multiphasique développé pour l'analyse des systèmes hydrogéochimiques en milieux poreux (Mayer et al., 2002 ; MacQuarrie & Mayer, 2005). Il est couramment utilisé pour l'étude du drainage minier acide ou neutre contaminé, ainsi que pour la prédiction du comportement à long terme de stériles miniers soumis à des conditions environnementales variables, incluant les environnements subarctiques et arctiques (Yi, 2021 ; El-Affani et al., 2022). La version HPC et thermo-hydro-chimique utilisée dans ce travail permet de prendre en compte les effets couplés de la température, de la saturation en eau et des réactions minérales, ainsi que des cycles de gel-dégel (Su et al., 2021 ; MacQuarrie et al., 2015). Dans MIN3P-THc, les équations sont résolues à l'aide d'un schéma implicite couplé en temps et d'une discrétisation en volumes finis en espace, permettant la résolution simultanée des équations d'écoulement, de transport et de réactions dans un cadre stable et robuste (Mayer et al., 2002).

3.4.1.1 Processus hydrogéologiques

L'écoulement de l'eau dans le milieu poreux non saturé est décrit par la loi de Darcy généralisée (Mayer et al., 2002, Équation 3.30) :

$$\vec{q} = -k_r(S)k_{sat}(\nabla P - \rho g \nabla z) \quad (3.30)$$

Où, $\vec{q}$ est la vitesse de Darcy (m.s^{-1}), k la conductivité hydraulique saturée (m.s^{-1}), et $k_r(S)$ la conductivité hydraulique relative dépendant de la saturation. Le terme ∇P représente le gradient de pression de l'eau (Pa.m^{-1}), tandis que $\rho g \nabla z$ correspond au gradient gravitaire, où ρ est la masse volumique de l'eau (kg.m^{-3}), g l'accélération gravitationnelle (m.s^{-2}) et z la coordonnée verticale (m). Cette formulation décrit le mouvement de l'eau sous l'effet combiné des gradients de pression et de gravité, conformément à la loi de Darcy généralisée pour milieux non saturés. Le code peut également représenter la diffusion d'oxygène à travers la phase gazeuse ; toutefois, dans ce travail, seule la phase liquide a été considérée, ce qui constitue une hypothèse conservatrice couramment adoptée dans les systèmes fortement aérés.

Le comportement hydrique du matériau est paramétré selon le modèle de Mualem-van Genuchten (Mualem, 1976 ; van Genuchten, 1980), qui relie la saturation en eau à la pression capillaire et à la conductivité hydraulique. Le logiciel utilise la saturation effective S_e (Équation 3.31) :

$$S_e = \frac{S_r - S_{res}}{1 - S_{res}} \quad (3.31)$$

Où, S_e est la saturation effective en eau (-), S_r la saturation en eau (-) et S_{res} la saturation résiduelle (-). La relation entre la saturation effective et la pression capillaire est donnée par l'équation 3.32 :

$$S_e = [1 + (\alpha|h|)^n]^{-m}, \quad m = 1 - \frac{1}{n} \quad (3.32)$$

Où, α est le paramètre inverse de l'entrée d'air (m^{-1}), h la pression capillaire (m), n un paramètre d'ajustement de forme de la courbe de rétention d'eau (-) et m un paramètre dérivé de n (-).

Il est possible de prédire la conductivité hydraulique relative à partir des paramètres du modèle de van Genuchten (1980) (Équation 3.33) :

$$k_r(S_e) = S_e^\ell \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (3.33)$$

Où, $k_r(S_e)$ désigne la conductivité hydraulique relative (-), exprimée en fonction de la saturation effective S_e et est définie comme le rapport entre la conductivité hydraulique non saturée k_u et la conductivité hydraulique saturée k_{sat} , soit $k_r = \frac{k_u}{k_{sat}}$. Le terme ℓ correspond au paramètre de tortuosité du milieu poreux (-), généralement compris entre 0,2 et 0,5 et souvent fixé à 0,5 par défaut (Mualem, 1976). Cette formulation capture la diminution de perméabilité observée lorsque la saturation diminue, et dans MIN3P-THc, elle est adaptée pour tenir compte de la réduction de l'eau liquide disponible lorsque $T < 0^\circ\text{C}$, grâce à une fonction interne reliant température et fraction d'eau gelée (Su et al., 2021).

3.4.1.2 Transport et réactions géochimiques

Le transport des espèces dissoutes en milieu poreux non saturé est décrit par l'équation générale de conservation de la masse (Bear, 1972), telle qu'implémentée dans le code MIN3P (Mayer et al., 2002 ; MacQuarrie & Mayer, 2005 ; Équation 3.34) :

$$\frac{\partial(\phi S_r C_i)}{\partial t} = -\nabla \cdot (\vec{q} C_i) + \nabla \cdot (\phi S_r D \nabla C_i) + R_i \quad (3.34)$$

Où, ϕ est la porosité du milieu (-), S_r la saturation en eau (-), C_i la concentration dissoute de l'espèce i (mg.L^{-1}), $\vec{q}$ la vitesse apparente (m.s^{-1}), D le coefficient de dispersion hydrodynamique ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$), et R_i le terme cinétique global décrivant les réactions sources/puits affectant l'espèce i ($\text{mol.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$). La résolution du transport couplé aux réactions géochimiques repose sur une méthode implicite globale (Global Implicit Method, GIM), garantissant la stabilité numérique dans des systèmes réactifs fortement couplés (MacQuarrie & Mayer, 2005).

Les processus géochimiques sont simulés via un couplage entre réactions à l'équilibre thermodynamique (Stumm & Morgan, 1996) et réactions cinétiquement contrôlées, incluant l'oxydation des minéraux sulfurés, la dissolution/précipitation de phases secondaires.

La cinétique de dissolution/précipitation des phases minérales est formulée selon une loi de type Transition State Theory (TST), largement utilisée en modélisation réactive (Lasaga, 1981 ; Palandri & Kharaka, 2004) et implémentée dans MIN3P (Mayer et al., 2002 ; MacQuarrie & Mayer, 2005 ; Équation 3.35) :

$$r = k A f(T) \left(1 - \frac{Q}{K_{eq}} \right) \quad (3.35)$$

Où r est la vitesse de réaction ($\text{mol.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$), k la constante cinétique de surface ($\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), A la surface minérale réactive ($\text{m}^2.\text{m}^{-3}$), Q le produit ionique de réaction et K_{eq} la constante d'équilibre thermodynamique. Le terme entre parenthèses représente l'affinité de la réaction, positive lorsque la dissolution est favorisée ($Q < K_{eq}$).

La dépendance à la température est décrite par une loi d'Arrhenius (Équation 3.36) :

$$f(T) = \exp\left(-\frac{E_a}{RT}\right) \quad (3.36)$$

Où E_a est l'énergie d'activation (J.mol^{-1}), R la constante universelle des gaz parfaits ($8,314 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$) et T la température absolue (K). Cette formulation permet de reproduire l'augmentation de la vitesse de dissolution avec la température, et est particulièrement pertinente dans le cadre du présent travail incluant des cycles de gel-dégel.

3.4.1.3 Processus thermique

Deux approches distinctes ont été utilisées pour représenter les effets de la température dans les simulations numériques, en fonction du niveau de complexité recherché et des objectifs de chaque étude.

Approche simplifiée

Dans une première approche, utilisée dans le chapitre 5, les effets du gel ont été représentés de manière simplifiée sans résolution explicite du bilan d'énergie. La température est imposée uniformément au système et, lorsque celle-ci devient inférieure à un seuil de gel, la conductivité hydraulique saturée est réduite à une valeur minimale, ce qui a pour effet de supprimer les flux advectifs. Dans ce cadre, l'impact de la température sur les processus géochimiques est pris en compte indirectement, à travers la dépendance des constantes cinétiques à la température via une loi d'Arrhenius, ainsi que par la limitation du transport des solutés due à la réduction de la phase liquide (Seutin et al., 2026b).

Bien que cette approche permette de reproduire les principaux effets hydrogéologiques du gel, elle ne permet pas de représenter explicitement les processus de transfert de chaleur ni les transitions de phase eau–glace.

Approche thermo-hydraulique couplée

Afin de représenter de manière plus explicite les processus thermiques, une seconde approche basée sur le bilan d'énergie a été mise en œuvre dans MIN3P-THC. Contrairement à l'approche simplifiée utilisée dans le chapitre 5, dans laquelle la température est imposée et le gel est représenté indirectement via une réduction de la conductivité hydraulique, cette approche permet de simuler explicitement les transferts de chaleur et leurs interactions avec les propriétés du milieu poreux.

Le couplage thermique est alors décrit par l'équation de conservation de l'énergie, qui permet de simuler l'évolution temporelle et spatiale de la température dans le milieu poreux en tenant compte des processus de conduction thermique et des sources ou puits d'énergie (Mayer et al., 2012 ; Yi, 2021 ; Équation 3.37) :

$$\rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla \cdot (\lambda \nabla T) + H_R \quad (3.37)$$

Où, ρ est la masse volumique du matériau ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), C_p la capacité calorifique massique ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$), λ la conductivité thermique effective du milieu poreux ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$), T la température (K), et H_R la chaleur produite ou consommée par les réactions chimiques ($\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$). Dans le cadre de cette approche, le bilan d'énergie est utilisé afin de reproduire les variations thermiques imposées aux colonnes expérimentales, incluant des phases de refroidissement à -2°C et de réchauffement à $+5^\circ\text{C}$ précédant les épisodes de drainage. Cette formulation permet de représenter les effets du régime thermique sur l'état de l'eau dans le milieu poreux (transition liquide–glace), ainsi que sur les propriétés hydrauliques et les processus géochimiques. Dans MIN3P-THC, la fraction d'eau gelée est déterminée en fonction de la température, ce qui influence simultanément la saturation effective, la perméabilité, la capacité thermique et la conductivité du milieu poreux (Su et al., 2021; Mayer et al., 2018). Cette dépendance permet de représenter les transitions liquide–glace et leurs effets sur la perméabilité et le transport des solutés.

Par ailleurs, l'influence de la température sur les processus géochimiques est prise en compte à travers une relation de type Arrhenius pour les constantes cinétiques :

$$k(T) = k(T_{ref}) \exp \left[\frac{E_a}{R} \left(\frac{1}{T_{ref}} - \frac{1}{T} \right) \right] \quad (3.38)$$

où $k(T)$ est la constante de réaction à la température T , k_{ref} la constante à la température de référence T_{ref} , E_a l'énergie d'activation (J.mol^{-1}) et R la constante des gaz parfaits ($\text{J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$).

Ce traitement couplé permet de représenter de manière réaliste la dynamique thermique-hydrique caractéristique des environnements miniers froids. L'ensemble de ces équations est résolu de manière couplée dans MIN3P-THc, permettant de représenter simultanément les interactions entre les processus hydrologiques, thermiques et géochimiques.

3.4.2 Approche méthodologique de la modélisation

Afin de reproduire numériquement les conditions expérimentales mises en œuvre dans les essais en colonnes, une approche méthodologique structurée a été adoptée pour la construction, le calibrage et l'application du modèle numérique. Cette section présente la formulation conceptuelle du système, le domaine de calcul et son maillage, les paramètres hydrauliques, thermiques et géochimiques retenus, ainsi que les conditions initiales et aux limites appliquées. L'objectif est d'assurer une représentation cohérente des processus hydrogéochimiques observés en laboratoire, tout en permettant l'exploration de scénarios complémentaires concernant l'influence de la granulométrie, de la température et d'un recouvrement isolant sur la mobilisation de l'arsenic.

3.4.2.1 Modèle conceptuel

Le modèle conceptuel vise à transposer, dans un cadre numérique simplifié, le fonctionnement hydrogéochimique observé dans les colonnes expérimentales. Chaque colonne est représentée par un domaine unidimensionnel vertical (1D), discrétisé en cellules successives, afin de simuler le transport de l'eau et des solutés le long de l'axe principal d'écoulement. Ce choix reflète la géométrie cylindrique des colonnes et la prédominance du flux vertical, permettant de reproduire fidèlement les gradients hydriques et chimiques mesurés en laboratoire tout en limitant la complexité numérique. Cette approche est couramment utilisée pour simuler des essais en colonnes réactives et leur transposition numérique (Mayer et al., 2002 ; MacQuarrie & Mayer, 2005 ; Yi, 2021 ; El-Affani, 2022). Les figures 3.30 et 3.31 présentent les schémas conceptuels des domaines simulés et des conditions aux limites associées.

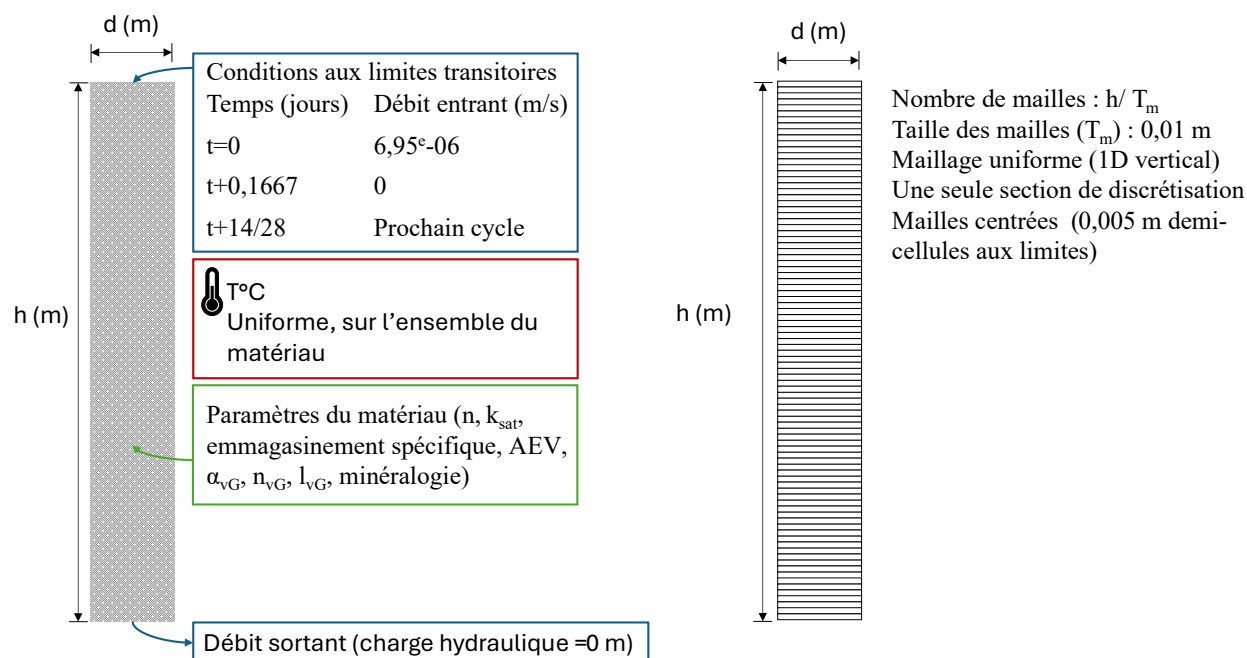


Figure 3.30 : Schéma conceptuel du modèle numérique 1D des colonnes expérimentales monomatériau, incluant les conditions aux limites hydrauliques et thermiques, les paramètres du matériau et la discrétisation verticale utilisée dans les simulations MIN3P-THc.

Le milieu poreux est assimilé à un matériau granulaire hétérogène dont les propriétés hydrauliques, thermiques et géochimiques sont assignées d'après les mesures expérimentales et la composition réelle des matériaux (stériles miniers concassés, fractions granulométriques tamisées ou non tamisées, et matériaux de recouvrement). Dans les simulations incluant un horizon de recouvrement, une couche supplémentaire est définie en surface afin de représenter la superposition de matériaux et d'évaluer l'effet isolant sur les conditions thermiques, les flux hydriques. Des conditions frontières hydriques et thermiques sont appliquées afin de représenter les conditions appliquées aux colonnes (voir section 3.4.2.4).

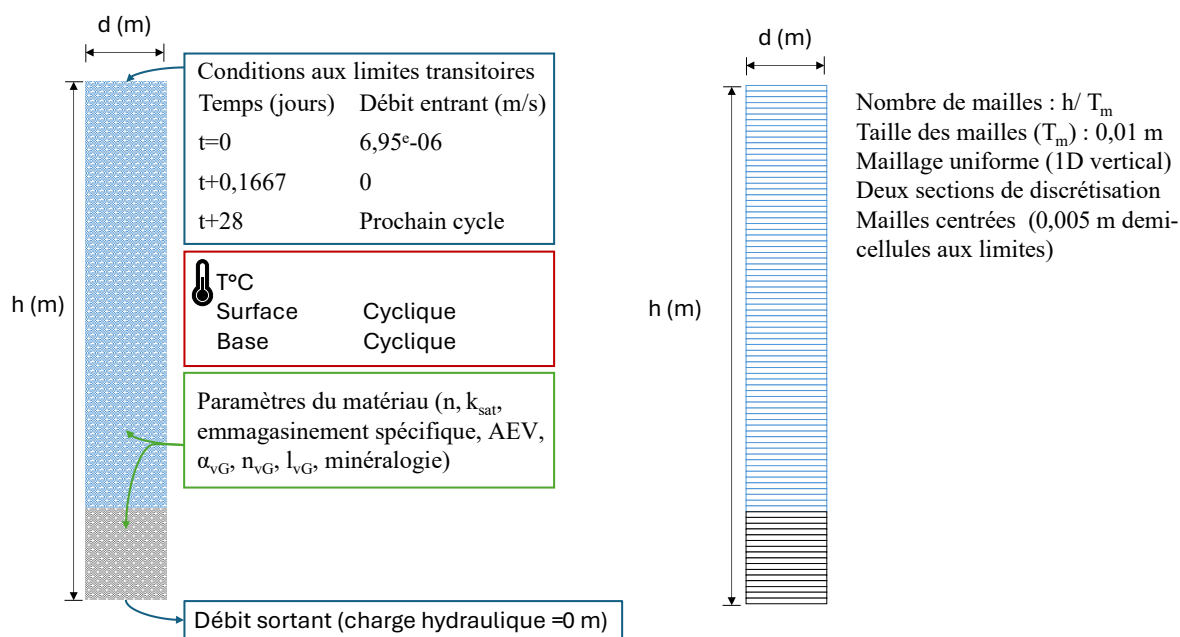


Figure 3.31 : Schéma conceptuel du modèle numérique 1D des colonnes expérimentales avec recouvrement, incluant les conditions aux limites hydrauliques et thermiques, les paramètres du matériau et la discrétisation verticale utilisée dans les simulations MIN3P-THc.

Les conditions thermiques appliquées au modèle reproduisent au mieux les régimes expérimentaux.

L'interface supérieure du domaine est soumise à des épisodes transitoires de mouillage, drainage et séchage, appliqués sous forme de flux hydriques variables afin de reproduire les séquences de rinçage utilisées expérimentalement. La limite inférieure est définie comme un drainage libre, assurant l'évacuation des lixiviats par gravité. L'apport d'oxygène est considéré via la phase gazeuse, l'atmosphère étant supposée maintenir un niveau d'oxygène dissous suffisant - hypothèse conservatrice pour représenter les conditions oxydantes.

Les processus simulés comprennent l'écoulement en milieu non saturé, le transport advectif-dispersif, la dissolution et la transformation des phases minérales présentes dans les matériaux, la précipitation de phases secondaires et la complexation des espèces dissoutes. Ce modèle conceptuel permet ainsi de représenter de manière mécaniste l'évolution hydrogéochemique des stériles miniers soumis à des cycles hydriques et thermiques, et de comparer directement les simulations aux observations expérimentales tout en permettant leur extrapolation à des conditions représentatives de sites miniers nordiques.

3.4.2.2 Domaine et maillage

Le domaine de calcul est représenté par un profil unidimensionnel vertical correspondant à la hauteur de matériau présent dans chaque colonne, soit 0,90 m pour les essais sans recouvrement et jusqu'à 1,50 m pour les colonnes intégrant une couche de recouvrement. Le maillage est uniforme sur toute la hauteur du domaine, avec une taille de maille constante de 0,01 m. Cette discrétisation correspond à 91 cellules pour les colonnes de 0,90 m et à 151 cellules pour celles de 1,50 m, les premières et dernières cellules étant des demi-cellules associées aux conditions aux limites du modèle. Ce choix reflète la prédominance du flux vertical dans le système expérimental ainsi que la nature progressive des cycles de mouillage–drainage imposés, qui ne génèrent pas de fronts hydriques brusques nécessitant un raffinement local.

Dans les simulations paramétriques, le domaine de calcul est étendu à environ 5 m afin de représenter une colonne virtuelle plus épaisse, tout en conservant la même taille de maille (0,01 m) afin d'assurer la cohérence numérique entre les différents scénarios de simulation.

3.4.2.3 Conditions initiales

Conditions hydrogéologiques

Les conditions initiales ont été définies de manière à reproduire l'état du système au moment où le premier cycle de rinçage est appliqué aux colonnes expérimentales. Ainsi, le temps $t=0$ correspond au début de l'infiltration de l'eau dans le matériau, c'est-à-dire à l'initiation du premier apport hydrique. Aucun gradient hydrique initial n'est imposé, l'état initial étant considéré homogène dans la colonne. La teneur en eau est fixée à la teneur en eau résiduelle sur l'ensemble de l'épaisseur du matériau.

Conditions géochimiques

La composition initiale de la solution interstitielle correspond au lixiviat mesuré lors du premier rinçage expérimental. Cette approche permet de reproduire fidèlement la chimie de l'eau mobilisée lors de la mise en eau du matériau, plutôt que de supposer une eau pure en conditions initiales. Les apports hydriques subséquents sont définis comme de l'eau déionisée, dont la composition a été vérifiée analytiquement (ICP-OES/ICP-MS) afin d'assurer l'absence de solutés significatifs. Aucun équilibre chimique préalable entre les phases minérales et la solution n'est imposé, de manière à

laisser le système évoluer naturellement dès l'application du premier cycle hydrique. Les concentrations en éléments dissous (dont l'arsenic) émergent donc exclusivement des processus géochimiques simulés, incluant dissolution minérale, formation de phases secondaires et complexation.

Les valeurs numériques associées aux conditions initiales, incluant les concentrations du lixiviat initial et les paramètres des différentes phases minérales, ne sont pas détaillées dans cette section afin d'en alléger la lecture. Elles sont présentées dans les tableaux de synthèse fournis en Annexe D, permettant d'assurer la reproductibilité des simulations.

Conditions thermiques

- Approche simplifiée

La température initiale est définie en fonction du dispositif expérimental. Pour les colonnes maintenues à température positive, elle est fixée respectivement à 21 °C ou 5 °C. Pour les colonnes soumises à un régime thermique froid, la température initiale est fixée à +5 °C au temps $t = 0$, correspondant à la phase de dégel préalable au premier drainage observée en laboratoire. Cette condition initiale assure une cohérence avec l'état thermique du matériau au démarrage des essais.

- Approche avec transfert de chaleur

Dans cette approche, une température initiale est également imposée au système. Elle est fixée à 5 °C pour les colonnes de laboratoire, en cohérence avec les conditions expérimentales au début des essais, tandis que, pour les simulations de scénarios de recouvrement, elle est définie à partir de valeurs représentatives des conditions de terrain. Cette distinction permet d'initialiser le système thermique de manière cohérente avec le contexte étudié, sans introduire d'artefacts liés aux conditions de départ.

3.4.2.4 Conditions aux limites

Conditions hydrogéologiques

Les conditions aux limites hydrauliques ont été définies de manière à reproduire les régimes de mouillage appliqués aux colonnes expérimentales. La limite supérieure du domaine est spécifiée en flux hydrique imposé, correspondant aux épisodes de rinçage réalisés en laboratoire (Price, 2009 ; Demers, 2011). Pour les simulations correspondant aux essais granulométriques et aux essais

évaluant l'effet de la température (chapitre 5), des cycles hydriques de 14 jours sont appliqués, conformément au protocole expérimental. Pour les simulations réalisées sur les systèmes à matériau unique et à matériaux superposés (chapitre 6), des cycles de rinçage de 28 jours sont imposés afin de reproduire les conditions expérimentales utilisées dans ces essais. Entre les épisodes d'infiltration, un drainage gravitaire suivi d'une période de séchage est imposé, reproduisant la dynamique mouillage–drainage–séchage observée dans les essais en colonnes (Demers, 2011 ; El-Affani, 2022). Dans les simulations paramétriques, des cycles hydriques plus représentatifs des conditions naturelles sont appliqués afin d'explorer l'influence de régimes d'infiltration plus réalistes sur le comportement hydrogéochimique du système.

La limite inférieure du domaine est définie comme un drainage libre (*free-outflow*), assurant l'évacuation des lixiviats par gravité conformément à la configuration expérimentale.

Conditions géochimiques

L'apport d'oxygène est représenté par une condition aux limites à la surface, imposant une concentration en O₂ dissous constante et non limitante. Cette formulation ne vise pas à simuler explicitement les processus de diffusion gazeuse, mais à reproduire des conditions oxydantes maximales en considérant un réservoir atmosphérique infini en oxygène (Mayer et al., 2002 ; MacQuarrie et Mayer, 2005).

Conditions thermiques

Les conditions thermiques appliquées au modèle varient selon les objectifs des différentes séries de simulations.

- Approche simplifiée

Dans une première approche, utilisée dans les simulations présentées au chapitre 5, le cycle thermique est représenté de manière simplifiée afin de reproduire les conditions expérimentales de gel–dégel appliquées aux colonnes. La température à la limite supérieure est imposée sous forme d'une fonction périodique alternant entre des conditions gelées ($-2\text{ }^{\circ}\text{C}$) et dégelées ($+5\text{ }^{\circ}\text{C}$), correspondant aux cycles expérimentaux de refroidissement et de réchauffement précédant les épisodes de rinçage (Su et al., 2021 ; Mayer et al., 2018 ; Seutin et al., 2026b ; figure 3.32).

-

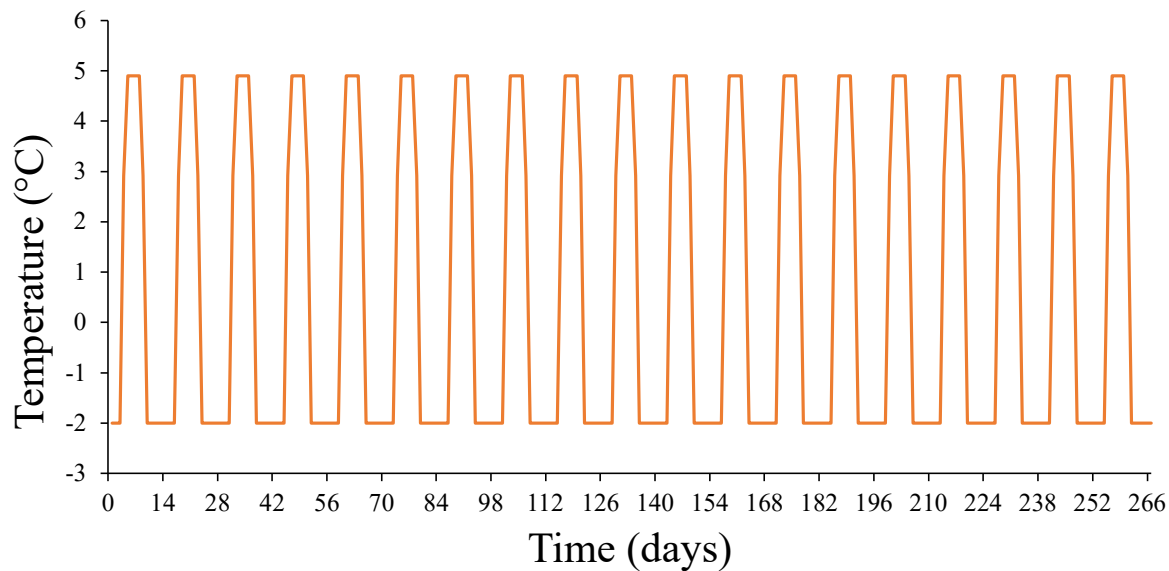


Figure 3.32 : Fonction de température imposée dans les simulations du Chapitre 5 reproduisant les cycles thermiques expérimentaux.

- Approche avec transfert de chaleur

Dans une seconde approche, utilisée dans les simulations du chapitre 6, le forçage thermique est directement basé sur les températures mesurées par les sondes installées dans la chambre froide (figure 3.33). La température imposée au modèle reproduit ainsi l'évolution temporelle observée en laboratoire, permettant une représentation plus fidèle des conditions expérimentales.

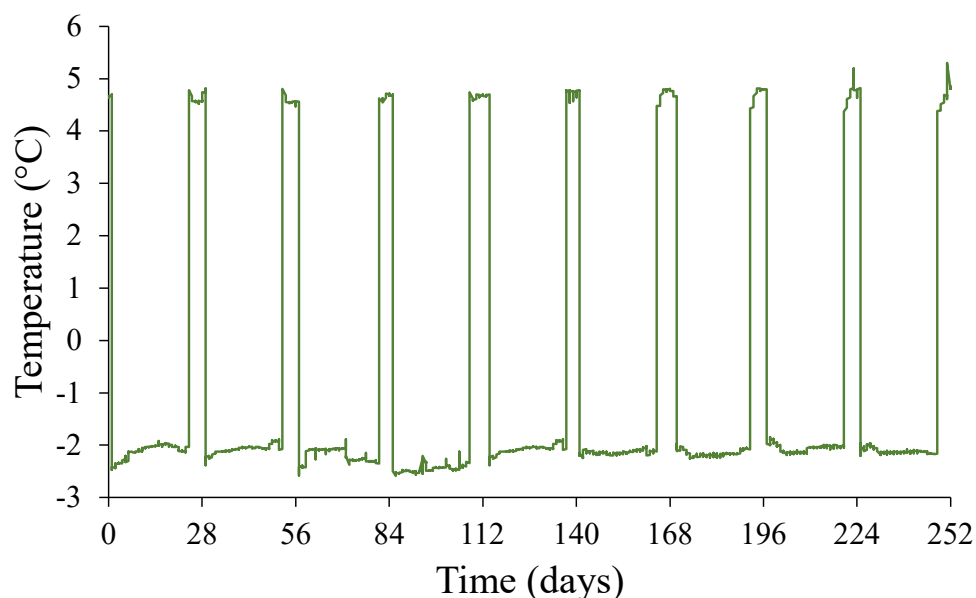


Figure 3.33 : Fonction de température imposée dans les simulations du Chapitre 6 reproduisant les cycles thermiques mesurés dans la chambre froide.

Enfin, une troisième approche est utilisée dans les simulations paramétriques, dans ces simulations, une température de surface et une température de base sont imposées au système, ces températures sont représentatives de conditions environnementales (Poirier, 2019) et on laisse le modèle reproduire les températures internes en fonction des caractéristiques des matériaux.

Ainsi, ces trois approches permettent à la fois de reproduire les conditions expérimentales, de contraindre le modèle à partir de données mesurées, et d'explorer des scénarios plus réalistes en intégrant explicitement les processus de transfert thermique. Ce cadre offre une flexibilité permettant d'analyser le comportement hydrogéochimique des stériles miniers sous différentes conditions de gel-dégel, tout en assurant la comparabilité avec les essais en colonnes et une ouverture vers des conditions proches du terrain.

3.4.2.5 Paramètres requis

La modélisation numérique nécessite la définition d'un ensemble de paramètres hydrogéologiques, géochimiques et thermiques décrivant le comportement des matériaux et des solutions dans les conditions expérimentales étudiées. Les valeurs retenues proviennent principalement des mesures réalisées sur les matériaux utilisés dans les essais en colonnes. Lorsque certaines données n'étaient pas disponibles expérimentalement, elles ont été complétées à partir de la littérature scientifique et de bases thermodynamiques reconnues.

Paramètres hydrogéologiques

Sur le plan hydrogéologique, la porosité, la perméabilité saturée et les paramètres de rétention d'eau (modèle de van Genuchten–Mualem) ont été définis à partir des analyses physiques effectuées sur les stériles miniers, incluant la granulométrie, la densité et la teneur en eau. Ces paramètres permettent de représenter la percolation en milieu non saturé, la dynamique de l'eau dans les pores, ainsi que l'évolution de la saturation et de la conductivité hydraulique sous l'effet des cycles de mouillage, de drainage et de gel–dégel observés dans les essais en colonnes.

Paramètres géochimiques

Les paramètres géochimiques incluent la composition minéralogique des matériaux, les constantes d'équilibre des réactions aqueuses et minérales, les surfaces réactives spécifiques ainsi que les constantes cinétiques de dissolution–précipitation. La base thermodynamique utilisée a été enrichie afin d'intégrer certaines phases minérales caractéristiques des stériles étudiés. L'anthophyllite a ainsi été ajoutée à partir des données disponibles dans la base THERMOTDEM (Blanc et al., 2012), permettant une représentation cohérente des silicates magnésiens présents dans les matériaux.

À l'inverse, la gersdorffite n'étant pas répertoriée dans les bases thermodynamiques usuelles, elle a fait l'objet d'une intégration spécifique dans la base de données du modèle. Outre sa masse molaire et sa densité, extraites de la littérature minéralogique, les paramètres cinétiques et thermodynamiques associés (constante de vitesse, surface réactive et énergie d'activation) ont été déterminés à partir des résultats expérimentaux obtenus lors des essais en colonnes. Cette calibration permet de reproduire le comportement observé du minéral, notamment son rôle dans le relargage d'arsenic, et d'assurer une représentation réaliste de sa réactivité dans les simulations numériques.

Une phase d'arsénopyrite a également été intégrée dans la base de données du modèle afin de permettre des comparaisons avec les systèmes sulfurés plus classiquement étudiés dans la littérature. Cette implémentation repose sur une formulation cinétique inspirée des travaux de Sako et Pabst (2023), décrivant la dissolution de l'arsénopyrite en conditions oxydantes. Les paramètres associés ont été définis à partir des constantes publiées, en assurant leur cohérence avec la structure du modèle MIN3P. Contrairement à la gersdorffite, aucun ajustement spécifique n'a été réalisé

pour cette phase dans le cadre du calibrage, son intégration visant principalement à fournir un point de référence pour l'interprétation des mécanismes de libération de l'arsenic.

Une représentation simplifiée de la sorption du nickel a également été intégrée dans certaines simulations afin d'évaluer l'influence potentielle des interactions surface-solution sur l'évolution des concentrations dissoutes. À la suite d'essais de sorption préalablement réalisés mais n'ayant pas permis de contraindre de manière robuste les paramètres associés, une approche simplifiée a été retenue. Celle-ci repose sur une formulation de type adsorption sur phases ferriques, adaptée à la structure du modèle MIN3P. Les paramètres utilisés sont issus de la littérature, notamment de l'étude de Salifu et al. (2025), et ont été ajustés de manière à assurer la cohérence globale du modèle. Cette représentation vise principalement à explorer de manière qualitative l'effet potentiel de la sorption sur la dynamique du nickel, sans calibration spécifique des paramètres.

Paramètres thermiques

Les paramètres thermiques - conductivité thermique, capacité calorifique massique, densité volumique et relation température-fraction d'eau gelée - ont été définis de manière à représenter le comportement thermique des matériaux soumis à des cycles de gel-dégel.

Dans les simulations utilisant le module thermique complet MIN3P-THC, la fraction d'eau liquide est calculée automatiquement en fonction de la température, ce qui influence simultanément la conductivité hydraulique, la capacité thermique et les constantes cinétiques des réactions géochimiques.

L'ensemble des paramètres retenus est cohérent avec les mesures expérimentales disponibles et complété par des hypothèses justifiées lorsque les données directes faisaient défaut. Les valeurs numériques utilisées dans les simulations, ainsi que leurs sources, sont présentées dans les tableaux de synthèse fournis en annexe (Annexe E) afin d'assurer la transparence et la reproductibilité des simulations.

3.4.2.6 Calibrage du modèle

Le calibrage du modèle a été réalisé de manière progressive afin d'assurer la cohérence entre les réponses simulées et les observations expérimentales issues des essais en colonnes. L'objectif de cette étape n'était pas d'obtenir un ajustement parfait point par point, mais plutôt de reproduire de manière cohérente les principales tendances hydriques, thermiques et géochimiques observées,

notamment les flux d'eau, l'évolution des concentrations dissoutes et la dynamique du relargage d'arsenic.

Conformément aux pratiques courantes en modélisation réactive en milieu poreux, une approche séquentielle a été privilégiée (Mayer et al., 2002 ; El-Affani, 2025). Dans un premier temps, les paramètres hydrologiques ont été ajustés indépendamment des processus géochimiques afin de reproduire les volumes de drainage, la saturation du milieu et les temps caractéristiques de drainage observés en laboratoire. Cet ajustement a porté principalement sur la saturation résiduelle et sur les paramètres du modèle de rétention d'eau de van Genuchten-Mualem.

Dans un second temps, l'ajustement a porté sur les paramètres géochimiques afin de représenter de manière réaliste les processus de dissolution, de précipitation et de complexation en solution. Les constantes cinétiques de dissolution des minéraux ont été ajustées de manière à reproduire les tendances expérimentales du relargage des éléments dissous, tout en respectant les contraintes thermodynamiques et les connaissances minéralogiques disponibles. Les paramètres associés aux phases secondaires riches en fer ont également été vérifiés afin de maintenir la cohérence entre la formation de produits d'oxydation du fer et l'évolution observée des concentrations en solution.

Le calibrage a été conduit de manière itérative, en veillant à limiter l'ajustement des paramètres aux plages de valeurs physiquement réalistes et documentées dans la littérature lorsque des mesures directes étaient indisponibles. Les paramètres retenus à l'issue de cette procédure ont ensuite été appliqués uniformément à l'ensemble des scénarios modélisés, garantissant la cohérence entre les simulations et l'indépendance du calibrage vis-à-vis des objectifs propres à chaque série d'expériences.

Les performances du modèle calibré ainsi que la comparaison quantitative avec les observations expérimentales sont présentées dans la section consacrée aux résultats de modélisation.

3.4.2.7 Validation et tests de sensibilité

Bien que le terme de validation soit utilisé dans cette section, il convient de préciser qu'en l'absence de jeu de données indépendant, une validation au sens strict n'a pas pu être réalisée. Les performances du modèle ont donc été évaluées en comparant les résultats simulés aux observations expérimentales issues des essais en colonnes.

Cette évaluation s'est appuyée principalement sur les volumes d'eau drainée, l'évolution des concentrations dissoutes au cours du temps, ainsi que les tendances générales de la chimie des lixiviats en réponse aux cycles hydriques et thermiques imposés. L'objectif était d'évaluer la capacité du modèle à reproduire les comportements observés en laboratoire, en termes de tendances globales, plutôt que d'obtenir un ajustement point par point, conformément aux recommandations courantes en modélisation de systèmes réactifs naturels (Mayer et al., 2002 ; Parkhurst & Appelo, 2013 ; El-Affani, 2025).

L'évaluation a été réalisée sur l'ensemble des groupes de colonnes étudiés (granulométrie variable, matériaux non tamisés, colonnes soumises à des cycles thermiques négatifs et colonnes avec couverture), permettant d'examiner la robustesse du modèle dans des configurations expérimentales contrastées. Une attention particulière a été portée aux colonnes soumises aux cycles de gel-dégel, afin d'évaluer la capacité du modèle à reproduire la réduction de perméabilité liée au gel, la redistribution de l'eau lors du dégel, ainsi que l'influence des conditions thermiques sur le relargage des éléments dissous.

Dans ce travail, aucune analyse de sensibilité quantitative systématique (type méthodes de Sobol ou Morris, ou variation paramétrique complète) n'a été réalisée, l'accent étant mis sur la reproduction des processus clés observés expérimentalement et sur la cohérence globale des simulations.

Les performances du modèle calibré, ainsi que les comparaisons quantitatives entre simulations et observations expérimentales, sont présentées et discutées dans la section consacrée aux résultats de modélisation.

3.4.2.8 Scénarios simulés

Les simulations ont été structurées de manière à reproduire les différentes configurations expérimentales des essais en colonnes, afin d'évaluer l'effet de la granulométrie, de la température et de la présence d'un matériau de recouvrement sur les processus d'écoulement et le relargage des éléments dissous, en particulier l'arsenic. Chaque scénario numérique reprend les conditions hydriques, thermiques et minéralogiques appliquées expérimentalement, permettant ainsi une comparaison directe avec les observations obtenues en laboratoire. Trois groupes de simulations ont été réalisés. Les simulations correspondant aux colonnes granulométriques sont présentées et

analysées au chapitre 5, tandis que les simulations relatives aux colonnes non tamisées soumises à différentes températures et aux colonnes avec recouvrement isolant sont présentées au chapitre 6.

Colonnes granulométriques

Ces simulations reproduisent les colonnes constituées de fractions granulométriques tamisées, allant des matériaux grossiers aux fractions plus fines. L'objectif est d'évaluer l'effet de la texture du matériau sur la perméabilité, la réactivité minérale, le transport des solutés et le relargage d'arsenic. Les cycles hydriques appliqués correspondent à des rinçages rapprochés (tous les 14 jours), en cohérence avec les essais visant à maximiser l'expression des processus de dissolution.

Dans ce groupe, la colonne C4 (2,4–0,85 mm) a également été simulée sous trois régimes thermiques (+21 °C, +5 °C et –2 °C) afin d'évaluer l'effet isolé de la température sur un matériau granulométriquement homogène contenant de la gersdorffite. Cette configuration constitue un élément clé pour dissocier les effets de la température de ceux de la granulométrie. Dans ces simulations, l'effet du gel est représenté de manière simplifiée par une modification des propriétés hydrauliques en conditions négatives de température, conformément à l'approche décrite dans la section consacrée au modèle conceptuel.

Colonnes non tamisées sous différentes températures

Ce second groupe simule les colonnes composées de matériaux non tamisés (< 50 mm), soumises soit à une température positive constante, soit à des cycles thermiques froids incluant des phases de gel et de dégel. L'objectif est d'évaluer l'influence de la température sur la mobilité de l'eau, la cinétique des réactions minérales et le comportement hydrogéochimique du système sous conditions de gel saisonnier. Le cycle thermique imposé aux simulations froides reproduit l'alternance dégel–rinçage–refroidissement observée expérimentalement. Dans ces simulations, le module thermique complet de MIN3P-THC est utilisé et l'évolution de la température est simulée à l'aide de l'équation de bilan d'énergie, permettant de représenter explicitement les processus de gel–dégel.

3.4.2.8.1 Colonnes avec recouvrement isolant

Les dernières simulations correspondent aux colonnes comprenant une superposition de matériaux, avec un horizon supérieur de recouvrement reposant sur un matériau sous-jacent plus réactif. Ces

scénarios visent à examiner l’effet d’une couverture minérale sur les conditions thermiques, la dynamique des cycles de gel–dégel et le relargage d’arsenic, en particulier la capacité du recouvrement à limiter l’infiltration d’eau et à amortir les variations thermiques. Le tableau 3.20 récapitule les différentes colonnes ainsi que les températures auxquelles elles ont été simulées.

Table 3.1 : Matrice des simulations réalisées dans MIN3P. ✓ : simulation réalisée

Conditions de température	21°C	5°C	-2°C
C1	✓		
C2	✓		
C3	✓		
C4	✓	✓	✓
C5	✓		
Ca	✓		✓
Cb	✓		✓
Cα			✓

Pour l’ensemble des simulations, les mêmes paramètres calibrés ont été appliqués, garantissant la cohérence des comparaisons et permettant d’évaluer l’influence de chaque facteur de manière isolée. Cette approche assure également une continuité entre les observations expérimentales et les simulations numériques, préparant leur interprétation conjointe dans la section suivante.

3.4.2.9 Hypothèses et limites

Comme tout modèle numérique appliqué à un système naturel complexe, les simulations présentées reposent sur un ensemble d’hypothèses visant à concilier réalisme physique, représentativité expérimentale et faisabilité computationnelle. Le modèle simplifie certains aspects du comportement réel des stériles miniers afin de permettre une interprétation claire des processus dominants identifiés expérimentalement.

Tout d’abord, le domaine est représenté en une dimension verticale (1D), hypothèse couramment adoptée pour les expérimentations en colonnes, où les gradients et flux dominants sont verticaux et les échanges latéraux négligeables (Mayer et al., 2002 ; MacQuarrie & Mayer, 2005 ; El-Affani, 2022). Cette représentation permet de capturer la dynamique de percolation et de transport réactif, tout en évitant l’introduction de degrés de liberté supplémentaires non contraints expérimentalement.

Les matériaux sont supposés homogènes et isotropes à l'échelle de la maille, bien que des hétérogénéités existent dans les colonnes. Cette approche est cohérente avec les pratiques usuelles en modélisation hydrogéochimique des milieux granulaires et permet de s'appuyer sur les propriétés mesurées en laboratoire (Stumm & Morgan, 1996 ; Parkhurst & Appelo, 2013). Par ailleurs, la chimie initiale des solutions et des surfaces minérales n'est pas supposée à l'équilibre ; l'évolution des concentrations découle de la réactivité intrinsèque des phases présentes, conformément aux observations expérimentales (Mayer et al., 2002).

Les réactions minérales intégrées dans le modèle se concentrent sur les phases jugées pertinentes au regard de la minéralogie des stériles et des résultats expérimentaux. Certaines phases accessoires ou à très faible réactivité n'ont pas été retenues afin de limiter la complexité du système et de focaliser l'analyse sur les mécanismes gouvernant le relargage de l'arsenic. La gersdorffite, identifiée comme minéral clé contrôlant la libération d'arsenic, a fait l'objet d'une calibration spécifique à partir des résultats expérimentaux, tandis que les paramètres thermodynamiques de l'anthophyllite ont été introduits à partir de la base THERMODDEM. La sorption du nickel, lorsqu'elle est prise en compte, est représentée à l'aide d'une approche simplifiée. Les paramètres associés, issus de la littérature et non contraints expérimentalement dans les conditions étudiées, ne permettent pas une quantification rigoureuse des mécanismes de rétention du Ni. Les résultats associés doivent ainsi être interprétés comme indicatifs de tendances plutôt que comme des prédictions quantitatives.

Les processus liés au gel-dégel sont représentés à l'aide des fonctions internes du module thermique de MIN3P-THC, qui relient la fraction d'eau liquide, la perméabilité et les constantes cinétiques à la température (Su et al., 2021 ; Mayer et al., 2018). Bien que cette approche permette de représenter les effets thermiques observés dans les essais en colonnes, elle constitue une simplification des processus physiques réels impliquant la formation de glace, la redistribution multi-échelle de l'eau et les modifications de la structure du matériau.

L'apport d'oxygène est considéré par diffusion atmosphérique à partir de la surface, sans limitation de l'oxygène dissous. Cette hypothèse constitue une approche conservatrice permettant de simuler des conditions oxydantes favorables à l'oxydation des sulfures (Mayer et al., 2002 ; Price, 2009).

Enfin, aucune analyse de sensibilité exhaustive n'a été réalisée, l'objectif principal étant la reproduction cohérente des comportements expérimentaux plutôt que l'exploration paramétrique

complète. Les limites du modèle doivent donc être interprétées au regard du cadre expérimental et des processus étudiés.

Dans l'ensemble, ces hypothèses s'inscrivent dans les approches couramment adoptées pour la modélisation réactive des stériles miniers en climat froid (Mayer et al., 2002 ; MacQuarrie & Mayer, 2005 ; Su et al., 2021 ; Yi, 2021 ; El-Affani, 2025) et permettent de représenter les mécanismes clés observés en laboratoire tout en assurant la stabilité numérique et l'interprétabilité du modèle.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: INFLUENCE OF GRAIN SIZE AND TEMPERATURE ON ARSENIC LEACHING FROM GERSDORFFITE-BEARING NON-ACID GENERATING WASTE ROCK

Cet article a été accepté et publié dans la revue *Mine Water and the Environment* (<https://doi.org/10.1007/s10230-026-01099-8>) publié le 20 février 2026

Elaura Seutin^{1,2}, Bruno Bussière^{1,2}, Benoît Plante^{1,2}, Vincent Boulanger-Martel^{1,2}

¹ Institut de Recherche en Mines Et en Environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Bd de L'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

² Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 blvd. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

Contribution du premier auteur

Conception de la méthodologie, échantillonnage des matériaux, expérimentation, analyses géochimiques, traitement et validation des données, interprétation des résultats, préparation des figures et rédaction du manuscrit.

Keywords

Neutral mine drainage, Kinetic test, Arctic geochemical behaviour, Freeze thaw cycles

4.1 Abstract

This study investigated the effect of grain size and temperature on arsenic leaching from non-acid generating waste rock containing gersdorffite, sourced from the Whale Tail pit at the Amaruq gold mine in Nunavut, Canada. Nine column tests were conducted over a one-year period using North Komatiite waste rock with five different grain sizes (50–15 mm to < 0.85 mm) and three temperature conditions (21 °C, 5 °C, – 2 °C). Results show that finer materials produced higher

arsenic concentrations in leachates, despite a lower gersdorffite content, indicating that particle size and mineral liberation strongly influence arsenic release. Additionally, the temperature variations had a measurable but limited effect on arsenic mobility. At temperatures close to and above and below 0°C, arsenic concentrations were half that at 20 °C, but some leaching still occurred, confirming that gersdorffite remains reactive at subzero conditions due to its salt-like behavior. Arsenic was found primarily as arsenate (As^{5+}) in solution, and dissolution followed a congruent path with no evidence of surface passivation. Our findings highlight the importance of considering both physical properties and arsenic source mineralogy when designing mine waste management and closure strategies, particularly in cold environments.

4.2 Graphical abstract

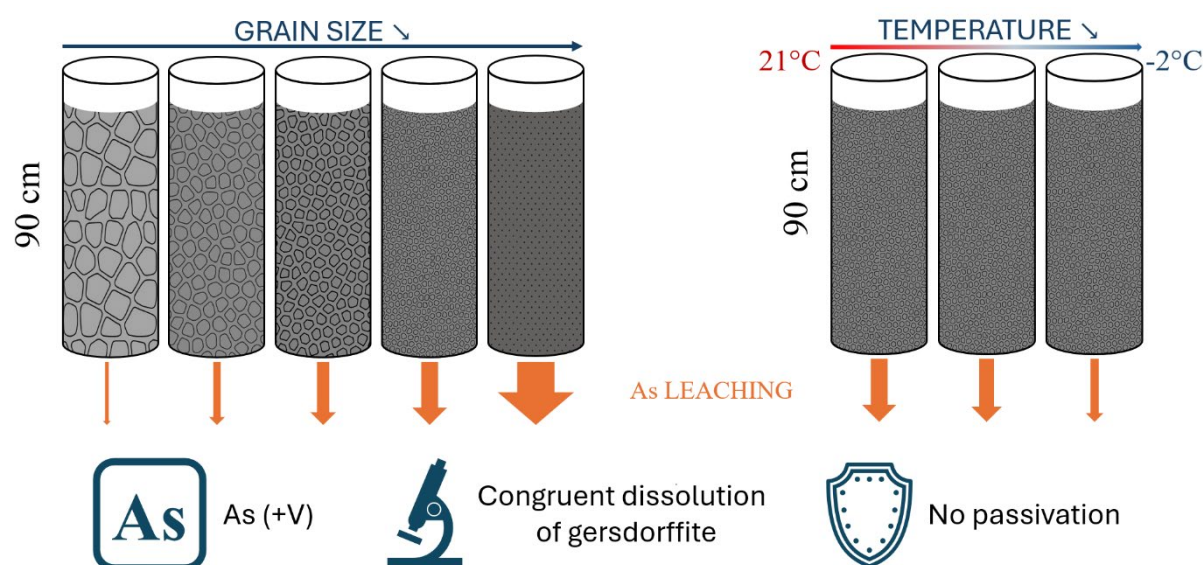


Figure 4.1 : Graphical abstract.

4.3 Introduction

The mining industry generates large amounts of waste, including waste rock. Waste rock is rock that is removed during mining operations to access the ore (Lottermoser 2007). Waste rock does not contain enough valuable minerals to be sent to the ore concentrator. For a typical open pit mine, 1–6 tons of waste rock is produced for every ton of ore sent to the ore concentrator. Produced by

drilling and blasting, waste rock can contain fine particles (< 0.1 mm) as well as very large blocks (> 1 m) (Altit et al. 2021; Amos et al. 2015; Azam et al. 2007; Fala et al. 2005; Morin et al. 1991). This material is characterized by a D60 and D10 ranging from 1 to 80 mm and 0.02 to 3 mm, respectively, and a total porosity between 0.3 and 0.5 (Aubertin et al. 2002a; Azam et al. 2007; Hernandez 2007; Morin et al. 1991). The saturated hydraulic conductivity of waste rock typically ranges from 10^{-5} cm/s to 1 cm/s while the air entry value (AEV) is typically between 1 and 10 cm of water (Aubertin et al. 2002a; Kalonji-Kabambi et al. 2017; Larochelle et al. 2019; Morin et al. 1991; Peregoedova et al. 2014).

Water that flows through waste rock can become contaminated due to interactions with the rock and atmospheric oxygen since they are typically stored in piles outdoor. The contaminated drainage can be acidic, alkaline, or neutral and can have elevated concentrations of different chemical elements (iron, nickel, copper, cobalt, etc.) that can exceed environmental regulations (Amos et al. 2015; Bao et al. 2020; Plante, 2010; Plante et al. 2021a). Acid mine drainage (AMD) from waste rock piles is a well-known phenomenon and the more frequently documented type of drainage (Nordstrom et al. 2015 ; Plante et al. 2021b), but recent studies show that contaminated neutral drainage (CND) can also be generated from waste rock (Vriens et al. 2019a, b; Heikkinen et al. 2009; Nicholson 2004; Plante et al. 2011a, b; Poaty et al. 2022). However, arsenic-contaminated neutral drainage from waste rock has received limited attention (Vriens et al. 2019a, b), particularly in the case of waste rock located in arctic conditions.

Various factors affect arsenic generation from waste rock. The generation rate depends primarily on the mineralogy: the more arsenic-bearing minerals the waste rock contains, the greater the risk of arsenic generation. The nature of the arsenic-containing minerals is also important. For example, an arsenic salt such as gersdorffite (NiAsS) is more reactive than an arsenic sulfide (e.g. arsenopyrite). Chopard et al. (2017) quantified the oxidation/dissolution rates for arsenopyrite and gersdorffite at 2.44×10^{-4} and 1.48×10^{-3} g/m²/d, respectively. Particle size is another important parameter. In general, the finer the particles, the more reactive they are and the more AMD they will generate (Barazzoul et al. 2012; Benzaazoua et al. 2017; Blowes et al. 2003; Brough et al. 2017; Elghali et al. 2018; Erguler et al. 2015; Lapakko et al. 2006; Parbhakar-Fox et al. 2011). Particle size also affects the water and air permeability of a given waste rock: the finer grained the waste rock, the less the water and air permeability and the greater the water retention (Bussière and Wilson 2021). The volume of water and air in the pores of a waste rock pile affect the rates of

oxidation and dissolution of arsenic-bearing minerals (Blackmore et al. 2018; Lefebvre et al. 2001; Plante et al. 2021b). Moreover, several studies have shown that the oxidation rates of sulfide minerals increase with increasing temperature. It is generally assumed that this relationship between oxidation rate and temperature can be described by the Arrhenius equation (Boulanger-Martel et al. 2021a, b; Elberling 2005; Gowaldt 2001; MEND 2006; Nicholson et al. 1988).

Kinetic tests have been used to investigate the geochemical behavior of waste rocks at room or cold temperatures. The geochemical behavior of waste rock can be studied at different scales: i) weathering cell tests (very small scale—70 g of material; Cruz et al. 2001; Villeneuve et al. 2003, 2009); ii) humidity cell tests (small scale—1 kg of material; ASTM 2013; Plante et al. 2021b; Sapsford et al. 2009; Usher et al. 2003); iii) column tests (intermediate scale—20 to 200 kg of material; ASTM 2014; MEND 1991; Larochelle et al. 2019; Plante et al. 2021b); and iv) field experimental cell tests (larger scale—tons of material; Blowes et al. 2016, Demers et al. 2013; Hirsche et al. 2017; Martin et al. 2017; Smith et al. 2013). Column tests offer a good compromise for the quantity of material used, the test duration (typically 10–15 months), the representativeness of the results relative to in situ conditions (scale effect less present), and the ability to assess the effect of temperature on waste rock reactivity (Plante et al. 2014). Column tests are often instrumented with volumetric water content sensors, and the material is deposited and compacted in the column to a porosity similar to in situ conditions. Once the column is mounted, it undergoes wet-dry and/or freeze–thaw cycles (Plante et al. 2021b). The leachate collected at the base of the column after flushing events is then analyzed for several physicochemical parameters such as pH, Eh, electrical conductivity (EC), acidity, alkalinity, and the content of metal(loid)s and other important elements.

The main objective of this study was to assess the influence of temperature and particle size on the geochemical behavior of As-CND waste rock. To reach this objective, As-CND waste rock from the Whale Tail pit at the Amaruq Mine (property of Agnico Eagle Mines Ltd.) was sampled and characterized for physical, chemical, and mineralogical properties. Nine column tests were installed and run for a duration of one year. Five particle sizes were tested at room temperature (20 °C), and two columns of a selected particle size were tested at temperatures of 5 and –2 °C. This study will complement previous studies on the influence of particle size and temperature on the quality of contaminated mine drainage by focusing on the arsenic generation from waste rock.

In addition to scientific advancements, the results provide new geochemical information that the mine can integrate into their waste rock management and closure strategy.

4.4 Materials and Methods

4.4.1 Study Site, Material Sampling, and Preparation

The waste rock was sourced from a mining site located in the Kivalliq region of Nunavut, Canada ($65^{\circ}24'54''\text{N}$, $96^{\circ}41'49''\text{W}$; Figure 4.2). Amaruq is an active gold mine owned by Agnico Eagle. The region has a subarctic climate with an average annual temperature of -9.8°C and an average annual precipitation of 350 mm, with a typical proportion of half rain and half snow (Meadowbank Complex, Annual Report 2021). Permafrost is continuous in the Whale Tail project area and can reach > 500 m depth; the active layer thickness around the site is 3–4 m (O’Kane Consultants 2019).



Figure 4.2: Location of the mine site on a map of Canada and aerial view of the Whale Tail pit from which the samples were taken after the blast (white circle).

Three of the seven lithologies available on site were selected for this study: a non-acid and non-arsenic generating lithology, a potentially acid-generating and non-arsenic generating lithology, and a non-acid generating and potentially arsenic-generating lithology. The waste rock was sampled manually onsite during Summer 2022. The waste rock lithologies were collected directly after a blast in the Whale Tail pit to avoid pre-oxidation. North Komatiite (NK) material, the lithology of main concern for As generation, was included in this study. The arsenic-leaching capacity of the NK samples was tested directly onsite using a batch test in a 20 L bucket and a HACH® arsenic low range test kit that detect inorganic arsenic in water ranging from 0 to 500 ppb. One solid part

of NK for three parts of water was placed in a bucket and the mixture was stirred every hour. The materials were left in contact with the water for 4 h, and four tests were carried out. After 4 h, the kit's measuring capacity was exceeded, proving that the NK material was indeed As-generating. Once this was established, the NK waste rock was mechanically sieved at 50 mm and the passing fraction was sampled. Another series of samples of NK was sieved in five grain size fractions: 50–15 mm, 15–5 mm, 5–2.4 mm, 2.4–0.85 mm, and < 0.85 mm. The selected particle size classes are based on the work of Elghali (2018). All of the materials were homogenized in the UQAT laboratory prior to being used in the laboratory tests, following two techniques developed at the UQAT URSTM laboratory: rolled barrel and tarp (Kalonji Kabambi 2016; Figure 4.3).

4.4.2 Basic Physcial Properties

Different geotechnical properties were determined to characterize the NK material. The particle size distribution was measured using mechanical sieving for sizes between 50 and 3.5 mm, using a Gilson TS-1 and a Rotap RX-29 (ASTM 2007). For particle sizes less than 3.5 mm, laser diffraction analysis using a Malvern Mastersizer 3000 (Merkus 2009) was used, with an accuracy of 0.6%. The specific gravity (Gs) was measured using a Quantachrom Ultrapyc 1200e helium pycnometer with an accuracy of 0.003% (ASTM 2014). The specific surface area of each fraction was calculated based on Chapuis and Légaré (1992, Equation 4.1):

$$S = \frac{6}{\rho_s} \sum \frac{P_{No D} - P_{No d}}{d} \quad (4.1)$$

where S is the specific surface (m^2/kg), ρ_s is the density (kg/m^3), $(P_{No D} - P_{No d})$ is the percentage by weight smaller than size D ($P_{No D}$) and larger than next size d ($P_{No d}$), and d is the diameter of the particles (m).

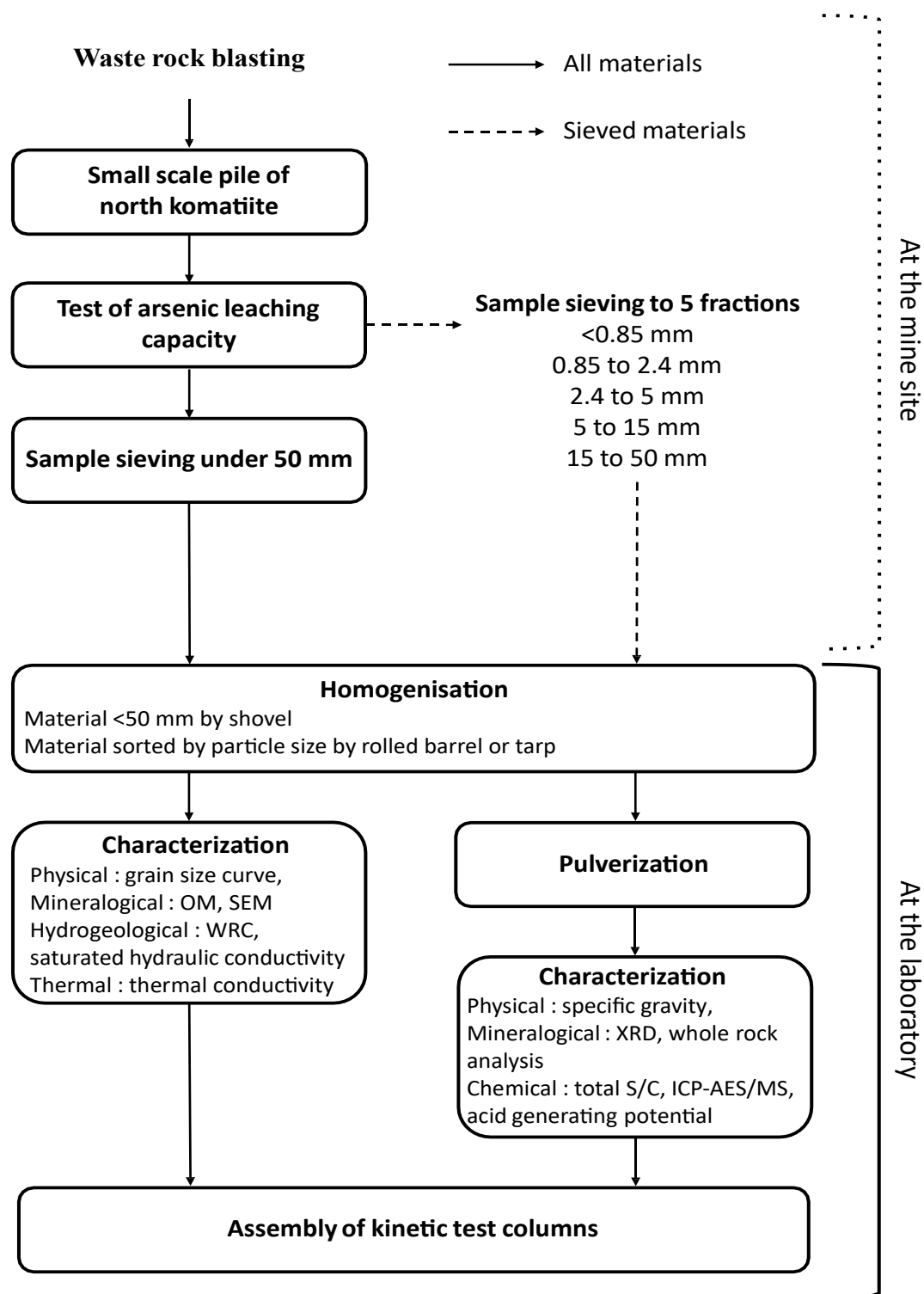


Figure 4.3: Protocol for waste rock sampling and characterization for kinetic column assembly. The acronyms are for Optical Microscopy (OM), Scanning Electron Microscopy (SEM), Water Retention Curve (WRC), X-Ray Diffraction (XRD), Sulfur/Carbon (S/C), Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectroscopy / Mass Spectrometry (ICP AES/MS).

4.4.3 Chemical, Environmental, and Mineralogical Properties of the Solids

The bulk chemical composition of the NK lithology was determined using inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES) on digested samples and whole rock analysis (Agilent ICP-OES 5800, Santa Clara, USA). Total sulfur (S) and carbon (C) were measured using an Eltra CS-2000 induction furnace (Haan, Germany). The sulfate sulfur content was determined by 40% HCl extraction following an internal procedure inspired by Sobek et al. (1978). Results were used to assess the acid generating potential (AP) while the neutralization potential (NP) was determined with the Lawrence and Wang (1997) approach. Acid generating potential can be estimated by the net neutralization potential ($NNP = NP - AP$) or neutralization potential ratio ($NPR = NP/AP$) criteria. Based on these criteria, the material is considered non-potentially acid generating (NPAG) if $NPR > 2$ or $NNP > 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ or potentially acid generating (PAG) if the $NPR < 1$ or the $NNP < -20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$; between these values, the acid generating nature of the material is considered as uncertain (MEND 2009). The chemical analysis were carried out using the same analytical approach, which included the analysis of blanks and standards alongside the sample analysis. Additionally, for each analysis, one or more duplicates were also performed. All these chemical analyses show a relative error of 5%.

Mineralogical phases were identified by x-ray diffraction with a BRUKER AXS D8 advance diffractometer (Co radiation, 35 kV, 40 mA; LYNXEYE detector), using a 2θ range of $6-80^\circ$ (step size 0.02° , 0.75 s per step), PDF2/PDF4 (ICDD) databases, and DiffracPlus EVA and TOPAS v.4.2 software for whole-pattern Rietveld refinement; the method has a detection limit of 0.5–2 wt% depending on crystallinity, with minerals $< 0.05 \text{ wt\%}$ reported as (Rietveld 1993). Whole rock analyses were then used to reconcile the mineralogy (Elghali et al. 2018). Mineralogical analysis using an automated scanning electron microscopy coupled with energy-dispersive x-ray spectroscopy (SEM–EDX) was conducted by IOS-Services Géoscientifiques (Chicoutimi, Quebec, Canada) on samples taken before and after column tests. The analysis utilized a Zeiss Sigma 300 VP field emission scanning electron microscope (FE-SEM) equipped with a 170 mm^2 Ultim-Max EDS detector (Oxford Instruments). Data processing and phase identification were carried out using ARTmin, a proprietary software developed in-house by IOS-Services Géoscientifiques.

4.4.4 Water Quality Measurements

The pH, oxidation reduction potential (ORP), acidity, and alkalinity of the column leachates were measured immediately after leachate collection. An acidified (2% HNO₃), 0.45 µm filtered aliquot was also prepared for ICP-AES analyses at the same time. The pH measurement was performed with a SympHony B30PCI with an accuracy of 0.002 pH units. The same device was used to measure ORP with a relative precision of 0.2 mV. The EC was measured with a VWR Traceable expanded range conductivity meter with an accuracy of ± 1%. The acidity and alkalinity of each solution were measured with a Metrohm 848 Titrino plus automatic titrator with a relative error of 5% (and a detection limit around 10 mg CaCO₃/L). ICP-AES analyses were performed on all leachates to obtain elemental concentrations with an accuracy of ± 5%.

Arsenic speciation was determined using SAX and SCX cartridges. These cartridges need to be preconditioned before use to thoroughly wash the resin and promote adsorption of the various arsenic species. Each cartridge has its own protocol: the SAX cartridge was preconditioned with 15 mL of 50% methanol and 5 mL of demineralized water, while the SCX cartridge was preconditioned with 15 mL of 50% methanol, followed by 15 mL of phosphoric acid and 5 mL of demineralized water. Then, 30 mL of columns leachate, collected in a syringe, was passed through a 0.45 µm membrane filter connected in series to the SCX and SAX cartridges. Positively charged organic arsenic (V) was retained on the SCX cartridge, while negatively charged inorganic arsenic (V) was retained on the SAX cartridge. Uncharged arsenic (III) was not retained and ended up in the residual water. The various cartridges were then rinsed with acetic and nitric acid to recover the different species (Bondu et al. 2017; Rakotonimaro et al. 2019; Watts et al. 2010). Each sample was then analyzed by ICP-AES to quantify the different arsenic species present in solution.

Nickel sorption experiments were performed following the protocol described by Marmier et al. (2025). More information on the parameters of the protocol is provided as a supplementary file, which accompanies the on-line version of this paper.

4.5 Column Tests

4.5.1 Configuration and Instrumentation

Column tests were set up to evaluate the effect of particle size and temperature on the arsenic behavior of the NK waste rock. The test columns were 1 m high and had a 30 cm diameter for materials with maximum grain sizes ≥ 5 mm; the column diameter was reduced to 14 cm for maximum grain sizes < 5 mm. The bottom of the columns was designed to collect drainage water after flushing events; a geotextile was placed at the bottom to avoid the migration of fine particles outside the column. Overall, nine column tests were constructed (see Figure 4.4). Column names followed by "D" indicate a duplicate column used to validate the reproducibility hypothesis mentioned by Demers et al. (2011). Names followed by " ' " (for 5 °C) or " “ " (for –2 °C) indicate a column tested at different temperatures.

It is worth mentioning that visual examination and statistical tests (t-tests) carried out on the duplicate columns (C1 and C4) showed that no significant differences between the important geochemical parameters (pH, As, Alkalinity, Ca, Na, and S) were observed ($p \geq 0.05$ for the statistical tests). This confirms that the duplicates and their corresponding columns belong to the same population. For concision, results from the duplicate columns will not be discussed further in the following.

The columns were filled in 15–20 cm lifts, with compaction between each increment, to the desired height (≈ 90 cm). The compaction energy applied after each lift was similar for each column, producing a porosity (n) that varied between 0.58 and 0.4, corresponding to porosities observed onsite (see Figure 4.4). The 30 cm diameter columns were filled with ≈ 80 kg of material while the 14 cm columns were filled with ≈ 20 kg. Unfrozen volumetric water content and temperatures were monitored continuously by METER Group Teros 11 (T11) probes with an accuracy of $0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ and $0.5 \text{ }^\circ\text{C}$, respectively; a specific calibration curve was obtained for the unfrozen volumetric water content measurements for each material. The temperature was also monitored by a METER Group nickel temperature sensor (RT1) with an accuracy of $0.5 \text{ }^\circ\text{C}$. All sensors were located in the middle of the column and at 45 cm above the surface. The frequency of measurement depended on the stage of the rinse cycle: during the wetting stage, measurements were taken every 5 min, while

at the drainage stage, measurements occurred every hour. Finally, after the drainage stage, measurements were taken every four hours.

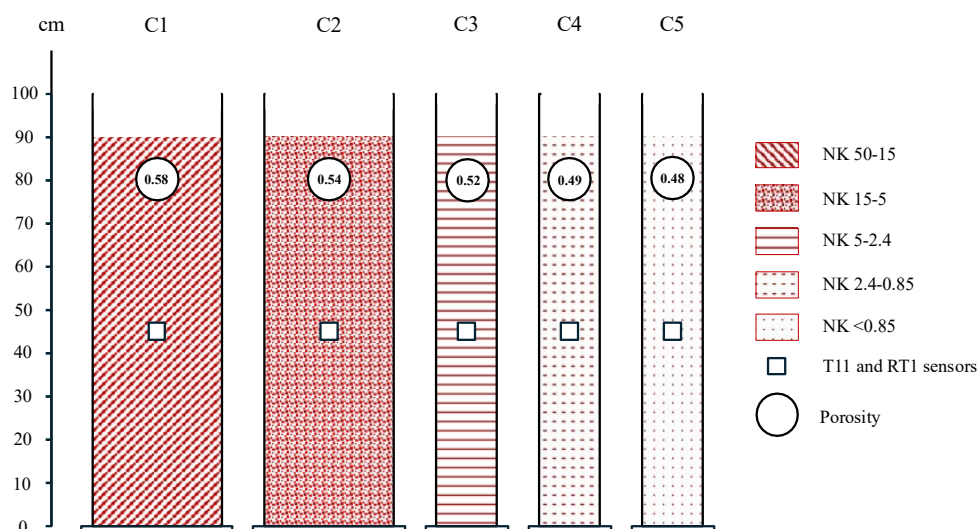


Figure 4.4: Schematic representation of the columns with the porosity and instrumentation. C1 and C1D: 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 50 and 15 mm (NK 50-15); C2: 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 15 and 5 mm (NK 15-5); C3: 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 5 and 2.4 mm (NK 15-2.4); C4 (21°C), C4' (5°C), C4'D (5°C), and C4'' (−2°C): 0.90 m of North Komatiite with a grain size between 2.4 and 0.85 mm (NK 2.4-0.85); C5 <0.85: 0.90 m of North Komatiite with a grain size less than 0.85 mm (NK <0.85).

4.5.2 Experimental approach

Each column underwent 20 rinses at a rate of one every two weeks. During the wetting phase, 7.07 L and 1.54 L of deionized water was added to the top of the columns for the 30 cm and 14 cm diameters, respectively. These quantities of water were based on the typical monthly rainfall observed during rainy months in humid climate conditions. This wetting period was followed by a

drainage period typically of 24 h and an exposure period of 13 days before the beginning of the next cycle (Figure 4.5).

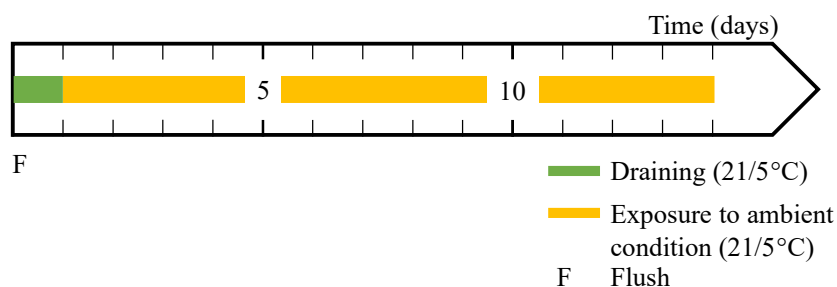


Figure 4.5: Typical testing cycle at ambient temperature (21/5°C).

After several rinses at room temperature, the second most reactive column was reproduced to explore the effect of temperature on arsenic generation. Three other columns were therefore constructed, instrumented, and tested at temperatures of 5 and -2°C . The finest, most reactive column was not reproduced due to the long drainage period for this material (typically two days), as it would necessitate that the column subjected to the target temperature (-2°C) be exposed for longer to the thawing temperature (5°C), which might have affected the arsenic leaching.

The column stored at 5°C underwent exactly the same wetting/drainage cycles as the column stored at 21°C (Figure 4.5), while the column at -2°C was conducted differently because time was needed for thawing before applying the flushing event. This column underwent a three-day thawing period in a 5°C environment before each rinse. It remained at 5°C during both the flushing and drainage periods, after which the cold room temperature was lowered back to -2°C for the remainder of the experiment (Figure 4.6). Leachate from each column was collected at the end of the drainage period and analyzed for various geochemical parameters.

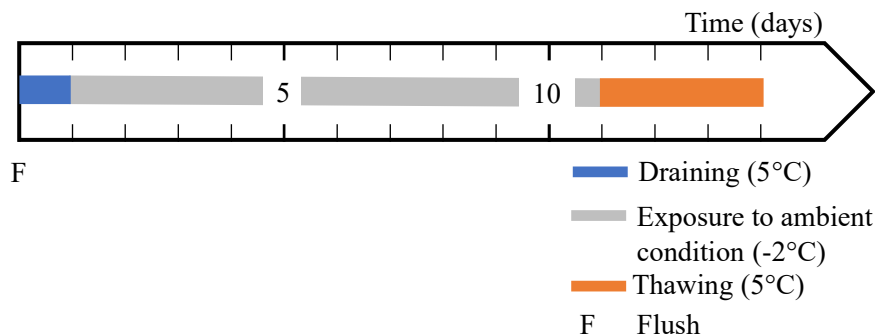


Figure 4.6: Typical testing cycle at the target temperature of -2°C .

It should be noted that column tests are simplified laboratory experiments carried out under controlled conditions and therefore cannot fully reproduce the complexity and heterogeneity of field waste-rock piles. While column tests remain the most representative laboratory-scale kinetic tests (Plante et al. 2014), the results should be interpreted as order-of-magnitude estimates rather than direct predictions of field concentrations.

4.6 Results and Analysis

4.6.1 Characterization Results

The particle size distribution of the raw (truncated at < 50 mm) NK material shows a D_{50} (grain diameter at 50% passing) of 14 mm, a coefficient of uniformity ($C_U = D_{60}/D_{10}$) of 57, a coefficient of curvature ($C_c = (D_{30}^2)/(D_{10} \cdot D_{60})$) of 2.2, and a specific gravity (G_s) of 2.9. The material is classified by the USCS classification system as a well graded gravel (GW; ASTM 2017; McCarthy 2007). The particle size characteristics of the tested sieved NK material are presented in Table 1. The particle size classes of 50–15, 15–5, 5–2.4, 2.4–0.85, and < 0.85 mm represent 49, 18, 10, 9, and 14%, respectively, of the total of a 50 mm sieved NK sample. The particle size characteristics of the NK sorted at different grain sizes show a D_{50} between 0.5 and 31.3 mm, a C_U between 1.4 and 2.1, a C_c between 0.8 and 1.5, and a G_s of ≈ 2.90 for all materials (see Table 4.1). The materials are classified as a low plasticity silt (ML; C5), well-graded sand (SW; C3 and C4), or well-graded gravel (GW; C1 and C2).

Table 4.1 : Geotechnical properties of the materials (Dx: diameter corresponding to x w/w % passing on the cumulative grain-size distribution curve).

Parameters	<50 mm Raw material	50–15 mm C1	15–5 mm C2	5–2.4 mm C3	2.4– 0.85 mm C4	<0.85 mm C5
Total content in raw material (%)	-	49	18	10	9	14
D ₁₀ (mm)	0.36	21.0	6.06	2.55	0.97	0.25
D ₃₀ (mm)	3.98	24.7	8.45	2.94	1.23	0.45
D ₅₀ (mm)	13.9	31.3	10.9	3.39	1.45	0.48
D ₆₀ (mm)	20.4	34.8	12.6	3.64	1.61	0.53
C _U	56.7	1.66	2.08	1.43	1.67	2.09
C _c	2.16	0.83	0.93	0.94	0.97	1.49
G _s	2.83	2.89	2.89	2.91	2.90	2.90
USCS Classification	GW	GW	GW	SW	SW	ML

A visual presentation of the mineralogical composition of the different materials according to the main mineral groups, along with their respective gersdorffite content, is presented in Figure 4.7. The material is mainly composed of silicates and carbonates. The mineralogical composition (see more in supplemental data table 4.5) is relatively similar for all tested materials, but some important variations are observed for some minerals between the different grain sizes. The coarsest material contains more carbonates, ranging from 10.0 to 58.2 wt% across the different material sizes. Meanwhile the finer material contains more silicates, ranging from 41.2 to 89.4 wt%. For the raw material, the carbonate, silicate contents are 18.5%, 81.0%, respectively. The chemical analysis showed that the coarser the material, the less Mg is present, which reinforces the mineralogical observation that talc is more present in the fine portion. Similarly, the Ca concentration also shows that the coarser the material, the more Ca it contains, which is consistent with the higher concentration of dolomite in the coarser NK materials. Gersdorffite is the main arsenic-bearing mineral in this material. Concentrations vary by a factor of two, with the highest value in column C3 (5–2.4 mm) at 0.19 wt% and the lowest in column C5 (< 0.85 mm) at 0.07 wt%, whereas the raw material contains 0.12 wt% gersdorffite.

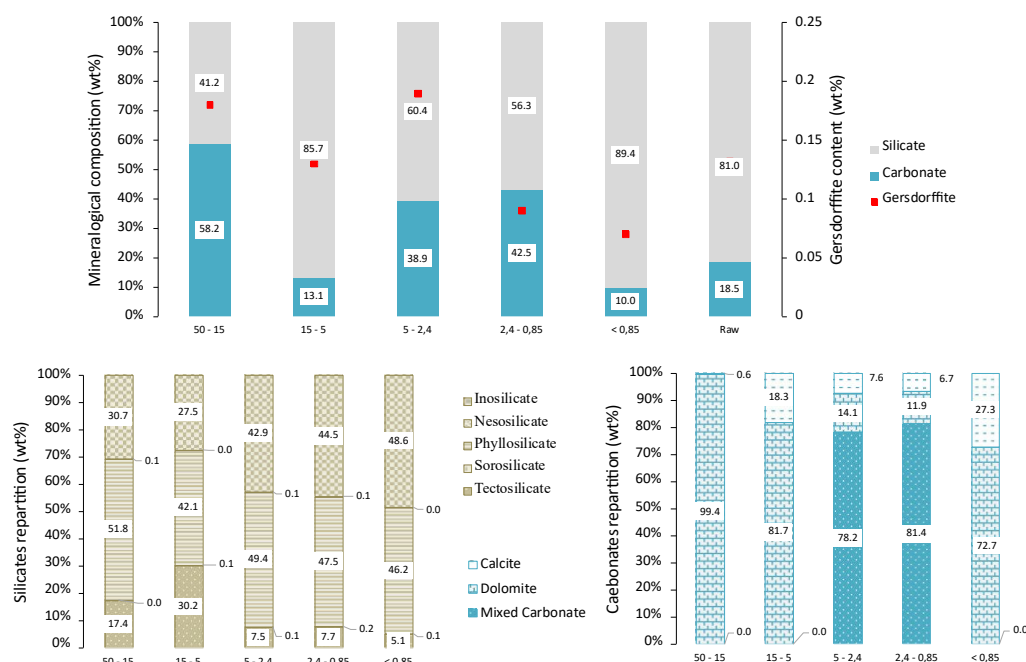


Figure 4.7: Main mineralogical composition of the materials and associated gersdorffite content (top graph), silicates (left) and carbonates (right) repartition in the materials.

All materials show an NPR > 3 and an NNP > 20 kg CaCO₃/t, which categorizes them as non-acid generating (Plante et al. 2021a); this correlates well with the low sulfur content (between 0.1 and 0.2 wt%) and higher concentrations of carbonate carbon (between 1.4 and 2.5 wt%) (Table 4.2).

Table 4.2 : Mineralogical and chemical composition of the material.

Property	C1 (50–15 mm)	C2 (15–5 mm)	C3 (5–2.4 mm)	C4 (2.4– 0.85 mm)	C5 (<0.85 mm)
AP (kg CaCO ₃ /t)	2	5	3	3	4
NP (kg CaCO ₃ /t)	210	194	167	151	119
NNP	208	189	164	148	115
NPR	91.7	39.3	49	48.6	27.3
Chemical composition (mg/kg)					
Al	43 300	38 600	40 000	40 700	38 800
As	527	423	465	458	564
C	2 520	2 330	1 975	1 810	1 430
Ca	41 100	43 800	41 100	37 100	29 100
Cu	35.3	67.3	45.8	45.7	46.8
Fe	66 300	66 900	72 900	73 100	68 500
K	14 900	11 000	10 900	10 200	9 900
Mg	136 400	128 900	139 600	143 800	146 300
Mn	1 360	1 437	1 371	1 267	1 091
Na	1 800	900	900	800	900
Ni	820	901	901	934	1 008
S	900	1 500	1 500	1 400	1 700
Zn	68	74	74	77	86
Mineralogical composition (wt%)					
Gersdorffite	0.18	0.13	0.19	0.09	0.07
Other minerals in order of importance: dolomite, calcite, antophyllite, chlinochlore, biotite, quartz	93.56	94.31	92.57	95.92	96.41

4.6.2 Results for Columns with Different Grain Size Distributions

4.6.2.1 Geochemical behavior

The pH, EC, acidity, and alkalinity of the collected waters were monitored throughout the testing period for the five columns (Figure 4.8). The measured pH values were relatively stable (Figure 4.8a), with an average between 7.9 and 8.6. The EC curves (Figure 4.8b) were higher for the first five rinses followed by stabilization at 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for C1, 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for C2, 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for C3, 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for C4, and 880 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for C5. The point outside the curve, corresponding to the first rinse of column C5, has a value of 6,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Similar to the EC, the alkalinity measurements

increased with the fineness of the material. Alkalinity measurements (Figure 4.8c) stabilized at various values: 24 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$ for C1, 39 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$ for C2, 68 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$ for C3, 96 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$ for C4, and 230 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$ for C5. The acidity measurements (not shown) were below the detection limit of the instrument (10 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$). For the redox potential (Eh) measurements, no trend was visible; the maximum, minimum, and average values obtained from all columns combined were 731, 485, and 630 mV, respectively.

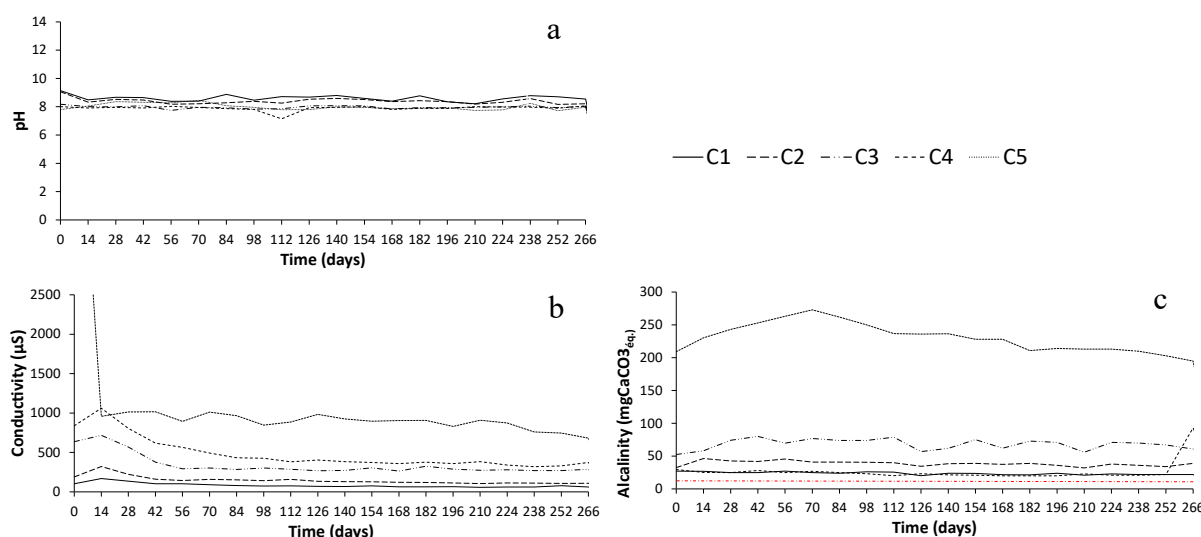


Figure 4.8: Values of pH (a), electrical conductivity (b), and alkalinity (c) during the column experiments at different grain size. Red dashed line shows alkalinity detection limit (10 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$).

The arsenic concentration in the leachates was also monitored throughout the project (see Figure 4.9). All of the columns started with a rapid increase in arsenic concentrations before stabilizing in a steadily decreasing trend. The stabilized arsenic concentrations in each column at the end of the experiments were: 1.7 mg/L for C1, 5.8 mg/L for C2, 10.8 mg/L for C3, 15.9 mg/L for C4, and 38.1 mg/L for C5. The finer the material, the greater the stabilized arsenic concentration. Figure 4.10 shows the average arsenic content obtained in the leachates from each column, together with the gersdorffite content. These results demonstrate that the arsenic leaching was more influenced by the particle size (and, concomitantly, by the degree of liberation of the gersdorffite) than the initial gersdorffite content in the solids.

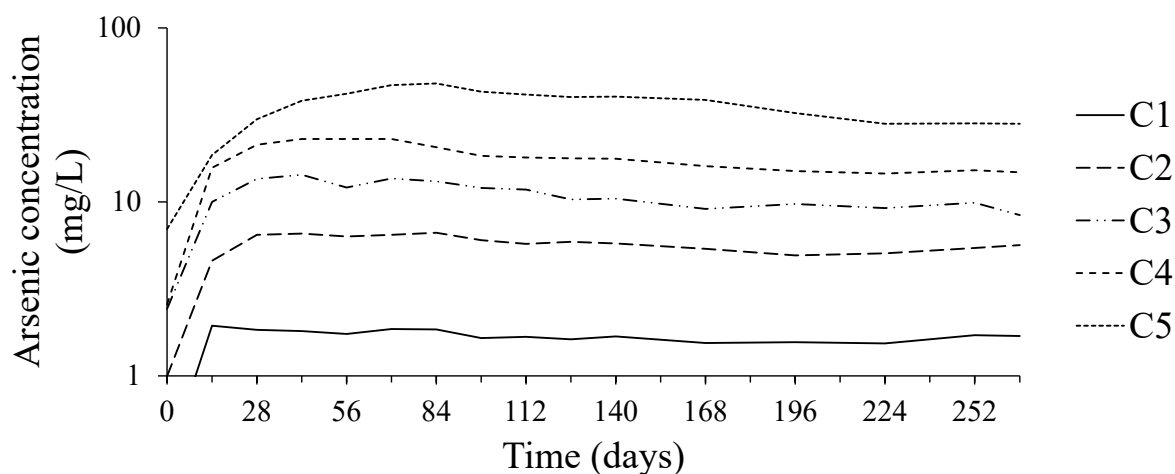


Figure 4.9: Arsenic concentrations in the leachates during the experimentation of the five columns conducted at different grain size.

Arsenic speciation was estimated from the pH and Eh of the leachates (Figure 4.8) through thermodynamic equilibrium calculations. The data points from the column leachates shown in the Eh–pH diagram in Figure 4.11 suggest that most of the arsenic is predominantly in the form of As(V). These results were validated by the arsenic speciation analyses using SAX cartridges (Bondu et al. 2017; Rakotonimaro et al. 2019; Watts et al. 2010), which show that As(V) accounts for more than 97.4% of the leached arsenic (supplemental Table 4.5).

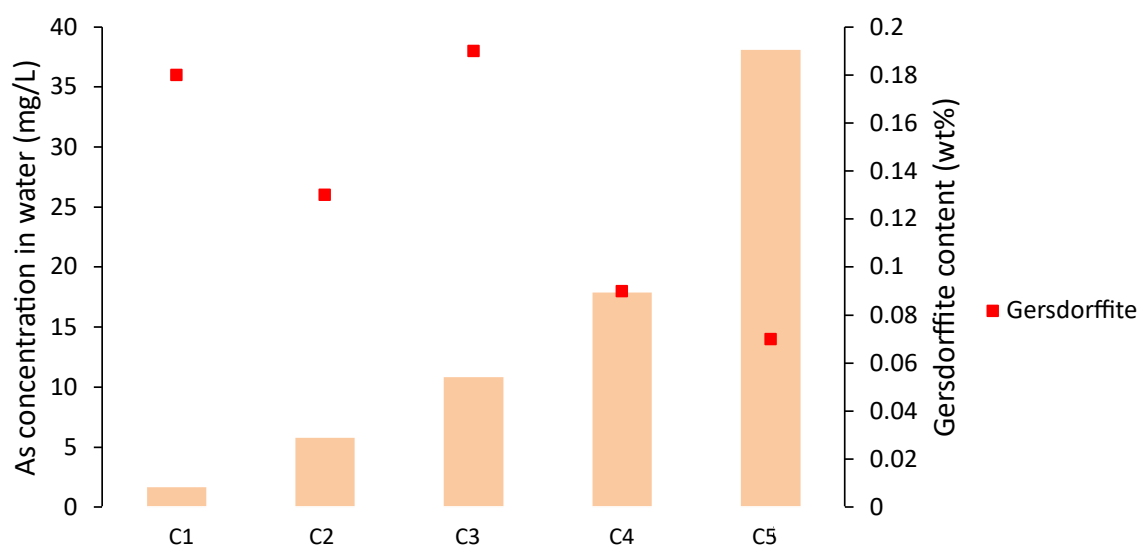


Figure 4.10: Stabilized arsenic concentrations in flush water (left-handed scale) compared to gersdorffite content (right-handed scale) for the five columns.

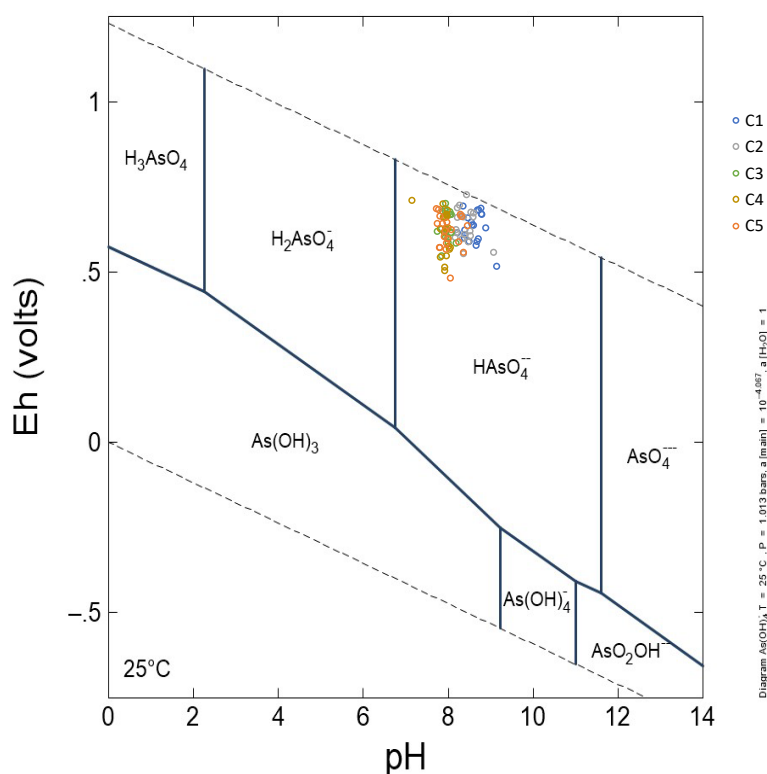


Figure 4.11: Pourbaix diagram (25°C; 1 atmosphere; As concentration of 6.4 mg/L, chosen as the mean of all leachate concentrations) showing pH and Eh measurements on all leachates of the five columns.

4.6.2.2 Influence of Grain Size Distribution on As Reaction/Dissolution Rate

The specific surface areas of each fraction were calculated using Equation 4.1: 0.74 m²/kg for C1, 2.16 m²/kg for C2, 6.01 m²/kg for C3, 14.25 m²/kg for C4, and 54.66 m²/kg for C5. Arsenic release rates in this experiment were 3.9, 15.6, 22.9, 32.1, and 60 mg/kg/yr for C1, C2, C3, C4, and C5, respectively. The relationship between the specific surface area and arsenic release rates (see Figure 4.12) shows that the finer the material, the more arsenic it releases, regardless of its initial gersdorffite content. This is mainly due to the greater specific surface area of the smaller grains and is probably associated with a greater degree of liberation of gersdorffite.

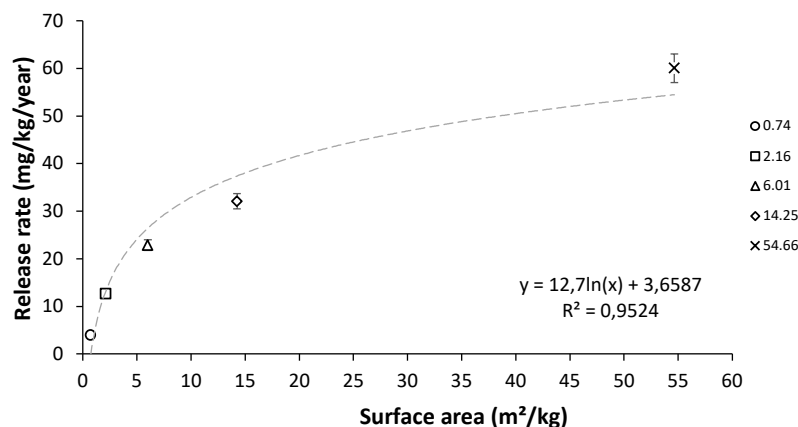


Figure 4.12: Arsenic release rate as a function of specific surface area for the five columns with different particle sizes.

4.6.3 Results for Columns at Different Temperatures

4.6.3.1 Thermal and Hydrogeological Behavior

The three C4 columns allowed the influence of temperature on the geochemical behavior of the NK material to be assessed. The temperature was monitored in each column to validate that the target temperatures were reached. Supplemental Figure 4.17 shows that, for C4 and C4', temperatures remained relatively stable, close to the target temperature of 21 and 5 °C, respectively. Some abnormal temperatures were noted during the tests at 5 °C due to two temporary breakdowns of the refrigerator in which the column was stored, resulting in temperatures above 15 °C for three days and around –8 °C for two days. Despite these short variations in the storage temperature of column C4' (5 °C), no consequences on the chemistry of the leachate were observed. For C4'' (–2 °C), freeze–thaw cycles are clearly observed, with a thaw temperature close to 5 °C and a freezing temperature of ≈ -2 °C.

The unfrozen volumetric water content was also monitored in the columns exposed to different temperatures in order to validate that the conditions in the columns were similar. Supplemental figure 4.18 shows the evolution of the unfrozen degree of saturation during the test. The unfrozen degree of saturation was evaluated using the unfrozen volumetric water content measured by the calibrated probes and the average porosity of the columns ($S_{ru} = \theta_u/n$).

The wetting–drainage cycles are clearly visible on all curves. Supplemental figure 4.18 shows that the unfrozen degree of saturation profiles are very similar for C4 (21 °C) and C4' (5 °C), with peak

values between 60 and 70% and plateau values at the end of the drainage period of ≈ 20 –25%. The C4'' (-2°C) column has a different behavior with a maximum value similar to the other columns at nearly 70% but with minimal values close to 10% during the freezing period. Note that the sensor used in this study assesses the unfrozen volumetric water content and that ice is considered as a solid by the sensor and that the sensitivity of the sensor is $\approx 0.03\text{ m}^3/\text{m}^3$ in that case, so ≈ 5 –7% for that column. The results obtained in C4'' (-2°C) confirmed that nearly all of the water was frozen at -2°C .

4.6.3.2 Geochemical Behavior

The pH, EC, acidity, and alkalinity of the leachates of the three columns were measured at temperatures of 21°C (C4), 5°C (C4'), and -2°C (C4''), over the 266 days testing period (Figure 4.13).

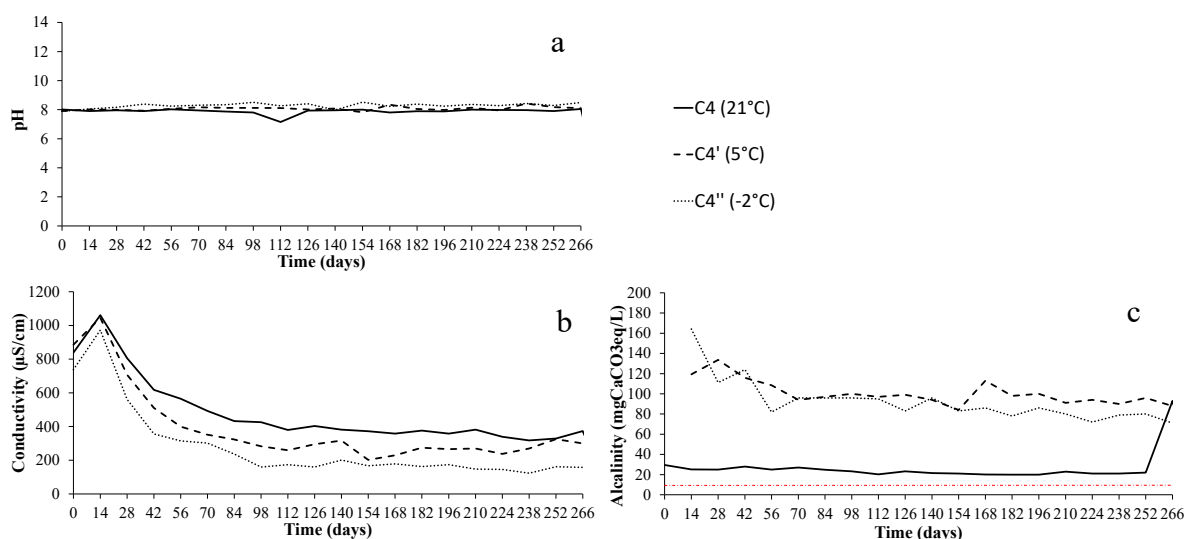


Figure 4.13: Values of pH (a), electrical conductivity (b), and alkalinity (c) during the column experiments conducted at different temperatures. Red dashed line shows alkalinity detection limit (10 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$).

The measured pH values were relatively stable (Figure 4.13a), averaging between 7.9 and 8.3. The EC curves (Figure 4.13b) were higher for the first five rinses, followed by stabilization. The stabilized EC values were $380\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ for C4 (21°C), $280\text{ }\mu\text{S/cm}$ for C4' (5°C), and $180\text{ }\mu\text{S/cm}$ for C4'' (-2°C). All of the acidity curves (not shown here) were below the detection limit of the instrument (10 mg $\text{CaCO}_3\text{eq/L}$). Alkalinity measurements (Figure 4.13c) stabilized at values of $\approx 80\text{ mg CaCO}_3\text{eq/L}$ for C4'' (-2°C) and $\approx 95\text{ mg CaCO}_3\text{eq/L}$ for C4 (21°C) and C4' (5°C). No

trend in Eh was visible, as all materials generated similar values, with maximum, minimum, and average values of 736, 396, and 584 mV, respectively.

Figure 4.14 shows the evolution of As concentrations over the 266 days of testing. The three curves start with an increase in arsenic concentrations in the leachates before stabilizing after 112 days. The mean As concentrations after stabilization (days 112–266) were 15 mg/L for C4 (21 °C), 14 mg/L for C4' (5 °C), and 7 mg/L for C4'' (–2 °C). Overall, once stabilized, there was little difference between temperatures of 21 and 5 °C. However, at –2 °C, arsenic concentrations in the water were half those measured at the other temperatures.

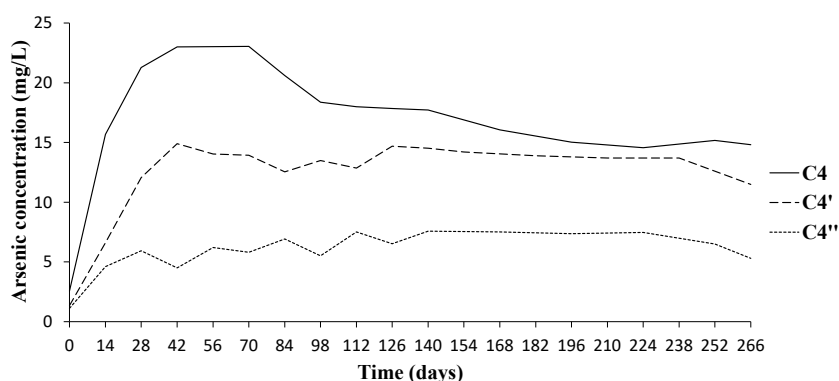


Figure 4.14: Arsenic concentrations in the leachate during the experimentation of the three columns conducted at different temperatures.

4.6.3.3 Influence of Temperature on As Reaction/Dissolution rate

The relationship between temperature and the arsenic release rate of arsenic from the gersdorffite for the grain size used in column C4 (2.4–0.85 mm) was estimated using the Arrhenius equation (Elberling 2001; Nicholson et al. 1988, Equation 4.2):

$$\ln \frac{Kr_1}{Kr_2} = E_a \frac{T_1 - T_2}{RT_1 T_2} \quad (4.2)$$

temperatures T_1 and T_2 (°K), E_a (J/mol) is the activation energy, and R (J/mol/K) is the universal gas constant.

Figure 4.15 shows that arsenic release rates for the various materials are 32, 25, and 24 mg/kg/yr, amounting to 6×10^{-6} , 5×10^{-6} and 5×10^{-6} g/m²/days, respectively at 21, 5, and –2°C. The release rate is considered to be equivalent to the reaction rate. Thus, it is assumed that all the arsenic released during rinsing was recovered in the leachate analyses (no precipitation or complexation).

The activation energy (E_a) that fits the observed data is 8.62 kJ/mol. This E_a is similar to that found in the literature for oxidation reactions of arsenic-bearing minerals like scorodite (24.7 kJ/mol; Harvey et al. 2006) and arsenopyrite (18.5 kJ/mol; Asta et al. 2010). It is worth mentioning that the observed reaction rate is three orders of magnitude lower than the values obtained by Chopard et al. (2017). However, this discrepancy can be explained by different factors: in this study, a less aggressive method was used (column vs. mini-cell) with coarser materials (< 5 cm vs. < 150 μm), non-pure materials (waste rock vs. pure gersdorffite), and non-free minerals (waste rock vs. pure mineral) (Plante et al. 2014).

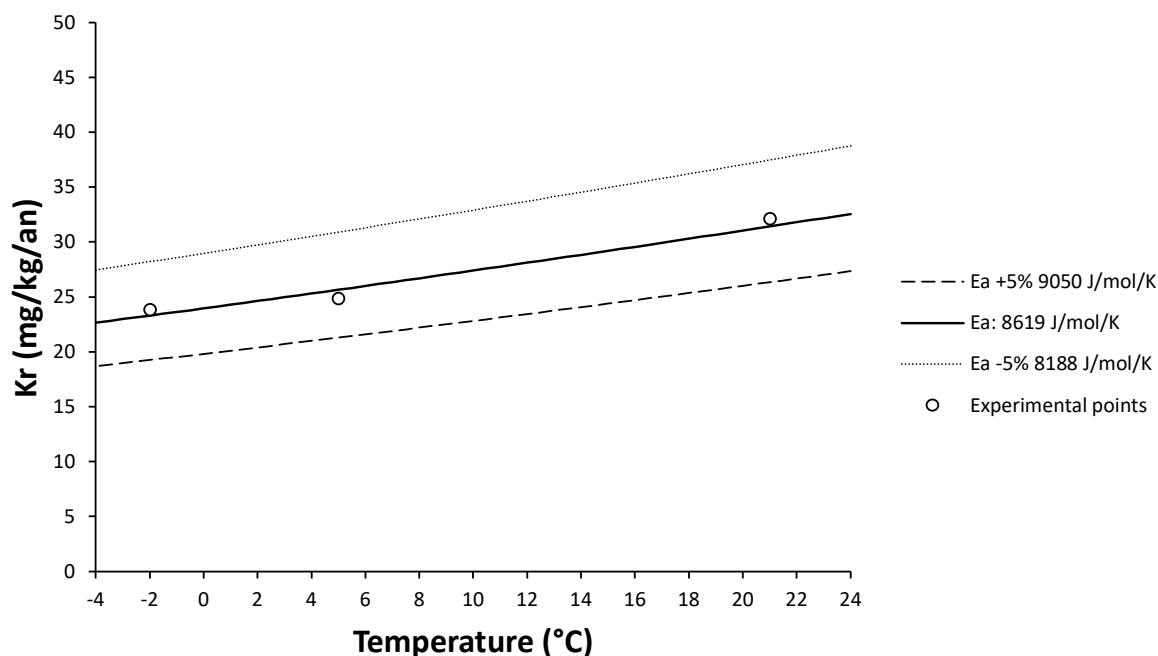


Figure 4.15: Influence of temperature on arsenic release rates and the activation energy associated for fraction C4 (2.4–0.85mm) which was exposed to three different temperature.

4.6.4 Post-testing characterization

At the end of the testing period, all columns were dismantled in layers to see if much evolution of chemical or physical parameters had occurred. Gravimetric water content and porosity were reassessed. Porosity decreased slightly during the tests: columns 1 to 4 showed a decrease of $\approx 5\%$ for the coarsest column (e.g. from $n = 0.58$ to 0.55 for C1) and $\approx 15\%$ for the finest column (from $n = 0.48$ to 0.41). These changes in porosity may be due to gradual settling over the course of the rinses and freeze–thaw cycles.

Automated mineralogy analyses were also carried out on samples taken from the columns stored at different temperatures (Table 4.3) to observe changes in gersdorffite composition. Spot chemical analyses of the gersdorffite grains in the columns stored at different temperatures show no conclusive change in composition. It appears that the concentrations of Ni, Fe, and Co are quite stable as S concentration, while As changed a little bit. However, since gersdorffite is a solid solution, the variations in Fe, Ni, and Co from grain to grain can be quite important. Nevertheless, the sum of these three elements remained relatively stable throughout the experiments. Moreover, transects were conducted and no composition zonation could be observed.

Table 4.3 : Average composition of gersdorffite (between 7 to 10 spot analyses per column) before (C4 initial) and after 20 wetting-drying cycles at different temperatures (C4 final at 21°C; C4' final at 5°C; C4'' final at -2°C).

Parameters	C4 initial	C4 final at 21°C	C4' final at 5°C	C4'' final at -2°C
Gersdorffite (wt%)	0.09	0.07	0.08	0.08
Composition (wt%)				
S	17.7 ± 0.24	18.4 ± 0.27	18.0 ± 0.19	18.4 ± 0.28
Fe+Co+Ni	35.15 ± 0.32	35.13 ± 0.46	35.28 ± 0.16	35.03 ± 0.28
As	47.2 ± 0.31	46.5 ± 0.38	46.1 ± 0.29	46.6 ± 0.32

Images of gersdorffite grains before and after the column experiments were compared to determine the level of alteration. Figure 4.16a and 4.16b show two images of gersdorffite from the C4 sample (2.4–0.85 mm) before the wetting/drying cycles; these grains show well-defined contours and only a few fractures and breaks on some grains. Figure 4.16c–h show gersdorffite grains at the post-testing stage: 4.15c and 4.15d for the column stored at 21°C, 4.15e and 4.15f for 5°C, and 4.15g and 4.15h for -2°C. In most of these images, the subcubic form of the gersdorffite is preserved. On some grains (Figure 4.16c–g), an alteration rim can be seen, sometimes extending deep into the mineral's core. These rims were analyzed on several grains, showing relatively homogeneous composition across all grains (Table 4.3), but without being able to define a corresponding stoichiometric species. Note that the quantity of oxygen may be overestimated due to its proximity to the epoxy resin. However, the coatings seemed to be some form of iron oxide and contained impurities such as As, Co, Ni, and Mn (Table 4.4).

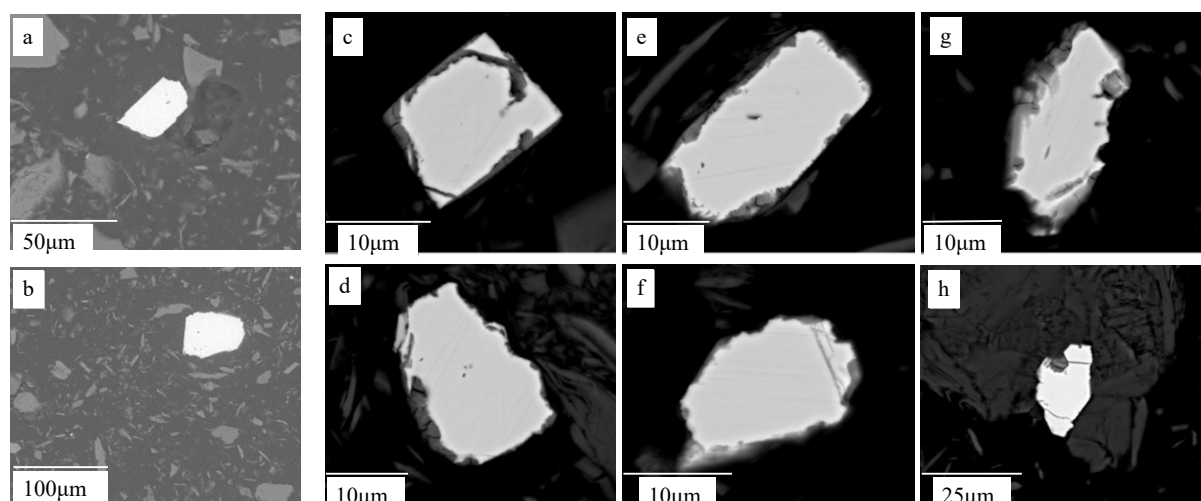


Figure 4.16: Optical microscopy images of gersdorffite grains in the C4 (2.4–0.85 mm) sample before experimentation (a and b) and scanning electron microscopy images of gersdorffite grains after 20 rinsing cycles at 21 °C (c and d), 5 °C (e and f), and –2 °C (g and h).

Table 4.4 : Example of the chemical composition of the 4.15c grain and comparison with the chemical composition of the alteration halo of the same grain (in wt%).

Phase	O	Mg	Al	Si	S	Cl	K
Gersdorffite			0.4		18.5		
Coating	35.6	2.8	0.5	2.8	1.6	1.0	0.2
Phase	Ca	Mn	Fe	Co	Ni	As	Total
Gersdorffite			2.6	28.1	4.6	45.8	100
Coating	5.0	0.3	18.6	2.6	1.9	27.1	100

4.7 Discussion

The initial hypothesis was that by reducing the temperature below 0 °C, the reactivity of the gersdorffite would be nearly null, similar to what is observed for sulfide minerals. However, the results obtained from the column tests indicated that temperature does affect the reactivity of gersdorffite, from 32 mg/kg/year at 21 °C to 24 mg/kg/ year at –2 °C. This effect is less marked than is observed for sulfide minerals like pyrite and pyrrhotite (from 30 mg/ kg/year at 20 °C to 2 mg/kg/year at 0 °C; Boulanger-Martel 2019; Coulombe 2012). The column test results showed only a 20–30% reduction in reactivity, and no temperature was identified as corresponding to null reactivity. Notably, arsenic levels in the flush water reached 6 mg/L after maintaining the column

at the lowest test temperature of $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$. The presence of arsenic in the flush water can be explained by the fact that gersdorffite is an arsenic salt and not a sulfide mineral. Therefore, it reacts rapidly even with only a small amount of liquid water in the system. This difference in chemical behavior can account for the observed discrepancies between the reactivity of gersdorffite and sulfides. These results suggest that the option of freezing the materials as a mine site reclamation method must be used with caution with this type of material: it is important to avoid thawing of the frozen water contained in the waste rock to reduce the risk of arsenic leaching.

Another hypothesis was that most of the tested waste rock's reactivity is generated by the fine particles and that arsenic generation would become nearly negligible at particle sizes $\geq 2.5\text{ mm}$, a size frequently mentioned in the literature as where sulfide reactivity in waste rock is minimized (Elghali et al. 2018; Erguler et al. 2015; Lapakko et al. 2006; Smith et al. 2000). Results obtained from these tests do not fully support this hypothesis. While finer particle sizes did correlate with higher arsenic levels in the water, arsenic concentrations reached 2 mg/L even at the coarsest particle size tested ($15\text{--}50\text{ mm}$). This suggests that particle sizes $\geq 2.5\text{ mm}$ and even $\geq 50\text{ mm}$ cannot be used as criteria to sort As-leaching from non-As leaching waste rock.

Since gersdorffite contains both arsenic and nickel, it is intriguing that while arsenic was sometimes found in non-negligible quantities in the leaching waters, no trace of nickel was detected. This observation raises questions about the fate of nickel in the tested columns. Different phenomena could explain the absence of nickel, such as sorption, the presence of a coating on the gersdorffite, or incomplete dissolution of the gersdorffite (Plante et al. 2010). Currently, this behavior of nickel does not pose a major problem as concentrations remained $< 0.2\text{ mg/L}$ even for the more reactive column ($< 0.85\text{ mm}$) at $21\text{ }^{\circ}\text{C}$. Nickel sorption tests were conducted in the laboratory, both with and without a pH buffer. However, even with the buffer, the pH remained > 8 , and no trace of Ni was found in the leachate. It is therefore assumed that Ni is indeed released from the solid sample but is either sorbed or precipitated. It was not possible to distinguish the exact mechanism; however, thermodynamic modelling of the columns and sorption experiments suggest that the released nickel may precipitate as nickel carbonate (NiCO_3) (see more results in supplemental data figure 4.19 and 4.20). To further elucidate the fate of the nickel, it is necessary to understand and better anticipate long-term complications after closure, as observed in other contexts (Heikkinen et Räsänen 2007; Plante et al. 2008, 2010).

4.8 Conclusion

Laboratory column tests were carried out to assess the effect of grain size and temperature on arsenic generation from waste rock with gersdorffite as the arsenic source. The material tested is non-acid generating but potentially arsenic-generating. This behavior was validated by column tests, showing a stable pH of ≈ 8 over the 20 weeks of testing, and the quantity of leached arsenic ranging from 2 to 38 mg/L.

Column test results showed that the finer the particle size of the material, the greater the arsenic generation, irrespective of the initial gersdorffite content. They also showed that arsenic was present in its most oxidized form (As(V)). The results also showed that even for the coarser particle size (15–50 mm), arsenic concentrations > 2 mg/L were still observed in the leachates. This means that sorting the waste rock particles to reduce the As leaching risks is not as appealing in this particular case as in other case studies that focused on reducing the AMD generation potential of the waste rock (Elghali 2018).

Column tests carried out at different temperatures showed that temperature plays a role in arsenic generation when the source is gersdorffite, from a release rate of 32–24 mg/kg/ year for 21 and -2 °C, respectively. The influence of temperature is less for arsenic salts (such as gersdorffite) than for sulfides like pyrite and pyrrhotite (typical release rate reduction from 30 to 2 mg/kg/year for 20 and 0 °C, Coulombe 2012; Boulanger-Martel 2019). Hence, a drop in temperature leads to a drastic reduction in oxidation reaction kinetics for sulfide-containing waste rock; for salts, our results showed that the effect depends more on the availability of liquid water and aqueous concentrations of the constituents of the salts.

The SEM observations from the dismantling of the columns showed that the stoichiometry of the elements constituting gersdorffite was preserved, indicating congruent dissolution of the mineral.

This study shows the importance of understanding the nature of the arsenic source to select the most appropriate reclamation scenario. Because gersdorffite is more sensitive to the presence of liquid water, it is crucial to design a cover system that will not allow thawing and water movement in this As-leaching waste rock. When oxidation of sulfide minerals is the main source of contaminants, allowing thawing for a short period of time could be less problematic if the

temperature stays close to zero since the reactivity is more influenced by temperature than salts like gersdorffite.

4.9 Supplementary Data

Table 4.5 : Summary of the mineralogical analysis of the raw material and the five different grain sizes before the wetting-drying cycles.

Mineral (% by weight)	Chemical composition	Raw material	50– 15 mm	15– 5 mm	5– 2.4 mm	2.4– 0.85 mm	<0.85 mm
FQuartz	SiO ₂	20.9	9.7	16.4	6.5	5.5	6.8
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂	16.0	21.4	14.6	8.8	5.8	6.0
Calcite	CaCO ₃	7.1	0.6	4.0	5.9	5.4	7.1
Talc	Mg ₃ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂	26.4	16.9	16.2	21.7	24.6	26.4
Chlorite	(Fe,(Mg,Mn) ₅ ,Al)(Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₁₀	36.6	32.4	31.0	32.4	33.9	36.6
Stilpnomelane	K(Fe ²⁺ ,Mg,Fe ³⁺) ₈ (Si,Al) ₁₂ (O,OH) ₂₇ *nH ₂ O	3.0			2.4	2.1	3.0
Actinolite	Ca ₂ (Mg,Fe) ₅ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂	3.0	2.9	3.0	3.7	3.8	3.0
Biotite	K(Mg,Fe) ₃ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂	11.1	10.2	9.1	10.0	10.1	11.1
Microcline	KAlSi ₃ O ₈				2.4	1.8	
Albite	NaAlSi ₃ O ₈		5.9	5.5	6.2	7.0	
Gersdorffite	NiAsS	0.12	0.18	0.13	0.19	0.09	0.07

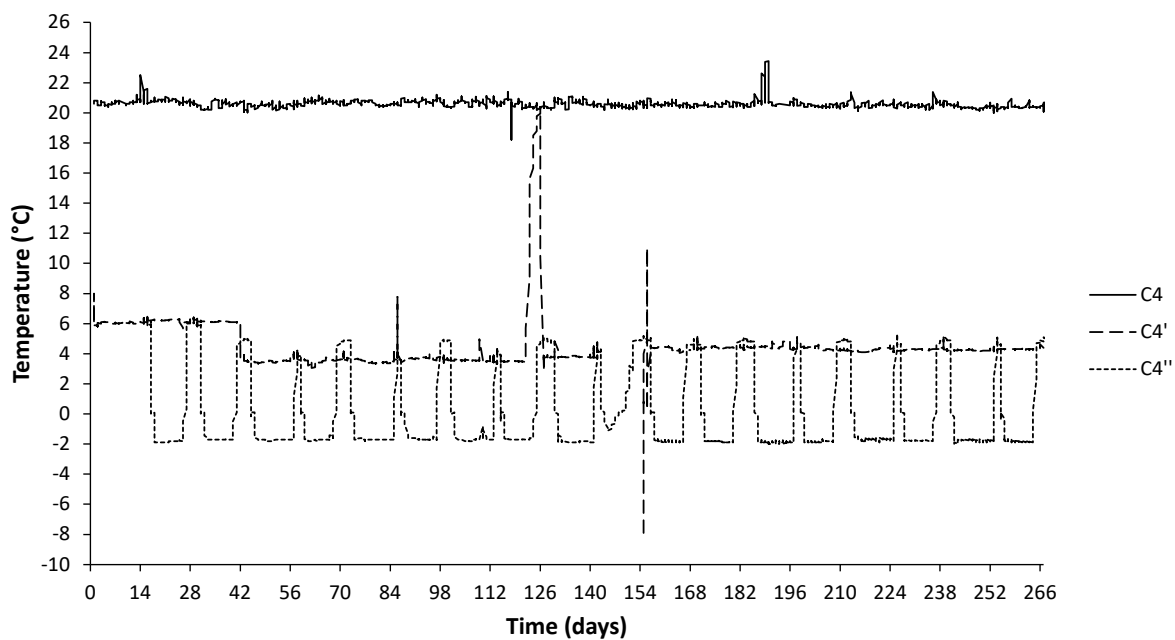


Figure 4.17: Temperatures in the three C4 columns stored at different temperatures during the experiments.

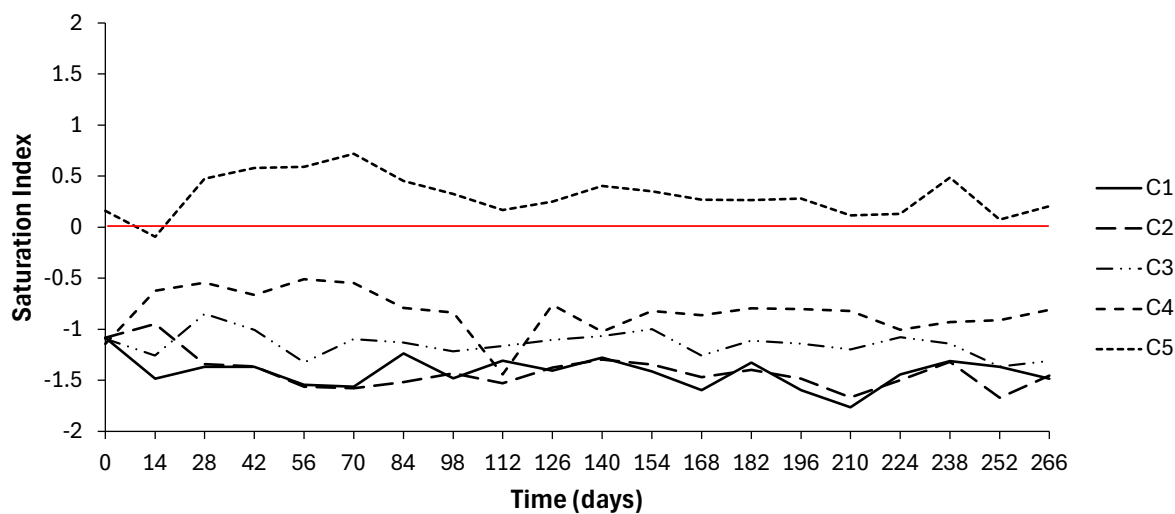


Figure 4.18: Saturation index graph of $\text{NiCO}_3(\text{s})$ generated using the Vminteq software for columns C1 to C5.

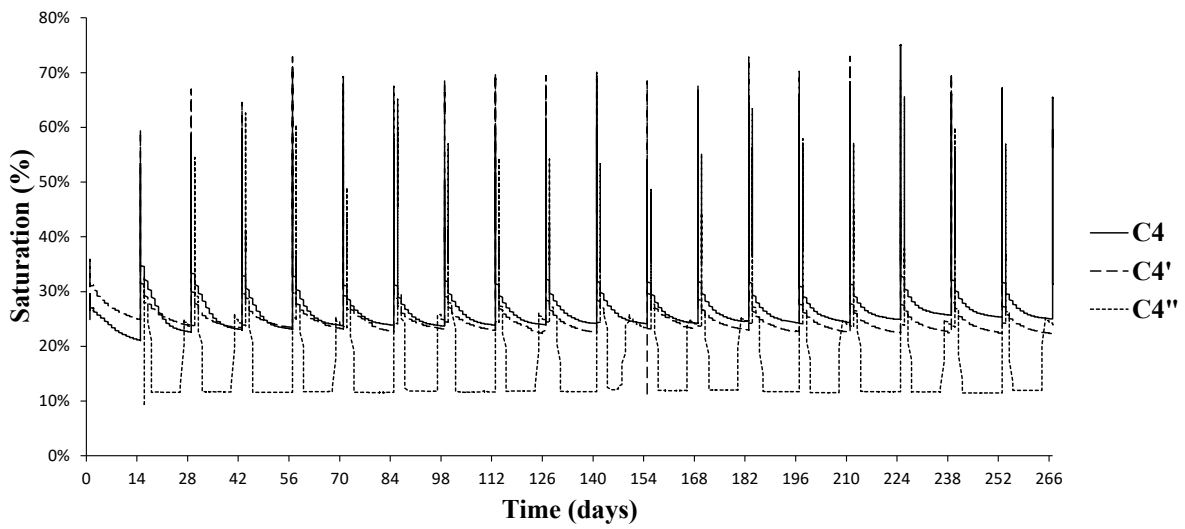


Figure 4.19: Degrees of saturation (%) in the three columns stored at different temperatures during the experiments.

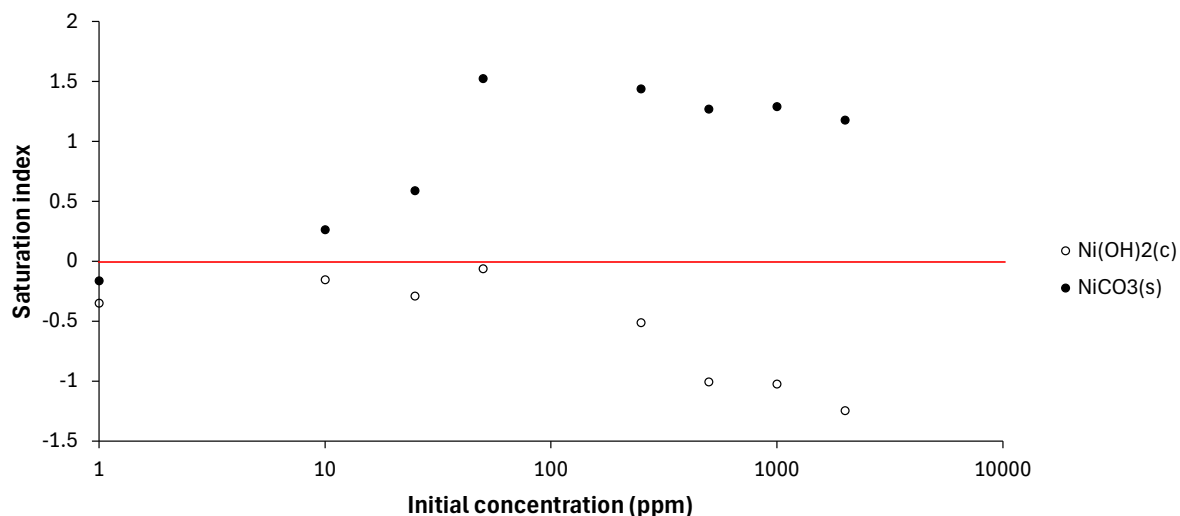


Figure 4.20: Saturation index graph of $\text{NiCO}_3(\text{s})$ and $\text{Ni}(\text{OH})_2(\text{c})$ using Vminteq software for nickel sorption tests. Nickel sorption experiments were performed using the fraction <0.85 mm (corresponding to the column C5). A 2000 mg/L nickel and arsenic was used to conduct the tests. Batch tests were carried out with 5 g of material and 50 mL of Ni-MES solution (L/S ratio of 10 mL/g). A kinetic experiment using five duplicate 250 mL Erlenmeyer flasks was carried out to determine equilibrium time, with samples collected at 1, 3, 6, 24, and 48 hours under agitation at 220 rpm. Based on kinetic results, a 48-hour contact time was adopted for the isotherm study using Ni-As concentrations of 1, 10, 25, 50, 250, 500, 1000 and 2000 mg/L. Liquid samples were filtered, acidified, and analyzed by ICP-AES for residual nickel content. Other similar tests were conducted using 0.1 M 2-(N-morpholino) ethanesulfonic acid hemisodium salt (MES), which also served as an ionic strength stabilizer.

Acknowledgements

The authors thank the Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale (URSTM) staff for their assistance with laboratory work and the Whale Tail project, AgnicoEagle mine staff for their support during our sampling campaign.

Funding

Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, IRCPJ 252714-18, Bruno Bussière.

Data Availability

The data that support the findings of this study are available from the corresponding author, upon reasonable request.

4.10 References

- Agilent ICP-OES 5800, Guide d'utilisation. CrossLab, Santa Clara, USA
- Altiti AH, Alrawesdeh RO, Alnawafleh HM (2021) Open pit mining. In: Soni A (Ed.), Mining Techniques – Past, Present and Future, Intechopen, London, UK
- Amos RT, Blowes DW, Blowes BL, Sego DC, Smith L, Ritchie IM (2015) Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Appl Geochem* 57: 140-156
- Asta MP, Cama J, Ayora C, Acero P, de Giudici G (2010) Arsenopyrite dissolution rates in O₂-bearing solutions. *Chem Geol* 273:272–285
- ASTM (2007) Standard test method for particle-size analysis of soils (D422–63). ASTM International
- ASTM (2013) Standard test method for accelerated weathering of solid materials using a modified humidity cell (D5744–96). ASTM International
- ASTM (2014) Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer (D550–14). ASTM International
- ASTM (2017) Standard test method for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis (D6913–17). ASTM International
- Aubertin M, Bussière B, Bernier L (2002) Environment and management of mine wastes. Manual on CD-ROM. Presses Internationals Polytechnique, Montréal, Canada
- Azam S, Wilson GW, Heraymuik G, Nichol C, Barbour LS (2007) Hydrogeological behaviour of an unsaturated waste rock pile: a case study at the Golden Sunlight mine, Montana, USA. *Bull Eng Geol Environ* 66:259–268
- Bao Z, Blowes DW, Ptacek CJ, Bain J, Holland SP, Wilson D, Wilson W, MacKenzie P (2020) Faro waste rock project: characterizing variably saturated flow behavior through full-scale waste-rock dumps in the continental subarctic region of northern Canada using field measurements and stable isotopes of water. *Water Resour Res* 56(3):e2019WR026374. <https://doi.org/10.1029/2019wr026374>

- Barazzoul L, Sexsmith K, Buckham C, Lopex D (2012) Application of an advanced mineralogical technique: sulphide mineral availability and humidity cell interpretations based on MLA analysis. Presented at the 9th International Conf on Acid Rock Drainage (ICARD)
- Benzaazoua M, Bouzahzah H, Taha Y, Kormos L, Kabombo D, Lessard F, Bussière B, Demers I, Kongolo M (2017) Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 1 challenges of desulphurization process and reactivity prediction. *J Clean Prod* 162:86–95
- Blackmore S, Vriens B, Sorensen M, Power IM, Smith L, Hallam SJ, Ulrich MK, Beckie RD (2018) Microbial and geochemical controls on waste rock weathering and drainage quality. *Sci Total Environ* 640–641:1004–1014
- Blowes D, Ptacek C, Jambor J, Weisener C (2003) The geochemistry of acid mine drainage. In: Holland HD, Turekian KK (eds) *Treatise on geochemistry*, 2nd edn. Elsevier Science, pp 131–190
- Blowes BL, Blowes DW, Smith L, Sego DC (2016) The Diavik Waste Rock project: geochemical and microbiological characterization of drainage from low-sulphide waste rock: active zone field experiments. *Appl Geochem* 62:18–34
- Bondur R, Cloutier V, Rosa E, Benzaazoua M (2017) Mobility and speciation of geogenic arsenic in bedrock groundwater from the Canadian Shield in western Quebec, Canada. *Sci Total Environ* 574:509–519
- Boulanger-Martel V (2019) Evaluation of the performance of mine covers for controlling acid mine drainage in Arctic climates (In French : Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique). Univ du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, p 466
- Boulanger-Martel V, Bussière B, Côté J (2021a) Thermal behaviour and performance of two field experimental insulation covers to control sulfide oxidation at Meadowbank mine, Nunavut. *Can Geotech J* 58:427–440
- Boulanger-Martel V, Bussière B, Côté J (2021b) Insulation covers with capillary barrier effects to control sulphide oxidation in the Arctic. *Can Geotech J* 58:583–594
- Brough C, Strongman J, Howell R, Warrender R, Prestia A, Barnes A, Fletcher J (2017) Automated environmental mineralogy; the use of liberation analysis in humidity cell test work. *Miner Energy* 107:112–122

Bruker AXS D8 Advance Diffractometer, Guide d'utilisation

Bussière B, Wilson G (2021) Store-and-release covers. In: Bussière B, Guittonny M (eds) *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*, 1st éd. CRC Press, pp 115–135

Chapuis R, Légaré P (1992) A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures. Effects of aggregates and mineral filler on asphalt mixture performance, American Soc for Testing and Materials, vol 1147. Special Technical Publication, pp 177–186

Chopard A, Plante B, Benzaazoua M, Bouzahzah H, Marion P (2017) Geochemical investigation of the galvanic effects during oxidation of pyrite and base-metals sulfides. *Chemosphere* 166:281–291

Meadowbank Complex (2021). Annual Report, Section 8.21 Climate monitoring

O'Kane Consultants (2019) Whale tail project – thermal modelling of the whale tail and IVR WRSFs

Coulombe V (2012) Performance of partial insulation covers for controlling the oxidation of sulphidic mine tailings. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfurés) [in French]

Cruz R, Mendez AB, Monroy M, Gonzalez I (2001) Cyclic voltammetry applied to evaluate reactivity in sulfide mining residues. *Appl Geochem* 16:1631–1640

Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., & Aubertin, M. (2011). Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219(1), 113-128.

Demers I, Molson J, Bussière B, Laflamme D (2013) Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Appl Geochem* 33:346–356

Elberling B (2001) Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resour Res* 37:99–107

Elberling B (2005) Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Reg Sci Technol* 41:121–133

Elghali A (2018) Effect of mineral release and iron oxyhydroxides on the geochemical behaviour of sulphidic mine tailings Effet de la libération minérale et des oxy-hydroxydes de fer sur le

comportement géochimique des rejets miniers sulfurés). Univ du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda ([in French])

- Elghali A, Benzaazoua M, Bouzahzah H, Bussière B, Villarraga- Gómez H (2018) Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part I: mineralogical approach. *Appl Geochem* 99:31–41
- Erguler AZ, Erguler GK (2015) The effect of particle size on acid mine drainage generation: kinetic column tests. *Miner Eng* 76:154–167
- Fala O, Molson J, Aubertin M, Bussière B (2005) Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine Water Environ* 24(4):172–185
- Godwalt R (2001) Acid mine drainage at sub-zero temperatures. Univ of Alberta, Canada
- Haan, ELTRA elemental analyzers, user guide, Germany
- Harvey CM, Schreiber EM, Rimstidt JD, Griffith MM (2006) Scorodite dissolution kinetics: implications for arsenic release. *Environ Sci Technol* 40(21):6709–6714
- Heikkinen PM, Räisänen ML (2007) Mineralogical and geochemical alteration of Hitura sulphide mine tailings with emphasis on nickel mobility and retention. *J Geochem Explor* 97:1–20
- Heikkinen PM, Räisänen ML, Johnson HR (2009) Geochemical characterisation of seepage and drainage water quality from two sulphide mine tailings impoundments: acid mine drainage versus neutral mine drainage. *Mine Water Environ* 28(1):30–49
- Hernandez M (2007). An experimental study of the water properties of waste rocks and other broadly graded materials. Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée). Mémoire de maîtrise. Dépt des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada [in French]
- Hirsche DT, Blaskovich R, Mayer KU, Beckie DR (2017) A study of Zn and Mo attenuation by waste-rock mixing in neutral mine drainage using mixed-material field barrels and humidity cells. *Appl Geochem* 84:114–125
- Kalonji Kabambi A (2016) Study of the rheological properties and transport of cemented paste backfill under northern conditions. Étude des propriétés rhéologiques et du transport du remblai cimenté en pâte en conditions nordiques). École polytechnique de Montréal, Montréal [in French]
- Kalonji Kabambi A, Bussière B, Demers I (2017) Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotech Geol Eng* 35(3):1199–1220

- Lapakko AK, Engstrom NJ, Antonson AD (2006). Effects of particle size on drainage quality from three lithologies. Poster presented at the 7th ICARD
- Larochelle C, 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 Pollut* 230:57–72
- Lawrence WR, Wang Y (1997). Determination of neutralisation potential in the prediction of acid rock drainage. Proc, 4th ICARD, Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program, CANMET, Vancouver, Canada, Natural Resources Canada, pp 451–464
- 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. *J Contam Hydrol* 52(1–4):165–186
- Lottermoser B (2007) *Mine wastes: characterization, treatment and environmental effects*, 2nd edn. Springer, Berlin
- Marmier V, Plante B, Demers I, Benzaazoua M (2025) Development of a neutral mine drainage prediction method using modifies kinetics tests and assessment of sorption capacities. *Mine Water Environ* 44:16–29
- Martin V, Bussière B, Plante B, Pabst, T, Aubertin M, Medina F, Bréard Lanoix ML, Dimech A, Dubuc J, Poaty B (2017) Controlling water infiltration in waste rock piles: design, construction, and monitoring of a large-scale in-situ pilot test pile. Proc, Canadian Geotechnical Conf GeoOttawa, Canadian Geotechnical Soc, published by the Canadian Geotechnical Soc, Ottawa, ON, Canada
- McCarthy FD (2007) *Essentials of Soil Mechanics and Foundations*. 7th Edit, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ
- MEND (1991) Critical literature review of acid drainage from waste rock (No 1.11.1, 192)
- MEND (2006) Update on cold temperature effects on geochemical weathering (No 1.61.6, 103)
- MEND (2009) Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials (No 1.20.1)
- Merkus GH (2009) *Particle size measurements*. Springer
- Morin AK, Gerencher E, Jones EC, Konasewich ED (1991) Critical literature review of acid drainage from waste rock. MEND Report 1.11.1, CANMET, Ottawa, Canada

- Nicholson R, Gillham W, Reardon E (1988) Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochim Cosmochim Acta* 52:1077–1085
- Nicholson R (2004) Review of water quality issues in neutral pH drainage: examples and emerging priorities for the mining industry in Canada. MEND Report 10.1, Stantec
- Nordstrom KD, Blowes WD, Ptacek JC (2015) Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. *Appl Geochem* 57(June):3–16
- Parbhakar-Fox A, Edraki M, Walters S, Bradshaw D (2011) Development of a textural index for the prediction of acid rock drainage. *Miner Eng* 24(12):1277–1287
- Peregoedova A, Aubertin M, Bussière B (2014) Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. Presented at the 67th Canadian Geotechnical Conf (unpubl)
- Plante B (2010) Assessment of the main influencing factors on the prediction of contaminated neutral drainage. Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé). Univ du Québec en Abitibi Témiscamingue, Rouyn- Noranda (**[in French]**)
- Plante B, Benzaazoua M, Bussière B, Biesinger M, Pratt A (2010) Study of Ni sorption onto Tio mine waste rock surfaces. *Appl Geochem* 25(12):1830–1844
- Plante B, Benzaazoua M, Bussière B (2011a) Predicting geochemical behaviour of wates rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. *Mine Water Environ* 30:2–21
- Plante B, Benzaazoua M, Bussière B (2011b) Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. *Mine Water Environ* 30:22–37
- Plante B, Bussière B, Benzaazoua M (2014) Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. *J Geochem Explor* 137:37–47
- Plante B, Schudel G, Benzaazoua M (2021a) Prediction of acid mine drainage. *Hard rock mine reclamation*, 1st edn. CRC Press, pp 21–46
- Plante B, Schudel G, Benzaazoua M (2021b) Generation of acid mine drainage. *Hard rock mine reclamation*, 1st edn. CRC Press, pp 1–20
- Plante B, Benzaazoua M, Bussière B, Pépin G, Laflamme D (2008) Geochemical behaviour of nickel contained in Tio mine. *Proc, 10th IMWA Congress on Mine Water and the Environment*, pp 317–320

- Poaty B, Plante B, Bussière B, Benzaazoua M (2022) Assessment of hydrogeochemical behavior of layered waste rock stockpiles: a meso-scale laboratory experiment. *Appl Geochem*. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105154>
- Rakotonimaro T, Guittonny M, Neculita MC, Trépanier F, Pépin G (2019) Evaluation of arsenic leaching potential in gold mine tailings amended with peat and mine drainage treatment sludge. *J Environ Qual* 48:735–745
- Rietveld H (1993) *The rietveld method*. Oxford University Press
- Sapsford D, Bowel R, Dey M, Williams K (2009) Humidity cell tests for the prediction of acid rock drainage. *Miner Eng* 22:25–36
- Smith JDL, Moncur CM, Neuner M, Gupton M, Blowes WD, Smith L, Sego CD (2013) The Diavik waste rock project: design, construction, and instrumentation of field-scale experimental waste-rock piles. *Appl Geochem* 36:187–199
- Smith SK, Ramsey AC, Hageman LP (2000) Sampling strategy for the rapid screening of mine waste dumps on abandoned mine lands. *Proc, ICARD, Soc for Mining and Metallurgy*, pp 1453–1461
- Sobek AA, Schuller AW, Freeman RJ (1978) *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils* U.S. EPA PB-280495, OST ID 6806637
- Usher B, Cruywagen L, de Necker E, Hodgson F (2003) Acid-base accounting, techniques and evaluation (ABATE): recommended methods for conducting and interpreting analytical geochemical assessments at opencast collieries in South Africa. *Institute for Groundwater Studies Univ of the Orange Free State*
- Villeneuve M, Bussière B, Benzaazoua M, Aubertin M, Monroy M (2003) The influence of kinetic test type on the geochemical response of low acid generating potential tailings. *Proc, Tailings and Mine Waste '03 Conf*, pp 269–279
- Villeneuve M, Bussière B, Benzaazoua M (2009) Assessment of interpretation methods for kinetic tests performed on tailings having a low acid generating potential, *Proc, 8th ICARD, Securing the Future: Mining, Metals & the Environment in a Sustainable Society*, Swedish Assoc of Mines, Mineral and Metal Producers, pp 200–210
- Vriens B, Peterson H, Laurenzi L, Smith L, Aranda C, Mayer KU, Beckie DR (2019a) Long-term monitoring of waste-rock weathering at the Antama mine, Peru. *Chemosphere* 215:858–869

- Vriens B, Smith L, Mayer KU, Beckie DR (2019b) Poregas distribution in wate-rock piles affected by climate seasonality and physicochemical heterogeneity. *Appl Geochem* 100:305–315
- Watts MJ, O'Reilly J, Marcilla AL, Shaw AR, Ward NI (2010) Field based speciation of arsenic in UK and Argentinean water samples. *Environ Geochem Health* 32:479–490

CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : REACTIVE TRANSPORT MODELING OF ARSENIC RELEASE FROM GERSDORFFITE- BEARING WASTE ROCK UNDER COLD CLIMATE CONDITIONS

Cet article a été soumis dans la revue Journal of Geochemical Exploration ([10.1016/j.gexplo.2026.108142](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2026.108142)) le 26 février 2026

Elaura Seutin^{1,2}, Asif Qureshi^{1,2}, Bruno Bussière^{1,2}, Benoît Plante^{1,2}, Vincent Boulanger-Martel^{1,2}

¹ Institut de Recherche en Mines Et en Environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Bd de L'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

² Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 blvd. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

Contributions du premier auteur

Application et calibration d'une approche de modélisation géochimique sous MIN3P, intégration de la gersdorffite dans la base de données du logiciel, réalisation des simulations et analyse de sensibilité des résultats, préparation des figures et rédaction principale du manuscrit.

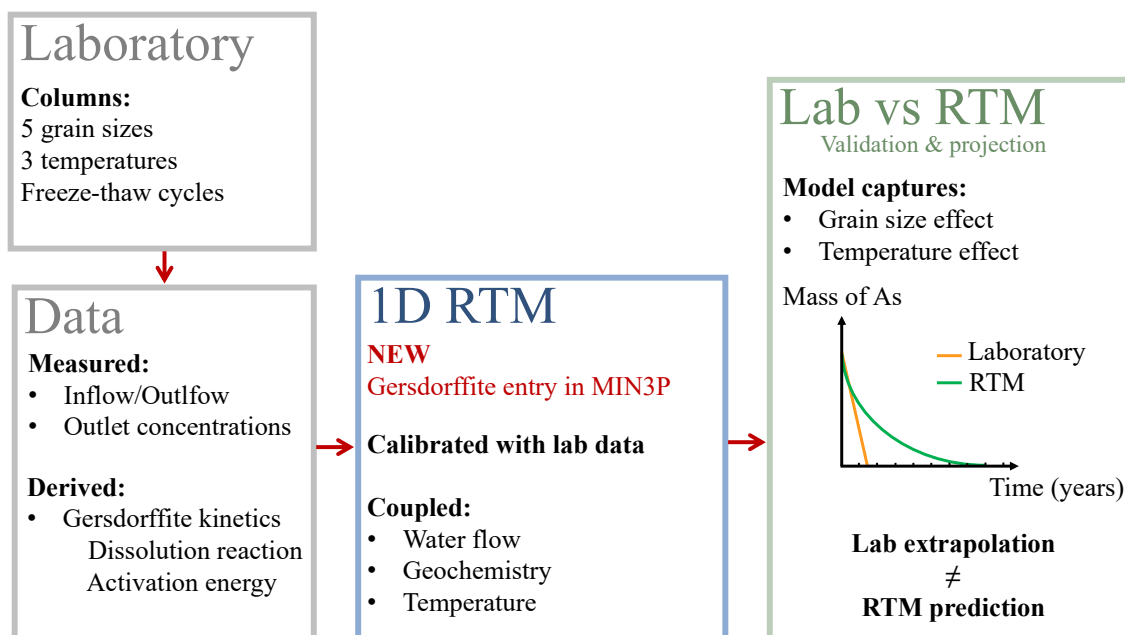
Keywords

Min3P, temperature effect, grains size effect, Long-term prediction

5.1 Abstract

Arsenic release from mine waste rock can occur under circumneutral pH conditions, leading to contaminated neutral drainage (CND), even in the absence of acid generation. In cold and subarctic environments, low temperatures and freeze–thaw cycles further influence the hydrogeological and geochemical processes controlling contaminant mobilization. This study investigates arsenic release from non-acid generating waste rock containing gersdorffite (NiAsS) using a combination of laboratory column experiments and reactive transport modeling. Laboratory column experiments conducted under controlled temperature conditions (21 °C, 5 °C, and –2 °C) and for different grain size fractions were reproduced using the MIN3P reactive transport code. Due to the absence of gersdorffite from standard thermodynamic databases, this mineral was explicitly implemented in MIN3P and parameterized as a kinetically controlled primary phase. Results show that grain size exerts a first-order control on arsenic release through mineral liberation and reactive surface area, while decreasing temperature reduces but does not suppress arsenic mobilization as long as liquid water is present. Long-term simulations extending to 100 years reveal strongly nonlinear arsenic depletion behavior, with substantially longer persistence than suggested by linear extrapolation of laboratory kinetic testing results, particularly under cold conditions.

5.2 Graphical abstract



5.3 Introduction

Mine waste rock generated during the exploitation of mineral deposits can produce contaminated drainage when exposed to atmospheric conditions, even in the absence of significant acidification. This type of effluent, commonly referred to as contaminated neutral drainage (CND; Plante et al. 2021), represents a growing environmental concern because it enables the mobilization of potentially toxic trace elements under near-neutral pH conditions. Among these elements, arsenic is of particular concern due to its toxicity, persistence, and tendency to be released from sulfide-bearing waste rock even when acid mine drainage does not develop (Nordstrom et Alpers, 1999; Benner et al., 2000; Plante et al., 2021).

In cold arctic and subarctic environments, the mechanisms governing CND are further complicated by low temperatures and seasonal freezing and thawing. These conditions affect both hydrogeological processes and geochemical reaction kinetics, leading to complex and often non-intuitive contaminant release dynamics. A mine in Nunavut, Canada (Agnico-Eagle Mines Ltd.), provides an example of CND for potentially As-generating waste rock stored at the surface in a cold arctic climate (Seutin, 2026). Indeed, at this site, one waste rock unit classified as non-acid generating nevertheless has the potential to release arsenic under circumneutral conditions due to the presence of gersdorffite (NiAsS), a sulfosalt arsenic-bearing sulfide mineral. Despite its relatively low abundance, gersdorffite exhibits high solubility and can constitute a source of arsenic in the drainage waters.

Laboratory column experiments previously conducted on this material (Seutin et al., 2026) demonstrated that arsenic release from gersdorffite-bearing waste rock is strongly controlled by both particle size distribution and temperature. Finer grain sizes produced higher arsenic concentrations in leachates, despite lower bulk gersdorffite contents, highlighting the dominant role of mineral liberation and reactive surface area. Temperature was also shown to exert a strong control on arsenic mobility: although release rates decreased under subzero conditions, significant arsenic leaching persisted below freezing conditions when thawing episodes occurred. These results underline the potential for long-

term arsenic release in cold-climate mine waste environments, even in the absence of acidification.

While laboratory experiments provide critical geochemical information, they are inherently limited in duration and spatial scale, making it difficult to directly assess long-term arsenic depletion and persistence (Lapakko, 2002, Blowes et al., 2014). Numerical reactive transport modeling offers a powerful complementary approach, allowing the integration of coupled flow, transport, and geochemical reactions and enabling extrapolation beyond experimental timescales. Reactive transport modeling (RTM) has become a widely applied tool for investigating coupled flow, transport, and geochemical reactions in diverse subsurface systems, including geological CO₂ storage, contaminated aquifers, geothermal reservoirs, nuclear waste disposal, and mine waste management (Xu et al., 2009 ; de Windt et al., 2019; Khoramian et al., 2026,). Among available tools, the MIN3P code has been widely applied to mine waste systems to simulate variably saturated flow and reactive transport under complex boundary conditions (Mayer et al., 2002). However, the reliability of such models depends strongly on the availability of appropriate thermodynamic and kinetic data for the minerals controlling contaminant release.

The major challenge in modeling the As-CND generating waste rock from Whale Tail mine lies in the absence of gersdorffite from standard MIN3P thermodynamic databases. To the best of our knowledge, this mineral is also absent from other commonly used thermodynamic databases, including Thermoddem and PHREEQC. As a result, this mineral must be explicitly defined and parameterized before arsenic release can be simulated mechanistically. In addition, other minerals relevant to the system, such as anthophyllite, are not systematically included in default databases and require manual implementation. These limitations highlight the need for careful mineral definition, kinetic parameterization, and calibration against experimental data before predictive simulations can be considered robust. To the best of our knowledge, no previous reactive transport study has explicitly implemented gersdorffite as a kinetically controlled arsenic-bearing mineral within MIN3P or similar mine waste modeling frameworks. This limitation has constrained the mechanistic prediction of arsenic release from gersdorffite-bearing materials. The present work therefore addresses an important gap by providing a complete

thermodynamic and kinetic parameterization of this mineral for reactive transport applications in waste rock.

This study presents the development and application of a reactive transport model for gersdorffite-bearing waste rock using MIN3P, explicitly parameterized to reproduce laboratory column experiments conducted under varying grain-size and temperature conditions. The model incorporates custom definitions for gersdorffite and anthophyllite, temperature-dependent kinetic formulations, and hydrogeological adjustments to account for freezing and thawing processes. The primary objective is to evaluate the ability of MIN3P to reproduce observed arsenic release trends under controlled laboratory conditions and to numerically assess the relative influence of particle size and temperature on hydrogeochemical behavior. Beyond reproducing experimental observations, this work also explores the implications of extending simulations to longer timescales in order to assess arsenic depletion under cold-climate conditions (from 20 to -2°C). By comparing linear depletion estimates derived from laboratory data with nonlinear predictions from reactive transport modeling, this study provides insight into the persistence of arsenic in non-acid generating waste rock and the limitations of short-term extrapolation approaches.

Overall, this work contributes to the development of process-based numerical tools tailored to cold-region mining environments and improves understanding of arsenic release mechanisms from gersdorffite-bearing waste rock under contaminated neutral drainage conditions.

5.4 Materials and methods

5.4.1 Laboratory experiments

The modeling work presented in this study is based on a series of column leaching experiments previously detailed in Seutin et al. (2026). The objective of these experiments was to investigate the influence of particle size distribution and temperature on arsenic release from non-acid generating waste rock containing gersdorffite. The waste rock was sourced from the North Komatiite (NK) lithology of the Whale Tail deposit (Agnico-Eagle

Mines Ltd.), which was identified as the principal contributor to arsenic mobilization at the site.

A total of nine columns were constructed using homogenized NK material. Six columns were filled with distinct particle size fractions to evaluate the effect of grain size: 50-15 mm (C1) (+1 duplicate), 15-5 mm (C2), 5-2.4 mm (C3), 2.4-0.85 mm (C4), and <0.85 mm (C5) maintained at 21°C. The remaining three columns were used to assess the effect of temperature. Two columns were filled with the same particle size class as C4 (2.4-0.85 mm) and maintained at two different temperatures: one at constant 5°C (+1 duplicate), and the other at -2°C with some days at 5°C to collect the leachates. The columns were filled with 90 cm high of materials (figure 5.1) and operated under cyclic wetting and drying conditions over a 12-month period, with periodic leachate sampling for geochemical analyses.

Each column was instrumented with RT1 sensors for temperature measurement and TEROS 11 for volumetric water content measurement from METER Group. For the latter, a calibration curve was developed for each material type to increase the measurement precision (Seutin, 2026). Leachates were analyzed for pH, redox potential, electrical conductivity, alkalinity, acidity, and major and trace elements with ICP-AES, with particular focus on arsenic. Further information on analytical procedures, detection limits, and analytical precision is available in Seutin et al. (2026). Arsenic speciation was determined using ion exchange cartridges coupled with ICP-AES quantification (Watts et al., 2010; Bondu et al., 2017; Rakotonimaro et al., 2019).

All reported aqueous concentrations correspond to effluent samples collected at the outlet of each column.

5.4.2 Physical and hydrogeological properties

All of these materials were characterized for particle size distribution, specific gravity (G_s), water retention curve (WRC), and saturated hydraulic conductivity (k_{sat}). Particle size distribution was determined exclusively by mechanical sieving from 50 mm down to 0.075 mm, (ASTM D422-63, ASTM 2007; ASTM D6913-17, ASTM 2017). The specific

gravity of each material was measured with helium pycnometer in accordance with ASTM D5550-14 (ASTM 2014). The k_{sat} was measured using a modified column setup and the constant head method, following the procedures described by Peregoedova (2012) and Kalonji-Kabambi et al. (2017) or estimated following Sheperd (1989) equation; this equation is considered the most representative one for waste rock (Peregoedova, 2012). The grain-size fractions correspond to natural particle-size distributions of the waste rock rather than artificially crushed material.

The WRC was obtained right after each k_{sat} test by allowing the initially saturated column to drain freely under atmospheric pressure, followed by stepwise dismantling of the column (Chapuis et al., 2006; Peregoedova, 2012). The experimental results were then fitted with van Genuchten (1980) model using the RETC code. For C2, C4 and C5, both k_{sat} and the WRC were measured in the laboratory. For C1 and C3, limited material required estimation using the modified Kovacs approach (Peregoedova et al., 2014) for WRC and Sheperd (1989) for k_{sat} . The air-entry value (AEV) and residual volumetric water content (θ_r) were determined using the tangent method (Fredlund et Xing, 1994) and the same procedure was applied to both laboratory-measured and estimated curves. The measured or estimated values for physical and hydrogeological properties are summarized in the first part of table 5.1. These results are consistent with those reported in the literature for waste rock materials (Peregoedova, 2012; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019). Some differences are observed between laboratory-measured or estimated values and the parameters used for model calibration, but all values remain within approximately half an order of magnitude. Such deviations are commonly observed for hydrogeological properties of waste rock materials due to measurement uncertainty and scale effects (Peregoedova, 2012).

Table 5.1 : Measured or estimated physical and hydrogeological properties of studied materials (* is for k_{sat} and WRC estimated following Shepherd 1989 and Kovacs modified – AEV, θ_r , α and n derived from these estimations too) and their associated calibrated ones.

	C1 50-15	C2 15-5	C3 5-2.4	C4 2.4-0.85	C5 <0.85
D_{60} (mm)	34.4	12.1	3.52	1.49	0.51
D_{10} (mm)	20.6	5.35	2.36	0.85	0.21
C_u	1.67	2.26	1.49	1.76	2.44
G_s	2.89	2.89	2.89	2.89	2.89
Measured or estimated parameters					
AEV (m)	0.007	0.022	0.09	0.05	0.10
α_{VG} (m^{-1})	892	116	68.9	7.40	6.21
n_{VG} (m^{-1})	4.32	19.1	4.78	6.42	4.77
θ_s	0.58	0.54	0.52	0.49	0.48
θ_r	0.055	0.02	0.015	0.05	0.005
k_{sat} (m/s)	$1.9 \times 10^{-3*}$	1.5×10^{-3}	$6.5 \times 10^{-5*}$	1.5×10^{-4}	1.2×10^{-4}
Calibrated parameters					
AEV (m)	0.007	0.008	0.014	0.05	0.10
α_{VG} (m^{-1})	892	122	70.7	7.40	6.21
n_{VG} (m^{-1})	4.32	13.7	2	6.40	4.77
θ_s	0.58	0.5	0.52	0.49	0.48
θ_r	0.052	0.08	0.015	0.21	0.66
k_{sat} (m/s)	9.5×10^{-3}	3.0×10^{-4}	3.3×10^{-4}	5.0×10^{-5}	3.7×10^{-4}

WRC: water retention curve, n : porosity, C_u : uniformity coefficient, G_s : specific gravity, AEV: air entry value, α_{VG} and n_{VG} : van Genuchten fitting curve parameters, θ_s and θ_r : saturation and residual saturation, k_{sat} : saturated hydraulic conductivity

5.4.3 Chemical and mineralogical properties

The bulk chemical composition of the materials was determined using Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES; precision $\pm 5\%$). Total sulfur and inorganic carbon contents were measured with the induction furnace (detection limits 0.05% for total carbon and 0.009% for total sulfur). Based on these measurements the acid potential and neutralization potential were calculated, and all five materials were classified as non potentially acid generating (MEND, 2009; Plante et al., 2021).

The chemical characterization of the solid from ICP-AES analysis revealed that magnesium, iron, calcium, aluminum and potassium are the dominant elements. All five

materials contain less than 0.2% of sulfur. Magnesium and calcium are related to neutralizing minerals and represent approximately 14 and 4%, respectively. Iron, aluminum and potassium account for about 7%, 4% and 1% of the bulk composition. Arsenic (As), the main element of concern in this study, is present in measurable concentrations around 500 ppm in all five materials.

The mineralogical composition of the materials was determined through semiquantitative analysis using scanning electron microscopy coupled with energy-dispersive X-ray spectrometry (SEM-EDX). The results indicate that anthophyllite, biotite, calcite, dolomite, and quartz are the dominant mineral phases present in variable amounts. The mineralogical reconciliation combining chemical and mineralogical analysis (see Bouzahzah (2013) for details) reveals a high carbonate content, mainly composed of dolomite and calcite. In addition to gersdorffite (NiAsS), identified as the primary arsenic-bearing mineral, other sulfide minerals such as pyrite, pyrrhotite and pentlandite were also detected. A complete summary of the mineralogical composition is presented in table 5.2.

Table 5.2 : Mineralogical composition for each material in wt%. Above the line are the ones included in the MIN3P model.

Mineral	Density (g/cm ³)	C1 50-15	C2 15-5	C3 5-2.4	C4 2.4-0.85	C5 <0.85
Biotite	2.93	5.26	7.23	5.16	7.84	8.11
Calcite	2.71	0.33	2.40	7.62	8.17	2.72
Dolomite	2.85	57.9	10.7	32.6	36.1	7.23
Pyrite	5.02	0.18	0.08	0.08	0.02	0.23
Pyrrhotite	4.62	0.11	0.39	0.24	0.13	0.09
Pentlandite	4.8	0.003	-	-	0.01	0.01
Anthophyllite	3.21	11.5	22.1	22.2	24.1	42.5
Gersdorffite	6.11	0.18	0.13	0.19	0.09	0.07
Clinocllore	2.65	13.3	28.3	23.1	18.2	32.2
Quartz	2.65	5.30	23.6	3.33	3.34	3.62
Other minerals	-	5.94	5.07	5.48	2.00	3.22

5.4.4 Reactive transport modeling

MIN3P is a reactive transport code designed to couple fluid flow and multi-component geochemistry in variably saturated porous media (Mayer et al., 2002). The framework simulates advective–dispersive solute transport while accounting for gas diffusion processes and water saturation effects. It integrates aqueous speciation reactions—such as complexation and redox transformations—with mineral–water interactions including sorption and dissolution–precipitation mechanisms. Both thermodynamic equilibrium reactions and kinetically controlled processes can be represented within the same computational structure. The robustness of MIN3P for mine waste systems has been demonstrated in numerous studies focused on acid mine drainage generation and control (Mayer et al., 1999; Benner et al., 2000; Molson et al., 2005; Ouangrawa, 2007; Pabst, 2011; Yi et al., 2021; Lim et al., 2024). Thermodynamic data implemented in the code are derived from established geochemical databases, including MINTEQA2 (Allison et al., 1991) and WATEQf4 (Ball and Nordstrom, 1991). In this study, reactive transport modeling (RTM) was conducted using MIN3Pro (v2.1.3), which serves as an interface for MIN3P (v1.0.383.0) for steady isothermal simulations, and MIN3P-HPC (v2.6.4.903) for simulations involving transient temperature forcing and density-dependent flow. MIN3Pro was used for simpler, constant-temperature models, whereas MIN3P-HPC was employed for simulations including temperature variations.

The fundamental formulations governing reactive transport include Richards' equation for variably saturated flow and the mass conservation equation for multicomponent reactive transport. Richards' equation assumes an incompressible fluid, passive air phase, and no hysteresis (Mayer et al., 2012), and is written as (Equation 5.1):

$$S_r S_s \frac{\partial h}{\partial t} + n \frac{\partial S_r}{\partial t} - \nabla \cdot (k_{ra} K(T) \nabla h) - Q_a = 0 \quad (5.1)$$

Where S_r (–) is the aqueous phase saturation, S_s (m^{-1}) is the specific storage coefficient, h (m) is the hydraulic head, n (–) is porosity, k_{ra} (–) is the relative permeability with respect to water, $K(T)$ ($m \cdot s^{-1}$) is the temperature-dependent saturated hydraulic conductivity tensor, and Q_a (s^{-1}) is a source–sink term. The non-linear water retention (Equation 5.2) and

relative permeability functions (Eq.3) are represented using the Wösten and van Genuchten (1988) formulation:

$$S_a = S_{ra} + \left(\frac{1 - S_{ra}}{(1 + \alpha \psi_a^n)^m} \right) \quad (5.2)$$

$$k_{ra} = S_{ea}^l \left[1 - \left(1 - S_{ea}^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (5.3)$$

With $\psi_a = h - z$,

Where ψ_a is the pressure head (-), z the elevation (m), S_{ra} (-) the residual saturation of the aqueous phase, α (m^{-1}), m , n and l the soil hydraulic functions parameters with m defined by $m=1-(1/n)$, S_{ea} the effective saturation of the aqueous phase (Equation 5.4) and is defined by:

$$S_{ea} = \frac{S_a - S_{ra}}{1 - S_{ra}} \quad (5.4)$$

To represent freezing conditions without explicitly modeling heat transport or water–ice phase transformation, a threshold freezing temperature T_f was defined in the flow module. When the prescribed temperature fell below $T_f = -1.0 \times 10^{-5} \text{°C}$, the saturated hydraulic conductivity was reduced to a minimum value $K_f = 1.0 \times 10^{-20} \text{m.s}^{-1}$, effectively suppressing advective water flow during frozen periods. For $T \geq T_f$, calibrated saturated hydraulic conductivity values were applied.

The temperature-dependent hydraulic conductivity (Equation 5.5) was therefore defined as:

$$K(T) = \begin{cases} K_{cal} & \text{for } T \geq T_f \\ K_f & \text{for } T < T_f \end{cases} \quad (5.5)$$

This stepwise reduction approach suppresses Darcy flux during freezing while avoiding explicit phase change calculations. It is conceptually consistent with freeze–thaw implementations in MIN3P-HPC applications, where freezing is represented through a drastic reduction in hydraulic conductivity rather than explicit ice-phase modeling (e.g., Yi

et al., 2021). Unlike formulations employing gradual transition functions, the present implementation applies an abrupt conductivity reduction at the freezing threshold, consistent with laboratory-scale column conditions.

The mass conservation equation (Equation 5.6) for N_c dissolved components is given by:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} [S_r n T_j^w] + \frac{\partial}{\partial t} [S_g n T_j^g] + \nabla \cdot (q_w T_j^w) - \nabla \cdot (S_r n D_w \nabla T_j^w) - \nabla \cdot (S_g n D_g \nabla T_j^g) \\ - Q_j^{w,w} - Q_i^{w,s} - Q_i^{w,ext} = 0 \quad j = 1, \dots, N_c \end{aligned} \quad (5.6)$$

Where $S_g (-)$ is the gas-phase saturation, T_j^w and T_j^g are the total aqueous and gaseous concentrations of component j , q_w ($m \cdot s^{-1}$) is the Darcy flux, D_w and D_g ($m^2 \cdot s^{-1}$) are the dispersion tensors, and the Q -terms represent internal and external source-sink terms. During freezing periods, the Darcy flux q_w becomes negligible due to the imposed minimum hydraulic conductivity, thereby limiting advective solute transport while diffusive processes remain active.

In MIN3P, equilibrium constants of mineral phases are corrected from a reference temperature using the integrated Van't Hoff equation (Equation 5.7):

$$K(T) = K(T_{ref}) \exp \left[\frac{\Delta H}{R} \left(\frac{1}{T_{ref}} - \frac{1}{T} \right) \right] \quad (5.7)$$

Where K is the equilibrium constant, ΔH the reaction enthalpy, R the universal gas constant, and T_{ref} and T the reference and current temperatures (K). This correction governs the temperature dependence of the saturation state (IAP/ K) and thus the thermodynamic driving force for dissolution or precipitation.

Kinetic rate constants are corrected using an Arrhenius-type formulation (Equation 5.8) consistent with MIN3P:

$$k(T) = k(T_{ref}) \exp \left[\frac{E_a}{R} \left(\frac{1}{T_{ref}} - \frac{1}{T} \right) \right] \quad (5.8)$$

Where $k(T_{\text{ref}})$ is the rate constant at reference temperature T_{ref} , E_a ($\text{J}\cdot\text{mol}^{-1}$) is the activation energy, and R ($\text{J}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$) is the universal gas constant. This formulation governs the temperature dependence of kinetically controlled mineral reactions.

During freezing periods, when hydraulic conductivity is reduced and advective transport becomes negligible, diffusive processes remain active unless explicitly suppressed. Reaction rates therefore decrease primarily through reduced transport and the temperature dependence of kinetic rate constants.

5.4.5 Model description and boundary conditions

Numerical models were developed to simulate the geochemical evolution of columns containing gersdorffite-bearing mine waste rock under controlled laboratory conditions. Two model series were implemented: five columns with different grain size fractions at a constant temperature of 21 °C, and three columns with identical grain size but exposed to different temperatures (21 °C, 5 °C and −2 °C) (see figure 5.1). All systems were exposed to atmospheric conditions at the surface and alternating wetting-drying cycles. Model development and calibration were based on the measured effluent geochemistry and volumetric water content obtained from the experimental columns. Water flow was simulated as infiltration at the top of the columns, using a constant infiltration rate of 6.95×10^{-6} m/s for 4 hours (corresponding to the addition of 1.54 L for a period of 4 hours for narrow and 7.07 L for large columns, respectively). Due to the coarse nature of the tested waste rock, evaporation was neglected during the 14-day dry cycles.

The bottom boundary condition for all columns imposes a fixed hydraulic head of 0 m, allowing the water to flow freely. The simulations were run for a total duration of 267 days with an adaptive timestep: a minimum timestep of 2.67×10^{-18} days and a maximum timestep of 0.267 days. This temporal resolution was selected not only to capture key geochemical and hydrogeological changes associated with flushing events, but also to ensure numerical convergence of the coupled reactive transport model while maintaining computational efficiency.

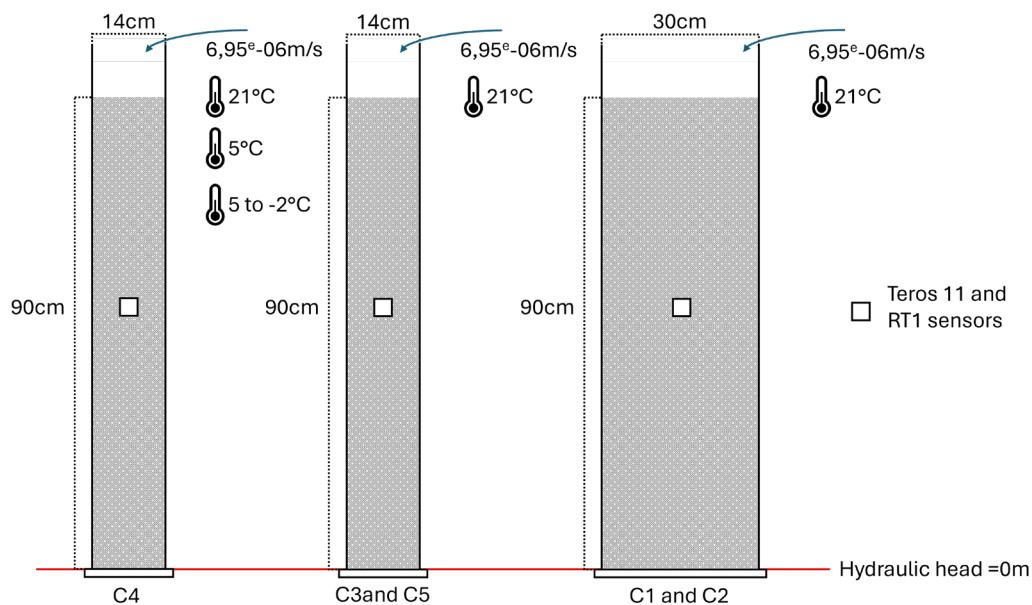


Figure 5.1 : Conceptual models for all column types.

All columns consisting of a single 90 cm layer of waste rock were conceptualized as a one-dimensional (1-D) domain uniformly discretized into 91 control volumes. The top boundary condition represents the column surface periodically exposed to flushing events, while the system is initialized at the volumetric water content corresponding to the static equilibrium (suction = elevation). Upon the first flush, porewater chemistry corresponds to the initial effluent (first-flush) composition, and the recharge water (table 5.3) is assumed to be in equilibrium with the atmosphere.

Table 5.3 : Recharge water and initial pore water (mg.L⁻¹) composition applied to the model for all simulations.

Component	Recharge Water	Initial pore water				
		C1	C2	C3	C4	C5
O ₂ (aq)	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a
K ⁺	0.71	16.6	29.7	62.3	93.3	118
Mg ⁺	0.036	2.97	5.69	19.2	27.1	41.8
Fe ⁺	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10
Al ⁺	0.004	0.04	0.02	0.02	0.02	0.04
H ₄ SiO ₄	0.011 ^b	1.20 ^b	2.55 ^b	7.01 ^b	29.2 ^b	12.7 ^b
H ⁺	6.5 ^c	9.10 ^c	9.10 ^c	8.20 ^c	8.00 ^c	8.10 ^c
Ca ⁺	1.59	8.86	11.6	34.8	32.6	61.2
CO ₃ ⁻²	0.00042 ^d	0.00042 ^d	0.00042 ^d	0.00042 ^d	0.00042 ^d	0.00042 ^d
Na ⁺	0.21	5.91	13.9	34.2	59.4	34.9
SO ₄ ⁻²	0.022	7.21	14.7	62.4	240	93.2
Fe ⁺	0.018	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10
HS ⁻¹	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10
Ni ⁺	1.00e-10	0	0.003	0.01	0.03	0.15
H ₃ AsO ₄	1.00e-10 ^e	1.37 ^e	4.01 ^e	8.66 ^e	13.2 ^e	18.5 ^e

a: as PO₂ (atm), b: calculated from Si concentration in leachate, c: as pH (-), d: as PCO₂ (atm), e: calculated from As concentration in leachate

5.4.6 Reactive transport system

The reactive transport model accounts for advection–dispersion of all primary and secondary aqueous species, while gaseous transport is limited to O₂ and CO₂, the key gases relevant to our experiments (Mayer et al., 2002). Based on the mineralogical composition (table 5.2), simulations include oxidation of sulfide minerals by O₂, dissolution of carbonate and silicate minerals, and precipitation of secondary phases (gypsum and ferrihydrite). Initial mineral volume fractions were derived from the measured mineralogy. The reaction set for each mineral—defined from the initial mineral composition, relevant redox couples, and gases—is listed in table 5.4 together with equilibrium constants taken from the MIN3P database, Thermoddem database, or estimated from column experiments. Reactions were treated as irreversible and kinetically controlled, and have no associated equilibrium constant.

The mineral assemblage incorporated into the reactive-transport model was selected to reflect the dominant phases controlling sulfur, arsenic, and major cation cycling in the

waste rock, as well as the key pH-buffering reactions expected under the experimental conditions. Sulfide minerals (pyrite, pyrrhotite, and pentlandite) were included as the primary sources of sulfur and redox-active metals, consistent with their abundance in the studied material and their well-documented role in acid-generating and sulfur-oxidation pathways in ultramafic mine wastes (Plante et al., 2021). Arsenic was modeled as originating exclusively from gersdorffite, reflecting its known occurrence as the principal As-bearing phase in the sampled rocks (Seutin et al., 2026). Amphibole (anthophyllite) was selected to represent the dissolution and release of Mg and Si from silicate weathering, while carbonates (dolomite and calcite) were incorporated to simulate pH buffering and the supply of Ca and Mg during neutralization reactions. Biotite was also considered as a potential Mg source. This streamlined mineral suite ensures a mechanistic yet computationally efficient representation of the geochemical processes governing effluent chemistry in the laboratory columns.

Tableau 5.4 : Stoichiometry of the reactions and mineral equilibrium constants (K) used in the modeling columns. a: irreversible reaction log K control (MIN3P database), b: irreversible reaction (MIN3P database), c: irreversible dissolution log K control (Thermoddem database), d: Irreversible dissolution (estimated by column experiment).

Primary minerals		$\text{Log} K_k^m$
Biotite	$KMg_2FeAlSi_3O_{10}(OH)_2 + 10H^+ \rightarrow K^+ + 2Mg^{2+} + Fe^{2+} + Al^{3+} + 3H_4SiO_4$	a
Calcite	$CaCO_3 \leftrightarrow Ca^{2+} + CO_3^{2-}$	-8.5
Dolomite	$CaMg(CO_3)_2 \leftrightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 2CO_3^{2-}$	-17.1
Pyrite	$FeS_2 + 7/2O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+$	a
Pyrrhotite	$Fe_{0.85}S + 1.925O_2 + 0.15H_2O \rightarrow SO_4^{2-} + 0.85Fe^{2+} + 0.3H^+$	a
Pentlandite	$(FeNi)_9Si_8 + 16.5O_2 + 2H^+ \rightarrow 8SO_4^{2-} + 4.5Ni^{2+} + 4.5Fe^{2+} + 1/2H_2O$	b
Anthophyllite	$Mg_7Si_8O_{22}(OH)_2 + 2H_2O + 14H^+ \rightarrow 8H_4SiO_4 + 7Mg^{2+}$	73.78 ^d
Gersdorffite	$NiAsS + 3.25O_2 + 1.5H_2O \rightarrow H_3AsO_4 + SO_4^{2-} + Ni^{2+}$	48.33 ^c
Secondary minerals		
Ferrihydrite	$Fe(OH)_3 + 3H^+ \leftrightarrow Fe^{3+} + 3H_2O$	-4.9
Gypsum	$CaSO_4 \cdot 2H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$	-4.6
Redox couples		
Fe^{2+}/Fe^{3+}	$Fe^{2+} + 1/4O_{2(aq)} + H^+ \leftrightarrow Fe^{3+} + 1/2H_2O$	-8.5
HS^-/SO_4^{2-}	$HS^- + 2O_{2(aq)} \rightarrow SO_4^{2-} + H^+$	-138.5
Gases		
$O_{2(g)}/O_{2(aq)}$	$O_{2(aq)} \leftrightarrow O_{2(g)}$	-2.9
$CO_{2(g)}/CO_{2(aq)}$	$CO_{2(aq)} + H_2O \leftrightarrow CO_3^{2-} + 2H^+$	-18.2

Pyrite, pentlandite and pyrrhotite oxidation are simulated using the shrinking-core model, which assumes a diffusion-controlled process in which the overall rate is governed by the diffusion of O_2 through a surface coating (altered rim) to an unreacted core; dissolution is thus limited by the diffusive flux of the reactant through this outer layer (Mayer et al., 2002). The resulting rate law for pyrite oxidation by $O_{2(aq)}$ is (Equation 5.9):

$$R_{m,i} = -10^3 S_i \frac{r_i^p}{(r_i^p - r_i^r) r_i^r} \left(\frac{D_{i1}^m}{v_{i1}^m} \right) [O_{2(aq)}] \quad (5.9)$$

where 10^3 is a unit conversion factor ($L \cdot m^{-3}$); S_i is a scaling factor that includes the

tortuosity of the surface coating; D_{i1}^m ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) is the free-phase diffusion coefficient of the primary reactant in water (here $\text{O}_{2(\text{aq})}$); r_i^p (m) is the particle radius; r_i^r (m) is the radius of the unreacted core; and v_{i1}^m is the stoichiometric coefficient of O_2 in the oxidation reaction. Problem-specific parameters (S_i, r_i^r, r_i^p) are given in the input, while non-problem-specific quantities are defined in the database (Mayer et al., 2017). Additional details on the governing equations (including ion exchange and mineral precipitation–dissolution) and on the numerical solution scheme implemented in MIN3P are provided in Mayer (1999) and Mayer et al. (2002).

The reaction rate formulations for carbonate and silicate minerals follow the law of mass action and depend on the governing mechanism (equilibrium-controlled vs. kinetically controlled). In this study, two surface-controlled rate expressions are employed (Equation 5.10 and 5.11):

$$R_{m,i} = -k_i^{m,eff} \left[1 - \frac{\text{IAP}}{K} \right] \quad (5.10)$$

$$R_{m,i} = -S_a k_i^m [T_k]^n \quad (5.11)$$

Where $k_i^{m,eff}$ is an effective rate coefficient ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$); IAP is the ion-activity product; K is the solubility constant; k_i^m is the specific rate constant ($\text{mol}^{1-n} \cdot \text{mol}^{1-n} \cdot \text{L}^n \cdot \text{H}_2\text{O} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{minerals}^{-1}$); S_a is the reactive surface area of the grains ($\text{m}^2 \cdot \text{min} \cdot \text{L}_{\text{bulk}}^{-1}$) and T_k is the aqueous-phase concentration of the rate-controlling component k ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{H}_2\text{O}$) (here L is a length dimension). The dissolution rate of primary carbonate and silicate minerals is either kept constant or evolves over time using the two-third power law. In the later case, the surface-controlled reaction is modelled with a progressively decreasing particle radius in which the term $\left[\frac{\varphi_i}{\varphi_i^0} \right]^{\frac{2}{3}}$ is introduced in equations 5.10 and 5.11 (Table 5.5), where φ_i^0 is the initial volume fraction [-] and φ_i is the volume fraction updated through time as per the two-third dissolution method.

To reproduce the leachate trends described in Section 5.4, the kinetic rate constants were initially taken from the literature (Plante et al., 2021). These values were subsequently adjusted iteratively within realistic boundaries to account for site-specific reactivity and

experimental conditions. In this modeling approach, intrinsic kinetic parameters such as the activation energy and the rate constant (where available) were kept constant during calibration. The parameter adjusted to fit the experimental data corresponds to the scaling-factor, reactive surface area, or the rate coefficient of the mineral (Table 5.5). The calibrated rate parameters remained in the same order of magnitude as the original literatures values, reflecting parameter refinement rather than unconstrained fitting. Final kinetic parameters used in the model are reported in table 5.5.

Because gersdorffite (NiAsS) is not included in standard thermodynamic and kinetic databases, its kinetic formulation had to be explicitly developed for use in MIN3P. An initial estimate of the activation energy was derived from laboratory column experiments previously reported in Seutin et al. (2026), where arsenic release rates from gersdorffite-bearing waste rock were quantified at 21 °C, 5 °C, and -2 °C for a representative grain-size fraction (2.4–0.85 mm). Using an Arrhenius-type relationship, an apparent activation energy of $8.6 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ was obtained and used as a first-order estimate for model implementation.

This activation energy can be compared to values reported for both dissolution-controlled reactions of salt minerals and oxidation of arsenic-bearing sulfides. Experimental studies on halite dissolution report activation energies of approximately $16\text{--}21 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$, characteristic of fast, transport-limited processes with weak temperature dependence (Velbel, 2004). Similarly, reported values for arsenic-bearing minerals such as scorodite ($24.7 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$; Harvey et al., 2006) and arsenopyrite ($18.5 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$; Asta et al., 2010) fall within the same low-energy kinetic range. The lower activation energy obtained for gersdorffite ($8.6 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$) therefore remains within half an order of magnitude of these values, which is typical of fast, low-barrier reaction regimes and supports a salt-like dissolution behavior primarily controlled by the presence of liquid water (Rimstidt and Barnes, 1980).

During the development of the reactive transport model, this initial activation energy was subsequently adjusted iteratively, together with the kinetic rate constant and reactive surface area, to reproduce the measured effluent chemistry across the full range of

grain-size fractions and temperature conditions. Reactive surface area was estimated from grain size, assuming an inverse relationship between particle size and available surface area (Seutin, 2026). The final value retained for gersdorffite therefore reflects a calibrated parameter constrained by both laboratory-derived temperature dependence and model–data agreement, rather than a direct transfer of the laboratory-derived value. Similarly, the equilibrium constant for gersdorffite was also calculated using the average As, Ni, and S concentrations. The $O_{2(aq)}$ molar concentration was modelled using the complete leachate quality for all leaching cycles in PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 2013) and subsequently used as average $O_{2(aq)}$ concentration to complete the logarithmic equilibrium calculation using equation 5.12.

$$LogK = Log \left(\frac{As(mol.L^{-1}) + Ni(mol.L^{-1}) + S(mol.L^{-1})}{O_{2(aq)}^{3.25}(mol.L^{-1})} \right) \quad (5.12)$$

The complete kinetic and thermodynamic definition of gersdorffite implemented in the MIN3P database is provided in the supplementary data (table 5.8).

1 Table 5.5 : Mineral reaction rate formulations and calibrated kinetic rate coefficients used in the MIN3P model simulations.

Mineral	Rate expression $R_{m,i}$	Scaling factor, surface area, rate coefficient	Values				
			C1	C2	C3	C4	C5
Pyrite	SCM	S_i	5.5×10^{-4}	1.2×10^{-4}	3×10^{-4}	4×10^{-5}	2.5×10^{-5}
Pyrrhotite	SCM	S_i	5.5×10^{-4}	1.2×10^{-4}	3×10^{-4}	4×10^{-5}	2.5×10^{-5}
Pentlandite	SCM	S_i	5.5×10^{-4}	-	-	4×10^{-5}	-
Biotite	$-S_a 10^{-10.97} \{h^+\}^{0.25}$	S_a	1.2×10^{-2}	6.1×10^{-2}	1.2×10^{-1}	4.0×10^{-1}	1.7
Calcite	$-S_a (10^{-0.051} \{h^+\} + 10^{-6.187} \{h_2o\} + 10^{-3.301} \{h_2co_3\} \left[1 - \frac{IAP}{K_{calc}}\right])$	S_a	2×10^{-5}	2×10^{-5}	5×10^{-5}	7×10^{-5}	1.5×10^{-4}
Dolomite	$-k_i^{m,eff} \left[1 - \frac{IAP}{K_{dol}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	6.5×10^{-12}	8.8×10^{-12}	2×10^{-11}	2×10^{-11}	9×10^{-11}
Anthophyllite	$-k_i^{m,eff} \left[1 - \frac{IAP}{K_{antho}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	3×10^{-13}	5.6×10^{-13}	1.7×10^{-12}	2.5×10^{-12}	5.7×10^{-12}
Gersdorffite	$-S_a 10^{-2.65} \left[\frac{\varphi_i}{\varphi_0}\right]^2 \{O_{2,aq}\} \left[1 - \frac{IAP}{K_{gers}}\right]$	S_a	4.6×10^{-6}	1.4×10^{-5}	3.1×10^{-5}	3.5×10^{-5}	6.5×10^{-5}
Ferrihydrite	$-k_i^{m,eff} \left[1 - \frac{IAP}{K_{ferr}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}
Gypsum	$-k_i^{m,eff} \left[1 - \frac{IAP}{K_{gyp}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}

S_i : scaling factor coefficient in SCM (shrinking core model), S_a : reactive surface area defined in terms of the geometric mineral parameters using the formulation, based on particle size and mineral volume fraction (Mayer, 1999).

In addition, gersdorffite (NiAsS) and anthophyllite were implemented as irreversible dissolution reactions. The gersdorffite reactivity was developed entirely from laboratory results obtained in this study, and additional details on its parameterization are provided in the Results section. For anthophyllite, dissolution was represented using a log K–controlled kinetic formulation (table 5.5). This mineral phase was identified in the Thermoddem database and incorporated into the reactive transport database following the MINTEQA2 formatting convention.

5.4.7 Temperature implementation

Temperature was prescribed uniformly to the entire column domain at each time step (isothermal columns), so exterior and interior temperatures change synchronously—no intra-column thermal gradient or phase lag is considered. In reality, a short thermal equilibrium time was observed experimentally during temperature changes (<1 day). However, this lag remained limited and does not affect the dominant geochemical trends captured by the model. For the constant-temperature columns, temperature was fixed at 21 °C and 5 °C. For the freeze–thaw column, the surface temperature followed a 14-day periodic function bounded by −2 °C and 5 °C to reproduce ~4 consecutive days of flushing at 5 °C followed by re-freezing toward −2 °C. The remaining 2 days in each cycle were assigned to the temperature transitions. The prescribed temperature cycling for that column is illustrated in figure 5.2.

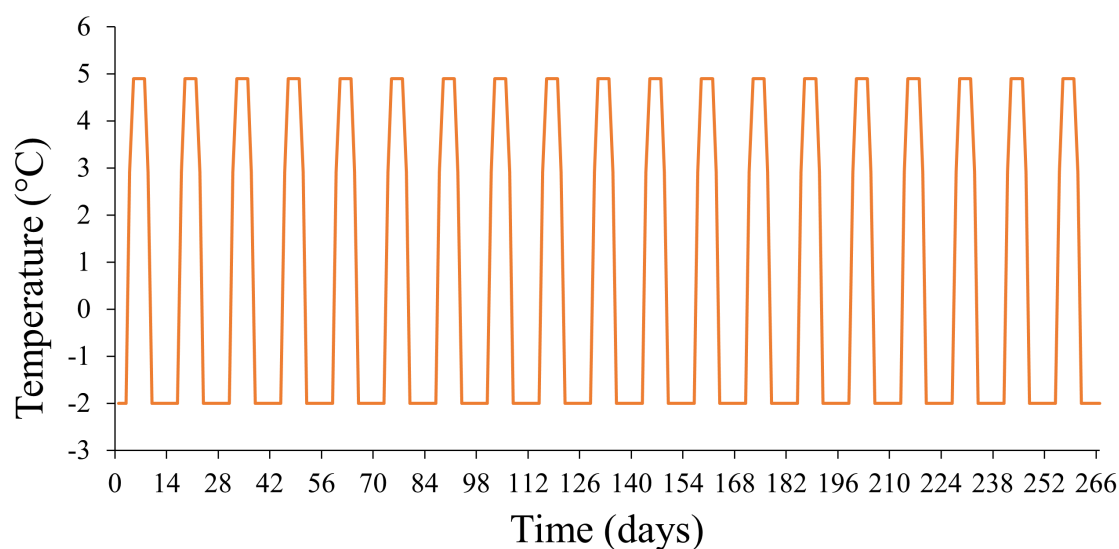


Figure 5.2 : Prescribed temperature cycling (TC) pattern applied in the numerical simulations, showing periodic variations between −2 °C and 5 °C over the 267-day simulation period.

5.5 Results

The results of the column experiments and reactive transport simulations are presented in this section and are structured according to the two main factors investigated in this study: particle size distribution and temperature. For each factor, the hydrological behaviour of the columns is first described to establish the water distribution and degree of saturation conditions under which geochemical reactions took place. This is followed by a detailed examination of the evolution of dissolved constituents in the leachates. Particular attention is given to sulfate (as an indicator of sulfide oxidation), calcium (reflecting carbonate dissolution and pH buffering), arsenic (released from gersdorffite and representing the main element of concern), and pH, which integrates the combined effects of these reactions on the overall geochemical conditions. Measured values are systematically compared with the corresponding MIN3P simulations to assess the model's ability to reproduce observed trends and to identify the dominant processes controlling the hydrogeochemical behaviour of the waste rock under the tested conditions.

5.5.1 Effect of grain size

5.5.1.1 Hydrogeology of the grain size columns

The hydrogeological behaviour of the laboratory columns shows a rapid decrease in water saturation following each flushing event. The columns reach a degree of saturation close to the residual conditions rapidly, depending on particle size. Coarser materials drained efficiently and reached low degrees of saturation, with average values of approximately 0.05 for C1, 0.1 for C2, 0.15 for C3, and 0.25 for C4. In contrast, the finest material (C5) exhibited a markedly different behaviour, characterized by a slow drainage and sustained high degree of saturation, with a residual value of around 0.65 throughout the experiment. Because drainage in C5 occurred slower than in the other columns, a peristaltic pump was installed to promote outflow and ensure that measurements could be performed under comparable conditions across all grain-size fractions (average pumping rate = 1.3 L/days). The calibrated hydrogeological model reproduced the wetting–drying cycles (figure 5.3) and the cumulative outflow volumes (figure 5.4) in good agreement with the experimental observations. The timing and amplitude of the saturation peaks

were consistent with laboratory measurements, confirming that the hydraulic properties retained after calibration are representative of the tested materials.

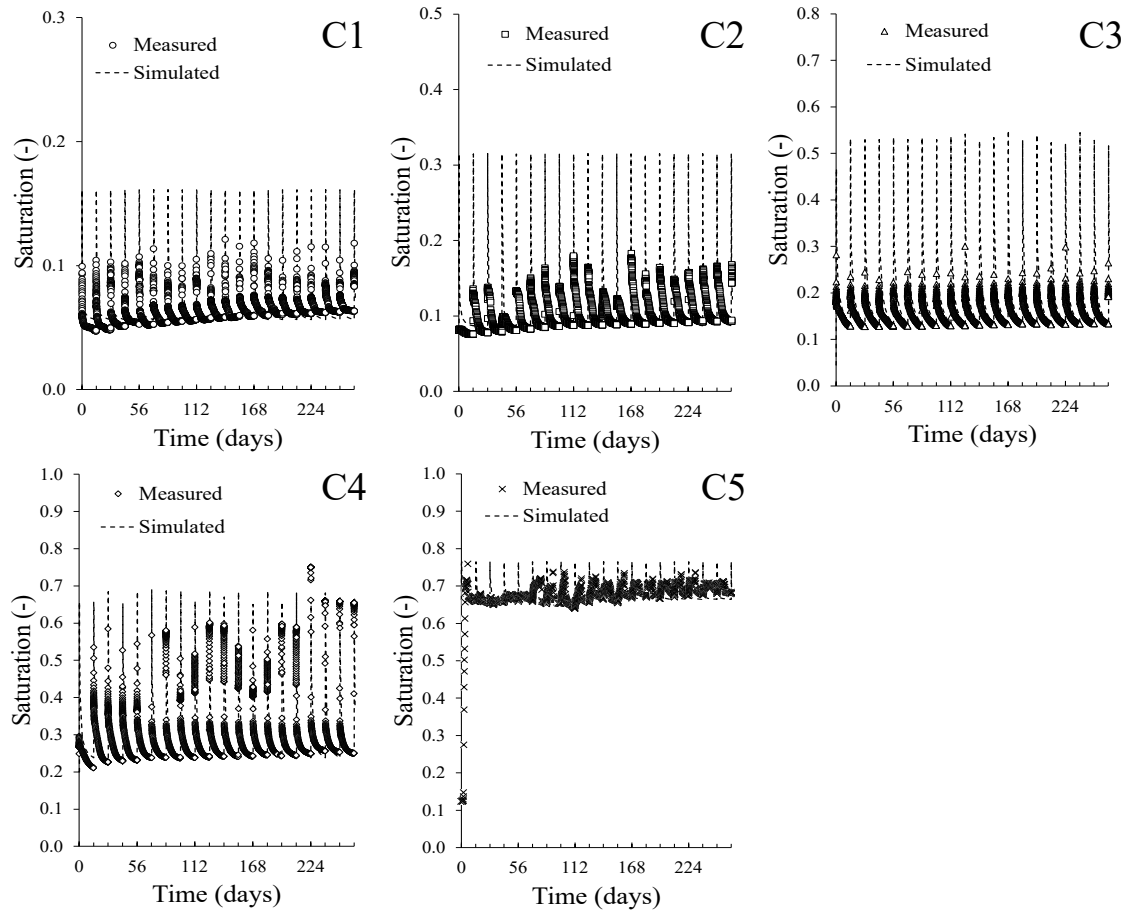


Figure 5.3 : Measured and simulated water degree of saturation for the five grain-size fractions (C1–C5) over the 267-day experiment. Open symbols represent laboratory measurements and dashed lines correspond to MIN3P simulations.

In the simulations for C1, C2 and C3, the degree of saturation peaks higher than the laboratory measurements. Such saturation peaks were higher and could be attributed to the fact that during the experiments, the moisture sensors recorded values at 5-minute intervals. As a result, the very brief passage of the wetting front might have not been recorded and only a part of the drainage process was captured. However, the duration of these periods where the material is at high degree of saturation is short, which reduces the impact on either the geochemical evolution or the total outflow volumes.

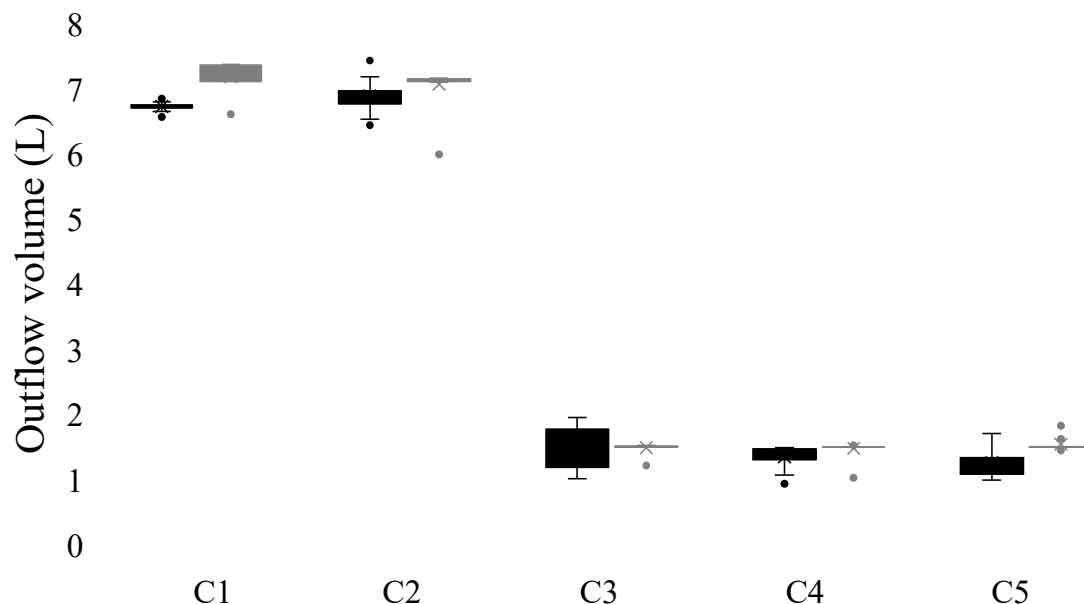


Figure 5.4: Measured (black) and simulated (grey) outflow volume (L) for the five grain-size fractions.

Overall, the measured and simulated outflow volumes are consistent across all grain-size fractions, with comparable minimum, average and maximum values. These results confirm that the hydrogeological calibration accurately reproduces the drainage behaviour of each column, providing a robust basis for interpreting the subsequent geochemical trends.

5.5.1.2 Evolution of aqueous element concentrations – effect of grain size

The results obtained for the four key dissolved constituents - pH, arsenic, sulfate and calcium - are summarized in the following figures, which display the measured concentrations for each grain-size fraction together with the corresponding MIN3P simulations (figure 5.5). Magnesium and silica, whose behaviour is less important for the interpretation of the geochemical behavior of the different tested systems, are reported in a separate summary table 5.9. The dissolved constituents exhibited clear and systematic trends across the five grain-size fractions. Arsenic concentrations increased markedly with decreasing particle size, reflecting the enhanced reactivity and water retention of the finer materials, which promote gersdorffite dissolution. Calcium and sulfate also showed higher concentrations in the finer fractions, although their trends were more strongly influenced by carbonate dissolution and overall sulfide oxidation, respectively. Coarser

materials exhibited lower and more rapidly stabilizing concentrations for all three constituents, consistent with their lower specific surface area and faster drainage.

The pH remained circumneutral to slightly alkaline in all columns stored at 21°C, with average values of approximately 8.6 for C1, 8.4 for C2, 8.0 for C3, and 7.9 for both C4 and C5. Slight declines in pH were occasionally observed in the finer materials during the early cycles, but all columns stabilized within a narrow range indicative of strong carbonate buffering. Magnesium and silica displayed more modest variations, increasing gradually with finer particle size in accordance with the distribution of carbonate and silicate minerals in the material (table 5.9). Although these two constituents are less indicative of the system's geochemical evolution, their trends remain consistent with those of the major dissolved species.

The values reported in table 5.6 include all flushing cycles of the experiment, which results in higher maximum concentrations for several constituents—particularly in the finest fraction (C5), where the first two cycles produced exceptionally elevated Ca and sulfate values. These early peaks are not considered representative of long-term behaviour, as they primarily reflect the initial rinsing of highly reactive fine particles remaining after sieving. The subsequent cycles show a rapid convergence toward more stable concentrations that more accurately reflect the sustained geochemical processes. Nonetheless, the complete dataset is presented here for transparency, with the understanding that model calibration focused on the stabilized portion of the experiment.

Table 5.6 : Full-range measured concentrations of As, Ca and S (mg/L) for the five grain-size fractions (C1–C5), including initial rinsing peaks; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.

Column	C1 (50-15)			C2 (15-5)			C3 (5-2.4)		
	As	Ca	S	As	Ca	S	As	Ca	S
Maximum	1.94	10.4	10.0	6.63	14.8	19.7	14.4	39.5	71.3
Average	1.63	7.10	2.51	5.48	9.37	5.18	9.86	20.5	17.7
Minimum	0.32	5.95	2.22	0.99	7.66	4.66	2.42	17.0	15.5
Column	C4 (2.4-0.85)			C5 (<0.85)					
	As	Ca	S	As	Ca	S			
Maximum	23.1	49.3	99.0	47.9	436	913			
Average	16.4	24.9	19.7	34.6	65.7	66.7			
Minimum	2.58	22.5	17.2	6.96	54.2	55.7			

Overall, the comparison shows that the model successfully reproduces general trends observed for elemental concentrations in the laboratory across all grain-size fractions. Minor discrepancies occasionally appear during the first flushing cycles, but these deviations are not considered representative of a long-term behaviour. Early-cycle anomalies typically reflect the initial rinsing of fine particles remaining after sieving, as well as flushing of readily soluble constituents present at the start of the tests, which produce transient concentration spikes unrelated to geochemical processes. For this reason, the calibration of the geochemical model was primarily based on the stabilized period of the experiment (around a 100 days) rather than on the first one or two cycles.

For pH, the agreement between measurements and simulations is more nuanced. Near-neutral to slightly alkaline conditions are intrinsically more challenging to model because small differences in carbonate dissolution or buffering reactions can induce noticeable deviations in pH while still correctly predicting the associated major ion chemistry. The differences observed in the pH values reflect the inherent sensitivity of pH near neutrality rather than any misrepresentation of the underlying processes.

Overall, magnesium and silica concentrations remain within consistent ranges across all grain-size fractions, and the model reproduces their maximum, average and minimum values with reasonable accuracy (table 5.9). This confirms that these secondary constituents follow expected trends and do not significantly influence the system's geochemical evolution.

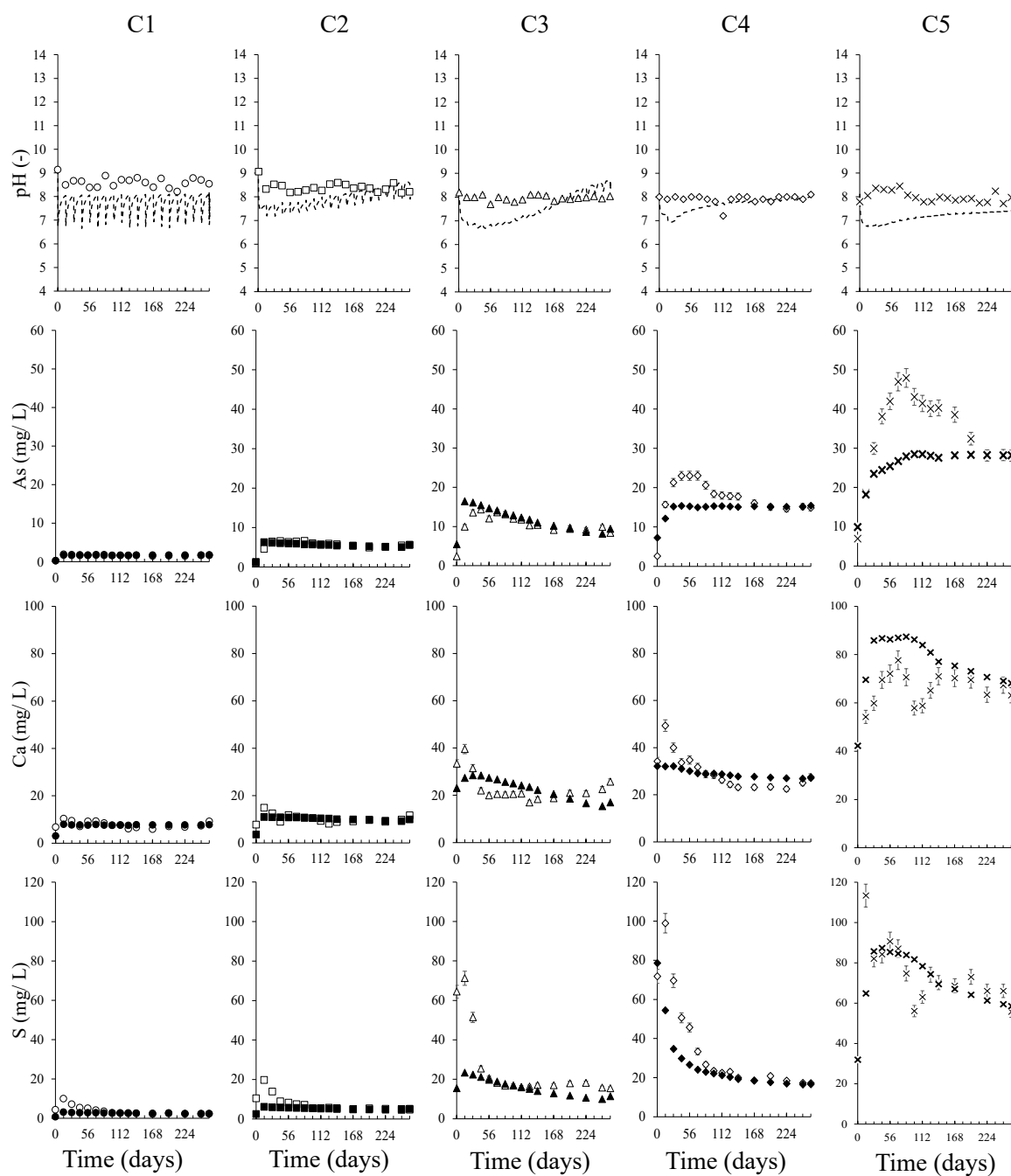


Figure 5.5 : Measured and simulated outlet concentrations of pH, arsenic (As), calcium (Ca) and sulfur (S) for the five grain-size fractions (C1–C5) over the 267-day experiments at 21°C. Each column corresponds to one grain-size fraction. Open symbols represent measured values, whereas filled symbols represent simulated values.

5.5.2 Effect of temperature

5.5.2.1 Hydrogeology of the columns under different temperature conditions

The hydrogeological behaviour of the temperature-controlled columns was evaluated in three columns (C4 at 21 °C, C4' at 5 °C and C4'' at -2 °C), which were filled with grains with the same size (2.4 - 0.85 mm). The C4 and the C4' columns exhibited a similar drainage behaviour (steady-state degree of saturation of approximately 0.25), suggesting little influence of temperature on the long-term drainage capacity of the material. The frozen column (C4'') displayed a distinctive behaviour. The imposed cyclic temperatures resulted in a rapid freezing and thawing of the materials upon temperature changes. Measured unfrozen volumetric water content suggest near zero liquid water conditions during the freezing periods. Then, the degree of saturation returned abruptly to its pre-freeze value upon thawing. This resulted in a characteristic oscillatory pattern with repeated intervals of apparent zero degree of saturation, despite the presence of ice within the pore space. Once thawed, the drainage behaviour of C4'' was comparable to that of the unfrozen columns, yielding a residual degree of saturation of 0.25.

In contrast, the frozen column (C4'') displayed a distinctive behaviour. The imposed cyclic temperatures resulted in a rapid freezing and thawing of the materials upon temperature changes. Measured unfrozen volumetric water content suggest near zero liquid water conditions during the freezing periods. Then, the degree of saturation returned abruptly to its pre-freeze value upon thawing. This resulted in a characteristic oscillatory pattern with repeated intervals of apparent zero degree of saturation, despite the presence of ice within the pore space. Once thawed, the drainage behaviour of C4'' was comparable to that of the unfrozen columns, and residual degree of saturation returned to the expected value.

The calibrated hydrogeological model also reproduced the wetting–drying behaviour of the temperature-controlled columns C4, C4' and C4'' (21 °C, 5 °C and -2 °C, respectively) with good accuracy. The simulated wetting-drying dynamics follow the same overall patterns as the laboratory measurements and correctly reflect the reduction in water mobility at low temperature. In particular, the model successfully reproduces the hydrogeological response associated with freeze-thaw cycles observed in the -2 °C column, including the characteristic decrease in water content during freezing and the rapid drainage upon thawing (figure 5.6). It should be noted that

freeze–thaw dynamics were represented by prescribing temperature conditions and associated changes in water phase, without explicitly solving the full energy balance or latent heat effects. This approach was adopted to capture the dominant hydrogeological controls on water mobility rather than the complete physical mechanism of phase change.

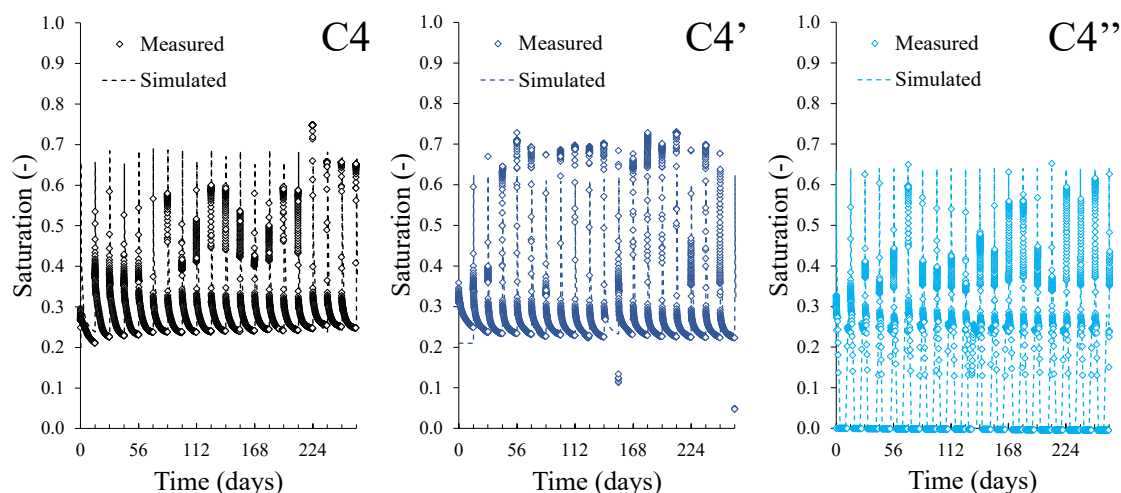


Figure 5.6 : Measured and simulated water degree of saturation for the temperature-controlled columns. Open symbols represent laboratory measurements and dashed lines correspond to MIN3P simulations.

Overall, the measured and simulated outflow volumes are consistent across the three temperature-controlled columns (C4 at 21 °C, C4' at 5 °C and C4'' at –2 °C), with comparable minimum, average and maximum values (figure 5.7). The agreement between observations and simulations indicates that the model accurately reproduces the temperature-dependent drainage behaviour and the characteristic fluctuations associated with freeze–thaw cycles, including the characteristic fluctuations associated with freeze–thaw cycles. This confirms that the calibrated hydrological parameters and temperature functions provide a reliable basis for interpreting the subsequent geochemical trends under varying thermal conditions.

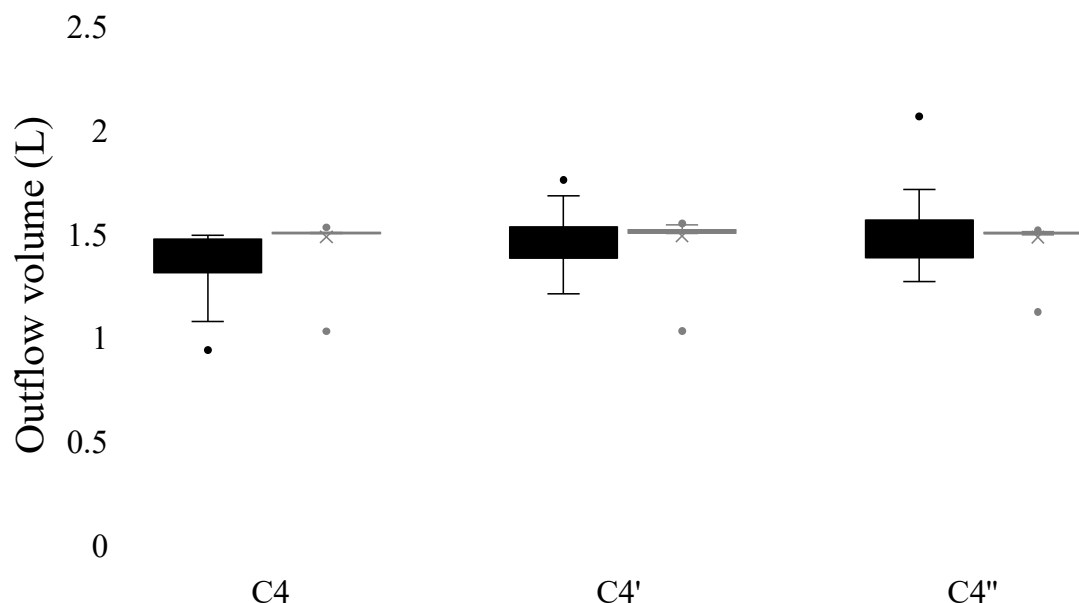


Figure 5.7 : Measured (black) and simulated (grey) outflow volume (L) for the three temperatures

5.5.2.2 Evolution of aqueous element concentrations – effect of temperature

The results obtained for pH, arsenic, sulfate and calcium are summarized in the following figures, which present the measured concentrations for the three temperature-controlled columns (C4 at 21 °C, C4' at 5 °C and C4'' at -2 °C) together with the corresponding MIN3P simulations (figure 5.8). Similarly to the columns at room temperature, magnesium and silica are reported separately in a summary table 5.10. The evolution of dissolved constituents in the temperature-controlled columns revealed systematic trends associated with decreasing temperature. At 21 °C (C4), arsenic, sulfur and calcium showed the typical behaviour previously observed for this material: an initial flush followed by a gradual decline toward a stable concentration range, respectively around 15, 20 and 25 mg/L. At 5 °C (C4'), the pattern for arsenic, sulfur and calcium was similar to that at 21 °C (C4), where an initial flush was followed by a gradual decline toward a stable concentration range, respectively around 15, 20 and 25 mg/L. The column at the lowest temperature (C4'', -2 °C) produced the lowest dissolved concentrations among the three conditions (around 7, 6 and 15 mg/L), reflecting the strong temperature control on reaction kinetics and solute mobility.

The pH remained within a circumneutral to slightly alkaline range for all temperatures, with average values of approximately 7.9 for C4, 8.1 for C4' and 8.3 for C4''. Magnesium and silica showed more modest changes with temperature (table 5.9). Both decreased progressively from

21 °C to −2 °C, reflecting the slower weathering of silicate minerals in colder conditions. Although less indicative than the major constituents, these elements exhibited behaviour that aligned with the overall temperature dependence of mineral dissolution processes. The values reported in table 5.7 correspond to the full range of measured concentrations for the three temperature conditions, including the elevated peaks observed during the first flushing cycles. These data illustrate the influence of decreasing temperature and freeze–thaw processes on solute release.

Table 5.7 : Full-range measured concentrations of As, Ca and S (mg/L) for the temperature-controlled columns C4 (21 °C), C4' (5 °C) and C4'' (−2 °C), including early-cycle flushing peaks; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.

Column	C4 (21°)			C4' (5°C)			C4'' (-2°C)		
	As	Ca	S	As	Ca	S	As	Ca	S
Maximum	23.1	49.3	99.0	14.9	51.2	95.5	7.58	42.4	82.7
Average	16.4	24.9	19.7	13.6	17.9	10.8	6.48	12.8	6.07
Minimum	2.58	22.5	17.2	1.35	15.1	9.09	1.11	9.97	3.47

Overall, the comparison shows that the model successfully reproduces the orders of magnitude and general trends observed in the laboratory across all temperature conditions. Minor discrepancies occasionally occur during the first flushing cycles, but these deviations are not representative of long-term behaviour. Early-cycle anomalies mainly arise from the initial rinsing of the material and do not reflect processes controlled by temperature. For this reason, the calibration of the geochemical model was based primarily on the stabilized portion of the experiment (around a 100 days) rather than on the initial cycles.

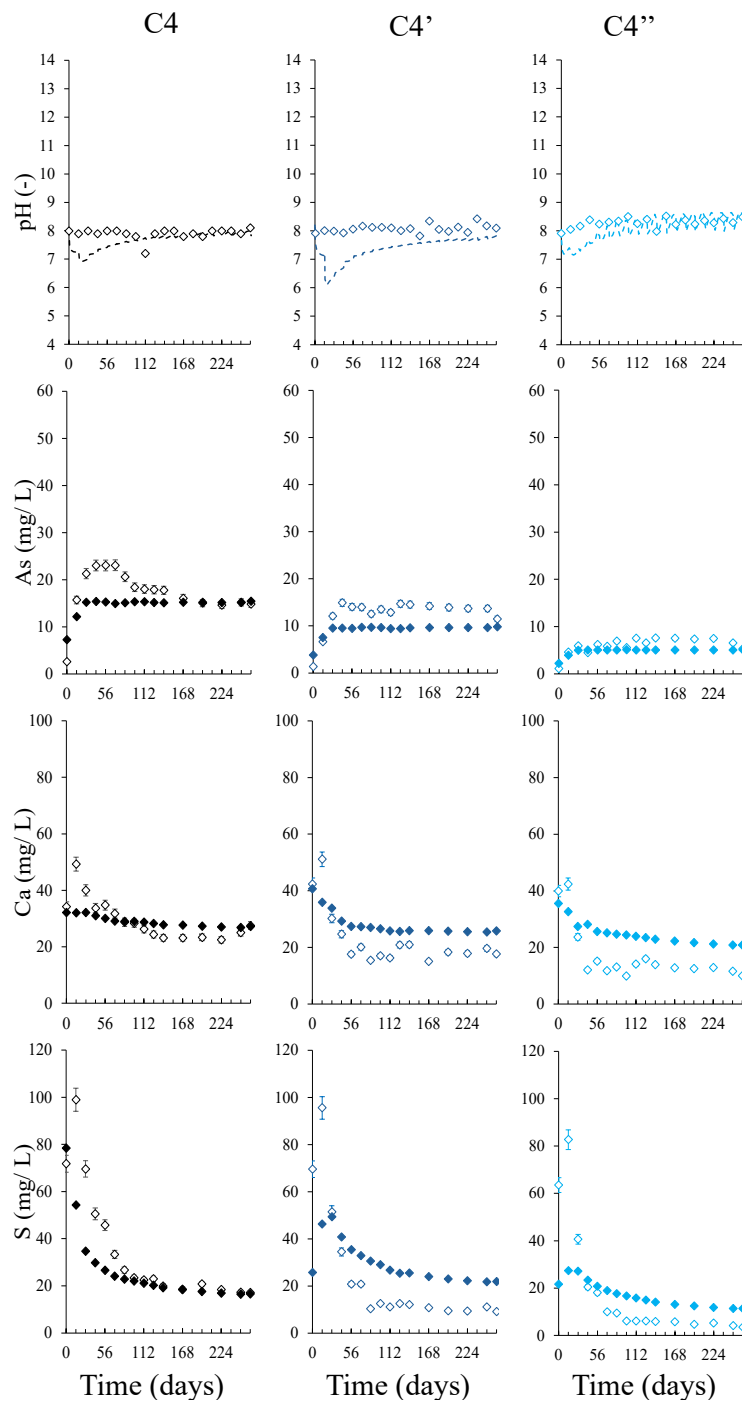


Figure 5.8 :Measured and simulated outlet concentrations of pH, arsenic (As), calcium (Ca) and sulfur (S) for the temperature-controlled columns over the 267-day experiment. The three curves correspond to the same grain-size fraction (C4) subjected to different thermal conditions: black = C4 (21 °C), dark blue = C4' (5 °C), and light blue = C4'' (-2 °C). Each column represents one dissolved constituent, and each row corresponds to one temperature condition. Open symbols represent measured values, whereas filled symbols represent simulated values.

For pH, initial discrepancies between measurements and simulations decrease overtime, with close agreement achieved after 100-120 days (usually within less than half a pH unit). At 21 °C (C4), the model reproduces the near-neutral pH values reasonably well, with only minor deviations that remain within the expected variability of carbonate-buffered systems. At 5 °C (C4'), the simulations capture the gradual rise in pH observed in the laboratory, although the transition occurs slightly more smoothly in the model. The largest discrepancies occur at -2 °C (C4''), where freeze-thaw cycles induce sharper fluctuations in measured pH that are only partially reflected in the simulations. The lower simulated pH may partly influence the modeled concentrations of Ca, S, and As; however, as pH is a calculated variable resulting from the overall geochemical system, these differences likely reflect combined model uncertainties rather than a direct pH-driven effect. Overall, the model reproduces the long-term pH evolution adequately at all temperatures, despite local variations in the coldest column. Magnesium and silica concentrations remain within narrow and consistent ranges across the three temperature scenarios (table 5.10), and the model reproduces their maximum, average and minimum values with reasonable accuracy. These secondary constituents show limited temperature sensitivity and do not significantly influence the geochemical evolution of the system, confirming that the key temperature-dependent processes are adequately captured by the model (Supplementary data).

5.5.3 Long-term arsenic depletion under temperature-controlled conditions: laboratory versus simulation extrapolation

Laboratory column experiments were conducted over a 267-day period (Seutin et al., 2025), which is insufficient to directly observe the complete depletion of arsenic from the waste rock. To estimate arsenic exhaustion timescales, two complementary approaches were therefore applied: a linear extrapolation based on laboratory-derived arsenic release rates, and long-term reactive transport simulations extending up to 100 years using the calibrated MIN3P model.

5.5.3.1 Linear estimation of arsenic depletion based on laboratory data

A first-order estimate of arsenic depletion was derived from the experimental leachate chemistry measured in the temperature-controlled columns (21 °C, 5 °C and -2 °C). For each column, dissolved arsenic concentrations obtained by ICP-AES were multiplied by the corresponding leachate volumes to calculate the arsenic mass released during each flushing event. The cumulative

released arsenic mass was then calculated by summing the individual flushing contributions over the duration of the experiment.

To ensure comparability between columns, cumulative arsenic loads were normalized to the mass of waste rock contained in each column, resulting in cumulative arsenic release expressed in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ of rock. The cumulative normalized arsenic release was plotted as a function of time (days), and a linear regression was applied over the stabilized portion of the experiment (figure 5.9). The slope of this regression represents an average arsenic release rate under each temperature condition. These rates were converted to annual values to facilitate long-term interpretation.

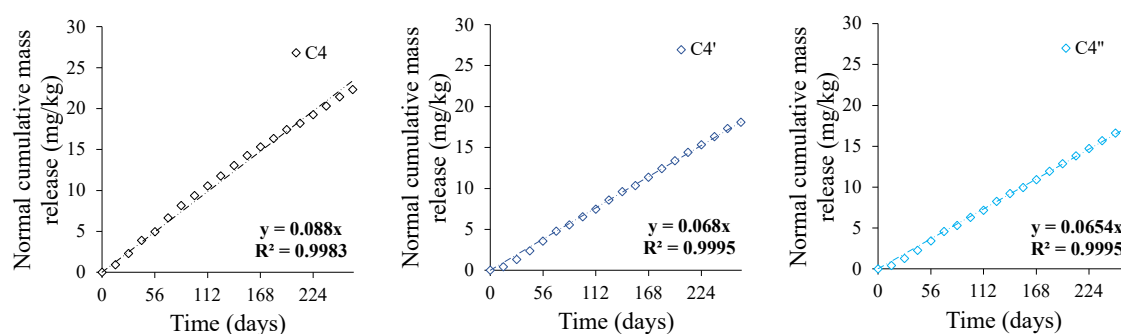


Figure 5.9 : Temporal evolution of normalized cumulative arsenic release (21, 5 and -2°C).

Arsenic depletion time was subsequently estimated by dividing the initial arsenic content of the material ($458 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) by the corresponding annual release rate. Using this linear extrapolation approach, estimated arsenic depletion times were 14.3 years at 21 °C, 18.5 years at 5 °C, and 19.2 years at -2 °C. These results reflect the progressive decrease in arsenic release rates with decreasing temperature observed in the laboratory experiments.

5.5.3.2 Long-term arsenic depletion predicted by reactive transport modelling

To evaluate whether linear extrapolation adequately represents long-term arsenic depletion, the calibrated reactive transport models were extended to simulate arsenic release over a 100-year period for the three temperature conditions (21 °C, 5 °C and -2°C). All hydrological, geochemical and kinetic parameters were identical to those used in the calibrated short-term simulations; only the simulation duration was extended. This ensures that long-term predictions arise from the intrinsic nonlinear behaviour of the modeled processes rather than from additional parameter fitting.

The MIN3P simulations predict a strongly nonlinear evolution of arsenic release over long timescales. At 21 °C, arsenic depletion is reached after approximately 72 years, substantially later than suggested by the linear extrapolation based on laboratory data. At lower temperatures, arsenic is not fully depleted within the 100-year simulation period (figure 5.10). At 5 °C, dissolved arsenic concentrations remain on the order of $0.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ after 100 years, while at -2 °C the simulations similarly predict the persistence of residual arsenic about 1.58 mg/L at the end of the 100 years simulation period, indicating incomplete depletion under cold and freeze–thaw conditions.

5.5.3.3 Comparison between linear extrapolation and nonlinear modeling

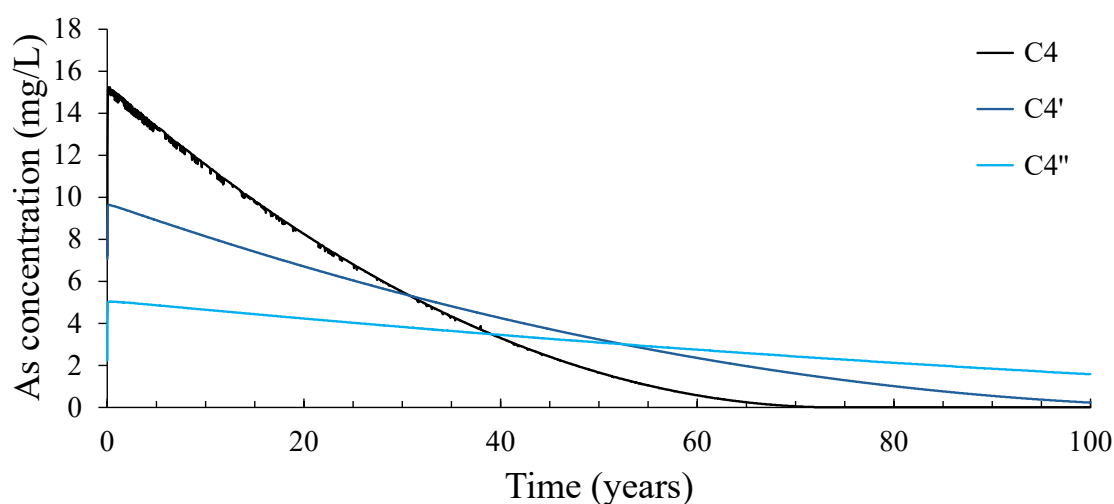


Figure 5.10 : Modeled arsenic concentration evolution over 100 years for the temperature-controlled columns (C4, C4' and C4''), showing temperature-dependent depletion behavior.

Comparison of the two approaches highlights the limitations of linear extrapolation for long-term predictions. While linear estimates provide a useful first-order approximation based on short-term laboratory data, they assume constant arsenic release rates and do not account for the time-dependent evolution of mineral reactivity, hydrological conditions, and solution chemistry that controls long-term water–rock interactions. In contrast, the reactive transport simulations explicitly represent kinetically controlled mineral dissolution and temperature effects using the two-third power law, resulting in longer arsenic depletion times and persistent residual concentrations at low temperatures. The divergence between linear estimates and model predictions increases with decreasing temperature, indicating that linear extrapolation may substantially underestimate arsenic persistence in cold-climate waste rock systems.

5.6 Discussion

The reactive transport simulations performed with MIN3P reproduced the main hydrological and geochemical trends observed in the laboratory column experiments, indicating that the dominant processes controlling arsenic release were adequately represented. Across all grain-size fractions and temperature conditions, the model captured wetting–drying and freeze–thaw dynamics, as well as the evolution of dissolved arsenic and major ions. Some discrepancies occurred mainly during transient phases or at very low water saturation, but these did not significantly affect cumulative releases or long-term trends. Beyond the specific case studied, an important contribution of this work lies in the explicit implementation of gersdorffite in the MIN3P framework. Because this mineral is generally absent from standard geochemical databases, its role in arsenic release has often remained difficult to represent mechanistically in predictive models. The calibrated formulation developed here demonstrates that uncommon arsenic-bearing minerals can be incorporated into reactive transport tools using laboratory-constrained thermodynamic and kinetic parameters, thereby expanding the applicability of such models to more complex mine waste systems.

5.6.1 On the influence of temperature and grain size on As release from the tested waste rock

Both experimental and modeling results demonstrate that grain size exerts a first-order control on arsenic release from the tested waste rock. Based on previous studies on sulfide-bearing mine wastes, a strong decrease in reactivity is generally expected for coarse-grained materials due to limited mineral liberation and reduced reactive surface area. For example, experimental work by Elghali et al. (2018) showed that for metallic sulfides, oxidation reactions become negligible for particle sizes exceeding approximately 2.4 mm, as sulfide grains remain largely encapsulated within the mineral matrix. Similar results were observed by other researchers when sulfur is mainly associated to sulphide minerals (Plumlee, 1997; Jambor et al., 2003; Lottermoser, 2010; Bouzahzah et al, 2014).

In this context, a limited arsenic release was therefore expected for the coarser grain-size fractions investigated in this study. Indeed, results showed that finer materials consistently produced higher

dissolved arsenic concentrations, despite lower bulk gersdorffite contents. This behavior highlights the dominant role of mineral accessibility and reactive surface area and confirms that arsenic release from gersdorffite-bearing waste rock is primarily governed by surface-controlled dissolution processes rather than by total mineral abundance. This approach is commonly used in reactive transport modeling to account for variations in mineral accessibility and reactivity (e.g., Steefel et al., 2015; Mayer et al., 2002). However, both experimental observations and reactive transport simulations indicate that arsenic release remained noteworthy (2 to 11 mg/L depending on the grain size) even in the coarser fractions (>2.4 mm), despite a lower degree of mineral liberation, contrary to what was observed for other sulphide minerals. The ability of the model to reproduce these trends further supports the interpretation that arsenic release is controlled by mineral accessibility and water–mineral interactions, and that the size at which the reactivity of gersdorffite becomes negligible is larger than for other sulphide minerals.

In sulfide-dominated systems, cold conditions are generally sufficient to strongly reduce oxidative reaction kinetics, often rendering arsenic release negligible. This behavior has been widely documented in studies focusing on sulphide-bearing materials and has led to the common assumption that cold climates provide a natural mitigation mechanism for arsenic mobilization (Elberling, 2005; Lengke and Tempel, 2005). More recent studies conducted in cold and subarctic mining environments have further shown that while low temperatures effectively slow down sulfide oxidation, residual reactivity and contaminant release may still occur due to persistent oxygen diffusion, liquid water availability during thawing periods, and seasonal thermal variability (Boulanger-Martel et al., 2021; Plante et al., 2021; Larochelle et al., 2024; Schudel, 2024).

Based on this body of literature, a strong attenuation of arsenic release was therefore expected under cold and freeze–thaw conditions. However, the present results clearly demonstrate that this assumption does not fully apply to arsenic hosted in gersdorffite. Quantitatively, dissolved arsenic concentrations decreased from approximately 15 mg·L⁻¹ at 20 °C to 14 mg·L⁻¹ at 5 °C, and to 5 mg·L⁻¹ at -2 °C. Over the full temperature range investigated, arsenic release was therefore reduced by only a factor of about three between -2 °C and 20 °C. This limited temperature sensitivity contrasts sharply with the behavior reported for other sulfide minerals such as pyrite and pyrrhotite, for which oxidation rates decrease by one to several orders of magnitude at low

temperatures due to strong kinetic control by oxygen diffusion and electron-transfer reactions (Elberling, 2005; Coulombe et al., 2013; Boulanger-Martel et al., 2019; Schudel et al., 2024).

Unlike arsenopyrite and other iron sulfides, gersdorffite behaves much differently with its continued dissolution in mere presence of liquid water. This is also primarily associated with a weaker equilibrium constant ($\text{Log } K = 48$) for gersdorffite compared to pyrite ($\text{Log } K = 215$), for instance. Although lower temperatures reduce dissolution rates, arsenic release persisted at $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ whenever thawing events allowed liquid water circulation within the columns. This fundamental difference in reaction mechanism explains why arsenic mobilization remains possible under cold and freeze–thaw conditions in gersdorffite-bearing waste rock, even when oxidative kinetics are strongly reduced. These findings demonstrate that temperature alone is not a sufficient predictor of arsenic stability in contaminated neutral drainage systems; instead, the coupled effects of temperature, hydrological connectivity, and mineral accessibility must be considered to accurately assess arsenic release potential from mine waste located in cold-climate.

5.6.2 Limits of the study

While this study provides new insights into arsenic release from gersdorffite-bearing waste rock under cold and freeze–thaw conditions, certain limitations should be acknowledged when interpreting the results. First, the experimental and numerical investigations were conducted at the laboratory scale and 1D simulations, using column systems that necessarily simplify the structural and hydrological complexity of full-scale waste rock piles. Although the columns were designed to preserve representative grain-size distributions and to reproduce realistic thermal and hydrological conditions, they cannot fully capture large-scale heterogeneities, preferential flow paths, or spatial variability in mineral distribution that may develop in field settings, which may locally accelerate or delay arsenic release relative to the one-dimensional predictions (Lapakko, 2002; Blowes et al., 2014; Amos et al., 2015).

Second, the numerical simulations relied on a set of calibrated kinetic and hydrological parameters derived from laboratory observations and available literature. While the model successfully reproduced the main trends in arsenic release and water–rock interactions, uncertainties remain associated with parameters such as reactive surface area, effective diffusion coefficients, the representation of partial saturation at very low water contents, and the simplified treatment of the

coupled freezing-thawing processes. These uncertainties mainly affect short-term transient responses and the absolute timing of arsenic depletion, whereas the first-order comparative effects of temperature and grain size remained robust across the tested scenarios (Steeffel et al., 2015; Mayer et al., 2002; Molson et al., 2012). Consequently, the model is considered more reliable for identifying dominant controlling processes and relative trends than for exact long-term quantitative forecasting. In addition, the modeling framework does not explicitly account for certain processes that may influence arsenic mobility in natural systems, including microbial activity, colloidal transport, or mechanical alteration of grains induced by repeated freeze–thaw cycles over long timescales. Although these processes were not the focus of the present work, they could locally enhance or attenuate arsenic release under specific field conditions (Nordstrom, 2011; Elberling, 2005; Steeffel et al., 2015). The activation energy derived for gersdorffite should be interpreted as an apparent system-scale parameter. It was estimated from a limited number of experimental temperatures and therefore integrates the combined effects of mineral dissolution, transport processes, and water availability in the column system. As such, it is subject to uncertainty and should be considered as a first-order approximation rather than an intrinsic mineral property.

Future work should include controlled dissolution experiments on pure gersdorffite over a wider temperature range in order to better constrain intrinsic kinetic parameters and distinguish mineral-scale reactivity from system-scale transport effects.

5.7 Conclusion

This study demonstrates that arsenic release from gersdorffite-bearing waste rock cannot be mitigated solely by cold temperatures. Unlike arsenic hosted in sulfide minerals such as arsenopyrite, where low temperatures strongly suppress oxidative reactivity, gersdorffite remains reactive as long as liquid water is present. Both laboratory experiments and reactive transport simulations show that arsenic mobilization persists under subzero conditions whenever thawing allows water circulation.

A major outcome of this work is the successful implementation and calibration of gersdorffite as a kinetically controlled primary mineral within MIN3P. This represents, to our knowledge, one of the first reactive transport applications explicitly integrating gersdorffite to simulate arsenic release from mine waste rock. The developed formulation extends the capability of standard modeling

databases and provides a transferable framework for other uncommon arsenic-bearing sulfide minerals absent from conventional datasets. The consistency between laboratory measurements and model predictions confirms that the adopted thermodynamic and kinetic formulation provides a robust and realistic representation of gersdorffite behavior. Additional experimental work on pure gersdorffite would be valuable to further constrain intrinsic kinetic and thermodynamic parameters.

Long-term simulations further indicate that arsenic depletion is strongly nonlinear and substantially slower than suggested by linear extrapolation of short-term laboratory data, particularly at low temperatures. Although these simulations remain approximations and assume the mineral reactivity reduction according to the two-third power law, they provide a more realistic representation of long-term system behavior than simple linear extrapolation of short-term laboratory data. Effective containment of arsenic release from gersdorffite-bearing materials, therefore, requires maintaining the waste rock in a fully frozen state or otherwise preventing liquid water movement.

These conclusions are specific to the mineralogical context investigated, particularly the presence of gersdorffite as the dominant arsenic-bearing phase. Caution is therefore required when extrapolating these results to waste rocks dominated by other arsenic-hosting minerals (e.g., arsenopyrite, scorodite, or secondary Fe phases), as the controlling processes may differ (Craw et al., 2003; Lengke and Tempel, 2005; Plante et al., 2021).

Nevertheless, the combined experimental and modeling approach developed in this study provides a robust framework for identifying key controlling mechanisms and highlights processes that should be explicitly considered in future studies and risk assessments of contaminated neutral drainage in cold-climate mining environments.

Overall, this study highlights the importance of distinguishing between arsenic sources when assessing contaminated neutral drainage in cold regions and demonstrates the value of reactive transport modeling for extending laboratory observations to long-term environmental trends. The gersdorffite implementation developed here provides a transferable framework for modeling arsenic-bearing minerals not included in standard databases and represents a useful tool for mine waste management in cold and subarctic environments.

5.8 Supplementary data

Table 5.8 : Mineral properties, stoichiometric reaction, and kinetic parameters used for the implementation of gersdorffite (NiAsS) in the MIN3P reactive transport model

Mineral properties					
Rate control	Reaction type	Enthalpy change kcal.mol ⁻¹	Equilibrium constant 25°C	Density g.cm ⁻³	Gram formula weight g.mol ⁻¹
Surface	Irreversible dissolution	0	48.33	6.11	165.68
Components					
$NiAsS + 3.25O_2 + 1.5H_2O \rightarrow H_3AsO_4 + SO_4^{2-} + Ni^{2+}$					
Ni ⁺² 1	SO ₄ ⁻² 1	H ₃ AsO ₄ 1	H ₂ O -1.5	O ₂ (aq) -3.25	
Rate controls					
Activation energy	Rate constant (log)	Rate control function	Coefficient	Exponent	Component
5.5	-2.65	Fractional	Components concentration	1	O ₂ (aq)

Table 5.9 : Measured and simulated magnesium (Mg) and silica (Si) concentrations (mg/L) for the five grain-size fractions (C1–C5), showing comparable minimum, average and maximum values; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.

Column	C1 (50-15)		C2 (15-5)		C3 (5-2.4)		C4 (2.4-0.85)		C5 (<0.85)	
	Mg	Si	Mg	Si	Mg	Si	Mg	Si	Mg	Si
Measured										
Maximum	3.92	1.47	7.78	2.96	22.2	7.31	32.1	9.53	293	18.9
Average	1.54	0.71	3.09	1.69	6.57	4.29	9.15	6.35	35.7	15.3
Minimum	1.33	0.62	2.84	1.43	6.05	3.32	8.56	5.48	27.30	9.21
Simulated										
Maximum	1.87	0.66	3.61	1.58	11.6	4.79	26.3	8.37	37.8	13.8
Average	1.81	0.63	3.37	1.39	8.09	3.22	10.4	6.20	32.9	12.9
Minimum	1.77	0.61	3.23	1.37	6.93	4.10	9.76	6.00	28.1	3.80

Table 5.10 : Measured and simulated magnesium (Mg) and silica (Si) concentrations (mg/L) for the temperature-controlled columns C4 (21 °C), C4' (5 °C) and C4'' (-2 °C), showing comparable minimum, average and maximum values ; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.

Column	C4 (21°C)		C4' (5°C)		C4'' (-2°C)	
	Mg	Si	Mg	Si	Mg	Si
Measured						
Maximum	32.1	9.53	32.5	10.3	28.2	5.91
Average	13.6	7.62	10.6	5.00	7.25	4.04
Minimum	8.56	5.48	9.08	4.21	5.59	2.45
Estimated						
Maximum	26.3	8.37	24.41	6.29	20.22	7.79
Average	10.4	6.20	11.19	5.80	14.70	7.09
Minimum	9.76	6.00	9.72	2.51	13.56	1.55

Data availability

The data that support the findings of this study are not publicly available at this time as they form part of an ongoing doctoral thesis. The data will become publicly available following the official thesis deposit. In the meantime, data are available from the corresponding author upon reasonable request.

Acknowledgment

The authors would like to acknowledge the partners of UQAT- Polytechnique Research Institute on Mines and the Environment (RIME) as well as the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Sites Reclamation for their financial support (IRCPJ252714-18). The authors would like also to thank the Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale (URSTM) staff for their assistance in the laboratory, and the mine site staff for their support during our sampling campaign.

5.9 References

Allison J, Brown D and Novo-Gradac K (1991). Minteqa2/Prodefa2, a geochemical assessment model for environmental systems: version 3.0 USEPA, Athens, p.77

- ASTM (2007) Standard test method for particle-size analysis of soils (D422-63). ASTM International
- ASTM (2012) Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer (D5550-12). ASTM International
- ASTM (2017) Standard test method for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis (D6913-17). ASTM International
- Ball J and Nordstrom D (1991). User's Manual for Wateq4f, with revised thermodynamic data base and text cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in naturel waters. (publication n°2331-1258)
- Benner S, Gould W and Blowes D (2000). Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. *Chem. Geol.* 169:435-448.
- Bondur R, Cloutier V, Rosa E, Benzaazoua M (2017) Mobility and speciation of geogenic arsenic in bedrock groundwater from the Canadian Shield in western Quebec, Canada. *Sci Total Environ* 574:509-519
- Bouzahzah H (2013). Modification et amélioration des tests statistiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Chapuis R, Masse I, Madinier B and Aubertin M (2006). Essai de drainage en colonne pour obtenir les propriétés non saturées de matériaux grossiers. 59th CGC and 7th joint CGS, pp.905-912
- De Windt, L., & Spycher, N. F. (2019). Reactive transport modeling: a key performance assessment tool for the geologic disposal of nuclear waste. *Elements: An International Magazine of Mineralogy, Geochemistry, and Petrology*, 15(2), 99-102.
- Fredlund D and Xing A (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Can. Geotech. J.* 31: 521-532
- Kalonji Kabambi A, Bussière B and Demers I (2017) Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotech Geol Eng* 35(3): 1199–1220
- Khoramian, R., Issakhov, M., Pourafshary, P., Aidarova, S., & Sharipova, A. (2026). Reactive transport modeling of CO2 trapping in carbonate saline aquifers: Coupled effects of wettability, temperature, and salinity on mineralization and storage efficiency. *Fuel*, 406, 137038.
- Larochelle C, 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 Pollut* 230: 57-72
- Lim J, Sylvain K, Pabst T and Chung E (2024). Effect of waste rock particle size on acid mine drainage generation: practical implications for reactive transport modeling. *J. Contam. Hydrol.* 267
- Mayer K (1999). A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media.

- Mayer K, Benner S, Blowes D and Frind E (1999). The reactive transport model Min3p: application to acid mine drainage generation and treatment-nickel rim site, Sudbury, Ontario. *Minin and Environment* 1:145-154.
- Mayer K, Frind E and Blowes D (2002). Multicomponent reactive transport modelling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.* 38.
- Mayer K, AmosR, Molin S and Gerard F (2012). Reactive transport modelling in variably saturated media with Min3p: basic model formulation and model enhancements. *Groundwater reactive transport models* 26:186-211.
- Mayer K, Xie M, Su D and MacQuarrie K (2017). Min3p-THCm, a Three-dimensional numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media. User manual.
- Molson J, Fala O, Aubertin M and Bussière (2005). Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *J. Contam. Hydrol.* 78:343-371
- MEND (2009) Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials (N° 1.20.1, 579)
- Ouangrawa M (2007). Étude expérimental et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfurés partiellement saturés. École Polytechnique de Montréal
- Pabst T (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfurés partiellement oxydés. École Polytechnique de Montréal.
- Plante B, Schudel G and Benzaazoua M (2021) Generation of acid mine drainage. In: *Hard Rock Mine Reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC Press, pp. 1-20)
- Peregoedova A (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. École polytechnique de Montréal, Canada. (in French)
- Peregoedova A, Aubertin M and Bussière B (2014) Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. Presented at 67th Canadian Geotechnical Conf (unpubl)
- Rakotonimaro T, Guittonny M, Neculita MC, Trépanier F and Pépin G (2019). Evaluation of arsenic leaching potential in gold mine tailings amended with peat and mine drainage treatment sludge. *J Environ Qual* 48, pp 735-745
- Seutin, E., Bussière, B., Plante, B., & Boulanger-Martel, V. (2026). Influence of Grain Size and Temperature on Arsenic Leaching from Gersdorffite-Bearing Non-acid Generating Waste Rock. *Mine Water and the Environment*, 1-17.

- Seutin E (2026). Comportement hydrogéochimique de stériles miniers générateurs de drainage neutre contaminé en arsenic en conditions froides. PhD these, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (in preparation).
- Sheperd R (1989). Correlations of permeability and grain size. *Ground water* 27:633-638.
- Van Genuchten M (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:892-898
- Watts M, O'Reilly J, Marcilla A, Shaw A, Ward N (2010) Field based speciation of arsenic in UK and Argentinean water samples. *Environ Geochem Health* 32:479-490
- Wösten J and van Genuchten M (1988). Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. *Soil Science Society of America Journal* 52: 1762-1770
- Xu, T., Sonnenthal, E., Spycher, N., Zhang, G., Zheng, L., & Pruess, K. (2012). TOUGHREACT: A simulation program for subsurface reactive chemical transport under non-isothermal multiphase flow conditions. In *Groundwater reactive transport models* (pp. 74-95). Bentham Science Publishers.
- Yi X, Su D, Bussière B and Mayer K (2021). Thermal-hydrological-chemical modeling of a covered waste rock pile in a permafrost region. *Minerals*

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: LABORATORY-CALIBRATED MIN3P-THCM MODELING OF INSULATION COVERS IN PERMAFROST ENVIRONMENT: IMPLICATIONS FOR ARSENIC RELEASE IN MINE WASTE

Cet article a été soumis le 01 juin 2026 à la revue Journal of Contaminant Hydrology

Elaura Seutin^{1,2}, Asif Qureshi^{1,2}, Bruno Bussière^{1,2}, Benoît Plante^{1,2}, Vincent Boulanger-Martel^{1,2}

¹ Institut de Recherche en Mines Et en Environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 Bd de L'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

² Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 blvd. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4, Canada

Contributions du premier auteur

Développement, calibration et validation d'un modèle de transport réactif thermo-hydrogéologique-chimique sous MIN3P-THCm, conception et réalisation des simulations conceptuelles de recouvrement isolant, élaboration et analyse des scénarios de sensibilité liés à la profondeur de dégel, à la durée de dégel et aux apports en eau, interprétation des résultats hydrogéologiques et géochimiques, préparation des figures et tableaux, et rédaction principale du manuscrit.

Keywords

Reactive transport modeling; Thaw depth; Thaw duration; Gersdorffite

6.1 Abstract

Insulation cover systems are commonly used in cold-region mine reclamation to limit freeze–thaw-induced water circulation and reduce geochemical reactivity within reactive mine waste. However, their effectiveness for controlling arsenic release from circumneutral gersdorffite-bearing waste rock remains uncertain when temporary liquid-water connectivity develops during thaw periods. This study used a laboratory-calibrated thermo–hydrogeological–chemical reactive transport model based on MIN3P-THCm to evaluate arsenic mobilization under freeze–thaw conditions and to assess the influence of key cover-design parameters. Laboratory column experiments conducted on reactive arsenic-bearing waste rock (NK), low-reactivity greywacke (SG), and a layered SG–NK cover configuration were reproduced to validate the coupled model. The calibrated framework was then applied to conceptual scenario analyses examining the effects of thaw depth, thaw duration, and water input on cumulative arsenic release. The simulations reproduced the main thermal, hydrogeological, and geochemical trends observed experimentally, including cyclic freezing and thawing, transient liquid-water connectivity, drainage behaviour, and arsenic release. Results show that arsenic mobilization was reduced but not fully suppressed under freeze–thaw conditions when thaw periods restored hydraulic connectivity with the reactive layer. Scenario analyses further demonstrated that cumulative arsenic release increased systematically with greater thaw depth, longer thaw duration, and higher water input. These findings indicate that the performance of insulation covers for gersdorffite-bearing mine waste depends not only on reducing temperature, but also on limiting seasonal liquid-water pathways and reactive transport within the underlying waste rock. The proposed modeling framework provides a mechanistic basis for evaluating cold-region cover performance and supporting reclamation strategies under future climatic conditions.

6.2 Introduction

Mining activities in cold and sub-Arctic environments generate large volumes of waste rock that may pose long-term environmental risks when exposed to water infiltration and seasonal freeze–thaw cycles. Insulation cover systems are commonly used to control mine

water contamination by reducing percolation, controlling thermal regimes, and limiting geochemical reactivity within reactive mine waste (Kyhn et Elberling, 2001; Aubertin et al., 2002; Boulanger-Martel et al., 2021). Their effectiveness is controlled by their capacity to favour freezing conditions and maintain the mine waste below low enough ground temperatures so that sulfide oxidation becomes negligible, and oxygen diffusion and water–rock interaction are reduced (Meldrum et al., 2001; Elberling, 2001; Boulanger-Martel et al., 2021). This, in turn, limits acid generation and the release of oxidation-derived contaminants.

However, the applicability of this temperature-based mitigation approach to arsenic-bearing systems remains uncertain. Experimental results obtained on gersdorffite (NiAsS)-bearing waste rock showed that lowering temperature alone does not suppresses arsenic release when liquid water remains available for water–rock interaction (Seutin et al., 2026). These observations suggest that, in circumneutral arsenic-bearing systems, seasonal hydraulic connectivity and liquid-water continuity may exert a stronger control on contaminant mobilization than temperature reduction alone.

Laboratory column experiments provide valuable insight into thermo–hydrogeological behaviour under controlled freeze–thaw conditions, but translating these observations into reclamation design criteria requires physically consistent numerical modeling (Kyhn et Elberling, 2001; Boulanger-Martel et al., 2021). In this study, a coupled thermo–hydrogeological–chemical modeling framework was developed using the energy balance formulation implemented in MIN3P-THCm (Mayer et al., 2018), which dynamically partitions pore water into liquid and ice fractions while accounting for latent heat effects. This formulation enables a thermodynamically consistent representation of freeze–thaw processes and has previously been applied to cold-region reactive transport simulations involving phase change and hydraulic conductivity evolution (Yi et al., 2021).

Individual materials were first reproduced and calibrated using laboratory experiments conducted at 21 °C and under cyclic freeze–thaw conditions (−2 °C to 5 °C). The calibrated material properties were then combined into a layered configuration representative of an insulation cover system placed above reactive arsenic-bearing waste rock. Conceptual

scenario analyses (parametric study) were subsequently performed to evaluate the influence of thaw depth, thaw duration, and water input on drainage behaviour and cumulative arsenic release under representative northern-climate conditions. Unlike the laboratory simulations, the scenario models focused exclusively on the thawed period during which temperatures remained above 0 °C, corresponding to the interval where liquid-water circulation and reactive transport are expected to occur within the system.

To better understand the mechanisms governing arsenic release from insulation cover systems, a simplified one-dimensional layered cover system was used as a conceptual case study. The influence of three key parameters was systematically evaluated: thaw depth, thaw duration, and water input. Because insulation cover systems in permafrost environments are primarily designed to limit seasonal thaw penetration into reactive materials, particular attention was given to evaluating how the spatial extent and duration of thawed conditions influence water–rock interaction and contaminant generation. Together, these simulations test the hypothesis that seasonal liquid-water connectivity, rather than temperature reduction alone, represents the principal controls over arsenic release in layered insulation cover systems.

6.3 Materials and methods

6.3.1 Laboratory experiments

The experiments were conducted in 30 cm diameter HDPE columns instrumented to monitor thermal and hydrogeological conditions throughout the testing period (Figure 6.1). Wetting–drying and freeze–thaw cycles were applied under controlled laboratory conditions to reproduce seasonal northern-climate processes. Detailed descriptions of the experimental setup, instrumentation, and testing procedures are provided in Seutin et al. (2026).

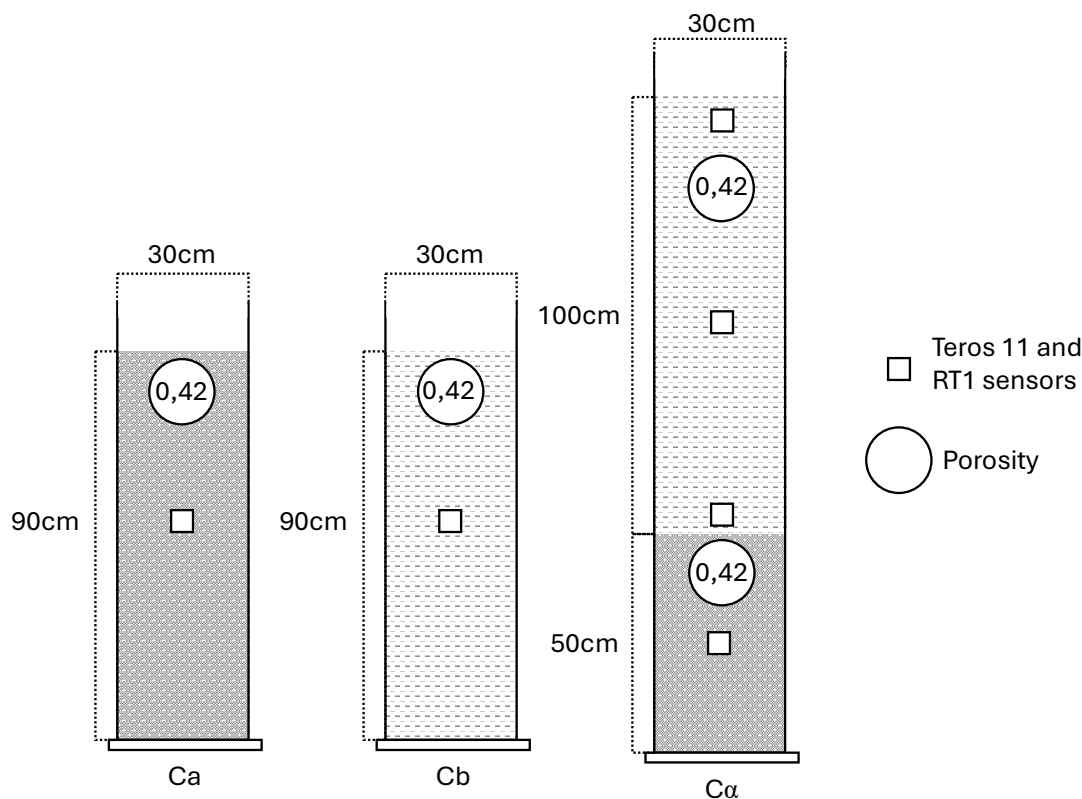


Figure 6.1 : Schematic representation of the experimental column configurations used for model calibration.

Three column configurations were investigated: a reactive arsenic-bearing waste rock (NK), a low-reactivity non-acid-generating material (SG), and a layered configuration combining both materials to represent an insulation cover system placed above reactive waste rock. Single-material columns were tested at 21 °C and under cyclic freeze–thaw conditions, while the layered column was operated exclusively under freeze–thaw conditions to evaluate the capacity of the insulating layer to limit seasonal water–rock interaction with the underlying reactive material. Previous experimental observations showed that lowering temperature alone does not fully suppress arsenic release when temporary liquid-water connectivity remains possible within the system (Seutin et al., 2026).

Measured hydrogeological and geochemical responses, including volumetric water content, drainage volumes, temperature, and aqueous chemistry, were subsequently used for calibration and validation of the MIN3P-THCm simulations (Mayer et al., 2018; Yi et

al., 2021). The calibrated model was then applied to a series of conceptual scenario analyses investigating the influence of thaw depth, thaw duration, and water input on the long-term performance of insulation cover systems in cold-region reclamation contexts.

6.3.2 Physical and hydrogeological properties

All materials were characterized with respect to their particle size distribution, specific gravity (G_s), water retention behavior, and saturated hydraulic conductivity (k_{sat}). Particle size distributions were determined by dry mechanical sieving over the 50 mm to 0.075 mm size range, using a Gilson TS-1 sieve shaker for coarse fractions and a Ro-Tap RX-29 for finer fractions, in accordance with ASTM D422-63 (ASTM 2007) and ASTM D6913-17 (ASTM 2017) standards. The specific gravity of each material was measured using a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330), following ASTM D5550-14 (ASTM 2014) procedures.

Saturated hydraulic conductivity was measured experimentally. Laboratory measurements were performed using a modified column setup operated under constant-head conditions, following the methodologies described by Peregoedova (2012) and Kalonji-Kabambi et al. (2017).

Water retention curves were determined immediately following the k_{sat} tests. Initially saturated columns were allowed to drain freely under atmospheric conditions, after which they were dismantled incrementally to quantify moisture distribution with depth (Chapuis et al., 2006; Peregoedova, 2012). Under the assumption of hydrostatic equilibrium, volumetric water contents were calculated from mass–volume relationships, yielding discrete data points linking water content to matric suction. These data were subsequently fitted using the van Genuchten (1980) formulation implemented in the RETC code. The air-entry value (AEV) and residual volumetric water content (θ_r) were determined using the tangent method described by Fredlund and Xing (1994), and this approach was applied consistently to both materials.

Measured and estimated physical and hydrogeological properties are summarized in the first part of Table 6.1, together with the corresponding parameters used for model

calibration. Overall, the obtained values fall within the range commonly reported for waste rock materials in the literature (Peregoedova, 2012; Kalonji-Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019).

Table 6.1 : Summary of measured, estimated, and calibrated hydrogeological parameters for the NK and SG materials.

	NK	SG
D_{60} (mm)	20.4	20.2
D_{10} (mm)	0.36	0.31
C_u	56.7	65.1
G_s	2.86	2.83
Measured and estimated parameters		
AEV (m)	0.007	0.008
α_{VG} (m ⁻¹)	78.8	72.1
n_{VG} (m ⁻¹)	3.39	3.52
θ_s	0.42	0.42
θ_r	0.01	0.014
k_{sat} (m/s)	1.7×10^{-3}	3.4×10^{-3}
Calibrated parameters		
AEV (m)	0.047	0.014
α_{VG} (m ⁻¹)	78.8	72.1
n_{VG} (m ⁻¹)	3.38	3.52
θ_s	0.42	0.42
θ_r	0.31	0.30
k_{sat} (m/s)	3.0×10^{-4}	6×10^{-4}

Some differences exist between laboratory-derived or estimated parameters and those retained for model calibration; however, all calibrated values remain within half an order of magnitude of the original measurements or estimates. Such deviations are commonly observed for hydrogeological properties of waste rock materials due to measurement uncertainty and scale effects (Peregoedova, 2012).

6.3.3 Chemical and mineralogical properties

The bulk chemical composition of the studied materials was determined by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES), with an analytical precision of approximately $\pm 5\%$. Total sulfur and inorganic carbon contents were measured using an induction furnace (Eltra CS-2000). These data were used to calculate the acid potential and

neutralization potential of each material, allowing their classification according to standard criteria. Based on this assessment, the two materials were classified as non-potentially acid generating (MEND, 2009; Plante et al., 2021) (Table 6.2). NK represents the reactive arsenic-bearing material, whereas SG is a low-reactivity material currently used on site and considered suitable for cover applications.

Table 6.2 : Summary of acid–base accounting results and PAG/NPAG classification of the materials used in the study.

Material	%C	%S	AP	NP	NNP	NPR	Classification
			(kaCgCO ₃ /t)				
NK	2.32	0.07	2.26	193	191	85.4	NPAG
SG	0.38	0.14	4.43	31.7	27.3	7.16	NPAG

According to (MEND, 2009), materials with NPR>2 are classified as non-potentially acid generating (NPAG)

ICP-AES analyses show that magnesium, iron, calcium, aluminum, and potassium are the major constituents of the bulk chemical composition of both materials. Sulfur contents differ between the two lithologies, with concentrations of approximately 0.4% for SG and 0.09% for NK. Magnesium and calcium, which are associated with the neutralization capacity of the materials, are present at about 2.5% and 1.6% in SG, respectively, and at higher levels in NK, reaching approximately 12.5% for magnesium and 4.1% for calcium. Iron, aluminum, and potassium are primarily related to silicate and phyllosilicate mineral phases. Their concentrations in SG are approximately 5.3% for iron, 9.2% for aluminum, and 3.6% for potassium, whereas lower aluminum and potassium contents are observed in NK, with values of about 6.1% for iron, 3.4% for aluminum, and 1.2% for potassium. Arsenic, which is the main element of concern in this study, is present at markedly different concentrations in the two materials, averaging around 100 ppm in SG and approximately 600 ppm in NK.

The mineralogical composition of the materials was determined by semiquantitative scanning electron microscopy coupled with energy-dispersive X-ray spectrometry (SEM-EDX). The two materials display markedly different mineral assemblages reflecting their

contrasting lithological and geochemical characteristics. The NK material is dominated by anthophyllite and clinocllore forming the major phases, together with a significant proportion of quartz. Carbonate minerals are also well represented in NK, primarily as dolomite with a smaller contribution from calcite, indicating a substantial neutralizing mineral inventory. In contrast, the SG material is dominated by feldspars and phyllosilicates. Albite and muscovite constitute the main mineral phases, accompanied by quartz and subordinate amounts of biotite, chamosite, and actinolite. Carbonate minerals occur only in trace amounts in SG, reflecting its limited neutralization potential relative to NK. Sulfide minerals are present in low proportions in both materials. Gersdorffite (NiAsS) was identified as the primary arsenic-bearing phase and occurs predominantly in the NK material, while it is present only in minor amount in SG. In addition, arsenopyrite (FeAsS) was detected exclusively in SG material, where it occurs in trace quantities. Other sulfide phases, including pyrite and pyrrhotite, were also detected in both materials, with pyrrhotite being more abundant. The complete mineralogical composition of the studied materials is summarized in Table 6.3, with the mineral phases retained for implementation in the MIN3P simulations reported above the separation line.

Table 6.3 : Mineralogical composition for each material in wt%. Above the line are the ones used in the MIN3P model.

Mineral	Density (g/cm ³)	NK	SG
Biotite	2.93	6.73	2.42
Calcite	2.71	2.60	0.94
Dolomite	2.85	15.6	0.28
Pyrite	5.02	0.03	0.01
Pyrrhotite	4.62	0.17	1.09
Anthophyllite	3.21	30.2	0.41
Gersdorffite	6.11	0.27	0.05
Gypsum	2.32	0.003	0.003
Arsenopyrite	5.02	-	0.03
Clinocllore	2.65	23.9	0.33
Quartz	2.65	18.8	17.1
Albite	2.62	0.55	40.1
Muscovite	2.82	0.14	25.9
Chamosite	3.2	0.16	7.01
Actinolite	3.08	-	1.35
Other minerals	-	0.85	2.92

6.3.4 Reactive transport modeling

Reactive transport simulations were performed using MIN3P-THCm, a fully coupled thermo–hydrogeological–chemical model developed for variably saturated porous media (Mayer et al., 2002; Mayer et al., 2018). The model simultaneously simulates water flow, heat transfer, phase change, solute transport, and geochemical reactions, making it particularly suitable for evaluating mine waste cover performance under freeze–thaw conditions.

MIN3P has been widely applied to mine waste systems and reactive transport problems in both laboratory and field settings (Mayer et al., 1999; Benner et al., 2000; Molson et al., 2005; Pabst, 2011; Yi et al., 2021). The geochemical framework relies on thermodynamic databases derived from MINTEQA2 (Allison et al., 1991) and WATEQf4 (Ball and Nordstrom, 1991).

In this study, reactive transport modeling was carried out using MIN3Pro (v2.1.3) as an interface for MIN3P (v1.0.383.0) for simulations conducted under steady temperature conditions, while MIN3P-HPC (v2.6.4.903) was employed for simulations involving coupled heat transport and freeze–thaw processes. The use of these two implementations allowed computational efficiency to be maintained while ensuring consistency in the governing equations and reaction formulations.

The reactive transport framework couples variably saturated water flow, multicomponent solute transport, heat transfer, and geochemical reactions within a single numerical formulation. Heat transport is simulated using an energy conservation approach, where temperatures are imposed at the upper and lower boundaries to reproduce the thermal conditions observed experimentally. Water flow is simulated using Richards' equation, dissolved and gaseous species transport is governed by a multicomponent mass conservation equation accounting for advection, dispersion, aqueous speciation, and mineral reactions, and thermal evolution is represented through an energy conservation equation accounting for freeze–thaw phase changes.

Water flow in the porous medium is described using Richards' equation, which governs variably saturated flow under the assumptions of incompressible water, a passive gas phase, and the absence of hysteresis (Equation 6.1) (Mayer et al. 2012).

$$S_r S_s \frac{\partial h}{\partial t} + n \frac{\partial S_r}{\partial t} - \nabla \cdot [k_{ra} \bar{K} \nabla h] - Q_a = 0 \quad (6.1)$$

Where S_r (–) is the saturation of the aqueous phase, S_s (m^{-1}) the specific storage coefficient, h (m) the hydraulic head, t (s) time, n ($m^3 \cdot m^{-3}$) the porosity, k_{ra} (–) the relative permeability with respect to water, k ($m \cdot s^{-1}$) the saturated hydraulic conductivity tensor, and Q_a (s^{-1}) a source-sink term.

Flow is coupled to reactive transport through a multicomponent mass conservation equation for dissolved components (Equation 6.2).

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} [S_r n \cdot T_j^w] + \frac{\partial}{\partial t} [S_g n \cdot T_j^g] + \nabla [q_w T_j^w] - \nabla [S_r n \cdot D_w T_j^w] - \nabla [S_g n \cdot D_g T_j^g] \\ - Q_j^{w,w} - Q_i^{w,w} - Q_i^{w,ext} = 0 \end{aligned} \quad (6.2)$$

with $j = 1, N_c$

Where S_g ($m^3 \cdot m^{-3}$) is the gas-phase saturation, T_w^j, T_g^j ($kg \cdot m^{-3}$ H₂O) the total aqueous and gas-phase concentrations of component j , q_w ($m \cdot s^{-1}$) the Darcy flux, D_w, D_g ($m^2 \cdot s^{-1}$) the dispersion tensors for aqueous and gas phases, $Q_{w,w}^j, Q_{w,s}^i$ ($mol \cdot dm^{-3}$) the source–sink terms associated with intra-aqueous and dissolution–precipitation reactions, and $Q_{w,ext}^i$ ($mol \cdot dm^{-3}$) the external sources and sinks.

Relative permeability and water retention behavior are represented using the van Genuchten–Mualem (1980) formulation, linking saturation-dependent hydraulic properties to matric potential.

The transport of dissolved and gaseous chemical components is governed by mass balance equations accounting for advection, dispersion, and source–sink terms associated with aqueous reactions, mineral dissolution–precipitation, and external inputs or removals. This

coupled formulation allows simultaneous simulation of water flow, solute transport, and geochemical reactions within the variably saturated column systems.

Under variable thermal conditions, MIN3P-THCm additionally solves the conservation of energy (Equation 6.3 and 6.4):

$$\frac{\partial U}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_w c_w q_w T) - \nabla \cdot (\lambda_{eff} \nabla T) = 0 \quad (6.3)$$

With:

$$U = (1 - n)\rho_s c_s T + nS_l \rho_w c_w T + nS_i \rho_i c_i T + nS_i \rho_w L_f \quad (6.4)$$

Where S_l and S_i are liquid and ice saturations ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), ρ ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) and c ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) are the densities and heat capacities of phases, λ_{eff} the thermal conductivity ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$), L_f the latent heat of fusion ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$) and T the temperature (K).

Phase partitioning between liquid water and ice was represented using a freezing characteristic relationship linking capillary pressure to temperature (Equation 6.5) (Mayer et al., 2018; Yi et al., 2021):

$$P_c(T) = \frac{\rho_w L_f}{T_f} (T_f - T) \quad (6.5)$$

where P_c (Pa) is capillary pressure and T_f (K) is freezing temperature.

Liquid saturation was then obtained by substituting $P_c(T)$ into the van Genuchten retention function (Equation 6.6):

$$S_l(T) = [1 + (\alpha P_c(T))^n]^{-m} \quad (6.6)$$

with $m = 1 - 1/n$.

Total water saturation satisfies (Equation 6.7):

$$S_t = S_l + S_i \quad (6.7)$$

As temperature decreases below freezing, S_l decreases and S_i increases continuously. Because only the liquid fraction contributes to hydraulic conductivity (Equation 6.8):

$$k_{ra} = k_{ra}(S_l) \quad (6.8)$$

freezing reduces effective permeability without imposing artificial hydraulic cutoffs (Yi et al., 2021).

Material-specific intrinsic thermal conductivities were provided as input parameters. In MIN3P-THCm, effective thermal conductivity is computed as a function of phase saturations and material properties (Mayer et al., 2018), such that (Equation 6.9):

$$\lambda_{eff} = f(\lambda_s, \lambda_w, \lambda_i, S_l, S_i) \quad (6.9)$$

Thus, heat transfer evolves dynamically with changing phase fractions, influencing thaw depth and duration.

The values of specific heat capacity and intrinsic thermal conductivity used for the NK and SG materials are presented in Table 6.4.

Table 6.4 : Thermal properties used as input parameters in the MIN3P-THCm simulations.

Material	Specific heat (J/kg/K)			Thermal conductivity (W/m/K)	
	Water	Air	Solid	Water	Solid
NK	4180	1010	1093	0.6	4.831
SG	4180	1010	1093	0.6	3.396

6.3.5 Model description and boundary conditions

6.3.5.1 Laboratory models

Numerical models were developed to reproduce the hydraulic and geochemical behaviour of laboratory column systems and to evaluate the response of insulation cover configurations under seasonal freeze–thaw conditions. Three column configurations were considered: a column filled exclusively with gersdorffite-bearing waste rock (NK), a column filled with a non–acid-generating greywacke with low arsenic content (SG), and a layered column representing an insulation cover configuration, consisting of a reactive NK layer overlain by a thicker SG layer (see Figure 1). Single-material columns (NK and SG) were each simulated at two temperatures, 21 °C and –2 °C, to isolate the effect of temperature on the behavior of each material. The layered NK–SG column was simulated exclusively under freezing conditions (–2 °C) to evaluate the effectiveness of the insulation cover configuration in limiting water–rock interaction with the underlying arsenic-bearing material. All modeled systems were subjected to atmospheric conditions at the column surface and operated under cyclic wetting–drying regimes consistent with the laboratory experiments. Model calibration was based on measured effluent chemistry, volumetric water content and temperature data obtained from the corresponding experimental columns. Water flow was simulated as periodic infiltration applied at the top boundary, using a constant infiltration rate representative of the laboratory flushing events and applied over a fixed duration during each wetting phase (6.95×10^{-6} m/s for 4 hours). Owing to the coarse texture of the materials and experimental observations indicating negligible moisture loss, evaporation was not considered during the drying periods.

At the bottom of each column, a fixed hydraulic head boundary condition was imposed, allowing free drainage of percolating water (Figure 6.2). Simulations were performed over a total duration of 253 days corresponding to the experimental period, using an adaptive time-stepping scheme with: a minimum timestep of 2.53×10^{-18} days and a maximum timestep of 0.253 days. The selected time-step range provides sufficient temporal resolution to capture the transient geochemical and hydrogeological responses induced by

flushing events, while maintaining numerical stability and convergence of the coupled reactive transport framework and limiting computational demand.

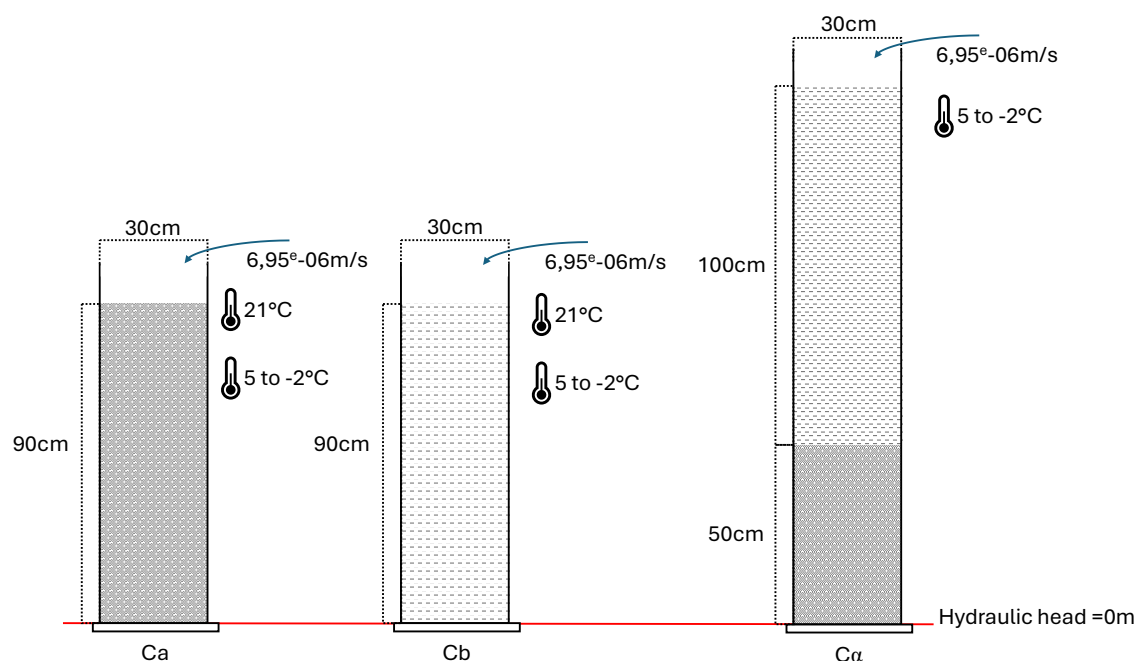


Figure 6.2: Conceptual model for the three columns.

Columns composed of a single material (NK or SG) were represented as one-dimensional domains with a total height of 90 cm, discretized into 91 uniformly spaced control volumes. The layered column was modeled using the same one-dimensional framework, but with an explicit representation of material stratification, consisting of a 50 cm-thick NK layer overlain by a 100 cm-thick SG layer. This configuration was discretized into 151 control volumes, allowing the material interface to be resolved while maintaining a comparable spatial resolution across all simulations. For all models, initial conditions corresponded to hydrostatic equilibrium, with the initial volumetric water content determined from the water retention properties of each material. Thermal boundary conditions were set according to the experimental setup. Simulations reproducing the room-temperature columns were conducted under a constant temperature of 21°C , while freeze-thaw simulations were subjected to cyclic temperature variations between -2 and 5°C imposed at both upper and bottom boundary. Initial temperatures were set to 21°C for room-temperature simulations and 5°C for freeze-thaw simulations. At the start of the first flushing event, porewater chemistry was initialized using the composition of the first

experimental effluent, and the infiltrating water was assumed to be in equilibrium with atmospheric oxygen and carbon dioxide (Table 6.5).

Table 6.5 : Recharge water and initial pore water (mg.L⁻¹) composition applied to the model for all simulations.

Component	Recharge Water	Initial pore water		
		NK	SG	Cover
O _{2(aq)}	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a
K ⁺¹	0.71	93.9	95.6	136
Mg ⁺²	0.036	44.2	46.1	117
Fe ⁺²	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10
Al ⁺³	0.004	0.01	0.05	0.02
H ₄ SiO ₄	0.011 ^b	6.88 ^b	2.62 ^b	5.1
H ⁺¹	6.5 ^c	8.0 ^c	7.7 ^c	7.7 ^c
Ca ⁺²	1.59	64.7	186	195
CO ₃ ⁻²	0.00042 ^d	0.00042 ^d	0.00042 ^d	0.00042 ^d
Na ⁺¹	0.21	56.7	37.6	72.5
SO ₄ ⁻²	0.022	106	202	309
Fe ⁺³	0.018	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10
HS ⁻¹	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10	1.00e-10
Ni ⁺²	1.00e-10	0.04	0.02	0.13
H ₃ AsO ₄	1.00e-10 ^e	14.4 ^e	0.3 ^e	9.19

a: as PO₂ (atm), b: calculated from Si concentration in leachate, c: as pH (-), d: as PCO₂ (atm), e: calculated from As concentration in leachate

6.3.5.2 Scenario models

For the conceptual scenario analyses, the calibrated layered-column configuration was adapted to represent field conditions representative of the Meadowbank mine site (Poirier, 2019; Boulanger-Martel, 2019). The numerical domain and thermal boundary conditions were modified to reproduce typical warm-season thermal and hydrogeological conditions representative of northern mine-waste environments. Water infiltration at the upper boundary was imposed using a transient flux derived from site climatic data.

Starting from this reference configuration, a sensitivity analysis was performed to evaluate the influence of three key reclamation parameters on the thermo–hydrogeochemical behaviour of the cover system (Table 6.6): thaw depth, thaw duration, and water input. Each parameter was varied independently while maintaining the same reaction network,

hydraulic properties, material properties, and one-dimensional model framework. Additional details regarding the thermal conditions and scenario parameterization are provided in the following sections.

Table 6.6 : Scenario design used to assess the influence of thaw depth, thaw duration, and water input on cover performance.

Investigated parameter	Variable	Tested values
Thaw depth	Active layer thickness	0.5 m, 1 m, 2 m
Thaw duration	Duration of thawed period	15 days, 30 days, 45 days
Water input	Infiltration amount	9.4×10^{-7} m/s, 1.88×10^{-6} m/s, 3.76×10^{-6} m/s (corresponding to 3.38mm, 6.76mm, 13.5mm)

6.3.6 Reactive transport system

The reactive transport simulations account for advective–dispersive transport of all primary and secondary aqueous species, while gas transport is restricted to O₂ and CO₂, which are the dominant gaseous components relevant to the experimental conditions. Based on the mineralogical characterization (Table 6.3), the modeled reaction network includes oxidation of sulfide minerals by dissolved oxygen, dissolution of carbonate and silicate phases, and precipitation of selected secondary minerals (gypsum and ferrihydrite). Initial mineral volume fractions were derived directly from the measured mineralogical compositions.

The reaction set implemented for each mineral phase - defined according to the initial mineral assemblage, relevant redox couples, and gas phases - is summarized in Table 6.7, together with the corresponding equilibrium constants sourced from the MIN3P internal databases, the Thermoddem database, or derived from laboratory column experiments. Reactions treated as irreversible and kinetically controlled were implemented without associated equilibrium constants.

The mineral assemblage retained in the reactive transport model was selected to represent the dominant processes governing sulfur, arsenic, and major cation cycling, as well as pH-buffering mechanisms under the experimental conditions. Sulfide minerals, including pyrite, pyrrhotite, and arsenopyrite, were incorporated as sources of sulfur and redox-active metals, consistent with their occurrence in the studied materials and their established role in sulfide oxidation processes. Arsenic release was attributed exclusively to gersdorffite for NK with arsenopyrite in addition for SG. Amphibole (anthophyllite) was included to represent silicate weathering and the release of magnesium and silica, while carbonate minerals (dolomite and calcite) were used to simulate pH buffering and the supply of calcium and magnesium during neutralization reactions. Biotite was additionally considered as a secondary source of magnesium. This reduced yet representative mineral assemblage allows a mechanistic description of the dominant geochemical processes while maintaining computational efficiency for the laboratory-scale simulations.

Table 6.7 : Stoichiometry of the reactions and mineral equilibrium constant K used in the modeling columns. a: irreversible reaction log K control (MIN3P database), b: irreversible dissolution log K control (Thermoddem database), c: Irreversible dissolution (estimated by column experiment).

Primary minerals		$\text{Log} K_k^m$
Biotite	$KMg_2FeAlSi_3O_{10}(OH)_2 + 10H^+ \rightarrow K^+ + 2Mg^{2+} + Fe^{2+} + Al^{3+} + 3H_4SiO_4$	a
Calcite	$CaCO_3 \leftrightarrow Ca^{2+} + CO_3^{2-}$	-8,5
Dolomite	$CaMg(CO_3)_2 \leftrightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 2CO_3^{2-}$	-17,1
Pyrite	$FeS_2 + 7/2O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+$	a
Pyrrhotite	$Fe_{0.85}S + 1.925O_2 + 0.15H_2O \rightarrow SO_4^{2-} + 0.85Fe^{2+} + 0.3H^+$	a
Anthophyllite	$Mg_7Si_8O_{22}(OH)_2 + 2H_2O + 14H^+ \rightarrow 8H_4SiO_4 + 7Mg^{2+}$	73,78 ^c
Gersdorffite	$NiAsS + 3.25O_2 + 1.5H_2O \rightarrow H_3AsO_4 + SO_4^{2-} + Ni^{2+}$	48,33 ^b
Secondary minerals		
Ferrihydrite	$Fe(OH)_3 + 3H^+ \leftrightarrow Fe^{3+} + 3H_2O$	-4,9
Gypsum	$CaSO_4 \cdot 2H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O$	-4,6
Redox couples		
Fe^{2+}/Fe^{3+}	$Fe^{2+} + 1/4O_{2(aq)} + H^+ \leftrightarrow Fe^{3+} + 1/2H_2O$	-8,5
HS^-/SO_4^{2-}	$HS^- + 2O_{2(aq)} \rightarrow SO_4^{2-} + H^+$	-138,5
Gases		
$O_{2(g)}/O_{2(aq)}$	$O_{2(aq)} \leftrightarrow O_{2(aq)}$	-2,9
$CO_{2(g)}/CO_{2(aq)}$	$CO_{2(aq)} + H_2O \leftrightarrow CO_3^{2-} + 2H^+$	-18,2

Mineral reaction kinetics were implemented using the same framework described in detail in Seutin et al. (2026b). However, sulfide mineral dissolution was represented using surface-controlled rate expressions with an activation energy of 10.5 kcal/mol for Ca and 7.5 kcal/mol for Cb instead of a shrinking-core formulation. This alternative approach was adopted during model calibration because it yielded a better agreement with the experimental data and improved the reproduction of observed geochemical behaviour.

Carbonate and silicate dissolution reactions were represented using surface-controlled rate expressions based on the law of mass action, with rate formulations and surface-area evolution consistent with those described in Seutin et al. (2026b) (Equation 6.11 and 6.12):

$$R_{m,i} = -k_i^{m,eff} \left[1 - \frac{IAP}{K} \right] \quad (6.11)$$

$$R_{m,i} = -S_a k_i^m [T_k]^n \quad (6.12)$$

Where $k_i^{m,eff}$ is an effective rate coefficient ($\text{mol L}_{\text{bulk}}^{-3} \text{s}^{-1}$); IAP is the ion-activity product; K is the solubility constant; k_i^m is the specific rate constant ($\text{mol}^{1-n} \text{mol}^{1-n} \text{L}^n \text{H}_2\text{O m}^{-2} \text{minerals}^{-1}$); S_a is the reactive surface area of the grains ($\text{m}^2 \text{min L}_{\text{bulk}}^{-1}$); and T_k is the aqueous-phase concentration of the rate-controlling component k ($\text{mol L}_{\text{H}_2\text{O}}^{-1}$). The dissolution rate of primary carbonate and silicate minerals is either kept constant or evolves over time using the two-third power law. In the latter case, the surface-controlled reaction is modelled with a progressively decreasing particle radius in which the term $[\frac{\varphi_i}{\varphi_i^0}]^{\frac{2}{3}}$ is introduced in equations 6.10 and 6.11 (Table 6.8), where φ_i^0 is the initial volume fraction [-] and φ_i is the volume fraction updated through time as per the two-third dissolution method.

Because gersdorffite (NiAsS) is not included in standard databases, its kinetic and thermodynamic parameters were implemented as described in Seutin et al. (2026b). Temperature dependence of rate constants was represented using an Arrhenius formulation, allowing kinetic rates to evolve dynamically under freeze–thaw conditions. No modifications to the reaction network were introduced in the present thermos-hydrogeological simulations.

The thermodynamic and kinetic definitions of gersdorffite used in the present study are identical to those reported in Seutin et al. (2026b) and are provided in detail in the supplementary material (Table 6.9). No additional modifications to the reaction network were introduced for the thermo–hydrogeological simulations conducted here.

Table 6.8 : Mineral reaction rate formulations and calibrated kinetic rate coefficients used in the MIN3P model simulations.

Mineral	Rate expression $R_{m,i}$	Scaling factor, surface area, rate coefficient	Values	
			NK	SG
Pyrite	$-k_i^{m,eff}\{O_2(aq)\}\left[1 - \frac{IAP}{K_{dol}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-8}	$1,4 \times 10^{-7}$
Pyrrhotite	$-k_i^{m,eff}\{O_2(aq)\}\left[1 - \frac{IAP}{K_{dol}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-8}	$1,4 \times 10^{-7}$
Biotite	$-S_a 10^{-10.97}\{h^+\}^{0.25}$	S_a	0,35	0,13
Calcite	$-S_a(10^{-0.051}\{h^+\} + 10^{-6.187}\{h_2o\} + 10^{-3.301}\{h_2co_3\})\left[1 - \frac{IAP}{K_{calc}}\right]$	S_a	$6,0 \times 10^{-8}$	$5,1 \times 10^{-2}$
Dolomite	$-k_i^{m,eff}\left[1 - \frac{IAP}{K_{dol}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	$3,0 \times 10^{-11}$	$2,0 \times 10^{-10}$
Anthophyllite	$-k_i^{m,eff}\left[1 - \frac{IAP}{K_{antho}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	$9,5 \times 10^{-13}$	5×10^{-13}
Gersdorffite	$-S_a 10^{-2.65} \left[\frac{\varphi_i}{\varphi_0}\right]^{\frac{2}{3}}\{O_{2,aq}\}\left[1 - \frac{IAP}{K_{gers}}\right]$	S_a	$1,5 \times 10^{-5}$	$8,5 \times 10^{-8}$
Ferrihydrite	$-k_i^{m,eff}\left[1 - \frac{IAP}{K_{ferr}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	$1,0 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-9}$
Gypsum	$-k_i^{m,eff}\left[1 - \frac{IAP}{K_{gyp}}\right]$	$k_i^{m,eff}$	$1,0 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-3}$

6.3.7 Temperature implementation

Two thermal boundary-condition frameworks were used depending on the simulation objective.

6.3.7.1 Laboratory models

For laboratory calibration simulations, the measured cold-room temperature was imposed as a time-varying boundary condition at both the upper and lower limits of the column (Figure 6.3), reproducing the controlled thermal environment surrounding the experimental setup. Internal temperature evolution was then calculated using the full energy balance formulation of MIN3P-THCm, allowing transient thermal gradients and freeze–thaw fronts to develop within the column materials.

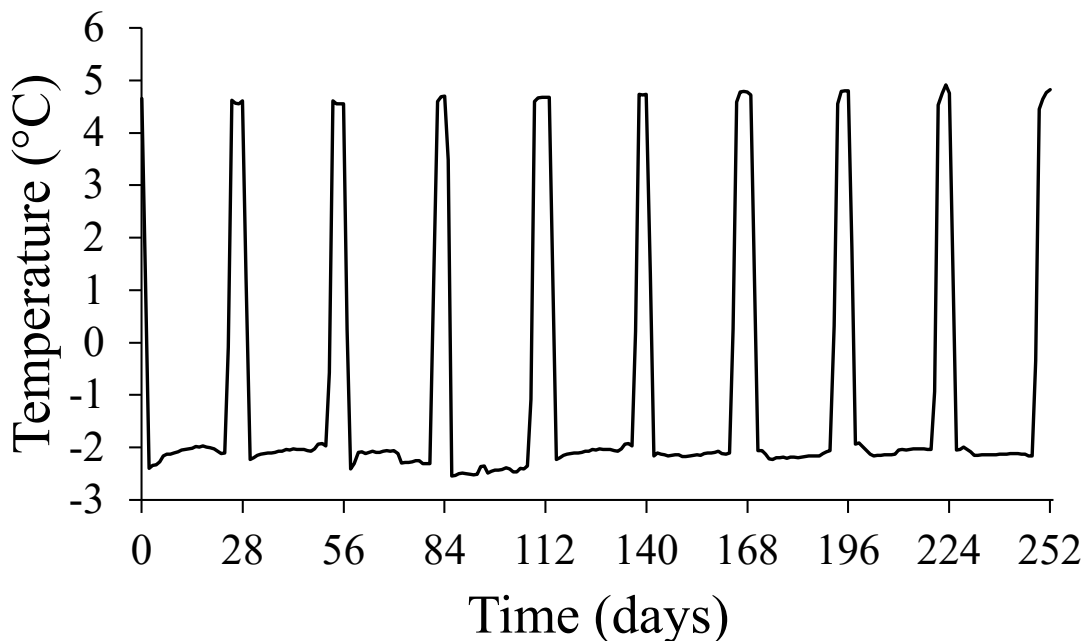


Figure 6.3: Measured cold-room temperature applied as thermal boundary condition during laboratory calibration simulations.

6.3.7.2 Scenario models

For conceptual cover-system simulations, the thermal boundary conditions were adapted to generate field conditions representative of northern mine-waste environments. Representative warm-season temperatures were selected from the thermal profiles reported by Poirier (2019). A

temperature of 15 °C was imposed at the upper boundary, while a temperature of 0.5 °C was imposed at the lower boundary to represent deeper thermally buffered conditions. Internal temperature distributions were not imposed but were dynamically calculated by MIN3P-THCm through the solution of the energy conservation equation, accounting for heat transfer and phase-change processes within the cover system. These boundary conditions were used to reproduce conditions representative of the warmest period of the year, when seasonal thawing and liquid-water circulation are most likely to promote reactive transport processes within the cover system.

A conceptual representation of the cover-system configuration and imposed thermal boundary conditions is presented in Figure 6.4. Temperature conditions were imposed only at the upper (15°C) and lower (0.5°C) boundaries of the model domain. Internal temperature distributions resulted from the numerical solution of heat transport processes in MIN3P-THCm and were therefore not imposed directly. Initial thermal conditions corresponded to the prescribed boundary temperatures, with 15 °C at the upper boundary and 0.5 °C at the lower boundary.

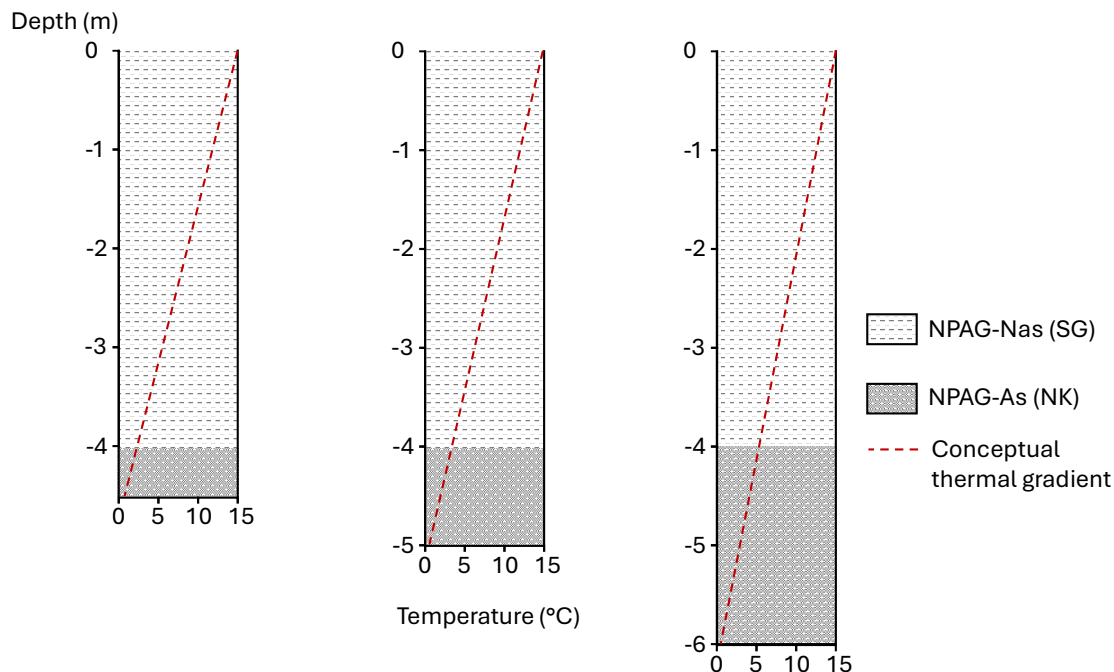


Figure 6.4 : Conceptual warm-season temperature profile used for the thaw-depth scenario simulations.

6.4 Results

The results of the reactive transport simulations are presented in this section following a stepwise validation and scenario-analysis framework. First, the thermo–hydrogeological response of the individual materials is evaluated under constant (21 °C) and cyclic freeze–thaw (–2 °C to 5 °C) conditions through comparison between laboratory measurements and model predictions. Particular attention is given to the reproduction of temperature evolution, volumetric water content, and drainage fluxes, which constrain phase partitioning and hydraulic connectivity. Second, the calibrated materials are combined into a layered configuration representative of an insulation cover system. The coupled thermo–hydrogeological behaviour of the stacked column is analyzed to assess thaw penetration, liquid water continuity, and drainage dynamics under cyclic freezing. Finally, a series of numerical scenarios explores the influence of thaw depth, thaw duration and water input on hydraulic connectivity, drainage fluxes, and cumulative arsenic mass loadings. Particular emphasis is placed on evaluating whether transient thaw events can temporarily restore liquid water continuity and trigger disproportionate contaminant release. Throughout this section, measured data (where available) are compared to corresponding model simulations to assess predictive performance and to identify the dominant thermo–hydrogeological controls governing arsenic mobilization.

Columns maintained at 21 °C are denoted Ca (NK) and Cb (SG), while the corresponding freeze–thaw columns are labeled Ca' and Cb'.

6.4.1 Single material simulations

6.4.1.1 Thermal model validation

Measured and simulated temperature profiles showed good overall agreement throughout the freeze–thaw experiments for both materials (Figure 6.5). The model successfully reproduced the timing, magnitude, and duration of the imposed temperature cycles, including the rapid warming events associated with thaw periods and the subsequent return to sub-zero conditions.

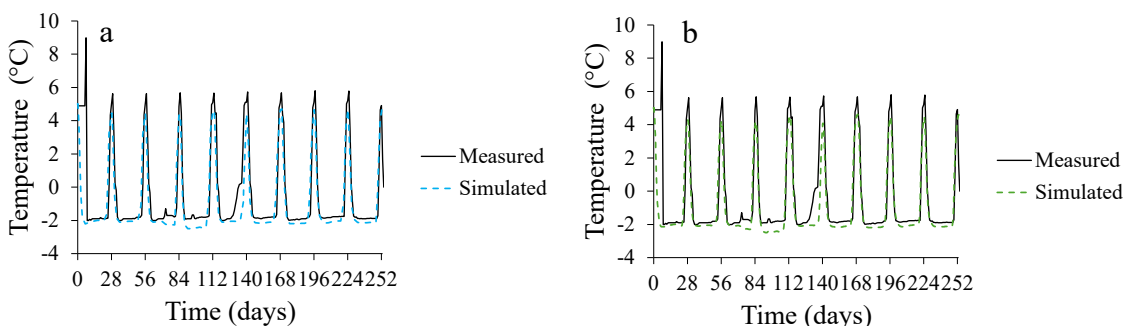


Figure 6.5: Comparison of measured and simulated temperatures during cyclic freeze-thaw experiments for NK (a) and SG (b).

Minor discrepancies were observed during some freezing intervals, where simulated temperatures were slightly lower than measured values, and during isolated transitional periods. Nevertheless, the close correspondence between measured and simulated temperatures indicates that the thermal component of MIN3P-THCm adequately reproduces the observed thermal evolution of the experimental columns, including the timing of freeze-thaw transitions.

6.4.1.2 Hydrogeology of the single material columns

Under constant 21 °C conditions (Ca and Cb), each flushing event produced a rapid increase in saturation followed by progressive drainage (Figure 6.6). Both materials exhibited reproducible cyclic hydrogeological behaviour throughout the experiment, with saturation relatively high just after the infiltration event followed by a rapid draining between infiltration events, indicating sustained hydraulic connectivity under unfrozen conditions. Simulated saturation values reproduce the general magnitude and temporal evolution of the experimental data satisfactorily.

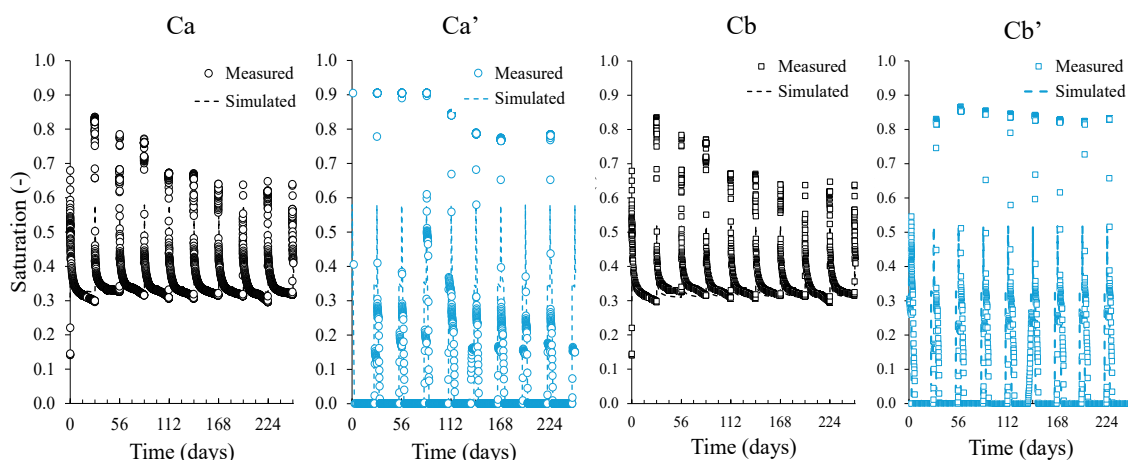


Figure 6.6: Measured and simulated water degree of saturation for the single material

In contrast, the freeze–thaw columns (Ca' and Cb') displayed strongly transient hydrogeological behaviour associated with cyclic freezing and thawing (Figure 6.6). During frozen periods, liquid-water saturation remained close to zero due to pore-water freezing and the resulting reduction in effective hydraulic conductivity. Thaw periods temporarily restored liquid-water connectivity, producing short-lived saturation peaks and transient drainage pulses before refreezing progressively limited water circulation again. The simulations adequately reproduce the measurements in the columns both in term of timing and general amplitude of these cyclic hydrogeological responses.

Measured saturation values are generally higher than simulated values during some thaw events. This difference is attributed to the higher temporal resolution of the sensors, particularly during wetting periods, which allows the rapid passage of infiltration fronts and short-lived saturation peaks to be captured within the material. In contrast, the numerical simulations use longer time steps, typically on the order of several hours, to maintain computational efficiency and numerical stability. As a result, transient peaks in liquid saturation may be partially smoothed or underestimated, even though the overall timing and cyclic behaviour of the wetting–drying and freeze–thaw responses are adequately reproduced.

Overall, measured and simulated outflow volumes show good agreement for all column configurations (Figure 6.7). Simulated drainage volumes remain within the range of experimental variability for both constant-temperature and freeze–thaw conditions, indicating that the calibrated hydraulic parameterization adequately reproduces the global hydrogeological behavior of the columns. Slight overestimations of simulated outflow are observed for some configurations, particularly for the SG columns, but the overall magnitude and variability of the measured drainage volumes are satisfactorily reproduced. These results suggest that the coupled thermo–hydrogeological formulation implemented in MIN3P-THCm adequately captures the impact of freeze–thaw cycles on infiltration, drainage, and transient hydraulic connectivity.

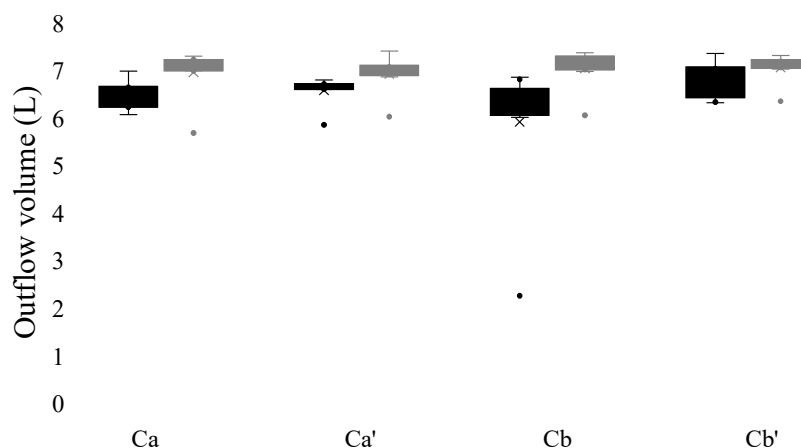


Figure 6.7: Measured (black) and simulated (grey) outflow volume (L) for the single material columns, at 21 and -2°C.

6.4.1.3 1.3 Evolution of aqueous element concentrations – single material columns

The evolution of pH, arsenic, sulfate, and calcium concentrations measured in the single-material columns (Ca, Cb, Ca', and Cb') and simulated using MIN3P is presented in Figure 6.8. These parameters were selected because they reflect the dominant geochemical processes occurring within the columns, including sulfide oxidation, carbonate buffering, silicate weathering, and arsenic mobilization. Magnesium and silica concentrations, which provide complementary information on silicate dissolution processes, are presented in the supplementary data (Table 6.10).

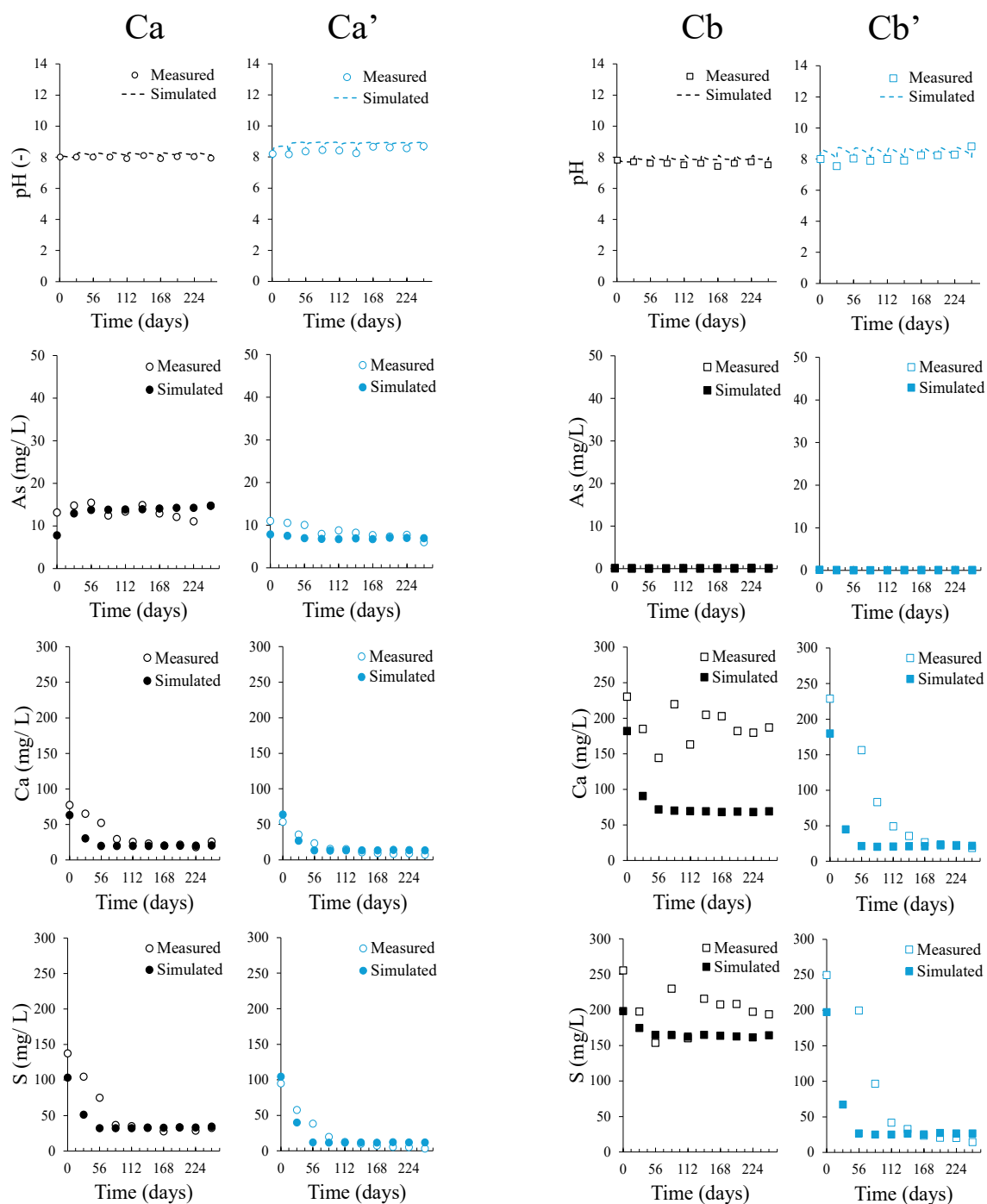


Figure 6.8 : Measured and simulated evolution of pH, arsenic, calcium, and sulfate concentrations in the single-material columns under constant-temperature (21 °C) and freeze–thaw conditions.

Overall, the simulations reproduce the main geochemical trends observed experimentally for both constant-temperature and freeze–thaw conditions. Under constant 21 °C conditions, concentrations evolve progressively toward quasi-steady values after the first flushing cycles (around 90 days). In the reactive NK column (Ca), arsenic concentrations remain elevated throughout the experiment, reflecting sustained gersdorffite dissolution under continuous hydraulic connectivity. Sulfate concentrations indicate ongoing sulfide oxidation, while calcium release reflects dissolution of carbonate minerals contributing to pH buffering. Simulated pH values remain circumneutral to slightly alkaline, consistent with the experimental observations.

The SG column at 21 °C (Cb) shows a less satisfactory agreement between measured and simulated concentrations compared with the other configurations, particularly for calcium concentrations, which remain underestimated throughout the experiment. However, the model adequately reproduces the overall geochemical behaviour of the system, including pH evolution and the general trends observed for the other dissolved constituents. Because SG is intended to act primarily as a low-reactivity insulation cover material rather than as the main reactive source controlling arsenic release, these discrepancies are not expected to significantly affect the interpretation or extrapolation of the cover-system simulations.

Under freeze–thaw conditions (Ca' and Cb'), measured and simulated concentrations generally show lower and progressively decreasing values over time compared with the constant-temperature columns. Overall, the simulations adequately reproduce the general magnitude and temporal evolution of the measured concentrations for the freeze–thaw columns, indicating that the coupled thermo–hydrogeological formulation captures the main processes controlling aqueous transport and geochemical evolution under cyclic freezing conditions.

6.4.2 Layered insulated cover

6.4.2.1 Thermal model validation

The ability of the model to reproduce the thermal behaviour of the layered column was evaluated by comparing simulated and measured temperatures recorded during the freeze–thaw experiments (Figure 6.9).

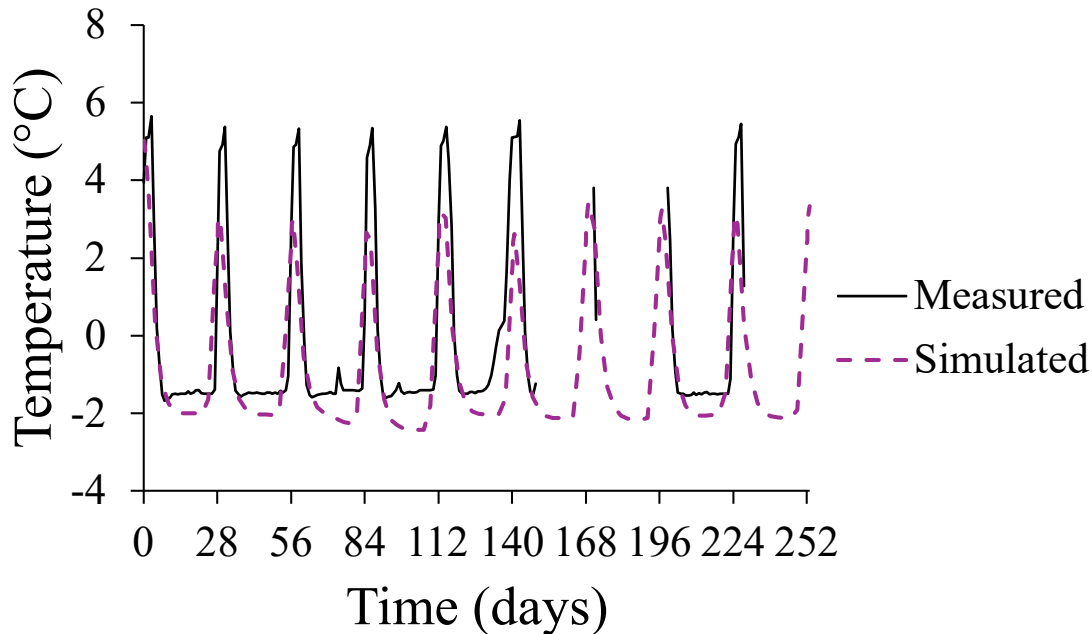


Figure 6.9 : Comparison between measured and simulated temperature evolution in the layered cover-system column.

Overall, the model successfully captures the timing and cyclic nature of the imposed thermal conditions, including the transition between frozen and thawed states. Simulated temperatures tend to slightly underestimate the magnitude and duration of warm periods. However, the general evolution and periodicity of the measured thermal response are adequately reproduced. Given that the primary objective was to reproduce freeze–thaw dynamics and their influence on hydrological connectivity, this level of agreement was considered sufficient for the purposes of the present study.

6.4.2.2 Hydrogeology of the layered column

The hydrogeological behaviour of the layered column under freeze–thaw conditions is presented in Figure 6.10 through the evolution of liquid saturation and drainage volumes. Overall, the coupled thermo–hydrogeological simulations reproduce the main experimental trends observed in the laboratory column, characterized by cyclic variations in liquid saturation associated with successive thawing and refreezing periods.

Similarly to the single-material freeze–thaw columns (Ca' and Cb'), liquid saturation in the layered system remains close to zero during frozen periods due to pore-water freezing and the resulting reduction in effective hydraulic conductivity. Thaw periods temporarily restore liquid-water

connectivity, producing short-lived increases in saturation followed by progressive drainage and refreezing. The simulations adequately reproduce the general timing and magnitude of these cyclic hydrogeological responses throughout the experiment. As observed for the single-material columns, measured saturation peaks are generally slightly higher than simulated values. These differences are primarily associated with the higher temporal resolution of the sensors, which capture short-lived infiltration and thaw-induced saturation peaks that may be partially smoothed by the longer simulation time steps.

Measured and simulated drainage volumes also show overall good agreement for the layered column configuration. Experimental outflow volumes remain relatively stable between flushing events, while simulated values are slightly lower but remain within the same overall range. Overall, these results indicate that the coupled thermo–hydrogeological formulation implemented in MIN3P-THCm adequately reproduces the main hydrogeological behaviour observed experimentally within the layered insulation cover system under cyclic freeze–thaw conditions.

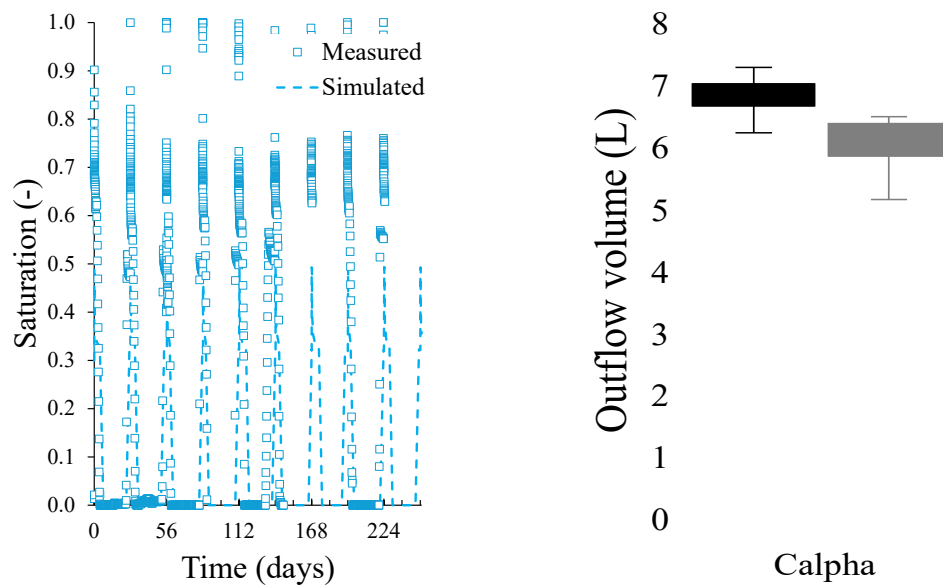


Figure 6.10 : Measured and simulated evolution of liquid saturation (a) and outflow volumes (b) for the layered insulation cover column under freeze–thaw conditions.

6.4.2.3 Evolution of aqueous element concentrations – layered column

The evolution of pH, arsenic, calcium, and sulfate concentrations measured in the layered column and simulated using MIN3P-THCm is presented in Figure 6.11. Overall, the simulations reproduce the main geochemical trends observed experimentally under freeze–thaw conditions, with generally good agreement between measured and simulated concentrations throughout the experiment.

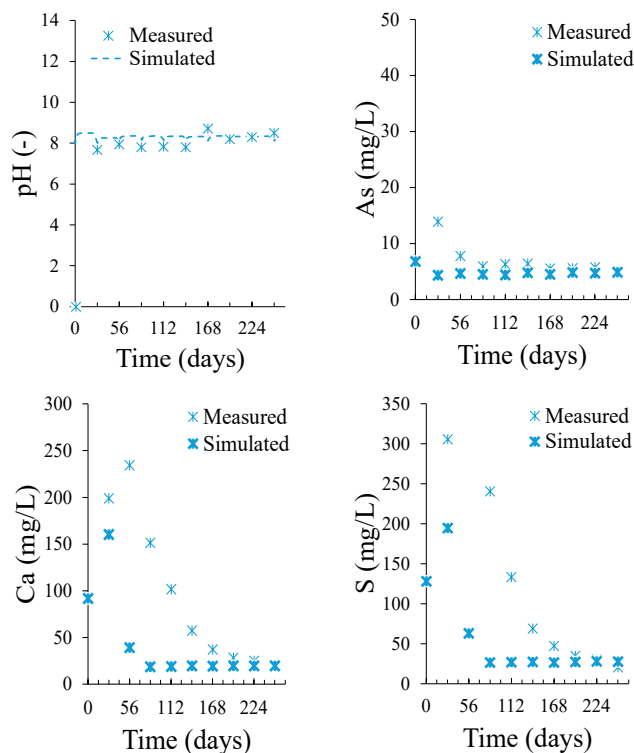


Figure 6.11 : Measured and simulated evolution of pH, arsenic, calcium, and sulfate concentrations in the layered insulation cover column under freeze–thaw conditions.

Similarly to the single-material freeze–thaw columns (Ca' and Cb'), the layered system exhibits lower and progressively decreasing concentrations over time for most dissolved constituents. Higher concentrations are generally observed during the first flushing cycles, followed by progressive stabilization or decreases associated with repeated flushing and reduced water–rock interaction under freezing conditions. The pH remains circumneutral to slightly alkaline during the entire experiment, indicating that carbonate buffering remains effective throughout the freeze–thaw cycles.

Although some discrepancies remain between measured and simulated concentrations for certain dissolved constituents, particularly for calcium and sulfate during the early cycles, these differences are likely related to the greater uncertainty associated with reproducing the geochemical behaviour of the low-reactivity SG material. Despite these deviations, the model adequately reproduces the overall magnitude and temporal evolution of the aqueous chemistry. Overall, these results suggest that the coupled thermo–hydrogeological–chemical formulation implemented in MIN3P-THCm adequately captures the dominant processes controlling solute transport and arsenic mobilization within the layered insulation cover system under cyclic freeze–thaw conditions.

6.4.3 Scenarios analysis

6.4.3.1 Effect of thaw depth

The influence of thaw depth (see Figure 6.4 for the temperature profile) on the thermo–hydrogeochemical response of the layered system is presented in Figure 6.12. Variations in thaw penetration depth significantly modified the extent of seasonal hydraulic interaction between infiltrating water and the underlying reactive NK layer. The cumulative mass of arsenic generated at the bottom of the model as a function of the thaw duration is presented.

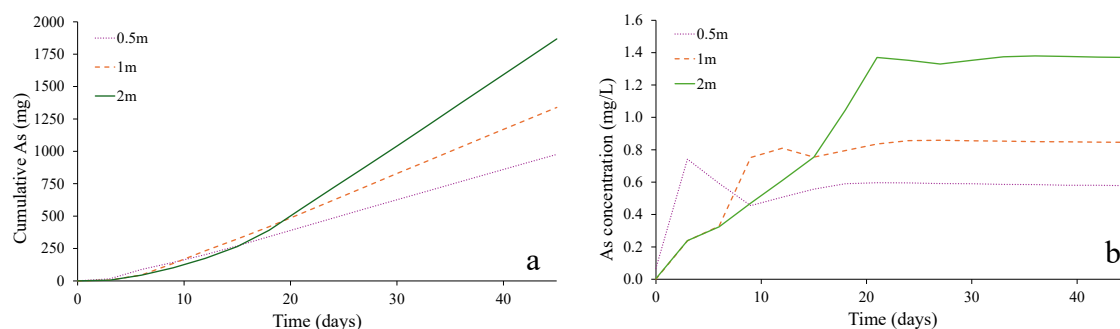


Figure 6.12 : Simulated effect of thaw depth on arsenic mobilization within the layered insulation cover system: (a) cumulative arsenic release and (b) dissolved arsenic concentrations.

For the shallowest thaw-depth scenario (0.5 m), thaw penetration remained largely confined to the overlying SG insulating layer, substantially limiting contact between liquid water and the reactive arsenic-bearing material. Under these conditions, drainage fluxes remained relatively low and cumulative arsenic release was the lowest among the simulated scenarios, with total arsenic export reaching approximately 975mg over the simulation period (45 days). As thaw penetration depth

increased, seasonal liquid-water connectivity progressively extended deeper into the reactive NK layer. The intermediate thaw-depth scenario (1 m) resulted in increased drainage volumes and higher dissolved arsenic concentrations relative to the shallow-thaw configuration, around 1350 mg. The deepest thaw scenario (2 m) produced the greatest degree of hydraulic reconnection with the reactive material and consequently generated the highest cumulative arsenic release, reaching approximately 1900 mg.

Calcium and sulfate concentrations exhibited similar overall trends for all thaw-depth scenarios (Figure 6.13). Increasing thaw depth primarily influenced the timing of solute release rather than the final concentrations reached during the simulation period. The shallowest thaw depth (0.5 m) produced the earliest increases in calcium and sulfate concentrations, whereas deeper thaw conditions (1 and 2 m) delayed the onset of solute release and resulted in a more gradual concentration increase.

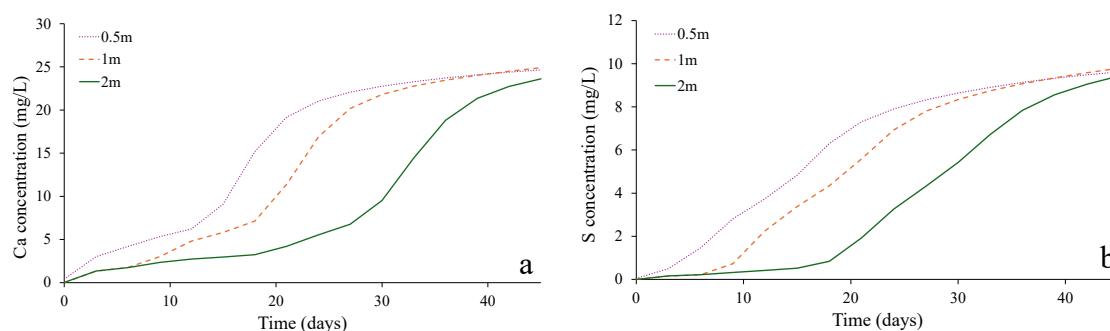


Figure 6.13 : Influence of thaw depth on the temporal evolution of dissolved calcium (a) and sulfate (b) concentrations.

Despite these differences in temporal evolution, calcium and sulfate concentrations converged toward similar values by the end of the simulation period. In contrast, cumulative solute release increased with thaw depth, with cumulative sulfate release reaching approximately 7, 10, and 12 g for thaw depths of 0.5, 1, and 2 m, respectively. A similar trend was observed for calcium, with cumulative releases of approximately 17, 25, and 30 g. Throughout all simulations, pH remained circumneutral, indicating that carbonate buffering continued to offset acidity generated by sulfide oxidation and maintained favourable geochemical conditions despite ongoing water–rock interactions.

Overall, the results indicate that thaw depth strongly controls arsenic mobilization by regulating the physical extent of seasonal hydraulic reconnection between infiltrating water and the reactive waste-rock layer. These simulations suggest that maintaining thaw penetration within the insulation cover material is critical for limiting long-term contaminant release in cold-region reclamation systems.

6.4.3.2 Effect of thaw duration

The influence of thaw duration on the thermo–hydrogeochemical behaviour of the insulation cover system is presented in the following Figure 6.14. The results clearly show that increasing the duration of seasonal thawing leads to progressively greater arsenic release from the reactive NK layer. Longer thaw periods increase the duration of liquid-water connectivity within the layered system, thereby extending the time during which infiltration and water–rock interactions can occur.

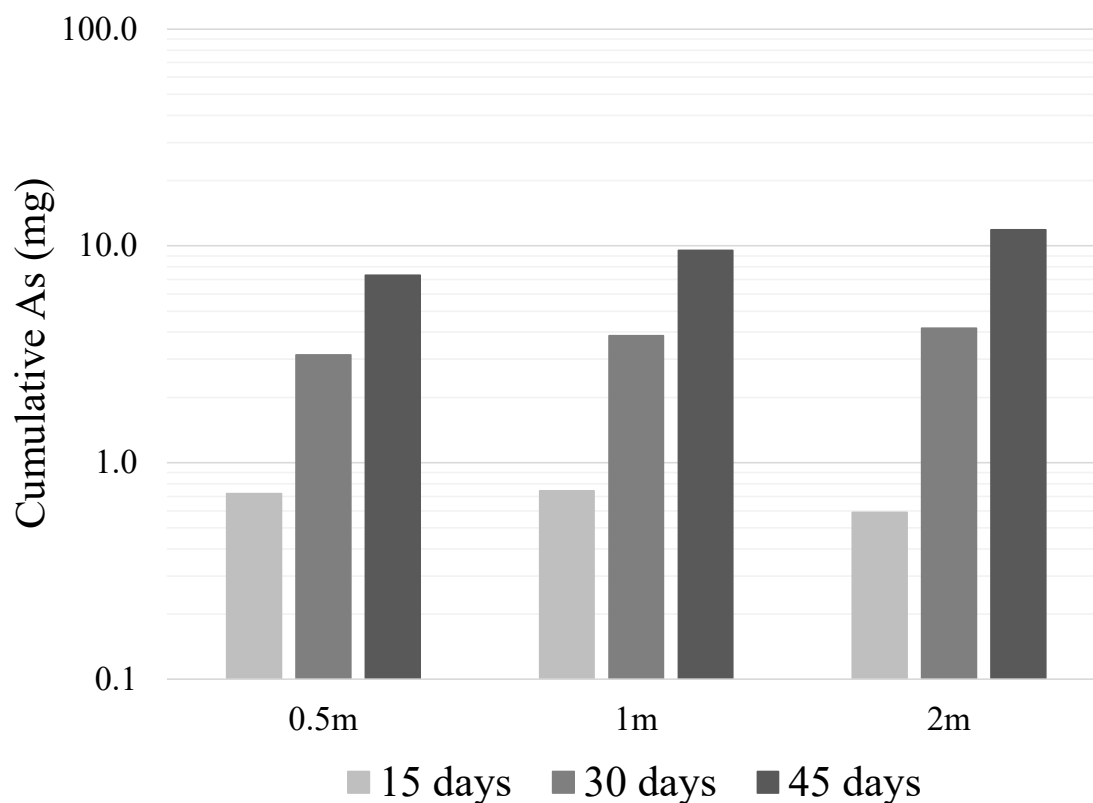


Figure 6.14 : Influence of thaw duration and thaw depth on the temporal evolution of cumulative As.

The effect of thaw duration was consistent across all thaw-depth scenarios, with cumulative arsenic release increasing systematically as thaw periods became longer. While the magnitude of arsenic export varied among thaw-depth configurations, the same overall response was observed in all cases, indicating that prolonged thaw periods promote sustained arsenic mobilization regardless of active-layer thickness.

Sulfate and calcium cumulative masses followed similar trends, reflecting enhanced sulfide oxidation and carbonate dissolution associated with prolonged water circulation (Figure 6.15).

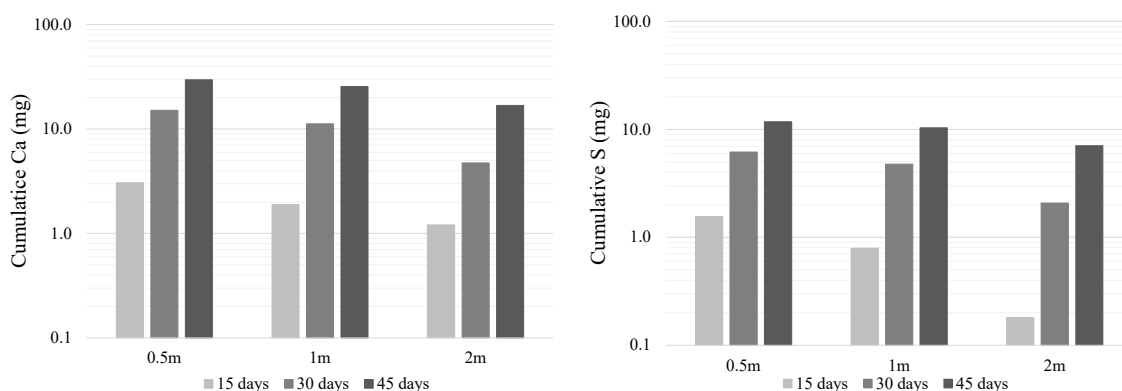


Figure 6.15 : Influence of thaw duration and thaw depth on cumulative calcium and sulfate release for 3 different thaw depth.

Despite these increases in solute release, pH values remained circumneutral to slightly alkaline throughout all thaw-duration scenarios, indicating that carbonate buffering capacity remained sufficient under the simulated conditions. Overall, the results demonstrate that thaw duration exerts a major control on arsenic mobilization by regulating the duration of liquid-water connectivity and reactive transport within the cover system.

6.4.3.3 Effect of water input

The influence of water input on cumulative arsenic release from the layered cover system is presented in the following figures (Figure 6.16). Under the simulated conditions, increasing the water-input factor resulted in lower cumulative arsenic release over time. The 9.4×10^{-7} m/s scenario produced the highest arsenic concentration, whereas the 3.76×10^{-6} m/s scenario generated the lowest arsenic concentration release throughout the simulation period.

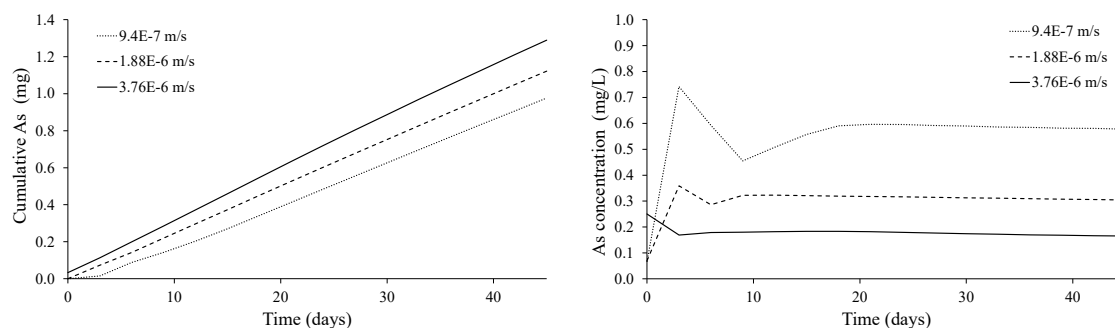


Figure 6.16 : Effect of water input on cumulative arsenic release and dissolved arsenic

Although dissolved arsenic concentrations decreased with increasing water input, cumulative arsenic release exhibited the opposite trend, increasing as infiltration rates became larger. This apparent contrast reflects a dilution effect, whereby larger volumes of infiltrating water reduce dissolved concentrations while simultaneously enhancing the total mass of arsenic transported out of the system. The results therefore support the hypothesis that greater water availability promotes arsenic mobilization and export from the reactive NK layer, even when dissolved concentrations remain comparatively low. Because thaw depth and thaw duration were held constant among simulations, the observed differences can be attributed primarily to variations in infiltration-driven transport processes.

Overall, these results demonstrate that water input exerts a strong control on arsenic export by regulating both dilution and contaminant transport within the layered cover system.

6.5 Discussion

The coupled thermo–hydrogeological–chemical simulations performed in this study successfully reproduced the main hydrogeological and geochemical behaviours observed experimentally in both the single-material and layered column systems under freeze–thaw conditions. Overall, the results demonstrate that the energy balance formulation implemented in MIN3P-THCm adequately captures the transient evolution of liquid-water saturation, drainage dynamics, and aqueous geochemistry associated with cyclic freezing and thawing in coarse-grained mine waste materials.

The hydrogeological results highlight the strong control exerted by freeze–thaw cycles on liquid-water connectivity within the columns. Under constant-temperature conditions, continuous hydraulic connectivity promoted sustained water circulation and progressive geochemical

evolution throughout the experimental period. In contrast, freeze–thaw conditions produced repeated alternations between phases of near-complete hydraulic disconnection during frozen periods and temporary hydraulic reconnection during thaw events. Similar behaviour has been reported in previous studies of mine waste and permafrost-affected systems, where seasonal freezing limits water mobility and solute transport, whereas thaw periods temporarily restore liquid-water pathways and promote geochemical reactions and contaminant migration (Elberling et al., 2007; Molson et al., 2012; Yi et al., 2021). The consistent reproduction of these processes in both single-material and layered systems supports previous observations that the presence and persistence of liquid water, rather than temperature alone, represent a primary control on reactive transport and contaminant release in cold-region mine waste systems (Elberling et al., 2005; Molson et al., 2012; Yi et al., 2021).

The geochemical results further support this interpretation. Despite lower temperatures in the freeze–thaw columns, arsenic release was not completely suppressed as long as temporary thaw-induced liquid-water connectivity remained possible. Although cumulative arsenic release under freeze–thaw conditions remained approximately 50 % lower than under constant-temperature conditions (going from 15 to 7 mg/L), measurable arsenic export persisted throughout the simulations. This observation indicates that seasonal hydraulic reconnection during thaw periods is sufficient to sustain water–rock interactions and arsenic mobilization despite prolonged frozen conditions. These results are consistent with the experimental observations reported by Seutin et al. (2026a), which demonstrated that low temperature alone is insufficient to fully inhibit arsenic mobilization from gersdorffite-bearing waste rock when liquid water remains available for water–rock interaction.

Despite the presence of the SG cover layer, arsenic concentrations observed in the layered column remained comparable to those measured in the reactive NK column under freeze–thaw conditions (around 7 mg/L). This result suggests that the cover system alone was insufficient to fully suppress arsenic mobilization in our case and highlights the importance of limiting seasonal liquid-water connectivity with the underlying reactive material.

While the calibration simulations focused on reproducing laboratory observations, the conceptual scenarios were designed to explore the relative importance of thaw depth, thaw duration, and water input on long-term arsenic mobilization. To facilitate comparison between the different conceptual

scenarios, a synthesis matrix based on normalized cumulative arsenic release is presented in Figure 6.17. The matrix summarizes the relative influence of thaw depth, thaw duration, and water input on long-term arsenic mobilization within the layered cover system.

The synthesis matrix confirms that cumulative arsenic release increases systematically with increasing thaw depth, thaw duration, and water input.

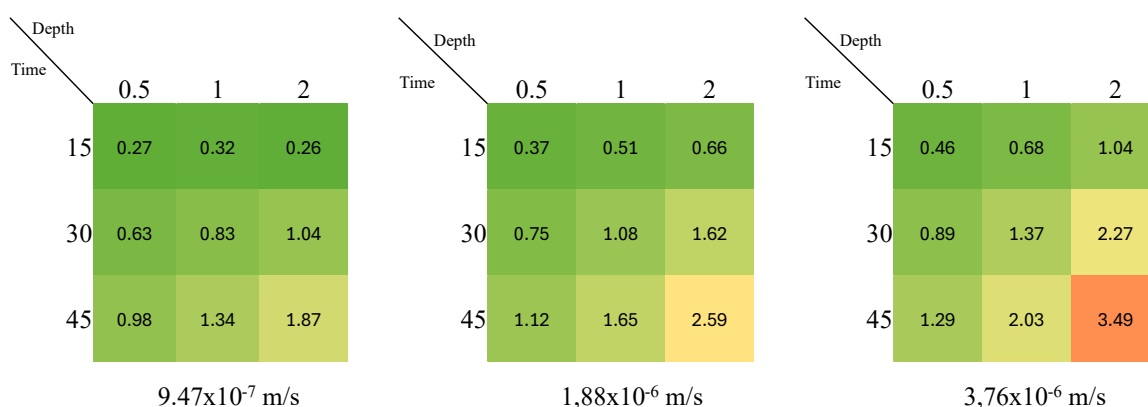


Figure 6.17 : Synthesis matrix showing the combined influence of thaw depth, thaw duration, and water input on cumulative arsenic release.

These findings have direct implications for the design of insulation covers in cold and sub-Arctic mining environments. Traditional reclamation strategies for sulfide-bearing mine waste often emphasize maintaining low temperatures in order to reduce sulfide oxidation rates and oxygen diffusion (Aubertin et al., 2002; Boulanger-Martel et al., 2021). However, the present results suggest that for circumneutral gersdorffite arsenic-bearing systems, maintaining low temperature alone may not be sufficient if seasonal thawing still allows episodic water circulation through reactive materials. Under such conditions, limiting thaw penetration depth and restricting seasonal hydraulic connectivity may represent more critical design objectives than temperature reduction itself.

From a reclamation perspective, these results suggest that cover thickness and thermal performance should be designed to minimize seasonal thaw penetration into reactive waste rock under projected climatic conditions. The sensitivity of arsenic release to thaw duration additionally indicates that future climatic warming, associated with longer thaw seasons and increased active-layer thickness (Hotton et al., 2020), could progressively reduce the long-term efficiency of insulation cover systems in northern mining environments. Similarly, increases in precipitation or infiltration may

further enhance contaminant mobilization through greater flushing and more sustained water–rock interaction.

Although the simulations reproduce the main experimental trends satisfactorily, several limitations remain. The reaction network was intentionally simplified to represent the dominant hydrogeochemical processes controlling arsenic mobilization while maintaining computational efficiency and limiting parameter uncertainty. Sorption reactions were not explicitly implemented in the present simulations and may partly explain some discrepancies observed between measured and simulated dissolved concentrations. Furthermore, all simulations were conducted using a one-dimensional conceptual framework and therefore do not account for potential lateral heterogeneity, preferential flow pathways, or complex field-scale hydrogeological processes.

Nevertheless, the present study demonstrates the usefulness of laboratory-calibrated thermo–hydrogeological–chemical reactive transport modeling for evaluating the long-term behaviour of insulation cover systems under freeze–thaw conditions. The conceptual scenario analyses were intentionally based on a simplified thermal profile representative of northern conditions, allowing the relative influence of thaw depth, thaw duration, and water input to be evaluated independently. In practice, site-specific thermal regimes are controlled by numerous factors, including climate, material properties, cover design, and local hydrogeological conditions, resulting in a wide range of possible thawing behaviours. Consequently, the present simulations should be viewed as a first-order assessment of the dominant controls governing contaminant release rather than as predictions of a specific field site. By explicitly coupling thermal evolution, phase partitioning, hydraulic connectivity, and geochemical reactions, the proposed framework nevertheless provides a mechanistic basis for assessing contaminant release processes in cold-region mine waste systems and for supporting the development of site-specific reclamation strategies.

6.6 Conclusion

This study evaluated the relative influence of thaw depth, thaw duration, and water input on arsenic release from a conceptual layered insulation cover system and tested the hypothesis that seasonal liquid-water connectivity, rather than temperature reduction alone, represents the primary control on arsenic mobilization under freeze–thaw conditions. The coupled simulations successfully reproduced the main hydrogeological and geochemical trends observed experimentally for both

single-material and layered column configurations, including transient liquid-water saturation, drainage dynamics, and aqueous arsenic evolution under cyclic freezing conditions.

The results demonstrate that freeze–thaw processes exert a strong control on hydraulic connectivity within the system and therefore directly influence reactive transport and arsenic mobilization. Although freezing conditions significantly reduced water circulation and cumulative arsenic release, arsenic mobilization was not completely suppressed as long as temporary thaw-induced liquid-water connectivity remained possible. These findings indicate that, for circumneutral gersdorffite arsenic-bearing systems, low temperature alone may not be sufficient to prevent contaminant release if seasonal thawing continues to allow episodic water–rock interaction.

The layered insulation cover simulations further showed that cover performance depends strongly on the ability of the system to limit seasonal thaw penetration and restrict hydraulic reconnection with the underlying reactive waste rock. Scenario analyses demonstrated that thaw depth, thaw duration, and water input all influence cumulative arsenic export, with conditions promoting deeper and longer thaw-induced hydraulic connectivity systematically generating the highest contaminant release. These results suggest that controlling seasonal liquid-water connectivity may represent a more critical reclamation objective than temperature reduction alone for arsenic-bearing mine waste in cold-region environments.

Overall, this study highlights the usefulness of coupled thermo–hydrogeological–chemical reactive transport modeling for evaluating the long-term performance of insulation covers under northern climatic conditions. The proposed framework provides a mechanistic basis for assessing contaminant mobilization processes in freeze–thaw environments and may contribute to the development of reclamation strategies better adapted to future climatic changes in Arctic and sub-Arctic mining regions.

6.7 Supplementary data

Table 6.9 : Mineral properties, stoichiometric reaction, and kinetic parameters used for the implementation of gersdorffite (NiAsS) in the MIN3P reactive transport model.

Mineral properties					
Rate control	Reaction type	Enthalpy change kcal.mol ⁻¹	Equilibrium constant 25°C	Density g.cm ⁻³	Gram formula weight g.mol ⁻¹
Surface	Irreversible dissolution	0	48,33	6,11	165,68
Components					
$NiAsS + 3.25O_2 + 1.5H_2O \rightarrow H_3AsO_4 + SO_4^{2-} + Ni^{2+}$					
Ni ⁺² 1	SO ₄ ⁻² 1	H ₃ AsO ₄ 1	H ₂ O -1,5	O ₂ (aq) -3,25	
Rate controls					
Activation energy	Rate constant (log)	Rate control function	Coefficient	Exponent	Component
5,5	-2,65	Fractional	Components concentration	1	O ₂ (aq)

Table 6.10 : Measured (first lines) and simulated magnesium (Mg) and silica (Si) concentrations (mg/L) for the two materials (Ca and Cb)), showing comparable minimum, average and maximum values for lab and simulation results; average values correspond to the stabilized portion of the experiment.

Column	Ca NK		Ca' NK		Cb SG		Cb' SG	
	Mg	Si	Mg	Si	Mg	Si	Mg	Si
Maximum	15,8	5,71	8,00	4,10	30,5	2,83	12,5	2,10
Average	12,4	5,11	6,61	3,10	27,0	2,43	8,00	1,59
Minimum	9,84	4,18	4,14	2,40	24,3	1,86	5,18	1,41
Maximum	15,1	4,84	10,9	4,64	22,5	2,48	14,3	2,44
Average	14,7	4,65	10,6	4,54	22,3	2,41	13,6	2,39
Minimum	14,5	4,51	10,3	4,42	22,1	2,35	13,0	2,32

Data availability

The data that support the findings of this study are not publicly available at this time as they form part of an ongoing doctoral thesis. The data will become publicly available following the official thesis deposit. In the meantime, data are available from the corresponding author upon reasonable request.

Acknowledgment

The authors would like to acknowledge the partners of UQAT- Polytechnique Research Institute on Mines and the Environment (RIME) as well as the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Sites Reclamation for their financial support (IRCPJ252714-18). The authors would like also to thank the Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale (URSTM) staff for their assistance in the laboratory, and the mine site staff for their support during our sampling campaign.

Declaration of interest

Authors confirm that there are no known conflicts of interest associated with this manuscript and that there has been no significant financial support for this work that could have influenced its outcome.

6.8 References

- Allison, J., Brown, D. & Novo-Gradac, K. (1991). Minteqa2/Prodefa2, a geochemical assessment model for environmental systems: version 3.0 USEPA, Athens, p.77.
- ASTM (2007) Standard test method for particle-size analysis of soils (D422–63). ASTM International
- ASTM (2014b) Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer (D5550–14). ASTM International
- ASTM (2017) Standard test method for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis (D6913–17). ASTM International
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). Environment and management of mine wastes. Presses internationales Polytechnique, Montréal, Canada.

- Ball, J. & Nordstrom, D. (1991). User's Manual for Wateq4f, with revised thermodynamic data base and text cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in naturel waters. (publication n°2331-1258)
- Benner S, Gould W & Blowes D (2000). Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. *Chem. Geol.* 169:435-448.
- Boulanger-Martel, V. (2019). Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, 466.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2021). Insulation covers. In *Hard rock mine reclamation 1re éd.*, 203-224. CRC Press.
- Chapuis, R., Masse, I., Madinier, B. & Aubertin, M. (2006). Essai de drainage en colonne pour obtenir les propriétés non saturées de matériaux grossiers. 59th CGC and 7th joint CGS, pp.905-912.
- Elberling, B. (2001). Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resour Res* 37:99–107
- Elberling, B. (2005). Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Reg Sci Technol* 41:121–133
- Fredlund, D. & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Can. Geotech. J.* 31: 521-532.
- Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, É., & Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeology Journal*, 28(2), 763-779.
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B. & Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotech Geol Eng* 35(3):1199–1220.
- Kyhn, C., & Elberling, V. (2001). Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. *Cold Regions Science and Technology* 32, no. 2: 133–142.

- Larochelle, C., 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 Pollut* 230:57–72.
- Mayer, K., Benner, S., Blowes, D. & Frind, E. (1999). The reactive transport model Min3p: application to acid mine drainage generation and treatment-nickel rim site, Sudbury, Ontario. *Minin and Environment* 1:145-154.
- Mayer, K., Frind, E. & Blowes, D. (2002). Multicomponent reactive transport modelling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.* 38.
- Mayer, K., Amos, R., Molin, S. & Gerard, F. (2012). Reactive transport modelling in variably saturated media with Min3p: basic model formulation and model enhancements. *Groundwater reactive transport models* 26:186-211.
- Mayer, K., Xie, M., Su, D. & MacQuarrie, K. (2017). Min3p-THCm, a Three-dimensional numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media. User manual.
- Mayer, K.U., MacQuarrie, K.T.B., & Parker, B.L. (2018). Modelling reactive transport in variably saturated media using MIN3P-TH. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 1–15. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.05.0109>
- Meldrum, J. L., Jamieson, H. E., & Dyke, L. D. (2001). Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. *Canadian Geotechnical Journal*, 38, 957-966.
- MEND (2009). Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials (No 1.20.1, 579)
- Molson, J., Fala, O., Aubertin, M. & Bussière, B. (2005). Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *J. Contam. Hydrol.* 78:343-371.
- Molson, J., Aubertin, M. & Bussiere, B. (2012). Reactive transport modelling of acid mine drainage within discretely fractured porous media: Plume evolution from a surface source zone. *Environmental Modelling & Software*, 38: 259–270.

- Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfurés partiellement oxydés. École Polytechnique de Montréal.
- Peregoedova, A. (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire (Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal). Université de Montréal.
- Plante, B., Schudel, G. & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage. Hard rock mine reclamation, 1st edn. CRC Press, pp 1–20.
- Poirier, A. (2019). Etude du comportement thermique d'une halde à stérile en milieu nordique, département des génies géologiques, civil et des mines. Polytechnique Montréal, Québec.
- Seutin, E., Bussière, B., Plante, B., & Boulanger-Martel, V. (2026). Influence of Grain Size and Temperature on Arsenic Leaching from Gersdorffite-Bearing Non-acid Generating Waste Rock. *Mine Water and the Environment*, 1-17.
- Seutin, E., Qureshi, A., Bussière, B., Plante, B. & Boulanger-Martel, V. (2026b). Reactive Transport Modeling of Arsenic Release from Gersdorffite-bearing Waste Rock under Cold Climate Conditions. *Journal of Geochemical Exploration* (accepted).
- Van Genuchten, M. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:892-898
- Yi, X., Su, D., Bussière, B., & Mayer, K.U. (2021). Thermal-hydrological-chemical modeling of a covered waste rock pile in a permafrost region. *Minerals*, 11(6), 565.

CHAPITRE 7 DISCUSSION

Ce chapitre présente une discussion des principaux résultats obtenus sur le comportement géochimique de roches stériles contenant de la gersdorffite ainsi qu'une présentation de résultats complémentaires obtenus dans cette étude qui permettent de pousser plus loin l'analyse. De façon plus spécifique, les résultats complémentaires sont présentés et discutés puis, les tendances hydrogéochimiques observées dans les essais en colonnes et les simulations numériques sont synthétisées afin de dégager les principaux mécanismes contrôlant la génération d'arsenic. Une attention particulière est ensuite portée au découplage observé entre l'arsenic et le nickel dans les lixiviats, malgré la dissolution congruente de la gersdorffite. Enfin, l'influence de la minéralogie de la source d'arsenic est discutée à l'aide de simulations comparatives entre une source provenant de la gersdorffite et une source provenant de l'arsénopyrite, afin de mettre en évidence l'importance d'une caractérisation minéralogique précise lors de l'évaluation des risques de contamination et de la conception des stratégies de restauration des stériles miniers.

7.1 Résultats complémentaires

Aux chapitres, 4, à 6, les résultats utilisés pour la rédaction des articles scientifiques ont été présentés. Des résultats complémentaires ont également été obtenus dans le cadre de cette thèse et sont présentés dans la première partie du présent chapitre (sections 7.1). Ceux-ci incluent notamment des essais de sorption du nickel et de l'arsenic, ainsi que des résultats issus du démantèlement des colonnes expérimentales, qui n'ont toujours pas été exploités. Ces résultats apportent des éléments supplémentaires de compréhension sur les processus géochimiques en jeu, en particulier en ce qui concerne les mécanismes de rétention et les transformations des matériaux au cours des essais.

7.1.1 Essais de sorption du Ni

Des essais cinétiques de sorption ($C_0 = 40$ mg/L) ont été réalisés afin de mieux expliquer les valeurs faibles de Ni observées dans les eaux de rinçage des colonnes (voir section 3.2.5.3) (Marmier et al., 2025).

Les expériences ont été conduites avec un ratio solide/liquide de 1:10 en utilisant des solutions contenant du Ni et de l'As à différentes concentrations initiales. Les suspensions ont été agitées à

220 rpm et un temps d'équilibre de 48 h a été retenu sur la base d'essais cinétiques préalables. Les concentrations résiduelles en solution ont été déterminées par ICP après filtration des échantillons.

Les résultats montrent une évolution contrastée des concentrations normalisées (C/C_0) du Ni et de l'As au cours du temps, bien que provenant du même minéral (dans des coefficients stœchiométriques équivalents 1 :1) (figure 7.1). Le Ni présente une diminution rapide de C/C_0 dès les premières heures, suivi d'une stabilisation indiquant l'atteinte d'un quasi-équilibre, avant 24 h. À l'inverse, l'As présente des variations limitées, avec des valeurs proches de l'unité sur l'ensemble de l'essai, traduisant une rétention faible dans les conditions expérimentales testées.

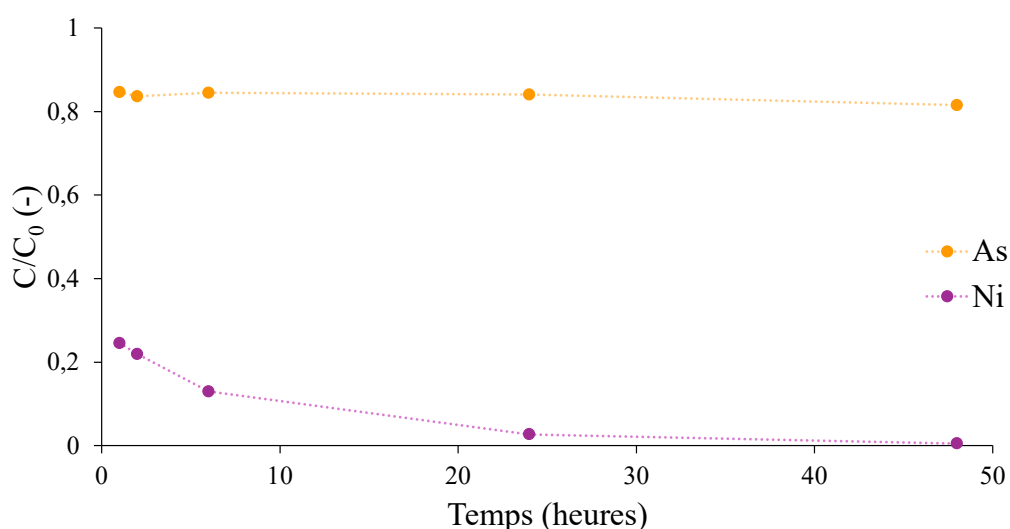


Figure 7.1 : Cinétique de rétention du Ni et de l'As : évolution des concentrations normalisées (C/C_0) au cours du temps (concentration $C_0 = 40$ mg/L).

Afin de compléter cette analyse, des essais à l'équilibre (après 48 h) ont été réalisés pour une gamme étendue de concentrations initiales (figure 7.2). L'objectif de ces essais est d'évaluer l'influence de la concentration initiale sur la rétention du Ni et de l'As, afin d'identifier un éventuel domaine de saturation pour le Ni. Le Ni montre une rétention élevée et relativement constante sur l'ensemble de la gamme étudiée, tandis que l'As présente un comportement dépendant de la concentration, avec une rétention faible aux basses concentrations et plus élevée à mesure que la concentration augmente. À la plus faible concentration, une valeur négative de rétention est observée (≈ -90 %), traduisant un relargage net d'arsenic depuis le matériau solide.

La zone grisée de la Figure 7.2 correspond au domaine de concentrations observé dans les essais en colonnes, indiquant que ces derniers se situent dans une gamme où la rétention du Ni est déjà

maximale, tandis que celle de l'As reste limitée. Les données expérimentales complètes utilisées pour l'élaboration de ces figures sont présentées à l'annexe F.

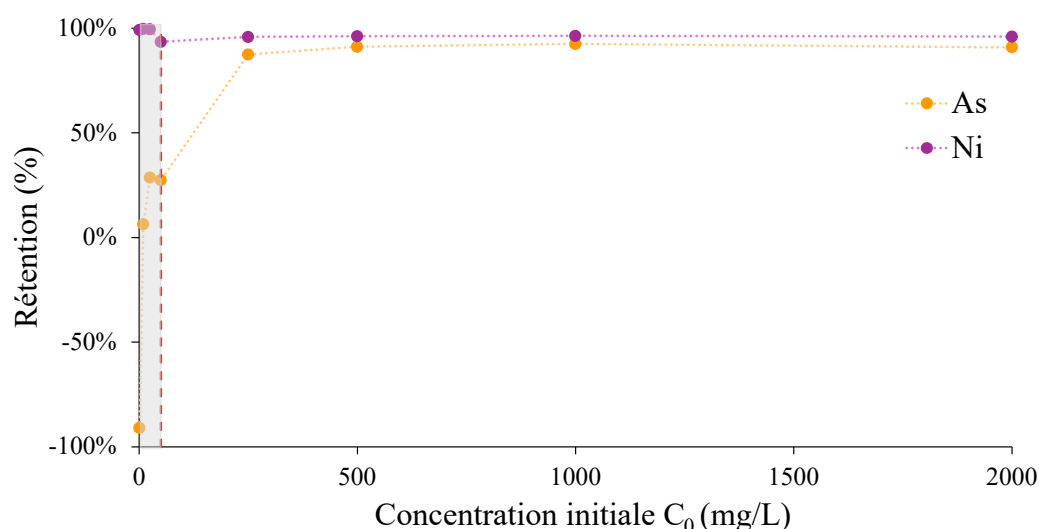


Figure 7.2 : Rétention du Ni et de l'As : évolution du pourcentage de rétention en fonction de la concentration initiale (C_0).

Dans l'ensemble, les essais mettent en évidence une rétention significative du Ni au cours du temps, qui apparaît encore plus marquée dans la gamme de concentrations étudiée dans les essais en colonne. Ce comportement indique clairement que le Ni est immobilisé au sein du système pendant toute la durée des expériences. Toutefois, les conditions expérimentales, caractérisées par un pH d'environ 8 malgré l'utilisation d'une solution tampon, se situent dans un domaine où des phénomènes de précipitation peuvent se produire, notamment pour le nickel (Dzombak et Morel, 19990 ; Stumm et Morgan, 1996). Dans ce contexte, il n'est pas possible de discriminer précisément les processus responsables des comportements observés, qu'il s'agisse de phénomènes de sorption, de précipitation ou d'une combinaison des deux. Ainsi, bien que les résultats mettent en évidence une rétention effective des éléments, ils doivent être interprétés comme la manifestation de processus réactifs globaux, sans pouvoir attribuer de manière univoque le mécanisme dominant. Plus de détails sur le comportement du Ni sont présentés à la section 7.3.

7.1.2 Démantèlement des colonnes

Les résultats issus du démantèlement des colonnes apportent des informations complémentaires sur l'état des matériaux après un an d'essai.

Les teneurs en eau volumiques mesurées par les sondes TEV montrent une bonne concordance avec les valeurs de TEV calculées à partir des échantillons prélevés lors du démantèlement. La Figure 7.3 montre les valeurs issues de l'échantillon pris dans la couche d'environ 10 cm d'épaisseur située à la hauteur d'installation des sondes, tandis que les valeurs des sondes correspondent à la dernière mesure enregistrée au moment du démantèlement. Cette concordance indique que les capteurs permettent de représenter de manière fiable l'état hydrique du matériau dans cette portion de la colonne. Ainsi, le comportement hydrogéologique prédit par Min3P a été calibré avec des mesures qui représentent bien l'état d'humidité dans la colonne.

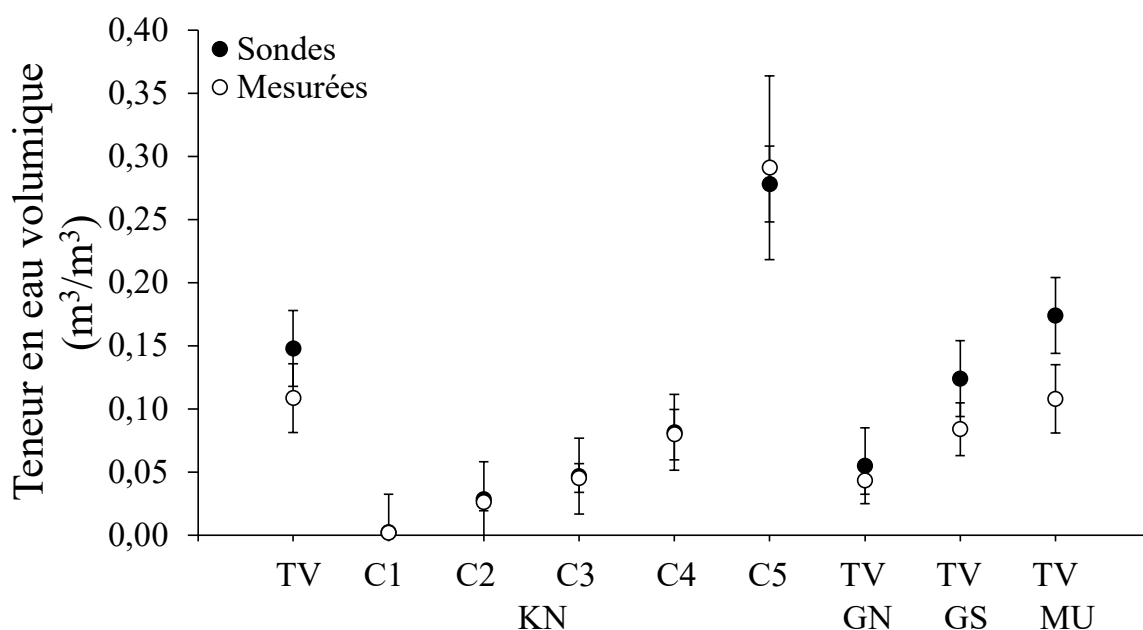


Figure 7.3 : Comparaison des teneurs en eau volumiques mesurées et estimées par sondes (TEV) pour les différentes colonnes et matériaux au démantèlement.

Un examen visuel des colonnes lors du démantèlement a permis de mettre en évidence des indices d'oxydation des sulfures (apparition de couleur ocre typiquement associée au développement d'oxyhydroxydes de fer), particulièrement dans les colonnes constituées de matériaux non tamisés ou de granulométrie plus grossière, à température de 21 °C comme de -2 °C (figure 7.4). Ces traces d'oxydation se trouvent préférentiellement à la surface des grains ou le long de plans de faiblesse.

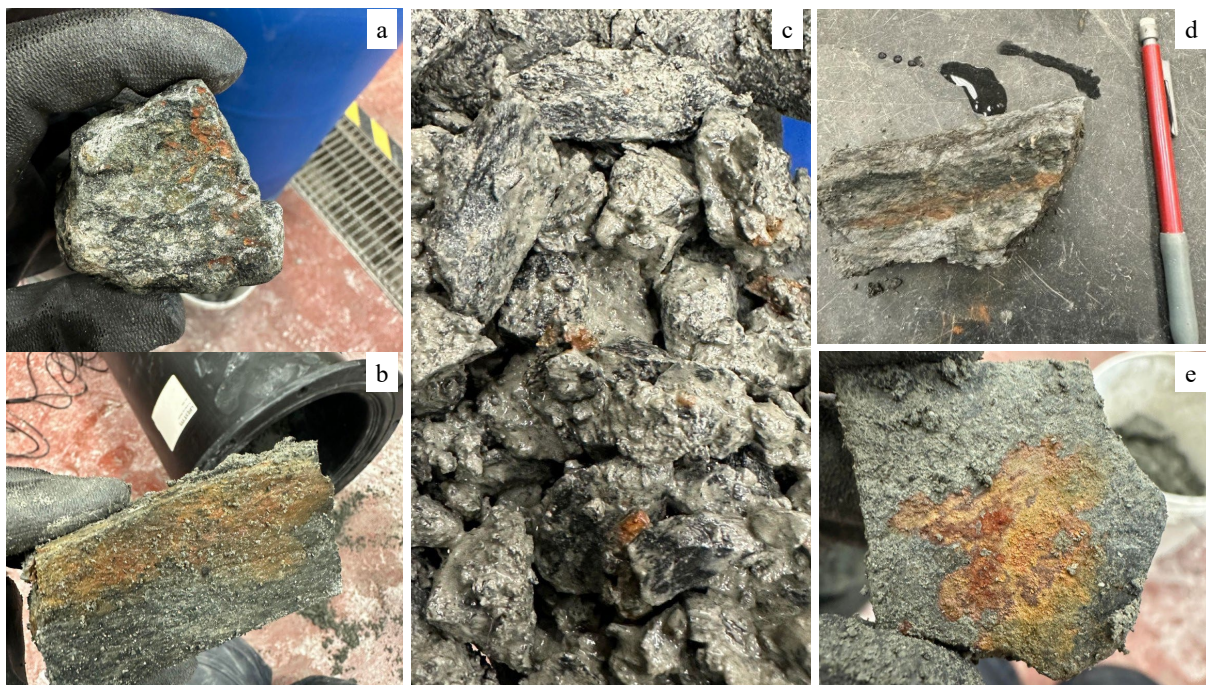


Figure 7.4 : Indices visuels d'oxydation observés lors du démantèlement des colonnes. (a) Cb ; (b) C1 ; (c–d) Ca' ; (e) Cd'. Les zones ocres correspondent à des produits d'oxydation des sulfures.

Par ailleurs, une diminution globale de la porosité est observée après les essais, traduisant un tassement des matériaux. Cette diminution est généralement comprise entre 5 et 10 %, avec une valeur maximale d'environ 12 %. Ces nouvelles valeurs de porosité ont été systématiquement prises en compte dans le calcul des teneurs en eau volumiques finales des colonnes.

Les profils d'As sur les colonnes C4 à différentes températures montrent que les teneurs en arsenic restent proches des valeurs initiales après les essais (Figure 7.5), sans épuisement nette du réservoir solide. Des variations locales sont toutefois observées, suggérant des zones plus réactives que d'autres dans la colonne plutôt qu'une perte homogène. Il convient cependant de noter que les écarts observés restent souvent du même ordre de grandeur que l'incertitude analytique associée aux mesures ($\approx 5\text{--}10\%$), ce qui limite la capacité à détecter un éventuel épuisement significatif. Ainsi, les résultats indiquent qu'aucune diminution importante des teneurs en arsenic ne peut être mise en évidence à l'échelle de l'essai.

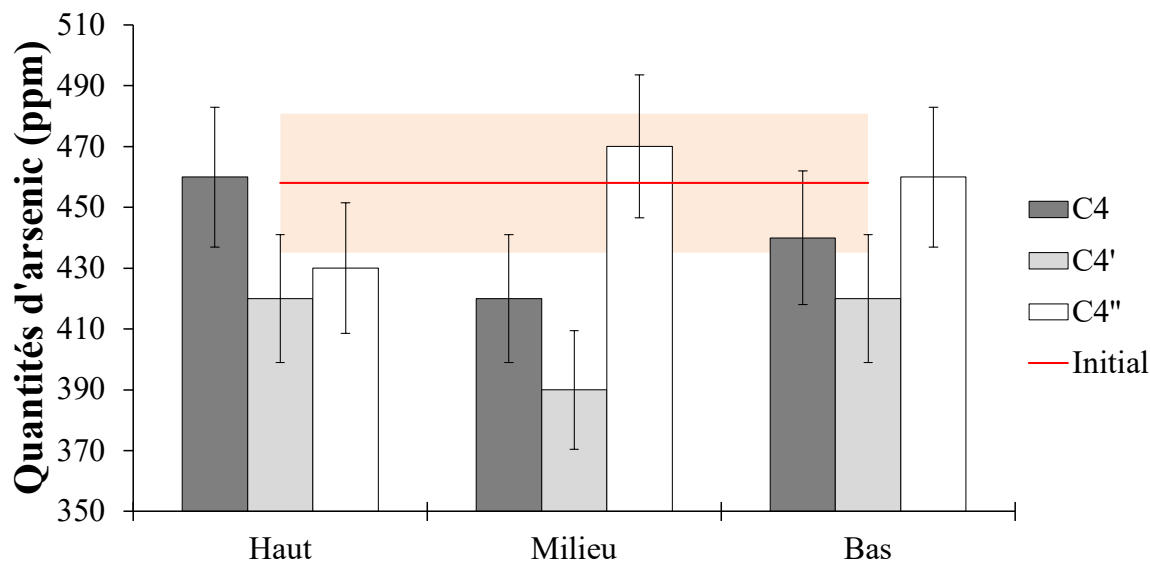


Figure 7.5 : Distribution de l'arsenic dans des échantillons prélevés au haut, milieu et bas des colonnes C4, C4' et C4'' après démantèlement.

De plus, les observations au MEB mettent en évidence des textures de dissolution sur les surfaces minérales (voir figure 4.15), confirmant l'altération des phases porteuses d'arsenic. Les analyses semi-quantitatives indiquent une dissolution globalement congruente de la gersdorffite, sans enrichissement résiduel en arsenic à la surface des grains, en cohérence avec les observations du chapitre 4.

Les profils verticaux de carbone et de soufre mesurés dans la colonne C5 montrent des teneurs relativement homogènes avec la profondeur après les essais, bien que les valeurs soient globalement inférieures aux teneurs initiales ($\approx 1,3 \text{ \% C}$ et $0,1 \text{ \% S}$) (figure 7.6). De manière cohérente, les analyses ICP solide indiquent également une absence de variation verticale significative des teneurs en arsenic, qui restent globalement constantes autour de 500 ppm. Les variations observées restent du même ordre de grandeur que l'incertitude analytique (5 à 10%).

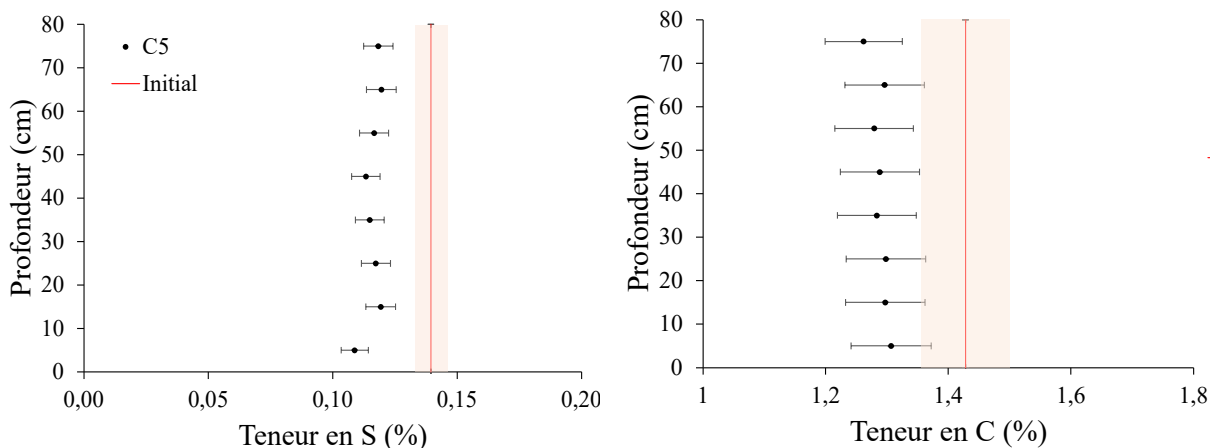


Figure 7.6 : Profils verticaux des teneurs en S et C dans la colonne C5 après démantèlement.

7.2 Synthèse des principaux résultats expérimentaux et numériques

Cette section présente une synthèse des principaux résultats expérimentaux et numériques obtenus dans le cadre de cette étude. L'objectif est de rappeler brièvement les tendances observées dans les essais en colonnes et dans les simulations avant d'en proposer une interprétation détaillée dans les sections suivantes.

7.2.1 Comportement hydrogéochimique des colonnes

Le comportement hydrogéochimique des colonnes a été évalué à partir de l'évolution du pH, du potentiel d'oxydoréduction (Eh), de la conductivité électrique et des concentrations dissoutes de différents éléments mesurées dans les lixiviats au cours des cycles de rinçage. Ces paramètres permettent de caractériser les conditions géochimiques du système et d'identifier les processus contrôlant la mobilisation des éléments dissous.

Les lixiviats générés par les colonnes présentent des conditions géochimiques relativement stables, caractérisées par un pH neutre à légèrement alcalin compris entre 7,9 et 8,6 et des valeurs de Eh indiquant des conditions majoritairement oxydantes (figures 4.7). Ces conditions sont cohérentes avec la nature non acidogène du matériau étudié et avec la présence de minéraux carbonatés, notamment la dolomite et la calcite, qui assurent un pouvoir tampon efficace et limitent la formation d'un drainage minier acide. Les mesures d'acidité sont d'ailleurs restées systématiquement sous la limite de détection de la méthode utilisée (10 mg CaCO_3 éq/L), confirmant l'absence de génération d'acidité dans les colonnes. Des conditions similaires sont

généralement associées aux drainages neutres contaminés, dans lesquels la dissolution de minéraux carbonatés maintient le pH dans la zone neutre tout en permettant la mobilisation de certains éléments dissous (Blowes et al., 2003 ; Amos et al., 2015).

Au-delà de ces conditions géochimiques générales, les résultats montrent une influence marquée de la granulométrie du matériau sur la chimie des lixiviats. La conductivité électrique et l'alcalinité augmentent systématiquement avec la diminution de la taille des grains. Les conductivités stabilisées varient ainsi d'environ 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour le matériau le plus grossier à près de 880 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la fraction la plus fine, tandis que l'alcalinité passe d'environ 24 à 230 mg CaCO_3 eq/L (figure 4.7). Cette tendance traduit une intensification des réactions de dissolution dans les fractions granulométriques fines, liée à l'augmentation de la surface spécifique et au degré de libération des minéraux réactifs. L'influence de la granulométrie sur la réactivité des roches stériles est largement documentée et s'explique principalement par l'augmentation de la surface minérale exposée aux interactions eau-roche (Lapakko et al., 2006 ; Elghali et al., 2018).

L'effet de la température sur le comportement hydrogéochimique apparaît relativement limité dans les colonnes étudiées. Les colonnes soumises à différentes températures présentent des valeurs de pH, de Eh et d'alcalinité comparables, ce qui indique que la température influence peu les équilibres géochimiques majeurs du système dans les conditions expérimentales étudiées (figure 4.12). Ce comportement contraste avec celui généralement observé dans les systèmes dominés par l'oxydation de sulfures tels que la pyrite ou la pyrrhotite, pour lesquels la diminution de la température entraîne généralement une réduction marquée des taux d'oxydation et des changements importants dans la chimie des lixiviats (Nicholson et al., 1988 ; Elberling, 2005 ; MEND, 2006). Dans ces systèmes, la cinétique des réactions d'oxydation est fortement dépendante de la température et peut entraîner des variations importantes du pH et du potentiel redox. Dans le cas présent, la stabilité des paramètres hydrogéochimiques suggère que les processus contrôlant la chimie des lixiviats sont principalement liés à la dissolution des minéraux présents dans la roche stérile et au pouvoir tampon des carbonates, plutôt qu'à des réactions d'oxydation sulfureuse fortement sensibles à la température.

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que les colonnes génèrent un drainage neutre à légèrement alcalin, caractérisé par des conditions oxydantes et dominé par les processus de dissolution des minéraux présents dans la roche stérile. La granulométrie apparaît comme le facteur d'influence

principal de l'intensité des réactions géochimiques, tandis que la température exerce un effet plus modéré sur les paramètres hydrogéochimiques globaux.

Ces conditions géochimiques contrôlent directement la mobilisation de l'arsenic dans les lixiviats. L'évolution des concentrations d'arsenic et les mécanismes responsables de sa libération sont examinés plus en détail dans la section suivante.

7.2.2 Libération de l'arsenic

De l'arsenic est détecté dans les lixiviats de l'ensemble des colonnes au cours des essais. Les concentrations observées varient toutefois fortement selon les conditions expérimentales, ce qui indique que plusieurs facteurs contrôlent l'intensité de sa mobilisation dans le système.

L'influence de la granulométrie apparaît particulièrement marquée. Les concentrations d'arsenic dans les lixiviats augmentent systématiquement avec la diminution de la taille des grains. Les concentrations stabilisées à la fin des essais varient ainsi d'environ 1,7 mg/L pour la colonne la plus grossière à plus de 38 mg/L pour la fraction la plus fine (figure 4.8). Cette tendance indique que la libération de l'arsenic est fortement liée à la surface spécifique du matériau et au degré de libération des minéraux porteurs d'arsenic. Ce comportement est cohérent avec les observations rapportées dans la littérature pour les roches stériles, où l'augmentation de la surface spécifique favorise l'intensification des réactions eau-roche et la mobilisation des éléments dissous (Lapakko et al., 2006 ; Elghali et al., 2018).

Toutefois, même pour les fractions les plus grossières du matériau (15–50 mm), les lixiviats contiennent encore des concentrations non négligeables d'arsenic, atteignant environ 2 mg/L (figure 4.8). Ce comportement contraste avec ce qui est généralement observé pour les sulfures responsables du drainage minier acide, pour lesquels l'augmentation de la taille des grains réduit fortement la réactivité et peut limiter significativement la génération de contaminants (Elghali et al., 2018). Dans le cas présent, ces résultats suggèrent que la libération de l'arsenic demeure significative même dans des matériaux relativement grossiers, ce qui indique que la granulométrie seule ne constitue pas un critère suffisant pour limiter le potentiel de lixiviation de l'arsenic dans ce type de roche stérile.

L'effet de la température sur la libération de l'arsenic apparaît quant à lui plus modéré. Les essais réalisés à différentes températures montrent que les concentrations d'arsenic restent du même ordre

de grandeur entre 21 °C et 5 °C, tandis qu'une diminution d'environ un facteur deux est observée à -2 °C (figure 4.13). Cette réduction demeure toutefois relativement limitée comparativement aux systèmes dominés par l'oxydation de sulfures tels que la pyrite ou la pyrrhotite, pour lesquels les taux d'oxydation présentent généralement une sensibilité plus marquée à la température, avec des diminutions typiquement d'un facteur 2 à 3 pour chaque baisse de 10°C (Nicholson et al., 1988 ; Elberling, 2005; Coulombe, 2012).

La mobilisation de l'arsenic observée dans les lixiviats semble donc plutôt liée à la dissolution de la gersdorffite (NiAsS), principal minéral porteur d'arsenic identifié dans le matériau étudié. Les observations minéralogiques réalisées après les essais indiquent que la composition du minéral demeure globalement stable, ce qui suggère que sa dissolution se produit de manière congruente. Dans ces conditions, la libération de l'arsenic est contrôlée principalement par la cinétique de dissolution du minéral et par l'accessibilité des grains de gersdorffite à l'eau liquide circulant dans les colonnes.

Les conditions géochimiques observées dans les lixiviats favorisent par ailleurs la présence de l'arsenic sous sa forme la plus oxydée. Les mesures de pH et de Eh indiquent en effet que l'arsenic est majoritairement présent sous forme d'arséniate As(V), ce qui a été confirmé par les analyses de spéciation réalisées sur les lixiviats. Cette dominance de l'arséniate est cohérente avec les conditions oxydantes et légèrement alcalines observées dans les colonnes.

Malgré cette dissolution congruente de la gersdorffite, la composition des lixiviats révèle un comportement inattendu du nickel, qui n'est pas détecté dans les eaux de drainage alors que ce métal est présent dans la structure du minéral. Cette observation suggère l'existence de processus secondaires contrôlant la mobilité du nickel dans le système, lesquels ont été discutés à la section 7.1.1.

7.2.3 Capacité du modèle à reproduire les observations

7.2.3.1 Analyse des résultats de modélisation

Les simulations réalisées dans le cadre de cette étude ont permis d'évaluer la capacité du modèle de transport réactif à reproduire les principales tendances observées dans les essais en colonnes. Les résultats montrent que le modèle représente de manière satisfaisante les différentes

composantes du système expérimental, incluant les processus hydrologiques, les conditions thermiques et les réactions géochimiques.

La première étape de la calibration du modèle a consisté à reproduire le comportement hydrologique des colonnes. Les flux d'eau simulés et les conditions de saturation obtenues au cours des cycles de rinçage-drainage sont cohérents avec les observations expérimentales, ce qui indique que les paramètres hydrauliques utilisés permettent de représenter de manière réaliste les processus d'écoulement dans le matériau.

Une fois les conditions hydrologiques établies, les simulations ont permis de reproduire les conditions thermiques imposées dans les colonnes. Les profils de température obtenus dans le modèle sont cohérents avec les conditions expérimentales appliquées, ce qui permet d'évaluer de manière fiable l'influence de la température sur les processus géochimiques étudiés.

Enfin, les simulations reproduisent de manière satisfaisante les conditions hydrogéochimiques observées dans les lixiviats. En particulier, le modèle permet de reproduire les valeurs de pH neutres à légèrement alcalines mesurées dans les colonnes, indiquant que les principaux processus géochimiques contrôlant le pH, notamment la dissolution des minéraux carbonatés et les équilibres acido-basiques associés, sont correctement représentés dans le système simulé. Les simulations reproduisent également les tendances observées pour l'arsenic, notamment l'augmentation des concentrations avec la diminution de la granulométrie du matériau, ce qui est cohérent avec une libération contrôlée par la dissolution de la gersdorffite. La figure 7.7 compare les concentrations d'arsenic mesurées dans les lixiviats avec celles obtenues dans les simulations MIN3P pour les différentes colonnes. Les résultats montrent que le modèle reproduit correctement la tendance générale observée expérimentalement, les concentrations augmentant de manière systématique avec la diminution de la granulométrie. Les simulations reproduisent également les tendances générales observées dans les colonnes soumises à différentes conditions thermiques, les variations de température influençant principalement l'intensité de la mobilisation de l'arsenic sans modifier les conditions hydrogéochimiques globales du système.

Dans l'ensemble, ces résultats montrent que le modèle reproduit de manière satisfaisante les principales caractéristiques hydrologiques et géochimiques du système expérimental, ainsi que l'influence de la température sur la réponse géochimique du système. Ces résultats fournissent une base robuste pour l'interprétation des processus contrôlant la mobilisation de l'arsenic dans les

colonnes. Les écarts observés entre les valeurs mesurées et simulées peuvent notamment être attribués aux simplifications inhérentes au modèle, aux incertitudes associées aux paramètres physiques et cinétiques déterminés expérimentalement pour les matériaux et la gersdorffite, à la représentation simplifiée des processus de sorption/précipitation, ainsi qu'aux incertitudes analytiques associées aux mesures chimiques des lixiviats.

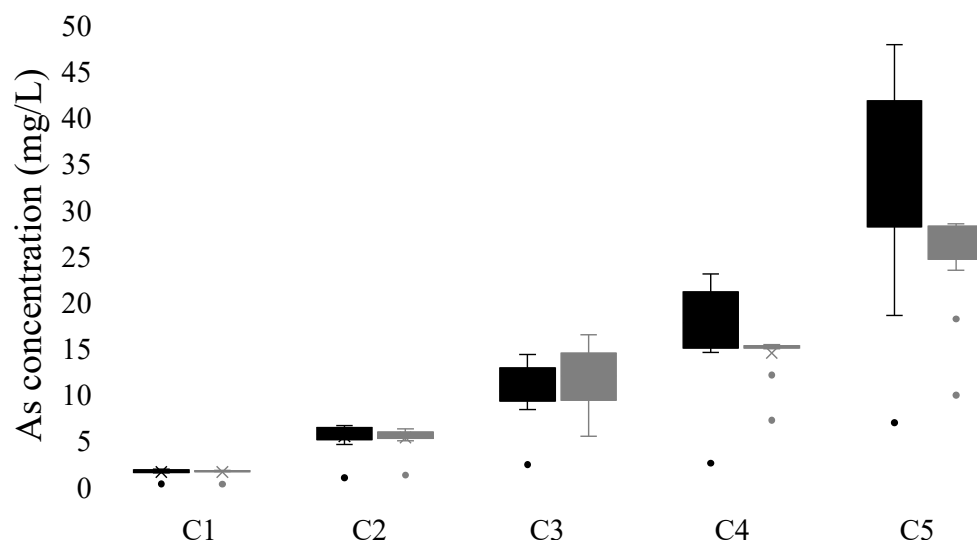


Figure 7.7 : Comparaison des concentrations d'arsenic mesurées dans les lixiviats et simulées par MIN3P pour les différentes colonnes (C1, 50–15 mm à C5, < 0,85 mm). Les boîtes noires représentent les concentrations mesurées expérimentalement, tandis que les boîtes grises correspondent aux concentrations simulées par le modèle.

7.2.3.2 Analyses de sensibilité

Afin de pousser plus loin le point des différences entre valeurs mesurées et prédites, des analyses de sensibilité ont été réalisées sur certains choix méthodologiques et paramètres du modèle, notamment les conditions thermiques imposées et la discrétisation spatiale, afin d'évaluer leur influence sur les résultats simulés.

Discrétisation spatiale

Une analyse de sensibilité au maillage a été réalisée sur la colonne C4 calibrée à 21°C afin d'évaluer l'influence de la discrétisation spatiale sur les résultats du modèle, en considérant trois tailles de maille (0,1 m, 0,01 m et 0,001 m). Les simulations obtenues présentent des évolutions temporelles très similaires pour les variables clés, notamment le pH, la concentration en arsenic et le volume

d'effluent, indiquant une faible sensibilité du modèle au raffinement du maillage dans cet intervalle (Figure 7.8).

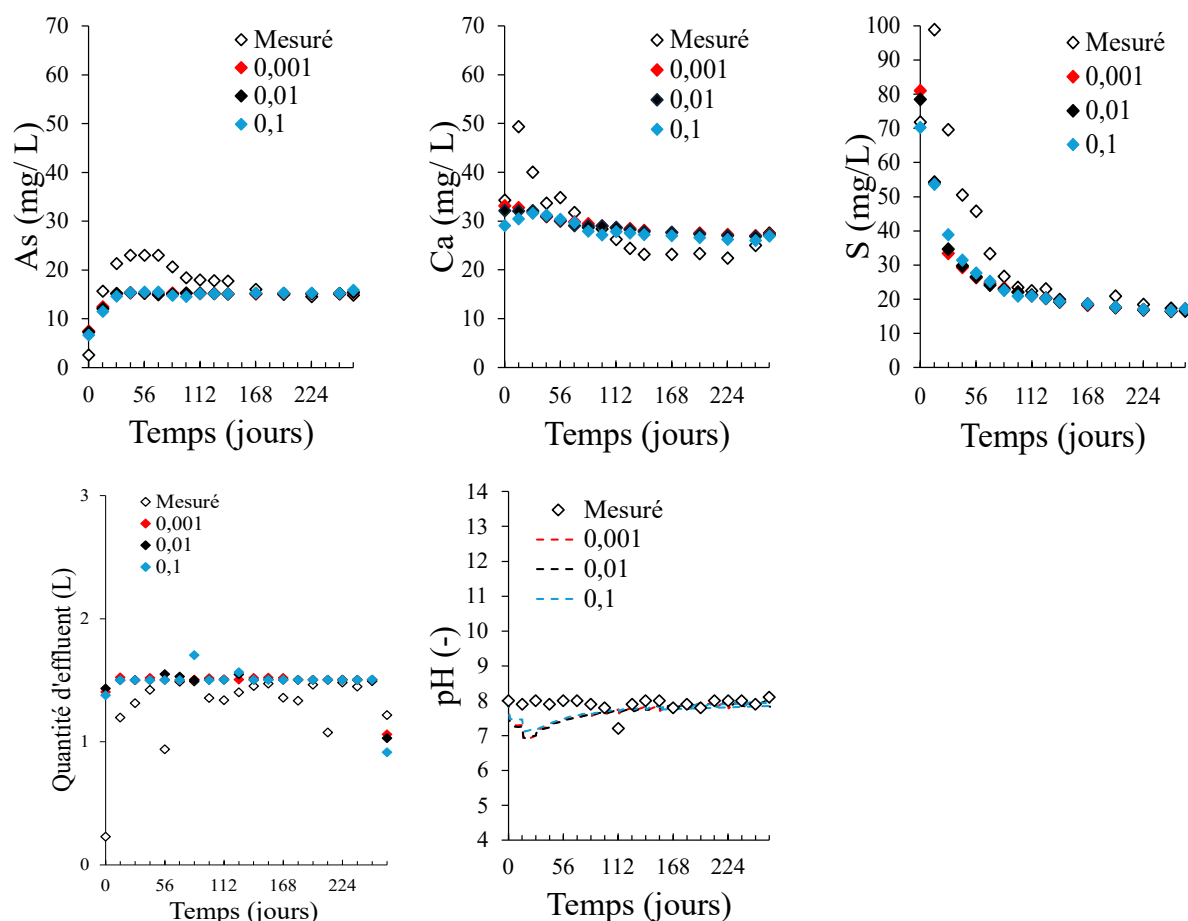


Figure 7.8 : Sensibilité du modèle au maillage sur les différents paramètres hydrogéochimiques d'importance.

En revanche, le temps de calcul augmente fortement avec l'affinement de la discrétisation, passant d'environ 17 s pour une maille de 0,1 m à 2 min 49 s pour une maille de 0,01 m, et jusqu'à 1 h 03 min 51 s pour une maille de 0,001 m, sans amélioration notable des résultats simulés. Dans ce contexte, le choix d'une taille de maille de 0,01 m apparaît comme un compromis acceptable entre précision numérique et efficacité de calcul, permettant de représenter adéquatement les principaux processus hydrologiques et géochimiques tout en limitant le temps de calcul.

Discrétisation temporelle

Une analyse de sensibilité à la discrétisation temporelle a été réalisée sur la colonne C4 calibrée à 21 °C afin d'évaluer l'influence du pas de temps sur les résultats du modèle, en considérant trois

valeurs de pas de temps maximal (1 h, 6 h et 12 h). Les simulations obtenues présentent des évolutions temporelles très similaires pour les variables clés, notamment le pH, les concentrations en arsenic, calcium et soufre, ainsi que le volume d'effluent, indiquant une faible sensibilité globale du modèle à la discrétisation temporelle dans cet intervalle (figure 7.9).

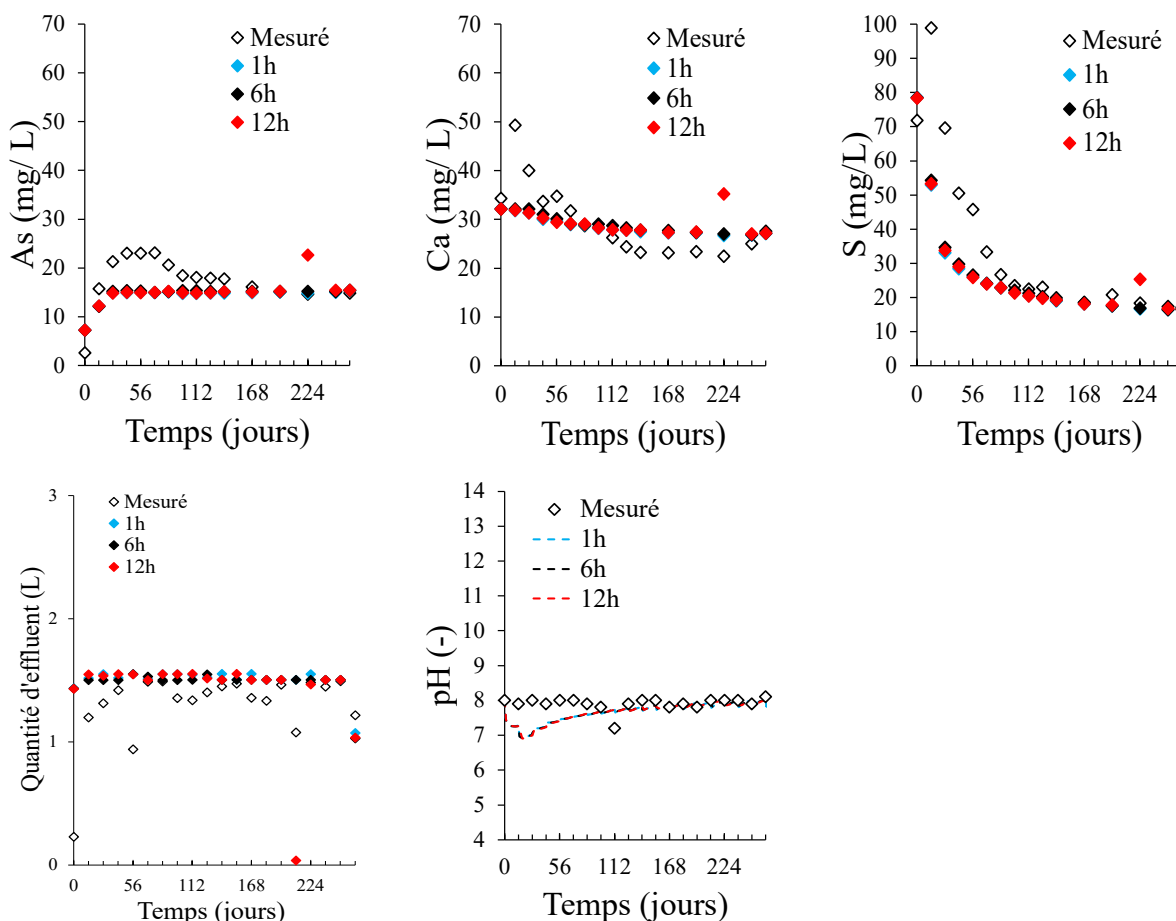


Figure 7.9 : Influence de la discrétisation temporelle sur les paramètres hydrogéochimiques simulés.

Cependant, pour un pas de temps maximal de 12 h, des écarts ponctuels apparaissent lors des phases de rinçage, où les pics d'écoulement ne sont pas correctement capturés. Cela conduit à une surestimation des concentrations à ces instants, traduisant une perte d'information liée à une résolution temporelle insuffisante. Ce comportement met en évidence la nécessité d'un pas de temps suffisamment fin pour représenter correctement les dynamiques rapides du système.

En termes de coût computationnel, les temps de calcul restent du même ordre de grandeur, avec 7 min 53 s pour un pas de temps de 1 h, 2 min 49 s pour 6 h et 2 min 26 s pour 12 h. Dans ce

contexte, les résultats indiquent qu'un pas de temps maximal de 6 h permet de reproduire adéquatement les variations temporelles du système sans différence significative par rapport aux pas de temps plus fins, tout en réduisant le temps de calcul.

Forçage thermique

Dans le chapitre 5, le forçage thermique a été représenté par une fonction périodique simplifiée alternant entre -2°C et 5°C selon des cycles réguliers de gel-dégel, appliquée uniformément à l'ensemble de la colonne afin d'alléger la mise en œuvre du modèle. Cette simplification soulève toutefois la question de son influence potentielle sur les résultats de simulation et, par conséquent, sur la calibration des paramètres.

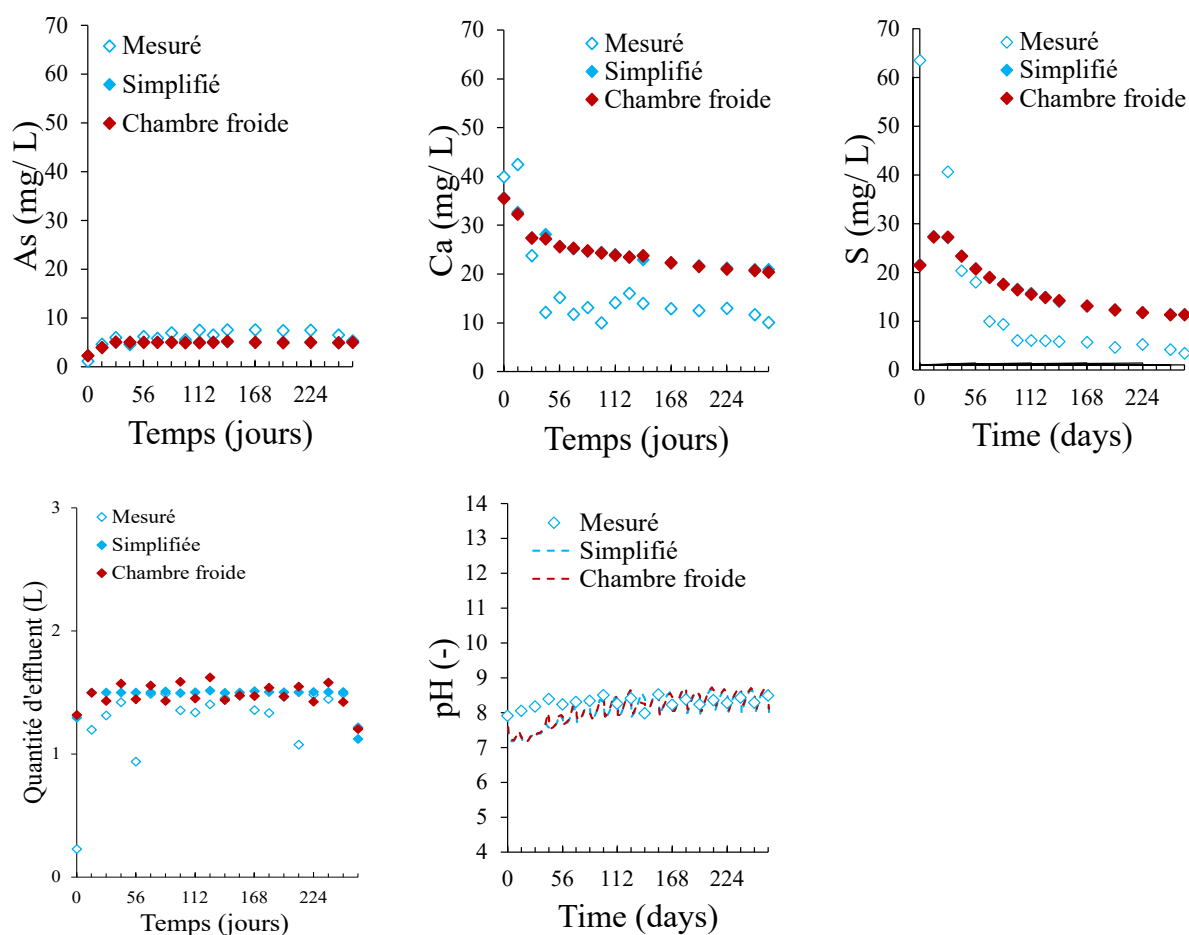


Figure 7.10 : Sensibilité du modèle au forçage thermique sur les paramètres hydrogéochimiques simulés.

Afin d'évaluer cet effet, une simulation basée sur la fonction de température simplifiée a été comparée à une simulation utilisant les données de température réellement mesurées dans la chambre froide sur la colonne C4'' à -2°C . Les résultats obtenus montrent des évolutions temporelles très similaires pour les variables clés, notamment le pH, la concentration en arsenic et le volume d'effluent. Ces observations indiquent une faible sensibilité du modèle à cette hypothèse de simplification du forçage thermique (figure 7.10).

Les temps de calcul associés aux deux approches sont comparables, avec une durée de 9 min 21 s pour le forçage simplifié et de 9 min 10 s pour le forçage basé sur les données mesurées, indiquant une influence négligeable du choix du forçage thermique sur le temps de calcul.

Représentation du gel

Afin d'évaluer l'impact de la représentation du gel sur les résultats du modèle, deux approches ont été comparées. La première repose sur une formulation simplifiée, dans laquelle l'écoulement de l'eau est fortement limité en dessous de 0°C par une augmentation forcée de la viscosité. La seconde approche intègre explicitement les processus thermiques via un bilan d'énergie, permettant de représenter les transitions gel-dégel de manière plus réaliste.

Cette comparaison vise à déterminer si l'approche simplifiée est suffisante pour reproduire le comportement du système ou si une description plus détaillée des processus thermiques est nécessaire. Les résultats obtenus montrent des évolutions temporelles globalement similaires pour les différentes variables étudiées, notamment le pH, les concentrations en arsenic, calcium et soufre, ainsi que le volume d'effluent. Les écarts observés entre les deux approches restent limités, suggérant que la simplification adoptée permet de reproduire de manière satisfaisante le comportement global du système (figure 7.11).

Les temps de calcul diffèrent toutefois entre les deux approches, avec une durée d'environ 9 min 21 s pour la formulation simplifiée contre 3 min 57 s pour l'approche basée sur le bilan d'énergie. Cette différence indique que, dans ce cas précis, l'intégration explicite des processus thermiques n'entraîne pas un surcoût computationnel, mais permet au contraire de réduire le temps de simulation.

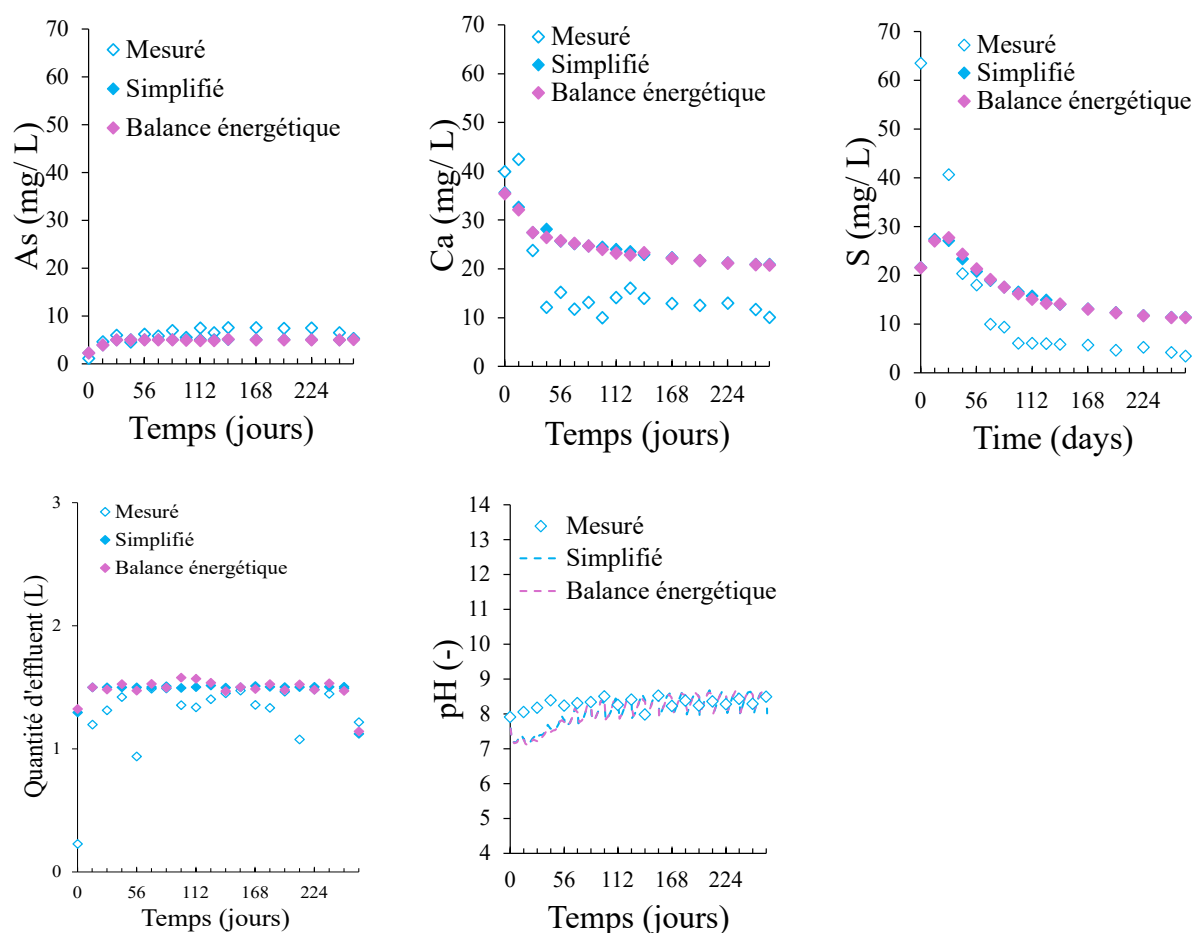


Figure 7.11 : Influence de la représentation du gel sur les paramètres hydrogéochimiques simulés

7.2.4 Conclusion de la section :

Les résultats expérimentaux et les simulations indiquent que les colonnes génèrent un drainage neutre à légèrement alcalin caractérisé par des conditions oxydantes, dans lequel la mobilisation de l'arsenic est principalement contrôlée par la dissolution de la gersdorffite et par la granulométrie du matériau. Malgré la grossièreté du matériau, des concentrations significatives d'arsenic sont

observées dans les lixiviats, ce qui souligne le potentiel de lixiviation de ce type de roche stérile. Les simulations numériques permettent par ailleurs de reproduire de manière satisfaisante les conditions hydrologiques et géochimiques du système expérimental.

Toutefois, la composition des lixiviats révèle un comportement inattendu du nickel, qui n'est pas détecté dans les eaux de drainage alors que ce métal est présent dans la structure de la gersdorffite. Cette observation suggère l'existence de processus secondaires contrôlant la mobilité du nickel dans le système, lesquels sont examinés plus en détail dans la section suivante.

7.3 Découplage entre As et Ni lors de la dissolution de la gersdorffite

Les résultats présentés dans la section précédente montrent que les colonnes génèrent un drainage neutre à légèrement alcalin caractérisé par des conditions oxydantes, dans lequel la mobilisation de l'arsenic est principalement contrôlée par la dissolution de la gersdorffite. Toutefois, l'analyse de la composition des eaux de drainage révèle un comportement inattendu pour le nickel. Malgré la dissolution du minéral porteur d'arsenic, les concentrations de nickel mesurées dans les lixiviats restent très faibles ($<0,2$ mg/L), contrastant avec les concentrations significatives d'arsenic observées dans le système. Ce découplage apparent entre l'arsenic et le nickel suggère l'existence de processus secondaires contrôlant la mobilité du nickel, lesquels sont examinés dans les sections suivantes.

7.3.1 Comportement du Ni dans les lixiviats

La gersdorffite (NiAsS) constitue le principal minéral porteur d'arsenic et de nickel identifié dans les matériaux étudiés. En l'absence d'autres minéraux arsenifères et nickélifères significatifs dans les matériaux, la dissolution de ce minéral devrait théoriquement entraîner la libération simultanée d'arsenic et de nickel dans les lixiviats. Dans ces conditions, un comportement couplé entre ces deux éléments pourrait être attendu lors de la dissolution de la gersdorffite.

Toutefois, les analyses chimiques des lixiviats montrent que les concentrations de nickel restent très faibles dans l'ensemble des colonnes. Les concentrations mesurées sont généralement inférieures à $0,2$ mg/L et sont fréquemment inférieures à la limite de détection analytique ($0,003$ mg/L), en particulier dans les colonnes les plus grossières (C1 et C2). Des concentrations

légèrement plus élevées sont observées dans les colonnes C3 à C5, mais celles-ci demeurent faibles, atteignant typiquement entre 0,01 et 0,17 mg/L dans la fraction la plus fine.

Ce comportement contraste fortement avec celui observé pour l'arsenic dans les mêmes colonnes, pour lequel des concentrations beaucoup plus élevées sont mesurées dans les lixiviats, atteignant plusieurs dizaines de mg/L dans les matériaux les plus fins. Alors que l'arsenic présente une augmentation marquée avec la diminution de la granulométrie du matériau, les concentrations de nickel restent globalement faibles dans l'ensemble des colonnes.

Ces observations indiquent ainsi un découplage apparent entre la mobilisation de l'arsenic et celle du nickel dans le système étudié. Ce contraste suggère que des processus secondaires contrôlent la mobilité du nickel dans les colonnes, limitant sa présence dans les lixiviats malgré la dissolution du minéral porteur.

7.3.2 Mécanismes potentiels contrôlant la mobilité du nickel

Les analyses minéralogiques présentées dans le chapitre 4 ont montré que la dissolution de la gersdorffite dans les colonnes se produit de manière congruente ce qui devrait entraîner une libération simultanée de nickel et d'arsenic selon la stœchiométrie du minéral (NiAsS). De plus, les observations microscopiques ne montrent ni zonage ni revêtements secondaires à la surface des grains de gersdorffite, ce qui suggère une dissolution non limitée par des phénomènes de passivation. Toutefois, malgré la mobilisation importante de l'arsenic dans les lixiviats, les concentrations de nickel demeurent très faibles dans l'ensemble des colonnes, ce qui suggère l'intervention de processus secondaires contrôlant sa mobilité dans le système étudié. Les sections suivantes examinent les mécanismes susceptibles d'expliquer ce comportement.

7.3.2.1 Validation de la présence attendue de Ni dans les lixiviats grâce à la modélisation

Les simulations géochimiques réalisées dans le cadre du chapitre 5 incluaient déjà le nickel parmi les espèces dissoutes considérées dans le modèle réactif. Dans ces simulations, la dissolution de la gersdorffite était représentée selon sa stœchiométrie et aucun processus de rétention spécifique du nickel, tel que la sorption, n'était initialement pris en compte.

Dans ces conditions, la dissolution congruente du minéral conduit à la libération simultanée de nickel et d'arsenic dans les lixiviats simulés. Les résultats obtenus avec MIN3P indiquent ainsi que

les concentrations dissoutes de nickel évoluent de manière similaire à celles de l'arsenic dans les différentes colonnes simulées. Les concentrations de nickel prévues par le modèle sont du même ordre de grandeur que celles de l'arsenic, ce qui correspond au comportement attendu lors de la dissolution congruente de la gersdorffite.

La figure 7.12 compare les concentrations simulées de nickel et d'arsenic obtenues avec MIN3P pour les différentes colonnes. Ces résultats montrent que, dans les conditions simulées, le nickel devrait être présent dans les lixiviats à des concentrations comparables à celles de l'arsenic. Ce comportement attendu contraste avec les observations expérimentales présentées précédemment, où les concentrations de nickel mesurées dans les lixiviats demeurent très faibles.

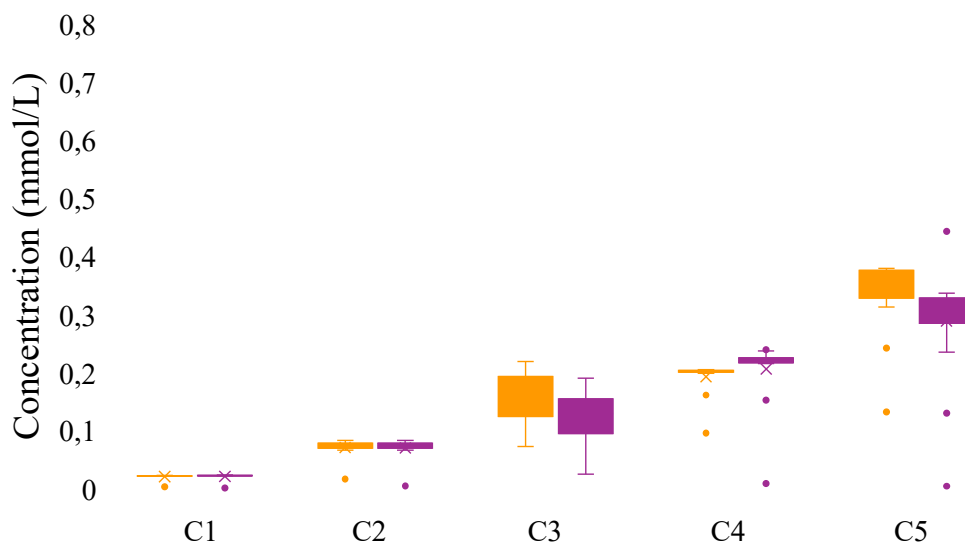


Figure 7.12 : Comparaison des concentrations simulées d'arsenic (orange) et de nickel (rose) dans les lixiviats des colonnes C1 à C5 obtenues avec le modèle MIN3P.

Le contraste avec les observations expérimentales suggère donc que des processus secondaires contrôlent la mobilité du nickel dans le système étudié.

7.3.2.2 Précipitation secondaire

La précipitation de phases secondaires contenant du nickel constitue un mécanisme potentiel pouvant expliquer les faibles concentrations de Ni observées dans les lixiviats. Afin d'évaluer cette hypothèse, des calculs thermodynamiques ont été réalisés à l'aide du logiciel Visual MINTEQ à partir des compositions chimiques mesurées dans les lixiviats.

Les indices de saturation calculés indiquent que les solutions peuvent atteindre ou approcher la saturation vis-à-vis de certaines phases contenant du nickel. En particulier, les résultats suggèrent que la formation de $\text{NiCO}_3(\text{s})$ pourrait être thermodynamiquement possible dans certaines conditions. En particulier, les indices de saturation calculés pour $\text{NiCO}_3(\text{s})$ demeurent négatifs dans les colonnes C1 à C3, deviennent proches de l'équilibre dans C4 et atteignent des valeurs positives dans C5 (jusqu'à $\sim 0,7$; voir Figure 4.18).

Ces résultats suggèrent que la précipitation de carbonates de nickel pourrait contribuer à limiter la concentration de Ni dissous dans les lixiviats. Toutefois, ces calculs reposent uniquement sur des considérations thermodynamiques et ne permettent pas de confirmer que ce processus se produit effectivement dans le système étudié. De plus, les conditions proches de la saturation semblent principalement associées aux fractions granulométriques les plus fines, suggérant que ce mécanisme, s'il se produit, pourrait être plus important dans ces colonnes que dans les matériaux plus grossiers.

7.3.2.3 Sorption

Essais de sorption au laboratoire

Afin d'évaluer la possibilité d'une rétention du nickel par sorption sur les minéraux présents dans le matériau, des essais batch ont été réalisés sur la fraction granulométrique la plus fine (< 0.85 mm). Les essais réalisés indiquent qu'un mécanisme de rétention du nickel est probablement actif dans le système, mais ne permettent pas de discriminer clairement la part respective de la sorption et de la précipitation dans ce processus (voir 7.1.1).

Sorption simulée par modélisation

Afin d'évaluer le rôle potentiel de la sorption dans la rétention du nickel, un mécanisme de sorption de type complexation de surface a été intégré dans le modèle réactif MIN3P. La sorption du Ni a été représentée sur des phases ferriques de type FeOH (hydrous ferric oxides), suivant une approche similaire à celle utilisée dans des travaux récents portant sur les résidus du site du Lac Tio (Salifu et al., 2025).

Les paramètres de surface, incluant la surface spécifique ($600 \text{ m}^2/\text{g}$) ainsi que les densités de sites forts et faibles, ont été initialement définis sur la base de valeurs issues de la littérature (Salifu et

al., 2025). Toutefois, la quantité effective de surface sorbante disponible a été ajustée de manière paramétrique afin d'évaluer la sensibilité du modèle à la capacité de sorption. Cette approche vise à tester la plausibilité du mécanisme plutôt qu'à en fournir une quantification rigoureuse, les propriétés de surface du matériau n'ayant pas été mesurées directement dans le cadre de cette étude (ni la capacité de sorption des stériles).

Les résultats de modélisation montrent que l'introduction de la sorption permet de reproduire qualitativement une atténuation des concentrations de Ni en solution, en particulier aux temps précoces (figure 7.13). Cependant, l'analyse des flux cumulés simulés met en évidence un comportement caractéristique d'un système contrôlé par sorption, marqué par un retard initial de la libération du Ni suivi d'une augmentation accélérée des flux.

Ce type de réponse suggère que la sorption agit comme un mécanisme de rétention temporaire, associé à une saturation progressive des sites de sorption. Bien que ce comportement ne puisse pas être directement validé par les données expérimentales dans le cas présent, en raison de l'absence de Ni mesurable dans les lixiviats, il est cohérent avec les mécanismes décrits dans la littérature pour des systèmes similaires, notamment dans le contexte des résidus du site de la mine Lac Tio (Plante et al., 2010).

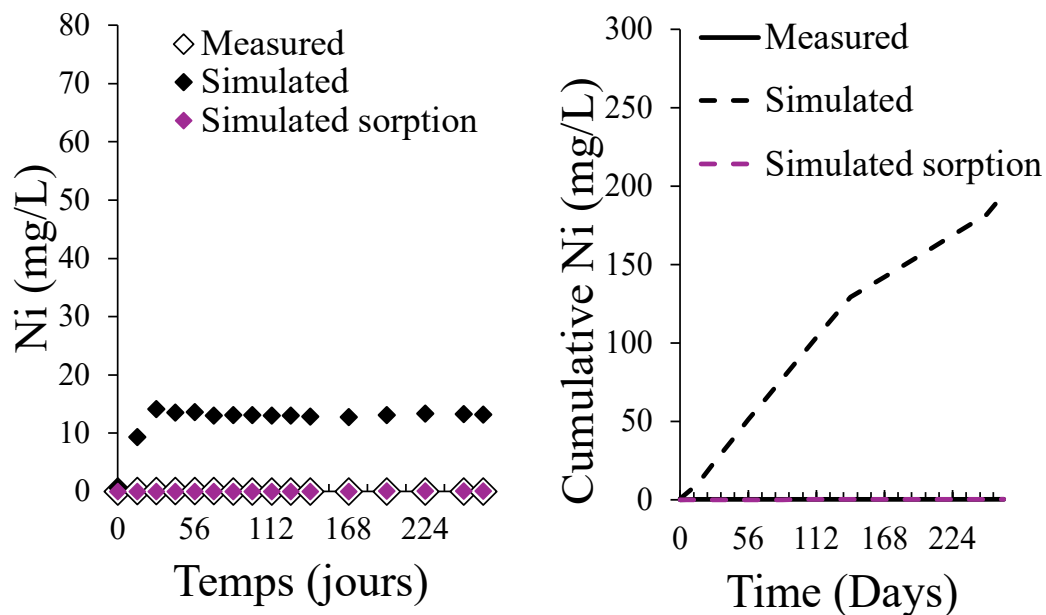


Figure 7.13 : Comparaison de l'évolution des concentration mesurées et simulées, ponctuelles (a) et cumulées (b) des concentrations de nickel (Ni) dans les lixiviats.

Ainsi, les résultats de modélisation suggèrent que la sorption pourrait constituer un processus contributif dans la rétention du Ni, tout en indiquant qu'elle ne représente pas nécessairement un puits permanent à long terme.

7.3.3 Synthèse du comportement du Ni

L'ensemble des résultats expérimentaux et de modélisation met en évidence un comportement atypique du nickel dans le système étudié, caractérisé par des concentrations très faibles dans les lixiviats malgré la dissolution congruente de la gersdorffite. Ce découplage marqué entre l'arsenic et le nickel indique que la mobilité de ce dernier est contrôlée par des processus secondaires intervenant après sa libération.

Les simulations géochimiques réalisées sans prise en compte de mécanismes de rétention spécifiques montrent que le nickel devrait être mobilisé de manière similaire à l'arsenic, ce qui confirme que les faibles concentrations observées expérimentalement ne peuvent être expliquées uniquement par la cinétique de dissolution du minéral porteur. Ces résultats suggèrent donc l'intervention de processus limitant la concentration du Ni en solution.

Parmi les mécanismes envisagés, la précipitation de phases secondaires contenant du nickel apparaît thermodynamiquement possible dans certaines conditions, notamment sous forme de

carbonates. Toutefois, l'absence de preuve directe de la formation de telles phases dans les matériaux étudiés ne permet pas de confirmer leur rôle effectif dans le système.

La sorption du nickel sur les surfaces minérales constitue également un mécanisme plausible. Les essais batch réalisés au laboratoire indiquent une diminution des concentrations de Ni en solution, mais ne permettent pas de distinguer clairement entre sorption et précipitation en raison des conditions de pH favorables à la formation de phases secondaires. Les simulations intégrant un mécanisme de sorption montrent que ce processus peut conduire à une atténuation significative des concentrations de Ni en solution, cohérente avec l'absence de nickel dans les lixiviats expérimentaux.

Cependant, l'analyse des flux cumulés simulés suggère que la sorption agit principalement comme un mécanisme de rétention temporaire, associé à une saturation progressive des sites de sorption, plutôt que comme un puits permanent. Ce comportement est en accord avec les observations rapportées dans la littérature pour des systèmes similaires, notamment dans le contexte des résidus du site du Lac Tio, où la sorption du nickel retarde sa mobilisation sans empêcher sa libération à long terme.

Ainsi, les résultats obtenus suggèrent que la faible présence de nickel dans les lixiviats résulte probablement d'une combinaison de processus, incluant la sorption sur les surfaces minérales et, possiblement, la précipitation de phases secondaires. Néanmoins, les données disponibles ne permettent pas de discriminer de manière univoque entre ces mécanismes ni de quantifier leur contribution respective. Des travaux complémentaires, incluant des analyses minéralogiques fines ou des essais ciblés de sorption, seraient nécessaires pour contraindre plus précisément les processus contrôlant la mobilité du nickel dans ce système.

7.4 Influence de la minéralogie des sulfures sur la réponse géochimique : approche de modélisation comparative

Les résultats présentés dans les sections précédentes ont permis de mettre en évidence les principaux facteurs contrôlant la mobilisation de l'arsenic dans les matériaux étudiés, notamment l'effet de la granulométrie, de la température et des conditions hydrogéochimiques. L'ensemble de ces résultats repose toutefois sur un système spécifique dominé par la présence de gersdorffite (NiAsS), identifiée comme le principal minéral porteur d'arsenic.

Comme montré dans le chapitre 5, la dissolution de la gersdorffite constitue le mécanisme principal de libération de l'arsenic dans les lixiviats, dans un contexte de drainage neutre à légèrement alcalin. Cependant, ce type de comportement ne peut pas être généralisé à l'ensemble des sulfures arsenifères, dont les propriétés géochimiques et les réactions secondaires associées peuvent varier significativement en fonction de leur composition.

En particulier, la nature du métal associé à l'arsenic dans les sulfures joue un rôle déterminant dans les processus de contrôle de sa mobilité. Alors que la gersdorffite libère du nickel lors de sa dissolution, d'autres sulfures arsenifères couramment rencontrés dans les environnements miniers, tels que l'arsénopyrite (FeAsS), libèrent du fer, élément fortement impliqué dans la formation de phases secondaires réactives.

Dans ce contexte, une approche de modélisation comparative a été mise en œuvre afin d'évaluer l'influence de la minéralogie du sulfure sur la réponse géochimique du système. Les modèles développés dans le cadre du Chapitre 5 ont été utilisés comme base, en substituant la gersdorffite par de l'arsénopyrite tout en conservant des conditions hydrologiques, thermiques et géochimiques identiques. Cette approche permet d'isoler l'effet de la nature du sulfure sur la libération de l'arsenic et sur les mécanismes contrôlant son devenir dans le système.

L'objectif de cette section est ainsi de comparer les comportements géochimiques associés à deux sulfures arsenifères représentatifs, afin de mettre en évidence l'importance d'une caractérisation minéralogique précise dans l'interprétation de la qualité des eaux de drainage et dans la compréhension des processus de mobilité des contaminants.

7.4.1 Rôle de la minéralogie des sulfures dans la génération du drainage

La minéralogie des sulfures constitue un facteur de premier ordre dans le contrôle de la composition chimique des lixiviats générés par les matériaux miniers. En effet, la nature des sulfures présents détermine non seulement les éléments potentiellement libérés lors de leur altération, mais également les réactions secondaires susceptibles de se produire dans le système (Nordstrom, 2011; Blowes et al., 2014; Plante et al., 2021b).

Lors de l'oxydation ou de la dissolution des sulfures, les éléments constitutifs du minéral sont libérés en solution selon leur stœchiométrie, ce qui contrôle directement la signature chimique initiale des eaux de drainage. Toutefois, cette libération primaire est rapidement modifiée par des

réactions secondaires impliquant les éléments associés au sulfure. En particulier, la nature du cation métallique lié à l'arsenic ou au soufre joue un rôle déterminant dans l'évolution géochimique du système.

Les sulfures riches en fer, tels que la pyrite ou l'arsénopyrite, sont connus pour favoriser la formation d'oxydes et d'hydroxydes ferriques secondaires lors de leur altération. Ces phases présentent une forte capacité de sorption vis-à-vis de nombreux éléments traces, notamment l'arsenic, et peuvent ainsi limiter leur mobilité dans les eaux de drainage (Dzombak and Morel, 1990; Dixit and Hering, 2003; Blowes et al., 2014). À l'inverse, les sulfures contenant des métaux tels que le nickel ne conduisent pas nécessairement à la formation de phases secondaires présentant des capacités de rétention aussi élevées, ce qui peut entraîner des comportements géochimiques contrastés.

Ainsi, à conditions hydrogéochimiques comparables, la nature du sulfure contrôle non seulement les flux d'éléments libérés, mais également les mécanismes de rétention susceptibles de s'exercer dans le système. Cette double influence, à la fois sur la libération et sur le devenir des contaminants, rend la caractérisation minéralogique indispensable pour interpréter correctement la qualité des lixiviats et anticiper leur évolution à long terme.

7.4.2 Approche comparative de modélisation : gersdorffite vs arsénopyrite

Afin d'évaluer l'influence de la minéralogie du sulfure sur la réponse géochimique du système, des simulations supplémentaires ont été réalisées en substituant la gersdorffite (NiAsS) par de l'arsénopyrite (FeAsS) dans le modèle réactif MIN3P.

La cinétique de dissolution de l'arsénopyrite a été définie à partir des paramètres proposés dans la littérature (Sako et Pabst, 2023 – $\log k$ -2.8), en utilisant l'expression cinétique ainsi que les constantes associées à la condition la plus réactive rapportée dans cette étude. Ce choix vise à représenter un scénario conservateur en termes de potentiel de libération de l'arsenic. Il convient de souligner que ces simulations n'ont pas fait l'objet d'une calibration spécifique et ont pour objectif principal de fournir une comparaison conceptuelle entre deux systèmes minéralogiques contrastés, plutôt que de reproduire quantitativement un système réel.

Les simulations de substitution minéralogique ont été réalisées sur un sous-ensemble représentatif des colonnes expérimentales, incluant les colonnes C1 (50-15 mm) et C5 (<0,85 mm) pour

l'analyse de l'effet de la granulométrie, ainsi que les colonnes C4 (2,4-0,85 mm, 21°C) et C4dd (2,4-0,85 mm, -2°C) pour l'évaluation de l'effet de la température. Les résultats obtenus mettent en évidence des différences marquées dans la réponse géochimique du système selon le sulfure considéré (figure 7.14).

En se basant sur les concentrations stabilisées issues des simulations, obtenues après les premiers cycles de rinçage, les concentrations d'arsenic dans les lixiviats montrent une diminution marquée lors du remplacement de la gersdorffite par l'arsénopyrite, passant de l'ordre de 2 mg/L à des valeurs inférieures à 0,01 mg/L pour C1, de 30 mg/L à inférieur à 1 mg/L pour C5, de 15 mg/L à inférieur à 1 mg/L pour C4 et de 7 mg/L à environ 1 mg/L pour C4dd. À l'inverse, les paramètres hydrogéochimiques globaux du système, incluant le pH, le calcium et le soufre dissous, présentent des variations limitées, compris entre 7 et 19 % pour le Ca, entre 13 et 30 % pour le S et entre 1 et 5 % pour le pH. Dans le cas de la colonne C1, la variation apparente du Ca est plus élevée en raison de concentrations initiales très faibles, ce qui amplifie artificiellement les différences relatives. Ces résultats indiquent que les différences observées sont principalement liées à la nature du sulfure plutôt qu'à une modification des conditions géochimiques globales.

Malgré cette diminution des concentrations, les tendances générales observées dans les sections précédentes sont conservées, les effets de la granulométrie et de la température restant clairement visibles dans les simulations avec l'arsénopyrite. Les concentrations d'arsenic augmentent avec la diminution de la taille des grains et diminuent aux plus basses températures, indiquant que ces facteurs contrôlent principalement l'intensité des flux, indépendamment de la nature du sulfure.

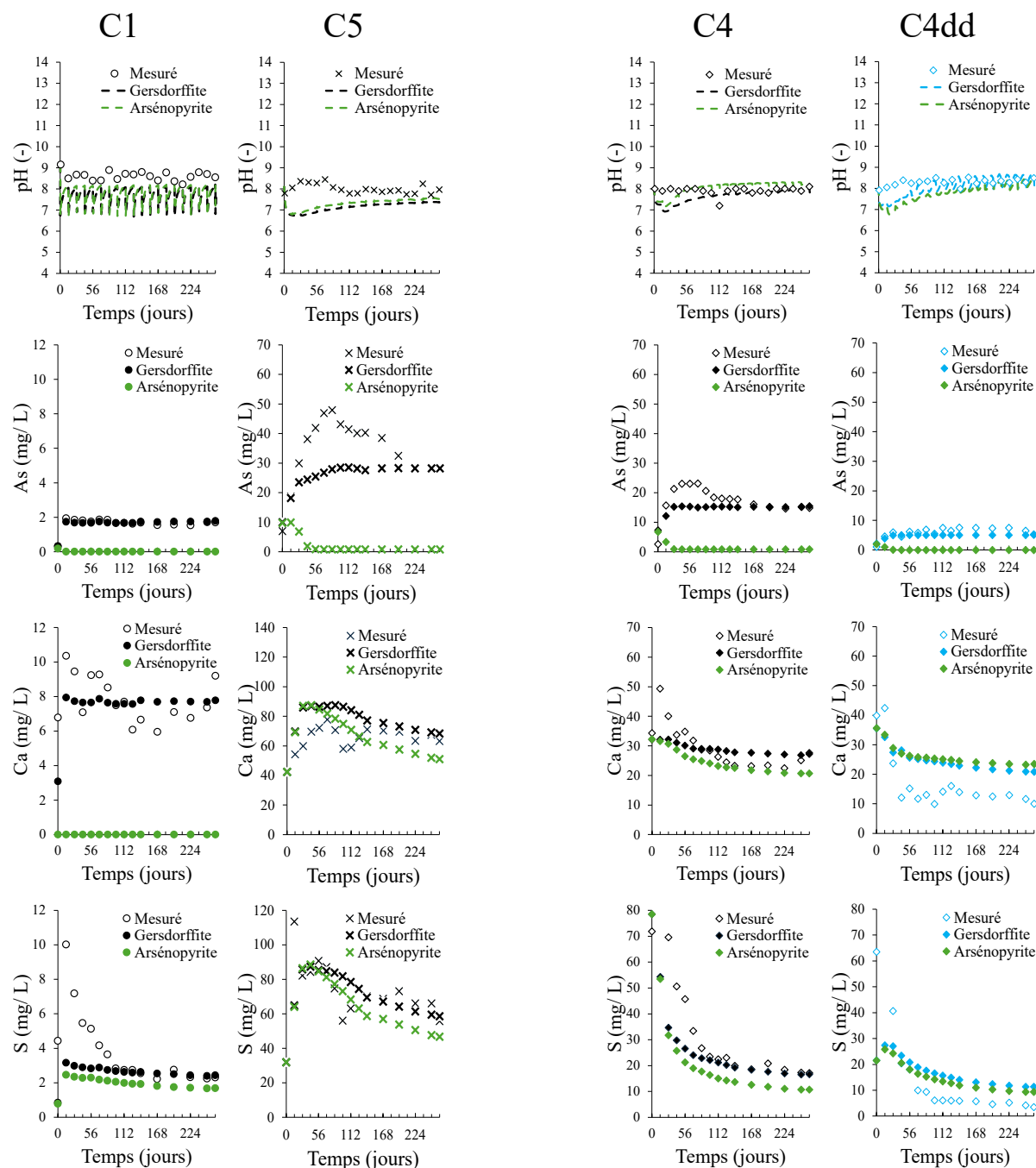


Figure 7.14 : Comparaison des concentrations mesurées et simulées du pH, de l'As, du Ca et du S, dans les lixiviats pour différentes colonnes représentatives, en considérant deux minéralogies de sulfures arsénifères (gersdorffite et arsénopyrite). Les colonnes C1 et C5 illustrent l'effet de la granulométrie, tandis que les colonnes C4 et C4dd permettent d'évaluer l'influence de la température.

7.4.3 Synthèse : influence couplée de la minéralogie sur la libération et le devenir des éléments

Les différences observées entre les deux configurations minéralogiques ne résultent pas de modifications majeures des conditions hydrogéochimiques globales, mais de mécanismes distincts de libération de l'arsenic. Alors que la gersdorffite se dissout de manière relativement congruente dans les conditions étudiées, la dissolution de l'arsénopyrite est principalement contrôlée par des processus d'oxydation, impliquant des voies réactionnelles différentes. Cette distinction se traduit par des comportements contrastés en termes de mobilisation de l'arsenic, malgré des conditions de pH, de soufre dissous et de calcium globalement comparables entre les simulations.

Dans ce contexte, la dissolution de la gersdorffite conduit à une libération directe et soutenue de l'arsenic en solution, tandis que l'arsénopyrite présente une mobilisation plus limitée, reflétant un mode de réaction différent. Ainsi, à conditions hydrogéochimiques équivalentes, ces simulations comparatives montrent que la minéralogie du sulfure constitue un facteur déterminant dans le contrôle de la mobilité de l'arsenic, en influençant non seulement les flux libérés, mais aussi les mécanismes réactionnels impliqués. Il convient toutefois de souligner que les mécanismes précis responsables de cette différence de comportement ne sont pas explicitement contraints par le modèle et reposent sur l'interprétation des voies réactionnelles dominantes associées à chaque sulfure.

Ces résultats soulignent que la prédiction du comportement géochimique des stériles miniers ne peut pas reposer uniquement sur les conditions environnementales, mais doit intégrer explicitement la nature et le mode de réaction des phases sulfureuses présentes.

7.5 Implication pour la gestion et la restauration des sites miniers

Les résultats présentés dans la section précédente mettent en évidence le rôle déterminant de la minéralogie des sulfures dans le contrôle de la mobilité de l'arsenic, en influençant à la fois les mécanismes de libération et les processus géochimiques impliqués. Ces observations soulignent que, à conditions hydrogéochimiques comparables, des comportements fortement contrastés peuvent être observés en fonction de la nature des phases minérales présentes.

Dans ce contexte, il apparaît nécessaire de discuter des implications de ces résultats pour la gestion et la restauration des sites miniers. En particulier, l'intégration des spécificités minéralogiques dans

les approches d'évaluation et de prédiction du drainage minier constitue un enjeu clé pour améliorer la fiabilité des diagnostics et l'efficacité des stratégies de restauration.

7.5.1 Rôle de la minéralogie dans la prédiction du comportement géochimique

La caractérisation minéralogique constitue une étape fondamentale dans l'évaluation du comportement géochimique des stériles miniers. Son importance est largement reconnue dans la littérature, notamment dans le contexte de la génération de drainage minier acide, où la nature et la proportion des sulfures et des minéraux neutralisants contrôlent directement la production d'acidité et l'évolution du pH des lixiviats (Bouzahzah et al., 2014 ; Plante et al., 2021a ; Plante et al., 2021b). Dans ce cadre, de nombreuses approches de prédiction reposent sur l'identification des phases minérales présentes afin d'évaluer le potentiel acidogène des matériaux, ainsi que leur capacité de neutralisation. Certaines de ces approches s'appuient directement sur la minéralogie, en considérant les réactions d'altération spécifiques à chaque phase minérale pour estimer le potentiel d'acidité et de neutralisation (Paktunc 1999a, b). La minéralogie est ainsi considérée comme un paramètre clé dans la classification des stériles et dans la conception des stratégies de gestion et de restauration.

Cependant, les résultats obtenus dans cette étude montrent que l'importance de la caractérisation minéralogique ne se limite pas aux systèmes acides. Dans un contexte de drainage neutre à légèrement alcalin, comme celui étudié ici, la minéralogie des sulfures contrôle également de manière déterminante la qualité des eaux de drainage, en influençant les mécanismes de libération et de mobilité des éléments dissous, notamment l'arsenic. Ainsi, à pH proche de la neutralité, des matériaux présentant des conditions hydrogéochimiques similaires peuvent générer des concentrations très différentes en contaminants dissous en fonction de la nature des phases minérales présentes. Par ailleurs, la caractérisation minéralogique permet également d'identifier les mécanismes de rétention susceptibles de contrôler la mobilité de certains éléments, tels que le nickel, notamment par des processus de rétention. Dans ce contexte, une modification des conditions géochimiques du système peut entraîner une remise en solution de ces éléments précédemment immobilisés.

Ce résultat met en évidence que la caractérisation minéralogique est essentielle non seulement pour prédire la génération d'acidité, mais aussi pour anticiper la qualité des eaux dans des systèmes non

acidogènes, où les mécanismes de contrôle souvent liés aux processus de dissolution et de rétention spécifiques par les minéraux secondaires.

7.5.2 Rôle des mécanismes de sorption dans le contrôle de la mobilité du nickel

Les résultats obtenus dans cette étude mettent en évidence que la mobilité du nickel dans les lixiviats n'est pas uniquement contrôlée par la dissolution des minéraux porteurs, mais également par des mécanismes secondaires de rétention. Malgré une libération attendue du nickel liée à la dissolution de la gersdorffite, les concentrations mesurées dans les lixiviats restent limitées, suggérant l'intervention de processus de sorption et/ou de précipitation dans le système. Des observations similaires ont été rapportées pour les stériles de la mine Lac Tio, dans un contexte de drainage neutre à légèrement alcalin comparable à celui étudié ici, où la mobilité du nickel est fortement contrôlée par des processus de sorption sur les surfaces minérales (Plante et al., 2010).

Ces mécanismes de rétention jouent un rôle déterminant dans le contrôle de la mobilité du nickel, en particulier dans des conditions de pH neutre à légèrement alcalin, où la formation de phases secondaires ou l'adsorption sur des surfaces minérales peut limiter efficacement sa concentration en solution. Ainsi, la mobilité du nickel ne reflète pas directement la quantité libérée par les réactions de dissolution, mais résulte d'un équilibre entre les processus de libération et de rétention.

Cependant, cette rétention est conditionnelle à la stabilité des conditions géochimiques du système et à la capacité limitée des mécanismes de sorption. Toute modification du pH, du potentiel redox ou de la composition chimique des eaux peut entraîner une déstabilisation des phases secondaires ou une désorption du nickel, conduisant à une remise en solution de cet élément. De plus, une saturation progressive des sites de sorption pourrait également favoriser un relargage différé du Ni à long terme. Dans ce contexte, le nickel peut constituer une source de contamination différée, susceptible d'apparaître plusieurs années après la mise en place des stériles, notamment si les conditions environnementales évoluent.

Ces résultats soulignent ainsi que l'efficacité des systèmes de recouvrement ne dépend pas uniquement de leur capacité à limiter l'oxydation des sulfures, mais également des mécanismes géochimiques contrôlant la rétention des éléments dissous.

7.5.3 Conséquences pour la gestion et la restauration des sites miniers

Les résultats obtenus dans cette étude mettent en évidence que la gestion des stériles miniers doit intégrer explicitement la minéralogie des phases présentes, en particulier dans les systèmes de drainage neutre à légèrement alcalin. Des matériaux présentant des conditions hydrogéochimiques similaires peuvent ainsi générer des comportements fortement contrastés en fonction de la nature des sulfures, ce qui limite l'applicabilité des approches génériques basées uniquement sur le pH ou la teneur totale en contaminants.

Dans ce contexte, les stratégies de gestion doivent viser à contrôler les flux d'eau au sein des stériles, ceux-ci constituant le principal vecteur de dissolution et de transport des éléments dissous dans le système étudié. La réduction de l'infiltration et le maintien de conditions hydriques stables apparaissent ainsi essentiels pour limiter la mobilisation des contaminants. Par ailleurs, la stabilité des conditions géochimiques joue un rôle clé dans le maintien des mécanismes de rétention, en particulier pour les éléments dont la mobilité est contrôlée par des processus de sorption. Toute perturbation du système peut entraîner une remobilisation de ces éléments.

L'efficacité des systèmes de recouvrement isolants peut également varier significativement selon la nature des sulfures présents. Dans les systèmes dominés par des sulfures riches en fer tels que l'arsénopyrite ou la pyrite, la diminution de la température entraîne généralement une forte réduction des taux d'oxydation. À l'inverse, les résultats obtenus sur la gersdorffite suggèrent que la mobilisation de l'arsenic peut se maintenir à basse température tant que des conditions favorables aux interactions eau-roche persistent. Ces résultats suggèrent donc que la présence d'eau liquide disponible constitue un facteur de contrôle majeur de la mobilisation de l'arsenic dans les systèmes dominés par la gersdorffite. Ainsi, une performance thermique donnée d'un recouvrement isolant pourrait avoir un effet beaucoup plus limité dans les systèmes dominés par la gersdorffite que dans ceux dominés par l'arsénopyrite.

Enfin, ces résultats soulignent la nécessité d'adopter une approche à long terme dans l'évaluation des risques environnementaux, en tenant compte du fait que certains contaminants peuvent être temporairement immobilisés avant d'être relargués en réponse à une évolution des conditions hydriques et géochimiques. Dans ce contexte, une caractérisation minéralogique détaillée apparaît essentielle pour identifier les mécanismes dominants et orienter efficacement les stratégies de gestion et de restauration des stériles miniers.

7.6 Limites et perspectives

Bien que les résultats obtenus dans cette étude permettent d'améliorer la compréhension des mécanismes contrôlant la libération de l'arsenic en conditions de drainage neutre, certaines limites doivent être soulignées pour ce travail. Celles-ci concernent à la fois la caractérisation des matériaux, les approches expérimentales et la modélisation numérique. L'identification de ces limites permet de mieux cerner les incertitudes associées aux résultats et de définir des perspectives de recherche visant à approfondir la compréhension des processus en jeu et à améliorer leur prise en compte dans les stratégies de gestion des stériles miniers.

7.6.1 Limites expérimentales

La sélection des matériaux constitue une première source d'incertitude dans cette étude. L'identification des stériles potentiellement générateurs d'arsenic repose en partie sur des essais rapides réalisés en conditions de terrain, qui permettent d'orienter l'échantillonnage mais présentent des limites en termes de précision et de représentativité. De plus, la disponibilité des matériaux sur le site et les contraintes opérationnelles associées à leur extraction peuvent restreindre le choix des échantillons étudiés. Le caractère éloigné du site implique également des contraintes logistiques importantes, notamment pour l'acheminement du matériel et la réalisation des campagnes de terrain, nécessitant une dépendance aux infrastructures et au personnel de la mine.

Les résultats obtenus reposent ensuite sur des essais en colonnes réalisés en conditions contrôlées, permettant d'isoler l'influence de paramètres tels que la granulométrie et la température sur la lixiviation de l'arsenic. Toutefois, ces dispositifs expérimentaux correspondent à des systèmes homogènes et monomatériaux, alors que les stériles sur le terrain présentent généralement une forte hétérogénéité minéralogique et granulométrique, ainsi que des structures complexes liées à leur mise en place. Cette simplification peut limiter la représentativité des processus observés à l'échelle du terrain.

Par ailleurs, les conditions hydriques imposées dans les essais, notamment les cycles de rinçage réguliers, ne reproduisent qu'imparfaitement les régimes d'infiltration variables observés en contexte réel. Cette limite est particulièrement marquée en environnement nordique, où les cycles

de gel et de dégel influencent fortement la circulation de l'eau et la distribution de la phase liquide dans le milieu.

En outre, bien que la durée des essais (environ un an) permette d'atteindre un régime quasi-stationnaire pour certains paramètres, elle reste insuffisante pour capturer les processus à long terme, notamment l'évolution des mécanismes de rétention (et leur atténuation) ou la déplétion progressive des phases réactives.

Enfin, les conditions expérimentales ne permettent pas de reproduire pleinement l'ensemble des interactions couplées entre les processus hydrologiques, thermiques et géochimiques qui se produisent à l'échelle du terrain. En particulier, les effets de variabilité spatiale, les écoulements préférentiels et les perturbations environnementales ne sont pas pris en compte dans ce type de dispositif.

7.6.2 Limites liées à la caractérisation

La caractérisation des matériaux constitue une étape essentielle de cette étude, reposant sur un ensemble d'analyses physiques, chimiques, minéralogiques, hydrogéologiques et thermiques. Toutefois, ces approches présentent des limites intrinsèques liées à la résolution et aux seuils de détection des techniques utilisées, qui peuvent restreindre l'identification précise de certaines phases ou la quantification de leur abondance, en particulier lorsqu'elles sont présentes en faibles proportions.

Ces limitations sont accentuées par la nature des matériaux étudiés, constitués de stériles grossiers, même après tamisage à 50 mm. De nombreuses techniques de caractérisation étant initialement développées pour des matériaux plus fins, leur application à ce type de granulométrie peut introduire des incertitudes supplémentaires. Cette contrainte a notamment nécessité des adaptations expérimentales, en particulier pour la mesure de la conductivité hydraulique, où l'augmentation des capacités d'entrée et de sortie d'eau a pu favoriser des flux plus élevés et induire une migration accrue des particules fines au sein du matériau.

Par ailleurs, une caractérisation minéralogique plus approfondie permettrait de réduire certaines des incertitudes observées au cours de cette étude. Elle contribuerait notamment à mieux contraindre l'identification des carbonates regroupés sous l'appellation *mixed carbonates* et à vérifier si les variations apparentes de la teneur en gersdorffite observées entre certaines fractions

granulométriques résultent d'incertitudes de caractérisation ou traduisent une réelle hétérogénéité des matériaux. Une meilleure connaissance de la minéralogie permettrait ainsi d'affiner l'interprétation des résultats expérimentaux et le paramétrage des modèles numériques.

L'identification des phases secondaires formées au cours des essais reste limitée, celles-ci n'ayant été caractérisées qu'après démantèlement des colonnes. Leur faible abondance, leur distribution hétérogène et leur caractère potentiellement transitoire rendent leur détection et leur quantification difficiles, bien qu'elles puissent jouer un rôle déterminant dans le contrôle de la mobilité des éléments dissous.

Enfin, la distribution de la gersdorffite et l'estimation des surfaces réactives présentent également des incertitudes, liées à l'hétérogénéité du matériau et aux approximations associées à la granulométrie. Ces limitations affectent directement l'interprétation des cinétiques de dissolution et la capacité à contraindre certains mécanismes, notamment ceux impliqués dans la rétention du nickel.

7.6.3 Limites de la compréhension des mécanismes

Les résultats obtenus dans cette étude permettent d'identifier les principaux processus contrôlant la libération de l'arsenic à partir de la gersdorffite, notamment à travers des mécanismes de dissolution en conditions de drainage neutre. Toutefois, certains aspects des mécanismes géochimiques impliqués restent partiellement contraints. En particulier, la représentation des cinétiques de dissolution repose sur des paramètres ajustés dans le cadre de la modélisation, qui introduisent des incertitudes quant à la transposition de ces résultats à d'autres contextes ou à des échelles de temps plus longues.

Par ailleurs, les observations minéralogiques réalisées après les essais en colonnes (Chapitre 4) ont mis en évidence la présence d'arsenic dans les halos d'altération entourant certains grains de gersdorffite. Ces observations indiquent qu'une faible fraction de l'arsenic libéré lors de la dissolution peut être temporairement retenue à proximité immédiate du minéral, probablement sous forme de phases secondaires ou d'espèces adsorbées. Ce mécanisme de rétention n'a toutefois pas été explicitement pris en compte dans les simulations numériques. Afin de limiter le nombre de paramètres libres et de conserver un modèle parcimonieux, l'hypothèse retenue a consisté à considérer que l'ensemble de l'arsenic dissous provenait directement de la dissolution de la

gersdorffite et qu'aucune rétention significative de l'arsenic n'intervenait au sein du matériau. Les observations expérimentales montrent néanmoins que cette hypothèse constitue une simplification de la réalité. Bien que les quantités d'arsenic retenues dans les halos d'altération semblent faibles au regard des quantités exportées dans les lixiviats, leur prise en compte pourrait contribuer à améliorer la représentation des mécanismes géochimiques contrôlant le devenir de l'arsenic, notamment à proximité des fronts de dissolution des grains de gersdorffite.

Concernant le nickel, bien que les simulations et les observations suggèrent l'intervention de mécanismes de rétention, les processus exacts impliqués ne peuvent être discriminés avec certitude. En effet, plusieurs observations convergent vers l'existence d'un mécanisme de sorption. Alors que la gersdorffite libère simultanément du nickel et de l'arsenic lors de sa dissolution, les concentrations de nickel mesurées dans les lixiviats demeurent systématiquement plus faibles ($<0,2$ mg/L) que celles de l'arsenic (entre 2 et 40 mg/L). De plus, les essais de sorption réalisés dans le cadre de cette étude ont confirmé la capacité des matériaux à retenir le nickel en solution sans toutefois pouvoir discriminer la présence de sorption et/ou de précipitation. Cependant, les calculs d'indices de saturation montrent que la précipitation de phases secondaires riches en nickel n'est envisageable que pour le matériau le plus fin, alors que la diminution des concentrations de nickel est observée pour l'ensemble des matériaux étudiés. Cette combinaison d'observations suggère que la précipitation ne constitue vraisemblablement pas le mécanisme dominant de rétention du nickel et que la sorption sur les surfaces minérales joue probablement un rôle prépondérant. L'absence de caractérisation directe des phases porteuses du nickel limite toutefois la capacité à confirmer cette hypothèse et à identifier précisément les surfaces réactives impliquées.

De plus, les interactions couplées entre les processus de dissolution, de transport et de rétention restent simplifiées dans l'interprétation des résultats. En particulier, la dynamique temporelle des mécanismes de rétention, notamment leur éventuelle saturation ou leur déstabilisation en réponse à des changements de conditions géochimiques, n'est pas explicitement contrainte dans cette étude.

7.6.4 Limites de la modélisation

La modélisation numérique réalisée dans cette étude constitue un outil central pour l'interprétation des résultats expérimentaux et l'exploration de scénarios à long terme. Toutefois, elle repose sur un certain nombre d'hypothèses et de simplifications qui introduisent des incertitudes. En particulier, la paramétrisation des cinétiques de dissolution de la gersdorffite repose sur des

données limitées dans la littérature, ce qui a nécessité l'ajustement de certains paramètres dans le cadre de la calibration du modèle. Cette approche permet de reproduire les tendances observées expérimentalement, mais peut limiter la transférabilité des résultats à d'autres contextes.

Par ailleurs, l'absence de la gersdorffite dans les bases de données thermodynamiques standards a nécessité son implémentation spécifique dans le modèle, introduisant des incertitudes supplémentaires liées à la définition de ses propriétés thermodynamiques et cinétiques. De plus, la représentation des processus de rétention du nickel reste simplifiée, notamment en ce qui concerne les mécanismes de sorption, qui ne sont pas explicitement décrits de manière mécanistique dans le modèle.

Une autre limite de la modélisation concerne l'hypothèse selon laquelle l'ensemble de la gersdorffite présente dans les matériaux est potentiellement réactif. Dans le modèle, la totalité de la gersdorffite quantifiée lors des caractérisations minéralogiques est considérée comme accessible aux réactions de dissolution. En réalité, une fraction de ce minéral peut être partiellement ou totalement encapsulée au sein d'autres phases minérales, limitant ainsi son contact avec l'eau et les agents oxydants. Cette accessibilité réduite diminue la quantité de gersdorffite effectivement disponible pour les réactions géochimiques. Cette simplification influence principalement les simulations à long terme. En particulier, les projections réalisées sur une période de 100 ans au Chapitre 5 conduisent à un épuisement progressif, voire complet, de la gersdorffite réactive dans certains scénarios. En pratique, cet épuisement pourrait être surestimé si une partie du minéral demeure durablement inaccessible aux fluides. Une représentation distinguant la fraction totale de la fraction réellement réactive de la gersdorffite constituerait une piste d'amélioration du modèle et permettrait vraisemblablement d'obtenir des prédictions plus réalistes de l'évolution géochimique à long terme.

Enfin, le modèle repose sur une représentation unidimensionnelle des colonnes expérimentales, supposant des conditions homogènes et ne prenant pas en compte les effets de variabilité spatiale, les écoulements préférentiels ou les hétérogénéités du milieu. Bien que cette approche soit adaptée à l'échelle des essais en colonnes, elle limite la capacité du modèle à représenter la complexité des systèmes réels à l'échelle du terrain. Par ailleurs, la représentation des cycles de gel et de dégel a été simplifiée, notamment en considérant des conditions thermiques homogènes et des transitions idéalisées entre les phases gelée et non gelée. De plus, l'infiltration et la circulation de l'eau dans

les matériaux gelés n'ont pas été représentées explicitement. Or, les résultats de cette étude suggèrent que la disponibilité de l'eau liquide constitue un facteur de contrôle majeur de la mobilisation de l'arsenic dans les systèmes dominés par la gersdorffite. Ainsi, bien que cette approche soit appropriée à l'échelle des essais en colonnes, une application à plus grande échelle nécessiterait une représentation plus réaliste des processus hydriques et des écoulements dans les matériaux partiellement gelés afin de mieux reproduire les mécanismes de transport en conditions nordiques.

CHAPITRE 8 CONCLUSION

La gestion environnementale des stériles miniers en climat froid repose largement sur l'hypothèse selon laquelle les basses températures limitent les processus géochimiques responsables de la libération de contaminants. Ainsi, il est de pratique courante d'intégrer les rejets miniers dans le pergélisol afin d'éviter la génération de drainage minier contaminé, que ce soit du drainage minier acide (DMA) ou du drainage neutre contaminé (DNC). Dans ce contexte, les rejets miniers contenant de l'arsenic sont une préoccupation environnementale importante en raison de la toxicité du métalloïde et de sa mobilité potentielle dans les environnements miniers. Toutefois, malgré l'importance de ces enjeux, le comportement de certains minéraux porteurs d'arsenic, notamment la gersdorffite, demeure encore peu documenté, en particulier dans des conditions nordiques caractérisées par des cycles répétés de gel et de dégel. De plus, les approches utilisées pour prédire la libération de contaminants reposent encore largement sur des extrapolations empiriques, rarement appuyées par des modèles mécanistes intégrant de manière explicite les interactions entre processus hydriques, thermiques et géochimiques.

8.1 Principales conclusions

Cette thèse visait donc à améliorer la compréhension des mécanismes contrôlant la libération de l'arsenic à partir de stériles miniers contenant de la gersdorffite en climat froid, ainsi qu'à développer une approche de modélisation capable de reproduire et de prédire le comportement du système à différentes échelles temporelles. Pour ce faire, une approche intégrée combinant des essais expérimentaux en colonnes et la modélisation par transport réactif a été mise en œuvre.

Les résultats obtenus permettent tout d'abord de mieux caractériser le comportement géochimique de la gersdorffite dans les conditions étudiées. Les stériles étudiés évoluent majoritairement en conditions légèrement alcalines (pH d'environ 8), dans lesquelles l'arsenic est dominé par la forme As(V). Dans ces conditions, les concentrations mesurées en solution suggèrent une faible mobilité apparente du nickel, qui est un élément constituant de la gersdorffite. Les analyses réalisées après démantèlement des colonnes montrent que le nickel est effectivement libéré lors de la dissolution de la gersdorffite, mais qu'il est ensuite retenu au sein du système, vraisemblablement par sorption

et/ou précipitation. Les faibles concentrations en Ni observées en solution ne traduisent donc pas une absence de mobilisation, mais plutôt une rétention secondaire efficace. Ces résultats indiquent que la gersdorffite constitue la principale source d'arsenic dans les stériles étudiés. Ils montrent également que, bien que le nickel soit libéré lors de sa dissolution, celui-ci demeure majoritairement retenu dans la matrice solide sous l'effet de mécanismes de sorption et/ou de précipitation. Ce comportement souligne que toutes les sources d'arsenic ne présentent pas un comportement équivalent, même lorsqu'elles sont associées à des sulfures contenant de l'arsenic, et qu'il est nécessaire de considérer explicitement les associations minéralogiques et les processus secondaires de rétention.

L'analyse des effets de la température (similaires à des conditions climatiques froides observées dans les régions nordiques) sur les systèmes testés montre que les basses températures entraînent un ralentissement des réactions géochimiques, sans toutefois les inhiber complètement. Les cycles de gel et de dégel apparaissent comme un facteur déterminant dans la dynamique du système. Durant les phases de gel, une diminution marquée de la saturation en eau liquide est observée en raison de la transformation de l'eau en glace, suivie d'un retour rapide aux conditions initiales lors du dégel. Ces fluctuations hydriques favorisent la persistance des processus de transport et de réaction, même en conditions subarctiques. Ainsi, les résultats obtenus montrent que le climat froid ne constitue pas, à lui seul, un mécanisme de contrôle suffisant pour limiter la libération de l'arsenic si des périodes de dégel temporaires sont observées. Ainsi, aucune température seuil n'a été identifiée dans les conditions étudiées permettant d'interrompre complètement la libération de l'arsenic.

Le développement et la calibration d'un modèle de transport réactif ont permis de reproduire de manière satisfaisante les principales tendances observées expérimentalement, notamment en ce qui concerne l'évolution du pH, des concentrations en arsenic et de la dynamique hydrique. L'implémentation de la gersdorffite dans le modèle, combinée à une paramétrisation cinétique basée sur des relations de type Arrhenius, constitue une contribution méthodologique importante. Toutefois, l'énergie d'activation obtenue doit être interprétée comme un paramètre apparent intégrant à la fois les processus de dissolution, de transport et les conditions hydriques propres aux systèmes étudiés. Ces résultats démontrent également la capacité de l'approche développée à

reproduire les observations expérimentales et à être utilisée comme outil prédictif pour l'évaluation à long terme du comportement des stériles miniers contenant de la gersdorffite.

Au-delà de la reproduction des observations expérimentales, l'utilisation du modèle dans un cadre exploratoire a permis d'évaluer le comportement du système sous différents scénarios représentatifs de conditions environnementales variables. Ces simulations mettent en évidence que la disponibilité en eau constitue un facteur de contrôle majeur de la libération de l'arsenic, surpassant dans certains cas l'influence directe de la température. En particulier, une augmentation des apports en eau ou une prolongation des périodes de dégel conduit à une intensification des charges en arsenic, tandis que des conditions limitant la circulation de l'eau réduisent significativement leur mobilité. Ces résultats montrent que la température, bien qu'importante, ne constitue pas un facteur de contrôle suffisant à elle seule. Ils indiquent plutôt que la présence d'eau liquide et le maintien de la connectivité hydraulique constituent les conditions essentielles à la libération et au transport de l'arsenic dans les stériles étudiés. L'approche par scénarios permet ainsi d'identifier les conditions critiques susceptibles de favoriser la libération de l'arsenic et de mieux contraindre les incertitudes associées aux variations climatiques futures. Les simulations confirment ainsi que les conditions hydriques constituent le principal facteur de contrôle de la libération de l'arsenic dans les systèmes étudiés.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus mettent en évidence que la libération de l'arsenic provenant de la gersdorffite dans les stériles miniers en climat froid est contrôlée par un ensemble de processus couplés, parmi lesquels les conditions hydriques jouent un rôle central. Cette observation permet de dépasser une vision simplifiée basée uniquement sur l'effet des basses températures et souligne l'importance des conditions transitoires associées aux cycles saisonniers.

Dans une perspective appliquée, cette étude permet également d'évaluer la pertinence de certaines stratégies de gestion visant à limiter la libération de l'arsenic en climat froid, notamment l'utilisation de recouvrements isolants. Les résultats obtenus suggèrent que, bien que ces approches puissent contribuer à réduire la réactivité des stériles en limitant les températures, leur efficacité demeure fortement dépendante des conditions hydriques du système. En effet, la persistance de flux hydriques, notamment durant les périodes de dégel, peut maintenir des conditions favorables au transport et à la mobilisation de l'arsenic, même lorsque les températures sont faibles. Ainsi, un

recouvrement isolant ne peut être considéré comme une solution suffisante à lui seul pour limiter la génération d'arsenic dans ce type de système si des périodes de dégel permettent une interaction entre l'eau et la gersdorffite. Son efficacité dépendra de sa capacité à contrôler simultanément les flux d'eau et les conditions de saturation. Ces résultats soulignent que les stratégies de gestion doivent être conçues de manière intégrée, en tenant compte à la fois des processus thermiques et hydriques.

En résumé, les travaux réalisés démontrent que la gersdorffite constitue la principale source d'arsenic dans les stériles miniers étudiés, que les basses températures ralentissent sans interrompre les processus de libération et que les conditions hydriques exercent un contrôle majeur sur le comportement du système. Ils démontrent également la pertinence de la modélisation par transport réactif pour interpréter les observations expérimentales et explorer l'évolution à long terme de ces systèmes.

Certaines limites doivent néanmoins être prises en compte dans l'interprétation des résultats. Le modèle repose sur plusieurs hypothèses simplificatrices, notamment l'absence de représentation explicite des phénomènes de sorption et des transformations redox entre As(III) et As(V). Ces hypothèses ont été retenues à la lumière des observations expérimentales, qui suggèrent une prédominance de l'arsenic sous forme As(V) et un rôle limité de la sorption dans le système étudié. Par ailleurs, les paramètres cinétiques ont été calibrés à partir d'une gamme de températures restreinte, ce qui peut limiter la validité des extrapolations en dehors des conditions investiguées. Enfin, les simulations développées dans le cadre de cette étude représentent une première étape vers l'application de cette approche à l'échelle du terrain. La poursuite des travaux devrait inclure la validation du modèle à l'aide de cellules expérimentales en conditions réelles, puis l'évaluation de son applicabilité à plus grande échelle.

8.2 Perspectives de recherche

Les résultats obtenus dans cette étude ouvrent plusieurs perspectives de recherche visant à améliorer la compréhension et la prédiction du comportement géochimique des stériles miniers en conditions de drainage neutre, en particulier en contexte nordique.

En premier lieu, une meilleure compréhension des mécanismes contrôlant le devenir de l'arsenic dans les stériles miniers apparaît nécessaire. Les résultats obtenus indiquent que la dissolution de la gersdorffite constitue le principal mécanisme responsable de la libération d'arsenic observée dans les lixiviats. Toutefois, la contribution éventuelle de processus secondaires, tels que la sorption ou la précipitation, demeure incertaine et mériterait d'être davantage documentée. Des analyses minéralogiques avancées, notamment par microscopie électronique couplée à des techniques d'analyse chimique fine ou par approches spectroscopiques, permettraient d'identifier les phases secondaires potentiellement impliquées et de mieux contraindre leur rôle dans le comportement de l'arsenic.

Cette question de la rétention est également critique pour le nickel. Les résultats indiquent que le nickel est effectivement libéré lors de la dissolution de la gersdorffite, mais qu'il est ensuite retenu au sein du système. Ce comportement suggère un stockage transitoire sous forme sorbée et/ou précipitée, dont la stabilité dépend des conditions physico-chimiques du milieu. Une évolution de ces conditions, notamment en termes de pH, de saturation ou de composition de la solution, pourrait entraîner une remobilisation partielle du nickel précédemment retenu. Une meilleure discrimination des mécanismes de rétention, ainsi qu'une quantification de leur contribution respective, apparaît donc essentielle pour évaluer le potentiel de relargage différé.

L'intégration des processus de sorption pour l'arsenic et le nickel dans les modèles de transport réactif nécessiterait la réalisation d'essais spécifiques permettant de caractériser les sites réactifs et les capacités de sorption des phases présentes. À cet égard, les essais réalisés dans cette étude se sont révélés peu concluants, ce qui souligne la difficulté d'isoler ces processus dans des systèmes complexes. Des approches complémentaires pourraient inclure des essais sur des phases minérales mieux contrôlées, notamment à partir de gersdorffite plus pure, afin de mieux contraindre les mécanismes élémentaires impliqués.

Par ailleurs, l'acquisition de données cinétiques supplémentaires sur la dissolution de la gersdorffite permettrait d'améliorer la robustesse des modèles numériques et de réduire les incertitudes associées à la paramétrisation. Des essais à plus long terme, ainsi que des expérimentations intégrant des conditions hydriques et thermiques plus représentatives du terrain, contribueraient également à mieux contraindre l'évolution des systèmes dans le temps.

Du point de vue de la modélisation, le développement de modèles intégrant de manière plus explicite les mécanismes de sorption et le couplage thermo–hydro–géochimique, notamment en lien avec les cycles de gel et de dégel, constitue une perspective importante. L’extension des simulations à des configurations plus complexes, incluant des systèmes multicouches ou des conditions hétérogènes, permettrait de mieux représenter les conditions réelles des sites miniers.

Les résultats obtenus dans cette étude ouvrent la voie à des applications concrètes pour la gestion des sites miniers en climat froid. L’identification des conditions hydriques comme facteur de contrôle majeur suggère que les stratégies de gestion devraient prioritairement viser à limiter l’infiltration d’eau dans les stériles en maintenant gelé en tout temps les matériaux. L’utilisation de modèles mécanistes, couplée à une approche par scénarios, constitue un outil particulièrement pertinent pour évaluer la performance de ces stratégies dans un contexte de variabilité climatique, notamment dans des conditions plus chaudes et plus humides qui apparaissent comme des scénarios critiques pour ce type de système.

Enfin, la validation des résultats à l’échelle du terrain apparaît essentielle. La mise en place de suivis à long terme sur des sites miniers, combinée à l’acquisition de données hydrogéochimiques et minéralogiques, permettrait de confronter les observations expérimentales et les prédictions issues de la modélisation aux conditions réelles et d’améliorer ainsi les stratégies de gestion et de restauration. Ces essais de terrain pourraient prendre la forme d’essais en parcelles expérimentales (Boulanger-Martel et al., 2021) ou de mesures in situ dans des aires d’accumulation existantes (Smith et al., 2009).

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., Aubertin, M., & R. P. Chapuis, R.P. (1994). Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, USA.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E. K. & Mian, M. H. (2001). Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. *Canadian Geotechnical Journal* 38, 796-808.
- Agilent ICP-OES 5800, Guide d'utilisation. CrossLab, Santa Clara, USA
- Albright, W. H., Benson, C. H. & Gee, G. W. (2004). Field water balance on landfill covers. *Journal of Environmental Quality*, 33, 2317-2332.
- Allison, J., Brown, D. & Novo-Gradac, K. (1991). Minteqa2/Prodefa2, a geochemical assessment model for environmental systems: version 3.0 USEPA, Athens, p.77.
- Altiti, A.H., Alrawesdeh, R.O. & Alnawafleh, H.M. (2021). Open pit mining. In: Soni A (Ed.), *Mining Techniques – Past, Present and Future*, Intechopen, London, UK
- 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.
- Andersland, O. B., & Ladanyi, B., (2004). *Frozen ground engineering*. John Wiley & Sons.
- Arenson, L., & Sego, D. (2007). Protection of mine waste tailing ponds. 9.
- Asta, M. P., Cama, J., Ayora, C., Acero, P., & de Giudici, G. (2010). Arsenopyrite dissolution rates in O₂-bearing solutions. *Chemical Geology*, 273(3-4), 272-285.
- ASTM (2007) Standard test method for particle-size analysis of soils (D422–63). ASTM International
- ASTM (2013) Standard test method for accelerated weathering of solid materials using a modified humidity cell (D5744–96). ASTM International
- ASTM (2014). Standard Test Method for Leaching Solid Material in a Column Apparatus (D4874). ASTM International.

ASTM International. (2014a). ASTM D5334-14: Standard test method for determination of thermal conductivity of soil and soft rock by thermal needle probe procedure. ASTM International.

ASTM (2014b) Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer (D550–14). ASTM International

ASTM (2017) Standard test method for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis (D6913–17). ASTM International

ASTM International. (2022). ASTM D2434-22: Standard test methods for measurement of hydraulic conductivity of coarse-grained soils. ASTM International.

ASTM International. (2024a). ASTM C702/C702M-24: Standard practice for reducing samples of aggregate to testing size. ASTM International.

Aubertin, M, Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Maqsoud, A. (2015). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. 68.

Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussière, B. & Chapuis, R. (1997). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. MEND Projet CDT 1899.

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M. & Mbonimpa M. (2016). Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. In Geo-Chicago 2016, pp. 343–358.

Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002a). Environment and management of mine wastes. Presses internationals Polytechnique, Montréal, Canada.

Aubertin, M., Bussière, B., Joanes, A., Gagnon, D., Barbera, J., Aachib, M., Bedard, C., Chapuis, R. & Bernier, L. (1999). Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II : essais en place, École polytechnique Montréal.

Aubertin, M., Dagenais, A., Bussière, B., & Bernier, L. (2002b). Suivi du comportement de la couverture multicouche et des drains de calcaire au site minier Lorraine. Rapport final soumis au MRN, Projet CDT, P2427.

- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104–1122. <https://doi.org/10.1139/t03-054>
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., & Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: Application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55–69. <https://doi.org/10.1139/cgj-35-1-55>
- Awoh, S. A., Mbonimpa, M. & Bussière, B. (2013b). Determination of the reaction rate coefficient of sulphide mine tailings deposited under water. *Journal of Environmental Management*, 128, 1023-1032.
- Awoh, S. A., Mbonimpa, M. & Bussière, B. (2021). Water Covers. *Hard Rock Mine Reclamation*, 135-166.
- Azam, S., Wilson, G.W., Heraymuik, G., Nichol, C. & Barbour, L.S. (2007) Hydrogeological behaviour of an unsaturated waste rock pile: a case study at the Golden Sunlight mine, Montana, USA. *Bull Eng Geol Environ* 66:259–268
- Azcue, J. & Nriagu, J. (1995). Impact of abandoned mine tailings on the arsenic concentrations in Moira Lake, Ontario. *Journal of Geochemistry Exploration*, 52, 81-89.
- Azzie, B. A.-M. (2002). Coal mine waters in South Africa: Their geochemistry, quality and classification. PhD diss., University of Cape Town.
- Bailey, B. L., Blowes, D. W., Smith, L., & Sego, D. C. (2016). The Diavik Waste Rock Project: Geochemical and microbiological characterization of low sulfide content large-scale waste 94 rock test piles. *Applied Geochemistry*, 65, 54-72.
- Ball, J. & Nordstrom, D. (1991). User's Manual for Wateq4f, with revised thermodynamic data base and text cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in naturel waters. (publication n°2331-1258)
- Ball, J., & Nordstrom D.K. (1989). Final revised analyses of major and trace elements from acid mine waters in the Leviathan Mine drainage basin, California and Nevada; October 1981 to October 1982. In *Water-Resources Investigations Report*. U.S Geological Report.

Banks, D., Younger, P. L., Arnesen, R.-T., Iversen, E. R., & Banks, S. B. (1997). Mine-water chemistry: The good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, 32, 157-174.

Bao, Z., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Bain, J., Holland, S.P., Wilson, D., Wilson, W. & MacKenzie, P. (2020). Faro waste rock project: characterizing variably saturated flow behavior through full-scale waste-rock dumps in the continental subarctic region of northern Canada using field measurements and stable isotopes of water. *Water Resour Res* 56(3):e2019WR026374. <https://doi.org/10.1029/2019wr026374>

Barazzoul, L., Sexsmith, K., Buckham, C. & Lopex, D. (2012). Application of an advanced mineralogical technique: sulphide mineral availability and humidity cell interpretations based on MLA analysis. Presented at the 9th International Conf on Acid Rock Drainage (ICARD)

Barbour, S. L., Zettl, J. D., Song, Q., O’Kane, M., & Nahir, M. (2011). Evaluation of a seasonally frozen capillary break cover for mine waste in cold regions. *Tailings and Mine Waste*’11, Vancouver, BC, Canada.

Battistel, M., Stolze, L., Muniruzzaman, M., & Rolle, M. (2021). Arsenic release and transport during oxidative dissolution of spatially-distributed sulfide minerals. *Journal of Hazardous Materials*, 409, 124651.

Bear, J. (1972). *Dynamics of Fluids in Porous Media*. American Elsevier Publishing Company, New York, 764 p.

Benner S, Gould W & Blowes D (2000). Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. *Chem. Geol.* 169:435-448.

Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Taha, Y., Kormos, L., Kabombo, D., Lessard, F., Bussière, B., Demers, I. & Kongolo, M. (2017). Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 1 challenges of desulphurization process and reactivity prediction. *J Clean Prod* 162:86–95

Blackmore, S., Vriens, B., Sorensen, M., Power, I.M., Smith, L., Hallam, S.J., Ulrich, M.K. & Beckie, R.D. (2018). Microbial and geochemical controls on waste rock weathering and drainage quality. *Sci Total Environ* 640–641:1004–1014

- Blanc, P., Lassin, A., Piantone, P., Azaroual, M., Jacquemet, N., Fabbri, A., & Gaucher, E. C. (2012). Thermoddem: A geochemical database focused on low-temperature water-rock interactions and waste materials. *Applied Geochemistry*, 27, 2107–2116. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.06.002>
- Blowes, B., Blowes, D., Smith, L. & Sego, D. (2016). The Diavik Waste Rock project: geochemical and microbiological characterization of drainage from low-sulphide waste rock: active zone field experiments. *Appl Geochemi* 62:18–34
- Blowes, D., & Jambor, J. (1990). The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada, 327-346.
- Blowes, D., Ptacek, C. & Jambor, J. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on geochemistry*, 2nd edition, 131-190. Elsevier.
- Blowes, D., Smith, L., Sego, D., Smith, L., Neuner, M., Gupton, M. & Reinson, J. (2007). Prediction of effluent water quality from waste rock piles in a continuous permafrost region. In *IMWA Symposium* (pp. 3-9).
- Blowes, D.W., & Jambor, J.L., (1990). The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry*, 3:327-346.
- Bodénan, F., Baranger, P., Piantone, P., Lassin, A., Azaroual, M., Gaucher, E. & Braibant, G. (2004). Arsenic behaviour in gold-ore mill tailings, Massif Central, France: hydrogeochemical study and investigation of in situ redox signatures. *Applied Geochemistry*, 19, 1785-1800.
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E. & Benzaazoua, M. (2017). Mobility and speciation of geogenic arsenic in bedrock groundwater from the Canadian Shield in western Quebec, Canada. *Sci Total Environ* 574:509-519
- Bondu, R. (2017). Origine et distribution de l'arsenic dans l'eau souterraine de l'aquifère rocheux fracturé du bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Canada.
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E., Lefebvre, R., & Savard, M. M. (2017). Distribution and speciation of arsenic and uranium in groundwater from the Canadian Shield: Influence of bedrock

geochemistry, redox conditions and colloids. *Applied Geochemistry*, 77, 43–57.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.11.002>

Bossé, B. (2014). Evaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride. *Sciences de l'environnement*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, 331.

Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A. & Benzaazoua, M. (2013). Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in a semi-arid climate. *Mine water and the environment* 32, 152-167.

Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A. & Benzaazoua, M. (2015). Field experimental cells to assess hydrogeological behaviour of store-and-release covers made with phosphate mine waste. *Canadian Geotechnical Journal* 52, 1255-1269.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., & Mbonimpa, M. (2015). Laboratory column experiment to evaluate oxygen diffusion through covers with capillary barrier effects subjected to freeze-thaw cycles. In *Cold Regions Engineering 2015* (pp. 34-45).

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., & Mbonimpa, M. (2016). Influence of freeze-thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock-bentonite mixtures to control oxygen migration. *Canadian Geotechnical Journal*, 53, 753-764.

Boulanger-Martel, V. (2019). Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, 466.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., and J. Côté. (2020). Thermal behavior and performance of two field experimental insulation covers to control sulfide oxidation at Meadowbank mine, Nunavut. *Canadian Geotechnical Journal*, in press.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. & Côté, J. (2020a). Insulation covers with capillary barrier effects to control sulfide oxidation in the Arctic. *Canadian Geotechnical Journal*.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. & Côté, J. (2020b). Insulation covers with capillary barrier effects to control sulfide oxidation in the Arctic. *Canadian Geotechnical Journal*.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2021). Insulation covers. In *Hard rock mine reclamation* 1re éd., 203-224. CRC Press.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. & Côté, J. (2021a). Thermal behaviour and performance of two field experimental insulation covers to control sulfide oxidation at Meadowbank mine, Nunavut. *Can Geotech J* 58:427–440

Boulanger-Martel, V., Bussière, B. & Côté, J. (2021b). Insulation covers with capillary barrier effects to control sulphide oxidation in the Arctic. *Can Geotech J* 58:583–594

Bouzahzah, H. (2013). Modification et amélioration des tests statistiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Environnement, Ingénierie & Développement*.

Bowell, R., Alpers, C., Jamieson, H., Nordstrom, D. & Majzlan, J. (2014). The environmental geochemistry of arsenic – an overview-. *Reviews in Mineralogy & Geochemistry*, 79, 1-16.

Boyle, R. & Jonasson, I. (1973). The geochemistry of arsenic and its use as an indicator element in geochemical prospecting. *Journal of Geochemistry Exploration*, 2, 251-296.

Bresson, É. & Roy, P. (2018). Changements climatiques et secteur minier; particularités du nord canadien, Montréal, Ouranos, 29p.

Broers, F. T., Janssens, K., Nelson Weker, J., Webb, S. M., Mehta, A., Meirer, F., & Keune, K. (2023). Two pathways for the degradation of orpiment pigment (As₂S₃) found in paintings. *Journal of the American Chemical Society*, 145(16), 8847-8859.

Brough, C., Strongman, J., Bowell, R., Warrender, R., Prestia, A., Barnes, A. & Fletcher, J. (2017). Automated environmental mineralogy; the use of liberation analysis in humidity cell test work. *Miner Energy* 107:112–122.

Bruker AXS D8 Advance Diffractometer, Guide d'utilisation.

Budhu, M. (2011). *Soil mechanics and foundations* (3rd ed.). John Wiley & Sons.

Bush, E. & Lemmen, D.S. (2019). Rapport sur le climat changeant du Canada, gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario. 446p.

Bussière, B. & Wilson, G. (2021). Store-and-release covers. In: Bussière B, Guittonny M (eds) *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*, 1st éd. CRC Press, pp 115–135.

Bussière, B. & Haley, D. W. (2010). Effects of climate change on mine waste disposal in the arctic. *Geo-strata*, 42-46.

Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44, 1019-1052.

Bussière, B., & Aubertin, M. (1999). Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage an in situ experiment. *Proceedings of Sudbury*, 19-28.

Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). 14 Long-Term Evolution of Reclamation Performance.

Bussière, B., Aubertin, M. & Chapuis, R. P. (2003a). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 512-535.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W. & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44, 245-265.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45, 609-622.

Bussière, B., Demers, I., Dawood, I., Plante, B., Aubertin, M., Peregoedova, A. & Laflamme, D. (2011). Comportement géochimique et hydrogéologique des stériles de la mine Lac Tio (QC).

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. & Julien, M. (2003b). Results from the monitoring program at the LTA site: hydraulic behavior of the cover. *Proceedings of the 105th Annual General Meeting of CIM-ICM, Montréal, Québec*, 4-7.

- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. & Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Québec. CIM Bulletin 99.
- Cassie, J. (2015). Mine closure design and performance monitoring, Nanisivik Mine, Nunavut, RPIC Federal contaminated sites regional workshop Assessment and Remediation on Remote or Northern Sites. Keynote presentation, Edmonton, AB.
- Chapuis, R. & Légaré, P. (1992). A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures. Effects of aggregates and mineral filler on asphalt mixture performance, American Soc for Testing and Materials, vol 1147. Special Technical Publication, pp 177–186.
- Chapuis, R., Masse, I., Madinier, B. & Aubertin, M. (2006). Essai de drainage en colonne pour obtenir les propriétés non saturées de matériaux grossiers. 59th CGC and 7th joint CGS, pp.905-912.
- Chapuis, R. P. (1990a). Sand-bentonite liners: predicting permeability from laboratory from laboratory tests. Canadian Geotechnical Journal 27, 47-57.
- Chapuis, R. P. (1990b). Sand-bentonite liners: field control methods. Canadian Geotechnical Journal 27, 216-223.
- Chapuis, R. P. (2004). Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio. Canadian Geotechnical Journal, 41(5), 787–795. <https://doi.org/10.1139/t04-022>.
- Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny–Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. Canadian Geotechnical Journal, 40(3), 616–628. <https://doi.org/10.1139/t03-013>.
- Chapuis, R. P., Aubertin, M., & Bussière, B. (2007). Hydraulic properties of materials used in covers for reactive mine tailings. Canadian Geotechnical Journal, 44(6), 643–662. <https://doi.org/10.1139/T07-067>.
- Cheng, H., Hu, Y., Luo, J., Xu, B., & Zhao, J. (2009). Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage (AMD) and natural systems. Journal of Hazardous Materials, 165, 13-26.

Cheve, N. (2019). Évaluation de la performance des géocomposites bentonitiques comme barrière aux fluides dans un contexte de recouvrement minier. Master's thesis, Polytechnique Montreal, Montreal, QC.

Childs, E. C., & Collis-George, N. (1950). The permeability of porous materials. *Proceedings of the Royal Society of London A*, 201(1066), 392–405. <https://doi.org/10.1098/rspa.1950.0068>.

Chopard, A., Plante, B., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H. & Marion, P. (2017). Geochemical investigation of the galvanic effects during oxidation of pyrite and base-metals sulfides. *Chemosphere* 166:281–291.

Chopard, A. (2016). Évaluation environnementale de minerais sulfurés polymétalliques basée sur une approche minéralogique pluridisciplinaire. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 387.

Chopard, A., Benzaazoua, M., Plante, B., Bouzahzah, H., & Marion, P. (2015). Kinetic tests to evaluate the relative oxidation rates of various sulfides and sulfosalts. Paper presented at 213 the Proceedings of the 10th International Conference on Acid Rock Drainage and IMWA Annual Conference.

Claypool, G., Cassie, J. & Carreau, G. (2009). Reclamation of a tailing disposal area in the Canadian Arctic. *Proceedings of 8th International Conference on Acid Rock Drainage*, Skelleftea, Suisse.

Clément, V. H. A., Bussière, B., & Plante, B. (2026). Performance Improvement of a Cover with Capillary Barrier Effects Installed on Highly Reactive Mine Tailings by the use of Calcareous Amendments and Geosynthetic Clay Liner. *Water, Air, & Soil Pollution*, 237(3), 127.

CNRS (2019). Changements climatiques : les résultats des nouvelles simulations françaises. Conférence de presse, Paris, France.

Cohen, D. & Bowell, R. (2014). Exploration geochemistry. *Treatise on Geochemistry*, 623-650.

Collin, M., & Rasmuson, A. (1988). A Comparison of Gas Diffusivity Models for Unsaturated Porous Media. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1559-1565.

- Corkhill, C. L., & Vaughan, D. J. (2009). Arsenopyrite oxidation—A review. *Applied Geochemistry*, 24(12), 2342-2361.
- Côté, J., & Konrad, J.-M. (2005a). Thermal conductivity of base-course materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 42, 61-78.
- Côté, J., & Konrad, J.-M. (2005b). A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 42, 443-458.
- Côté, J., & Konrad, J.-M. (2009). Assessment of structure effects on the thermal conductivity of two-phase porous geomaterials. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 52, 796-804.
- Coulombe, V. (2012). Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfurés. 248.
- Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J., & Garneau, P. (2012). Performance of Insulation Covers to Control Acid Mine Drainage in Cold Environments. *Cold Regions Engineering 2012*, 789-799. Quebec City, Canada: American Society of Civil Engineers.
- Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J., & Paradis, M. (2013). Field assessment of sulphide oxidation rates in cold environment: Case study of Raglan Mine. In *Proceedings of Northern Latitudes Mining Reclamation Workshop and 38th Annual Meeting of the Canadian Land Reclamation Association*, Whitehorse, Yukon (pp. 32-42).
- Coussy, S. (2011). Stabilisation des rejets miniers pollués à l'arsenic à l'aide de sous-produits cimentaires : Étude de l'influence de la cristallogénèse sur le risque de mobilisation des polluants. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda.
- Craig, J. R., Vaughan, D. J., & Hagni, R. D. (1994). Ore microscopy and ore petrography (p. 434). New York: Wiley.
- Craw, D., Falconer, D., & Youngson, J.H. (2003). Environmental arsenopyrite stability and dissolution: theory, experiment, and field observations. *Chemical Geology*, 199, 71-82.
- Cruz, R., Mendez, A.B., Monroy, M. & Gonzalez, I. (2001). Cyclic voltammetry applied to evaluate reactivity in sulfide mining residues. *Appl Geochem* 16:1631-1640.

Dagenais, A., Aubertin, M., Bussi res, B. & Cyr, J. (2005). Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. *Transactions-society for mining metallurgy and exploration incorporated* 319, 190.

Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B., Cyr, J. & Fontaine, R. (2002). Auscultation et suivi du recouvrement multicouche construit au site minier Lorraine, Latulipe, Québec, Défis & Perspectives. *Symposium sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda*, 3-5.

Dahrazma, B., & Kharghani, M. (2012). The impacts of alkaline mine drainage on Ba, Cr, Ni, Pb and Zn concentration in the water resources of the Takht coal mine, Iran. *Earth Sciences Research Journal*, 16(2), 109-112.

Davé, N. K., Krishnappan, B. G., Davies, M. & Reid, I. (2003). Erosion characteristics of underwater deposited mine tailings. *Mining and the Environment Conference*, May 25-28, Sudbury, Canada.

De Castro, B. (2023). Caractérisation minéralogique quantitative automatisée en microscopie optique et applications à l'étude de minéraux dans le cadre d'une approche g om tallurgique. *Ecole Polytechnique, Montreal (Canada)*.

Demers, I., Molson, J., Bussière, B. & Laflamme, D. (2013). Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Appl Geochem* 33:346–356.

Demers, I. & Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. *Hard Rock Mine Reclamation*, 167-186.

Demers, I. (2008). Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfurés pour contrôler la production de drainage minier acide. *Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda*.

Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., & Aubertin, M. (2011). Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219(1), 113-128.

Demers, I., Bussière, B., Mbinmpa, M. & Benzaazoua, M. 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal* 46: 454-469.

- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Plante, B., & Benzaazoua, M. (2011). Reproducibility of long-term kinetic column tests applied to hard rock mine tailings. *Journal of Geochemical Exploration*, 111, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.06.005>
- Demers, I., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bouda, M., Awoh, S., Lortie, S. & Gagnon, M. (2017). Use of acid mine drainage treatment sludge by combination with a natural soil as an oxygen barrier cover for mine waste reclamation: Laboratory column tests and intermediate scale field tests. *Minerals Engineering* 107; 43-52.
- Demers, I., Molson, J., Bussière, B., & Laflamme, D. (2013). Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Applied geochemistry*, 33, 346-356.
- Diamadi, J. (1989). Kinetics of aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen from pH 3.8-5.2 and 10-30°C. University of California, Riverside.
- Dixit, S., & Hering, J. G. (2003). Comparison of arsenic (V) and arsenic (III) sorption onto iron oxide minerals: implications for arsenic mobility. *Environmental science & technology*, 37(18), 4182-4189.
- Dobinski, W. (2006). Ice and environment: A terminological discussion. *Earth-Science Reviews*, 79, 229-240.
- Dold, B. (2010). Evolution of acid mine drainage formation in sulphidic mine tailings. *Minerals Engineering* (Vol. 23, 233-251).
- Dwyer, S. F. (2003). Water balance measurements and computer simulations of landfill covers. PhD Diss University of New Mexico Albuquerque, p. 250.
- Dzombak, D. A., & Morel, F. M. (1991). Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide. John Wiley & Sons.
- El-Affani, L., Bussière, B., Qureshi, A. and Plante, B. (2025). Geochemical behavior of amended and non amended mine tailings as vocer materials for acid mine drainage control: Column tests and reactive transport modelling. *Journal of Contaminant Hydrology* 272.
- Elberling, B. (2001). Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resour Res* 37:99–107

- Elberling, B. (2005). Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Reg Sci Technol* 41:121–133
- Elberling, B. (1998). Processes controlling oxygen uptake rates in frozen mine tailings in the Arctic. In *Ice in Surface Waters, Proceedings of the 14th International Conference on Ice*, July 28–30, A. A. Balkema, Rotterdam, New York, 183–188.
- Elberling, B., & Brandt, K. K. (2003). Uncoupling of microbial CO₂ production and release in frozen soil and its implications for field studies of arctic C cycling. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 263-272.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., & Scharer, J. M. (1994). A combined kinetic and diffusion model for pyrite oxidation in tailings: a change in controls with time. *Journal of Hydrology*, 157(1-4), 47-60.
- Elberling, B., Schippers, A., & Sand, W. (2000). Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(3-4), 225-238.
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Bussière, B. & Villarraga- Gómez, H. (2018). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part I: mineralogical approach. *Appl Geochem* 99:31–41.
- Elghali, A. (2018). Effet de la libération minérale et des oxy-hydroxydes de fer sur le comportement géochimique des rejets miniers sulfurés (Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal). Université de Montréal.
- Eltra GmbH. (n.d.). CS-2000 carbon and sulfur analyzer: Operating manual. Eltra GmbH, Haan, Germany.
- Erguler, A.Z., Erguler, G.K. (2015). The effect of particle size on acid mine drainage generation: kinetic column tests. *Miner Eng* 76:154–167.
- Erickson, P. (1995). Reclamation of the North Rankin Nickel Mine tailings: Final report. Report prepared for the Department of Indian Affairs and Northern Development.

- Éthier, M. P. (2011). Évaluation du comportement géochimique en conditions normale et froides de différents stériles présents sur le site de la mine Raglan (Doctoral dissertation, École Polytechnique de Montréal).
- Éthier, M. P., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Garneau, P. (2012). Effect of temperature on the weathering of various waste rock types from the Raglan Mine. In *Cold Regions Engineering 2012: Sustainable Infrastructure Development in a Changing Cold Environment* (pp. 800-810).
- Éthier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Demers, I., Maqsoud, A., Dionne, J. & Roy, M. (2014). Results from a field investigation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings. 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada.
- Éthier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I. & Lacroix, R. (2013). In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results. 66th Canadian Geotechnical Conference & 11th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Montréal, Québec, Canada. 185.
- Evans, K. A., Watkins, D. C., & Banwart, S. A. (2006). Rate controls on the chemical weathering of natural polymineralic material. II. Rate-controlling mechanisms and mineral sources and sinks for element release from four UK mine sites, and implications for comparison of laboratory and field scale weathering studies. *Applied Geochemistry*, 21(2), 377-403.
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M. & Bussière, B. (2005). Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine Water Environ* 24(4):172–185.
- Farouki, O. T. (1981). Thermal properties of soils. Cold Regions Research and Engineering Laboratory (CRREL) Monograph 81-1.
- Fischesser, R. (1970). Données des principales espèces minérales. Société de l'industrie minière.
- Ford, J. D., Pearce, T., Prno, J., Duerden, F., Forde, L. B., Beaumier, M. & Smith, T. (2010). Perceptions of climate change risks in primary resource use industries: a survey of the Canadian mining sector. *Regional Environmental Change*, 10, 65-81.
- Fortier, R. (2006). Étude du pergélisol de la zone 5-8 du plateau Katinniq au Nunavik (Québec). Report presented to Strata Nickel, Québec City, Québec.

Fredlund, D. & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Can. Geotech. J.* 31: 521-532.

Fredlund, D. G. (2000). The role of unsaturated soil mechanics in geotechnical engineering practice. In *Proceedings of the 4th International Conference on Unsaturated Soils* (pp. 3–31).

Fredlund, M. D., Fredlund, D. G., & Zakerzadeh, N. (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons.

French, H.M., (2007). *The periglacial environment*, Third Edition ed. John Wiley & Sons, Ltd.

Genty, T., B. Bussière, M. Benzaazoua, C. M. Neculita, & G. J. Zagury. 2020. Treatment efficiency of iron-rich acid mine drainage in a tri-unit pilot system. *Environmental Science and Pollution Research* 27.

Godirilwe, L. L., Oinuma, R., Batnasan, A., Haga, K., Jeon, S., Takasaki, Y., & Shibayama, A. (2024). Arsenic immobilization from high-As sulfide copper ores through high-pressure leaching with ferric and sodium chloride media. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(5), 113884.

Godwalt, R. (2001). *Acid mine drainage at sub-zero temperatures*. Univ of Alberta, Canada.

Golder Associates Ltd. (2018). Evaluation of the geochemical properties of waste rock, ore, tailings, overburden and sediment: Whale Tail Pit Project (Report No. 1789310_182_RPT_Rev1). Report submitted to Mines Agnico-Eagle, Meadowbank Division.

Gosselin, T., Demers, I., Bussière, B., Plante, B., & Tremblay, A. (2021). Long-term behavior of arsenic in tailings under subarctic conditions: Field study and implications for reclamation. *Science of the Total Environment*, 760, 143320.

Government of Nunavut (2012). *Engineering Challenges for tailings management facilities and associated infrastructure with regard to climate change in Nunavut*. L-11-1472, R.n. (Ed.).

Haan, ELTRA elemental analyzers, user guide, Germany.

Harlan, R. L., & Nixon, J. F. (1978). Ground thermal conductivity and its estimation. *Canadian Geotechnical Journal*, 15, 607–612.

- Harvey, C.M., Schreiber, E.M., Rimstidt, J.D. & Griffith, M.M. (2006). Scorodite dissolution kinetics: implications for arsenic release. *Environ Sci Technol* 40(21):6709–6714.
- Haverkamp, R., & Parlange, J.-Y. (1986). Predicting the water retention curve from particle-size distribution: 1. Theory. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 1294–1298.
- Heikkinen, P.M. & Räsänen, M.L. (2007). Mineralogical and geochemical alteration of Hitura sulphide mine tailings with emphasis on nickel mobility and retention. *J Geochem Explor* 97:1–20.
- Heikkinen, P.M., Räsänen, M.L. & Johnson, H.R. (2009). Geochemical characterisation of seepage and drainage water quality from two sulphide mine tailings impoundments: acid mine drainage versus neutral mine drainage. *Mine Water Environ* 28(1):30–49.
- Hernandez, M. (2007). Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée). Mémoire de maîtrise. Dépt des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Hirsche, D.T., Blaskovich, R., Mayer, K.U. & Beckie, D.R. (2017). A study of Zn and Mo attenuation by waste-rock mixing in neutral mine drainage using mixed-material field barrels and humidity cells. *Appl Geochem* 84:114–125.
- Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, É., & Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeology Journal*, 28(2), 763-779.
- Hood, T. (1991). The kinetics of pyrite oxidation in marine systems. University of Miami.
- INAP, (2009). Global acid rock drainage guide (GARD guide). <https://www.gardguide.com>.
- Jambor, J., Nordstrom, D. & Alpers, C., (2000). Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* (Vol. 4, 303-350).
- Janzen, M., Nicholson, R. & Scharer, J. (2000). Pyrrhotite reaction kinetics: reaction rates for oxidation by oxygen, ferric iron, and for nonoxidative dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64, 11511-1522.

- Johansen, O. (1975). Thermal conductivity of soils. PhD dissertation, University of Trondheim, Norway.
- Justice Canada. (2025). Metal and Diamond Mining Effluent Regulations (SOR/2002-222). Government of Canada. <https://laws-lois.justice.gc.ca>
- Kalonji Kabambi, A. (2016). Étude des propriétés rhéologiques et du transport du remblai cimenté en pâte en conditions nordiques. École polytechnique de Montréal, Montréal.
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B. & Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotech Geol Eng* 35(3):1199–1220.
- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I., & Bussière, B. (2020). Reactive transport modeling of the geochemical behavior of highly reactive tailings in different environmental conditions. *Applied Geochemistry*, 122, 104761.
- Kersten, M. S. (1949). Laboratory research for the determination of the thermal properties of soils (Technical Report 23). University of Minnesota, Engineering Experiment Station.
- Khire, M. V., Benson, C. H. & Bosscher, P. J. (1999). Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125, 518-527.
- Knapp, C.N., Oechel, W.C., & Fendorf, S. (2017). Changes in groundwater geochemistry due to permafrost degradation promote arsenic release. *Nature Communications*, 8, 15455.
- Knidiri, J., Bussière, B., Hakkou, R., Bossé, B., Maqsoud, A. & Benzaazouaa, M. (2017). Hydrogeological behaviour of an inclined store-and-release cover experimental cell made with phosphate mine wastes. *Canadian Geotechnical Journal* 54, no. 1: 102–116.
- Kovács, G. (1981). Seepage hydraulics. Elsevier Scientific Publishing.
- Krause, E., & Ettel, V. (1989). Solubilities and stabilities of ferric arsenate compounds. *Hydrometallurgy* (Vol. 22, 311-337).
- Kyhn, C., & Elberling, V. (2001). Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. *Cold Regions Science and Technology* 32, no. 2: 133–142.

- Lamontagne, A., Bussière, B., & Plante, B. (2019). Effets des conditions hivernales sur les mécanismes d'oxydation et de libération des contaminants dans les haldes à stériles. *Proceedings of the 8th Canadian Conference on Geotechnique and Natural Hazards*, 249–258.
- Langmuir, D. (1971). Particle size effect on the reaction goethite= hematite+ water. *American Journal of Science*, 271(2), 147-156.
- Langmuir, D. (1997). *Aqueous environmental geochemistry*. New Jersey.
- Lapakko, K. (2002). Metal mine rock and waste characterization tools: an overview. *Mining, Minerals and Sustainable Development*, 67, 1-30.
- Lapakko, K., Engstrom, J.N., & Antonson, D.A. (2006). Effects of particle size on drainage quality from three lithologies. Paper presented at the Poster paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).
- Larochelle, C., 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 Pollut* 230:57–72.
- Larochelle, C., Bussière, B., Boulanger-Martel, V., & Wilson, W. (2024). Field performance of two insulation covers for mine site reclamation in an Arctic climate. *Canadian Geotechnical Journal*, 62, 1-16.
- Lasaga, A. C. (1981). Rate laws of chemical reactions. In A. C. Lasaga & R. J. Kirkpatrick (Eds.), *Kinetics of Geochemical Processes* (pp. 1–68). *Reviews in Mineralogy*, Vol. 8. Mineralogical Society of America.
- Lawrence, R. W., & Wang, Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. MEND Report 1.16.1. Natural Resources Canada, CANMET.
- Lawrence, R. W., and Scheske, M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology* 32:100–106.
- 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. *J Contam Hydrol* 52(1–4):165–186.

- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J. & G  linas, P. (2001a). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, 137-164.
- Lemierre, B., Seguin, J., Le Guern, C., Guyonnet, D., Baranger, P., Darlendrall, D. & Conil, P. (2001). Guide sur le comportement des polluants dans les sols et nappes. Service Public du BRGM 99-F-194 et de la convention MATE/DPPR 13/1999.
- Lengke, M.F., & Tempel, R.N. (2003). Natural realgar and amorphous AsS oxidation kinetics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67, 859–869.
- Lengke, M. F., & Tempel, R. N. (2005). Geochemical modeling of arsenic sulfide oxidation kinetics in a mining environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69, 341-356.
- Lessard, F., Bussiere, B., C  t  , J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V. & Marcoux, L. (2018). Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 2 desulphurized tailings as cover material. *Journal of Cleaner Production*, 186, 883-893.
- Lim, J., Sylvain, K., Pabst, T. & Chung, E. (2024). Effect of waste rock particle size on acid mine drainage generation: practical implications for reactive transport modeling. *J. Contam. Hydrol.* 267
- Lindsay, M., Moncur, M.C., Bain, J.G., Jambor, J.L., Ptacek, C.J. & Blowes, D. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry* 57: 157–177.
- Lord, V. (2021).   tude du comportement hydrog  ochimique des rejets d'une mine de graphite. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Lottermoser, B. (2007). Mine wastes: characterization, treatment and environmental effects, 2nd edn. Springer, Berlin.
- Lottermoser, B. (2010). Mine water. In *Mine wastes: Characterization, treatment and environmental impacts* (pp. 119-203). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Lucic, B., Franciscato, D. S., Nogueira, H. P., Gallucci, L., Silveira Junior, A. T., Ismail, A. M. & Savarino, A. (2025). Fast pH-Driven Solubilization Method of Realgar (As₄S₄) to Reduce the Toxicity of Arsenic [As (III)] for Medicinal Purposes. *Advanced Science*, 12(29), 2502740.

- MacQuarrie, K.T.B. & Mayer, K.U. (2005). HydroGeoSphere: A three-dimensional numerical model describing fully-coupled variably-saturated flow, heat transport and reactive solute transport. Groundwater Simulations Group, University of Waterloo.
- MacQuarrie, K.T.B., Mayer, K.U., & Shafei, B. (2015). Thermal-hydro-chemical (THC) coupling in variably saturated media using MIN3P. Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, ICEM2015.
- Maqsoud, A., Bussière, B. & Mbonimpa, M. (2021). Low saturated hydraulic conductivity covers. In Hard rock mine reclamation 1re éd., 93-113. CRC Press.
- Marmier, V., Plante, B., Demers, I. & Benzaazoua, M. (2025). Development of a neutral mine drainage prediction method using modified kinetics tests and assessment of sorption capacities. *Mine Water Environ* 44:16–29.
- Marmier, V., Plante, B., Demers, I., & Benzaazoua, M. (2025b). Neutral Mine Drainage prediction for different waste rock lithologies—Case study of Canadian Malartic. *Journal of Geochemical Exploration*, 271, 107685.
- Martin, V., Bussière, B., Plante, B., Pabst, T., Aubertin, M., Medina, F., Bréard Lanoix, M.L., Dimech, A., Dubuc, J. & Poaty, B. (2017). Controlling water infiltration in waste rock piles: design, construction, and monitoring of a large-scale in-situ pilot test pile. Proc, Canadian Geotechnical Conf GeoOttawa, Canadian Geotechnical Soc, published by the Canadian Geotechnical Soc, Ottawa, ON, Canada.
- Mayer, K. (1999). A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media.
- Mayer, K., Amos, R., Molin, S. & Gerard, F. (2012). Reactive transport modelling in variably saturated media with Min3p: basic model formulation and model enhancements. *Groundwater reactive transport models* 26:186-211.
- Mayer, K., Benner, S., Blowes, D. & Frind, E. (1999). The reactive transport model Min3p: application to acid mine drainage generation and treatment-nickel rim site, Sudbury, Ontario. *Minin and Environment* 1:145-154.

Mayer, K., Frind, E. & Blowes, D. (2002). Multicomponent reactive transport modelling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.* 38.

Mayer, K., Xie, M., Su, D. & MacQuarrie, K. (2017). Min3p-THCm, a Three-dimensional numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media. User manual.

Mayer, K.U., Blowes, R., Wilson, D., Bea, S. & Dipple, G. (2019). Reactive transport modelling in mine waste management – Part 1: Examination of its role based on past and present applications. Proceedings of the 26th annual BC/MEND metal Leaching/Acid Rock Drainage workshop, Vancouver, Canada.

Mayer, K.U., Frind, E.O. & Blowes, D.W. (2002). Multicomponent reactive transport modelling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Ressources*, 38, 13-1 à 13-21.

Mayer, K.U., Frind, E.O., & Blowes, D.W. (2002). Reactive transport modeling of acid mine drainage in mine waste rock. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52(1–4), 151–174. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(01\)00160-7](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00160-7).

Mayer, K.U., MacQuarrie, K.T.B., & Parker, B.L. (2018). Modelling reactive transport in variably saturated media using MIN3P-TH. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 1–15. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.05.0109>

Mayer, K.U., Frind, E.O., & Blowes, D.W. (2007). Reactive transport modeling of processes controlling acid mine drainage in mine waste rock dumps. *Journal of Contaminant Hydrology*, 92(1-2), 16–36.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). An empirical model for predicting the saturated hydraulic conductivity of granular soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 39(6), 1212–1220. <https://doi.org/10.1139/t02-068>.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R., Maqsoud, A., & Bussière, B. (2009). Estimation of specific surface areas of coarse-grained materials with grain-size curves represented by two-parameter lognormal distributions. Proceedings of the GeoHalifax, 1607-1614.

Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B. & Maqsoud, A. (2021). Water, gas, and heat movement in cover materials. In *Hard rock mine reclamation* 1re éd., 47-92. CRC Press.

Mbonimpa, M., Aubertin, M. & Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux in reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal* 48:878–890.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal* 40:916–932.

McCarthy, F.D. (2007). *Essentials of Soil Mechanics and Foundations*. 7th Edit, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

McKibben, M. & Barnes, H. (1986). Oxidation of pyrite in low temperature acidic solutions: Rates laws and surface textures. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50, 1509-1520.

Meadowbank Complex (2021). Annual Report, Section 8.21 Climate monitoring

Meldrum, J. L. (1998). Determination of the sulfide oxidation potential of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at sub-zero temperatures. MSc thesis, Queen's University, Kingston, ON.

Meldrum, J. L., Jamieson, H. E., & Dyke, L. D. (2001). Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. *Canadian Geotechnical Journal*, 38, 957-966.

MEND (1991). Critical literature review of acid drainage from waste rock (No 1.11.1, 192)

MEND (1989). Subaqueous Disposal of Reactive Mine Wastes: an Overview (N°2.11.1a, 207).

MEND (1993a). Preventing AMD by Disposing of Reactive Tailings in Permafrost (N°6.1, 111).

MEND (1995). Critical Review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acid mine drainage from waste rock (N°1.42.1, 282).

MEND (1996a). Acid mine drainage in permafrost regions: Issues, control strategies as research requirements (No 1.61.2, 103).

MEND (1996c). Review of Use of an Elevated Water Table as a Method to Control and Reduce Acid Mine Drainage from Tailings (N°2.17.1, 165).

MEND (1997). Evaluation of Techniques for Preventing Acid Rock Drainage (N°2.35.2b, 330).

MEND (2001a). MEND Manual: Volume 4 — prevention and control. MEND report 5.4.2d, CANMET, Ottawa, Canada, 385p.

MEND (2004b). Covers for reactive tailings located in permafrost regions review. (N° 1.61.4, 134)

MEND (2004d). Design, Construction and Performance Monitoring of cover Systems for Waster Rock ad Tailings (N°2.21.4a, 95).

MEND (2006). Update on cold temperature effects on geochemical weathering (No 1.61.6, 103)

MEND (2009). Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials (No 1.20.1, 579)

MEND (2009). Mine Waste Covers in Cold Regions (N°1.61.5a, 119).

MEND (2010b). Cold Regions Cover Research—Phase 2 (N°1.61.5b, 72).

MEND (2012). Cold Regions Cover System Design Technical Guidance Document (N°1.61.5c, 177).

Merkus, H. G. (2009). Particle size measurements: Fundamentals, practice, quality. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9016-5>.

Molson, J., Fala, O., Aubertin, M. & Bussière, B. (2005). Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *J. Contam. Hydrol.* 78:343-371.

Molson, J., Aubertin, M. & Bussiere, B. (2012). Reactive transport modelling of acid mine drainage within discretely fractured porous media: Plume evolution from a surface source zone. *Environmental Modelling & Software*, 38: 259–270.

Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry* 23: 1-24.

Molson, J.W., Frind, E.O., Aubertin, M. & Blowes, D. (2004). POLYMIN: A reactive mass transport and sulphide oxidation model. Ecole Polytechnique, Montreal: User Guide.

Moncur, M., Ptacek, C., Blowes, D. & Jambor, J., (2005). Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Applied Geochemistry* (Vol. 20, 639-659).

- Morin, A.K., Gerencer, E., Jones, E.C. & Konasewich, E.D. (1991). Critical literature review of acid drainage from waste rock. MEND Report 1.11.1, CANMET, Ottawa, Canada.
- Morin, K.A. and Hutt, N.M. (1997). A comparison AMD prediction with historical records. Proceedings of the workshop on acid mine drainage, Australia.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3), 513–522. <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Müller, G. & Frimmel, M., (2002). Mobility of heavy metals in polluted river sediments after oxidative treatment. *Environmental Geology* (Vol. 42, 931-938).
- Nicholson, R. (2004). Review of water quality issues in neutral pH drainage: examples and emerging priorities for the mining industry in Canada. MEND Report 10.1, Stantec.
- Nicholson, R. & Scharer, J. (1994). Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. ACS Symposium Series, Washington DC: American Chemical Society, 14-30.
- Nicholson, R., Gillham, W., & Reardon, E. (1988). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 52, 1077-1085.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A. & Reardon, E.J. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26; 1-8.
- Nordstrom, K.D., Blowes, W.D. & Ptacek, J.C. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. *Appl Geochem* 57(June):3–16.
- Nordstrom, D. K. (2011). Hydrogeochemical processes governing the origin, transport and fate of major and trace elements from mine wastes and mineralized rock to surface waters. *Applied geochemistry*, 26(11), 1777-1791.
- Nordstrom, D. K., & C. N. Alpers. 1999. Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund site, California. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96: 3455–3462.
- Nordstrom, D. (2011). Mine waters: Acidic to circumneutral. *Elements* (Vol. 7, 393-398).

Nordstrom, D., Alpers, C., Ptacek, C. & Blowes, D. (2000). Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environmental Science & Technology* (Vol. 34, 254-258).

Nunavut Water Board. (2016). Type “A” Water Licence No. 3AM-IQA1626. Nunavut Water Board.

O’Kane Consultants (2019). Whale Tail Project – Thermal modelling of the Whale Tail and IVR WRSFs. (Report n° 948-011-R-013). Report submitted to Mines Agnico-Eagle, Meadowbank Division.

O’Kane Consultants (2020). Whale Tail WRSF – Thermal cover system and waste rock performance monitoring. (Report n° 948-011-002). Report submitted to Mines Agnico-Eagle, Meadowbank Division.

Ouangrawa, M. (2007). Étude expérimental et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfurés partiellement saturés. École Polytechnique de Montréal.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. & Zagury, G. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24, 1312-1323.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G. & Bussière, B. (2006). The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study. 7th International Conference on Acid Rock Drainage, Saint-Louis, Missouri.

Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfurés partiellement oxydés. École Polytechnique de Montréal.

Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., & Bussière, B. (2017). Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied Geochemistry*, 78, 219-233.

- Paktunc, A.D. (1999a). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. In *Environmental impacts of mining activities: Emphasis on mitigation and remedial measures* (pp. 19-40). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Paktunc, A.D. (1999b). Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environmental Geology*, 39(2), 103-112.
- Paktunc, D. & Bruggeman, K. (2010). Solubility of nanocrystalline scorodite and amorphous ferric arsenate; Implications for stabilization of arsenic in mine wastes. *Applied Geochemistry* (Vol. 25, 674-683).
- Palandri, J. L. & Kharaka, Y. K. (2004). A Compilation of Rate Parameters of Water–Mineral Interaction Kinetics for Application to Geochemical Modeling. U.S. Geological Survey, Open File Report 2004-1068, 64 p.
- Parbhakar-Fox, A., Edraki, M., Walters, S. & Bradshaw, D. (2011). Development of a textural index for the prediction of acid rock drainage. *Miner Eng* 24(12):1277–1287.
- Parkhurst, D.L., & Appelo, C.A.J. (2013). Description of input and examples for PHREEQC version 3: A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey Techniques and Methods, Book 6, Chapter A43.
- Pearce, T.D., Ford, J.D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M., Berrang-Ford, L. & Smit, B. (2011). Climate change and mining in Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 16, 347-368.
- Peregoedova, A., Aubertin, M. & Bussière, B. (2014). Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. Presented at 67th Canadian Geotechnical Conf (unpubl).
- Peregoedova, A. (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire (Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal). Université de Montréal.

- Peregoedova, A., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2014). Hydraulic properties of waste rock: Experimental results at the intermediate scale. *Journal of Hydrology*, 517, 497–512. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.058>
- Pétel, K. (2017). Évaluation en laboratoire de recouvrements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé. Mémoire de maîtrise, Montréal.
- Pham, H. N. (2013). Heat transfer in waste-rock piles constructed in a continuous permafrost region. University of Alberta, Edmonton.
- Picot, P. & Johan, Z. (1977). Atlas des minéraux métalliques. Mémoires du Bureau de recherches géologiques et minières, n°90.
- Plante, B. (2010). Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé. Univ du Québec en Abitibi Témiscamingue, Rouyn- Noranda.
- Plante, B., Benzaazoua, M. & Bussière, B. (2011a). Predicting geochemical behaviour of waste rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. *Mine Water Environ* 30:2–21.
- Plante, B., Benzaazoua, M. & Bussière, B. (2011b). Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. *Mine Water Environ* 30:22–37.
- Plante, B., Benzaazoua, M., Bussière, B., Biesinger, M. & Pratt, A. (2010). Study of Ni sorption onto Tio mine waste rock surfaces. *Appl Geochem* 25(12):1830–1844.
- Plante, B., Benzaazoua, M., Bussière, B., Pépin, G. & Laflamme, D. (2008). Geochemical behaviour of nickel contained in Tio mine. *Proc, 10th IMWA Congress on Mine Water and the Environment*, pp 317–320.
- Plante, B., Bussière, B. & Benzaazoua, M. (2014). Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. *J Geochem Explor* 137:37–47.
- Plante, B., Schudel, G. & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage. In: *Hard Rock Mine Reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC Press, pp. 1-20).

- Plante, B., Schudel, G. & Benzaazoua, M. (2021a). Prediction of acid mine drainage. Hard rock mine reclamation, 1st edn. CRC Press, pp 21–46.
- Plante, B., Schudel, G. & Benzaazoua, M. (2021b). Generation of acid mine drainage. Hard rock mine reclamation, 1st edn. CRC Press, pp 1–20.
- Plante, B. (2010). Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé. Université du Québec en Abitibi Témiscamingue, Rouyn-Noranda.
- Plante, B., Bussière, B. & Benzaazoua, M. (2012). Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration* 114: 57–69.
- Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2014). Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. *Journal of Geochemical Exploration*, 137, 37-47.
- Plante, B., Benzaazoua, M., Bussière, B., Biesinger, M. & Pratt, A. (2010). Study of Ni sorption onto Tio mine waste rock surfaces. *Applied Geochemistry* (vol. 25, 130-1844).
- Plumlee, G. S. (1997). The environmental geology of mineral deposits.
- Poaty, B., Plante, B., Bussière, B. & Benzaazoua, M. (2022). Assessment of hydrogeochemical behavior of layered waste rock stockpiles: a meso-scale laboratory experiment. *Appl Geochem.* <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105154>.
- Poirier, A. (2019). Étude du comportement thermique d'une halde à stérile en milieu nordique, département des génies géologiques, civil et des mines. Polytechnique Montréal, Québec.
- Prediction Workgroup of the Acid Drainage Technology Initiative. (2000). Prediction of water quality at surface coal mines. Morgantown, VA: National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University.
- Price, W.A., & Kwong, Y.T.J. (1997). Waste Rock Weathering Sampling and Analysis: Observations From the British Columbia Ministry of Employment and Investment Database. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver,

Canada, ed. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program, CANMET, 31–45. Vancouver, Canada. Natural Resources Canada, Ottawa, Canada.

Price, W.A., Morin, K.A., & Hendershot, W. (2009). Guidelines for metal leaching and acid rock drainage prediction (MEND Report 1.20.1). Natural Resources Canada, Mine Environment Neutral Drainage Program.

Ptacek, C., Blowes, D. & Jambor, J., (2002). Transport of contaminants in groundwater at a mine site in British Columbia: natural attenuation and remediation. *Geoscience Canada* (Vol. 29, 131-140).

Quantachrome Instruments. (n.d.). Ultrapyc 1200e gas pycnometer: Technical specifications. Quantachrome Instruments, Boynton Beach, FL, USA.

Qureshi, A., Maurice, C., & Öhlander, B. (2016). Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage. *Journal of Geochemical Exploration*, 160, 44-54.

Rakotonimaro, T., Guittonny, M., Neculita, M.C., Trépanier, F. & Pépin, G. (2019). Evaluation of arsenic leaching potential in gold mine tailings amended with peat and mine drainage treatment sludge. *J Environ Qual* 48, pp 735-745

Rakotonimaro, T., Neculita, C.M., Bussière, B. & Benzaazoua, M. (2019). Speciation of dissolved arsenic in neutral mine drainage: Application of solid-phase extraction and geochemical modeling. *Science of the Total Environment*, 651, 2255–2265.

Rarison, R.F. (2021). Évaluation des propriétés chimiques, mécaniques et hydrogéologiques de géomembranes utilisées comme matériaux de recouvrement pour restaurer des sites miniers en milieu froid et acide. *Ecole Polytechnique, Montreal (Canada)*.

Rarison, R.F., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2023). Effects of freeze–thaw cycles on the properties of polyethylene geomembranes. *Geosynthetics International*, 30(5), 529-544.

Raymond, K.E., Seigneur, N., Su, D., Poaty, B., Plante, B., Bussière, B., & Mayer, K.U. (2020). Numerical modeling of a laboratory-scale waste rock pile featuring an engineered cover system. *Minerals*, 10(8), 652.

Ressources naturelles Canada (2024). Minéraux et exploitation minière. Gouvernement du Canada. Consulté le 18 décembre 2024 à l'adresse : <https://ressources-naturelles.canada.ca/nos-ressources-naturelles/mines-materiaux/10684>

Richards, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318–333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>

Rietveld, H. (1993). *The rietveld method*. Oxford University Press

Rimstidt, J.D., & Barnes, H.L. (1980). The kinetics of silica-water reactions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 44(11), 1683-1699.

Rocchetti, L., Beolchini, F., Dell'Anno, F. & Vegliò, F., (2021). Sustainable strategies for the recovery of critical raw materials from mining wastes: A review. *Journal of Cleaner Production* (Vol. 280).

Romano, C.G., Mayer, K.U., Jones, D.R., Ellerbrock, D.A. & Blowes, D.W. (2003). Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulfide oxidation of mine tailings. *Journal of Hydrology* 271, 171-187.

Sako, C. & Pabst, T. (2023). Experimental and numerical evaluation of the critical degree of saturation and critical exposure time of acid generating filtered tailings. *Applied Geochemistry* 155

Salifu, M., Plante, B., Qureshi, A., Bussière, B. & Mbissik A. (2025). Numerical modelling of the hydrogeochemical behaviour of laboratory-scale waste rocks configurations in improving contaminated neutral mine drainage quality: Implications for designing for closure. *Journal of contaminant hydrology* (vol. 275).

Sapsford, D., Bowel, R., Dey, M. & Williams, K. (2009). Humidity cell tests for the prediction of acid rock drainage. *Miner Eng* 22:25–36.

Savage, K., Tingle, T., O'Day, P., Waychunas, A. & Bird, D. (2000). Arsenic speciation in pyrite and secondary weathering phases, Mother Lode Gold District, Tuolumne County, California. *Applied Geochemistry*, 15, 1219-1244.

Schudel, G. (2024). Effects of Freeze-Thaw Cycles and Chloride Salinity on the Weathering and Water Quality of Pyrrhotite-and Serpentine-Rich Tailings (Doctoral dissertation, Ecole Polytechnique, Montreal (Canada)).

Schudel, G., Plante, B., Bussiere, B., Boulanger-Martel, V., & McBeth, J.M. (2023). Sulfide oxidation during the simulated weathering of pyrrhotite-rich tailings: Impacts of freeze-thaw cycles and chloride salinity. *Cold Regions Science and Technology*, 209, 103802.

Seigneur, N., & Mayer, K.U. (2020). A compositional formulation for multiphase multicomponent reactive transport modelling of highly coupled systems. In EGU General Assembly Conference Abstracts (p. 5615).

Seutin, E., Qureshi, A., Bussière, B., Plante, B. & Boulanger-Martel, V. (2026b). Reactive Transport Modeling of Arsenic Release from Gersdorffite-bearing Waste Rock under Cold Climate Conditions. *Journal of Geochemical Exploration* (accepted).

Seutin, E., Bussière, B., Plante, B., & Boulanger-Martel, V. (2026). Influence of Grain Size and Temperature on Arsenic Leaching from Gersdorffite-Bearing Non-acid Generating Waste Rock. *Mine Water and the Environment*, 1-17.

Shepherd, R.G. (1989). Correlation of permeability and grain size. *Ground Water*, 27(5), 633–638. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1989.tb00462.x>

Sherlock, E.J., Lawrence, R.W., & Poulin, R. (1995). On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. *Environmental Geology*, 43-54.

Smedley, P.L., & Kinniburgh, D.G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied geochemistry*, 17(5), 517-568.

Smith, L. J., Neuner, M., Gupton, M., Moore, M., Bailey, B. L., Blowes, D. W., ... & Sego, D. C. (2009). Diavik waste rock project: From the laboratory to the Canadian Arctic. *Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD*, 22-26. Smith, J.D.L., Moncur, C.M., Neuner, M., Gupton, M., Blowes, W.D., Smith, L. & Sego, C.D. (2013) The Diavik waste rock project: design, construction, and instrumentation of field-scale experimental waste-rock piles. *Appl Geochem* 36:187–199

Smith, L.J., Moncur, M.C, Neuner, M., Gupton, M., Blowes, D.W., Smith, L. & Sego, D.C. (2013a). The Diavik Waste Rock Project: design, construction, and instrumentation of field-scale experimental waste-rock piles. *Applied Geochemistry* 36:187–199.

Smith, S.K., Ramsey, A.C & Hageman, L.P. (2000). Sampling strategy for the rapid screening of mine waste dumps on abandoned mine lands. *Proc, ICARD, Soc for Mining and Metallurgy*, pp 1453–1461

Smith, S. & Burgess, M.M. (1998). Mapping the response of permafrost in Canada to climate warming. *Geological Survey of Canada Current Research* 1998-E; 163–171.

Smith, S., Lewkowicz, A., Burn, C., Allard, M., & Throop, J. (2010). The Thermal State of Permafrost in Canada – Results from the International Polar Year. 1214-1221. Calgary, Alberta.

Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., & Smith, R.M. (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and mine soils (EPA 600/2-78-054). U.S. Environmental Protection Agency.

Stähli, M. (2006). Freezing and Thawing Phenomena in Soils. John Wiley and Sons, 1069-1076.

Steefel, C.I., Appelo, C.A.J., Arora, B., Jacques, D., Kalbacher, T., Kolditz, O., Lagneau, V., Lichtner, P., Mayer, K.U. & Meeussen, J. (2015). Reactive transport codes for subsurface environmental simulation. *Comput. Geosci.* 19, 445–478.

Steefel, C.I., DePaolo, D.J., & Lichtner, P.C. (2005). Reactive transport modeling: An essential tool and a new research approach for the Earth sciences. *Earth and Planetary Science Letters*, 240(3–4), 539–558.

Stevens, C.W., Shapka-Fels, T. & Rykaart, M. (2018). Thermal cover design for mine waste facilities in cold regions. Paper presented at Tailings and Mine Wastes, Keystone, CO.

Stumm, W., & Morgan, J.J. (1996a). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (3rd ed.). Wiley-Interscience, New York, 1040 p.

Stumm, W., & Morgan, J.J. (1996b). Water chemistry. *Encyclopedia of Environmental science*, 3, 1142-1161.

Su, L., Mayer, K.U., & Amos, R.T. (2021). Numerical investigation of freeze–thaw impacts on variably saturated flow and geochemical processes in mine waste. *Computers & Geosciences*, 152, 104770. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2021.104770>.

Sylvain, K., Demers, I., & Pabst, T. (2025). Experimental and numerical evaluation of the potential reuse of waste rock as an evaporation barrier in engineered cover systems: effects of particle size. *Canadian Geotechnical Journal*, 62, 1-15.

Taylor, D.W. (1948). *Fundamentals of soil mechanics*. John Wiley & Sons.

Usher, B., Cruywagen, L., de Necker, E. & Hodgson, F. (2003). Acid-base accounting, techniques and evaluation (ABATE): recommended methods for conducting and interpreting analytical geochemical assessments at opencast collieries in South Africa. Institute for Groundwater Studies Univ of the Orange Free State.

Valiyev, K., Yskak, A., Melamud, V., & Bulaev, A. (2025). Novel Approach for the Leaching of Low-Grade Copper–Zinc Concentrate. *Applied Sciences*, 15(17), 9640.

Van Everdingen, R. O. (1998). Multi-language glossary of permafrost and related ground-ice terms in Chinese, English, French, German, Icelandic, Italian, Norwegian, Polish, Romanian, Russian, Spanish, and Swedish. International Permafrost Association, Terminology Working Group.

Van Genuchten, M. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:892-898

Van Genuchten, M., Leij, F.J., & Yates, S.R. (1992). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

Velbel, M.A. (2004). Laboratory and homework exercises in the geochemical kinetics of mineral-water reaction: rate law, Arrhenius activation energy, and the rate-determining step in the dissolution of halite. *Journal of Geoscience Education*, 52(1), 52-59.

Villeneuve, M. (2004). Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques (Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal). Université de Montréal.

Villeneuve, M., Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M. & Monroy, M. (2003). The influence of kinetic test type on the geochemical response of low acid generating potential tailings. *Proc, Tailings and Mine Waste '03 Conf*, pp 269–279.

Villeneuve, M., Bussière, B. & Benzaazoua, M. (2009). Assessment of interpretation methods for kinetic tests performed on tailings having a low acid generating potential, *Proc, 8th ICARD, Securing the Future: Mining, Metals & the Environment in a Sustainable Society*, Swedish Assoc of Mines, Mineral and Metal Producers, pp 200–210.

Vriens, B., Peterson, H., Laurenzi, L., Smith, L., Aranda, C., Mayer, K.U. & Beckie, D.R. (2019a). Long-term monitoring of waste-rock weathering at the Antama mine, Peru. *Chemosphere* 215:858–869.

Vriens, B., Seigneur, N., Aranda, C., Mayer, U., & Beckie, R. (2020). Reactive-transport modeling of hydrogeochemical weathering processes in mine waste rock across a wide spatiotemporal scale range. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (p. 5853).

Vriens, B., Skierszkan, E.K., St-Arnault, M., Salzsauler, K., Aranda, C., Mayer, K.U., & Beckie, R.D. (2019). Mobilization of metal (oid) oxyanions through circumneutral mine waste-rock drainage. *ACS omega*, 4(6), 10205-10215.

Vriens, B., Smith, L., Mayer, K.U. & Beckie, D.R. (2019b). Poregas distribution in waste-rock piles affected by climate seasonality and physicochemical heterogeneity. *Appl Geochem* 100:305–315.

Walker, S., Jamieson, H., Lanzirotti, A., Andrade, C. & Hall, G. (2009a). The mobility of As and Pb in mine waste from a crystal structure perspective. *Environmental Earth Sciences* (Vol. 59, 1105-1117).

Walker, S.R., McGregor, R.G., Raven, K.P. & Wong, W.W. (2005). Mobility of arsenic in groundwater in a sandstone aquifer undergoing municipal water extraction. *Applied Geochemistry*, 20(4), 649–659.

Walker, S.R., Parsons, M.B., Jamieson, H.E. & Lanzirotti, A. (2009b). Arsenic Mineralogy of Near-Surface Tailings and Soils: Influences on Arsenic Mobility and Bioaccessibility in the Nova Scotia Gold Mining Districts. *The Canadian Mineralogist*, 47, 533–556.

- Watts, M., Button, M. & Brewin, B. (2021). Robust arsenic speciation in environmental waters using solid phase extraction and ICP-MS. *Analytica Chimica Acta*, 1148, 338226. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2021.338226>
- Watts, M., O'Reilly, J., Marcilla, A., Shaw, A. & Ward, N. (2010). Field based speciation of arsenic in UK and Argentinean water samples. *Environ Geochem Health* 32:479-490.
- Wösten, J. & van Genuchten, M. (1988). Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. *Soil Science Society of America Journal* 52: 1762-1770.
- Yanful, E. (1993). Oxygen Diffusion through Soil Covers on Sulphidic Mine Tailings. 22.
- Yanful, E. & Verma, A. (1999). Oxidation of flooded mine tailings due to resuspension. *Canadian Geotechnical Journal*, 36, 826-845.
- Yi, X. (2021). Reactive transport modeling of waste rock weathering in permafrost environments (Master's thesis). University of British Columbia, Vancouver, Canada.
- Yi, X., Su, D., Bussière, B., & Mayer, K.U. (2021). Thermal-hydrological-chemical modeling of a covered waste rock pile in a permafrost region. *Minerals*, 11(6), 565.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K. & McMullen, J. (2001). Capillary cover design for leach pad closure. *Transactions-society for mining metallurgy and exploration incorporated*, 310, 104-110.

ANNEXE A RAPPORTS D'ANALYSES ICP SOLIDE ET LIQUIDE

A.1 Rapport d'analyse géochimique des solides (ICP après digestion acide)



ANALYSIS REPORT BBM22-22721

To UNIVERSITE DU QUEBEC IN ABITIBI-TEMISCAMINQUE
ROCH GERMAIN
445 BOULEVARD DE L'UNIVERSITE
ROUYN NORANDA J9X 5E4
QC
CANADA

Order Number	PO: PI-Elaura Seutin	Date Received	19-Aug-2022
Submission Number	URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp	Date Analysed	19-Oct-2022 - 27-Oct-2022
Number of Samples	9	Date Completed	27-Oct-2022
		SGS Order Number	BBM22-22721

Methods Summary

Number of Sample	Method Code	Description
9	G_WGH_KG	Weight of samples received
9	GE_ICP40Q12	4 Acid Digest (HCL/HClO ₄ /HF/HNO ₃), ICP
9	GE_IMS40Q12	4 Acid Digest Package (HCL/HClO ₄ /HF/HNO ₃), ICP-MS
9	G_PHY01V	Loss on ignition (LOI), Furnace, variable wt, variable temp
9	GO_XRF72	Borate Fusion, XRF, Ore Grade

Authorised Signatory

John Chiang
Laboratory Operations Manager



This document is issued by the Company under its General Conditions of Service accessible at <https://www.sgs.com/en/Terms-and-Conditions.aspx>. Attention is drawn to the limitation of liability, indemnification and jurisdiction issues defined therein. Any holder of this document is advised that information contained hereon reflects the Company's findings at the time of its intervention only and within the limits of Client's instructions, if any. The Company's sole responsibility is to its Client and this document does not exonerate parties to a transaction from exercising all their rights and obligations under the transaction documents. Any unauthorized alteration, forgery or falsification of the content or appearance of this document is unlawful and offenders may be prosecuted to the fullest extent of the law.

WARNING: The sample(s) to which the findings recorded herein (the "Findings") relate was(were) drawn and / or provided by the Client or by a third party acting at the Client's direction. The Findings constitute no warranty of the sample's representativeness of any goods and strictly relate to the sample(s). The Company accepts no liability with regard to the origin or source from which the sample(s) is/are said to be extracted. The findings report on the samples provided by the client and are not intended for commercial or contractual settlement purposes.

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 1 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)



Order Number PO: PI-Elaura Seutin
 Submission Number URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp
 Number of Samples 9

ANALYSIS REPORT BBM22-22721

Element Method	WTKG G_WGH_KG	@Al GE_ICP40Q12	@Ba GE_ICP40Q12	@Ca GE_ICP40Q12	@Cr GE_ICP40Q12	@Cu GE_ICP40Q12
Lower Limit	0.01	0.01	1	0.01	1	0.5
Upper Limit	--	15	10,000	15	10,000	10,000
Unit	kg	%	ppm m / m	%	ppm m / m	ppm m / m
108403	0.03	3.88	108	2.91	1400	46.8
108519	0.03	9.21	825	1.65	246	43.0
108520	0.03	7.08	866	1.54	95	22.0
108521	0.03	3.42	120	4.08	1285	22.7
108590	0.03	4.17	216	3.23	866	30.9
108591	0.03	4.33	187	4.11	1303	35.3
108592	0.03	3.86	126	4.38	1540	67.3
108593	0.03	4.00	113	4.11	1313	45.8
108594	0.03	4.07	109	3.71	1394	45.7
*Rep 108403	-	3.86	108	2.88	1664	47.0
*Blk BLANK	-	<0.01	2	<0.01	2	0.8
*Std OREAS 905	-	7.63	2864	0.60	21	1584
*Std OREAS 601b	-	6.74	255	0.89	20	1030

Element Method	@Fe GE_ICP40Q12	@K GE_ICP40Q12	@Li GE_ICP40Q12	@Mg GE_ICP40Q12	@Mn GE_ICP40Q12	@Na GE_ICP40Q12
Lower Limit	0.01	0.01	1	0.01	2	0.01
Upper Limit	15	15	10,000	15	10,000	15
Unit	%	%	ppm m / m	%	ppm m / m	%
108403	6.85	0.99	35	14.63	1091	0.09
108519	5.27	3.65	34	2.45	735	1.79
108520	3.41	2.88	25	1.76	559	2.40
108521	6.13	1.18	30	12.51	1198	0.07
108590	5.29	1.31	25	9.09	1009	0.57
108591	6.63	1.49	31	13.64	1360	0.18
108592	6.69	1.10	30	12.89	1437	0.15
108593	7.29	1.09	33	13.96	1371	0.09
108594	7.31	1.02	35	14.38	1267	0.08
*Rep 108403	7.03	0.98	34	14.37	1081	0.09
*Blk BLANK	<0.01	<0.01	<1	<0.01	<2	<0.01

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 2 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)



Order Number PO: PI-Elaura Seutin
 Submission Number URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp
 Number of Samples 9

ANALYSIS REPORT BBM22-22721

Element	@Fe	@K	@Li	@Mg	@Mn	@Na
Method	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12
Lower Limit	0.01	0.01	1	0.01	2	0.01
Upper Limit	15	15	10,000	15	10,000	15
Unit	%	%	ppm m / m	%	ppm m / m	%
*Std OREAS 905	4.34	3.13	22	0.30	377	2.43
*Std OREAS 601b	2.36	2.55	24	0.11	221	1.88

Element	@Ni	@P	@S	@Sr	@Ti	@V
Method	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12
Lower Limit	1	0.01	0.01	0.5	0.01	2
Upper Limit	10,000	15	5	10,000	15	10,000
Unit	ppm m / m	%	%	ppm m / m	%	ppm m / m
108403	1008	0.02	0.17	170	0.13	135
108519	183	0.08	0.42	195	0.35	108
108520	80	0.07	0.18	361	0.24	69
108521	791	0.02	0.09	290	0.13	112
108590	577	0.03	0.13	259	0.14	98
108591	820	0.02	0.09	422	0.15	135
108592	778	0.02	0.20	366	0.13	124
108593	901	0.02	0.15	276	0.13	136
108594	934	0.02	0.14	229	0.13	138
*Rep 108403	1044	0.02	0.17	166	0.13	136
*Blk BLANK	<1	<0.01	<0.01	<0.5	<0.01	<2
*Std OREAS 905	9	0.03	0.07	164	0.12	10
*Std OREAS 601b	6	0.03	1.60	252	0.13	12

Element	@Zn	@Zr	@Ag	@As	@Be	@Bi
Method	GE_ICP40Q12	GE_ICP40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12
Lower Limit	1	0.5	0.02	1	0.1	0.04
Upper Limit	10,000	10,000	100	10,000	2,500	10,000
Unit	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m
108403	86	20.1	0.49	564	0.5	0.08
108519	93	107	0.30	105	1.7	0.23
108520	53	105	0.14	28	1.3	0.15

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 3 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)



Order Number PO: PI-Elaura Seutin
 Submission Number URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp
 Number of Samples 9

ANALYSIS REPORT BBM22-22721

Element Method	@Zn GE_ICP40Q12	@Zr GE_ICP40Q12	@Ag GE_IMS40Q12	@As GE_IMS40Q12	@Be GE_IMS40Q12	@Bi GE_IMS40Q12
Lower Limit	1	0.5	0.02	1	0.1	0.04
Upper Limit	10,000	10,000	100	10,000	2,500	10,000
Unit	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m
108521	63	22.5	0.17	592	0.6	<0.04
108590	63	34.1	0.22	415	0.7	0.07
108591	68	19.6	0.20	527	0.8	<0.04
108592	69	20.6	0.34	423	0.5	0.05
108593	74	18.2	0.36	465	0.4	<0.04
108594	77	18.4	0.40	458	0.4	0.04
*Rep 108403	85	19.9	0.39	571	0.5	0.09
*Blk BLANK	<1	<0.5	<0.02	<1	<0.1	<0.04
*Std OREAS 905	139	263	0.69	34	2.8	5.79
*Std OREAS 601b	311	191	-	272	2.2	17.37

Element Method	@Cd GE_IMS40Q12	@Ce GE_IMS40Q12	@Co GE_IMS40Q12	@Cs GE_IMS40Q12	@Ga GE_IMS40Q12	@Hf GE_IMS40Q12
Lower Limit	0.02	0.05	0.1	1	0.1	0.02
Upper Limit	10,000	1,000	10,000	1,000	1,000	500
Unit	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m
108403	0.26	13.34	95.6	5	10.2	0.63
108519	0.24	83.27	23.9	3	24.5	3.14
108520	0.05	66.70	14.5	2	18.1	2.92
108521	0.15	12.94	76.1	4	9.9	0.67
108590	0.15	19.38	56.2	3	10.8	1.00
108591	0.12	13.41	82.5	5	11.5	0.64
108592	0.38	10.80	75.1	5	9.6	0.65
108593	0.17	16.91	87.8	5	9.4	0.56
108594	0.14	7.28	82.0	5	9.5	0.56
*Rep 108403	0.31	12.19	96.5	5	10.3	0.62
*Blk BLANK	<0.02	0.08	<0.1	<1	<0.1	<0.02
*Std OREAS 905	0.37	96.23	14.4	8	24.8	7.09
*Std OREAS 601b	2.05	70.80	2.9	6	23.2	5.00

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 4 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)



Order Number PO: PI-Elaura Seutin
 Submission Number URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp
 Number of Samples 9

ANALYSIS REPORT BBM22-22721

Element Method	@In GE_IMS40Q12	@La GE_IMS40Q12	@Lu GE_IMS40Q12	@Mo GE_IMS40Q12	@Nb GE_IMS40Q12	@Pb GE_IMS40Q12
Lower Limit	0.02	0.1	0.01	0.05	0.1	0.5
Upper Limit	500	10,000	1,000	10,000	1,000	10,000
Unit	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m
108403	0.04	4.2	0.08	1.40	0.8	14.4
108519	0.05	37.9	0.23	5.94	8.3	24.5
108520	0.03	31.1	0.15	2.05	5.4	13.1
108521	0.03	4.4	0.08	0.45	0.6	6.0
108590	0.03	9.0	0.10	1.00	1.9	8.7
108591	0.03	3.9	0.09	1.81	1.1	7.1
108592	0.04	3.7	0.10	0.53	0.8	5.8
108593	0.04	3.1	0.10	0.23	0.6	9.2
108594	0.04	3.4	0.10	0.35	0.6	8.2
*Rep 108403	0.04	4.1	0.08	1.34	0.8	10.9
*Blk BLANK	<0.02	<0.1	<0.01	<0.05	<0.1	<0.5
*Std OREAS 905	0.69	45.2	0.11	3.27	18.2	30.4
*Std OREAS 601b	0.49	34.2	0.07	5.05	14.8	298

Element Method	@Rb GE_IMS40Q12	@Sb GE_IMS40Q12	@Sc GE_IMS40Q12	@Se GE_IMS40Q12	@Sn GE_IMS40Q12	@Ta GE_IMS40Q12
Lower Limit	0.2	0.05	0.5	2	0.3	0.05
Upper Limit	10,000	10,000	10,000	1,000	1,000	10,000
Unit	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m
108403	41.6	2.30	22.9	<2	0.5	0.06
108519	134	0.88	13.0	<2	1.7	0.57
108520	78.2	0.38	7.2	<2	1.1	0.44
108521	46.1	1.43	17.6	<2	0.4	<0.05
108590	48.7	1.25	14.9	<2	0.5	0.14
108591	54.5	1.34	20.2	<2	0.7	0.07
108592	42.9	1.49	19.9	<2	0.4	0.05
108593	42.7	1.53	20.8	<2	0.4	0.06
108594	39.8	1.68	20.4	<2	0.4	<0.05
*Rep 108403	41.8	2.26	23.1	<2	0.7	0.06
*Blk BLANK	<0.2	<0.05	<0.5	<2	<0.3	<0.05

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 5 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)



Order Number PO: PI-Elaura Seutin
 Submission Number URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp
 Number of Samples 9

ANALYSIS REPORT BBM22-22721

Element	@Rb	@Sb	@Sc	@Se	@Sn	@Ta
Method	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12
Lower Limit	0.2	0.05	0.5	2	0.3	0.05
Upper Limit	10,000	10,000	10,000	1,000	1,000	10,000
Unit	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m
*Std OREAS 905	137	2.02	4.1	2	4.3	1.39
*Std OREAS 601b	93.6	23.65	3.0	8	3.4	1.11

Element	@Tb	@Te	@Th	@Ti	@U	@W
Method	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12
Lower Limit	0.05	0.05	0.2	0.02	0.05	0.1
Upper Limit	10,000	1,000	10,000	10,000	10,000	10,000
Unit	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m	ppm m / m
108403	0.14	0.11	0.8	0.29	0.22	1.8
108519	0.57	0.06	12.0	0.75	3.02	5.1
108520	0.41	<0.05	11.8	0.38	3.15	7.0
108521	0.15	0.14	1.1	0.29	0.30	4.4
108590	0.20	0.08	2.7	0.29	0.68	4.0
108591	0.16	0.07	1.2	0.34	0.30	1.1
108592	0.17	0.08	0.9	0.28	0.25	2.4
108593	0.17	0.16	0.6	0.28	0.15	1.2
108594	0.14	0.10	0.6	0.27	0.15	1.1
*Rep 108403	0.14	0.10	0.8	0.28	0.23	1.5
*Blk BLANK	<0.05	<0.05	<0.2	<0.02	<0.05	<0.1
*Std OREAS 905	0.84	0.12	15.5	0.71	4.91	2.9
*Std OREAS 601b	0.56	13.19	12.7	1.51	4.53	6.1

Element	@Y	@Yb	LOI	@Al2O3	@CaO	@Cr2O3
Method	GE_IMS40Q12	GE_IMS40Q12	G_PHY01V	GO_XRF72	GO_XRF72	GO_XRF72
Lower Limit	0.1	0.1	-10	0.01	0.01	0.01
Upper Limit	10,000	1,000	100	100	60	5
Unit	ppm m / m	ppm m / m	%	%	%	%
108403	3.9	0.5	9.86000	7.28	4.24	0.32
108519	14.6	1.5	3.39966	17.27	2.32	0.06
108520	10.3	0.9	2.89029	13.62	2.22	0.02

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 6 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)



Order Number PO: PI-Elaura Seutin
 Submission Number URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp
 Number of Samples 9

ANALYSIS REPORT BBM22-22721

Element Method Lower Limit Upper Limit Unit	@Y GE_IMS40Q12 0.1 10,000 ppm m / m	@Yb GE_IMS40Q12 0.1 1,000 ppm m / m	LOI G_PHY01V -10 100 %	@Al2O3 GO_XRF72 0.01 100 %	@CaO GO_XRF72 0.01 60 %	@Cr2O3 GO_XRF72 0.01 5 %
108521	3.7	0.5	11.8212	6.29	5.97	0.27
108590	5.4	0.6	10.0700	8.70	5.25	0.21
108591	4.4	0.6	13.0600	7.89	5.90	0.30
108592	4.8	0.6	11.7788	6.99	6.26	0.27
108593	4.2	0.6	11.0689	7.16	5.80	0.29
108594	3.7	0.5	10.4390	7.21	5.23	0.30
*Rep 108403	4.0	0.5	-	-	-	-
*Blk BLANK	<0.1	<0.1	-	-	-	-
*Std OREAS 905	15.2	0.7	-	-	-	-
*Std OREAS 601b	10.5	0.5	-	-	-	-
*Rep 108593	-	-	11.0689	-	-	-
*Blk BLANK	-	-	-	-	-	-
*Std OREAS 70b	-	-	6.75865	-	-	-
*Blk BLANK	-	-	-	<0.01	<0.01	<0.01
*Rep 108593	-	-	-	7.15	5.84	0.29
*Std OREAS 751	-	-	-	15.81	1.05	<0.01

Element Method Lower Limit Upper Limit Unit	@Fe2O3 GO_XRF72 0.01 100 %	@K2O GO_XRF72 0.01 70 %	@MgO GO_XRF72 0.01 100 %	Mn3O4 GO_XRF72 0.01 100 %	@Na2O GO_XRF72 0.01 60 %	@P2O5 GO_XRF72 0.01 55 %
108403	10.67	1.07	21.52	0.17	0.11	0.04
108519	7.75	4.08	3.61	0.11	2.35	0.17
108520	5.26	3.30	2.82	0.09	3.22	0.15
108521	9.27	1.26	18.65	0.18	0.07	0.05
108590	8.96	1.60	15.41	0.17	0.81	0.07
108591	9.99	1.59	20.14	0.20	0.22	0.04
108592	10.04	1.17	18.84	0.21	0.18	0.04
108593	10.43	1.12	20.86	0.19	0.10	0.04

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 7 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)



Order Number PO: PI-Elaura Seutin
 Submission Number URSTM/ PI-Elaura Seutin/ 9 Pulp
 Number of Samples 9

ANALYSIS REPORT BBM22-22721

Element	@Fe2O3	@K2O	@MgO	Mn3O4	@Na2O	@P2O5
Method	GO_XRF72	GO_XRF72	GO_XRF72	GO_XRF72	GO_XRF72	GO_XRF72
Lower Limit	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Upper Limit	100	70	100	100	60	55
Unit	%	%	%	%	%	%
108594	10.51	1.05	21.36	0.19	0.10	0.04
*Blk BLANK	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
*Rep 108593	10.47	1.13	20.88	0.20	0.11	0.04
*Std OREAS 751	2.42	2.91	0.50	0.10	3.40	0.28

Element	@SiO2	@TiO2	@V2O5	Sum
Method	GO_XRF72	GO_XRF72	GO_XRF72	GO_XRF72
Lower Limit	0.01	0.01	0.01	0.01
Upper Limit	100	100	10	100
Unit	%	%	%	%
108403	44.00	0.35	0.03	90.15
108519	57.75	0.59	0.02	97.06
108520	65.73	0.41	0.01	97.31
108521	45.61	0.31	0.02	88.16
108590	47.89	0.36	0.02	89.82
108591	40.03	0.36	0.02	86.92
108592	43.18	0.33	0.02	87.95
108593	42.10	0.34	0.03	88.81
108594	42.78	0.33	0.03	89.41
*Blk BLANK	<0.01	<0.01	<0.01	0.02
*Rep 108593	42.06	0.34	0.03	88.86
*Std OREAS 751	71.32	0.24	<0.01	98.25

SGS Canada Minerals Burnaby conforms to the requirements of ISO/IEC17025 for specific tests as listed on their scope of accreditation found at <https://www.scc.ca/en/search/laboratories/sgs>
 Tests and Elements marked with an "@" symbol in the report denote ISO/IEC17025 accreditation.

- not analysed | -- element not determined | I.S. insufficient sample | L.N.R. listed not received

28-Oct-2022 12:30AM BBM_U0030689594

Page 8 of 8

MIN-M_COA_ROW-Last Modified Date: 05-Nov-2019

SGS Canada Inc. | NAM Minerals Geochemistry 3260 Production Way Burnaby BC, V5A 4W4 CANADA ☎ +1 (604) 638 2349 📠 +1 (604) 444 5486

www.sgs.com

Member of the SGS Group (SGS SA)

A.2 Tableaux récapitulatifs des analyses géochimiques des lixiviats (ICP)

Tableau A.2.1 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C1 (KN 50-15 mm) à 21°C.

Unité		mg/L	0 = <DL																															
21°C		C1																																
	N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	
	échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.12	0.02	0.004	0.067			0.093	LDML
0	109459	2022-10-12	2022-10-25	0.09	0.32	0.02	0.72	0	0	6.78	0	0	0	0	0	7.94	0	1.82	0	0	4.70	0	0	4.43	0	0.96	0.12	0	0	0.01	0	0	0	0
14	109933	2022-10-26	2022-11-18	0.02	1.94	0.06	1.13	0	0	10.4	0.01	0	0	0	0	23.0	0	3.92	0	0	8.29	0	0	10.0	0	1.47	0.19	0	0	0	0	0.01	0	0
28	110540	2022-11-09	2022-11-18	0.02	1.84	0.05	0.63	0	0	9.45	0.01	0	0	0	0	18.9	0	3.16	0	0	4.75	0	0	7.18	0.11	1.18	0.15	0	0	0	0	0.01	0	0
42	110732	2022-11-23	2022-12-06	0.03	1.81	0.04	0.96	0	0	7.08	0.01	0	0	0.01	0	7.03	0	2.82	0	0	4.57	0	0	5.46	0	1.08	0.13	0	0	0	0	0.01	0	0
56	111239	2022-12-07	2022-12-14	0	1.74	0.04	1.78	0	0	9.24	0.01	0	0	0	0	7.70	0	2.5	0	0	5.63	0	0	5.13	0	0.97	0.12	0	0	0	0.02	0.01	0	0
70	111251	2022-12-21	2023-01-17	0.03	1.86	0.04	0.98	0	0	9.27	0.01	0	0	0	0	7.49	0	2.35	0	0	3.99	0	0	4.16	0	0.97	0.11	0	0	0	0.01	0.01	0	0
84	111259	2023-01-04	2023-01-17	0.03	1.85	0.03	1.12	0	0	8.52	0.01	0	0	0	0	7.05	0	2.08	0	0	3.14	0	0	3.64	0	0.89	0.10	0	0	0	0	0.01	0	0
98	111271	2023-01-18	2023-02-20	0.03	1.65	0.03	-	0	0	7.49	0.01	0	0	0	0	5.97	0	1.82	0	0	2.17	0	0	2.82	0	0.80	0.09	0	0	0	0.01	0.01	0	0
112	111279	2023-02-01	2023-02-20	0.03	1.67	0.03	-	0	0	7.70	0.01	0	0	0	0	6.11	0	1.78	0.01	0	1.76	0	0	2.73	0	0.79	0.09	0	0	0	0.01	0.01	0	0
126	112579	2023-02-15	2023-02-28	0	1.62	0.03	-	0	0	6.08	0.01	0	0	0	0	6.29	0	1.59	0	0	3.33	0	0	2.73	0	0.75	0.07	0	0	0	0.02	0.01	0	0
140	112863	2023-02-28	2023-03-13	0	1.68	0.03	0.93	0	0	6.66	0.01	0	0	0	0	6.78	0	1.59	0	0	3.10	0	0	2.54	0	0.76	0.08	0	0	0	0.01	0.01	0	0
168	113438	2023-03-28	2023-04-05	0	1.54	0.03	0.59	0	0	5.95	0.01	0	0	0	0	7.20	0	1.4	0.01	0	1.43	0	0	2.22	0	0.66	0.07	0	0	0	0	0.01	0	0
196	113471	2023-04-26	2023-05-09	0.03	1.56	0.02	0.49	0	0	7.10	0.01	0	0	0	0	6.85	0	1.47	0	0	1.72	0	0	2.75	0	0.73	0.08	0	0	0	0	0.01	0	0
224	114518	2023-05-24	2023-06-12	0	1.53	0.02	0.60	0	0	6.76	0.01	0	0	0	0	6.83	0	1.33	0	0	1.36	0	0	2.31	0	0.63	0.06	0	0	0	0	0.01	0	0
252	114551	2023-06-21	2023-07-25	0.04	1.71	0.04	0.01	0	0	7.36	0.01	0	0	0	0.02	10.5	0	1.47	0	0		0	0	2.25	0.01	0.62	0.08	0	0	0	0	0.01	0	0
266	114574	2023-07-05	2023-07-28	0.02	1.69	0.03	0.01	0	0	9.20	0.01	0	0	0	0	8.19	0	1.43	0	0	1.54	0	0	2.30	0.01	0.62	0.09	0	0	0	0.02	0.01	0	0

Tableau A.2.2. : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C1 duplicata (KN 50-15 mm) à 21°C.

Unité		mg/L	0 = <DL																												LDM			
21°C		C1D																																
N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U		V	Zn	
échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027																														
0	109939	2022-10-12	2022-10-25	0.03	0.43	0.03	0.52	0	0	8.03	0	0	0	0	20.1	0	2.07	0	0	3.93	0	0	5.23	0	1.24	0.12	0.14	0.12	0	0	0	0	0	
14	110545	2022-10-26	2022-11-18	0.02	1.51	0.05	0.97	0	0	9.50	0	0	0	0	21.0	0	3.57	0	0	7.18	0	0	8.31	0	1.24	0.16	0.16	0	0	0	0	0.01	0	
28	110738	2022-11-09	2022-11-18	0.03	1.56	0	1.28	0	0	7.38	0.01	0	0.14	0	7.73	0	2.96	0	0	6.31	0	0.01	6.39	0	1.08	0.13	0	0	0	0	0	0.01	0.11	
42	111244	2022-11-23	2022-12-06	0	1.59	0.05	2.26	0	0	9.67	0.01	0	0	0	8.52	0	2.68	0	0	6.18	0	0	5.48	0	1.02	0.13	0	0	0	0	0	0.01	0	
56	111256	2022-12-07	2022-12-14	0.03	1.58	0.04	1.62	0	0	8.52	0.01	0	0	0	7.28	0	2.28	0	0	4.59	0	0	4.42	0	0.93	0.10	0	0	0	0	0	0.01	0	
70	111264	2022-12-21	2023-01-17	0	1.61	0.04	1.27	0	0	7.87	0.01	0	0	0	6.98	0	2.06	0	0	3.47	0	0	3.7	0	0.91	0.09	0	0	0	0	0	0.01	0	
84	111277	2023-01-04	2023-01-17	0.03	1.46	0.03	-	0	0	7.69	0.01	0	0	0	5.86	0	1.83	0	0	2.39	0	0	3.08	0	0.83	0.08	0	0	0	0	0.01	0.01	0	
98	111284	2023-01-18	2023-02-20	0.03	1.39	0.02	-	0	0	7.75	0.01	0	0	0	5.49	0	1.66	0	0	1.74	0	0	2.49	0	0.76	0.08	0	0	0	0	0.02	0.01	0	
112	112584	2023-02-01	2023-02-20	0.03	1.41	0.02	-	0	0	6.42	0.01	0	0	0	5.78	0	1.56	0	0	3.29	0	0	2.68	0	0.77	0.08	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0
126	112868	2023-02-15	2023-02-28	0	1.47	0.03	0.98	0	0	6.74	0.01	0	0	0	6.13	0	1.61	0.01	0	3.24	0	0	2.7	0	0.78	0.07	0	0	0	0	0	0.01	0	
140	113432	2023-02-28	2023-03-13	0.03	1.35	0.02	-	0	0	5.66	0.01	0	0	0	5.64	0	1.38	0	0	3.12	0	0	2.19	0	0.68	0.08	0	0	0	0	0	0	0.01	0
168	113443	2023-03-28	2023-04-05	0.03	1.35	0.02	0.54	0	0	5.66	0.01	0	0	0	6.78	0	1.34	0	0	1.35	0	0.01	2.32	0	0.66	0.05	0	0	0	0	0	0.01	0	
196	113476	2023-04-26	2023-05-09	0.03	1.36	0.02	0.56	0	0	6.78	0.01	0	0	0	7.21	0	1.38	0	0	2.04	0	0	2.81	0	0.70	0.08	0	0	0	0	0	0.01	0	
224	114523	2023-05-24	2023-06-12	0	1.34	0.02	0.49	0	0	6.33	0.01	0	0	0	7.01	0	1.26	0	0	1.19	0	0	2.22	0	0.66	0.05	0	0	0	0	0	0.01	0	
252	114556	2023-06-21	2023-07-25	0.03	1.55	0.02	0.01	0	0	7.48	0.01	0	0	0.01	7.07	0	1.38	0	0	1.18	0	0	2.33	0	0.64	0.07	0	0	0	0	0.02	0.01	0.01	
266	114580	2023-07-05	2023-07-28	0.02	1.57	0.02	0.01	0	0	9.02	0.01	0	0	0	7.68	0	1.41	0	0	1.16	0	0	2.53	0	0.66	0.07	0	0	0	0	0.02	0.01	0	

Tableau A.2.3 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C2 (KN 15-5 mm) à 21°C.

Unité		mg/L		0 = <DL																															
21°C		C2																																	
	N° échantillon	Date de prélèvement	Date d'analyse	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM	
				0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093		
0	109460	2022-10-12	2022-10-25	0.02	0.99	0.07	1.87	0	0	7.66	0	0	0	0	18.7	0	3.39	0	0	12.5	0	0	10.4	0	1.98	0.14	0	0	0.02	0.01	0.01	0	0	0	
14	109934	2022-10-26	2022-11-18	0.01	4.58	0.16	2.52	0	0	14.8	0.02	0	0	0	39.8	0	7.78	0.01	0	18.1	0.01	0	19.7	0	2.96	0.31	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
28	110541	2022-11-09	2022-11-18	0.02	6.46	0.13	1.53	0	0	12.4	0.02	0	0	0	30.7	0	5.89	0.01	0	11.1	0	0	13.9	0	2.71	0.22	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
42	110733	2022-11-23	2022-12-06	0	6.560	0.09	1.00	0	0	8.80	0.03	0	0	0	13.0	0	4.85	0	0	7.46	0	0	8.89	0	2.44	0.17	0	0	0	0	0	0	0.030	0	
56	111240	2022-12-07	2022-12-14	0	6.34	0.08	2.23	0	0	11.7	0.04	0	0	0	13.9	0	4.41	0.01	0	6.02	0	0	8.20	0	2.33	0.18	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
70	111252	2022-12-21	2023-01-17	0	6.47	0.07	1.39	0	0	11.0	0.04	0	0	0	16.9	0	4.74	0.01	0	5.41	0	0	7.41	0	2.37	0.18	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
84	111260	2023-01-04	2023-01-17	0	6.63	0.06	1.64	0	0	10.7	0.04	0	0	0	20.7	0	4.22	0.01	0	4.73	0	0	7.02	0	2.19	0.16	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
98	111272	2023-01-18	2023-02-20	0	6.01	0.05	-	0	0	10.4	0.03	0	0	0	18.6	0	3.46	0.01	0	3.06	0	0	5.43	0	1.92	0.13	0	0	0	0	0	0.02	0.02	0	
112	111280	2023-02-01	2023-02-20	0	5.72	0.04	-	0	0	9.25	0.03	0	0	0	18.4	0	3.34	0.01	0	2.34	0	0	5.38	0	1.87	0.14	0	0	0	0	0	0.02	0.02	0	
126	112580	2023-02-15	2023-02-28	0	5.90	0.04	-	0	0	8.00	0.03	0	0	0	18.5	0	3.13	0.01	0	4.19	0	0	5.64	0	1.84	0.13	0	0	0	0	0	0.03	0.02	0	
140	112864	2023-02-28	2023-03-13	0	5.75	0.04	1.11	0	0	8.73	0.04	0	0	0	18.5	0	3.17	0.01	0	3.50	0	0	5.43	0	1.79	0.12	0	0	0	0	0	0.02	0.02	0	
168	113439	2023-03-28	2023-04-05	0	5.38	0.03	0.64	0	0	9.01	0.03	0	0	0	17.9	0	2.97	0.01	0	1.55	0	0	4.74	0	1.70	0.12	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
196	113472	2023-04-26	2023-05-09	0.02	4.92	0.02	0.44	0	0	9.76	0.03	0	0	0	16.0	0	2.84	0.01	0	1.61	0	0	5.31	0	1.59	0.11	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
224	114518	2023-05-24	2023-06-12	0	5.06	0.02	0.51	0	0	8.86	0.03	0	0	0	15.1	0	2.85	0.01	0	1.19	0	0	5.11	0	1.53	0.10	0	0	0	0	0	0	0.02	0	
252	114552	2023-06-21	2023-07-25	0.02	5.43	0.02	0.02	0	0	9.72	0.05	0	0	0	15.5	0	3.03	0.01	0	1.15	0	0	4.92	0	1.43	0.13	0	0	0	0	0	0.01	0.02	0	
266	114575	2023-07-05	2023-07-28	0.01	5.64	0.02	0.02	0	0	11.6	0.04	0	0	0	16.4	0	3.06	0.01	0	1.11	0	0	4.66	0	1.51	0.13	0	0	0	0	0	0	0.02	0	

Tableau A.2.4 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C3 (KN 5-2.4 mm) à 21°C.

Unité		mg/L		21°C		C3		0 = <DL																											
	N° échantillon	Date de prélèvement	Date d'analyse	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM	
				0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093		
0	109463	2022-10-12	2022-10-25	0.03	2.42	0.19	5.25	0	0	33.4	0	0	0	0	0	49.6	0.46	17.9	0	0.03	35.0	0.01	0	64.4	0	6.69	0.72	0	0	0.04	0.01	0.24	0.02		
14	109936	2022-10-26	2022-11-18	0.02	9.99	0.26	5.50	0	0	39.5	0.03	0	0	0	0	72.5	0	22.2	0	0.01	39.1	0.01	0	71.3	0.01	7.02	0.83	0	0	0	0	0.03	0.01		
28	110542	2022-11-09	2022-11-18	0.02	13.6	0.24	3.97	0	0	31.5	0.04	0	0	0	0	64.7	0	17.4	0	0.01	28.4	0.02	0	51.4	0	7.31	0.64	0	0	0	0	0.04	0.02		
42	110734	2022-11-23	2022-12-06	0.03	14.35	0.16	2.11	0	0	22.0	0.07	0	0	0	0	33.5	0	12.2	0	0	16.5	0.01	0	25.5	0	6.69	0.41	0	0	0	0	0.040	0		
56	111241	2022-12-07	2022-12-14	0.03	12.1	0.11	3.67	0	0	20.0	0.09	0	0	0	0	30.8	0	8.80	0	0	10.0	0.01	0	20.6	0	5.53	0.34	0	0	0	0	0.04	0		
70	111253	2022-12-21	2023-01-17	0.04	13.7	0.11	2.18	0	0	20.5	0.09	0	0	0	0	32.8	0	9.35	0	0	8.44	0.01	0	18.1	0	5.96	0.33	0	0	0	0	0.04	0		
84	111261	2023-01-04	2023-01-17	0.04	13.1	0.09	1.69	0	0	20.3	0.08	0	0	0	0	32.2	0	8.99	0	0	6.51	0.01	0	16.7	0	5.67	0.31	0	0	0	0.01	0.04	0		
98	111273	2023-01-18	2023-02-20	0.04	12.0	0.07	-	0	0	20.5	0.06	0	0	0	0	32.8	0	8.79	0.01	0	4.82	0.01	0	16.8	0	5.38	0.32	0	0	0	0	0.01	0.03	0	
112	111281	2023-02-01	2023-02-20	0.04	11.8	0.06	-	0	0	20.7	0.06	0	0	0	0	36.9	0	8.65	0.01	0	3.84	0.01	0	16.1	0	5.28	0.32	0	0	0	0	0	0.03	0	
126	112581	2023-02-15	2023-02-28	0.04	10.3	0.04	-	0	0	17.0	0.06	0	0	0	0	34.2	0	6.48	0.01	0	4.21	0.01	0	16.3	0	4.35	0.26	0	0	0	0	0	0.03	0	
140	112865	2023-02-28	2023-03-13	0.05	10.4	0.04	1.24	0	0	18.4	0.07	0	0	0	0	36.1	0	6.76	0.01	0	3.76	0.01	0	17.1	0	4.39	0.26	0	0	0	0	0	0.03	0	
168	113440	2023-03-28	2023-04-05	0.05	9.12	0.04	0.67	0	0	18.8	0.05	0	0	0	0	35.5	0	6.42	0.01	0	1.53	0.01	0	17.0	0	4.05	0.24	0	0	0	0	0	0.02	0	
196	113473	2023-04-26	2023-05-09	0.06	9.71	0.03	0.52	0	0	21.0	0.06	0	0	0	0	36.0	0	6.81	0.01	0	1.77	0.01	0	18.0	0	4.30	0.28	0	0	0	0	0	0.03	0	
224	114520	2023-05-24	2023-06-12	0.05	9.21	0.03	0.54	0	0	20.8	0.06	0	0	0	0	32.3	0	6.76	0.01	0	1.22	0.01	0	18.2	0	3.90	0.24	0	0	0	0	0	0.02	0	
252	114553	2023-06-21	2023-07-25	0.07	9.91	0.03	0.04	0	0	22.5	0.07	0	0	0	0	33.5	0.01	6.74	0.01	0	1.10	0.01	0	15.8	0	3.62	0.27	0	0	0	0	0	0.03	0.01	
266	114576	2023-07-05	2023-07-28	0.07	8.39	0.02	0.04	0	0	25.7	0.06	0	0	0	0	30.0	0.01	6.05	0.01	0	0.98	0.01	0	15.5	0	3.32	0.24	0	0	0	0	0	0.02	0.01	

Tableau A.2.7 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C4' duplicata (KN 2.4-0.85 mm) à 5°C.

Unité		mg/L		0 = <DL																															
5°C		C4'D																																	
	N° échantillon	Date de prélèvement	Date d'analyse	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM	
				0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093		
0	112586	2023-02-15	2023-02-20	0.04	1.46	0.23	-	0	0	40.0	0.01	0.01	0	3.99	0	96.8	0	17.1	0.10	0.01	352	0.10	0.46	106	0	19.8	0.66	0	0	0	0	0	0.01	8.17	
14	112874	2023-02-28	2023-03-13	0	6.51	0.34	34.3	0	0	50.3	0.04	0.01	0	0.22	0	79.5	0	32.5	0.04	0.02	92.0	0.08	0.01	102	0	11.0	1.17	0	0	0	0	0	0.02	0.21	
28	113434	2023-03-15	2023-03-21	0	12.1	0.27	-	0	0	30.1	0.07	0	0	0.02	0	57.0	0	20.2	0.01	0.01	43.8	0.04	0	49.8	0	7.70	0.69	0	0	0	0	0	0.02	0	
42	113449	2023-03-28	2023-04-05	0	14.9	0.2	8.98	0	0	24.7	0.09	0	0	0.01	0	46.3	0	14.6	0.01	0.01	24.2	0.03	0	29.8	0	6.62	0.51	0	0	0	0	0	0.02	0	
56	113468	2023-04-11	2023-04-14	0	13.4	0.13	5.66	0	0	17.5	0.08	0	0	0	0	30.8	0	11.8	0	0	14.5	0.03	0	17.3	0	5.5	0.35	0	0	0	0	0	0.02	0	
70	113478	2023-04-26	2023-05-09	0	14.4	0.12	2.95	0	0	21.1	0.09	0	0	0	0	35.7	0	11.9	0.01	0	10.8	0.03	0	18.9	0	5.94	0.43	0	0	0	0	0	0.02	0	
84	114516	2023-05-10	2023-05-23	0	13.2	0.09	4.32	0	0	18.0	0.09	0	0	0	0	32.0	0	10.8	0.01	0	7.75	0.03	0	11.1	0	5.11	0.38	0	0	0	0	0	0.02	0	
98	114529	2023-05-24	2023-06-12	0	13.4	0.08	2.04	0	0	18.2	0.08	0	0	0	0	29.5	0	10.7	0.01	0	6.17	0.03	0	13.1	0	5.21	0.33	0	0	0	0	0	0.02	0	
112	114549	2023-06-07	2023-06-12	0	12.3	0.07	1.46	0	0	17.7	0.07	0	0	0	0	27.9	0	10.3	0.01	0	4.38	0.03	0	11.5	0	4.95	0.32	0	0	0	0	0	0.02	0	
126	114562	2023-06-21	2023-07-25	0.02	15.2	0.10	0.05	0	0	24.2	0.13	0	0	0	0	35.8	0	13.0	0.01	0	3.61	0.04	0	14.7	0	5.89	0.46	0	0	0	0	0	0.02	0.01	
140	114582	2023-07-05	2023-07-28	0.01	14.8	0.07	0.04	0	0	22.9	0.1	0	0	0	0	31.7	0	11.6	0.01	0	2.84	0.03	0	12.6	0	5.15	0.38	0	0	0	0	0	0.02	0.01	
168	115694	2023-07-19	2023-08-23	0.02	14.3	0.05	0.03	0	0	14.9	0.00	0	0	0	0	27.6	0	8.45	0.02	0	0.00	0.02	0	11.2	0	5.00	0.26	0	0	0	0	0	0.02	0.03	
196	115711	2023-08-16	2023-08-22	0.01	13.9	0.06	0.04	0	0	19.3	0.11	0	0	0	0	31.4	0	11.1	0.02	0	1.34	0.04	0	9.71	0	5.07	0.34	0	0	0	0	0	0.02	0.01	
224	115728	2023-09-13	2023-09-14	0.01	13.3	0.00	0.00	0	0	19.0	0.08	0	0	0	0	31.5	0	10.6	0.02	0	1.05	0.04	0	9.88	0	4.80	0.35	0	0	0	0	0	0.02	0.00	
252	115745	2023-10-11	2023-10-20	0.01	13.7	0.04	0.05	0	0	20.8	0.09	0	0	0	0.02	25.9	0.01	11.1	0.02	0	0.79	0.05	0	11.4	0	5.01	0.34	0	0	0	0	0	0.02	0.02	
266	115762	2023-11-07	2023-11-28	0.01	11.5	0.03	0.04	0	0.02	18.7	0.07	0	0	0	0.01	30.5	0.01	9.51	0.02	0	0.79	0.04	0	9.22	0	4.18	0.32	0	0	0.01	0	0.02	0.01		

Tableau A.2.8 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C4'' (KN 2.4-0.85 mm) à -2°C.

Unité		mg/L		0 = <DL																														
-2°C		C4"																																
N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM	
échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093		
0	112875	2023-02-28	2023-03-13	0	1.11	0.11	19.6	0	0	39.9	0.01	0	0	0.03	0	51.9	0	17.9	0.05	0.01	42.6	0.01	0	63.5	0	2.45	0.86	0	0	0	0	0	0	0
14	113435	2023-03-15	2023-03-21	0	4.61	0.27	30.8	0	0	42.4	0.03	0	0	0	0	68.7	0	28.2	0.02	0.02	66.2	0.03	0	82.7	0	5.91	1.01	0	0	0	0	0.01	0	0
28	113450	2023-03-28	2023-04-05	0	5.94	0.23	13.9	0	0	23.7	0.03	0	0	0	0	48.1	0	14.3	0.02	0.01	36.8	0.02	0	40.6	0	5.21	0.51	0	0	0	0.02	0.02	0	0
42	113469	2023-04-11	2023-04-14	0	4.50	0.20	8.69	0	0	12.1	0.03	0	0	0	0	27.7	0	8.57	0	0.01	22.0	0.01	0	20.4	0	3.91	0.26	0	0	0	0	0.02	0	0
56	113479	2023-04-26	2023-05-09	0	6.21	0.14	4.42	0	0	15.2	0.04	0	0	0	0	31.3	0	8.33	0.01	0.01	16.4	0.01	0	18.1	0	4.84	0.31	0	0	0	0	0.02	0	0
70	114517	2023-05-10	2023-05-23	0	5.80	0.10	6.78	0	0	11.8	0.03	0	0	0	0	25.0	0	6.85	0.01	0	12.2	0.01	0	9.98	0	3.78	0.23	0	0	0	0	0.02	0	0
84	114530	24/05/203	2023-06-12	0	6.92	0.10	3.15	0	0	13.1	0.04	0	0	0	0.14	24.0	0	6.66	0.02	0	9.44	0.01	0	9.38	0	4.28	0.21	0	0	0	0	0.02	0	0
98	114550	2023-06-07	2023-06-12	0	5.52	0.07	2.06	0	0	9.97	0.03	0	0	0	0	20.7	0	5.59	0.01	0	6.26	0	0	6.07	0	3.65	0.18	0	0	0	0	0.02	0	0
112	114563	2023-03-21	2023-07-25	0.02	7.52	0.09	0.02	0	0	14.1	0.06	0	0	0	0.01	24.8	0	7.01	0.02	0	5.01	0.01	0	6.12	0	3.96	0.25	0	0	0	0	0.02	0	0
126	114583	2023-07-05	2023-07-28	0.01	6.53	0.07	0.02	0	0	16.1	0.05	0	0	0	0.00	23.0	0	6.51	0.01	0	3.77	0.01	0	6.05	0	3.67	0.22	0	0	0	0	0.02	0.01	0
140	115695	2023-07-19	2023-08-23	0.02	7.58	0.08	0.03	0	0	14.0	0.00	0	0	0	0.00	30.4	0	8.98	0.02	0	0.00	0.01	0	5.89	0	5.70	0.29	0	0	0	0	0.02	0.03	0
168	115712	2023-08-16	2023-08-22	0.02	7.52	0.06	0.03	0	0	12.9	0.06	0	0	0	0.05	24.3	0	7.87	0.02	0	1.96	0.01	0	5.73	0	4.02	0.25	0	0	0	0	0.02	0.01	0
196	115729	2023-09-13	2023-09-14	0.01	7.38	0.00	0.03	0	0	12.5	0.05	0	0	0	0.01	24.2	0	7.40	0.02	0	1.58	0.01	0	4.64	0	3.92	0.24	0	0	0	0	0.02	0.00	0
224	115746	2023-10-11	2023-10-20	0.01	7.48	0.05	0.03	0	0	12.9	0.05	0	0	0	0.01	19.4	0	7.70	0.02	0	0.97	0.01	0	5.26	0	3.99	0.24	0	0	0.01	0	0.02	0.01	0
252	115763	2023-11-07	2023-11-28	0.01	6.51	0.04	0.02	0	0.02	11.7	0.04	0	0	0	0	23.6	0.01	6.81	0.02	0	0.83	0.01	0	4.17	0	3.67	0.23	0	0	0.01	0	0.02	0.01	0
266	115775	2023-11-21	2023-11-28	0.01	5.3	0.14	0.02	0	0.01	10.1	0.03	0	0	0	0.01	29.2	0.01	5.91	0.01	0	0.84	0.01	0	3.47	0	3.08	0.20	0	0	0	0	0.02	0	0

Tableau A.2.9 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne C5 (KN <0.85 mm) à 21°C.

Unité	mg/L	0 = <DL																																
21°C	C5																																	
	N° échantillon	Date de prélèvement	Date d'analyse	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM
				0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093	
0	109467	2022-10-12	2022-10-25	0.07	6.96	1.85	74.9	0	0.01	436	0.02	0.08	0	0.07	0.06	38.1	0.48	293	0.24	0.23	558	0.30	0	913	0.02	13.4	10.9	0	0	0.01	0.01	0.2	0.33	
14	109938	2022-10-26	2022-11-18	0.02	18.6	0.99	8.26	0	0	54.2	0.02	0.01	0	0	0	93.9	0.1	33.5	0.01	0.04	59.1	0.05	0	113	0	9.21	1.19	0	0	0	0	0.05	0.25	
28	110544	2022-11-09	2022-11-18	0.02	29.9	0.81	4.62	0	0	59.8	0.09	0.01	0	0	0	132	0	41.0	0.03	0.03	32.8	0.11	0	82.1	0.01	15.6	1.53	0	0	0	0	0.03	0.09	
42	110737	2022-11-23	2022-12-06	0.05	38.1	0.55	2.48	0	0	69.5	0.21	0.01	0	0.01	0	129	0	51.0	0.04	0.03	12.6	0.15	0	84.2	0	16.7	1.63	0	0	0	0	0.04	0	
56	111243	2022-12-07	2022-12-14	0	41.9	0.42	2.26	0	0	72.1	0.30	0	0	0	0	133	0	54.7	0.05	0.02	5.79	0.16	0	90.7	0	17.6	1.71	0	0	0	0	0.04	0	
70	111255	2022-12-21	2023-01-17	0	46.9	0.36	1.12	0	0	77.7	0.31	0.01	0	0	0	137	0	56.1	0.06	0.02	4.04	0.17	0	87.1	0	18.9	1.63	0	0	0	0	0.04	0.17	
84	111263	2023-01-04	2023-01-17	0	47.9	0.24	1.04	0	0	70.6	0.31	0.01	0	0	0	128	0	51.6	0.07	0.01	2.34	0.16	0	74.7	0	18.6	1.49	0	0	0	0	0.04	0	
98	111276	2023-01-18	2023-02-20	0	43.1	0.16	-	0	0	57.9	0.22	0.01	0	0	0	96.1	0	41.1	0.06	0.01	1.25	0.14	0	56.1	0	17.3	1.35	0	0	0	0	0.04	0	
112	111283	2023-02-01	2023-02-20	0	41.4	0.14	-	0	0	58.8	0.22	0.01	0	0	0	98.6	0	41.1	0.07	0.01	1.09	0.14	0	63	0	17.0	1.35	0	0	0	0	0.04	0	
126	112583	2023-02-15	2023-02-28	0	40.1	0.12	-	0	0	65.2	0.23	0.02	0	0	0	106	0	42.7	0.07	0.01	2.56	0.17	0	74.1	0	16.7	1.45	0	0	0	0	0.04	0	
140	112867	2023-02-28	2023-03-13	0	40.3	0.12	0.75	0	0	71.0	0.27	0.02	0	0	0	134	0	41.7	0.07	0.01	2.31	0.17	0	70.1	0	17.1	1.42	0	0	0	0.01	0.04	0	
168	113442	2023-03-28	2023-04-05	0	38.5	0.1	0.46	0	0	70.3	0.23	0.02	0	0	0	132	0	37.3	0.07	0	0.78	0.16	0.01	68.6	0	16.5	1.31	0	0	0	0	0.03	0	
196	113475	2023-04-26	2023-05-09	0.02	32.4	0.08	0.44	0	0	69.6	0.22	0.02	0	0	0	133	0	33.8	0.07	0	1.32	0.15	0	73.01	0	16.0	1.27	0	0	0	0	0.03	0	
224	114522	2023-05-24	2023-06-12	0	28.1	0.06	0.45	0	0	63.4	0.17	0.02	0	0	0	113	0	29.9	0.07	0	0.89	0.14	0	66.04	0	14.2	0.98	0	0	0	0	0.03	0	
252	114555	2023-06-21	2023-07-25	0.02	28.3	0.06	0.09	0	0	67.4	0.23	0.02	0	0	0	98.4	0.03	31.3	0.07	0	0.86	0.14	0	66.02	0	13.4	1.12	0	0	0	0	0.03	0.06	
266	114579	2023-07-05	2023-07-28	0.01	28.1	0.05	0.09	0	0	63.1	0.20	0.02	0	0	0	90.2	0.03	27.3	0.07	0	0.82	0.12	0	55.7	0.01	13.3	0.97	0	0	0	0	0.03	0.09	

Tableau A.2.10 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Ca (KN <50 mm) à 21°C.

Unité		mg/L		0 = <DL																													
21°C		Ca																															
N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM
échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027	0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067					
0	109468	2022-10-12	0.02	13.1	0.43	9.98	0	0.01	77.2	0.05	0.01	0	0	0.01	109	0.01	54.2	0.04	0.04	75.6	0.04	0	138	0	6.47	2.04	0	0	0.02	0.02	0.03	0.01	
28	110546	2022-11-09	0.01	14.8	0.44	8.25	0	0	65.0	0.05	0.01	0	0	0	97.7	0	45.5	0.03	0.03	58.6	0.04	0	105	0.01	6.81	1.65	0	0	0.04	0	0.03	0	
56	111245	2022-12-07	0	15.4	0.4	13.3	0	0	52.0	0.11	0	0	0	0	75.2	0	32.8	0.03	0.02	35.9	0.04	0	75.1	0	7.35	1.15	0	0	0	0	0.04	0	
84	111265	2023-01-04	0	12.4	0.24	5.16	0	0	29.2	0.08	0	0	0	0	75.5	0	18.2	0.02	0.01	17.7	0.02	0	36.7	0	5.71	0.62	0	0	0	0	0.04	0	
112	111285	2023-02-01	0	13.4	0.21	-	0	0	25.2	0.07	0	0	0	0	61.7	0	15.8	0.02	0.01	13.4	0.02	0	35.1	0	5.47	0.55	0	0	0	0	0.04	0	
140	112869	2023-02-28	0	14.9	0.18	4.54	0	0	22.8	0.10	0	0	0	0	60.0	0	13.6	0.02	0.01	10.4	0.02	0	33.2	0	5.64	0.49	0	0	0	0	0.04	0	
168	113444	2023-03-28	0	12.9	0.14	2.34	0	0	20.1	0.08	0	0	0	0	52.7	0	11.2	0.02	0.01	6.23	0.01	0	27.8	0	4.9	0.40	0	0	0	0	0.04	0	
196	113480	2023-04-26	0	12.1	0.12	1.49	0	0	21.4	0.08	0	0	0	0	49.7	0	11.2	0.02	0.01	5.5	0.01	0	33.5	0	4.9	0.43	0	0	0	0	0.04	0	
224	114524	2023-05-24	0	11.0	0.09	1.34	0	0	18.1	0.07	0	0	0	0	54.8	0	9.84	0.02	0	3.94	0.01	0	28.7	0	4.18	0.32	0	0	0	0	0.03	0	
252	114557	2023-06-21	0.02	14.7	0.12	0.04	0	0	25.7	0.12	0	0	0	0.01	50.8	0.01	12.7	0.02	0.01	-	0.02	0	32.4	0.01	4.94	0.47	0	0	0.02	0.01	0.04	0.01	

Tableau A.2.11 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Ca'' (KN <50 mm) à -2°C.

Unité		mg/L		°C		Ca ^{II}		0 = <DL																													
N°	Date de prélèvement	Date d'analyse	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn					
échantillon			0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067								
0	112876	2023-02-28	2023-03-13	0	10.9	0.28	19.4	0	0	53.5	0.07	0	0	0	63.7	0	38.5	0.03	0.02	42.1	0.03	0	94.7	0	3.99	1.27	0	0	0	0	0.02	0					
28	113451	2023-03-28	2023-04-05	0	10.5	0.22	11.0	0	0	35.3	0.06	0	0	0	47.9	0	24.6	0.02	0.02	29.3	0.02	0	57.4	0	3.96	0.81	0	0	0.08	0	0.02	0					
56	113484	2023-04-26	2023-05-09	0	9.97	0.17	5.53	0	0	23.1	0.06	0	0	0	34.5	0	16.1	0.01	0.01	20.2	0.01	0	38.1	0	3.88	0.54	0	0	0	0	0.02	0					
84	114531	2023-05-24	2023-06-12	0	7.90	0.11	4.08	0	0	15.1	0.05	0	0	0	21.7	0	9.47	0.01	0	12.2	0.01	0	19.3	0	3.03	0.29	0	0	0	0	0.02	0					
112	114564	2023-06-21	2023-07-25	0.02	8.74	0.10	0.03	0	0	14.9	0.07	0	0	0	19.7	0	8.00	0.01	0	10.1	0.01	0	12.2	0	2.85	0.28	0	0	0	0	0.02	0.01					
140	115696	2023-07-19	2023-08-23	0.04	8.16	0.10	0.03	0	0	10.7	0.00	0	0	0	20.6	0	7.76	0.01	0	8.00	0.01	0	9.60	0	4.10	0.24	0	0	0	0	0.02	0.03					
168	115713	2023-08-16	2023-08-22	0.01	7.62	0.08	0.03	0	0	9.11	0.06	0	0	0	16.4	0	6.52	0.01	0	4.26	0.00	0	7.03	0	2.79	0.20	0	0	0	0	0.02	0.01					
196	115730	2023-09-13	2023-09-14	0.01	7.26	0.00	0.03	0	0	8.39	0.04	0	0	0	15.8	0	5.99	0.01	0	3.81	0.00	0	5.36	0	2.75	0.19	0	0	0	0	0.02	0.00					
224	115747	2023-10-11	2023-10-20	0	7.67	0.07	0.03	0	0	8.84	0.05	0	0	0	0.01	12.9	0	6.27	0.01	0	3.14	0.01	0	5.00	0	3.01	0.19	0	0	0.01	0	0.02	0.01				
252	115764	2023-11-07	2023-11-28	0.01	5.97	0.05	0.02	0	0.02	7.33	0.04	0	0	0	0.01	14.1	0.01	5.14	0.01	0	2.26	0.01	0	3.15	0	2.4	0.17	0	0	0	0	0.02	0.01				

Tableau A.2.12 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cb (GN <50 mm) à 21°C.

Unité		mg/L		21°C		0 = <DL																											
		Cb																															
N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	
échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093	
0	109471	2022-10-12	2022-10-25	0.05	0.92	0.08	6.62	0	0.01	107	0	0.01	0	0	0.02	116	0.01	42.3	0.08	0.04	49.2	0.03	0	151	0	2.65	1.00	0	0	0	0.02	0	0.01
28	110548	2022-11-09	2022-11-18	0.05	0.73	0.08	4.71	0	0	76.9	0	0	0	0	0	87.7	0.01	32.0	0.07	0.04	32.0	0.03	0	107	0	2.71	0.64	0	0	0	0	0	0
56	111246	2022-12-06	2022-12-14	0.05	0.64	0.06	6.25	0	0	66.6	0	0	0	0	0	66.1	0	22.5	0.06	0.02	17.2	0.02	0	90.2	0	2.54	0.50	0	0	0	0	0	0
84	111266	2023-01-04	2023-01-17	0.06	0.59	0.05	3.22	0	0	64.8	0	0	0	0	0	61.9	0	20.2	0.07	0.02	12.3	0.02	0	83.1	0	2.46	0.43	0	0	0	0	0	0
112	111286	2023-02-01	2023-02-20	0.05	0.52	0.04	-	0	0	54.2	0	0	0	0	0	41.5	0	17.2	0.06	0.01	8.76	0.01	0	68.1	0	2.26	0.38	0	0	0	0	0	0
140	112870	2023-02-28	2023-03-13	0.05	0.5	0.03	3.12	0	0	58.8	0	0	0	0	0	41.2	0	16.3	0.07	0.01	7.52	0.01	0	82.01	0	2.39	0.41	0	0	0	0	0	0
168	113445	2023-03-28	2023-04-05	0.05	0.4	0.03	2.15	0	0	78.0	0	0	0	0	0	42.0	0	16.8	0.09	0.01	5.65	0.02	0	89.7	0	2.32	0.43	0	0	0	0	0	0
196	113481	2023-04-26	2023-05-09	0.06	0.32	0.03	1.28	0	0	93.0	0	0	0	0	0	40.7	0	17.1	0.11	0.01	4.76	0.02	0	117	0	2.26	0.49	0	0	0	0	0	0
224	114525	2023-05-24	2023-06-12	0.05	0.29	0.02	1.31	0	0	95.8	0	0	0	0	0	36.8	0	16.8	0.12	0.01	3.86	0.01	0	114	0	2.13	0.42	0	0	0	0	0	0
252	114558	2023-06-21	2023-07-25	0.06	0.29	0.03	0.02	0	0	96.4	0	0	0	0	0	39.4	0.01	17.2	0.10	0.02	-	0.01	0	110	0	2.09	0.49	0.01	0	0.02	0	0	0.01

Tableau A.2.13 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cb'' (GN <50 mm) à -2°C.

Unité		mg/L		-2°C		0 = <DL																													
		Cb''																																	
		N°																																	
		échantillon																																	
		Date de																																	
		prélèvement																																	
		Date																																	
		d'analyse																																	

Tableau A.2.14 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cc (GS <50 mm) à 21°C.

Unité		mg/L				0 = <DL																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																													
-------	--	------	--	--	--	---------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Unité	mg/L	O = <DL																																
-2°C	Ce ^{II}																																	
	N° échantillon	Date de prélèvement	Date d'analyse	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	
				0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.004	0.067			0.093		
0	112879	2023-02-28	2023-03-13	0.05	0.11	0.04	15.4	0	0	229	0	0	0	0	106	0	51.24	0.25	0.03	33.9	0.02	0	250	0	1.40	0.64	0	0	0	0.03	0	0	0	
28	113454	2023-03-28	2023-04-05	0.05	0.11	0.06	21.0	0	0	302	0	0	0	0	137	0	90.1	0.37	0.04	65.5	0.05	0	334	0	1.93	0.93	0	0	0	0.07	0	0	0	
56	113486	2023-04-26	2023-05-09	0.04	0.09	0.04	7.67	0	0	156	0	0	0	0	85.5	0	40.6	0.19	0.03	27.8	0.02	0	200	0	1.56	0.51	0	0	0	0.03	0	0	0	
84	114533	2023-05-24	2023-06-12	0.03	0.09	0.04	5.54	0	0	83.3	0	0	0	0	42.3	0	20.0	0.1	0.03	16.4	0.01	0	96.7	0	1.53	0.25	0	0	0	0	0	0	0	
112	114566	2023-06-21	2023-07-25	0.04	0.10	0.04	0.03	0	0.01	49.2	0	0	0	0	33.3	0.01	12.5	0.07	0.03	14.0	0.01	0	41.9	0.01	1.46	0.19	0	0	0.01	0	0	0	0.01	
140	115698	2023-07-19	2023-08-23	0.04	0.15	0.04	0.04	0	0	35.6	0	0.01	0	0	0.56	29.1	0.01	10.0	0.06	0.03	11.6	0.01	0	33.0	0	2.10	0.15	0	0	0	0.01	0	0.02	
168	115715	2023-08-16	2023-08-22	0.04	0.12	0.03	0.03	0	0	26.6	0	0	0	0	0.22	0.01	7.49	0.04	0.03	5.34	0.01	0	23.5	0	1.52	0.10	0	0	0	0	0	0	0.01	
196	115733	2023-09-13	2023-09-14	0.04	0.12	0.00	0.03	0	0	23.6	0	0	0	0	0.02	20.5	0.01	6.49	0.04	0.03	5.27	0.01	0	20.7	0	1.50	0.10	0	0	0	0	0	0.00	
224	115749	2023-10-11	2023-10-20	0.03	0.15	0.03	0.03	0	0.01	22.7	0	0	0	0	16.0	0.01	6.40	0.04	0.03	4.54	0.01	0	20.1	0	1.64	0.10	0	0	0.02	0	0	0	0.01	
252	115766	2023-11-07	2023-11-28	0.03	0.12	0.02	0.02	0	0.02	18.8	0	0	0	0	0.21	17.3	0.01	5.18	0.03	0.02	3.71	0	0	14.5	0	1.41	0.09	0	0	0.01	0	0	0	0.02

Unité		mg/L		0 = <DL																													
21°C		Cd																															
N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM
échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093	
0	109475	2022-10-12	2022-10-25	0.02	5.65	0.26	8.59	0	0	87.2	0.02	0	0	0	110	0.01	51.9	0.05	0.04	65.3	0.04	0	145.6	0	4.49	1.78	0	0	0.01	0.01	0.02	0	
28	110550	2022-11-09	2022-11-18	0.02	7.01	0.27	6.46	0	0	60.6	0.02	0	0	0	82.7	0.03	37.4	0.04	0.03	44.0	0.04	0	95.6	0	5.02	1.14	0	0	0	0	0	0.02	0
56	111249	2022-12-07	2022-12-14	0	6.35	0.21	9.07	0	0	47.0	0.04	0	0	0	67.2	0	25.4	0.04	0.02	24.6	0.04	0	68.8	0	4.69	0.80	0	0	0	0	0	0.02	0
84	111269	2023-01-04	2023-01-17	0	6.36	0.15	4.65	0	0	34.3	0.04	0	0	0	72.9	0	18.4	0.03	0.01	16.0	0.03	0	53.2	0	4.06	0.55	0	0	0	0	0	0.02	0
112	111288	2023-02-01	2023-02-20	0.03	5.96	0.12	-	0	0	29.9	0.03	0	0	0	51.7	0	15.4	0.03	0.01	11.2	0.02	0	42.8	0	3.74	0.50	0	0	0	0	0	0.02	0
140	112872	2023-02-28	2023-03-13	0	5.90	0.10	3.96	0	0	28.0	0.04	0	0	0	49.5	0	13.5	0.03	0.01	9.21	0.02	0	41.0	0	3.50	0.46	0	0	0	0	0	0.02	0
168	113447	2023-03-28	2023-04-05	0.03	5.61	0.09	2.55	0	0	28.9	0.03	0	0	0	49.6	0	12.9	0.03	0.01	7.03	0.02	0	42.5	0	3.40	0.44	0	0	0	0	0	0.01	0
196	113483	2023-04-26	2023-05-09	0.03	5.00	0.08	1.56	0	0	28.2	0.03	0	0	0	43.9	0	11.9	0.03	0.01	5.74	0.02	0	46.4	0	3.08	0.42	0	0	0	0	0	0.01	0
224	114527	2023-05-24	2023-06-12	0	4.79	0.06	1.52	0	0	28.6	0.03	0	0	0	39.2	0	12.0	0.03	0.01	4.54	0.02	0	46.1	0	3.00	0.37	0	0	0	0	0	0.01	0
252	114560	2023-06-21	2023-07-25	0	5.35	0.07	0.03	0	0	35.1	0.05	0	0	0	44.7	0.01	14.0	0.04	0.01	-	0.02	0	51.8	0	3.06	0.48	0.01	0	0.02	0.01	0.01	0	0

[illegible]

Tableau A.2.18 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cα à -2°C.

Unité		mg/L		0 = <DL																													
		-2°C		Ca																													
N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM
échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093	
0	-	2023-02-28	-																														
28	113456	2023-03-28	2023-04-05	0.04	13.9	0.4	31.6	0	0	199	0.08	0.01	0	0	0	156	0	140	0.08	0.05	98.2	0.15	0	306	0	6.04	3.98	0	0	0	0	0.01	0
56	113489	2023-04-06	2023-05-09	0.03	7.77	0.21	18.0	0	0	234	0.05	0.01	0	0	0	147	0	134	0.09	0.05	78.4	0.15	0	380	0	4.96	3.93	0	0	0	0.02	0.01	0
84	114536	2023-05-24	2023-06-12	0	5.89	0.13	13.8	0	0	151	0.04	0.01	0	0	0	105	0	77.3	0.06	0.04	40.9	0.09	0	241	0	4.21	2.07	0	0	0	0.03	0.01	0
112	114568	2023-06-21	2023-07-25	0.03	6.30	0.12	0.04	0	0	102	0.05	0.01	0	0	0	68.1	0	46.9	0.04	0.04	37.9	0.06	0	133	0	3.99	1.36	0	0	0	0.01	0.01	0.01
140	115700	2023-07-19	2023-08-23	0.01	6.41	0.11	0.05	0	0	57.4	0	0	0	0	0	54.1	0.01	28.5	0.03	0.04	34.9	0.04	0	69.0	0	5.50	0.86	0	0	0	0.01	0.01	0.03
168	115717	2023-08-16	2023-08-22	0.01	5.55	0.08	0.04	0	0	37.0	0.04	0	0	0	0	38.8	0.01	18.3	0.02	0.04	10.4	0.02	0	47.4	0	3.72	0.48	0	0	0	0	0.01	0.01
196	115735	2023-09-13	2023-09-14	0.01	5.57	0.00	0.04	0	0	28.4	0.03	0	0	0	0	34.7	0.01	13.9	0.02	0.04	9.49	0.02	0	35.1	0.00	3.65	0.38	0	0	0	0	0.01	0.00
224	115751	2023-10-11	2023-10-20	0.01	5.75	0.07	0.04	0	0	24.9	0.04	0	0	0	0	25.9	0.01	12.3	0.01	0.04	7.35	0.02	0	30.5	0	3.8	0.32	0	0	0.01	0	0.02	0.01
252	115768	2023-11-07	2023-11-28	0.01	4.64	0.05	0.04	0	0.02	19.7	0.03	0	0	0	0.02	26.9	0.01	9.35	0.01	0.03	5.71	0.01	0	20.7	0	3.12	0.27	0	0	0	0	0.01	0.02

Tableau A.2.19 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cβ à -2°C.

Unité		mg/L		0 = <DL																															
		-2°C		Cβ																															
		N°	Date de	Date	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM
		échantillon	prélèvement	d'analyse	0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067			0.093	
0		112882	2023-02-28	2023-03-13	0.70	14.5	0.35	25.4	0	0	91.7	0.10	0.01	0.04	0	1.15	114	0	72.4	0.05	0.03	68.1	0.08	0	161	0	7.41	2.06	0	0	0	0.02	0.02	0	
28		113457	2023-03-28	2023-04-05	0	8.64	0.18	12.6	0	0	88.8	0.05	0.01	0	0	83.9	0	52.1	0.04	0.02	33.4	0.05	0	142	0	4.09	1.73	0	0	0.06	0	0.01	0	0	
56		113490	2023-04-06	2023-05-09	0.02	5.9	0.11	5.27	0	0	62.0	0.04	0	0	0	47.0	0	33.8	0.02	0.02	19.2	0.03	0	102	0	3.61	1.14	0	0	0	0	0.01	0	0	
84		114357	2023-05-24	2023-06-12	0	4.39	0.07	3.96	0	0	35.4	0.03	0	0	0	29.9	0	20.0	0.02	0.01	11.8	0.02	0	54.6	0	2.82	0.61	0	0	0	0	0.01	0	0	
112		114570	2023-06-21	2023-07-25	0.02	4.90	0.07	0.04	0	0	31.2	0.04	0	0	0	0.01	27.9	0	16.3	0.02	0.01	11.8	0.01	0	36.5	0	2.75	0.53	0	0	0	0	0.01	0.01	
140		115701	2023-07-19	2023-08-23	0.02	4.86	0.06	0.05	0	0	24.4	0.00	0.01	0	0.01	15	0.01	13.4	0.02	0.01	11.8	0.02	0	28.7	0	3.80	0.43	0	0	0	0	0	0.01	0.02	
168		115718	2023-08-16	2023-08-22	0.01	4.11	0.05	0.04	0	0	19.4	0.03	0	0	0	0.02	20.7	0.01	10.9	0.01	0.01	4.63	0.01	0	20.9	0	2.6	0.32	0.01	0	0	0	0.01	0.01	
196		115736	2023-09-13	2023-09-14	0.02	4.29	0.00	0.04	0	0	16.5	0.03	0	0	0	0.02	19.6	0	9.18	0.01	0.01	4.56	0.01	0	16.9	0	2.62	0.29	0	0	0	0	0.01	0	
224		115753	2023-10-11	2023-10-20	0.01	4.46	0.04	0.04	0	0	15.5	0.03	0	0	0	0.01	15.0	0	8.49	0.01	0.01	3.59	0.01	0	15.1	0	2.75	0.25	0	0	0	0	0.02	0.01	
252		115769	2023-11-07	2023-11-28	0.01	3.7	0.03	0.03	0	0.01	12.4	0.02	0	0	0	0	16.4	0.01	6.67	0.01	0.01	2.8	0.01	0	9.99	0	2.3	0.21	0	0	0	0	0.01	0.01	

Tableau A.2.20 : Tableau récapitulatif des résultats d'analyses ICP des lixiviats de la colonne Cγ à -2°C.

Unité		mg/L		0 = <DL																															
		-2°C		C _γ																															
		N°																																	
		échantillon																																	
		Date de prélevement																																	
		Date d'analyse																																	
				Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	LDM	
				0.027	0.027		0.002	0.001	0.017	0.11	0.003	0.002	0.002	0.005	0.108	0.13	0.163	0.011	0.004	0.003	0.69	0.003	0.008	0.025	0.026	0.502	0.02	0.02	0.004	0.067					
0		112883	2023-02-28	2023-03-13	0.07	5.49	0.24	13.0	0	0	63.4	0.04	0	0	0	72.2	0	40.1	0.04	0.03	29.0	0.06	0	101	0	5.35	1.14	0	0	0	0	0	0.01	0	
28		113458	2023-03-28	2023-04-05	0.04	4.87	0.17	18.2	0	0	219	0.03	0.01	0	0	142	0	90.6	0.17	0.04	47.8	0.16	0	278	0	4.06	1.88	0	0	0	0	0.04	0	0	
56		113491	2023-04-26	2023-05-09	0.03	3.35	0.11	11.1	0	0	185	0.02	0.01	0	0	121	0	81.9	0.12	0.04	39.8	0.18	0	266	0	3.47	2.05	0	0	0	0	0.02	0	0	
84		114538	2023-05-24	2023-06-12	0.03	3.19	0.08	10.1	0	0	120	0.02	0.01	0	0	90.8	0	49.5	0.08	0.03	30.0	0.12	0	172	0	3.18	1.26	0	0	0	0	0	0	0	
112		114571	2023-06-21	2023-07-25	0.03	3.82	0.08	0.03	0	0	85.3	0.03	0.01	0	0	61.4	0.01	36.3	0.05	0.04	20.7	0.09	0	104	0	3.12	0.93	0	0	0	0	0.01	0.01	0.01	
140		115703	2023-07-19	2023-08-23	0.02	3.86	0.08	0.04	0	0	65.2	0.00	0	0	0	11.1	55.2	0.01	28.7	0.05	0.04	11.5	0.07	0	89.0	0	4.60	0.78	0	0	0	0.02	0.01	0.03	
168		115719	2023-08-16	2023-08-22	0.02	3.78	0.07	0.03	0	0.01	50.6	0.03	0	0	0	11.1	43.5	0.01	22.7	0.04	0.04	11.2	0.06	0	57.5	0	3.16	0.53	0	0	0	0	0.01	0.01	0.02
196		115737	2023-09-13	2023-09-14	0.02	3.98	0.00	0.03	0	0	40.7	0.02	0	0	0	0.02	40.4	0.01	18.0	0.03	0.03	10.8	0.05	0	45.3	0	3.14	0.45	0	0	0.02	0	0	0.01	0.01
224		115754	2023-10-11	2023-10-20	0.02	3.38	0.05	0.03	0	0	31.4	0.02	0	0	0	0.01	27.4	0.01	13.2	0.02	0.03	7.32	0.04	0	33.0	0	2.98	0.3	0	0	0.01	0	0	0.01	0.01
252		115771	2023-11-07	28/01/2023	0.03	3.56	0.04	0.03	0	0.01	27.4	0.02	0	0	0	0.01	33.0	0.01	11.5	0.02	0.03	6.61	0.03	0	26.4	0	2.79	0.29	0	0	0	0	0	0.01	0.02

ANNEXE B RAPPORTS D'ANALYSES MINÉRALOGIQUES

B.1 Rapport d'analyse minéralogique par diffraction des rayons X (DRX)



Quantitative X-Ray Diffraction by Rietveld Refinement

Report Prepared for: Environmental Services

Project Number/ LIMS No. Custom XRD/MI4537-DEC22

Sample Receipt: December 20, 2022

Sample Analysis: January 4, 2023

Reporting Date: January 20, 2023

Instrument: BRUKER AXS D8 Advance Diffractometer

Test Conditions: Co radiation, 35 kV, 40 mA; Detector: LYNXEYE
Regular Scanning: Step: 0.02°, Step time: 0.75s, 2θ range: 6-80°

Interpretations: PDF2/PDF4 powder diffraction databases issued by the International Center for Diffraction Data (ICDD). DiffracPlus Eva and Topas software.

Detection Limit: 0.5-2%. Strongly dependent on crystallinity.

Contents:
1) Method Summary
2) Quantitative XRD Results
3) XRD Pattern(s)

Kim Gibbs, H.B.Sc., P.Geo.
Senior Mineralogist

Huyun Zhou, Ph.D., P.Geo.
Senior Mineralogist

ACCREDITATION: SGS Natural Resources Lakefield is accredited to the requirements of ISO/IEC 17025 for specific tests as listed on our scope of accreditation, including geochemical, mineralogical and trade mineral tests. To view a list of the accredited methods, please visit the following website and search SGS Canada Inc. - Minerals: <https://www.scc.ca/en/search/palcan>.



Method Summary

The Rietveld Method of Mineral Identification by XRD (ME-LR-MIN-MET-MN-D05) method used by SGS Natural Resources is accredited to the requirements of ISO/IEC 17025.

Mineral Identification and Interpretation:

Mineral identification and interpretation involves matching the diffraction pattern of an unknown material to patterns of single-phase reference materials. The reference patterns are compiled by the Joint Committee on Powder Diffraction Standards - International Center for Diffraction Data (JCPDS-ICDD) database and released on software as Powder Diffraction Files (PDF).

Interpretations do not reflect the presence of non-crystalline and/or amorphous compounds, except when internal standards have been added by request. Mineral proportions may be strongly influenced by crystallinity, crystal structure and preferred orientations. Mineral or compound identification and quantitative analysis results should be accompanied by supporting chemical assay data or other additional tests.

Quantitative Rietveld Analysis:

Quantitative Rietveld Analysis is performed by using Topas 4.2 (Bruker AXS), a graphics based profile analysis program built around a non-linear least squares fitting system, to determine the amount of different phases present in a multicomponent sample. Whole pattern analyses are predicated by the fact that the X-ray diffraction pattern is a total sum of both instrumental and specimen factors. Unlike other peak intensity-based methods, the Rietveld method uses a least squares approach to refine a theoretical line profile until it matches the obtained experimental patterns.

Rietveld refinement is completed with a set of minerals specifically identified for the sample. Zero values indicate that the mineral was included in the refinement calculations, but the calculated concentration was less than 0.05wt%. Minerals not identified by the analyst are not included in refinement calculations for specific samples and are indicated with a dash.

DISCLAIMER: This document is issued by the Company under its General Conditions of Service accessible at <http://www.sgs.com/en/Terms-and-Conditions.aspx>. Attention is drawn to the limitation of liability, indemnification and jurisdiction issues defined therein. Any holder of this document is advised that information contained hereon reflects the Company's findings at the time of its intervention only and within the limits of Client's instructions, if any. The Company's sole responsibility is to its Client and this document does not exonerate parties to a transaction from exercising all their rights and obligations under the transaction documents. Any unauthorized alteration, forgery or falsification of the content or appearance of this document is unlawful and offenders may be prosecuted to the fullest extent of the law.

WARNING: The sample(s) to which the findings recorded herein (the "Findings") relate was(were) drawn and / or provided by the Client or by a third party acting at the Client's direction. The Findings constitute no warranty of the sample's representativeness of any goods and strictly relate to the sample(s). The Company accepts no liability with regard to the origin or source from which the sample(s) is/are said to be extracted.

SGS Natural Resources a division of SGS Canada Inc.	P.O. Box 4300, 185 Concession Street, Lakefield, Ontario, Canada K0L 2H0 Tel: (705) 652-2000 Fax: (705) 652-6365 www.sgs.com www.sgs.com/met Member of the SGS Group (SGS SA)
--	---



Environmental Services
Custom XRD/MI4537-DEC22
01/20/2023

Summary of Rietveld Quantitative Analysis X-Ray Diffraction Results

Mineral/Compound	108403 DEC4537-01 (wt %)	108519 DEC4537-02 (wt %)	108520 DEC4537-03 (wt %)	108521 DEC4537-04 (wt %)	108590 DEC4537-05 (wt %)	108591 DEC4537-06 (wt %)	108592 DEC4537-07 (wt %)	108593 DEC4537-08 (wt %)	108594 DEC4537-09 (wt %)
Quartz	6.8	26.7	31.6	20.9	21.2	9.7	16.4	6.5	5.5
Dolomite	6.0	0.9	1.3	16.0	11.5	21.4	14.6	8.8	5.8
Calcite	7.1	2.3	1.6	2.9	2.5	0.6	4.0	5.9	5.4
Talc	26.4	2.2	2.1	15.1	12.3	16.9	16.2	21.7	24.6
Chlorite	36.6	8.6	7.1	25.9	24.2	32.4	31.0	32.4	33.9
Stilpnomelane	3.0	1.2	-	-	-	-	-	2.4	2.1
Actinolite	3.0	1.7	2.0	3.8	2.1	2.9	3.0	3.7	3.8
Biotite	11.1	5.9	3.7	8.9	8.5	10.2	9.1	10.0	10.1
Microcline	-	3.1	11.8	2.2	2.2	-	-	2.4	1.8
Muscovite	-	23.8	8.6	-	-	-	-	-	-
Albite	-	23.5	30.1	4.4	9.9	5.9	5.5	6.2	7.0
Diopside	-	-	-	-	5.6	-	-	-	-
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Zero values indicate that the mineral was included in the refinement, but the calculated concentration is below a measurable value.

Dashes indicate that the mineral was not identified by the analyst and not included in the refinement calculation for the sample.

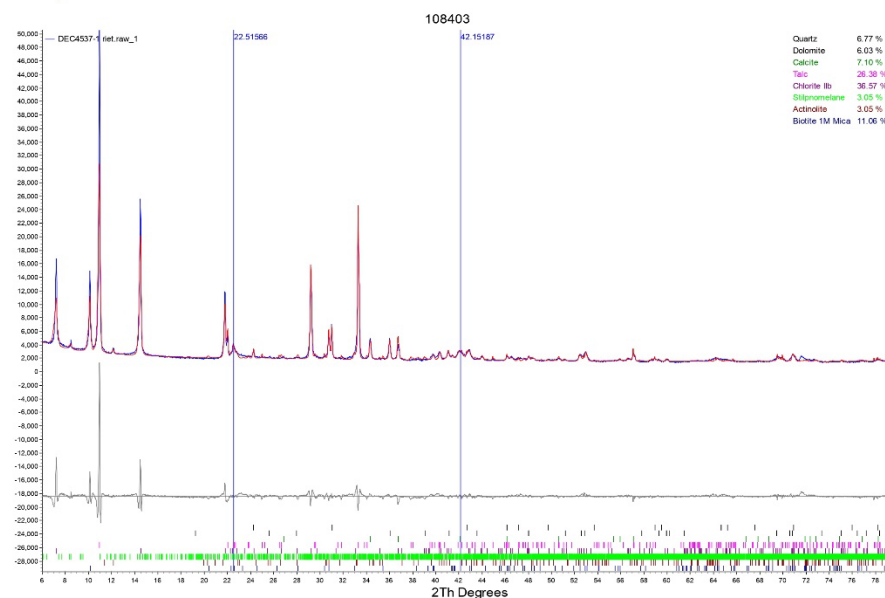
The weight percent quantities indicated have been normalized to a sum of 100%. The quantity of amorphous material has not been determined.

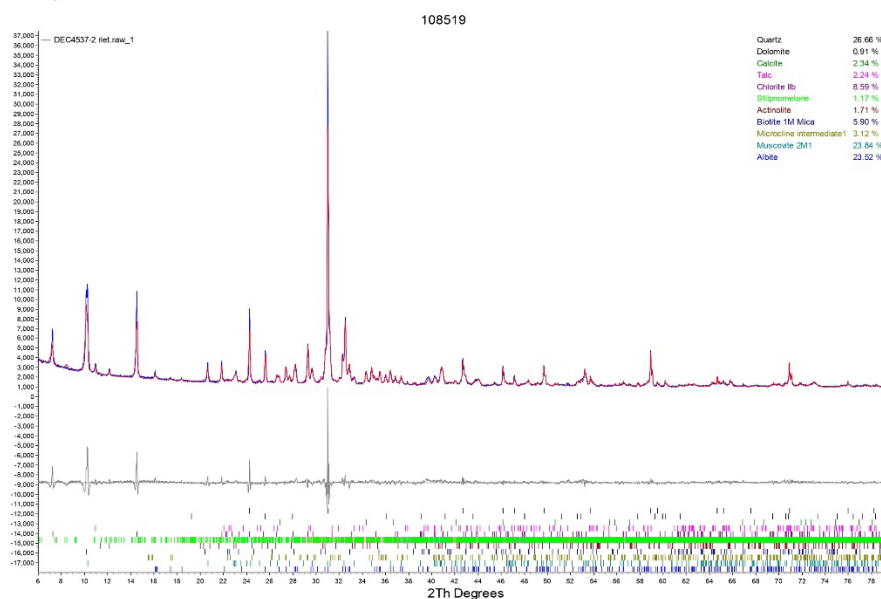
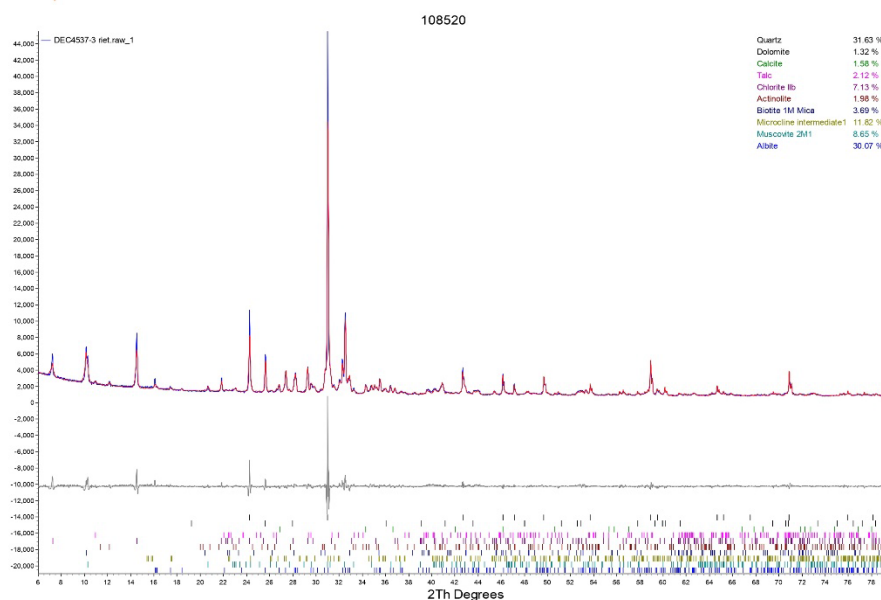
Mineral/Compound	Formula
Quartz	SiO ₂
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂
Calcite	CaCO ₃
Talc	Mg ₃ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂
Chlorite	(Fe ₂ (Mg,Mn) ₂ Al)(Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂
Stilpnomelane	K(Fe ²⁺ ,Mg,Fe ³⁺) ₃ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH) ₂ ·nH ₂ O
Actinolite	Ca ₂ (Mg,Fe) ₅ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂
Biotite	K(Mg,Fe) ₂ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂
Microcline	KAlSi ₃ O ₈
Muscovite	KAl ₂ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH) ₂
Albite	NaAlSi ₃ O ₈
Diopside	CaMgSi ₂ O ₆

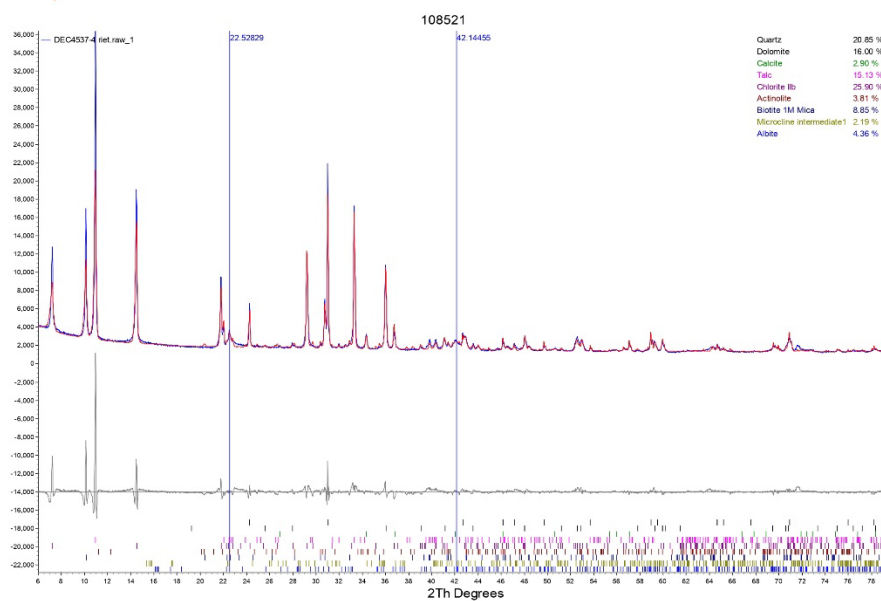
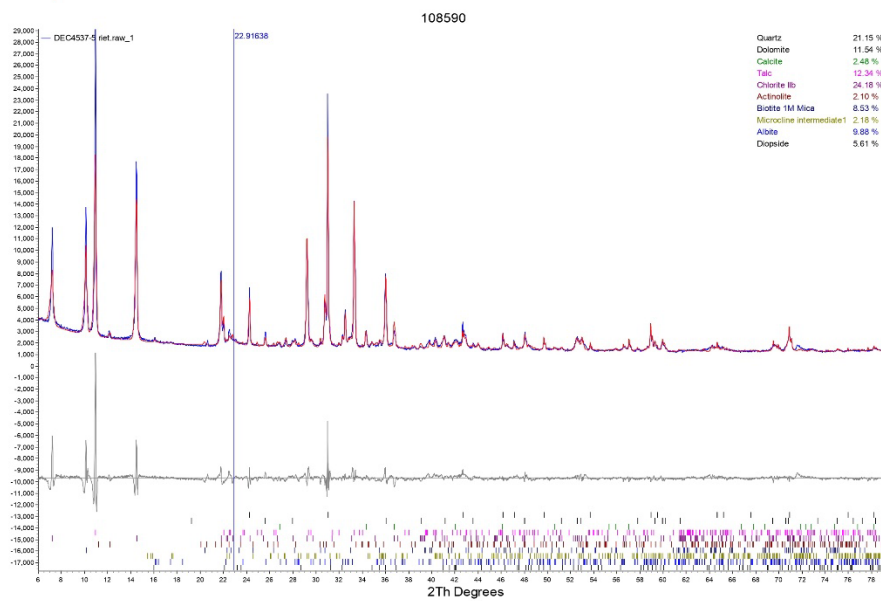
SGS Natural Resources, P.O. Box 4300, 185 Concession Street, Lakefield, Ontario, Canada K0L 2H0

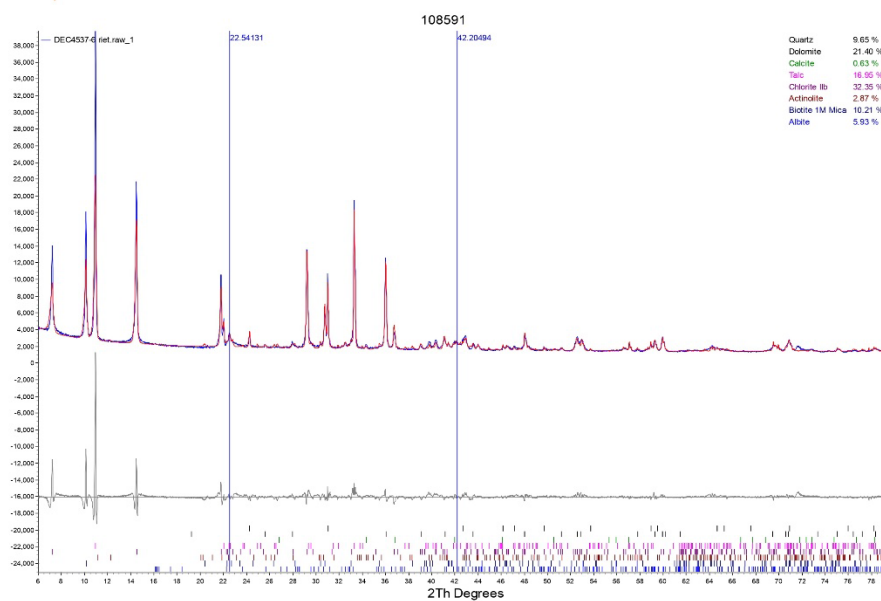
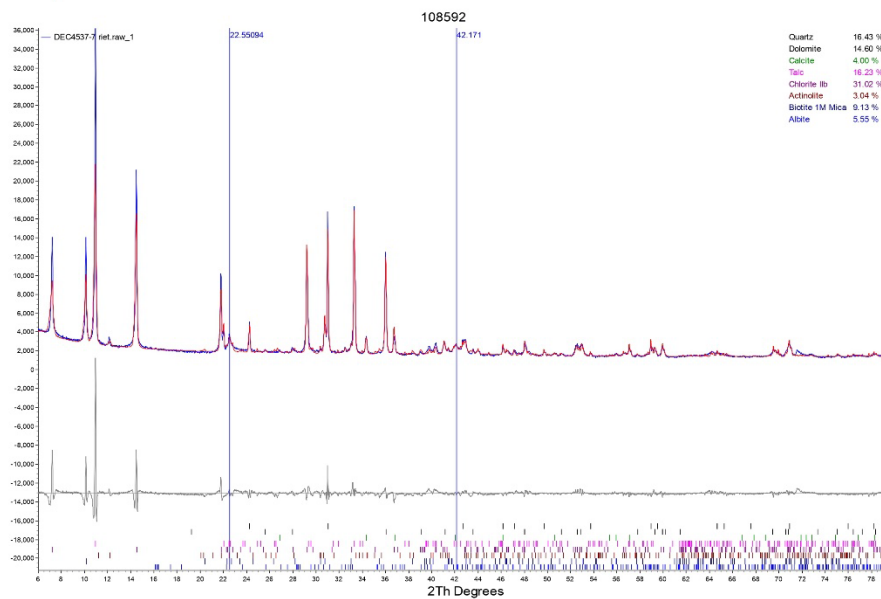


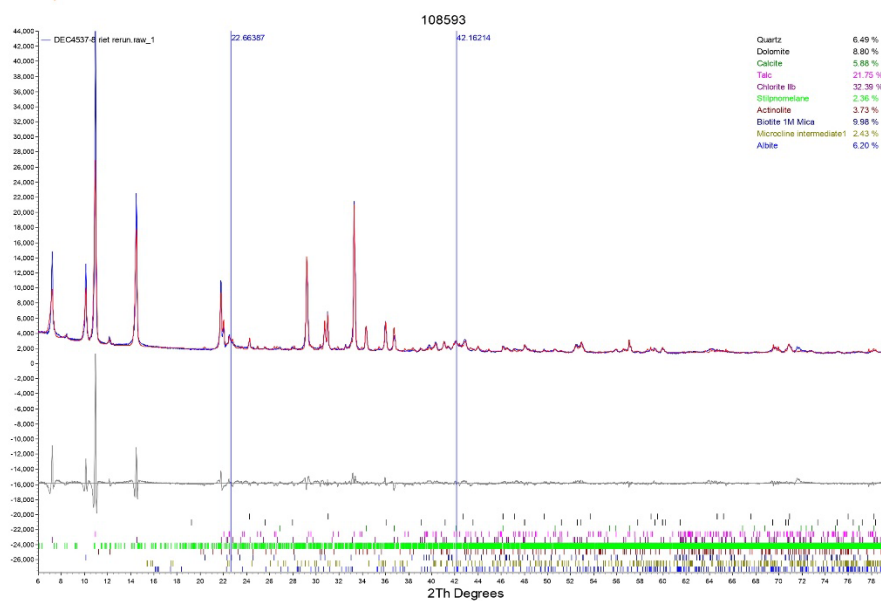
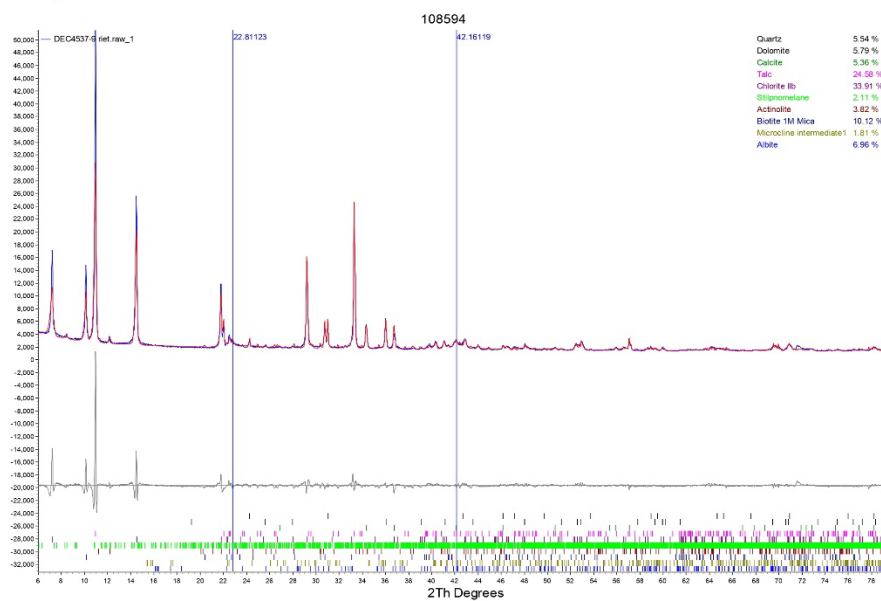
Environmental Services
Custom XRD/MI4537-DEC22
01/20/2023



SGSEnvironmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023**SGS**Environmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023

SGSEnvironmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023**SGS**Environmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023

SGSEnvironmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023**SGS**Environmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023

SGSEnvironmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023**SGS**Environmental Services
Custom XRD/M14537-DEC22
01/20/2023

B.2 Résultats d'analyse par minéralogie automatisée (IOS Géoscience)

Protocole expérimental et paramètres instrumentaux :

Le matériel tel quel et sans préparation additionnelle a été coulé dans une résine d'époxyde dont la viscosité est contrôlée pour en confectionner une pastille de 30 mm de diamètre, puis polie. La surface de la pastille est recouverte d'un film de carbone de $8,0 \pm 0,3$ nm d'épaisseur à l'aide d'un métalliseur Leica EM ACE600 à plateau rotatif. Les analyses ont été faites à l'aide d'un MEB à effet de champ (FE-SEM) Zeiss Sigma 300 VP muni de deux spectromètres à dispersion des énergies (EDS-SDD) Ultim-Max 170 mm² d'Oxford Instruments. Le logiciel d'Oxford Instruments AZtec 5.1 est utilisé pour l'acquisition des analyses, l'automatisation des acquisitions des cartes du rayonnement X, la déconvolution des spectres d'énergies et le traitement des données, selon des paramètres préalablement étalonnés. Les paramètres de configuration du MEB sont les suivants :

- Courant de faisceau de 80 μ A ;
- Voltage d'accélération de 20 kV ;
- Ouverture du collimateur de 60 μ m (courant élevé) ;
- Distance de travail $\approx$ 10 mm.

L'analyse minéralogique a été effectuée à l'aide de la technologie ARTMin-II. Cette technologie consiste à acquérir des cartes chimiques sur l'échantillon pour reconstruire la carte des phases minérales. Les cartes du rayonnement X couvrant une surface de 11 x 11 mm sont acquises via une mosaïque de champs de vue qui est assemblée avant d'effectuer le traitement des données. Les cartes de rayonnement X sont déconvoluées, pixel par pixel, en une carte chimique pour tous les éléments à l'exception des plus légers (H, He, Li, Be, B). Les analyses sont normalisées à 100 % et la déconvolution des spectres en analyses chimiques utilise les

bases de l'algorithme de Pouchou-Pichoir et les calibrations d'usine de l'appareil. Ceci signifie que les analyses ne sont pas calibrées sur des matériaux de référence et que les résultats sont donc semi-quantitatifs. Ceci n'empêche pas l'identification précise des phases minérales présentes. Les paramètres suivants ont été utilisés :

- Espacement $\approx 3,5 \mu\text{m}$ par pixel ;
- 256 pixels par champ de vue ;
- Temps d'analyse de $400 \mu\text{s/pixel}$;
- Traitement des énergies selon 2048 canaux ;
- Vitesse d'acquisition approximative de 200 000 comptes effectifs à la seconde.

Étant donné la fine taille des grains constituant l'échantillon, une résolution de $3,5 \mu\text{m/pixel}$ et une surface de $11 \times 11 \text{ mm}$ ont été sélectionnés afin d'analyser l'échantillon dans un temps convenable, tout en assurant une bonne représentativité des minéraux présents.

Les phases minérales sont définies à partir des cartes de rayonnement X par l'algorithme de regroupement (clustering) AutoPhaseMap d'AZtec. Cet algorithme de regroupement permet de discriminer les phases minérales présentes sur la base de leur dissemblance sans devoir préétablir une liste de phases potentielles, mais sans toutefois attribuer une espèce minérale aux dites phases. Plusieurs paramètres de l'algorithme de regroupement ont été optimisés afin que les phases mineures et en traces soient détectées, qu'un maximum de pixels soit classifié, et que les phases légèrement distinctes soient correctement discriminées, au risque de générer une vaste gamme de phases similaires nécessitant d'être subséquentement concaténées. La composition chimique d'une classe est calculée à partir de la somme des comptes de l'ensemble des spectres de chacun des pixels attribués à cette classe. Chacun des éléments chimiques

détectés dans les spectres sont validés par un professionnel afin de s'assurer qu'aucune interférence spectrale résiduelle ne s'y retrouve et que les raies significatives sont correctement attribuées. Ainsi, les résultats des analyses, bien qu'ils soient semi-quantitatifs, sont complets et exempts d'artefacts d'interférence. Les analyses chimiques validées sont ensuite utilisées pour identifier les phases minérales, ce qui nécessite parfois l'assistance du logiciel MinIdent (Smith et Leibovitz, 1986).

Bien que les espèces minérales aient été nommées au meilleur des connaissances de l'auteur, certaines phases sont fastidieuses à classifier pour des raisons le plus souvent intrinsèques à la méthode utilisée. Considérant la résolution EDS de 3,5 $\mu\text{m}/\text{pixel}$, une taille minimale d'environ 12 μm est requise pour discriminer une particule. De plus, les phases ayant un nombre total de pixels très bas montrent des résultats d'analyses chimiques imprécis, lesquels s'éloignent des formules stœchiométriques idéales et certains éléments ne peuvent être déconvolués même si leurs raies sont discernables sur le spectre EDS. Les autres limitations liées à la méthode incluent :

- Les analyses étant effectuées sous vide complet, la surface des pastilles polies doit être recouverte d'un film d'un élément conducteur, généralement le carbone, afin de la rendre conductrice. La métallisation a pour effet de fausser le rayonnement de basse énergie, ce qui peut causer une surévaluation de l'abondance des éléments légers.
- Aucune certification sur des matériaux de référence n'est utilisée pour ce type d'analyse. Les calibrations d'usine sont utilisées.
- La justesse des spectres est fonction du temps alloué, et donc fonction du nombre de pixels. Les phases peu abondantes auront des spectres imprécis, et donc des analyses chimiques s'éloignant des formules stœchiométriques.

- L'hydratation des minéraux n'est pas mesurée et les analyses sont normalisées à 100 %.

La classification minérale peut en être affectée.

- L'inclusion et l'exclusion de certains éléments chimiques dans les spectres sont subjectives au professionnel qui valide les analyses. Ceci peut expliquer pourquoi certains éléments traces peuvent ne pas être présents dans certaines analyses, notamment celles ayant très peu de signaux (comptes EDS bas).
- Les fines poussières formaient des amas sur l'échantillon, générant des signaux mixtes non discriminés lors de l'analyse automatisée.

Tableau B.2.1 : Résultats d'analyses par minéralogie automatisée pour les échantillons C1 à C5 (108591 = C1, 108592 = C2, 108593 = C3, 108594 = C4, 108399 = C5).

%Vol.					
Mineral	108591	108592	108593	108594	108399
Actinolite	1,07	0,89	1,57	0,66	0,51
Albite	1,60	1,37	0,98	0,80	0,57
Almandine			0,02	0,02	0,003
Anthophyllite	10,20	19,42	19,66	21,52	38,74
Apatite	0,05	0,08	0,04	0,04	0,09
Biotite	4,85	6,61	4,77	7,29	7,70
Calcite	0,35	2,51	3,11	3,02	2,96
Chalcopyrite		0,02			
Chamosite	0,10	0,20	0,38	0,35	0,62
Chromite		0,003	0,007		
Clinocllore	14,33	30,14	24,90	19,68	35,70
Dolomite	58,16	10,64	5,53	5,12	7,48
Epidote		0,09	0,06	0,09	0,09
Feldspar-K	0,45	1,08	0,37	0,29	0,49
Ferro-anthophyllite			0,10		
Gersdorffite	0,08	0,06	0,09	0,04	0,03
Hornblende	0,004	0,43	1,75	0,22	0,36
Ilmenite	0,001	0,01	0,02	0,009	0,004
Magnesite			0,02	0,003	0,0003
Malachite			0,002		
Mixed carbonates			31,58	36,10	
Muscovite	2,71	0,35	0,63	0,34	0,20
Oxide-Fe		0,007	0,006	0,07	0,03
Pentlandite	0,002			0,009	0,003
Plagioclase	0,006	0,06			
Pyrite	0,10	0,04	0,05	0,01	0,14
Pyrrhotite	0,07	0,24	0,15	0,08	0,06
Quartz	5,77	25,41	3,63	3,67	4,06
Rutile	0,06	0,31	0,09	0,55	0,05
Spessartine		0,006			
Sphalerite		0,003			
Steel	0,0008	0,007			
Titanite	0,02	0,02	0,003	0,03	0,01
Xenotime	0,002				0,0003
Zircon	0,003			0,004	
Zussmanite			0,49		0,11

%Pds.					
Mineral	108591	108592	108593	108594	108399
Actinolite	1,14	0,96	1,67	0,69	0,52
Albite	1,47	1,27	0,90	0,73	0,50
Almandine			0,04	0,02	0,00
Anthophyllite	11,51	22,14	22,16	24,12	42,50
Apatite	0,05	0,09	0,04	0,04	0,10
Biotite	5,26	7,23	5,16	7,84	8,11
Calcite	0,33	2,40	2,94	2,84	2,72
Chalcopyrite		0,03			
Chamosite	0,11	0,23	0,42	0,39	0,68
Chromite		0,004	0,01		
Clinocllore	13,30	28,28	23,09	18,16	32,23
Dolomite	57,86	10,69	5,50	5,06	7,23
Epidote		0,11	0,07	0,11	0,10
Feldspar-K	0,40	0,95	0,32	0,25	0,42
Ferro-anthophyllite			0,11		
Gersdorffite	0,18	0,13	0,19	0,09	0,07
Hornblende	0,005	0,49	1,97	0,24	0,39
Ilmenite	0,002	0,02	0,03	0,02	0,01
Magnesite			0,03	0,003	0,0004
Malachite			0,003		
Mixed carbonates			30,40	34,56	
Muscovite	2,68	0,34	0,62	0,33	0,19
Oxide-Fe		0,01	0,01	0,12	0,06
Pentlandite	0,003			0,01	0,01
Plagioclase	0,01	0,06			
Pyrite	0,18	0,08	0,08	0,02	0,23
Pyrrhotite	0,11	0,39	0,24	0,13	0,09
Quartz	5,30	23,57	3,33	3,34	3,62
Rutile	0,09	0,47	0,13	0,81	0,07
Spessartine		0,01			
Sphalerite		0,004			
Steel	0,002	0,02			
Titanite	0,02	0,03	0,003	0,04	0,01
Xenotime	0,003				0,001
Zircon	0,004			0,01	
Zussmanite			0,54		0,12

Tableau B.2.2 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C1 (KN 50-15 mm).

108591																													
Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds.	F	C	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	K2O	CaO	TiO2	Cr2O3	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	NiO	As	SrO	Y2O3	ZrO2	BaO	Gd2O3	Dy2O3
Dolomite	752150	58.16	57.86			46.18		17.17						29.65			0.79		6.21										
Clinocllore	185356	14.33	13.30					26.28	20.44	35.83					0.20	0.80	0.12		16.32										
Anthophyllite	131931	10.20	11.51					27.78	1.47	64.27						0.05	0		6.28			0.15							
Quartz	74670	5.77	5.30							99.70									0.30										
Biotite	62789	4.85	5.26					18.79	14.77	42.35			8.48		1.35	0.58	0.08		13.60										
Muscovite	35073	2.71	2.68				0.84	2.78	30.70	49.73			10.43		0.60		0		4.93										
Albite	20725	1.60	1.47				9.58		20.44	66.31			2.22	0.50					0.76								0.18		
Actinolite	13851	1.07	1.14					22.02	2.93	59.11			0.60	7.43			0.23		7.68										
Feldspar-K	5872	0.45	0.40				1.19		20.43	63.80			13.29	0.14					1.16										
Calcite	4563	0.35	0.33			43.97		0.66					53.84				0.77		0.75										
Pyrite	1310	0.10	0.18								52.24							47.27			0		0.49						
Chamosite	1243	0.10	0.11					17.01	23.99	29.88						0.47	0.37		28.27										
Gersdorffite	1069	0.08	0.18								17.88							7.99		7.01	20.06		47.06						
Pyrrhotite	895	0.07	0.11								37.65							62.35											
Rutile	757	0.06	0.09					0.80		1.01					97.23	0.96													
Apatite	608	0.05	0.05	2.58							38.27			54.81										0	4.34				
Titanite	211	0.02	0.02						2.63	30.98				28.21	38.19														
Plagioclase	73	0.006	0.005				5.78		28.46	55.93				9.82															
Hornblende	56	0.004	0.005					3.27	20.60	40.26				9.72				26.15											
Zircon	34	0.003	0.004							30.72																69.28			
Xenotime	23	0.002	0.003								41.98														58.02			0	0
Pentlandite	22	0.002	0.003									33.29						33.51			33.20								
Ilmenite	15	0.001	0.002												48.61				51.39										
Steel	10	0.0008	0.002		10.40												89.60												

Tableau B.2.3 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C2 (KN 15-5 mm).

108592																													
Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds.	F	C	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	K2O	CaO	TiO2	Cr	Cr2O3	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	NiO	Cu	Zn	As	SrO	Y2O3	BaO
Clinocllore	512207	30.14	28.28					26.54	20.42	35.68					0.13		0.77	0.13		16.32									
Quartz	431887	25.41	23.57					0.98		98.39										0.63									
Anthophyllite	329966	19.42	22.14					27.59	2.00	63.75							0.05			6.44			0.15						
Dolomite	180743	10.64	10.69			48.00		16.55						28.56				0.74		5.94							0.21		
Biotite	112249	6.61	7.23					18.06	14.72	42.26			8.90		1.43		0.53	0.09		14.00									
Calcite	42686	2.51	2.40			45.65		0.65						52.22				0.68		0.80									
Albite	23210	1.37	1.27				9.80		20.43	67.02			1.07	0.90						0.78									
Feldspar-K	18285	1.08	0.95				0.88		19.50	63.40			14.45	0.13						1.25									0.39
Actinolite	15112	0.89	0.96				0.34	20.26	2.44	57.10				12.26				0.27		7.33									
Hornblende	7331	0.43	0.49				0.75	8.73	6.05	48.65			0.42	11.12	0.21			1.02		23.05									
Muscovite	5867	0.35	0.34				0.41	2.20	32.78	49.07			10.96		0.41					4.18									
Rutile	5318	0.31	0.47							0.53					98.28		0.79			0.40									
Pyrrhotite	4053	0.24	0.39								38.61								61.39										
Chamosite	3435	0.20	0.23					13.45	22.98	29.61				0			0.45	0.83		32.68									
Epidote	1474	0.09	0.11					0.71	27.60	40.86				22.40			0.31	0.37		7.74									
Apatite	1403	0.08	0.09	2.70							38.22			54.30													0.90	3.87	
Plagioclase	1000	0.06	0.06				7.16		23.49	59.99			1.42	7.95															
Gersdorffite	988	0.06	0.13									17.99							8.38		5.11	21.66				46.86			
Pyrite	744	0.04	0.08									52.10							46.54			1.37							
Titanite	400	0.02	0.03						3.57	33.53				25.79	34.80					2.30									
Chalcopyrite	396	0.02	0.03								34.31								31.90					33.79					
Ilmenite	189	0.01	0.02							1.86					52.74			3.38		42.02									
Oxide-Fe	119	0.007	0.01																	100									
Steel	98	0.006	0.02		10.39														89.61										
Spessartine	77	0.005	0.007						18.97	39.94				2.83				26.19		12.07									
Sphalerite	52	0.003	0.004								34.44							26.45				6.06		6.80	26.25				
Chromite	44	0.003	0.004					0	13.72								48.67		37.62										
Spessartine	28	0.002	0.002						20.16	36.99				9.52				14.88		18.45									
Steel (1)	18	0.001	0.003												16.25				70.32			13.43							

1 : Stainless steel

Tableau B.2.4 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C3 (KN 5-2,4 mm).

Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds.	F	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	SO3	K2O	CaO	TiO2	Cr2O3	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	NiO	CuO	As	Y2O3
Mixed carbonates (1)	213237	31.58	30.40		85.08		3.33							10.21			0.21		1.17						
Clinocllore	168123	24.90	23.09				26.66	19.95	35.93						0.15	0.76	0.13		16.41						
Anthophyllite	132762	19.66	22.16				28.27	1.38	63.79								0.04		6.37			0.15			
Dolomite	37342	5.53	5.50		46.03		17.23							29.83			0.81		6.10						
Biotite	32197	4.77	5.16				18.22	14.56	41.47				9.38		1.50	0.48	0.10		14.28						
Quartz	24533	3.63	3.33						99.68										0.32						
Calcite	20996	3.11	2.94		44.08		0.60							53.84			0.72		0.76						
Hornblende	11783	1.75	1.97			0.15	22.33	4.08	56.19				0.60	8.14			0.22		8.28						
Actinolite	10575	1.57	1.67			0.20	20.42	1.89	57.60					12.39			0.27		7.23						
Albite	6600	0.98	0.90			10.85		20.43	67.26				0.47	0.62					0.37						
Muscovite	4262	0.63	0.62			0	1.52	34.44	49.46				11.58				0		2.99						
Zussmanite (2)	3312	0.49	0.54				6.26	7.70	49.88				3.36	0.46		0.35	1.55		30.44						
Chamosite	2551	0.38	0.42				11.99	22.77	28.51							0.76	1.03		34.94						
Feldspar-K	2494	0.37	0.32			0.30		18.97	64.16				16.14						0.42						
Pyrrhotite	1010	0.15	0.24								38.67							61.33							
Ferro-anthophyllite (3)	644	0.10	0.11				7.91	0	51.62					0.80			3.01		36.67						
Gersdorffite	609	0.09	0.19								17.23							7.71		5.82	21.53			47.71	
Rutile	577	0.09	0.13												100										
Epidote	384	0.06	0.07					27.75	39.89					23.32					9.03						
Pyrite	308	0.05	0.08								52.36							47.64			0				
Apatite	272	0.04	0.04	2.11						38.17				55.17											4.55
Almandine	168	0.02	0.04				2.27	20.90	35.86					5.39			9.27		26.31						
Magnesite	165	0.02	0.03		46.39		33.74												19.86						
Ilmenite	130	0.02	0.03												51.45		3.49		45.07						
Chromite	48	0.007	0.01					9.64								36.93	3.33		50.10						
Oxide-Fe	38	0.006	0.01																100						
Titanite	19	0.003	0.003						38.44					27.91	33.65										
Malachite (4)	16	0.002	0.003		64.92							12.67											22.41		

1 : Dolomite and calcite

2 : Uncertain

3 : Uncertain

4 : Uncertain

Tableau B.2.5 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C4 (2,4-0,85 mm).

108594

Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds.	F	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	K2O	CaO	TiO2	Cr2O3	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	NiO	As	SrO	Y2O3	ZrO2
Mixed carbonates (1)	228710	36.10	34.56		87.77		3.12						7.88			0.15		1.08							
Anthophyllite	136328	21.52	24.12				28.24	1.55	63.58									6.47			0.17				
Clinocllore	124671	19.68	18.16				26.62	19.99	35.88					0.13	0.77	0.13		16.48							
Biotite	46175	7.29	7.84				18.56	14.47	41.61			9.11		1.47	0.54			14.24							
Dolomite	32424	5.12	5.06		46.17		17.03						29.79			0.80		6.21							
Quartz	23230	3.67	3.34						99.74									0.26							
Calcite	19134	3.02	2.84		43.60		0.75						54.14			0.74		0.78							
Albite	5094	0.80	0.73			10.76		20.33	67.47			0.49	0.49					0.46							
Actinolite	4156	0.66	0.69		0.34	20.27	2.27	57.21					12.19			0.22		7.51							
Rutile	3458	0.55	0.81											100											
Chamosite	2238	0.35	0.39				12.72	23.30	29.10							0.85		34.03							
Muscovite	2144	0.34	0.33				1.56	34.29	48.84			11.56		0.73				3.03							
Feldspar-K	1814	0.29	0.25			0		19.11	64.46			16.43	0												
Hornblende	1379	0.22	0.24			0.88	7.45	8.69	46.30			0.67	10.99	0.37	0	1.32		23.34							
Epidote	571	0.09	0.11					26.07	38.99				23.80					11.14							
Pyrrhotite	531	0.08	0.13								43.55						56.45								
Oxide-Fe	422	0.07	0.12															100							
Gersdorffite	277	0.04	0.09								17.68						6.47		3.87	24.81		47.17			
Apatite	246	0.04	0.04	2.75						38.18			55.49										0	3.58	
Titanite	190	0.03	0.04						30.35				29.14	40.50											
Almandine	103	0.02	0.02					19.26	38.66				9.00			16.15		16.93							
Pyrite	86	0.01	0.02								51.49						48.51								
Ilmenite	58	0.009	0.02											53.64		4.80		41.55							
Pentlandite	55	0.009	0.01								32.28						29.49				38.23				
Zircon	25	0.004	0.006						26.53																73.47
Magnesite	17	0.003	0.003		0		64.56											35.44							

1 : Dolomite and calcite

Figure B.2.6 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon C5 (KN <0,85 mm).

108399

Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds.	F	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	K2O	CaO	TiO2	V2O5	Cr2O3	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	NiO	As	SrO	Y2O3	BaO
Anthophyllite	1696623	38.74	42.50				28.09	2.02	63.14							0.06	0.03		6.50			0.17				
Clinocllore	1563622	35.70	32.23				26.43	19.60	36.43					0.15	0.05	0.80	0.12		16.26			0.15				
Biotite	337386	7.70	8.11				19.58	14.60	41.90			8.05		1.25		0.63			13.98							
Dolomite	327439	7.48	7.23		45.95		16.99						29.86				0.88		6.16					0.17		
Quartz	177779	4.06	3.62						99.79										0.21							
Calcite	129553	2.96	2.72		43.12		0.60						54.71				0.79		0.62					0.17		
Chamosite	27221	0.62	0.68				9.87	21.99	28.30					0.18		0.82	1.37		37.47							
Albite	24767	0.57	0.50			10.54		20.52	67.40			0.64	0.52						0.39							
Actinolite	22191	0.51	0.52			0.28	11.52	2.29	53.17				11.72				1.23		19.60			0.18				
Feldspar-K	21372	0.49	0.42			0.31		19.01	64.06			16.08	0						0.54							
Hornblende	15648	0.36	0.39			0.97	5.97	10.66	43.58			1.06	10.13	0.35		0.51	1.08		25.51			0.18				
Muscovite	8849	0.20	0.19			0.33	1.61	32.88	49.52			11.36		0.28					3.55							0.48
Pyrite	6018	0.14	0.23								52.02							47.54			0		0.44			
Zussmanite (1)	4898	0.11	0.12				7.61	8.63	51.14			2.85	0.28	0.25		0.20	1.33		27.69							
Apatite	4111	0.09	0.10	2.08						38.43			54.72											1.01	3.77	
Epidote	3856	0.09	0.10					29.55	38.57				23.07			0.50	0.34		7.98							
Pyrrhotite	2538	0.06	0.09								38.52							61.48								
Rutile	2225	0.05	0.07											100												
Oxide-Fe	1394	0.03	0.06										0.70				5.35		93.96							
Gersdorffite	1371	0.03	0.07								17.75							8.07		5.20	21.58		47.40			
Titanite	537	0.01	0.01						30.65				28.85	40.50												
Ilmenite	196	0.004	0.007											52.06			2.79		45.15							
Pentlandite	146	0.003	0.005								31.88							31.20			36.92					
Almandine	139	0.003	0.005					20.27	38.03				7.18				15.17		19.35							
Xenotime	15	0.0003	0.001							41.43															58.57	
Magnesite	15	0.0003	0.0004		0		66.71												33.29							

1 : Uncertain

Tableau B.2.7 : Résultats d'analyses par minéralogie automatisée pour les échantillons tout venant (108519 = GS, 108520 = GN, 108521 = KN, 108590 = MU).

%Vol.				
Mineral	108519	108520	108521	108590
Actinolite	1.23	0.67		0.81
Albite	42.95	57.41	0.61	8.11
Allanite				0.009
Almandine	0.0010			
Anthophyllite	0.35	0.15	26.86	9.02
Apatite		0.14	0.16	0.06
Arsenopyrite	0.01			
Biotite	2.16	2.93	6.24	5.15
Calcite	0.96	0.70	2.76	1.03
Chamosite	6.07	6.18	0.14	1.27
Clay			0.02	
Clinocllore	0.35	0.09	25.81	14.52
Diopside		0.01		
Dolomite	0.27	0.78	15.76	40.80
Epidote	0.60	0.16	0.02	0.16
Feldspar-K	0.48	3.22	0.45	1.12
Gersdorffite	0.02	0.0006	0.12	0.09
Gypsum	0.004		0.003	
Hornblende		0.11	0.16	0.11
Ilmenite	0.28	0.0003	0.002	0.03
Magnesite	0.0007			
Muscovite	25.30	5.13	0.15	3.25
Oxide-Fe	0.007			
Pargasite	0.09			
Plagioclase	0.05			
Pyrite	0.008	0.20	0.01	0.07
Pyrrhotite	0.65	0.004	0.11	0.14
Quartz	17.93	21.80	20.52	14.11
Rutile	0.07	0.02	0.04	0.02
Siderite				0.02
Sphalerite		0.007		
Steel	0.02	0.10	0.04	0.006
Talc		0.001		
Titanite	0.12	0.17		0.07
Xenotime			0.002	0.02
Zircon		0.02		0.002
Zoisite	0.003			

Tableau B2.8 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon GS.

108519

Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds	Cl	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	S	SO3	K2O	CaO	TiO2	Cr	Cr2O3	Mn	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	As	BaO
Albite (1)	486725	42.95	40.87			6.98	1.11	21.15	64.14			2.49	1.34	0.25				0.03		2.51				
Muscovite	286757	25.30	25.91	0.13		0.61	1.86	33.20	49.14			10.80		0.40					3.51					0.36
Quartz	203168	17.93	17.06						99.73										0.27					
Chamosite	68793	6.07	7.05	0.14			14.11	24.47	30.44			0.45	0.14	0.13				0.41	29.71					
Biotite	24479	2.16	2.42				10.05	19.04	37.97			9.42		1.60		0.10		0.26	21.56					
Actinolite	13828	1.22	1.35			0.44	17.79	3.21	55.72			0.29	11.77	0.17		0.09		0.32	10.20					
Calcite	10907	0.96	0.94		45.70		0.27						52.75				0.58		0.71					
Pyrrhotite	7380	0.65	1.09							37.88									61.96			0.16		
Epidote	6804	0.60	0.75					27.78	40.78				22.29	0.32				0.21	8.62					
Feldspar-K	5449	0.48	0.44			0.38		19.05	63.60			15.89	0					0.67						0.42
Anthophyllite	3995	0.35	0.41				27.63	3.55	61.60			0.27	0.10					6.86						
Clinocllore	3923	0.35	0.33				25.61	21.39	33.96			0.35				0.72		0	17.97					
Ilmenite	3175	0.28	0.48											52.62				3.43	43.94					
Dolomite	3091	0.27	0.28		49.47		15.77						28.10					0.75	5.92					
Titanite	1318	0.12	0.15					2.70	31.28			0.33	27.45	37.43					0.81					
Pargasite	1070	0.09	0.11	0.15		1.19	5.31	10.15	44.15			0.93	10.86	0.37		0.28		1.25	25.38					
Rutile	822	0.07	0.11											100										
Plagioclase	590	0.05	0.05			8.68		23.20	61.23				6.13						0.76					
Gersdorffite	266	0.02	0.05							17.61														
Steel	240	0.02	0.06												17.11		1.78		71.88			9.23	47.14	
Arsenopyrite	169	0.01	0.03							16									30.15		3.34	0	50.51	
Actinolite	116	0.01	0.01				11.39	3.27	52.28				12.62					0.90	19.53					
Pyrite	92	0.008	0.01							51.78									48.22					
Oxide-Fe	80	0.007	0.01				3.71	6.86	11.61			2.49							75.32					
Gypsum	41	0.004	0.003								53.33			46.67										
Zoisite	29	0.003	0.003					25.66	47.45					26.89										
Amandine	11	0.0010	0.001					21.55	36.94					9.29										
Magnesite	8	0.0007	0.001		0		66.99											10.59	21.63					
																			33.01					

1 : Mix of albite, muscovite and others

Tableau B.2.9 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon GN.

108520

Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds	F	Cl	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	K2O	CaO	TiO2	Cr	Cr2O3	Mn	MnO	Fe	FeO	Ni	Zn	As	SrO	Y2O3	ZrO2	Nb2O5	BaO
Albite (1)	1024229	46.43	45.10		0.43		6.48	0.94	19.85	65.64			3.81	0.84	0.22					1.79									
Quartz	480809	21.80	21.17							99.81										0.19									
Albite	242227	10.98	10.67				10.11		20.92	66.90			0.89	0.92						0.26									
Chamosite	136397	6.18	7.34		0.12			15.37	23.32	31.47			0.48	0.13	0.13		0.04		0.41	28.52									
Muscovite	113162	5.13	5.36		0.19		0.49	2.60	28.76	51.61			11.23						0.05	4.27								0.80	
Feldspar-K	71090	3.22	2.99				0.70		19.03	64.28			14.82							0.71								0.47	
Biotite	64578	2.93	3.35		0.11			10.51	19.50	42.01			7.05	0.34	1.10		0.10		0.22	18.86								0.20	
Dolomite	17134	0.78	0.82		0.05	51.75		17.93					28.46						0.39	1.43									
Calcite	15342	0.70	0.70			45.50		0.32					52.85						0.81	0.51				0					
Actinolite	14501	0.66	0.74				0.47	17.99	3.16	55.98			0.33	11.78				0.37	9.92										
Pyrite	4500	0.20	0.38									51.63								48.37									
Titanite	3769	0.17	0.22					2.44	31.83				0.35	27.06	37.05					1.27									
Epidote	3447	0.16	0.20						26.47	41.18				22.15					0.32	9.87									
Anthophyllite	3388	0.15	0.18		0.14			26.62	4.67	60.05			0.58	0.29						7.66									
Apatite	3076	0.14	0.16	3.41							38.04			54.59										0.52	3.44				
Hornblende	2330	0.11	0.13				0.86	8.08	7.12	47.65			0.61	11.24					1.28	23.16									
Steel	2166	0.10	0.28													0.56		0.73		98.71									
Clinocllore	1990	0.09	0.09					25.18	20.83	35.28			0.53				0.64		0	17.54									
Rutile	378	0.02	0.03											96.43						3.57								0	
Zircon	336	0.02	0.03							34.03										1.16							64.81		
Actinolite	301	0.01	0.02					12.60	3.61	53.15			0.35	11.40	0.48				0.89	17.52									
Diopside	256	0.01	0.01					17.13	2.64	53.60				23.68					1.14	1.81									
Sphalerite	160	0.007	0.01									38.03								12.60			49.37						
Steel	101	0.005	0.01													17.57				71.93		10.50							
Pyrrhotite	99	0.004	0.01								41.36									58.64									
Talc	32	0.001	0.001					26.22		73.78																			
Gersdorffite	14	0.0006	0.001									18.56								11.16		24.31		45.97					
Ilmenite	7	0.0003	0.001												52.96					47.04									

1 : Mix of albite, muscovite and others

Tableau B2.10 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon KN.

108521																																	
Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds.	F	Cl	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	SO3	K2O	CaO	TiO2	V2O5	Cr	Cr2O3	Mn	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	NiO	As	SnO	Y2O3	Nb2O5	BaO	Dy2O3	
Anthophyllite	120742	26.86	30.16		0.21			25.45	5.33	58.26				0.96	1.13	0.17			0.20		0.08		8.08			0.13							
Clinocllore	116022	25.81	23.85		0.09			25.55	16.68	40.68				1.31	0.42	0.25	0.04		0.64		0.10		14.23										
Quartz	92240	20.52	18.75							99.74													0.26										
Dolomite	70853	15.76	15.61			46.46		16.68							29.55						0.75		6.41					0.17					
Biotite	28059	6.24	6.73					18.37	14.96	41.95				9.42		142	0		0.60				13.28										
Calcite	12408	2.76	2.60			45.19		0.63							52.48						0.77		0.76				0.17						
Albite	2730	0.61	0.55				10.26		20.53	67.16				0.89	0.67								0.49										
Feldspar-K	2037	0.45	0.40				0.47		19.02	63.82				15.62									0.40								0.66		
Apatite	720	0.16	0.18	2.33							37.99				55.79												0	3.89					
Hornblende	699	0.16	0.18				0	20.48	6.27	51.77				0.82	10.90				0.41														
Muscovite	656	0.15	0.14					1.89	33.18	49.55				11.08		0.58							9.34										
Chamosite	639	0.14	0.16					10.93	24.09	28.73											0.76		3.71										
Gersdorffite	561	0.12	0.27									17.79										8.25		4.05	22.66		47.25						
Pyrrhotite	484	0.11	0.17									38.79										61.21											
Rutile	189	0.04	0.06													100														0			
Steel	167	0.04	0.10																	0		100											
Epidote	90	0.02	0.02						25.96	40.65					24.73								8.66										
Clay	69	0.02	0.01					2.77	38.68	53.67													4.89										
Pyrite	67	0.01	0.03									52.90																					
Steel	23	0.005	0.01																														
Gypsum	15	0.003	0.003										53.48		46.52			19.75				70.19			10.06								
Ilmenite	9	0.002	0.003														54.02						45.98										
Xenotime	7	0.002	0.003								46.93																			53.07		0	

Tableau B.2.11 : Analyses de la composition minéralogique et chimique moyenne pour l'échantillon MU.

108590																																				
Mineral	Pixels	%Vol.	%Pds.	F	CO2	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	P2O5	S	K2O	CaO	TiO2	V2O5	Cr	Cr2O3	MnO	Fe	FeO	Co	Ni	NiO	As	SiO	Y2O3	ZrO2	Nb2O5	BaO	La2O3	Ce2O3	Nd2O3	Gd2O3	Dy2O3		
Dolomite	313430	40.80	41.06		46.58		16.62						29.54					0.72		6.38					0.15											
Clinocllore	111590	14.52	13.64				25.92	16.33	41.46			0.89	0.18	0.17	0.05		0.66	0.09			14.25															
Quartz	108425	14.11	13.10						99.74																											
Anthophyllite	63315	9.02	10.30				27.81	1.93	63.09			0.29					0.07						0.15													
Albite	82326	8.11	7.53			9.01		21.35	85.53			1.51	1.41							1.13																
Biotite	39566	5.15	5.64				18.89	14.85	42.20			8.43		1.30		0.51				13.82																
Muscovite	24979	3.25	3.25			0.58	1.86	33.01	49.29			10.91		0.33						3.65										0.36						
Chamosite	9738	1.27	1.44				14.24	23.75	30.41			0.41	0.10	0.13			0.16	0.50		30.29																
Feldspar-K	8584	1.12	0.99					19.14	63.80			15.90								0.54										0.63						
Calcite	7890	1.03	0.98		44.09		0.55						53.99						0.68					0												
Actinolite	4939	0.64	0.69			0.31	17.89	2.81	55.42			0.17	12.37	0.25					0.34																	
Actinolite	1277	0.17	0.18				9.22	2.59	52.56				1157						1.41																	
Epidote	1198	0.16	0.19					27.71	41.92				2158							8.78																
Pyrrhotite	1070	0.14	0.23							37.95									62.05																	
Hornblende	822	0.11	0.12			1.16	5.95	10.66	44.37			0.93	10.45	0.47			0.44	1.25		24.33																
Gersdorffite	711	0.09	0.20							17.88									8.96		5.47	20.82		46.87												
Titanite	585	0.07	0.09					2.42	32.43				27.96	37.19																						
Pyrite	544	0.07	0.13							52.08									47.92																	
Apatite	432	0.06	0.07	3.00						38.54			54.72											0	3.73											
Ilmenite	204	0.03	0.04																4.67		39.81															
Rutile	163	0.02	0.03												100															0						
Siderite	159	0.02	0.03		43.46								3.95					2.70		49.90																
Xenotime	146	0.02	0.03							35.16																51.89										
Allanite	68	0.009	0.01					20.35	34.02				17.69						11.67											6.69	9.58	0			6.41	6.54
Steel	49	0.006	0.02													18.33			71.39			10.28														
Zircon	14	0.002	0.003						38.57																		61.43									

ANNEXE C COURBES DE CALIBRATION DES SONDES DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE

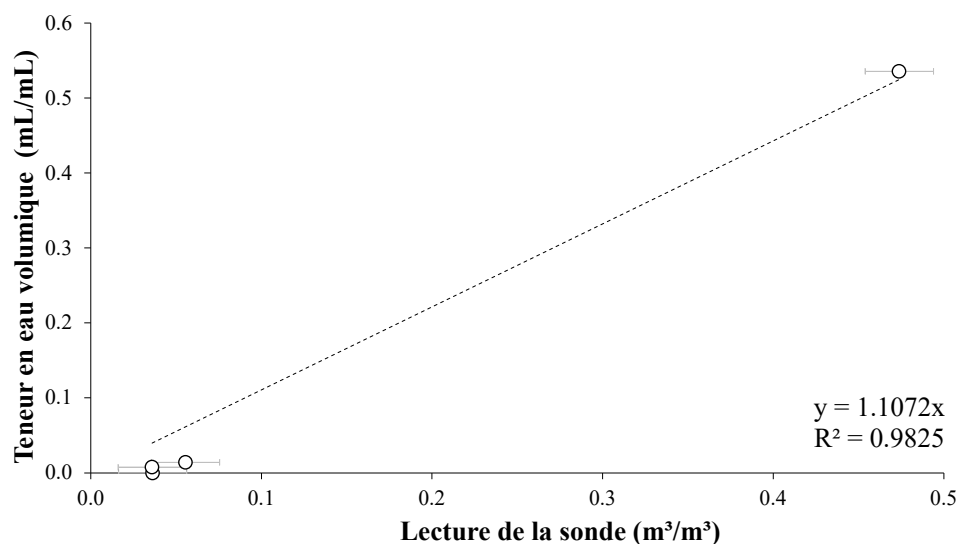


Figure C.1 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C1 (50–15 mm) pour une porosité de 0,54, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

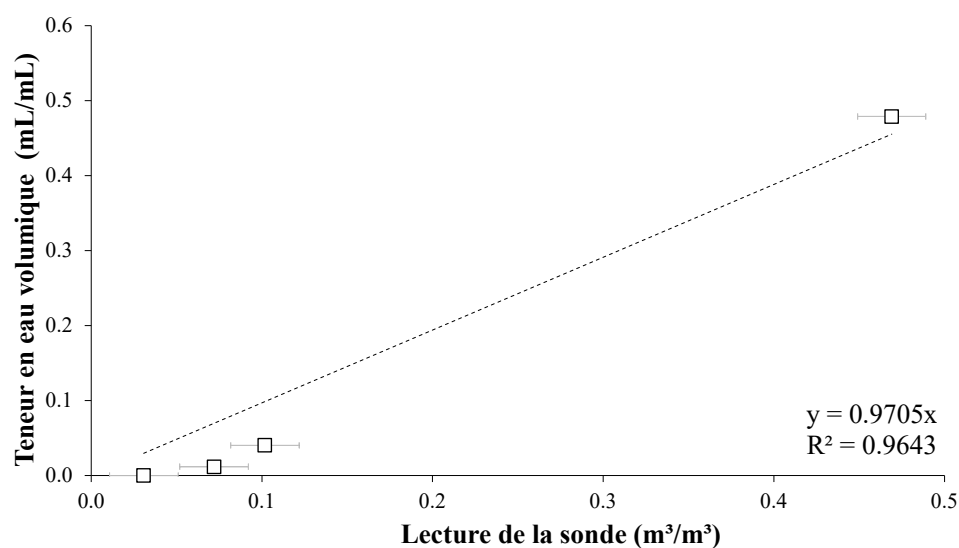


Figure C.2 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C2 (15–5 mm) pour une porosité de 0,55, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

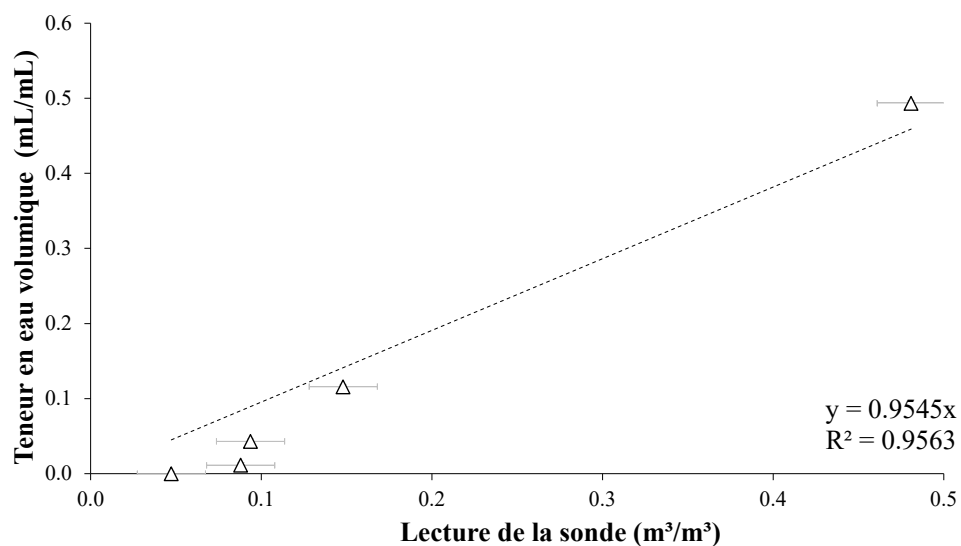


Figure C.3 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C3 (5–2,4 mm) pour une porosité de 0,56, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

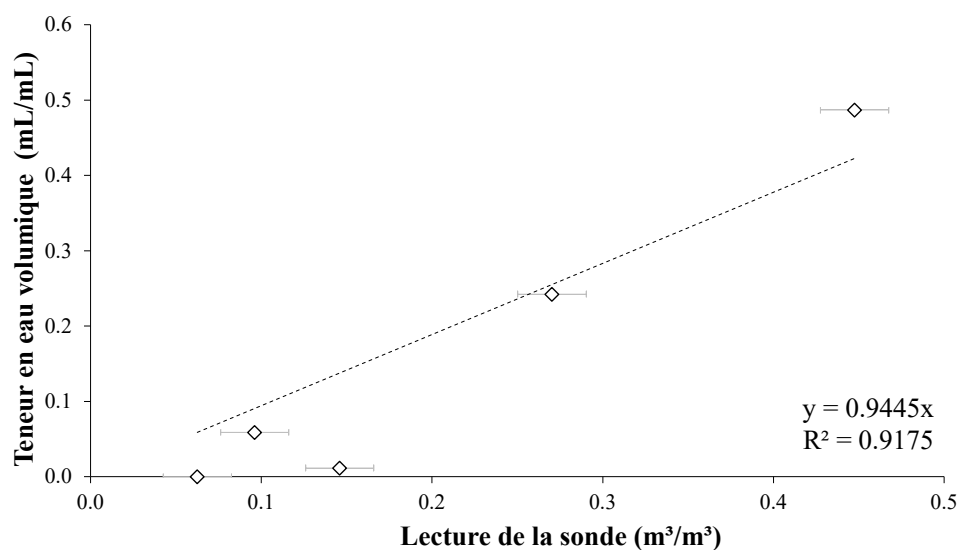


Figure C.4 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C4 (2,4–0,85 mm) pour une porosité de 0,53, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

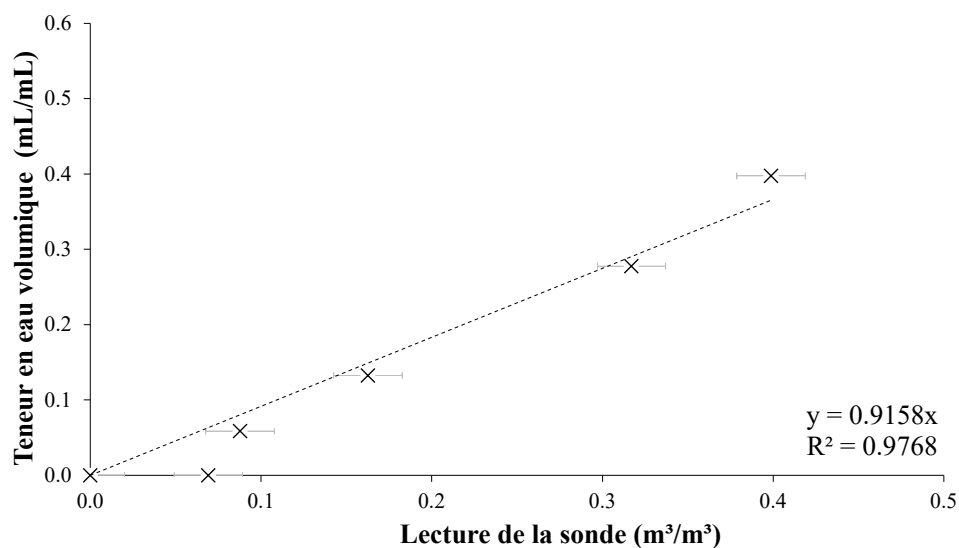


Figure C.5 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne C5 (<0,85 mm) pour une porosité de 0,54, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

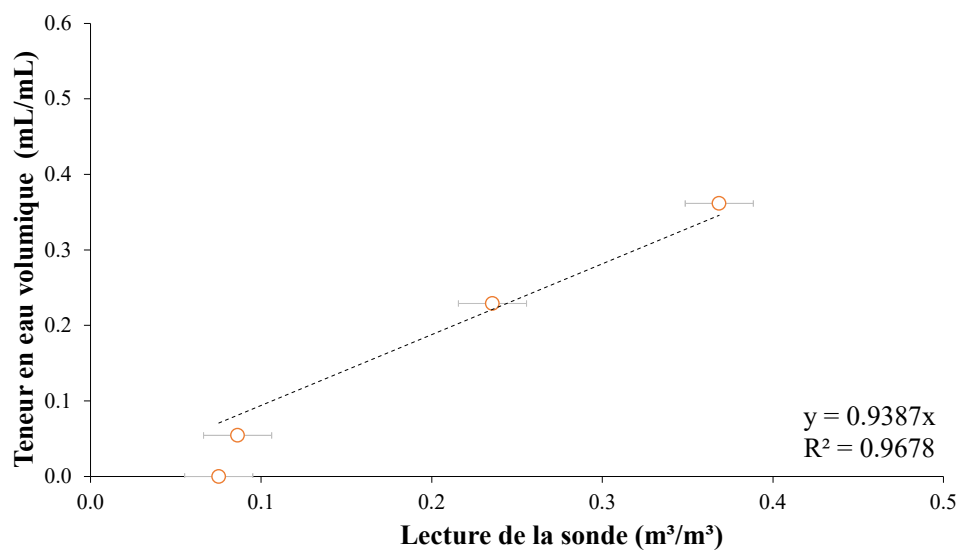


Figure C.6 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Ca (KN <50 mm) pour une porosité de 0,41, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

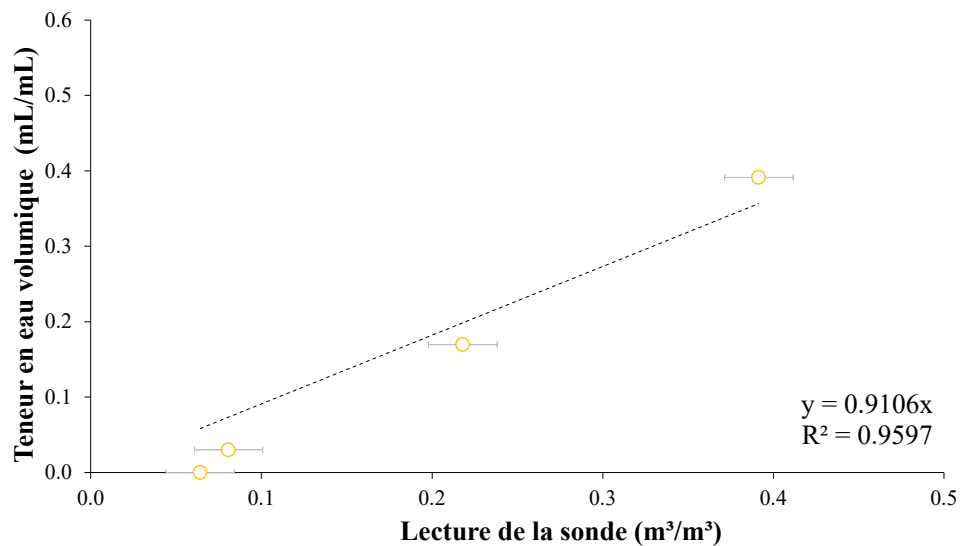


Figure C.7 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Cb (GN <50 mm) pour une porosité de 0,45, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

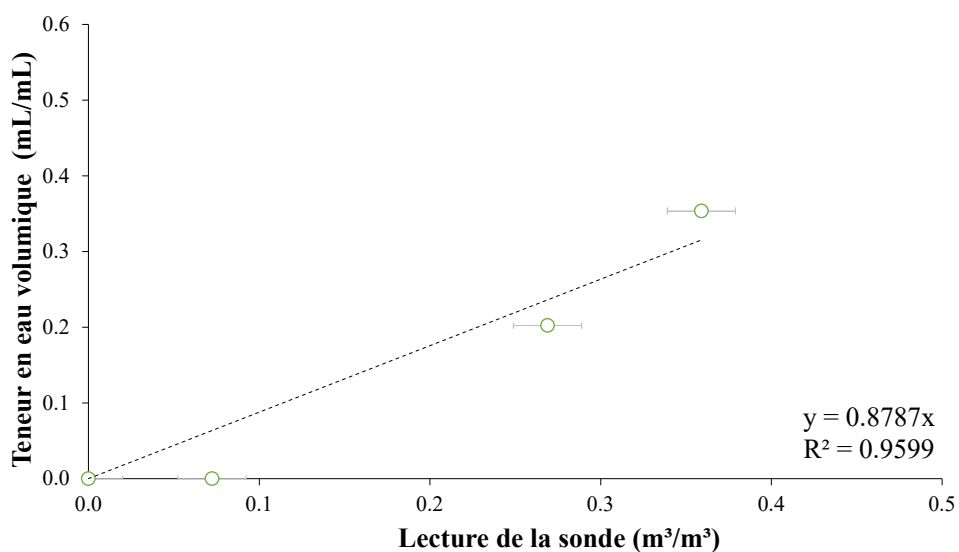


Figure C.8 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Cc (GS <50 mm) pour une porosité de 0,44, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

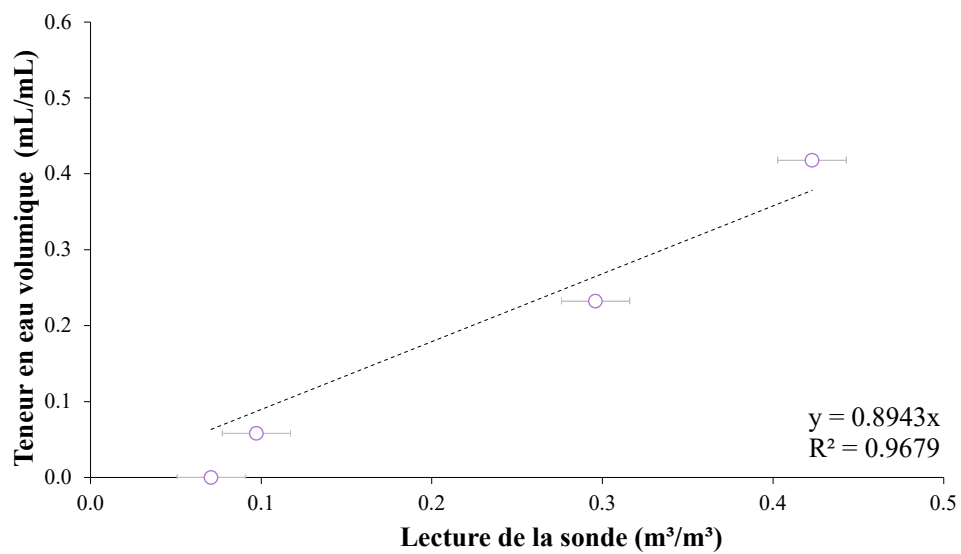


Figure C.9 : Courbe de calibration de la sonde TEV pour la colonne Cd ($M < 50$ mm) pour une porosité de 0,45, montrant la relation entre la lecture de la sonde et la teneur en eau volumique, avec ajustement linéaire.

ANNEXE D CONDITIONS INITIALES DES QUALITÉS D'EAU UTILISÉES DANS LES MODÉLISATIONS MIN3P

Tableau D1 : Composition chimique initiale de l'eau de recharge et des eaux de rinçage utilisées dans les colonnes C1 à C5.

Élément	Eau de recharge	C1	C2	C3	C4	C5
O _{2(aq)} (pO ₂)	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21
K+1 (mg/L)	0,713	16,6	29,74	62,27	93,33	118,4
Mg+2 (mg/L)	0,036	2,97	5,69	19,17	27,06	28,0
Fe+2 (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰
Al+3 (mg/L)	0,004	0,04	0,02	0,02	0,02	0,04
H ₄ SiO ₄ (mg/L)	0,011	1,2	2,55	7,01	29,16	12,73
H+1 (pH)	6,5	9,1	9,1	8,2	8,0	8,1
Ca+2 (mg/L)	1,59	8,86	11,59	34,8	32,6	42,0
CO ₃ -2 (pCO ₂)	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042
Na+1 (mg/L)	0,211	5,91	13,88	34,16	59,44	34,9
SO ₄ -2 (mg/L)	0,022	7,21	14,66	62,36	239,84	93,2
Fe+3 (mg/L)	0,018	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰
HS-1 (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰
Ni+2 (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	0,003	0,01	0,03	0,15
H ₃ AsO ₄ (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1,37	4,01	8,66	13,18	18,5

Tableau D2 : Composition chimique initiale des eaux de rinçage utilisées dans les colonnes C4', C4'', Ca, Ca', Cb et Cb'.

Élément	C4'	C4''	Ca	Ca'	Cb	Cb'
O _{2(aq)} (pO ₂)	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21
K+1 (mg/L)	62,27	56,2	93,93	93,93	95,8	95,8
Mg+2 (mg/L)	24,81	20,1	44,16	44,16	46,06	46,06
Fe+2 (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰
Al+3 (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	0,01	0,01	0,05	0,05
H ₄ SiO ₄ (mg/L)	8,16	4,5	6,88	6,88	2,62	2,62
H+1 (pH)	8,2	7,9	8,0	8,0	7,7	7,7
Ca+2 (mg/L)	41,24	35,4	64,73	64,73	186,32	186,32
CO ₃ -2 (pCO ₂)	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042
Na+1 (mg/L)	59,27	48,5	56,69	56,69	37,56	37,56
SO ₄ -2 (mg/L)	72,18	62,3	105,76	105,76	202,13	202,13
Fe+3 (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰
HS-1 (mg/L)	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹⁰
Ni+2 (mg/L)	0,03	0,02	0,04	0,04	0,02	0,02
H ₃ AsO ₄ (mg/L)	6,68	3,9	14,43	14,43	0,3	0,3

ANNEXE E CONDUCTIVITÉ THERMIQUE DES MATÉRIAUX

E.1 Résultats des conductivités thermiques estimées et mesurées au laboratoire des matériaux

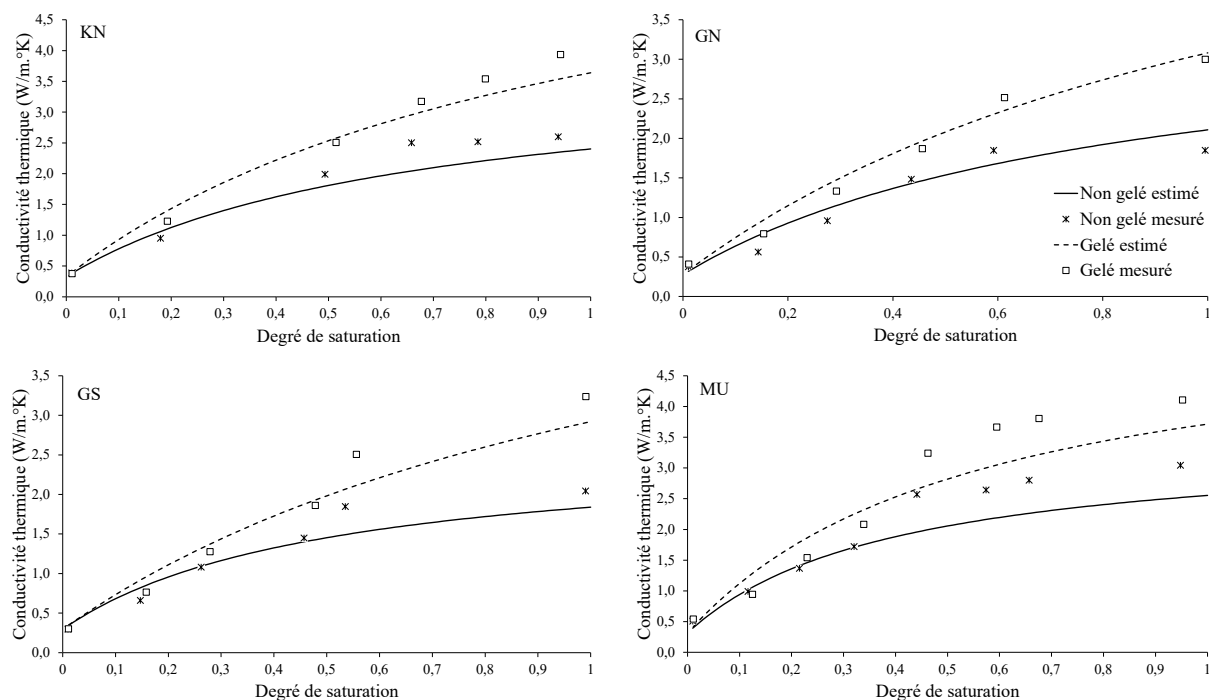


Figure E.1.1 : Comparaison des conductivités thermiques gelées et non gelées estimées et mesurées pour les matériaux KN, GN, GS et MU en fonction de la saturation

Tableau E.1.1 : Conductivité thermique des solides λ_s estimées d'après la composition minéralogique des différents matériaux KN, GN, GS et MU.

	KN	GN	GS	MU
λ_s (W/m°C)	4,831	3,616	3,397	5,169

E.2 Résumé des propriétés thermiques des matériaux utilisées dans la modélisation MIN3P-THCm

Tableau E2.1 : Tableau récapitulatif des propriétés thermiques des matériaux KN et GS utilisés pour la modélisation MIN3P-THC.

Paramètre	Specific heat of water	Specific heat of air	Specific heat of solid	Water thermal conductivity	Solid thermal conductivity
KN	4180	1010	1093	0,6	4,831
GS	4180	1010	1093	0,6	3,396

ANNEXE F DONNÉES EXPÉRIMENTALES RÉCOLTÉES LORS DES ESSAIS DE SORPTION

F.1 Protocole utilisé lors des essais

MATERIEL

- Erlenmeyers 100mL :
 - 5 pour les essais cinétiques,
 - 7 pour les essais statiques,
- Plaque agitatrice (pouvant contenir 6 erlenmeyers),
- Parafilm,
- 21 seringues + 21 filtres,
- Solide (environ 100g),
- Balance de précision + spatule,
- Sels à dissoudre :
 - NiSO_4 – CAS :10101-97-0,
 - Na_2HAsO_4 – CAS :10048-95-0
 - MES – CAS : 117961-21-4
- Fiole 150mL + pipettes automatiques,
- 21 tubes ICP 15mL :
 - Etiquetés,
 - Acidifiés avec 0.2mL d'acide nitrique.

Composé	Masse molaire	Composé	Masse molaire
$\text{Na}_2\text{HAsO}_4, 4\text{H}_2\text{O}$	312.01	As	74.92
$\text{NiSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$	262.86	Ni	58.69
$\text{C}_6\text{H}_{13}\text{NO}_4\text{S}, 0.5\text{Na}$	206.73	-	-

PREPARATION DE LA SOLUTION MERE

Solution de 200mL de concentration 2000ppm d'As et 2000ppm de Ni.

- Calculer les quantités de sels à dissoudre pour chaque éléments :

- As :

$$\frac{2_{g/L}}{74.92_{g/mol}} = 0.0267_{mol/L}$$

→ Na₂HAsO₄ = une mole de As pour une mole de composé,

→ Masse de composé à peser :

$$0.0267_{mol/L} * 312.01_{g/mol} = 8.33_{g/L}$$

→ Quantité de solution mère = 200mL, donc peser seulement **1.666g**

- Ni :

$$\frac{2_{g/L}}{58.69_{g/mol}} = 0.0341_{mol/L}$$

→ NiSO₄ = une mole de Ni pour une mole de composé,

→ Masse de composé à peser :

$$0.0341_{mol/L} * 262.86_{g/mol} = 8.964_{g/L}$$

→ Quantité de solution mère = 200mL, donc peser seulement **1.793g**

- MES :

$$0.1_{mol/L} * 206.73_{g/mol} = 20.673_{g/L}$$

→ Une mole de MES pour une mole de composé,

→ Quantité de solution mère = 200mL, donc peser seulement **4.135g**

- Peser précisément la quantité de chaque réactif,
- Dissoudre les réactifs dans une petite quantité d'eau distillée,
- Ajouter ensuite le MES,
- Compléter la fiole à l'eau distillée pour atteindre 200mL,
- Bien mélanger.

ESSAIS CINETIQUES

Une seule concentration, plusieurs temps d'exposition, ratio S/L 1 :10.

- Homogénéiser le matériel solide (<0.85mm) ,
- Préparer une solution diluée (fille) de la solution mère à 40mg/L (40ppm) et de 300mL (afin de pouvoir mettre 50mL de solution dans chaque erlenmeyer) :

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

$$0.04 * 0.3 = 2 * V_2$$

$$V_2 = \frac{0.040 * 0.3}{2} = 0.006L$$

- Prélever 6mL de solution mère,
- Les placer dans une fiole de 300mL,
- Compléter les 300mL avec de l'eau distillée,
- Bien mélanger,
- Prendre 5 erlenmeyers,
- Placer 5g de matériel solide et 50mL de solution fille dans chaque erlenmeyer,
- Placer un parafilm sur chaque erlenmeyer et les placer sur la plaque agitatrice,
- Lancer l'agitation sur 220rpm et laisser agiter,
- Prélever un erlenmeyer à 1h, 2h, 6h, 24h et 48h,
- Centrifuger l'échantillon si nécessaire,
- Préparer un tube ICP par échantillon + 1 pour la solution mère + 1 pour la solution fille :
 - Tube ICP + 0.2mL acide nitrique + étiquette (7),
 - Compléter aux 10mL avec la solution extraite de l'échantillon avec une seringue + filtre,
 - Pour les solutions de plus de 100mg/L (limite de l'appareil ICP) ne pas oublier de diluer 10 à 20 fois l'échantillon.
- Mesurer le pH final de chaque solution.

Prélèvement	1h	2h	6h	24h	48h	2000ppm	40ppm
Centrifugation						-	-
Ph initiaux							
Ph finaux						-	-

ESSAIS STATIQUES

Plusieurs concentrations, un seul temps d'exposition, ratio S/L 1 :10

- Homogénéiser le matériel solide (<0.85mm),
- Préparer 7 solutions filles à 1, 10, 25, 50, 250, 500 et 1000mg/L et de 100mL chacune :

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

- Calculer la quantité de solution mère à prélever :
→ Exemple pour 1mg/L :

$$0.001 * 0.1 = 2 * V_2$$

$$V_2 = \frac{0.001 * 0.1}{2} = 0.00005L$$

Soit **0.05mL**,

- Pour 10mg/L, **0.5mL**,
- Pour 25mg/L, **1.25mL**,
- Pour 50mg/L, **2.5mL**,
- Pour 250mg/L, **12.5mL**,
- Pour 500mg/L, **25mL**,
- Pour 1000mg/L, **50mL**.
- Prélever la quantité de solution mère voulue,
- Les placer dans des fioles de 100mL,
- Compléter les 100mL avec de l'eau distillée,
- Bien mélanger,
- Prendre 7 erlenmeyers,
- Placer 5g de matériel solide et 50mL de solution fille correspondante dans chaque erlenmeyer,
- Placer un parafilm sur chaque erlenmeyer et les placer sur la plaque agitatrice,
- Lancer l'agitation sur 220rpm et laisser agiter,
- Prélever TOUT les erlenmeyers au temps 48h ici (déterminé lors des essais cinétiques),
- Centrifuger l'échantillon si nécessaire,
- Préparer un tube ICP par échantillon + 7 tubes pour chaque solution fille:
 - Tube ICP + 0.2mL acide nitrique + étiquette,
 - Compléter aux 10mL avec la solution extraite de l'échantillon avec une seringue + filtre,
 - Pour les solutions de plus de 100mg/L (limite de l'appareil ICP) ne pas oublier de diluer 10 à 20 fois l'échantillon.

F.2 Résultats bruts des essais cinétiques de sorption

Statut Final																																
Éléments	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	
LDM	0.000	0.000					0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
LQM	0.000	0.000					0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
PI-Elaura 128678	0.000	>50	0.037	0.029	0.002	-0.005	0.144	4.774	0.082	0.016	0.000	0.013	0.165	0.001	0.014	0.000	-0.001	> 1000	> 100	0.023	> 1000	0.001	0.000	0.028	0.004	0.003	0.000	-0.026	-0.033	0.005	6.366	
	128685	0.003	34.475	0.018	0.052	0.000	0.000	21.070	0.150	0.001	0.000	0.001	0.003	8.839	0.004	4.330	0.018	0.000	25.470	10.040	0.003	31.150	0.001	0.000	0.339	0.297	0.003	-0.014	0.001	0.006	0.071	
	128686	0.000	34.053	0.021	0.057	0.000	-0.008	22.440	0.163	0.001	0.001	0.001	0.043	9.249	0.004	4.384	0.018	0.000	25.060	8.967	0.002	30.700	0.004	0.005	0.301	0.301	0.002	0.000	-0.011	-0.007	0.006	0.063
	128687	0.005	34.334	0.030	0.067	0.000	0.000	26.330	0.160	0.001	0.002	0.003	0.070	10.960	0.005	4.789	0.017	0.001	25.340	5.307	0.001	31.030	0.004	0.003	0.957	0.324	0.000	0.001	-0.004	-0.003	0.007	0.037
	128688	0.014	34.230	0.053	0.075	0.000	0.000	30.460	0.172	0.001	0.001	0.003	0.048	13.650	0.005	5.496	0.012	0.001	25.510	1.102	0.001	31.180	0.001	-0.001	2.143	0.340	-0.001	-0.002	-0.003	0.006	0.016	
	128689	0.011	33.208	0.055	0.078	0.000	0.001	29.730	0.186	0.001	0.000	0.002	0.037	16.980	0.005	6.260	0.006	0.001	25.270	0.204	0.001	31.240	0.003	0.002	3.518	0.331	0.003	0.000	0.001	-0.010	0.008	0.002
	128696	0.006	40.724	0.000	0.001	0.000	-0.003	0.028	0.201	0.003	0.001	0.001	0.004	0.011	0.003	0.003	0.000	-0.001	23.250	40.880	0.002	25.450	0.005	0.001	0.028	0.000	0.000	0.000	-0.008	-0.003	0.000	0.277
Blanc	0.002	-0.003	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.000	0.000	0.001	0.001	0.002	-0.001	0.006	0.001	0.000	0.000	0.016	0.000	0.002	-0.021	0.002	-0.001	0.002	0.000	0.001	0.000	-0.002	0.001	0.000	0.000	
Blanc	0.001	-0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.000	0.000	0.001	0.001	0.002	-0.001	0.006	0.001	0.000	0.000	0.016	0.000	0.003	-0.019	0.002	-0.002	0.001	0.000	0.003	0.000	-0.003	-0.008	0.000	0.000	
QC 7ppm	6.822	7.374	7.306	7.193	7.193	7.417	6.936	7.051	7.086	6.895	7.005	7.027	7.380	6.753	6.836	6.764	7.235	7.235	7.212	7.140	7.071	7.334	7.334									
QC 7ppm	7.034	7.615	7.426	7.361	7.277	7.577	7.140	7.257	7.222	6.960	7.041	7.126	7.592	6.569	6.853	6.793	7.442	7.531	7.369	7.339	7.624	7.596	7.574									
QC 200 ppm							208.60						213.00	204.80		208.20			203.80													
QC 200 ppm							210.40						214.40	205.50		207.80			200.80													
*ES-H (Lut # 121012016)	0.233	0.438	1.740	3.350	0.213	N/A	7.690	0.224	0.128	0.437	0.844	1.290	3.190	0.104	6.920	0.345	0.426	19.100	0.840	0.112	N/A	0.043	0.033	N/A	0.916	N/A	N/A	0.039	0.266	0.869	0.881	
*ES-H	0.260	0.472	1.978	3.332	0.231	N/A	8.703	0.240	0.135	0.466	0.904	1.444	3.490	0.105	7.211	0.360	0.463	19.730	0.940	0.124	N/A	0.050	0.039	N/A	1.009	N/A	N/A	0.041	0.270	0.875	0.882	
*ES-H	0.269	0.461	2.002	3.471	0.232	N/A	8.905	0.247	0.136	0.469	0.904	1.456	3.535	0.110	7.129	0.358	0.464	19.390	0.957	0.127	N/A	0.056	0.041	N/A	1.017	N/A	N/A	0.040	0.284	0.880	0.894	
*ES-L (Lut # 1510623001)	0.040	0.004	0.024	0.020	0.019	N/A	0.208	0.004	0.020	0.008	0.009	0.011	0.106	0.019	0.086	0.040	0.004	0.399	0.004	0.001	N/A	0.002	0.003	N/A	0.050	N/A	N/A	0.027	0.018	0.004	0.011	
*ES-L	0.056	0.004	0.068	0.024	0.021	N/A	0.236	0.004	0.021	0.009	0.012	0.077	0.112	0.022	0.098	0.043	0.005	0.417	0.005	0.003	N/A	0.003	0.007	N/A	0.058	N/A	N/A	0.033	0.017	0.005	0.014	
*ES-L	0.058	0.005	0.065	0.024	0.021	N/A	0.240	0.004	0.021	0.009	0.012	0.076	0.115	0.022	0.095	0.042	0.004	0.407	0.005	0.002	N/A	0.007	0.007	N/A	0.058	N/A	N/A	0.033	0.019	0.005	0.014	

F.3 Résultats bruts des essais statiques de sorption

Statut Final																																
Éléments	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn	
LQM	0.000	0.000					0.003	0.001	0.001	0.001	0.001	0.003	0.003	0.003	0.003	0.001	0.000	0.000	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000	0.161	0.005	0.006	0.001	0.002			0.000	
PI-Elaura-128679	0.005	0.609	0.000	0.000	0.000	0.000	0.028	0.002	0.001	0.001	0.001	0.011	0.010	0.000	0.005	0.000	0.000	0.554	0.635	0.002	0.522	0.005	0.003	0.034	0.000	-0.002	0.001	-0.012	0.020	0.000	0.005	
128680	0.005	4.740	-0.003	0.000	0.000	0.004	0.054	0.019	0.001	0.001	0.001	0.000	0.016	0.000	0.007	0.000	0.001	6.054	4.819	0.002	5.957	0.006	0.001	0.032	0.000	-0.001	0.001	-0.004	-0.009	0.000	0.004	
128681	0.001	11.566	-0.002	0.000	0.000	0.000	0.030	0.031	0.001	0.001	0.001	0.004	0.013	0.000	0.000	0.000	0.001	14.780	11.290	0.002	14.400	0.006	0.001	0.036	0.000	-0.001	0.000	-0.002	0.016	0.000	0.004	
128682	0.004	22.081	-0.002	0.001	0.000	0.004	0.104	0.064	0.001	0.013	0.006	0.133	0.039	0.001	0.077	0.001	0.001	23.230	21.860	0.002	27.720	0.003	0.001	0.037	0.002	0.000	0.001	-0.006	-0.002	0.000	0.009	
128683	0.003	> 100 (107)	0.002	0.001	0.000	-0.003	0.068	0.383	0.009	0.001	0.003	0.012	0.103	0.000	0.009	0.000	0.000	149.90	> 100 (120)	0.007	142.00	0.003	-0.003	0.048	0.001	0.000	0.000	-0.008	0.004	0.000	0.014	
128684	0.000	> 100	0.008	0.002	0.000	-0.002	0.000	0.305	0.018	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	302.40	> 100	0.009	280.60	0.001	-0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.008	0.008	0.001	1.305	
128690	0.035	1.541	0.041	0.075	0.000	-0.002	26.770	0.007	0.000	0.002	0.000	0.451	17.420	0.004	6.189	0.013	0.000	3.390	0.020	0.000	5.417	0.001	-0.002	2.685	0.293	-0.003	0.000	-0.002	0.022	0.014	0.004	
128691	0.035	5.260	0.045	0.032	0.000	-0.001	10.700	0.026	0.001	0.002	0.000	0.000	13.090	0.003	3.296	0.011	0.002	8.204	0.018	0.002	10.680	0.006	-0.004	2.752	0.168	0.000	0.001	-0.005	0.001	0.019	0.000	
128692	0.010	11.068	0.038	0.048	0.000	0.006	16.630	0.055	0.001	0.002	0.000	0.053	14.210	0.003	4.511	0.002	0.002	17.190	0.042	0.003	19.130	0.004	0.000	3.015	0.227	-0.001	0.001	-0.003	0.006	0.012	0.003	
128693	0.007	23.766	0.055	0.067	0.000	0.003	27.440	0.115	0.001	0.001	0.001	0.014	15.790	0.004	5.922	0.006	0.002	31.230	0.183	0.002	32.410	0.003	0.002	3.200	0.301	-0.002	0.001	0.005	0.013	0.008	0.007	
128694	0.012	29.562	0.047	0.079	0.000	0.001	67.930	0.126	0.001	0.000	0.001	0.021	23.770	0.003	5.808	0.006	0.001	151.30	2.991	0.002	150.20	0.007	-0.001	2.566	0.470	0.000	0.001	-0.013	0.029	0.009	0.004	
128695	0.010	31.880	0.028	0.080	0.000	-0.001	116.600	0.142	0.001	0.001	0.001	0.007	23.110	0.003	6.190	0.009	0.001	306.30	7.200	0.002	296.00	0.004	0.003	2.932	0.625	0.000	0.000	-0.012	-0.002	0.013	0.003	
Blanc	-0.004	-0.002	0.004	0.000	0.000	0.002	-0.002	0.001	0.001	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	-0.001	0.001	-0.026	0.001	-0.001	-0.064	0.004	0.002	-0.001	0.000	0.003	0.001	-0.005	-0.020	0.001	-0.001	
*ES-H (Lt # 121012016)	0.233	0.438	0.704	3.350	0.213	N/A	7.690	0.224	0.128	0.437	0.844	1.290	3.190	0.104	6.920	0.345	0.426	15.100	0.840	0.112	N/A	0.043	0.033	N/A	0.916	N/A	0.639	0.266	0.861	0.881		
*ES-H	0.226	0.445	1.776	3.070	0.211	N/A	8.028	0.223	0.122	0.422	0.830	1.288	3.143	0.088	6.785	0.341	0.411	14.900	0.863	0.111	N/A	0.051	0.035	N/A	0.903	N/A	0.627	0.247	0.915	0.864		
*ES-H	0.243	0.466	1.935	3.339	0.228	N/A	8.610	0.235	0.132	0.432	0.856	1.368	3.330	0.102	7.010	0.351	0.476	15.260	0.934	0.120	N/A	0.061	0.037	N/A	0.978	N/A	0.024	0.261	0.958	0.894		
*ES-L (Lt # S105623001)	0.040	0.004	0.194	0.020	0.019	N/A	0.208	0.004	0.020	0.009	0.009	0.311	0.306	0.019	0.086	0.040	0.339	0.004	0.004	N/A	0.002	0.003	N/A	0.050	N/A	N/A	0.027	0.018	0.004	0.011		
*ES-L	0.033	0.003	0.026	0.022	0.020	N/A	0.214	0.004	0.019	0.008	0.010	0.308	0.305	0.020	0.093	0.042	0.005	0.310	0.005	0.003	N/A	0.007	0.006	N/A	0.053	N/A	N/A	0.013	0.032	0.004	0.010	
*ES-L	0.043	0.023	0.023	0.023	0.020	N/A	0.230	0.004	0.021	0.009	0.009	0.011	0.309	0.021	0.095	0.042	0.005	0.310	0.006	0.005	N/A	0.011	0.008	N/A	0.058	N/A	N/A	0.024	0.021	0.005	0.011	

ANNEXE G FICHES HSE (Health, Safety and Environment) DES ESSAIS EN LABORATOIRE



FICHE D'ÉVALUATION DE RISQUES



LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Elaura Seutin

Date : 05 août 2022

Autres personnes (si applicable) :

Amélia Nieto, Pierre-Alain Jacques, Lilas

Côté

Secteur de travail (*chimie, géotechnique etc.*) :

Entrepot

GRANULOMETRIE

PRÉALABLES AU TRAVAIL

Équipement de protection individuel

Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☒.....n/a ☐Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☒.....n/a ☐

Masque anti-poussière

Casque anti-bruit

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP):

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
Peser matériau	Mal de dos, poussière	EPI, bonne posture
Placer dans Gilson/Ro'Tap	Poussière, utilisation appareil, bruit	EPI, formation
Placer dans Malvern	Utilisation appareil	EPI, formation

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière

Téléphone :819 762-0971

Signature du superviseur :

15/11/2022

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh,
Akué-
Sylvette

Signature
numérique de
Awoh, Akué-Sylvette
Date : 2026.03.26
14:50:05 -04'00'

Signature du superviseur :

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh,
Akué-
Sylvette

Signature numérique
de Awoh, Akué-
Sylvette
Date : 2026.03.26
14:49:32 -04'00'

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Elaura Seutin

Date : 03 août 2022

Autres personnes (si applicable) :

Amélia Nieto, Lilas Côté, Philippe Bussière

Secteur de travail (*chimie, géotechnique etc.*) :

Entrepôt

HOMOGENEISATION DE STERILES

PRÉALABLES AU TRAVAIL

Équipement de protection individuel

Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☒.....n/a ☐Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐

Masque anti-poussière

Gants anti-coupures

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP):

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
Sortir les matériaux des Bigbags	Écrasement, coupure	EPI, vigilance
Homogénéiser les matériaux	Mal de dos, coup de soleil, Déshydratation, poussière	Bonne pratique, vigilance, EPI, bonne posture
Remplir barils/chaudières	Mal de dos, coup de soleil, déshydratation, poussière, écrasement	Bonne pratique, vigilance, EPI, bonne posture

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒ non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒ non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒ non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière

Téléphone :819 762-0971

Signature du superviseur :

 15/11/2022

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☐ ... À corriger ☒ ...	Balayage nécessaire pour enlever toute saleté
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☐ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh, Akué-Sylvette

Signature numérique
de Awoh, Akué-Sylvette
Date : 2026.03.26
14:50:47 -04'00'

Signature du superviseur : Bruno Brunin 15/11/2022

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☐ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh, Akué-Sylvette

Signature numérique de
Awoh, Akué-Sylvette
Date : 2026.03.26
14:48:26 -04'00'

Signature du superviseur :

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☐ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh,
Akué-
Sylvette

Signature numérique de Awoh,
Akué-Sylvette
Date: 2026.03.26 14:43:45 -0400

Signature du superviseur :

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☐ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh,
Akué-
Sylvette

Signature
numérique de
Awoh, Akué-
Sylvette
Date : 2026.03.26
14:48:58 -04'00'

Benjamin 15/11/2022

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh,
Akué-
Sylvette

Signature
numérique de
Awoh, Akué-Sylvette
Date : 2026.03.26
14:44:14 -0400

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :
Elaura Seutin

Date : 11 octobre 2022

Autres personnes (si applicable) :

Secteur de travail (*chimie, géotechnique etc.*) :

D 013 – Laboratoire URSTM

RINCAGE DE COLONNES A T_{LAB}

PRÉALABLES AU TRAVAIL

Équipement de protection individuel

Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐
 Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☒.....n/a ☐
 Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☒.....n/a ☐

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP):

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
Préparation eau de rinçage	Dégâts	EPI, bonne pratique
Déversement	Chute, dégâts	EPI, bonne pratique
Lecture/prélèvement données dataloggers	Bris	EPI, bonne pratique

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒ non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒ non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒ non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière

Téléphone :819 762-0971

Signature du superviseur :

 15/11/2022

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh, Akué-Sylvette

Signature numérique
de Awoh, Akué-Sylvette
Date : 2026.03.26
14:44:49 -04'00'

Signature du superviseur :

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh, Akué-Sylvette

Signature numérique de
Awoh, Akué-Sylvette
Date : 2026.03.26 16:09:27
-04'00'

Signature du superviseur : Bruno Bonini 15/11/2022

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : Elaura Seutin



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

Awoh,
Akué-
Sylvette

Signature numérique
de Awoh, Akué-
Sylvette
Date : 2026.03.26
14:47:42 -04'00'