

Analyse de cycle de vie de la stabilisation cimentaire des
résidus miniers employée comme méthode de restauration des
sites miniers

par

Inès ADRION

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE
LA MAÎTRISE AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A.

MONTREAL, LE 18 JUILLET 2026

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Inès Adrion, 2026



Cette licence [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY
CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ
PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Andrew Henderson, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

Mme Isabelle Demers, codirectrice de mémoire
Professeure titulaire à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

M. Jean-Sébastien Dubé, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

Mme Annie Levasseur, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 30 JUIN 2026

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à ma famille, d'abord à mon compagnon Jean-Cédric pour son soutien quotidien indéfectible. Merci à mes parents pour leurs encouragements et leur aide à distance. À mes frères pour leurs nouvelles qui font toujours chaud au cœur. Merci à mon oncle pour son accueil généreux et à ses enfants pour leur accueil chaleureux. Merci à mon grand-père pour son estime et ses encouragements. À ma belle-famille pour leur soutien sur place.

Je remercie mes amies chères pour leur accompagnement, Maëlys et Léonie. À ces amitiés du destin, Perrine et Juliette.

Un grand merci à tous les collègues de bureau ; le soutien du groupe de recherche a été particulièrement précieux. Je remercie les collègues et amis rencontrés à travers Tributerre et l'équipe de flagfootball de l'ÉTS. Les rencontres qui ont découlé de ces engagements ont fait de ma maîtrise une véritable aventure humaine à part entière.

Enfin, je remercie Andrew Henderson, pour son soutien constant et son suivi tout au long de ma maîtrise. J'espère ce mémoire à l'image de notre collaboration. Je remercie Isabelle Demers pour la confiance accordée et l'invitation dans la recherche minière. Merci aux étudiants du projet, particulièrement Audrey Jalce, pour leur collaboration.

Ce mémoire est dédié à Marian et Titouan, auxquels je souhaite un parcours aussi enrichissant et passionnant dans la recherche et l'ingénierie.

Analyse de cycle de vie de la stabilisation cimentaire des résidus miniers employée comme méthode de restauration des sites miniers

Inès ADRION

RÉSUMÉ

Le drainage minier acide (DMA) est un sujet central de la gestion des parcs à résidus miniers, particulièrement en cas de restauration. La S/S, solidification/stabilisation de la couche supérieure des parcs à résidus, pourrait devenir une méthode de restauration minière intéressante par le recouvrement alcalin stabilisant et à faible perméabilité qu'elle constitue. Au-delà des critères techniques de performance et de longévité, l'impact environnemental d'un tel processus peut être questionné. Ce travail présente une analyse de cycle de vie (ACV) de la stabilisation cimentaire utilisée dans le cadre de la restauration de parcs à résidus miniers.

Des scénarios selon différents mélanges cimentés ont été évalués (general use limestone cement GUL et ciments à base de laitier de haut fourneau) et sur la référence de quatre sites miniers québécois. Les inventaires d'émission comprennent également les rejets potentiels de contaminants vers le milieu naturel, établis sur les analyses ICP-AES des résidus et TCLP avant et après stabilisation.

Il en résulte que réduire la quantité de clinker utilisée (dans le ciment) est le levier le plus déterminant pour réduire les impacts sur les changements climatiques de cette méthode. La stabilisation cimentaire, si ajoutée au cycle minier en totalité, ne pourrait représenter qu'une augmentation de quelques pourcents, voire centièmes de pourcents, à l'impact carbone des métaux. Concernant l'écotoxicité en eau douce, l'incertitude et la variabilité des résultats selon les différentes méthodes d'impact empêchent des conclusions concernant les hiérarchies d'impact ou les éléments contributeurs. Il n'a pas été possible de confirmer l'efficacité de la S/S sur les résidus miniers d'un point de vue de l'écotoxicité en raison des différentes incertitudes. En effet, des inconnues subsistent quant au comportement des résidus sous la couche de stabilisation, que seuls des essais sur le terrain permettront d'éliminer.

Mots-clés : Analyse de cycle de vie (ACV), impacts environnementaux, solidification/stabilisation S/S, ciment GUL, GGBFS, résidus miniers, restauration minière

Life Cycle Assessment of Cement-Based Stabilization of Mine Tailings as a Method for Mine Site Remediation

Inès ADRION

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) is a key issue in the management of mine tailings, particularly in the context of reclamation. Solidification/stabilization of the top layer of tailings ponds could become a promising method for mine reclamation due to the low-permeability alkaline cover it provides. Beyond technical criteria related to performance and durability, the environmental impact of such a process should be investigated. This study presents a life cycle assessment (LCA) of cement stabilization used in the restoration of mine tailings ponds.

Scenarios involving various cement blends were evaluated (general use limestone cement GUL and blast furnace slag-based cements) and compared to baseline data from four mining sites in Quebec. The emission inventories also include potential releases of contaminants into the natural environment, determined based on ICP-AES analyses of the tailings and TCLP tests conducted before and after stabilization.

The study shows that reducing the amount of clinker used (in cement) is the most effective way to mitigate this method's impact on climate change. If cement stabilization of tailing ponds were fully integrated into the mining cycle, it would likely increase the carbon footprint of metals by a only few percentage points—or even hundredths of a percentage point. Regarding freshwater ecotoxicity, the uncertainty of transfer of laboratory tests to field, and the variability of results across different assessment methods, preclude an evaluation of the effectiveness of S/S on mine tailings from an ecotoxicity perspective. In particular, there are still unknowns regarding the behavior of the tailings beneath the stabilization layer, which can only be resolved through field tests.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA), environmental impacts, solidification/stabilization (S/S), GUL cement, GGBFS, mine tailings, mine reclamation

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Mise en contexte	3
1.1.1 Contexte sociétal et politique autour des enjeux environnementaux	3
1.1.2 Contexte minier : histoire et tendances de production	4
1.1.3 Les enjeux environnementaux qui mettent au défi le secteur minier	5
1.2 Drainage minier acide (DMA) généré par l'entreposage des résidus miniers	7
1.2.1 Une exploitation du sous-sol qui génère d'importants volumes de déchets	8
1.2.2 La problématique du drainage minier acide (DMA)	13
1.2.3 Fermeture et restauration des sites miniers	19
1.3 L'utilisation de matières cimentées pour stabiliser les polluants	21
1.3.1 Type de ciments et de matériaux cimentaires supplémentaires	22
1.3.2 Solidification/stabilisation (S/S)	24
1.3.3 L'utilisation des matières cimentées dans l'industrie minière	26
1.4 L'analyse du cycle de vie (ACV)	28
1.4.1 Méthodologie de l'ACV	29
1.4.2 Architecture méthodologique : voie d'impact et types d'indicateurs	32
1.4.3 Méthodes d'impact	35
1.4.4 Catégories d'impact	36
1.4.5 Base de données d'inventaire processus Ecoinvent	42
1.4.6 Limites de l'ACV et efforts de recherche actuels	43
1.5 L'utilisation de l'ACV pour la S/S et la gestion des résidus miniers	47
1.5.1 Impact carbone de l'utilisation de matières cimentées pour la stabilisation	47
1.5.2 Les impacts environnementaux de la S/S	51
1.5.3 L'utilisation de l'ACV dans l'industrie minière	52
1.6 Conclusion	56
CHAPITRE 2 CONTEXTE ET OBJECTIFS DU PROJET	59
2.1 Projet global : expérimentation d'une méthode de stabilisation cimentaire des résidus miniers	59
2.2 Les objectifs spécifiques au présent mémoire	60
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE	63
3.1 Les sites miniers de référence	63
3.1.1 Manitou (Abitibi-Témiscamingue, QC)	64
3.1.2 LaRonde (Abitibi-Témiscamingue, QC)	65
3.1.3 Joutel (Nord-du-Québec, QC)	65
3.1.4 Raglan (Nord-du-Québec, QC)	66
3.2 Méthodologie de l'ACV	67

3.2.1	Définition des objectifs et du système	67
3.2.2	Méthodes d'impact, base de données d'inventaire et logiciels de calcul ..	71
3.3	Inventaire des extractions et émissions	72
3.3.1	L'épaississement des résidus	72
3.3.2	L'occupation et la transformation des sols	74
3.3.3	Les matières cimentées	78
3.3.4	Le transport des matières cimentées	79
3.3.5	Le processus de stabilisation cimentaire	80
3.3.6	Les rejets de contaminants vers les eaux : composition du lixiviat	82
3.3.7	Synthèse des inventaires des extractions et des émissions	86
CHAPITRE 4 RÉSULTATS		87
4.1	Impacts de la transformation des sols sur la biodiversité	87
4.1.1	Épaisseur de résidus et transformation des terres	87
4.1.2	Analyse de contribution	90
4.1.3	Impact de l'épaississement des résidus sur la transformation des terres ..	90
4.1.4	Sensibilité des résultats à la méthode d'impact : IW+ version 1.29 et 2.2	91
4.1.5	Régionalisation des facteurs de caractérisation et précision de l'attribution des terres	92
4.1.6	Conclusion sur les impacts de la transformation des terres sur la biodiversité.....	95
4.2	Impacts sur les changements climatiques	95
4.2.1	Analyse de contribution	96
4.2.2	Impact carbone de la stabilisation des résidus miniers	99
4.2.3	Étude de sensibilité au processus de stabilisation.....	102
4.2.4	Sensibilité de l'impact carbone aux paramètres de la couche cimentée .	103
4.2.5	Étude de sensibilité à l'impact carbone de référence du slag	107
4.2.6	Sensibilité des résultats à la méthode d'impact : IW+ 1.29 et 2.2	108
4.2.7	Sensibilité de l'impact carbone de Raglan à son projet éolien	109
4.2.8	Conclusion sur les impacts sur les changements climatiques	111
4.3	Impacts sur l'écotoxicité en eau douce	112
4.3.1	Analyse sur la base des données d'inventaire de rejets de lixiviat	113
4.3.2	Sensibilité des inventaires aux données d'entrée spécifiques	121
4.3.3	Sensibilité des résultats d'impact à la méthode d'impact	124
4.3.4	Analyses de contribution.....	139
4.3.5	Représentativité des inventaires génériques issus d'Ecoinvent vis-à-vis des données spécifiques	144
4.3.6	Analyse des scores d'impact différenciés selon le compartiment écologique	149
4.3.7	Sensibilité des résultats d'impact à l'hypothèse de comportement des résidus sous la couche cimentée	152
4.3.8	Conclusion sur l'écotoxicité en eau douce de la stabilisation cimentaire	158
4.4	Bilan et perspectives	160
CONCLUSION		161

ANNEXE I	COEFFICIENTS DE TRANSFERT SPECIFIQUES DES CONTAMINANTS DANS LE LIXIVIAT163
ANNEXE II	SYNTHÈSE DES INVENTAIRES COMPLETS DES SCÉNARIOS ...169
ANNEXE III	RÉFÉRENCE DES PROCESSUS ECOINVENT V.3.7 CHOISIS DANS LE CADRE DES CALCULS D'IMPACT DANS OPENLCA.....189
ANNEXE IV	INVENTAIRES DES SCÉNARIOS AVEC STABILISATION – NOUVELLES HYPOTHÈSES DE COMPORTEMENT DES RÉSIDUS NON-STABILISÉS SOUS LA COUCHE CIMENTÉE193
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES209	

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Caractéristiques des résidus miniers selon leur teneur en solide.....12
Tableau 1.2	Différences entre les parcs à résidus miniers à risque de DMA en exploitation et abandonnés21
Tableau 1.3	Impact sur les changements climatiques de différentes matières cimentaires au Canada48
Tableau 3.1	Scénarios de l'ACV comparative des méthodes de gestion des résidus miniers71
Tableau 3.2	Paramètres de la littérature et hypothèses pour la modélisation de l'épaississement des résidus.....74
Tableau 3.3	Résultats d'inventaire sur l'énergie nécessaire pour un kg de résidus filtrés.....74
Tableau 3.4	Paramètres issus de la littérature retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers Manitou75
Tableau 3.5	Paramètres retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers Joutel.....75
Tableau 3.6	Paramètres retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers Raglan.....76
Tableau 3.7	Paramètres retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers LaRonde76
Tableau 3.8	Résultats d'inventaire pour la transformation et l'utilisation des sols77
Tableau 3.9	Résultats d'inventaire pour la modélisation des besoins en ciment.....78
Tableau 3.10	Détail des trajets et leurs distances pour les scénarios de transport79
Tableau 3.11	Résultats d'inventaire pour le transport des matières cimentées vers les parcs à résidus miniers.....80
Tableau 3.12	Données d'entrée utilisées dans le cadre de la modélisation du processus de stabilisation cimentaire.....81
Tableau 3.13	Résultats d'inventaire pour le processus de stabilisation cimentaire82

Tableau 3.14	Taux d'infiltration I et volumes de lixiviat effectif V_{eff} spécifiques85
Tableau 4.1	Données d'inventaire sur les parcs à résidus miniers, scénarios SQ88
Tableau 4.2	Facteurs de caractérisation (CF) régionalisés, en m^2 arable land eq/ m^2 , associés aux flux de transformation des terres, CF d'origines IW+ 2.2 dans les cases blanches, CF « combinés » dans les cases grisées94
Tableau 4.3	Sensibilité des résultats d'impacts du scénario J1_SQ à la transformation des terres par UF : précision par la qualification des flux et la régionalisation des CF94
Tableau 4.4	Données d'inventaire et résultats d'impact absolus sur les changements climatiques des différents scénarios de stabilisation cimentaire – IW+ 2.2100
Tableau 4.5	Sensibilité des scores d'impacts (kg de CO_2 eq) et contributions relatives (%) pour J1_7SLAG à la variation des temps de travail des engins pour la stabilisation cimentaire – IW+ 2.2103
Tableau 4.6	Variabilité des impacts sur les changements climatiques (kg de CO_2 eq) par UF des processus principaux du scénario J1_7SLAG suivant le pourcentage de ciment107
Tableau 4.7	Variabilité des scores d'impact (kg CO_2 eq) du scénario J1_7SLAG suivant le type d'allocation du slag108
Tableau 4.8	Différences d'impact sur les changements climatiques des différents scénarios de stabilisation cimentaire, en kg CO_2 eq109
Tableau 4.9	Sensibilité de l'impact sur les changements climatiques (kg CO_2 eq) de l'épaississement des résidus pour le scénario R_7SLAG – IW+ 2.2....110
Tableau 4.10	Estimation de l'évolution des impacts sur les changements climatiques à l'échelle de la mine Raglan de la décarbonation du mix électrique111
Tableau 4.11	Variation relative des données d'inventaires des scénarios de stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence, court terme - m(100)118
Tableau 4.12	Variation relative des données d'inventaires des scénarios de stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence, long terme - m(60 000).....120
Tableau 4.13	Données d'entrée spécifiques et calculs des taux d'infiltration et volumes efficaces122

Tableau 4.14	Résultats de l'analyse de sensibilité des données d'inventaire aux paramètres d'entrée du modèle de Doka123
Tableau 4.15	Nombre de facteurs de caractérisation (CF) qui concernent les 20 éléments étudiés suivant les 5 méthodes d'impact et les deux compartiments : eau de surface et eau souterraine au court terme125
Tableau 4.16	Nombre de lignes d'inventaire conservées dans les inventaires « utiles » des scénarios selon la méthode d'impact, court terme.....131
Tableau 4.17	Moyenne des écarts relatifs dans les inventaires « utiles » entre les scénarios SQ et avec stabilisation, court terme132
Tableau 4.18	Écarts relatifs des résultats d'impact des scénarios avec stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence pour les différentes méthodes d'impact, émissions vers l'eau de surface, court terme137
Tableau 4.19	Écarts relatifs des résultats d'impact des scénarios avec stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence pour les différentes méthodes d'impact, émissions vers l'eau souterraine, court terme137
Tableau 4.20	Conséquences des nouvelles hypothèses B et C sur les données d'inventaire des scénarios avec stabilisation154
Tableau 4.21	Scores d'écotoxicité par UF des scénarios en fonction des nouvelles hypothèses de comportement des résidus non-stabilisés sous la couche, pour les différentes méthodes d'impact – émissions court-terme vers l'eau de surface156

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1	Étapes d'exploitation d'une mine de l'extraction du minerai jusqu'à la production de son concentré9
Figure 1.2	Illustration de résidus miniers conventionnels à gauche (boue) et sous forme de pâte à droite12
Figure 1.3	Les conséquences environnementales du DMA15
Figure 1.4	Conséquences visuelles du DMA et des écoulements vers les eaux de surface sur le site en cours de réhabilitation Preissac Molybdénite (Illustration personnelle, 2025).....16
Figure 1.5	Composition des différents ciments GU et GUL (canadien et européen)22
Figure 1.6	Étapes de transformation du laitier de haut fourneau jusqu'au GGBFS23
Figure 1.7	Étapes de l'analyse du cycle de vie (ACV)30
Figure 1.8	Cadre méthodologique de l'évaluation des impacts du cycle de vie fixé par l'Initiative pour le Cycle de Vie (UNEP-SETAC)32
Figure 1.9	Chaîne de causalité entre les GES, changements climatiques (midpoint) et impacts finaux (endpoint)38
Figure 1.10	Chaîne de cause à effet des impacts environnementaux engendrés par la transformation et l'occupation des sols40
Figure 1.11	Illustration de la méthodologie générale de USEtox pour l'évaluation de l'écotoxicité et la toxicité des substances41
Figure 1.12	Comparaison de l'impact carbone des ciments selon la méthode d'allocation du slag50
Figure 2.1	Illustration du principe général de la méthode de stabilisation cimentaire : gestion traditionnelle en haut et nouvelle méthode en bas (Illustration personnelle).....59
Figure 3.1	Localisation des 4 sites miniers québécois sur lesquels se base l'analyse (Illustration personnelle, 2026)63

Figure 3.2	Limites du système pour l'ACV comparative entre les deux catégories de scénarios : gestion conventionnelle et résidus stabilisés au ciment.....	69
Figure 4.1	Relation entre l'impact sur la transformation des terres de la gestion d'1kg de résidus miniers pour les différents parcs et l'épaisseur de résidus dans le parc.....	89
Figure 4.2	Différence d'impact sur la transformation des sols entre les scénarios SQ (hypothétiques) et les scénarios avec stabilisation par UF	91
Figure 4.3	Comparaison des scores d'impact sur la transformation des sols obtenus avec IW+ dans leurs versions 1.29 et 2.2.....	92
Figure 4.4	Contribution des processus principaux à l'impact sur les changements climatiques – IW+ 2.2	97
Figure 4.5	Variation de l'impact de J1_7SLAG et de ses processus contributeurs en fonction de l'épaisseur de couche cimentée fixée, par UF	105
Figure 4.6	Masse en kg des 27 éléments dans les inventaires finaux (court terme) des scénarios reliés aux trois mines a) Manitou, b) Joutel et c) Raglan – par UF	115
Figure 4.7	Contribution relative des différents CF sur les 20 éléments à la somme de ces CF (GW = groundwater, eau souterraine ; SW = surface water, eau de surface)	126
Figure 4.8	Contribution des 20 CF pour l'eau de surface au total des CF pour les cinq méthodes d'impact, convertis en CTUe/kg ; a) sans ajustement, b) avec ajustement du CF du béryllium (divisé par 10)	129
Figure 4.9	Impacts relatifs (%) sur l'écotoxicité en eau douce des différents scénarios (émissions court terme) pour les différentes méthodes d'impact, en haut a) l'eau de surface, en bas b) l'eau souterraine.....	134
Figure 4.10	Impact sur l'écotoxicité en eau douce, converti en CTUe /UF des différents scénarios (émissions court terme) selon la méthode d'impact, en haut a) l'eau de surface, en bas b) l'eau souterraine.....	136
Figure 4.11	Contribution relative des différents éléments du lixiviat (short-term, eau de surface) à l'impact des scénarios selon de la méthode d'impact....	142
Figure 4.12	Comparaison des inventaires des scénarios spécifiques et avec leurs équivalents génériques d'Ecoinvent, en kg d'élément par UF	145

Figure 4.13	Impact relatif (en %) des scores d'écotoxicité attribués aux scénarios spécifiques et génériques de gestion des résidus, selon les cinq méthodes d'impact – émission vers l'eau de surface, à court terme147
Figure 4.14	Sensibilité des scores d'écotoxicité au partage des rejets entre l'eau de surface et l'eau souterraine151

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse du cycle de vie
CA	Canada
CF	Caracterisation factor = facteur de caractérisation
DMA	Drainage minier acide
FA	Fly ash = cendres volantes
GGBFS	Ground granulated blast furnace slag = scories, laitier de haut fourneau granulé moulu
GU	Ciment « general use » = ciment Portland ordinaire
GUL	General use limestone cement
ICP-AES	Inductively coupled plasma – atomic emission spectroscopy = spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif
IRME	Institut de recherche en mines et environnement
IW+	IMPACTWorld+
MRNF	Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (Québec)
MCS	Matières cimentaires secondaires
NA	Non applicable
S/S	Stabilisation/solidification
SQ	Statu quo = état initial
TCLP	Toxicity Characteristic Leaching Procedure
UE	Union européenne
UF	Unité fonctionnelle
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
US	États-Unis

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

1,4-DCB eq	(ou 1,4-DB eq) 1,4-diclorobenzène équivalent
a	Année
CO ₂ eq	Équivalent CO ₂
CTUe	Comparative toxic units for ecotoxicity
E	Épaisseur
eq	Équivalent
g	Gramme
g/t	Gramme par tonne
ha	Hectare
H	Hauteur
HP	Horsepower
kg	Kilogramme
km	Kilomètre
km ²	Kilomètre carré
kW	Kilowatt
m	Mètre
M	Masse
Mt	Mégatonne
pH	Potentiel hydrogène
ρ	Rho
S	Surface
t	Tonne
TEG water	Triéthylène glycol (pour l'eau)
t.km	Tonne-kilomètre
T	Temps
V	Volume

INTRODUCTION

L'industrie minière produit d'importantes quantités de déchets et parmi eux, les résidus miniers, rejets des concentrateurs (Environnement Canada, 2009 ; Adiansyah *et al.*, 2015). Pour des raisons économiques et pratiques, les résidus ont été généralement entreposés dans des parcs à résidus, en contact avec l'atmosphère et les eaux de pluie et ruissellement (Bussière, 2007 ; Beylot *et al.*, 2022). Cette méthode comporte de nombreux désavantages, dont l'instabilité géotechnique (risque de rupture de digue ou débordement) et géochimique : les résidus risquent de générer du drainage minier acide (DMA) en raison de certains minéraux qui les composent (Muller *et al.*, 2022 ; Gray, 1997). Cette pollution acide s'accompagne généralement d'une émission de métaux lourds vers le milieu naturel (MEND, 2001). Le DMA constitue d'ailleurs l'une des problématiques environnementales principales de l'industrie minière (Aubertin et Bussière, 2001 ; Nfissi *et al.*, 2017). Des gestions alternatives, qui préviennent ou freinent la génération de DMA, existent, mais sont dispendieuses et/ou complexes à mettre en œuvre et jamais 100 % efficaces (Bussière, 2007).

La S/S pour solidification et stabilisation, est une technique de traitement empruntée au domaine des sols contaminés, particulièrement efficace lorsque la pollution est métallique (Gouvernement du Canada et Désilets, 2017 ; Chen, Nakamura et Hama, 2023). L'agent stabilisateur est souvent un liant hydraulique comme le ciment ou des sous-produits industriels comme le laitier ou des cendres volantes (Nehdi et Tariq, 2007 ; Colombano *et al.*, 2010). Le principe de la S/S est de solidifier le déchet tout en stabilisant chimiquement ses éléments (Batchelor, 2006). En raison de l'alcalinité de ces liants, pour l'épaisseur de faible perméabilité qu'elle constituerait et en plus des avantages cités ci-dessus, une couche de résidus stabilisés au ciment en surface du parc à résidus pourrait constituer une alternative intéressante pour la restauration des anciens parcs à résidus à risque de générer du DMA. C'est à partir de ce constat qu'un projet d'évaluation de cette solution technique a vu le jour à l'institut de recherche en mines et environnement (IRME). L'un des axes de ce projet est d'évaluer les impacts environnementaux de cette méthode, au moyen de l'analyse du cycle de vie.

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil qui permet d'évaluer les différents impacts environnementaux d'un produit ou d'un service tout au long de ses étapes du cycle de vie

(Finnveden *et al.*, 2009 ; Rebitzer *et al.*, 2004 ; Levasseur *et al.*, 2016). Sa méthodologie est standardisée par des normes ISO, son utilisation est largement développée pour tous types d'utilisation (ISO, 2006 ; Lesage *et al.*, 2008). Sa méthodologie la rend robuste contre les déplacements d'impact et permet la comparaison d'impacts environnementaux de différentes sortes (changements climatiques, utilisation des sols, écotoxicité, santé humaine...) et de les hiérarchiser selon les dommages qu'ils occasionnent (Jolliet *et al.*, 2017 ; Hauschild, 2017). L'ACV se trouve donc être un outil adéquat pour l'industrie minière pour l'aide à la décision dans un objectif de développement durable (Reid, Lesage, *et al.*, 2009 ; Beylot *et al.*, 2022). L'ACV sera employée dans le cadre de ce projet afin d'analyser les impacts environnementaux de plusieurs scénarios de stabilisation cimentaire comme solution de restauration des sites miniers abandonnés.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Mise en contexte

Le projet s'inscrit dans un contexte politique, social, technique et environnemental précis.

1.1.1 Contexte sociétal et politique autour des enjeux environnementaux

Depuis la fin du XIX^e siècle, les pressions sur l'environnement s'intensifient en raison des activités humaines (Rockström *et al.*, 2009 ; Crutzen, 2002). Elles sont notamment responsables d'un effondrement massif de la biodiversité (IPBES, 2019 ; Rockström *et al.*, 2009 ; IPCC, 2023). Les écosystèmes terrestres et marins sont profondément affectés par le changement d'affectation des sols de même que par l'ampleur et la multiformité des pollutions (IPBES, 2019). La plupart des services écosystémiques sont irremplaçables ; leur fragilisation menace la qualité de vie et la santé de l'Homme (IPBES, 2019). Par son caractère global, systémique et amplificateur des autres crises, le réchauffement climatique causé par les émissions anthropiques de gaz à effets de serre (GES) est un enjeu central et primordial (IPCC, 2023). Depuis les dernières décennies, une tendance notable est certes à la réduction des émissions et des pollutions : depuis l'Accord de Paris, plus de 70 pays se sont notamment fixés des objectifs de « zéro émission nette » (Nations Unies, 2015 ; United Nations, [s d] ; Copernicus, 2024). Dans la pratique néanmoins, les engagements pris lors de la COP21 ne suffiront pas à contenir le réchauffement en dessous des 1,5 °C supplémentaires par rapport au niveau préindustriel (Copernicus, 2024). On observe également à ce jour une tendance à l'expansion des activités économiques au détriment de la protection et la conservation de la nature (IPBES, 2019). En 2025, une septième des neuf limites planétaires a été franchie, le dépassement de chacun de ces seuils biophysiques pourrait être à l'origine de bouleversements environnementaux potentiellement désastreux (Findlay *et al.*, 2025 ; Rockström *et al.*, 2009).

1.1.2 Contexte minier : histoire et tendances de production

L'Homme exploite le sous-sol depuis plusieurs millénaires ; on a retrouvé des preuves de l'extraction du cuivre en Europe centrale datant de plus de 5 000 av. J.-C. (Filipović, 2016). Des sites miniers vieux de plusieurs milliers d'années affectent encore les écosystèmes et la population environnante à ce jour, à l'image des sites de Falun en Suède, de Rio Tinto en Espagne ou encore de Lavrion en Grèce (Ek et Renberg, 2001 ; Davis Jr. *et al.*, 2000 ; Demetriades *et al.*, 2010). Mais, c'est à l'ère industrielle que les besoins s'envolent et l'exploitation avec :

« L'extraction mondiale de minerais métalliques a connu une croissance rapide au cours des dernières décennies et a atteint un niveau sans précédent de près de 7,4 milliards de tonnes (gigatonnes Gt) en 2008. C'est deux fois plus qu'en 1985 et trois fois plus qu'en 1970. » (Wiedmann, Schandl et Moran, 2015)

Aujourd'hui, les produits de l'industrie minière sont au centre de notre société par leur omniprésence dans l'ensemble des secteurs économiques de nos sociétés industrialisées (Lottermoser, 2007 ; Wiedmann, Schandl et Moran, 2015 ; Stéphant, 2022). Pour répondre à nos besoins, la production mondiale est à la hausse cette dernière décennie pour l'ensemble des catégories de métaux : métaux de base, métaux précieux, industriels (Michaux, 2021). De plus, la transition énergétique s'appuie sur des technologies à forte intensité métallique : les installations d'énergie renouvelable (panneaux photovoltaïques, éoliennes) de même que les solutions de transport faiblement carbonées (véhicules électriques) (Weidema *et al.*, 2013 ; Gregoir et Van Acker, 2022 ; Fu *et al.*, 2023). On estime que la réalisation des objectifs dictés par les Accords de Paris impliquerait de presque doubler les volumes de métaux à produire entre 2020 et 2050 (Stéphant, 2022). Certains éléments en particulier verront leur demande exploser : c'est le cas du lithium dont la production devrait approximativement être multipliée par 21 sur cette même période (Rezaei *et al.*, 2025 ; Gregoir et Acker, 2022). En parallèle de la hausse de la demande, on observe une diminution de la teneur en métaux dans les sols exploités (Stéphant, 2022). Par exemple, la teneur moyenne était de 25 g/t pour l'or et 15 g/t pour le cuivre en 1900 pour atteindre respectivement 5 g/t et 3 g/t au début des années 2000.

(Michaux, 2021). La combinaison de ces deux tendances fait que la génération de déchets miniers n'est pas vouée à diminuer et fait de leur gestion une problématique persistante (Adiansyah *et al.*, 2015 ; Bussière et Guittonny, 2021).

À l'échelle mondiale, le patrimoine minier est impressionnant : on dénombre 22 609 mines actives auxquelles s'ajoutent 159 735 mines abandonnées ainsi que 11 587 parcs à résidus miniers (Macklin *et al.*, 2023). Le Canada est un pays d'importance dans le domaine de l'exploitation minière. En effet, c'est le pays qui comporte le plus d'actifs miniers à l'étranger : à l'échelle mondiale, la moitié des sociétés d'exploitation minière cotées en bourse sont canadiennes (Ressources naturelles Canada, 2024a). Il est également un territoire d'extraction : au total, près de 200 mines (métaux et non-métaux) sont en exploitation au Canada (Ressources naturelles Canada, 2024b). Pour ce qui est du Québec, 22 mines de métaux sont actuellement en exploitation (Dumas, 2023).

1.1.3 Les enjeux environnementaux qui mettent au défi le secteur minier

L'industrie minière est une industrie qui, par définition, exploite des ressources naturelles non renouvelables (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002). Elle fait face à de nombreux défis qui occasionnent d'importantes pressions sur notre environnement.

L'industrie minière est un secteur émetteur, par sa participation à hauteur de 4 à 8 % à la consommation énergétique mondiale (Stéphane, 2022). L'ensemble des activités minières émet des gaz à effet de serre (GES) : utilisation de véhicules très lourds fonctionnant aux énergies carbonées, comminution du minerai, etc., et participe ainsi aux changements climatiques (Farjana *et al.*, 2019 ; Stéphane, 2022). En parallèle, l'industrie ainsi que les ministères, ont des objectifs de réduction des émissions de GES et donc de décarbonation de leurs opérations (Ressources naturelles Canada, 2024c). De plus, elle fait également face à des enjeux de résilience climatique de ses infrastructures : les infrastructures québécoises, par exemple, seront sujettes à davantage d'épisodes de précipitations extrêmes en raison des changements climatiques dans les prochaines années et décennies (SRK, 1989 ; Rousseau *et al.*, 2014). Plus généralement, les mines canadiennes autant qu'à l'international sont assurément affectées par

des événements caractéristiques des changements climatiques et les adaptations nécessaires ne sont pas assez considérées comme des priorités, aussi bien en préventif qu'en correctif, ni dans la recherche académique (Pearce *et al.*, 2011 ; Odell, Bebbington et Frey, 2018).

Les opérations minières altèrent également la qualité et les ressources en eau. Concernant la qualité de l'eau, on citera la contamination aux métaux lourds, aux composés toxiques comme le cyanure ou aux matières en suspension, etc. (Jain, Cui et Domen, 2016). En plus de la problématique de qualité, la quantité l'est également : pour obtenir 10 g d'or, 4 tonnes d'eau sont nécessaires dans l'ensemble des étapes de traitement du minerai (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002).

En grande partie liée à la problématique soulevée dans le paragraphe précédent, les opérations minières ont des externalités qui affectent la santé humaine et plus largement l'écotoxicité. La revue de Farjana *et al.* (2019), établie sur plusieurs dizaines d'ACV, conclut à une affectation significative de la santé humaine en conséquence des activités minières. Pour les réactifs chimiques employés, leur quantité augmente au fil des années à cause de la complexification des procédés de traitement du minerai (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002). Le travail de Macklin *et al.* (2023) a estimé que 23 millions de personnes vivent dans une zone affectée par des concentrations dangereuses de métaux à cause des activités minières actuelles et passées. « Les produits chimiques émis dans l'environnement affectent la santé des écosystèmes à l'échelle locale comme mondiale, et la réduction des impacts chimiques est devenue un élément important des efforts européens et mondiaux en matière de développement durable. [traduction libre] » (Owsianiak *et al.*, 2023).

Le secteur minier est le secteur économique qui produit la plus grande quantité de déchets par rapport à sa production : la production de 10 g d'or, c'est 5 tonnes de rejets solides et liquides (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002). Malgré une incertitude sur la quantité exacte, chaque année, l'industrie minière produit plusieurs milliards de tonnes de résidus miniers : 14 milliards sur l'année 2010 selon (Adiansyah *et al.*, 2015), 7 milliards selon (Sarkkinen, Kujala et Gehör, 2019).

Conséquence des pollutions des eaux et de la production de déchets, on observe une acidification de l'eau et des sols. Les opérations minières passées et présentes sont à l'origine

de la génération du drainage minier acide (DMA) (Johnson et Hallberg, 2005) ; cet aspect est discuté plus en détail dans la section 1.2.1.3.

Les activités minières ont un impact notable sur l'utilisation des terres : la transformation des sols (anthropisation), la réduction de la biodiversité (dont la perte d'habitat et la fragmentation des populations), la contamination des sols, la réduction de la couche arable, etc. (Jain, Cui et Domen, 2016). Les exploitations minières affecteraient potentiellement 37 % de la surface terrestre (sans l'Antarctique), dont des zones protégées et des zones clés pour la biodiversité (Sonter *et al.*, 2020). Près de 6 milliards de tonnes de déchets miniers (résidus et stériles) sont entreposées sur le territoire québécois (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002) pour une superficie occupée de plus de 12 500 hectares (MRNQ, 1999).

En dehors des rejets prévus et contrôlés, il existe un risque accidentel non négligeable associé à l'entreposage permanent des résidus miniers. Bien qu'en baisse de fréquence, les ruptures de digues de résidus sont toujours d'actualité et leur ampleur augmente, au même titre que la production de résidus (Rana *et al.*, 2022). Les conséquences socioéconomiques et environnementales de ces accidents sont irréversibles et peuvent être très importantes aussi bien à court qu'à long terme (Kossoff *et al.*, 2014 ; Adiansyah *et al.*, 2015). Ces accidents sont parfois la cause de dizaines, voire de centaines de morts (Rankine, Pacheco et Sivakugan, 2007 ; Kossoff *et al.*, 2014 ; Rana *et al.*, 2022 ; Adiansyah et Rahmawati, 2019).

D'autres impacts environnementaux directs peuvent être soulignés comme la génération de poussière, les vibrations ou encore le bruit (Soto-Vázquez, 2025 ; Jain, Cui et Domen, 2016). Les changements climatiques, le changement d'affectation des sols et les diverses pollutions amènent à une dégradation de la biodiversité (Office Français de la Biodiversité, [s d]).

1.2 Drainage minier acide (DMA) généré par l'entreposage des résidus miniers

Parmi les problématiques environnementales listées dans la section précédente, les sections qui suivent s'attarderont sur un type de déchets, les résidus miniers, pourquoi ils mènent parfois à la génération de DMA et comment il est possible de prévenir cette dernière.

1.2.1 Une exploitation du sous-sol qui génère d'importants volumes de déchets

« Mine wastes represent the greatest proportion of waste produced by industrial activity. In fact, the quantity of solid mine waste and the quantity of Earth's materials moved by fundamental global geological processes are of the same order of magnitude – approximately several thousand million tonnes per year » (Lottermoser, 2007).

1.2.1.1 L'exploitation minière

L'exploitation minière correspond à l'étape d'extraction des matériaux du sous-sol (Lottermoser, 2007). L'extraction de la roche d'intérêt (minerai) peut se faire à ciel ouvert ou de manière souterraine (Environnement Canada, 2009). L'exploitation à ciel ouvert est plus simple d'un point de vue technique, mais génératrice de quantités plus importantes de stériles miniers (définition et explications à la section 1.2.1.2).

L'extraction précède l'étape de traitement – ou concentration – des minerais ainsi que l'extraction métallurgique (Lottermoser, 2007). Lors du traitement, le minerai extrait est d'abord concassé puis broyé afin d'en récupérer les minéraux d'intérêt (Bussière, 2007), comme illustré sur la Figure 1.1. On cherche ensuite à isoler les minéraux d'intérêt des matières indésirables grâce à des procédés de séparation physique (par gravité, magnétique, par flottaison) ou chimique (lixiviation au cyanure, à l'acide sulfurique) (Environnement Canada, 2009). Le processus complet génère des quantités importantes de déchets liquides comme solides, illustrés par les flèches en pointillés sortantes sur la Figure 1.1 ; ils font l'objet d'une description dans la section suivante.

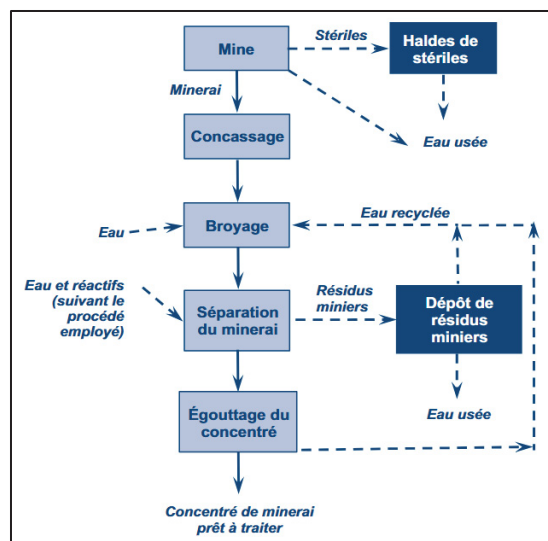


Figure 1.1 Étapes d'exploitation d'une mine de l'extraction du minerai jusqu'à la production de son concentré

Tirée de Environnement Canada (2009)

1.2.1.2 Type de déchets miniers

En plus de déterminer la rentabilité des projets miniers, la teneur en métal est directement liée à la quantité de déchets générés (Michaux, 2021). On distingue 3 principales catégories de déchets miniers stockés dans 3 types d'infrastructures différentes :

Les stériles miniers sont les premiers déchets générés par les travaux d'excavation du minerai dans la mine (voir la première flèche en pointillé sur la Figure 1.1). Ce sont des matériaux grossiers qui n'ont pas été amenés au concentrateur pour leur faible intérêt sur le plan minéral. Leurs propriétés physiques, dont leur granulométrie, leur permettent d'être stockés sous forme de monticules ou haldes à stériles (Aubertin *et al.*, 2002). Avec ses 22 mines en exploitation, le Québec génère chaque année entre 50 et 60 millions de tonnes de stériles miniers (Dumas, 2023 ; Aubertin, Bussière et Bernier, 2002).

Les résidus miniers sont définis d'après la Loi sur les mines du Québec comme « les substances minérales rejetées, les boues et les eaux, sauf l'effluent final, provenant des opérations d'extraction ou du traitement du minerai et les scories provenant des opérations de pyrométallurgie » (Gouvernement du Québec, 2025a). Les résidus miniers désignent plus

généralement les déchets de concentrateurs issus des procédés de séparation du minerai (voir Figure 1.1). Les résidus miniers sont généralement entreposés dans des parcs à résidus, aussi appelés aires d'accumulation de résidus. Ce sont des étendues entourées de digues, si les conditions naturelles du site le nécessitent, et où les résidus sont déversés pour qu'ils se solidifient par assèchement au fil du temps (Beylot *et al.*, 2022). Ces digues peuvent elles-mêmes être constituées de résidus miniers par manque de matériaux propices à proximité du site (Bussière, 2007). La section suivante aborde ce sujet plus en détail. En 1999, le Québec avait répertorié 202 parcs à résidus sur son territoire, pour une superficie totale de 9 807 hectares, soit près de 100 km² (MRNQ, 1999). La production minière québécoise génère 30 à 40 millions de tonnes de résidus miniers chaque année (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002).

Situés en aval des parcs à résidus, les bassins de sédimentation ou bassins de polissage récupèrent les effluents miniers qui ont traversé les résidus. Ces bassins de polissage ont pour rôle le traitement passif des eaux : dégradation et précipitation afin de réduire la charge en contaminants dans l'effluent final (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002). Les effluents miniers désignent parfois plus largement l'ensemble des eaux utilisées par les procédés de traitement et qui ne peuvent pas être recyclées ; elles sont rejetées vers le milieu naturel avec ou sans traitement (qu'il soit actif ou passif).

1.2.1.3 La gestion conventionnelle des résidus miniers

Aujourd'hui, la pratique la plus répandue pour la gestion des résidus miniers consiste à déverser les résidus dans un parc à résidus à proximité de la mine, pour des raisons économiques et pratiques (Qi et Fourie, 2019 ; Beylot *et al.*, 2022 ; Bussière, 2007 ; Mahmood et Elektorowicz, 2018). Les résidus se présentent sous forme de boue : 'tailings slurry' et la partie liquide se sépare des solides par gravité au cours du temps (Qi et Fourie, 2019 ; Cacciuttolo Vargas et Marinovic Pulido, 2022 ; Adiansyah *et al.*, 2015). Les résidus sont contenus grâce à des digues et l'épaisseur de résidus peut atteindre des dizaines, voire plus d'une centaine de mètres (Arcelor Mittal, 2024). Les principaux risques et désavantages liés à

la gestion conventionnelle des résidus miniers en phase d'opération sont les suivants (Adiansyah *et al.*, 2015 ; Beylot *et al.*, 2022 ; Muller *et al.*, 2022) :

- Utilisation importante des terres,
- Défaillance(s) géotechnique(s) : rupture de digue,
- Débordement des bassins de stockage,
- Fuites à travers les digues et infiltration vers les eaux souterraines,
- Fuites de résidus à travers les pipelines,
- Lixiviation, pollutions acides des eaux,
- Érosion hydrique et éolienne,
- Émissions de particules : poussières et/ou gaz.

Une autre méthode de gestion reste encore pratiquée pour des raisons de simplicité : le dépôt direct des résidus vers des points d'eau : rivières, lacs ou océans (Beylot *et al.*, 2022). Bien qu'elle soit pratiquée par seulement 0,6 % des mines dans le monde, on estime que 294 millions de tonnes de résidus miniers sont déversées de cette manière chaque année (Adiansyah *et al.*, 2015).

1.2.1.4 Épaississement des résidus miniers

Les résidus miniers peuvent être différenciés selon la forme physique sous laquelle ils sont entreposés (Bussière, 2007). Conventionnellement stockés sous la forme de boue, ils peuvent être déshydratés pour devenir des r s dus densifiés, catégorisés selon leur teneur en solide (Bussière, 2007 ; Cacciuttolo Vargas et Marinovic Pulido, 2022). Une appréciation de la différence d'aspect est illustrée par la Figure 1.2 ci-dessous.



Figure 1.2 Illustration de résidus miniers conventionnels à gauche (boue) et sous forme de pâte à droite

Tirée de Bussière (2007)

Les résidus densifiés sont obtenus par épaissement des résidus miniers primaires ; une classification est présentée dans le Tableau 1.1. Différents types d'épaississeurs existent dépendamment de la forme de résidus recherchée ; les technologies existantes et des exemples d'application sont discutés dans l'article de Cacciutto Vargas et al. (2022).

Tableau 1.1 Caractéristiques des résidus miniers selon leur teneur en solide

Adapté de Bussière (2007)

Type de résidus	Résidus conventionnels	Résidus miniers densifiés		
Nom	Résidus sous forme de boue	Résidus épaissis	Résidus en pâte	Résidus filtrés
Teneur en solides	Entre 25 % et 45 %	Entre 50 % et 70 %	Entre 70 % et 85 %	> 85 %

Le stockage sous forme de résidus densifiés était encore très peu utilisé jusqu'à un développement important ces dernières années (Therault, Frostiak et Welch, 2003 ; Deschamps *et al.*, 2009 ; Wang *et al.*, 2022). Cette forme de gestion a l'avantage de réduire l'espace utilisé, la hauteur de digue, mais surtout de permettre l'amélioration de la stabilité physique et/ou chimique des résidus, qui lui confère une réputation plus fiable et sécuritaire

que la gestion traditionnelle (Bussière, 2007 ; Mahmood et Elektorowicz, 2018 ; Theriault, Frostiak et Welch, 2003 ; Wang *et al.*, 2022). Le stockage dit d'empilement à sec ou 'dry stacking' est également considéré comme plus fiable et sécuritaire comparé à la gestion traditionnelle (Saldanha *et al.*, 2023). Une analyse environnementale comparative entre une gestion conventionnelle et une gestion sous forme de résidus densifiés a conclu à des demandes énergétiques similaires, mais à une consommation d'eau diminuée de moitié pour le scénario avec épaissement (Adiansyah *et al.*, 2015).

Concernant les inconvénients de cette transformation, il existe de nombreuses incertitudes concernant le comportement de certaines formes dépendamment des conditions climatiques (risque de liquéfaction par exemple) (Bussière, 2007 ; Mahmood et Elektorowicz, 2024). Une revue de la littérature sur les approches de gestion des résidus miniers a conclu que l'épaississement des résidus peut mener à une restauration plus facile et rapide du site, sans pour autant déterminer l'ampleur réelle de la réduction d'impact (Edraki *et al.*, 2014).

Dans le cas de l'étude sur le stockage en pâte à la mine Bulyanhulu, les auteurs concluent que cette méthode pourrait permettre une réduction des coûts de gestion et de fermeture du site (Theriault, Frostiak et Welch, 2003). Trois autres mines citées dans l'étude d'Adiansyah et al. (2015) obtiennent des réductions de coûts significatives en stockant les résidus après épaissement. Les auteurs concluent donc que cette technologie est compétitive par rapport à la gestion conventionnelle lorsqu'on considère les coûts de fermeture et de surveillance (Adiansyah *et al.*, 2015).

1.2.2 La problématique du drainage minier acide (DMA)

Le drainage minier désigne les eaux qui ont traversé les résidus miniers (Bussière *et al.*, 2005). Ce dernier est considéré comme acide lorsque son pH est inférieur à 6, alcalin au-delà de 9-10 et neutre entre les deux (Morin et Hutt, 1997).

1.2.2.1 La génération du DMA

Certains résidus miniers peuvent être générateurs de drainage minier acide, DMA (AMD en anglais pour acid mine drainage). L'acidité qui le caractérise s'explique par l'oxydation des minéraux sulfureux, tels que la pyrite (FeS_2) pour la plus commune, ou la molybdénite (MoS_2), qui étaient naturellement présents dans le sol (Gray, 1997). Les opérations minières telles qu'elles ont été décrites à la section 1.2.1.1 ont rendu ces minéraux plus accessibles à l'eau (ruissellement, pluies) et à l'oxygène (air, oxygène dissout dans l'eau), tous deux réactifs essentiels à l'oxydation (Jiao *et al.*, 2023).

Cette réaction sera influencée par différents paramètres tels que le type de climat, le pH de l'eau interstitielle ou encore les bactéries présentes dans le milieu (SRK, 1989). L'acidité caractéristique du DMA est souvent associée à une concentration significative en métaux, métalloïdes ainsi qu'en sulfates (MEND, 2001 ; Desogus *et al.*, 2013 ; Johnson et Hallberg, 2005 ; Favas *et al.*, 2016). Cela s'explique par le fait que leur solubilité est plus importante avec un pH faible, ils sont donc davantage sujets à migrer vers l'effluent lorsque l'eau contenue dans les résidus miniers est acide (Jurjovec, Ptacek et Blowes, 2002 ; Bussière *et al.*, 2005). C'est notamment le cas du fer, de l'aluminium ou encore du mercure (Aubertin, Bussière et Bernier, 2002).

Un tiers de la superficie des parcs à résidus au Québec se trouve être occupé par des résidus miniers dits acides, c'est-à-dire avec un $\text{pH} < 5,5$ et/ou à risque de génération de DMA (MRNQ, 1999). L'autre drainage minier d'intérêt pour le Québec est le drainage neutre contaminé (DNC) (Bussière *et al.*, 2005). Ce dernier est caractérisé par des concentrations importantes de métaux lourds toxiques (As, Co, Cd, Cr, Mo, Mn, Ni, Sd, Sn, Se, Zn), sans pour autant être acide (Pétel, 2017).

1.2.2.2 Les conséquences environnementales du DMA

Le DMA, par son acidité et sa concentration en métaux lourds, constitue un enjeu de pollution mondiale et environnementale majeur pour l'industrie minière et la recherche (Gray, 1995 ; Aubertin et Bussière, 2001). Il affecte aussi bien les eaux de surface que l'eau souterraine

(Gray, 1995 ; Morin et Hutt, 1997 ; Macklin *et al.*, 2023 ; Favas *et al.*, 2016 ; Bu *et al.*, 2024 ; Wunn *et al.*, 2024 ; Jiao *et al.*, 2023). Les conséquences du DMA sont démontrées et multiples ; on peut citer les risques sur la santé humaine (dont cancer), la mortalité accrue des espèces aquatiques, le retard de croissance des plantes terrestres, les dommages sur les zones humides (Gray, 1995 ; Soto-Vázquez, 2025 ; Favas *et al.*, 2016 ; Simate et Ndlovu, 2014). La Figure 1.3 donne un aperçu plus exhaustif de l'éventail de ces conséquences environnementales.

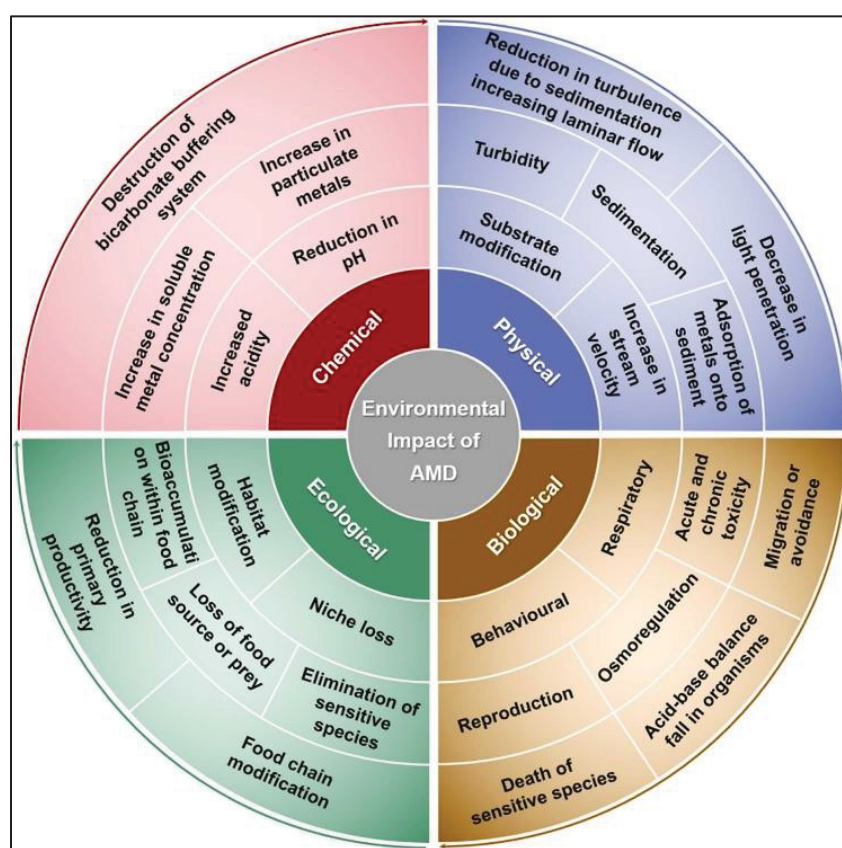


Figure 1.3 Les conséquences environnementales du DMA

Tirée de Jiao *et al.* (2023)

La pollution est souvent également visuelle avec la formation d'un dépôt d'hydroxyde de fer, qui donne au paysage une couleur rouge orangée (Favas *et al.*, 2016), comme illustré sur la Figure 1.4. Cette problématique environnementale occasionne des coûts supplémentaires pour

l'industrie en termes de surveillance, gestion, traitement des eaux et décontamination (Soto-Vázquez, 2025).



Figure 1.4 Conséquences visuelles du DMA et des écoulements vers les eaux de surface sur le site en cours de réhabilitation Preissac Molybdénite (Illustration personnelle, 2025)

Dans le contexte québécois, la directive 019 indique les concentrations maximales et moyennes mensuelles acceptables de plusieurs contaminants dans l'effluent final (Gouvernement du Québec, 2012). Sont réglementés, aux côtés des cyanures, des hydrocarbures et des matières en suspension, six métaux : l'arsenic, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb, le zinc. L'effluent final ne peut pas non plus être d'un pH inférieur à 6 ou supérieur à 9,5 (Gouvernement du Québec, 2012).

1.2.2.3 Neutralisation et gestion du risque de génération de DMA par recouvrements

Certains éléments peuvent neutraliser leur milieu, c'est le cas des minéraux carbonatés – qui contiennent l'ion carbonate (CO_3^{2-}) – comme la calcite, la dolomite, l'ankérite, mais également les hydroxydes ou des silicates, comme les micas, la chlorite (Bussière *et al.*, 2005 ; Sako, 2022). Ces derniers peuvent capturer les ions hydrogène (H^+) responsables de l'acidité d'un

milieu. Grâce à leurs propriétés neutralisantes, ces minéraux peuvent être considérés parmi les options de restauration d'un site générateur de DMA, comme technique de traitement passif de l'eau par exemple (Bussière *et al.*, 2009). Lorsque ces minéraux ne sont pas présents en quantité suffisante dans les résidus miniers, ces derniers sont à risque de générer du DMA (Bussière *et al.*, 2005).

Il est toujours préférable de prévenir la génération du DMA plutôt que de mettre en place des actions de gestion de ses externalités (SRK, 1989 ; MEND, 2001 ; Aubertin *et al.*, 2015). Afin de prévenir l'apparition de DMA ou de DNC, il serait nécessaire de réduire, voire de supprimer au moins l'un des trois réactifs essentiels à leur formation, à savoir les éléments sulfurés, l'oxygène et l'eau (Aubertin *et al.*, 2016) :

L'enlèvement des éléments sulfureux se trouve être une technique des plus prometteuses pour prévenir la génération du DMA (Benzaazoua *et al.*, 2008). La désulfurisation est obtenue par des techniques de flottation ou gravimétriques appliquées lors de la concentration du minerai (Bussière *et al.*, 2005).

Les barrières à l'oxygène consistent en la création d'un recouvrement perméable et/ou consommateur d'oxygène (Bussière *et al.*, 2005). Dans des climats humides comme le Québec, la réduction des échanges d'oxygène se trouve être une option des plus efficaces pour la prévention du DMA (Aubertin *et al.*, 2015). Les recouvrements peuvent être monocouches ou multicouches et composés de matériaux naturels, synthétiques, composites, et même d'autres résidus (Aubertin *et al.*, 2015). La couverture peut être sèche : moraines, stériles miniers, résidus miniers non réactifs, sol naturel, etc. ou constituer un recouvrement en eau : on procède alors à une inondation des résidus ou à leur dépôt subaquatique (Park *et al.*, 2019 ; MEND, 2001 ; Aubertin *et al.*, 2015 ; Vézina et Amyot, 1999). Une alternative à la couverture aqueuse est l'élévation de la nappe phréatique avec couverture monocouche : les résidus à risque sont saturés et recouverts d'une couche sèche, des résidus non sulfurés par exemple (Aubertin *et al.*, 2016). Parmi les couvertures sèches, on peut citer la couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC) ; constituée de plusieurs couches distinctes, la diffusion de l'oxygène est limitée par capillarité grâce à une ou plusieurs couche(s) dont l'une saturée en eau (Aubertin *et al.*, 2002 ; Aubertin et Bussière, 2001 ; Aubertin *et al.*, 2016 ; Bussière *et al.*, 2009).

Enfin, il est possible de construire une barrière à l'eau ou des recouvrements étanches afin de contrôler les infiltrations. Ces types de recouvrement sont priorisés dans les climats secs, où il est possible de stocker l'eau de pluie et de ruissellement en surface le temps qu'elle s'évapore (Aubertin *et al.*, 2016 ; Aubertin *et al.*, 2015). Les différentes couches qui composent ces recouvrements (géomembranes, composites d'argile, etc.) tendront à réduire sa perméabilité à son minimum (Aubertin *et al.*, 2002). L'efficacité de ce type de couverture peut être augmentée par une inclinaison favorisant le ruissellement (Bussière *et al.*, 2005 ; Aubertin *et al.*, 2016).

Il est également possible de jouer sur certains paramètres du milieu, freinant ainsi la génération du DMA :

Le pH de l'eau interstitielle est le premier : si l'eau est maintenue au-dessus d'un pH neutre, alors le risque de génération de DMA est maîtrisé. L'alcalinité peut artificiellement être entretenue par l'ajout de matières alcalines comme du calcaire ou de la chaux, et participer à la neutralisation du milieu (SRK, 1989 ; Nfissi *et al.*, 2017 ; Elghali, 2018).

L'activité bactérienne est également un paramètre d'intérêt. En effet, certaines bactéries peuvent être responsables de l'augmentation de l'acidité du milieu (SRK, 1989 ; Aubertin, Bussière et Bernier, 2002). L'activité bactérienne est fortement tributaire du milieu et en particulier de la température et du pH de l'eau (Sako, 2022). Ainsi, certains produits bactéricides peuvent être envisagés comme technique de contrôle du DMA (SRK, 1989 ; Park *et al.*, 2019).

Enfin, le climat de la zone considérée est d'importance : lorsque le site de stockage des résidus est situé dans une région pergélisolée, les conditions du milieu ne sont pas propices à la formation de DMA (SRK, 1989 ; MEND, 2001).

Lorsque le potentiel de neutralisation des résidus et les techniques de prévention ne sont pas suffisants pour prévenir la génération du DMA, certaines options de traitement chimique ou traitement passif sont possibles (MEND, 2001 ; Park *et al.*, 2019). Les traitements chimiques sont coûteux en infrastructures et en opérationnalisation et donc rarement envisagés (Bussière *et al.*, 2005 ; Aubertin *et al.*, 2002). Les traitements passifs sont quant à eux plus viables

économiquement, mais en raison de leur faible efficacité, ils doivent être combinés à d'autres techniques afin de satisfaire les critères de décontamination (Bussière *et al.*, 2005).

Un retour d'expérience du stockage de résidus sous forme de pâte pour la mine d'or Bulyanhulu en Tanzanie a mis en évidence des fissures et d'importants taux d'oxydation des résidus (Deschamps *et al.*, 2009). L'épaississement des résidus miniers ne constitue pas une méthode efficace pour éliminer le risque de DMA (Bussière, 2007 ; Theriault, Frostiak et Welch, 2003).

1.2.3 Fermeture et restauration des sites miniers

On parle parfois du cycle de vie d'une mine, de cycle minier : la phase d'exploitation est précédée des étapes de prospection, d'exploration et de faisabilité du projet puis de planification et de construction des infrastructures minières (Environnement Canada, 2009). À la fin de la phase d'exploitation, le site entre dans sa période de fermeture et de restauration pendant quelques années, suivie par un suivi environnemental du site plus ou moins long en fonction des problématiques environnementales en vigueur (AEMQ, AMQ, et MERN, 2017).

1.2.3.1 La réhabilitation des parcs à résidus

Les parcs à résidus, au même titre que les autres infrastructures minières, sont concernés par ces étapes. L'objectif est de rendre les parcs à résidus dans un état satisfaisant et sans risque inacceptable pour l'environnement et la santé des populations, tout en opérant une surveillance à long terme des paramètres essentiels qui le garantissent (Aubertin *et al.*, 2016 ; Aubertin *et al.*, 2015 ; MRNF, 2024a). Lorsque les résidus sont à risque de générer du DMA, la fermeture et la restauration des sites miniers sont complexes et nécessitent de prioriser la gestion de ce risque (Aubertin *et al.*, 2016). D'autres risques majeurs sont à considérer lorsque le site minier est mis à l'arrêt (Adiansyah *et al.*, 2015) :

- Défaillances dans la stabilité des bassins de stockage ;
- Défaillances des recouvrements ;

- Débordement à cause des eaux de pluie et des eaux de ruissellement ;
- Érosion des digues et des murs de confinement.

La conception des ouvrages de rétention des résidus miniers doit leur permettre de remplir leurs fonctions (stabilité physique et chimique) de manière permanente et définitive, soit pendant plusieurs milliers d'années (Bjelkevick, 2005 ; Aubertin *et al.*, 2016 ; Sarkkinen, Kujala et Gehör, 2019). Il a été démontré que la restauration était plus efficacement menée lorsqu'elle a été organisée dès la phase de conception (au même titre que la phase d'exploitation), selon le principe « Designing for closure » (Aubertin *et al.*, 2015). Les types de recouvrement qui peuvent être envisagés comme technique de restauration et de prévention du DMA ont été discutés dans la section 1.2.2.3. Le choix de la technique de restauration dépendra d'un nombre important de critères techniques, environnementaux et économiques (Johnson et Hallberg, 2005).

Concernant la végétalisation des parcs à résidus en restauration, elle a de nombreux avantages, comme l'esthétique, la réappropriation du milieu par la biodiversité ou encore la diminution de l'érosion éolienne et hydrique (Bussière, 2007). Elle participe donc à la réinsertion de l'ouvrage dans le milieu naturel et peut même participer au maintien de sa stabilité physique, mais n'est pas efficace seule pour contrer la génération de DMA (Bussière, 2007).

1.2.3.2 La restauration des anciens sites miniers, sites abandonnés ou orphelins

Un site est considéré abandonné si « l'on ne peut identifier de propriétaire solvable (autre que le gouvernement) pour les installations de la mine, ou encore si les installations ont été rétrocédées à la Couronne » (Bussière *et al.*, 2005). Au Canada, la gestion des sites miniers abandonnés ou orphelins revient aux provinces et territoires (Ressources naturelles Canada, 2022). Au Québec, c'est le ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MNRF), anciennement le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), qui en a la charge (MNRF, 2025). Cette gestion se mène en trois temps : d'abord la caractérisation environnementale, puis la réhabilitation et enfin le suivi et l'entretien post réhabilitation (Gouvernement du Québec, 2025b). La complexité qui caractérise la restauration des sites

miniers abandonnés et plus généralement les anciens sites réside dans la gestion des contaminations multiples, plus ou moins connues, passées et présentes (Bussière *et al.*, 2005). De manière générale, les parcs à résidus sont l’objet de préoccupation principale concernant les sites miniers abandonnés, étant donné leurs potentiels impacts non maîtrisés sur l’environnement (Bussière *et al.*, 2005). Les techniques qui se révèlent efficaces pour restaurer les sites récents ne le sont pas systématiquement pour les sites anciens, en raison de l’exposition prolongée et non maîtrisée des résidus miniers aux conditions climatiques (Bussière *et al.*, 2005). Les principales divergences à considérer dans les choix des techniques de restauration entre les sites abandonnés et les sites en exploitation sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1.2 Différences entre les parcs à résidus miniers à risque de DMA en exploitation et abandonnés

Adapté de Bussière et al. (2005)

Caractéristiques	Sites en exploitation	Sites abandonnés
Eaux interstitielles contaminées	Peu	Fortement
Présence de bactéries acidophiles	Peu	Oui
Infrastructures étanches	Oui en général	Non en général
Présence de système de traitement d’eau	Oui	Non

Le Québec met à disposition une carte interactive des sites contaminés à la charge de ses différents ministères et qui inclut les sites miniers (MRNF, 2024b). Ainsi, il est possible, pour chaque site, de prendre connaissance des types de contamination, de voir l’état d’avancement de la réhabilitation ainsi que des coûts de restauration engagés.

1.3 L’utilisation de matières cimentées pour stabiliser les polluants

Cette section traitera dans un premier temps du matériel d’intérêt pour la stabilisation cimentaire, à savoir les ciments, puis discutera de la technique et de ses applications.

1.3.1 Type de ciments et de matériaux cimentaires supplémentaires

Le ciment est l'ingrédient principal du béton, le matériau de construction le plus utilisé à l'échelle mondiale (Association Canadienne du Ciment, 2023). Le ciment agit comme un liant vis-à-vis des autres composants du béton que sont les granulats (graviers), le sable et l'eau.

1.3.1.1 Le ciment portland

Le ciment le plus répandu est le ciment portland (GU pour *general use*) dont la composition dépasse les 90 % en clinker. Le reste peut être composé de gypse et jusqu'à 5 % de calcaire. La variante la plus répandue de ce mélange est le ciment dit GUL pour *general use limestone* ou CPC pour ciment portland au calcaire. À la différence du ciment portland, celui-ci peut contenir de 5 à 15 % de calcaire selon les normes en vigueur (Cement Association of Canada, 2021 ; Lemieux, Leduc et Dupré, 2012). En Europe, on utilise de manière répandue et généralisée des ciments avec un maximum de 35 % de calcaire en mélange (Cement Association of Canada, 2021). Les différentes compositions sont illustrées sur la figure ci-dessous.

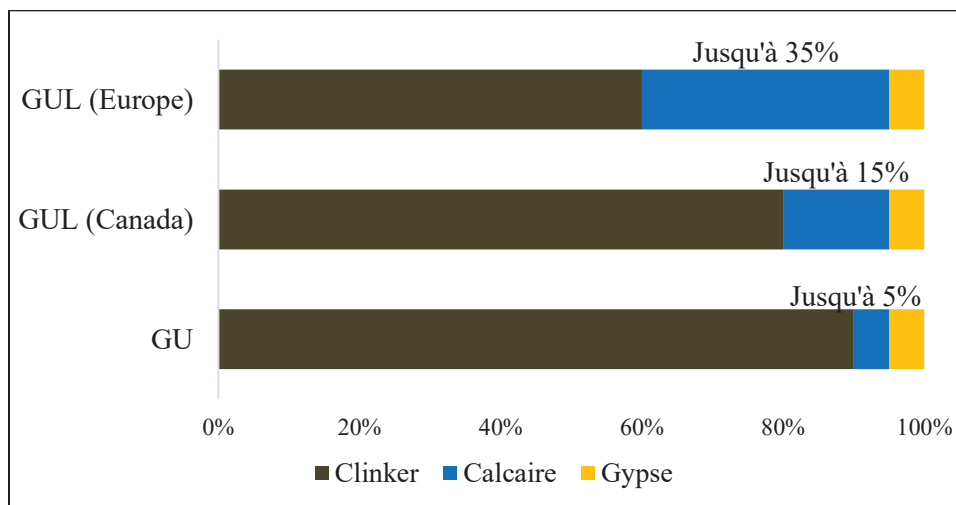


Figure 1.5 Composition des différents ciments GU et GUL (canadien et européen)
Adaptée de (Cement Association of Canada, 2021)

Le ciment est principalement composé de clinker qui est lui-même fabriqué à partir de calcaire et d'argiles calcinés dans un four rotatif chauffé à 1 500 °C. Il sera ensuite utilisé comme liant en étant broyé avec d'autres ingrédients comme le gypse et le calcaire pour donner le ciment (Association Canadienne du Ciment, 2023).

1.3.1.2 Les matériaux cimentaires supplémentaires (MCS)

Les matériaux cimentaires supplémentaires (MCS) sont des produits utilisés pour substituer le clinker dans le mélange pour le ciment. Au Canada, les trois MCS les plus utilisées sont, dans l'ordre (Association Canadienne du Ciment, 2023) :

- Le laitier de haut fourneau moulu, GGBFS pour ground granulated blast furnace slag. Dans ce mémoire, le terme de laitier ou slag sera employé. C'est un sous-produit de la production d'acier (Slag Cement Association, 2021). Le Canada produit du slag et en importe également (Anon, [s d]).

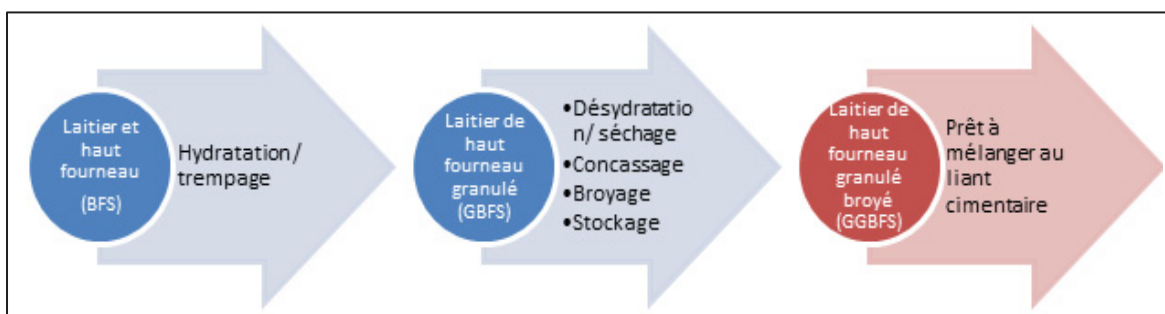


Figure 1.6 Étapes de transformation du laitier de haut fourneau jusqu'au GGBFS

Adaptée de Slag Cement Association (2021)

- Les cendres volantes (FA pour fly ash) sont des sous-produits de la production d'électricité à partir du charbon, ce qui concerne 5 % de l'électricité produite au Canada (Crossin, 2015 ; Thorne *et al.*, 2024 ; Ressources naturelles Canada, 2024d). Elles sont destinées à l'enfouissement à défaut de réutilisation.
- La pouzzolane, roche produite dans les régions volcaniques, réagit avec la chaux en présence d'eau pour atteindre des propriétés cimentaires (Association Canadienne du Ciment, 2023).

Les MCS sont utilisées à des fins de réduction de l'impact environnemental (voir la section 1.5.1.1), de réduction des coûts et surtout en fonction de l'application et des propriétés recherchées comme la durabilité ou certaines performances mécaniques comme la force, la résistance au gel/dégel ou à la perméabilité des chlorures (Cement Association of Canada, 2025).

1.3.2 Solidification/stabilisation (S/S)

La solidification/stabilisation est décrite comme ceci sur la fiche technique du gouvernement du Canada :

« Le procédé de solidification/stabilisation *in situ* est utilisé pour piéger et limiter la migration des contaminants présents dans les sols. Cette technologie ne prévoit pas le traitement ni l'élimination des matériaux contaminés, mais elle diminue leur impact potentiel sur l'environnement. Le procédé de solidification/stabilisation consiste à mélanger des sols contaminés, présents à faible ou à grande profondeur, avec des stabilisateurs et/ou des agents liants tels que le gypse, la chaux, l'argile bentonite, le ciment Portland et différents additifs comme les pouzzolanes, les cendres volantes, le soufre et du laitier de haut fourneau. » (Gouvernement du Canada et Désilets, 2017)

1.3.2.1 Principe et application au traitement des sols contaminés

Cette technique a d'abord été employée pour immobiliser des déchets nucléaires dans les années 1950 puis des déchets dangereux (Batchelor, 2006). La S/S a fait ses preuves dans le cadre de la gestion des sols contaminés, appliquée aussi bien *in situ* qu'*ex situ* (Gouvernement du Canada et Ricciardi-Rigault, 2017 ; Gouvernement du Canada et Désilets, 2017 ; EPA, 2023). La technique S/S est établie sur deux procédés qui ont lieu simultanément : la solidification et la stabilisation (Batchelor, 2006). La solidification permet de modifier les propriétés physiques du résidu, sa résistance notamment (Batchelor, 2006). La stabilisation permet, grâce à sa faible perméabilité, d'immobiliser les polluants, ce qui réduira l'exposition des écosystèmes aux contaminants, sans pour autant les détruire (EPA, 2023 ; Ministère de

l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2021). Lorsque la stabilisation est réalisée avec un liant hydraulique comme le ciment ou des matériaux analogues, on réalise alors une stabilisation dite cimentaire (Colombano *et al.*, 2010 ; Batchelor, 2006). La stabilisation cimentaire est particulièrement privilégiée lors de pollution aux métaux et métalloïdes grâce à son efficacité démontrée (Colombano *et al.*, 2010 ; Gouvernement du Canada et Désilets, 2017 ; Chen, Nakamura et Hama, 2023 ; Nehdi et Tariq, 2007). Les MCS, dont la poussière de four à ciment ou poussière de clinker (CKD pour cement kiln dust), ont fait leurs preuves en tant qu'agents stabilisateurs (Nehdi et Tariq, 2007).

Dans le cadre du traitement des sols contaminés in situ, l'adjuvant est injecté dans le sol et mélangé à l'aide de tarières ou simplement injecté dans le sol à haute pression, dépendamment des caractéristiques du sol et de l'adjuvant (Colombano *et al.*, 2010). Il est généralement possible de traiter 100 m³ de sol par jour par S/S (Gouvernement du Canada et Désilets, 2017). Cette technique trouve plusieurs limitations à son applicabilité en milieu nordique sur plusieurs aspects : la disponibilité des équipements, les fenêtres de travail plus étroites ainsi que le pergélisol et les cycles de gel/dégel qui peuvent altérer la performance et la durabilité de la stabilisation (Gouvernement du Canada et Désilets, 2017).

La S/S permet une diminution des concentrations dans le lixiviat de plus de 95 % (Gouvernement du Canada et Désilets, 2017 ; Colombano *et al.*, 2010). Le test TCLP pour 'Toxicity Characteristic Leaching Procedure' est l'un des tests de lixiviation les plus utilisés pour juger de l'efficacité de la S/S (Nehdi et Tariq, 2007 ; Batchelor, 2006). Ce test a pour but d'évaluer la mobilité des éléments organiques et inorganiques dans un déchet à l'aide d'une solution acide (EPA, 1992).

1.3.2.2 Application du procédé au domaine routier et à la stabilisation de sols en surface

La stabilisation cimentaire des résidus, par la faible épaisseur de stabilisation recherchée, s'apparentera davantage à la stabilisation cimentaire des sols appelés sols-ciment (Association Canadienne du Ciment, [s d]). Les sols-ciment sont obtenus à partir du mélange d'un sol que l'on souhaite renforcer avec un liant hydraulique comme le ciment et sont notamment utilisés

dans les fondations de chaussées (Association Canadienne du Ciment, [s d] ; Bernier Racine, 2018). L'équipement nécessaire à la stabilisation cimentaire des sols s'apparente à des engins de chantier : un engin épandeur de liant, une stabilisatrice de sol et des compacteurs de sols (Wirtgen Group, [s d]).

1.3.3 L'utilisation des matières cimentées dans l'industrie minière

L'industrie minière, comme toutes les autres industries, a recours aux matériaux cimentés dans le cadre de la construction de ses infrastructures (routes, bâtiments, digues) mais également de ses activités spécifiques. Dans la première sous-section 1.3.3.1, nous nous intéresserons plus spécifiquement à la principale utilisation spécifique du ciment dans l'industrie, à savoir le remblayage des mines souterraines par des résidus en pâte cimentée.

1.3.3.1 Application du ciment pour le remblayage en pâte cimentée

Le remblayage ou backfilling est une méthode qui consiste à reboucher les trous laissés par les activités minières par d'autres matériaux (Rankine, Pacheco et Sivakugan, 2007 ; Qi et Fourie, 2019). Cette pratique est utilisée dans le cadre des activités souterraines, y compris au Canada ; le remblai est souvent constitué d'un mélange de stériles et de résidus miniers, combinés à du ciment et de l'eau (CIM, 2025 ; Qi et Fourie, 2019 ; Benzaazoua, Belem et Bussière, 2002). On parle alors de CPB pour cemented paste backfill ou RPC pour remblai en pâte cimentée (Qi et Fourie, 2019 ; Wu *et al.*, 2024 ; Aubertin *et al.*, 2015). Les avantages de cette méthode de gestion des résidus sont nombreux : diminution des risques d'affaissement en surface et d'effondrement, diminution des infiltrations d'eau, de la migration des métaux lourds, de la génération du DMA ainsi qu'une diminution des coûts de gestion des résidus (Qi et Fourie, 2019 ; Benzaazoua *et al.*, 2008). Bien que peu communes dans l'industrie de la S/S pour traiter les sols, les MCS peuvent très bien être utilisées dans le cadre du remblayage en pâte cimentée pour une réduction de l'impact carbone ou l'obtention de caractéristiques précises : du laitier (slag) ou des cendres volantes par exemple (Wu *et al.*, 2024 ; Benzaazoua, Belem et Bussière, 2002 ; Aubertin *et al.*, 2015 ; Nehdi et Tariq, 2007). La combinaison de ciment portland et de

MCS a fait ses preuves dans la stabilisation des métaux lourds (Chen, Nakamura et Hama, 2023).

1.3.3.2 Stabilisation cimentaire de résidus miniers

La réutilisation des résidus miniers comme matériau de construction notamment, grâce aux ajouts cimentés et ses alternatives, est un sujet de recherche récent, mais en pleine expansion, surtout dans une perspective d'économie circulaire : valorisation des déchets et réduction des émissions de gaz à effet de serre (Mahmood et Elektorowicz, 2024 ; Paiva *et al.*, 2019). Les ajouts cimentaires pourraient être particulièrement intéressants pour prévenir la génération de DMA par des résidus sulfurés grâce à leur alcalinité (Deschamps *et al.*, 2009 ; Nfissi *et al.*, 2017). La stabilisation cimentaire des résidus est obtenue à partir de résidus densifiés sous forme de pâte (PT) voire de résidus filtrés (FT) (Deschamps *et al.*, 2009 ; SRK, 1989). À date et dans la mesure des recherches effectuées dans le cadre de ce travail, la stabilisation cimentaire des résidus miniers n'a pas été utilisée comme technique de dépôt définitif des résidus miniers en dehors du remblayage.

Par extension aux résidus miniers, il existe tout de même un cas d'application de stabilisation cimentaire de résidus issus de l'affinage du minerai. On peut prendre pour exemple l'affinerie CEZinc de l'entreprise Glencore située au Québec, qui traite la jarosite par stabilisation cimentaire à partir de chaux et de ciment (Anon, 2024). La jarosite est un déchet issu du procédé d'extraction du zinc depuis son minerai ; la forme finale du résidu est appelée jarofix (Sinha, Havanagi et Shahu, 2021). Le mélange stabilisé est enfin entreposé de manière définitive, comme déchet final (Anon, 2024). La jarosite stabilisée au ciment portland et au calcaire trouverait potentiellement une seconde vie comme matière première pour la construction (Sinha, Havanagi et Shahu, 2021 ; Mymrin, A. Ponte et Impinnisi, 2005). Pour le cas de l'entreprise CEZinc, cette technique d'entreposage constitue le premier poste d'émissions de CO₂eq du scope 3 de l'entreprise ; raison pour laquelle ils cherchent des alternatives au ciment portland (Desroches pour CEZINC, communication personnelle, 2025).

Seuls quelques cas de recherche vont dans le sens de la S/S comme méthode de traitement des résidus miniers. La revue de Nehdi et Tariq fait état de la littérature scientifique sur le sujet jusqu'en 2007. L'une de ses conclusions est que la diversité et la complexité de composition des résidus sulfurés empêchent la formulation d'une « recette » universelle et fixe pour une stabilisation réussie (Nehdi et Tariq, 2007).

Plus récemment, on citera l'étude de Degosus et al. qui analyse l'influence de différents mélanges cimentés sur la charge en métaux du lixiviat des résidus (Desogus *et al.*, 2013). Il en résulte des concentrations en métaux qui satisfont les exigences réglementaires italiennes en termes de rejets vers les eaux grâce à 5 % de ciment pouzzolanique et à l'ajout de chlorure ferrique hexahydraté (FeCl_3) et de potassium dihydrogène phosphate (KH_2PO_4). Certaines recettes à base de MCS (poussière de ciment et de cendres volantes) ont pu démontrer une certaine efficacité à contrôler la génération de DMA de la part de résidus acidogènes (Nfissi *et al.*, 2017). Enfin, on citera l'étude d'Elghali et al. qui évalue l'efficacité de la stabilisation cimentaire in situ à partir de ciment portland et/ou de MCS sur des résidus miniers générateurs de DMA (Elghali *et al.*, 2019). Cette dernière a démontré le potentiel de la stabilisation cimentaire des résidus miniers et écarté la stabilisation grâce au calcaire. La substitution du ciment portland par des cendres volantes paraissait également une option prometteuse. Les auteurs concluent sur deux axes de réflexion importants avant d'envisager la stabilisation cimentaire comme méthode de restauration : déterminer le comportement à long terme des résidus stabilisés et des contaminants et réfléchir au prix et à la disponibilité des ajouts (Elghali *et al.*, 2019). Les conclusions des articles cités dans ce paragraphe justifient entre autres le projet global de recherche sur la stabilisation des résidus miniers.

1.4 L'analyse du cycle de vie (ACV)

Dans les pays à forts revenus, la gestion des enjeux environnementaux se traduit souvent par des évolutions sur le plan législatif (Kruse *et al.*, 2022). On peut citer la réglementation européenne qui obligera un passeport numérique de produit en 2027 pour tous les biens matériels vendus dans l'UE, avec des objectifs de traçabilité, normalisation, durabilité et recyclabilité ; le tout dans un contexte de transition vers une économie circulaire (Commission

Européenne, [s d]). On nommera l'amendement à la loi canadienne sur la protection de l'environnement, reconnaissant un droit à vivre dans un environnement sain, la Loi 29 au Québec sur la durabilité et réparabilité des biens (Parlement du Canada, 2023 ; Assemblée Nationale du Québec, 2023). Plus généralement, la protection de l'environnement fait aujourd'hui partie des critères de décision légitimes dans le cadre d'un projet aux côtés d'autres indicateurs comme la performance, les coûts, les risques, la qualité ou encore les impacts sociaux (Jolliet *et al.*, 2015 ; Finnveden *et al.*, 2009). Des engagements et une certaine volonté envers une durabilité sont établis, mais il est souvent difficile de juger du caractère durable, de mesurer nos impacts et d'avoir confiance en l'exactitude des informations disponibles (Hauschild, 2017). L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil d'aide à la décision qui tente de répondre aux besoins de chiffrer, quantifier et qualifier l'impact environnemental d'un produit, d'un processus ou d'un service (Jolliet *et al.*, 2017).

1.4.1 Méthodologie de l'ACV

La méthodologie de l'ACV est standardisée, encadrée par la norme ISO14040 ainsi que plusieurs normes complémentaires (Jolliet *et al.*, 2015 ; Jolliet *et al.*, 2017). Parfois également appelée écobilan, l'ACV évalue les différents impacts environnementaux de l'objet d'étude (Finnveden *et al.*, 2009 ; Jolliet *et al.*, 2015). Elle considère les différentes étapes du cycle de vie de l'objet d'étude : extraction des matières premières, fabrication, transport, utilisation, maintenance, fin de vie (Rebitzer *et al.*, 2004). Sa force réside également dans son caractère multicritère : elle quantifie et classe les impacts selon plusieurs catégories (contrairement au bilan carbone par exemple qui s'intéresse uniquement aux impacts sur les changements climatiques) (Jolliet *et al.*, 2017). Ces caractéristiques font de l'ACV une méthode robuste face au risque de déplacement d'impact, d'une étape du cycle de vie à une autre ou entre catégories d'impact (Hauschild, 2017).

L'ACV se décline en 4 étapes dont les interconnexions sont illustrées dans la Figure 1.7. Le caractère itératif de la démarche nécessite une précaution et une attitude critique à chaque étape de la démarche (Jolliet *et al.*, 2015 ; Lesage *et al.*, 2008).

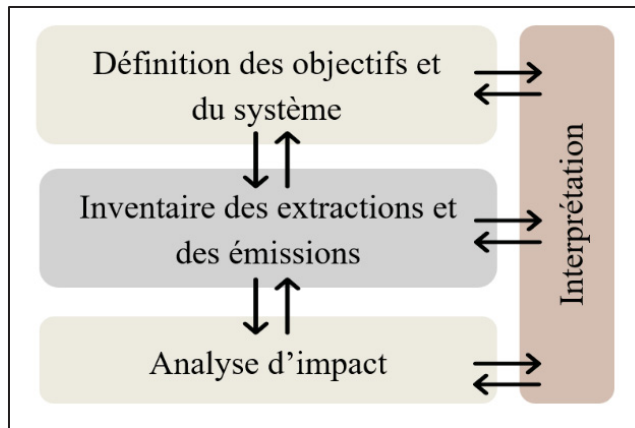


Figure 1.7 Étapes de l'analyse du cycle de vie (ACV)

Adaptée de Jolliet et al. (2015)

Ces quatre étapes peuvent être décrites comme suit (Lesage *et al.*, 2008 ; Rebitzer *et al.*, 2004 ; Reid, 2006 ; Jolliet *et al.*, 2015 ; Jolliet *et al.*, 2017).

La première phase concerne la **définition des objectifs et du champ de l'étude**. Cette phase a d'abord pour but d'explicitier les objectifs de l'étude : les raisons qui ont incité à la conduite de l'étude, ses applications et le public cible. On fixe ensuite le champ de l'étude : on décrit l'objet d'étude, sa fonction, les frontières de l'étude, les éventuelles hypothèses, la méthodologie choisie, les limitations de l'étude. On détermine également l'unité fonctionnelle de l'étude (UF), qui correspond à la « performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse de cycle de vie » (ISO, 2006).

On réalise ensuite l'**inventaire du cycle de vie** (extractions et émissions). Il existe deux principales méthodes de construction de l'inventaire : l'approche I/O pour *Input/Output* ainsi que l'approche processus. La première est fondée sur la base des flux économiques concernés dans le système d'étude. Dans l'approche processus, on liste et quantifie l'ensemble des flux physiques (énergie, matière, utilisation des sols, de l'eau, rejets des polluants, etc.) qui transitent par le système. Dans les deux cas, les résultats de l'inventaire sont rapportés à l'unité fonctionnelle (UF) choisie.

La troisième étape de l'ACV est l'**analyse de l'impact environnemental**. Elle associe des valeurs d'impacts environnementaux à chaque constituante de l'inventaire. Un score d'impact

est obtenu par multiplication de la donnée d'inventaire par le facteur de caractérisation (*characterization factor*, CF). L'analyse d'impact peut être décomposée en 3 sous-étapes : la classification selon les catégories d'impact choisies (voir la section 1.4.4), la caractérisation intermédiaire des impacts (midpoint) et enfin la caractérisation des dommages (endpoint, facultative) (voir section 1.4.2). Enfin, il est possible d'ajouter trois étapes facultatives : la normalisation, le regroupement ainsi que la pondération. Cette dernière a pour but de déterminer l'importance relative des résultats de dommage pour la société à l'aide de différents types de facteurs (économiques, sociétaux, etc.). Cette dernière étape mène alors à l'attribution d'un score d'impact unique.

Simultanément aux étapes présentées ci-dessus et finalement, on procède à l'**interprétation**. Il convient alors d'analyser, de contrôler la constitution de l'inventaire ainsi que les résultats d'impact. En plus de l'analyse comparative des résultats entre les différents scénarios (dans le cadre d'une ACV comparative), il est d'usage de réaliser une analyse de contribution, qui permet notamment de relever les contributeurs majeurs ou « points chauds ». Il est important de mettre en perspective les résultats avec les hypothèses de départ et les frontières du système. Afin d'apporter de la transparence à propos de la fiabilité des résultats, il est possible de faire une évaluation des incertitudes, comme une analyse de sensibilité ou une analyse de Monte Carlo.

L'ACV est le plus souvent pratiquée de manière attributionnelle c'est-à-dire dans le but d'associer à un objet d'étude des valeurs d'impacts (Finnveden *et al.*, 2009). Elle permet ainsi de mettre en lumière des leviers d'amélioration d'un produit par exemple, d'où son usage fréquent en recherche et développement (Jolliet *et al.*, 2015 ; Lesage *et al.*, 2008). L'ACV attributionnelle est souvent employée de manière comparative, dans le but de comparer les impacts environnementaux de plusieurs scénarios. Elle se trouve par exemple être un outil d'aide à la décision pour sélectionner la meilleure technologie sur des critères environnementaux (Jolliet *et al.*, 2015).

1.4.2 Architecture méthodologique : voie d'impact et types d'indicateurs

Afin de modéliser l'impact des substances que nous émettons dans l'environnement, il est indispensable de construire leur voie d'impact : *impact pathway*. Elle est décrite comme l'ensemble des « processus environnementaux qui amène la substance de son émission à son impact final » (Jolliet *et al.*, 2017). Cette voie d'impact cherche à décrire au mieux les transferts des substances entre les milieux, leur accumulation et les potentiels impacts qu'ils infligent (Jolliet *et al.*, 2017). Le cadre méthodologique détaillé dans les prochaines sous-sections s'inspire de l'Initiative pour le Cycle de Vie, lancé en 2002 par l'UNEP (Programme des Nations Unies pour l'environnement) ainsi que l'organisation SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (Finkbeiner et Bach, 2021 ; Jolliet *et al.*, 2015 ; Verones *et al.*, 2017). Ce programme a pour objectif d'harmoniser à l'échelle mondiale le développement des différentes méthodes d'impact, à des fins de simplification et cohérence (Jolliet *et al.*, 2004). Un aperçu général de l'architecture méthodologique est possible grâce à la figure présentée ci-dessous ; elle sera précisée et commentée dans les sections suivantes.

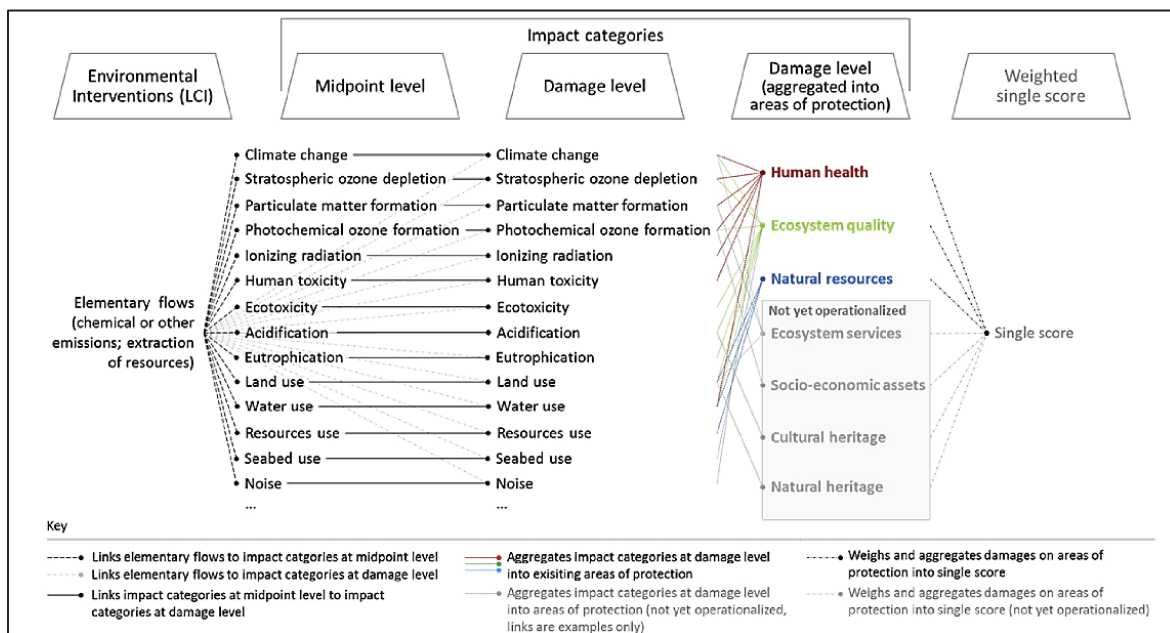


Figure 1.8 Cadre méthodologique de l'évaluation des impacts du cycle de vie fixé par l'Initiative pour le Cycle de Vie (UNEP-SETAC)

Tirée de Verones *et al.* (2017)

1.4.2.1 Catégories, indicateurs et facteurs de caractérisation intermédiaires : midpoint

A des fins de lisibilité des résultats, les données d'inventaire sont transformées en scores d'impact et classées dans une catégorie intermédiaire dit *midpoint* lorsqu'elles contribuent toutes à une problématique environnementale définie (Jolliet *et al.*, 2015). Ces catégories d'impact sont intermédiaires car elles se trouvent sur la voie d'impact, ce qui signifie qu'elles mènent à leur tour à des dommages sur la santé humaine, les écosystèmes ou les ressources (Jolliet *et al.*, 2004 ; Jolliet *et al.*, 2017). Le terme anglais midpoint sera privilégié tel quel dans la suite de ce travail. Sur la Figure 1.8, les catégories midpoint sont listées sous l'encadré « Midpoint level ». Chaque catégorie d'impact est associée à un indicateur, une grandeur physique calculable qui permet de quantifier. Par exemple, l'indicateur des changements climatiques est le potentiel de réchauffement global, *Global Warming Potential* (GWP), celui qui représente l'eutrophisation est le potentiel d'eutrophisation (Jolliet *et al.*, 2017).

Le schéma montre le lien entre la donnée d'inventaire (émission, extraction) et l'impact midpoint qui en découle. Ce lien est illustré par l'équation (1.1 présentée ci-dessous (Jolliet *et al.*, 2015). Le score d'impact midpoint $S_m^{midpoint}$ de la catégorie midpoint m est obtenu par la somme des produits des données d'inventaire (masse émise ou extraite u_i de la substance i par UF) par le facteur de caractérisation midpoint correspondant $CF_{m,i}^{midpoint}$ (Jolliet *et al.*, 2015).

$$S_m^{midpoint} = \sum_i CF_{m,i}^{midpoint} \times u_i \quad (1.1)$$

Ces CF représentent la contribution de chacune des substances à une catégorie d'impact midpoint.

1.4.2.2 Catégories, indicateur et facteurs de dommage : endpoint

A l'issue de la voie d'impact se trouvent les dommages finaux, ultimes engendrés par ces mêmes émissions et extractions et appelées endpoint (Jolliet *et al.*, 2004). Plusieurs catégories endpoint sont représentées sur la Figure 1.8 sous l'encadré « Damage Level ». De la même

manière que pour les midpoint, les dommages sont quantifiés par un indicateur de dommage pour chacune des catégories endpoint (Jolliet *et al.*, 2004). Le score de catégorisation de dommage S_d^{damage} pour la catégorie endpoint d est obtenu par la somme des produits des facteurs de caractérisation midpoint à endpoint $MDF_{d,m}$ par le score d'impact midpoint $S_m^{midpoint}$ (Jolliet *et al.*, 2015). L'équation (1.2 ci-dessous illustre cette relation (Jolliet *et al.*, 2015).

$$S_d^{damage} = \sum_m MDF_{d,m} \times S_m^{midpoint} \quad (1.2)$$

Les résultats d'impacts endpoint disposent d'une incertitude plus importante par les étapes de calcul supplémentaires, mais il est plus aisé d'interpréter des résultats d'impacts sous cette forme (Jolliet *et al.*, 2004).

1.4.2.3 Domaines de protection

Comme indiqué sur la Figure 1.8, les catégories endpoint sont regroupées par domaine de protection (area of protection) pour une meilleure compréhension : santé humaine, qualité des écosystèmes (ou environnement naturel) et ressources naturelles (Finnveden *et al.*, 2009). Les endpoints associés au domaine de protection de la Santé Humaine s'expriment en DALY pour *disability-adjusted life years*. Le DALY correspond au « nombre d'années de vie en santé perdues à cause de la mortalité prématurée ou en raison de temps passé dans un état de santé fonctionnelle qui n'est pas optimal » (Martel et Steensma, 2012). Les dommages affligés à la Qualité des Ecosystèmes s'expriment en PDF.m².a, Potentially disappeared fraction over a given area and a given time period (Martineau, 2011). Toujours dans la même idée de clarté et compréhension des indicateurs, des domaines de préoccupations (area of concern) ont été créés. Ils se concentrent davantage sur les préoccupations des diverses parties prenantes de la société et se basent sur les mesure d'empreinte là où les domaines de protection couvrent les zones identifiées par la communauté de recherche en ACV (Ridoutt *et al.*, 2016).

1.4.3 Méthodes d'impact

Une méthode d'évaluation de l'impact, appelée plus fréquemment méthode d'impact, est une « méthode modélisant les voies d'impact des substances pour relier, le plus précisément possible, chaque flux d'inventaire à ses dommages environnementaux potentiels [traduction libre] » (Jolliet *et al.*, 2015). Les premières méthodes d'évaluation de l'impact ont vu le jour au milieu des années 1980 et début des années 1990 (Jolliet *et al.*, 2017). Il en existe des dizaines, chacune parue dans plusieurs versions grâce à l'évolution de la recherche ; en voici quelques-unes expliquées dans les paragraphes ci-dessous.

La méthode néerlandaise **CML** orientée midpoint, dont sa première version a été publiée au début des années 90, a été l'une des méthodes les plus utilisées en Europe (Jolliet *et al.*, 2017). Son approche méthodologique a été réutilisée par la suite pour l'architecture midpoint de la méthode ReCiPe (Jolliet *et al.*, 2017). Après une première version Ecoindicator 95, la méthode suisse **Ecoindicator** 99 elle est l'une des premières méthodes d'impact modernes orientée dommages ; son approche méthodologique endpoint a été réemployée pour le développement de la méthode ReCiPe (Goedkoop et Spriensma, 2001 ; Jolliet *et al.*, 2017).

IMPACT 2002+ est une méthode d'impact qui combine l'analyse d'impact midpoint (14 catégories) et endpoint (4 catégories) selon les principes de l'Initiative pour le Cycle de Vie (Jolliet *et al.*, 2003). Elle a servi de fondement au développement de la méthode IMPACT World + (Jolliet *et al.*, 2017).

La méthode **ReCiPe**, qui évalue les impacts midpoint et endpoint, a été divulguée en 2008 (Goedkoop *et al.*, 2009 ; Jolliet *et al.*, 2017). Dans sa mise jour de 2016, elle considère 17 catégories midpoint et des CF régionalisés à l'échelle de pays, continents en plus des facteurs globaux (Jolliet *et al.*, 2017). Cette méthode a la particularité de proposer trois perspectives différentes selon les hypothèses qui sont choisies pour gérer les incertitudes du modèle (Goedkoop *et al.*, 2009).

Publiée en 2019, **IMPACT World +** remplace IMPACT 2002+ ainsi que deux autres méthodes d'impact (Bulle *et al.*, 2019a). Elle se distingue par l'intégration d'un nombre important de CF spécifiques et régionaux, de nombreuses innovations pour la caractérisation midpoint dont l'intégration du modèle USEtox (Jolliet *et al.*, 2017).

Les ACV réalisées sur les activités minières utilisent majoritairement ReCiPe et CML comme méthode d'impact, suivies par IMPACT 2002+ et Ecoindicator (Rachid, Taha et Benzaazoua, 2023).

1.4.4 Catégories d'impact

A l'instar de l'ACV, les catégories d'impact, midpoint comme endpoint ne sont pas fixées, ni statiques, elles évoluent au rythme des progrès scientifiques en la matière. Dans les méthodes récentes, on citera néanmoins la récurrence des catégories midpoint suivantes (Jolliet *et al.*, 2017 ; Verones *et al.*, 2017 ; Goedkoop *et al.*, 2009 ; Bulle *et al.*, 2019a) :

- Changements climatiques,
- Destruction/appauvrissement de l'ozone stratosphérique,
- Occupation/transformation des sols,
- Utilisation/extraction/épuisement d'énergies (fossiles),
- Utilisation/extraction de minerais ou épuisement des ressources minérales,
- Épuisement/utilisation de l'eau,
- Particules (fines),
- Oxydants photochimiques,
- Radiations ionisantes,
- Toxicité humaine (cancer, non-cancer),
- Écotoxicité (terrestre, marine, d'eau douce),
- Eutrophisation (terrestre, marine, d'eau douce).

Cette liste n'est pas exhaustive, varie en termes de dénomination et domaine selon les méthodes. De plus, certaines catégories que l'on pourrait qualifier d'émergentes tentent ou ont la volonté d'être intégrées à certaines méthodes dans le futur : accidents industriels, accidents du travail et santé au travail, qualité des sols, ressources biotiques, utilisation des fonds marins, microplastiques, bruit, etc. (Jolliet *et al.*, 2017 ; Verones *et al.*, 2017 ; Huang *et al.*, 2023 ; Kijko *et al.*, 2015 ; Verones *et al.*, 2020). En ce qui concerne les catégories d'impact endpoint,

sont souvent quantifiées : santé humaine, qualité des écosystèmes et disponibilité des ressources naturelles (Bulle *et al.*, 2019a ; Goedkoop *et al.*, 2009). L'Initiative pour le Cycle de Vie a également pour objectif d'intégrer aux catégories endpoint : les services écosystémiques, les atouts socio-économiques, les héritages naturel et culturel (Verones *et al.*, 2017).

Les trois sous-sections suivantes abordent trois catégories d'impact midpoint qui participent en majorité aux dommages dans notre sujet d'étude : les changements climatiques, l'écotoxicité ainsi que l'utilisation des sols.

1.4.4.1 Changements climatiques

Les impacts sur les changements climatiques est l'une des catégories d'impact à laquelle l'ACV s'intéresse ; lorsqu'elle est la seule analysée, on réalise ce qu'on appelle un bilan carbone du cycle de vie (Jolliet *et al.*, 2017). Les changements climatiques sont majoritairement causés par l'émission des gaz à effet de serre (GES) (voir Figure 1.9) mais sont responsables à leur tour de destruction des écosystèmes et de détérioration de la santé humaine (Jolliet *et al.*, 2017 ; Levasseur *et al.*, 2016).

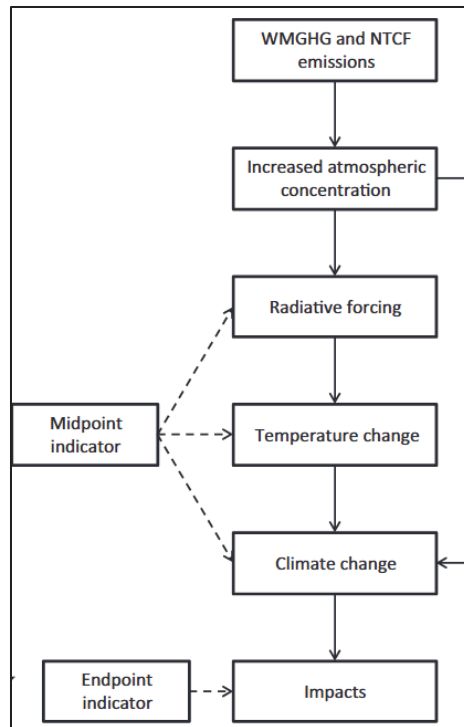


Figure 1.9 Chaîne de causalité entre les GES, changements climatiques (midpoint) et impacts finaux (endpoint)

Tirée de Levasseur *et al.* (2016)

Les facteurs de caractérisation (CF) midpoint qui traduisent l'émission des gaz à effet de serre en kg_{CO2eq} sont appelés les potentiels de réchauffements planétaires (GWP) et s'expriment en kg_{CO2eq}/kg de la substance concernée (Jolliet *et al.*, 2015). Ces potentiels représentent « la valeur cumulée du forçage radiatif provoqué par l'émission d'une unité de masse d'un gaz à effet de serre donné sur un horizon temporel défini, par rapport à la valeur équivalente du CO_2 [traduction libre] » (Levasseur *et al.*, 2010). Leurs valeurs sont fixées par le GIEC (Levasseur *et al.*, 2016 ; IPCC, 2023). Le forçage radiatif occasionné par un gaz est une grandeur physique qui lui est propre et qui évolue au cours du temps, c'est pourquoi les CF sont données relativement à celles du CO_2 et pour un horizon donné (Levasseur *et al.*, 2010). Les CF endpoint modélisent à leur tour l'impact des changements climatiques sur la destruction des écosystèmes et sur la santé humaine ; cela complète ainsi la voie d'impact causée par l'émission de GES (voir Figure 1.9).

1.4.4.2 Utilisation des sols

Les activités humaines (agricoles, industrielles, résidentielles, etc) requièrent de changer l'utilisation des sols et souvent même de l'occuper sur une certaine période. Plusieurs paramètres vont définir l'ampleur des impacts : la surface impactée, le temps d'occupation, la richesse de l'écosystème initial considéré ainsi que celle de l'écosystème modifié (Doka *et al.*, 2002 ; Milà I Canals, Romanyà et Cowell, 2007). La catégorie d'impact midpoint de l'utilisation des sols quantifie ces impacts selon deux indicateurs suivants :

- Le changement d'utilisation des sols exprime un changement de la qualité du sol en m² (Lindeijer, 2000). Il est souvent négatif pour la biodiversité, lorsque la surface en question passe d'un état naturel à un état anthropisé, mais ils peuvent tout de même être positifs lorsqu'il s'agit de réhabilitation par exemple (Doka *et al.*, 2002).
- L'occupation des sols modélise quant à elle l'utilisation constante d'une surface pour une certaine période et pour un type d'activité défini ; elle s'exprime en m²×an (Lindeijer, 2000).

En raison de la modification des écoulements d'eau, de la compaction du sol, la modification de sa végétation, la fragmentation du milieu ou encore les divers produits chimiques, l'utilisation et l'occupation des sols ont à leur tour des impacts significatifs sur la qualité des écosystèmes et la santé humaine (voir la Figure 1.10 ci-dessous) (Lindeijer, 2000 ; Koellner *et al.*, 2013).

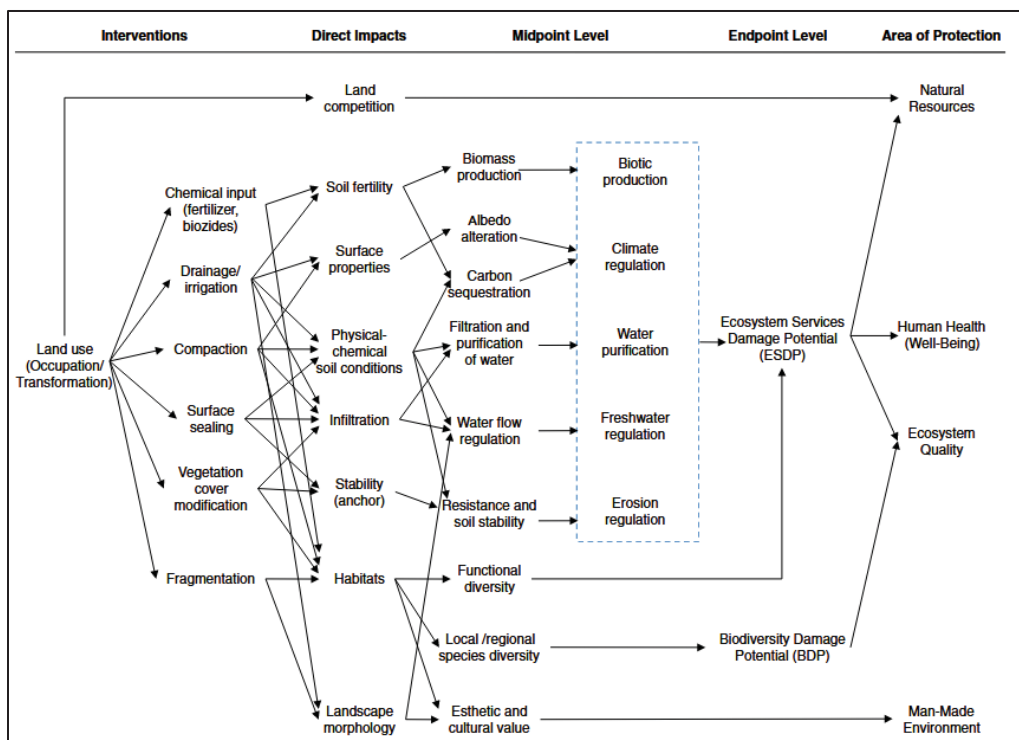


Figure 1.10 Chaîne de cause à effet des impacts environnementaux engendrés par la transformation et l'occupation des sols

Tirée de Koellner *et al.* (2013)

1.4.4.3 Écotoxicité en eau douce

« Ecotoxicological stress from chemical emissions is one of the drivers of biodiversity loss on local and regional scales and a recognized threat on a planetary scale » (Owsianiak *et al.*, 2023). L'écotoxicité est définie comme la toxicité d'une substance, son potentiel de dommages vis-à-vis des écosystèmes. USEtox (UNEP-SETAC toxicity model) constitue le modèle environnemental de référence pour l'évaluation de la toxicité et de l'écotoxicité des substances dans le cadre de l'ACV (Jolliet *et al.*, 2015). Ce travail, lancé à l'occasion de l'Initiative pour le Cycle de Vie, a permis d'estimer plusieurs milliers de CF spécifiques (Rosenbaum *et al.*, 2008 ; Henderson *et al.*, 2011). Il est qualifié de transparent, scientifiquement solide et la plus exhaustive des méthodes avec près de 2500 CF pour l'écotoxicité d'eau douce (Henderson *et al.*, 2011 ; Jolliet *et al.*, 2015 ; Rosenbaum *et al.*, 2008). USEtox simplifie l'environnement en compartiments (air, sol, eaux) et modélise leurs échanges par des flux (Rosenbaum *et al.*,

2008). Les impacts écotoxicologiques sont modélisés selon le même principe que les impacts sur la santé humaine (Jolliet *et al.*, 2006). La partie droite de la Figure 1.11 ci-dessous illustre la démarche USEtox pour déterminer les CF concernant la toxicité humaine (midpoint) jusqu'aux dommages sur la santé humaine (endpoint). La partie gauche de la même figure illustre la démarche pour obtenir les CF d'écotoxicité.

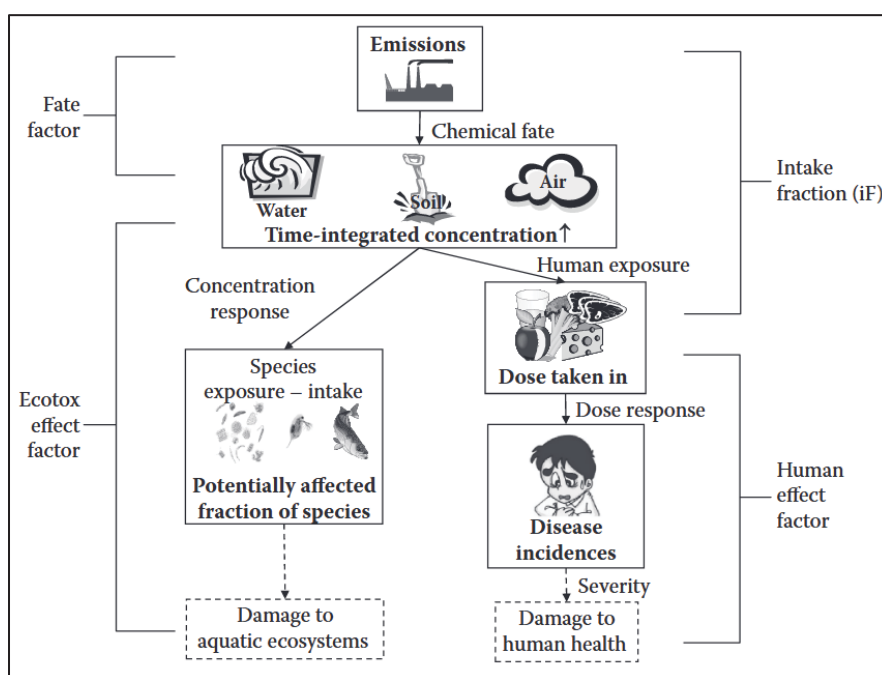


Figure 1.11 Illustration de la méthodologie générale de USEtox pour l'évaluation de l'écotoxicité et la toxicité des substances

Tirée de Jolliet *et al.* (2015)

L'équation (1.3 ci-dessous illustre le calcul du facteur de caractérisation CF d'écotoxicité en eau douce (Rosenbaum *et al.*, 2008).

$$CF = FF \times XF \times EF \quad (1.3)$$

L'unité du facteur de caractérisation est le $CTUe/kg_{emitted}$ ou $PAF.m^3.d/kg_{emitted}$, $CTUe$ pour comparative toxic units et PAF pour potentially affected fraction of species (Fantke *et al.*, 2017). D'après l'équation (1.3, le CF est donc le produit des trois termes suivants (Rosenbaum *et al.*, 2008) :

- *FF* : Fate factor (*d*). Il représente le temps de séjour de la substance dans le compartiment (eau douce) ; il est modélisé grâce à la distribution et la dégradation des substances.
- *XF* : Exposure factor (adimensionnel). Il représente la fraction dissoute et biodisponible de la substance.
- *EF* : Effect factor ($PAF \cdot m^3 / kg_{emitted}$). Il représente la capacité d'une substance à provoquer des effets toxiques sur les écosystèmes d'eau douce. Dans le cas d'IMPACT World +, ce terme est appelé *ERF* : exposure response factor (Bulle *et al.*, 2019a).

Le comportement des métaux diffère grandement des molécules organiques sur lesquelles les modèles d'écotoxicité se sont basés dans un premier temps (Dong, Gandhi et Hauschild, 2014). Ils sont persistants, c'est-à-dire qu'ils ne peuvent pas se dégrader naturellement dans l'environnement en raison de différentes réactions chimiques et biologiques (Plouffe, 2014 ; Gandhi *et al.*, 2010). Leur biodisponibilité, différente pour chaque spéciation et chaque métal, est influencée par de multiples facteurs : le pH, la dureté, la température, l'oxygène dissous, la présence d'autres ions, etc (Väänänen *et al.*, 2018 ; Strandesen *et al.*, 2007 ; Plouffe, 2014 ; Sydow *et al.*, 2020). La quantité de métal biodisponible, exprimée à travers le facteur d'exposition *XF*, est centrale dans la détermination de l'impact puisque c'est sur elle que l'écotoxicité est à considérer, et non la quantité totale de métal présente dans le milieu (Väänänen *et al.*, 2018 ; Plouffe, 2014). Divers travaux depuis le début des années 2010 ont permis de considérer cette particularité (Diamond *et al.*, 2010 ; Gandhi *et al.*, 2010 ; Gandhi *et al.*, 2011).

1.4.5 Base de données d'inventaire processus Ecoinvent

La base de données Ecoinvent est la plus importante base de données mondiale de processus pour l'ACV ; elle est également réputée pour sa transparence (Wernet *et al.*, 2016). Sa première version a été publiée en 2003, construite de l'assemblage de différentes bases de données existantes et de résultats d'ACV suisses des années 90 (Wernet *et al.*, 2016 ; Jolliet *et al.*, 2017). Elle fournit des données d'inventaire de cycle de vie de nombreux produits

et services, avec une importante transparence (Weidema *et al.*, 2013 ; Wernet *et al.*, 2016). Ces derniers concernent l'ensemble des domaines et secteurs économiques : énergies, transport, matériaux, construction, produits chimiques, agriculture, traitement des déchets, etc (Jolliet *et al.*, 2017). Depuis sa version 3, elle contient des données régionalisées en dehors de l'Europe de l'Ouest (Jolliet *et al.*, 2017).

Malgré le fait qu'Ecoinvent soit une base de données de grande qualité et exhaustive dans les domaines et processus qu'elle couvre - qui en fait la référence en ACV - elle est relativement incomplète dans ses inventaires sur les pratiques minières. Ecoinvent comporte un processus générique modélisant la gestion de résidus miniers (sulfurés ou non) par leur entreposage dans un parc à résidus, basé sur plusieurs travaux de Doka (2003 ; 2008 ; 2017). Ce processus est intégré à la production de plusieurs métaux de base : fer, cuivre, or, nickel, argent et pour quelque pays (Ecoinvent, 2020). Le modèle considère l'occupation et la transformation des terres ainsi que des rejets de polluants qui sont attribués aux eaux souterraines. La composition de ces rejets est basée sur des moyennes mondiales de données issues de la littérature ; la régionalisation est seulement réalisée au niveau des données climatiques (Turner, Hischier et Doka, 2019 ; Classen *et al.*, 2009). La littérature s'accorde sur l'idée qu'un tel inventaire (unique, générique), n'est pas assez représentatif pour conduire des analyses de qualité (Song *et al.*, 2017).

1.4.6 Limites de l'ACV et efforts de recherche actuels

Malgré la caractéristique avantageuse de l'ACV qui a largement participé à sa diffusion, l'outil conserve des limites importantes, tant théoriques que pratiques (Liu, Zhu et Tian, 2024).

1.4.6.1 Limites théoriques

L'ACV est un outil récent, développé depuis les années 80 seulement et les groupes de travail internationaux mis en place à l'occasion de l'Initiative pour le Cycle de Vie ont permis d'atteindre un certain état d'harmonisation (Finnveden *et al.*, 2009 ; Henderson *et al.*, 2011). Le cadre méthodologique développé par la communauté scientifique de l'ACV est un modèle,

il est par définition imparfait. Il correspond également à la connaissance de la communauté scientifique à un instant donné à propos des voies d'impact ; elle évolue donc avec le temps (Verones *et al.*, 2020). Comme souligné dans la section 1.4.4, certains indicateurs d'impacts « émergents » ont vocation à être intégrés aux méthodes d'impact à l'avenir. Les méthodes d'impact ne couvrent pas toutes les problématiques environnementales ; elle en exclut certaines comme les odeurs, les vibrations, les espèces invasives, etc (Verones *et al.*, 2020). Au sein des catégories d'impact, certaines sont associées à des scores plus ou moins incertains. C'est le cas de l'écotoxicité et la toxicité et ce, en raison du manque de données d'inventaire et de l'incertitude qui entoure les données de caractérisation (Finnveden *et al.*, 2009). La qualité des facteurs de caractérisation (CF) est un enjeu important : ces derniers peuvent avoir des incertitudes élevées, supérieurs à trois ordres de grandeur, ce qui ajoute à l'incertitude des résultats d'une étude (Jolliet *et al.*, 2017).

Parmi les limites couramment citées de l'ACV, on trouve le manque de différenciation spatiale (Liu, Zhu et Tian, 2024). En effet, certains impacts environnementaux affectent notre environnement à l'échelle globale et le besoin de spatialisation est moindre (par exemple les changements climatiques), d'autres l'affectent à une échelle très locale et une meilleure spatialisation pourrait être intéressante (stress hydrique par exemple) (Verones *et al.*, 2019 ; Finnveden *et al.*, 2009). L'impact environnemental peut être grandement influencé par les caractéristiques du milieu récepteur d'une pollution (Owsianiak *et al.*, 2013 ; Verones *et al.*, 2020 ; Jolliet *et al.*, 2017). La tendance est à la régionalisation des méthodes d'impact (Bulle *et al.*, 2019a ; Verones *et al.*, 2020). D'importants efforts de recherche complémentaires vont dans ce sens, par exemple avec le développement de FF (fate factor) et XF (exposure factor) à haute résolution spatiale pour l'écotoxicité en eau douce (Kounina *et al.*, 2019). Une seconde limitation des modèles d'ACV l'absence de la dimension temporelle (Liu, Zhu et Tian, 2024). En effet, l'inventaire du cycle de vie constitue une agrégation des données d'inventaire dans le temps, ce qui mène à des résultats d'impacts agrégés (Jolliet *et al.*, 2015). Cette limite cherche à être comblée par l'ACV dite dynamique, ACV qui nécessite notamment la construction d'un inventaire dynamique qui, couplé à des facteurs de caractérisation

dynamiques, donnent des résultats d'impacts « en temps réel », c'est-à-dire fonction de l'horizon temporel choisi (Levasseur *et al.*, 2010 ; Liu, Zhu et Tian, 2024).

Enfin, l'ACV a des limites intrinsèques par le scope qu'elle couvre : elle ne prend pas en compte les enjeux sociaux (comme la préservation de l'héritage culturel), économiques ou techniques (Milà I Canals, Romanyà et Cowell, 2007). A cette fin, le principe de l'ACV peut être décliné pour ces sujets : analyse sociale du cycle de vie, analyse du cycle des coûts, ingénierie du cycle de vie, (Jolliet *et al.*, 2017). De plus, l'ACV est une méthode d'évaluation environnementale parmi d'autres ; il existe également l'analyse de flux matière, l'analyse de flux de substance, l'étude d'impact environnementale, l'analyse de risques environnementaux, l'analyse coût-bénéfice, le bilan carbone ou encore l'empreinte eau (Finnveden *et al.*, 2009 ; Jolliet *et al.*, 2017). Ces deux dernières méthodes sont des incluses dans le scope de l'ACV (Jolliet *et al.*, 2017).

1.4.6.2 Limites dans l'application de l'ACV : limites pratiques

L'application de l'ACV est limitée par l'exhaustivité, la qualité, l'accessibilité et la transparence des bases de données d'inventaire (Finnveden *et al.*, 2009). L'inventaire peut se baser sur des bases de données mais aussi sur des données primaires transmises dans le cas de l'étude (industrielles par exemple), dans ce cas, leur qualité est également d'importance (Jolliet *et al.*, 2015). En ce qui concerne l'inventaire, on sait que son exhaustivité est cruciale pour certaines catégories d'impact : « Case studies where extra efforts have been made to include a larger number of emissions with potential toxicological relevance have also shown that this can change the results and conclusions in current practice » (Finnveden *et al.*, 2009). Les praticiens de l'ACV font un nombre important de choix tout au long de l'étude ; choix qui vont plus ou moins influencer sur les résultats : l'UF, les frontières du système, les hypothèses prises pour construire l'inventaire, la méthode d'allocation, la méthode d'impact, etc (Finnveden *et al.*, 2009 ; Jolliet *et al.*, 2015). L'ensemble de ces choix ajoutent de l'incertitude et diminuent la répétabilité et la crédibilité d'une étude.

Plus on avance dans les calculs le long de la voie d'impact (midpoint puis endpoint puis les trois étapes facultatives), plus l'incertitude sur les résultats est grande ; néanmoins, ces étapes se révèlent parfois indispensables à l'analyse souhaitée (Finnveden *et al.*, 2009 ; Jolliet *et al.*, 2015). En effet, il est parfois nécessaire de comparer des impacts classés dans des catégories midpoint différentes, ce qui est possible avec des résultats sous forme d'endpoint (Finnveden *et al.*, 2009). Parmi les étapes facultatives, la pondération peut être qualifiée d'arbitraire car elle fait appel à un système de valeur (social, économique, politique, éthique), système qui varie en fonction des pays et qui n'est pas figé dans le temps (Jolliet *et al.*, 2015 ; Finnveden *et al.*, 2009). Le choix du type d'indicateurs (midpoint, endpoint, pondérés, ...) ne relève pas de l'évidence, il participe également à la variabilité des résultats (Jolliet *et al.*, 2015).

1.4.6.3 Des limites qui concernent les ACV dans le domaine minier

Les limites citées ci-dessus concernent directement la conduite d'ACV sur des processus miniers. D'une part, dans le cadre d'une ACV qui inclurait l'évaluation de rejets de polluants vers le milieu naturel dont l'écotoxicité est à évaluer, l'importante incertitude des facteurs de caractérisation en écotoxicité engendrent une grande incertitude pour les résultats d'impact. Concernant la résolution spatiale, il est évident qu'elle pourrait contribuer à décrire les impacts avec plus de justesse. En effet, l'exploitation minière a parfois lieux dans des zones de haute biodiversité (Sonter *et al.*, 2020) et des facteurs de caractérisation à haute définition spatiale pourraient diminuer l'incertitude sur les résultats. De plus, les émissions réelles qui découlent de l'exploitation minière sont étalées dans l'espace et le temps ; de meilleurs résultats seraient obtenus avec une plus haute résolution dans ces deux dimensions. Enfin, comme mentionné dans la section précédente, les limites d'une étude sont corrélées aux limites du système analysé et l'ensemble des choix faits par les praticiens d'une ACV influencent les résultats d'impact.

1.5 L'utilisation de l'ACV pour la S/S et la gestion des résidus miniers

Cette section aborde la littérature scientifique existante sur des ACV conduites sur des procédés de stabilisation cimentaire ainsi que sur la gestion des résidus miniers.

1.5.1 Impact carbone de l'utilisation de matières cimentées pour la stabilisation

Nous nous concentrons dans cette partie sur l'impact carbone des matières cimentées, enjeu principal de l'industrie du béton et du ciment, à l'heure des plans de réduction et des objectifs de carboneutralité à l'horizon 2050 (Ministère Innovation, sciences et développement économique Canada et Association Canadienne du Ciment, 2022).

1.5.1.1 Impact sur les changements climatiques des matières cimentées

Le ciment est principalement composé de clinker, son liant ; ingrédient qui participe le plus à son empreinte carbone totale (Association Canadienne du Ciment, 2023). Environ un tiers des émissions dues à la fabrication du clinker est lié à la combustion pour la calcination du calcaire et des argiles (de matières non-renouvelables comme le charbon ou le pétrole). Entre la moitié et les deux tiers restants s'expliquent par la réaction chimique de décarbonatation qui a pour réactif le carbonate de calcium (CaCO_3) et produit de la chaux (CaO) et du CO_2 (Terán-Cuadrado, 2024 ; Association Canadienne du Ciment, 2023). Le ciment GUL, qui contient jusqu'à 15 % de calcaire au Canada, bénéficie d'une empreinte carbone moins élevée que le GU (Oguntola et Simske, 2023 ; Cement Association of Canada, 2021 ; Lemieux, Leduc et Dupré, 2012). A l'international, des ACV en Turquie, en Europe ainsi qu'à Hong-Kong donnent des chiffres d'impact carbone du clinker entre 890 et 1025 kg $\text{CO}_2\text{eq/t}$ (Terán-Cuadrado, 2024). Le Tableau 1.3 ci-dessous fait la synthèse de l'impact carbone de différents produits discutés dans cette partie avec un référentiel canadien.

Tableau 1.3 Impact sur les changements climatiques de différentes matières cimentaires au Canada

Produit	Impact carbone	Référence
Clinker (CA)	833 (kg CO ₂ eq/t)	(Association Canadienne du Ciment, 2023)
Ciment (CA)	744 (kg CO ₂ eq/t)	(Association Canadienne du Ciment, 2023)
Béton (CA)	269 (kg CO ₂ eq /m ³)	(Association Canadienne du Ciment, 2023)
Laitier (slag)	147 (kg CO ₂ eq/t)*	(Slag Cement Association, 2021)
(CA/US)		(Lindita Bushi et Jamie Meil, 2015)
(EU)	550 kg CO ₂ eq/t	(Buttiens <i>et al.</i> , 2016)

* Dans ces études, le laitier est considéré comme une matière récupérée. Seuls ont été comptabilisés les impacts liés à son traitement et son transport.

Une partie de la réduction d'impact prévue par l'industrie pour les 25 prochaines années s'appuie sur le remplacement d'une part significative du clinker par des MCS comme le laitier ou les cendres volantes grâce à leur moindre impact carbone (Association Canadienne du Ciment, 2023 ; Thorne *et al.*, 2024). Cette stratégie sera d'abord limitée par le taux actuel de réutilisation de ces matières, qui est de 90 % pour le slag et de 20 à 30 % pour les cendres volantes (Terán-Cuadrado, 2024). Dans un second temps, leurs propriétés en mélange diffèrent et le cantonneront à certains types d'applications (Thorne *et al.*, 2024).

1.5.1.2 Critique du système d'allocation et des alternatives dites « bas-carbone »

D'après le Tableau 1.3, on comprend l'intérêt de remplacer le clinker par le slag dans le ciment lorsque l'impact affiché avoisine la centaine de kilogrammes de CO₂eq. Néanmoins, on observe importante différence entre les deux résultats d'impact du laitier affichés. Cela s'explique par le fait que le slag, comme les cendres volantes sont considérés comme des sous-produits ou coproduits des procédés de métallurgie. Une sorte d'« allocation économique » est alors de vigueur au Canada entre autre et en vue de la faible valeur marchande (du slag par exemple) vis-à-vis de l'acier : les ACV prennent en considération dans l'inventaire des émissions uniquement les procédés de transformation et le transport dans le cadre de sa réutilisation (Slag Cement Association, 2021 ; Drevet, Meunier et Consigny, 2020).

Néanmoins, en réalisant une réelle allocation économique c'est-à-dire en allouant un certain pourcentage des émissions des procédés de métallurgie à l'inventaire du slag (un faible pourcentage, de l'ordre de 0,5 à 5 %), les résultats seraient autres (Drevetton, Meunier et Consigny, 2020). Une ACV réalisée par l'entreprise Elioth révèle que l'empreinte carbone du laitier se situerait davantage entre 250 et 500 kg CO₂eq/t (Drevetton, Meunier et Consigny, 2020).

Il n'existe pas de système d'allocation « évident » en toutes circonstances ; cette problématique continue à faire débat (Ardente et Cellura, 2012). La méthode d'allocation est un enjeu central de l'ACV, qui peut changer drastiquement les résultats, comme le précise un groupe de travail de l'Association Française de Génie Civil (AFGC) :

« En fonction de la méthode d'allocation sélectionnée (la plus avantageuse n'étant souvent pas la plus réaliste sur le plan environnemental), les résultats peuvent être différents. On peut aller jusqu'à modifier notablement les impacts environnementaux d'un co-produit, jusqu'à remettre en cause leur intérêt environnemental ou inversement augmenter artificiellement leur attrait. » (Groupe de travail DIOGEN, 2020)

Le travail d'Elioth illustre cette disparité d'impact importante entre les différentes méthodes d'allocation ; la Figure 1.12 ci-dessous en illustre un exemple avec deux ciments proches du ciment 20GU/80SLAG utilisé dans notre projet (Drevetton, Meunier et Consigny, 2020). A noter que les valeurs de références correspondent à la pratique actuelle au Canada mentionnée ci-dessus, c'est-à-dire uniquement la comptabilisation du traitement et du transport pour la réutilisation du slag. A noter également que ces valeurs ne s'inscrivent pas dans un référentiel Canadien.

La Figure 1.12 présente l'expansion du système aux côtés des méthodes d'allocation. C'est une méthode à privilégier afin d'éviter l'allocation sur des principes physiques ou économiques (ISO, 2006). Elle consiste à agrandir le système afin de considérer ce que les coproduits remplacent, dépendamment de leur fonction (Institute for Environment and Sustainability,

2010). L’attribution des impacts se base donc sur les impacts potentiellement évités par la substitution.

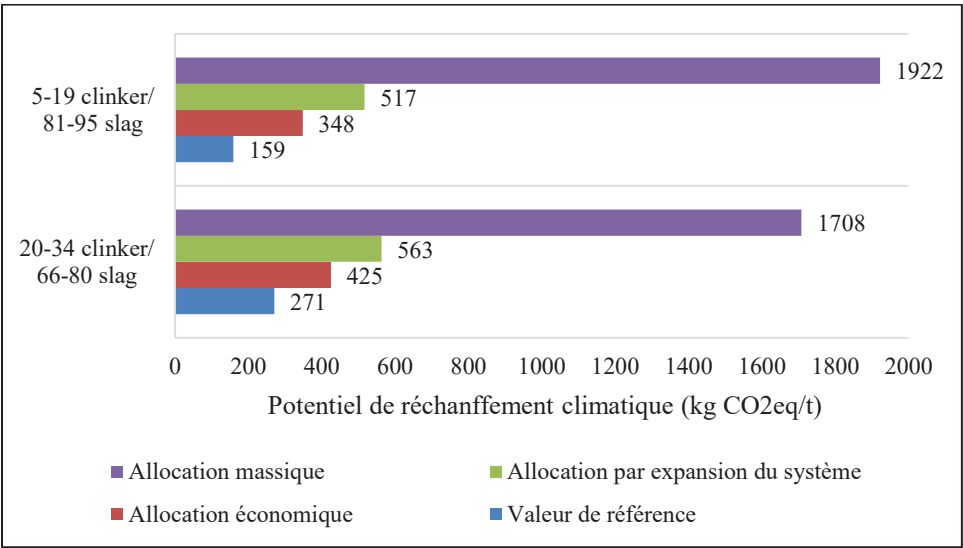


Figure 1.12 Comparaison de l’impact carbone des ciments selon la méthode d’allocation du slag

Adaptée de Drevet, Meunier et Consigny (2020)

Un travail de Seto et al. s’est penché sur l’influence des méthodes d’allocations sur les résultats d’impact de la production des cendres volantes et des ciments qui en contiennent (Seto, Churchill et Panesar, 2017). Il en est ressorti que les résultats d’impact varient énormément en fonction de la méthode choisie, l’allocation massique et l’allocation économique étant les plus sensibles. Toujours à propos des FA, l’article de Zhang et al. a conclu à une relation positive entre la quantité d’émissions de CO₂ d’un béton et sa proportion en MCS ; le coût étant également un paramètre qui lui est directement corrélé (Zhang *et al.*, 2014).

Il est donc possible à présent d’analyser avec plus de clés de compréhension les résultats d’ACV des bétons dits « bas-carbone » et en particulier ceux qui utilisent ces MCS. On a l’exemple au Québec du béton de l’entreprise CarbiCrete, réalisé à partir de scories d’acier (slag), et dont le potentiel de réchauffement climatique affiché est de 11,7 kg CO₂eq/m³. (CarbiCrete, 2024), contre 269 kg CO₂eq/m³ en moyenne selon l’Association Canadienne du

Ciment (2023). Si l'on discute d'options cimentées non pas « bas carbone » mais moins carbonées, plusieurs autres pistes sont explorées, comme les ciments qui ne nécessitent pas des températures aussi importantes que le clinker traditionnel lors de sa fabrication, comme le ciment LC³ (pour limestone calcined clag cement = ciment mélangé aux argiles calcinées et au calcaire) : entre 700 °C et 800 °C au lieu de 1500 °C (SDC, 2023 ; Drevet et Meunier, 2021).

Malgré la précaution à avoir dans l'analyse des résultats d'impact de ces nouveaux mélanges de ciments, les MCS restent une piste de réduction de l'impact carbone, de réutilisation de matières destinées à l'enfouissement et dont les propriétés techniques sont parfois améliorées pour l'usage visé (Thorne *et al.*, 2024 ; Crossin, 2015 ; Sharma, 2024 ; Cement Association of Canada, 2021).

1.5.2 Les impacts environnementaux de la S/S

Un petit nombre d'ACV sont disponibles afin de comprendre l'impact environnemental de la S/S. D'après l'étude de Bai *et al.*, les éléments les plus contributeurs à l'impact sur les changements climatiques de la stabilisation cimentaire de sédiments contaminés se trouvent être les adjuvants, en l'occurrence le ciment et la chaux pour un total de 86,12% de l'impact, loin devant les autres étapes comme les opérations logistiques (Bai, Chatain et Laforest, 2017). Il ressort de l'étude de Barjoveanu *et al.* que plus la quantité d'adjuvants nécessaires pour la S/S est importante, plus l'impact environnemental de la méthode le sera également (Barjoveanu *et al.*, 2018). En complément, le choix du matériau employé à des fins de stabilisation, autant que sa quantité, est d'une grande importance en vue d'une réduction d'impact. Le travail d'Hossain *et al.* rejoint ces conclusions en ajoutant que le remplacement du ciment portland au profit de MCS pour l'adjuvant est préférable afin de réduire l'impact sur les changements climatiques de la méthode (Hossain *et al.*, 2020). Enfin, une étude de Komaei *et al.* analysait le potentiel de réduction d'impact d'une stabilisation à l'hydrate de calcium et au laitier (slag) activé au carbonate de sodium, plutôt qu'au ciment portland (Komaei *et al.*, 2025). Il en ressort que pour une résistance mécanique et une stabilisation des métaux similaires, l'alternative au ciment portland émet 75% de CO₂eq en moins.

1.5.3 L'utilisation de l'ACV dans l'industrie minière

L'ACV est un outil qui a toute sa place dans l'industrie minière dans l'objectif de quantifier les différents impacts de ses activités et alimenter les bases de données (Lesage *et al.*, 2008 ; Farjana *et al.*, 2019).

1.5.3.1 Pertinence de l'outil et son utilisation

L'ACV est un outil pertinent et fiable pour l'industrie minière en tant qu'outil d'aide à la décision dans un objectif de développement durable (Stewart, 2001 ; Reid, Lesage, *et al.*, 2009 ; Beylot *et al.*, 2022). Le sujet reste peu étudié : une étude évaluait la proportion d'ACV traitant du secteur minier à près de 0,8 % (Awuah-Offei et Adekpedjou, 2011). Cela pourrait s'expliquer par le fait que le secteur minier est un secteur où il est particulièrement difficile de réaliser des ACV, en partie en raison du manque de données de bonne qualité, accessibles publiquement (Rachid, Taha et Benzaazoua, 2023). En effet, les données recherchées sont souvent considérées comme confidentielles par les entreprises du secteur (Edraki *et al.*, 2014 ; Reid, Bécaert, *et al.*, 2009). De plus, il n'existe pas de base de données d'inventaire spécifique au secteur et les données existantes seraient d'une faible représentativité (Soto-Vázquez, 2025).

On peut toutefois noter une augmentation de la production scientifique sur le sujet ces dernières années qui correspond à un intérêt croissant de la société pour les enjeux de durabilité, y compris dans le secteur minier (Soto-Vázquez, 2025 ; Rachid, Taha et Benzaazoua, 2023). Cette tendance est à remettre en perspective avec le fait que la production scientifique en ACV augmente pour l'ensemble des secteurs d'activités (Moutik *et al.*, 2023).

La majorité des ACV conduites se focalisent sur les opérations d'extraction, omettant de nombreuses autres étapes ou critères, telles que l'exploration minière, l'emplacement géographique des mines, les pertes en métaux lors du traitement (Durucan, Korre et Munoz-Melendez, 2006). D'après la revue de Rachid *et al.*, seules quatre ACV ont été réalisées dans un contexte canadien, bien moins que la Chine ou l'Australie avec respectivement 18 et 11 publications (Rachid, Taha et Benzaazoua, 2023).

L'acceptation sociale des projets est une dimension non-négligeable pour les projets miniers et l'ACV pourrait être un outil pertinent pour l'évaluation d'impact de ces activités sur la santé humaine et sur les écosystèmes, qui sont des sujets importants pour la population riveraine (Farjana *et al.*, 2019). En dehors des préoccupations environnementales, les problématiques purement sociales apportées par le secteur sont nombreuses et touchent une variété d'acteurs (Azapagic, 2004). Ces enjeux donnent prétexte au déploiement d'autres outils d'analyses comme l'analyse sociale du cycle de vie (ASCV) et à son application à la production minière (Soto-Vázquez, 2025).

1.5.3.2 L'ACV pour l'évaluation environnementale de la gestion des résidus miniers

Si les ACV dans le domaine minier ne sont pas nombreuses, celles qui analysent l'impact environnemental de la gestion des résidus le sont encore moins (Rachid, Taha et Benzaazoua, 2023). Une analyse bibliométrique a permis de déterminer que sur les 63 articles analysés qui traitent de l'ACV dans le secteur minier, seuls quatre traitent de la gestion des résidus miniers (Soto-Vázquez, 2025). Certaines analyses se concentrent même uniquement sur une seule catégorie d'impact, souvent l'impact carbone (Adiansyah, 2020 ; Norgate et Haque, 2010).

Même si les ACV sur le secteur minier qui prennent en compte la gestion des résidus miniers sont assez rares, la recherche a démontré qu'il était primordial de ne pas exclure ce processus des limites du système lors de l'analyse environnementale de la production de métaux (Muller *et al.*, 2022 ; Beylot et Villeneuve, 2017). La revue de Beylot et al. (2022) a permis de déterminer que l'élimination des résidus miniers constitue est un contributeur majeur à l'impact de la production métallique. D'après l'étude de Beylot et Villeneuve (2017), le processus de stockage des résidus miniers issus de la production de cuivre est un processus contributeur principal dans les catégories d'impact liées à la toxicité. Les auteurs concluent que la perspective temporelle ainsi que la méthode de gestion sont les deux paramètres qui déterminent la prédominance de l'impact de cette gestion par rapport au processus de production des métaux. Cette étude a basé ses calculs d'impact sur des données de pollution vers les eaux souterraines ainsi que des données vers l'eau de surface (rivière) où est déchargé

le surplus d'eau du parc à résidus (Beylot et Villeneuve, 2017). On citera également le travail de Carniero et Fourie (2019) qui présente une ACV de la gestion des résidus miniers appliquée à une étude de cas en Australie, incluant de nombreux processus secondaires.

D'après le travail de Tao et al., la gestion de résidus miniers peut avoir un impact non-négligeable à l'échelle de la production des métaux : l'extraction et la valorisation du minerai plomb-zinc en l'occurrence. Plus précisément, l'étude donne l'entreposage des résidus miniers comme le contributeur majoritaire dans quatre catégories d'impact midpoint sur les 18 que comportent ReCiPe H, dont freshwater ecotoxicity et human toxicity (Tao *et al.*, 2019). De plus, à l'échelle du processus global d'extraction et de valorisation du minerai, ces quatre catégories d'impact font parties des cinq qui prédominent parmi l'impact normalisé (endpoint) de la méthode, ce qui renforce la théorie selon laquelle la considération de l'entreposage des résidus est primordiale dans l'impact de la production minière (Tao *et al.*, 2019). Enfin, parmi les ACV existantes, très peu présentent des analyses d'incertitudes, malgré le fait qu'elles soient supposées très importantes (Beylot *et al.*, 2022).

Les catégories d'impact d'écotoxicité et de toxicité humaine sont particulièrement sensibles à la modélisation des contaminants issus de la lixiviation des résidus, en particulier la mobilité des métaux (Beylot *et al.*, 2022). Quelques ACV se basent sur des données de lixiviation spécifiques à leur site (Beylot et Villeneuve, 2017 ; Muller *et al.*, 2022 ; Reid, Bécaert, *et al.*, 2009). Le travail de Muller et al. (2022) s'est penché sur la modélisation du transport réactif des rejets des résidus miniers et l'a comparé à l'approche cinétique de premier ordre utilisée pour la modélisation Ecoinvent. Ils ont déterminé que cette approche, bien que probablement plus précise, nécessitait une importante quantité de données et des ressources en calcul importantes (Muller *et al.*, 2022).

À propos des résidus densifiés, au moins deux ACV comparatives concluent que ce type de gestion comporte de nombreux avantages par rapport à la gestion conventionnelle des résidus miniers - sous forme de boue (Wang *et al.*, 2022 ; Carneiro et Fourie, 2019). On peut ajouter que lorsque le mix électrique est fortement carboné, la consommation énergétique des opérations d'épaississement des résidus peuvent être à l'origine de plus de 90 % des impacts

environnementaux de la gestion totale des résidus (Adiansyah *et al.*, 2017). D'un point de vue impact carbone uniquement, augmenter la teneur en solide des résidus entraîne une hausse des émissions mais cette tendance peut s'inverser à condition de choisir des sources d'énergie moins carbonées (Adiansyah, 2020). On peut citer également le processus de désulfuration des résidus, qui entraîne un gain environnemental notamment sur l'écotoxicité et la toxicité humaine, tout en augmentant l'impact sur les changements climatiques en raison de la consommation électrique, dans le cas d'un mix électrique largement carboné (Broadhurst *et al.*, 2015).

1.5.3.3 ACV sur la S/S comme méthode de gestion des résidus miniers

A ma connaissance, seules deux ACV ont été conduites dans le but de comparer différentes options de stockage définitif des résidus miniers impliquant leur stabilisation cimentaire. La première visait à comparer les impacts environnementaux du dépôt final dans un parc à résidus vis-à-vis d'un remblayage cimenté à base de slag et de ciment (Reid, Bécaert, *et al.*, 2009). L'étude a conclu que le scénario de remblayage mène à des impacts environnementaux plus importants par rapport à la gestion conventionnelle dans 11 des 14 catégories d'impact. Ce résultat s'explique par la demande matérielle pour la construction de l'usine de remblayage et des matériaux de remblayage (ciment et slag) comme par la demande énergétique du procédé (Reid, Bécaert, *et al.*, 2009).

La seconde constitue probablement la seule ACV sur la stabilisation cimentaire de résidus comme couverture et donc solution finale de restauration (Sarkkinen, Kujala et Gehör, 2019). L'étude propose également une évaluation sur la performance technique et économique des scénarios afin de conduire une analyse multicritère. Trois scénarios de S/S ont été considérés : l'un avec du ciment portland et deux avec du slag. Ces couvertures sont comparées à une couverture de moraine ainsi qu'à une couverture multicouche.

Seules trois catégories d'impacts ont été regardées dans l'étude : le pouvoir de réchauffement global (changements climatiques, IPCC 2013), la demande en énergie (Cumulative Energy Demand V1.09 method) ainsi que les dommages sur la santé humaine (ReCiPe 2016 Endpoint

V1.00). Concernant les limites de l'étude, on peut citer le fait que l'ACV se base uniquement sur l'impact environnemental des matériaux utilisés dans les recouvrements, incluant leur transport (base de données : Ecoinvent). Disposant de résultats des tests de lixiviation (des matériaux seulement), ces derniers auraient pu être un apport intéressant à l'ACV. De plus, seuls trois critères d'évaluation environnementale sont pris en compte, deux catégories midpoint, une catégorie endpoint. L'ACV en elle-même est très peu détaillée : pas d'unité fonctionnelle, pas de limites claires du système, pas d'inventaire, pas d'analyse de contribution et une analyse des résultats d'impact très courte. Il est donc difficile de tirer des conclusions claires au-delà de l'impact relatif des couvertures (matériaux seulement) selon les trois catégories d'impact présentées.

A ce jour et dans la mesure de mes recherches, ces deux études constituent les seules ACV en rapport avec la stabilisation des résidus miniers comme méthode de stockage définitif.

1.6 Conclusion

L'industrie minière est une industrie qui occasionne des pressions de différentes sortes sur notre environnement. La production minière est génératrice d'importantes quantités de déchets. Parmi eux, les résidus miniers sont particulièrement considérés car selon leur composition minéralogique et leurs conditions de stockage, ils peuvent être générateurs de drainage minier acide (DMA). Le DMA est l'un des grands défis environnementaux auquel fait face l'industrie avec le rejet d'un effluent à faible pH qui rejoint le milieu naturel, contaminé en métaux lourds et en sulfates. En raison du caractère définitif de l'entreposage des résidus miniers, c'est-à-dire que l'infrastructure de rétention doit rester en l'état pendant plusieurs milliers d'années, leur stabilité géotechnique et chimique est primordiale. Le Québec dispose d'un important patrimoine minier y compris des sites abandonnés dont la réhabilitation est la responsabilité du gouvernement provincial. Les parcs à résidus, lorsqu'ils sont à risque de relarguer du DMA, constituent une priorité lors de la réhabilitation des anciens sites miniers. Il n'existe pas de méthode universellement applicable pour la réhabilitation des parcs à résidus générateurs de DMA en raison de la grande variabilité des éléments suivants : connaissances

plus ou moins détaillées du site et de ses pollutions, composition chimique des résidus (souvent mêmes hétérogènes à l'échelle d'un site), possibles instabilités géotechniques des ouvrages de rétention, géologie, hydrogéologie, climat, contexte social et réglementaire... Parmi les techniques de réhabilitation des sols, la solidification/stabilisation (S/S) est une méthode qui a prouvé son efficacité lors de contaminations aux métaux lourds. La stabilisation cimentaire pourrait être prometteuse comme technique de restauration des parcs à résidus et des efforts récents de recherche vont dans ce sens. La grande diversité des compositions chimiques de résidus miniers empêche l'instauration d'une recette universelle efficace de liant cimentaire et des interrogations sont à lever quant à l'efficacité à long terme de la couverture cimentée, de même que ses coûts et ses conséquences environnementales. L'analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode qui permet d'analyser les différents impacts environnementaux d'un produit, d'un procédé ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie, c'est-à-dire depuis l'extraction des matières premières jusqu'à sa fin de vie. Holistique, l'ACV présente un point de vue global et complet des impacts environnementaux, décentré des traditionnelles empreintes carbone. C'est un outil largement utilisé dans tous types de secteur dans un objectif d'aide à la décision sur des critères environnementaux. L'application de l'ACV dans le but d'évaluer la performance environnementale d'une solution de gestion des déchets miniers ou de réhabilitation d'un parc à résidus miniers est plus que pertinente. Néanmoins, la littérature scientifique sur le sujet est très succincte et l'ensemble des acteurs gagnerait à ce qu'elle soit étoffée.

CHAPITRE 2

CONTEXTE ET OBJECTIFS DU PROJET

2.1 Projet global : expérimentation d'une méthode de stabilisation cimentaire des résidus miniers

La méthode expérimentale conçue dans le cadre de ce projet est la stabilisation cimentaire de la couche supérieure du parc à résidus miniers. Cette couche cimentée a pour objectif, par sa faible perméabilité et la stabilisation physico-chimique des éléments, à réduire le risque de génération de drainage minier acide (DMA). La finalité visée étant la restauration du site afin de satisfaire, entre autres, différents critères géotechniques et les critères environnementaux en vigueur concernant la charge en contaminants dans les effluents. L'idée générale du projet est illustrée sur la Figure 2.1.

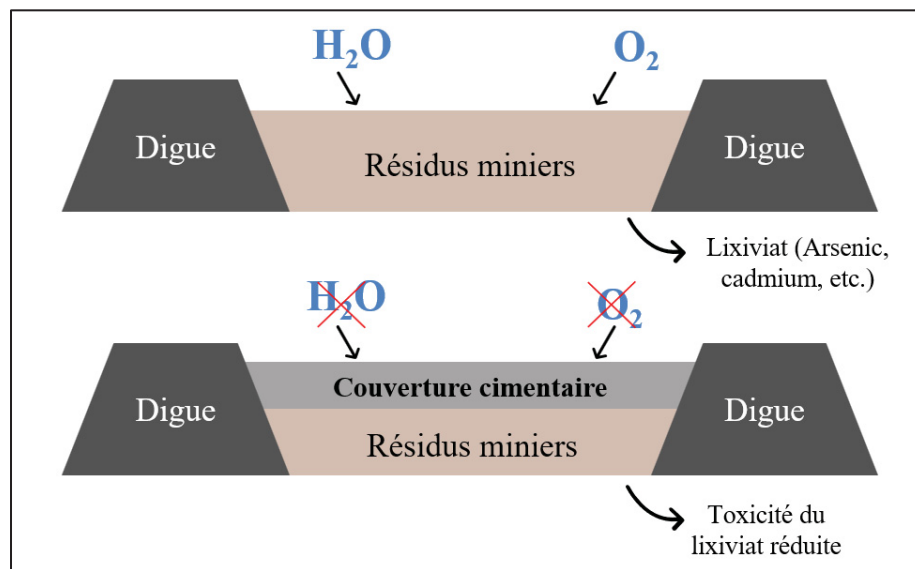


Figure 2.1 Illustration du principe général de la méthode de stabilisation cimentaire : gestion traditionnelle en haut et nouvelle méthode en bas (Illustration personnelle)

Ce projet est conduit par l'institut de recherche en mines et environnement (IRME) rattaché à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) et Polytechnique Montréal. Le

projet est également porté par plusieurs partenaires : le CRNSG (conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada), mine Raglan (Glencore), Iamgold, AgnicoEagle, le MNRF (ministère des Ressources Naturelles et des Forêts, Québec) ainsi qu'Amrize Canada. Les travaux de recherche ont pour référentiel les résidus miniers issus des quatre parcs à résidus québécois suivants : Manitou, LaRonde, Joutel et Raglan. Une description de ces sites est disponible à la section 3.1.

Trois doctorants travaillent selon les trois axes de recherche suivants :

- Axe 1 : Effet des propriétés physico-chimiques et minéralogiques des résidus sur le comportement hydrogéochimique des résidus stabilisés au ciment.
- Axe 2 : Performance de la couche de résidus stabilisés au ciment pour le contrôle de la génération du DMA.
- Axe 3 : Durabilité des résidus stabilisés face aux conditions climatiques.

Le quatrième axe de recherche de ce projet est celui qui justifie ce mémoire, à savoir l'évaluation de l'impact environnemental de la solution.

2.2 Les objectifs spécifiques au présent mémoire

Compte tenu de la nécessité de mieux gérer les résidus miniers, comme décrit ci-dessus, l'objectif principal de ce travail consiste à analyser les impacts environnementaux de la technique de stabilisation des résidus miniers en surface, comme illustrée sur la Figure 2.1. Les points chauds ou contributeurs majoritaires aux impacts seront identifiés et permettront d'émettre des recommandations sur les paramètres de conception et de modélisation les plus déterminants. Cette étude a également pour but d'examiner dans quelle mesure il est possible de comparer cette technique à une gestion conventionnelle de résidus miniers (stockage sous forme de boue), en tenant compte des incertitudes liées à la performance à long terme et à la modélisation des émissions vers le milieu naturel. Afin de répondre à cette question, une analyse de cycle de vie comparative sera menée. L'étude vise ainsi à déterminer quels sont les principaux impacts environnementaux associés à la stabilisation cimentaire, sous quelles hypothèses ces impacts demeurent limités, et si les méthodes actuelles d'ACV permettent

d'évaluer de façon robuste les bénéfices potentiels liés à la réduction de la mobilité des contaminants. L'ensemble des modélisations auront comme référentiel les quatre parcs dont les résidus ont été analysés dans le cadre de ce projet : Manitou, LaRonde, Joutel et Raglan.

Compte tenu des lacunes relevées au travers de la revue de littérature, plusieurs objectifs secondaires ont été identifiés pour compléter la ligne directrice de ce travail :

- Analyser l'influence du choix de la méthode d'impact sur les résultats d'impact – déterminer si ce choix peut potentiellement changer nos conclusions ;
- Mettre en perspective l'impact carbone de la stabilisation cimentaire vis-à-vis de la production minière dans son ensemble – déterminer s'il pourrait représenter un point chaud à l'échelle de la production métallique ;
- Évaluer la sensibilité des résultats d'impact aux hypothèses de modélisation :
 - Paramètres de la couche cimentée : type de ciment, épaisseur de couche cimentée, pourcentages en mélange ;
 - Choix du compartiment écologique de destination des émissions vers le milieu naturel : eau de surface ou eau souterraine ;
 - Sensibilité des données d'inventaire aux principales hypothèses et données d'entrée ;
- Évaluer la représentativité des processus génériques issus de la base de données d'inventaires Ecoinvent vis-à-vis de nos inventaires spécifiques – identifier certaines limites du modèle de gestion des résidus développé par Doka.

CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE

3.1 Les sites miniers de référence

Le projet global sur l'évaluation de la stabilisation cimentaire de résidus s'est appuyé sur des échantillons de résidus miniers de quatre sites miniers québécois : Manitou, LaRonde, Joutel et Raglan et dont la localisation est illustrée sur la carte ci-dessous. Chaque site fait l'objet d'une description individuelle dans les sections ci-dessous.



Figure 3.1 Localisation des 4 sites miniers québécois sur lesquels se base l'analyse (Illustration personnelle, 2026)

3.1.1 Manitou (Abitibi-Témiscamingue, QC)

Manitou est un ancien site minier situé dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, au nord du Québec, à une quinzaine de kilomètres à l'est de la ville de Val-d'Or. L'exploitation du gisement polymétallique a eu lieu entre 1942 et 1979 avec un total de 12,4 Mt de minerais extraits (Zn, Cu, Pb, Au, Ag) (Côté et Tamaehu-Plovier, 2020 ; MRNF, 2025). Son parc à résidus constitue le lieu d'entreposage de 11 Mt de résidus miniers, qui ont été déversés sans les mesures de confinement adéquates (Agnico Eagle, 2016). Plusieurs ruptures de digues ont eu lieu dans les années 70 et 80, provoquant une migration de certains résidus, générateurs de DMA, dans le ruisseau Manitou sur une distance de 6,5km et jusque dans la rivière Bourlamaque en aval (MRNF, 2025 ; Côté et Tamaehu-Plovier, 2020 ; Agnico Eagle, 2016). Les rives de la rivière Bourlamaque ainsi que son lit étaient recouverts des résidus et les effets de cette présence étaient notables : baisse de pH, absence de poisson à certains endroits, concentrations excessives en métaux et épisode important de mortalité de poissons en 2003 (Berryman, 2005). La présence de DMA était visible à l'œil nu : « le site Manitou était semblable à un désert coloré aux nuances allant du blanc à l'orange foncé » (Côté et Tamaehu-Plovier, 2020).

A la reprise du site par le MRNF la même année, une superficie de 200 ha était impactée par ces résidus, le pH moyen des eaux environnantes était compris entre 2 et 3 (MRNF, 2025 ; Agnico Eagle, 2016). D'importants travaux de restauration ont été réalisés par le ministère depuis 2007 : modification du bassin versant pour limiter les eaux en transit sur le parc, nettoyage de la rivière Bourlamaque et excavation des résidus ; aménagement d'un bassin de sédimentation en aval du parc ; confinement des résidus grâce à de nouvelles digues (MRNF, 2025 ; Côté et Tamaehu-Plovier, 2020). Une grande partie du parc a bénéficié d'un recouvrement monocouche constitué d'autres résidus miniers alcalins en provenance de la mine Goldex et une zone a vu sa nappe phréatique être rehaussée pour prévenir l'oxydation des résidus problématiques (Côté et Tamaehu-Plovier, 2020 ; Agnico Eagle, 2016). L'objectif de ce partenariat entre la mine Goldex et le ministère est d'abord économique grâce à la contribution de l'entreprise Agnico Eagle, propriétaire de la mine Goldex, qui réduit les dépenses ministérielles d'environ 14 millions de dollars (Agnico Eagle, 2016 ; Côté et

Tamaehu-Plovier, 2020). Le partenariat apporte également des bénéfices environnementaux par la restauration du site Manitou et la non-construction d'un nouveau parc à résidus pour la mine Goldex (Côté et Tamaehu-Plovier, 2020).

3.1.2 LaRonde (Abitibi-Témiscamingue, QC)

LaRonde est un site minier souterrain (3,1 km de profondeur maximale) exploité par l'entreprise Agnico Eagle en activité depuis 1988 et situé à une soixantaine de kilomètres à l'ouest de Val-d'Or, en Abitibi-Témiscamingue au Québec (Falardeau, 2021 ; Agnico Eagle Mines Limited, 2020). 2,4 Mt de résidus miniers sont déposés annuellement dans son parc à résidus miniers dont la superficie est de 165 ha (Kalonji-Kabambi, Bussière et Demers, 2020). Au total, 36 millions de m³ de résidus sont entreposés dans son parc à résidus (Agnico Eagle Mines Limited, 2023). Depuis 2022, LaRonde filtre ses résidus pour les stocker par empilement (Agnico Eagle Mines Limited, 2023 ; CIM, [s d]). Une partie des résidus servent au remblayage des cavités souterraines sous forme de pâte cimentée (*backfilling*) afin d'assurer la stabilité du site (Agnico Eagle Mines Limited, 2020). Les résidus miniers entreposés sont issus de différents sites d'extraction, leurs compositions sont diverses et certains sont à risque de générer de l'acide (Agnico Eagle Mines Limited, 2020). A la fermeture du site, il est prévu de recouvrir le parc à résidus LaRonde à l'aide d'un recouvrement multicouche, comprenant entre autres une géomembrane synthétique, des résidus non-générateurs d'acide ainsi que de la terre végétale (Agnico Eagle Mines Limited, 2020). Le minerai d'or était traité par cyanuration, il existe donc un risque concernant la présence de composés azotés dans les résidus et/ou dans les eaux de lixiviation (SystExt, 2021 ; Agnico Eagle Mines Limited, 2020). Les coûts de restauration de la mine LaRonde ont été évalués à 160 millions de dollars (Agnico Eagle Mines Limited, 2020).

3.1.3 Joutel (Nord-du-Québec, QC)

Joutel est une ancienne mine d'Agnico Eagle, exploitée essentiellement pour ses ressources d'or entre 1974 à 1993 (Benzaazoua *et al.*, 2004). Elle se situe à près de 200 km au nord de Val-d'Or, dans la région du Nord-du-Québec. Le parc à résidus minier s'étend sur près de 120

ha pour un volume maximal entreposé de 36 millions de m³, résidus en provenance de deux mines différentes (Benzaazoua *et al.*, 2004 ; Blowes *et al.*, 1998 ; Agnico Eagle Mines Limited, 2023 ; Pétel, 2017). Des campagnes de caractérisation ont montré d'importantes disparités dans la caractéristiques chimiques et minéralogiques des résidus miniers échantillonnés (Elghali, 2018). Le parc à résidus n'a pas bénéficié d'un système de recouvrement à sa fermeture, si bien que dans certaines zones du parc, les résidus de surface sur 20 cm à 1 m de profondeur ont pu subir une oxydation (Elghali, 2018 ; Pétel, 2017). A la frontière entre les résidus frais et les résidus oxydés s'est formé un *hardpan* ou horizon induré : une fine épaisseur de résidus naturellement cimentés qui constitue une couche de faible perméabilité et qui participe à protéger les résidus frais de l'oxydation (Elghali, 2018). Le parc à résidus est toujours en cours de restauration de la part d'Agnico Eagle ; une partie a été revégétalisée (Association Minière du Québec, 2017).

Le site de Joutel, comme LaRonde et Manitou, se situe en zone boréale (Brandt J.P., 2009 ; Morneau, 2021).

3.1.4 Raglan (Nord-du-Québec, QC)

La mine Raglan est un complexe minier situé au Nunavik, au nord du Québec et composé de trois mines souterraines et d'une mine à ciel ouvert (Ressources naturelles Canada, 2025). Elle est en opération depuis 1997 et exploitée depuis 2013 par l'entreprise Glencore (Québec Mine Association, 2017). Dès le début de sa mise en opération en 1997, la mine Raglan a été l'une des premières à se tourner vers l'épaississement et la filtration de ses résidus, atteignant une teneur en solide de 85 % (FRQ, [s d] ; Benzaazoua *et al.*, 2017 ; Coulombe *et al.*, 2013). 1,3 Mt de résidus miniers sont produits chaque année et sont stockés dans son parc à résidus de 93 ha qui sera étendu pour une superficie finale de 133 ha (Raglan mine, 2017 ; Benzaazoua *et al.*, 2017).

Le site Raglan bénéficie d'un climat subarctique/arctique caractérisé par un pergélisol continu d'une profondeur de 550m, raison pour laquelle ses résidus sont stockés puis ensevelis pour limiter la génération d'acide (Larochelle *et al.*, 2025 ; Morneau, 2021). La recherche a montré que de faibles températures (-10,3°C en moyenne à Raglan) peuvent être suffisantes pour

contrôler la génération de DMA (Coulombe *et al.*, 2013). Néanmoins, cette technique n'est pas parfaitement efficace et les conditions pour minimiser ce risque sont très spécifiques (Coulombe *et al.*, 2013 ; Morin et Hutt, 1997). De plus, les conditions environnementales du stockage de ces résidus risquent de changer dans les décennies à venir en raison des changements climatiques (Morin et Hutt, 1997). Des recherches menées au Nunavut concluent à la présence d'un risque de relargage de contaminants en raison du dégel du pergélisol accéléré par le réchauffement des températures (Elboujdaïni, 2025). Des campagnes de caractérisation du climat au Nunavik ont été réalisées et la recherche s'intéresse maintenant aux impacts des changements climatiques sur les infrastructures minières, tandis que d'autres techniques de gestion de ces résidus sont évaluées (Ouranos, 2024 ; Grenier *et al.*, 2005 ; Larochelle *et al.*, 2025).

3.2 Méthodologie de l'ACV

La première des étapes de l'ACV consiste à définir les objectifs de l'étude ainsi que la portée du système étudié.

3.2.1 Définition des objectifs et du système

L'ACV réalisée dans le cadre de ce projet est une ACV attributionnelle.

3.2.1.1 L'objectif et le champ de l'étude

Ce travail a pour objectif principal d'évaluer les impacts environnementaux de la stabilisation cimentaire des résidus miniers comme technique de restauration, en s'appuyant sur les résidus miniers en provenance des quatre mines de référence. Ces résultats seront comparés aux impacts de la gestion conventionnelle des résidus miniers, toujours sur le modèle des quatre mines mentionnées ci-dessus.

Les objectifs secondaires de l'étude ont déjà été présentés et sont à retrouver à la section 2.2 de ce mémoire.

3.2.1.2 Définition et fonction du système

La stabilisation cimentaire est une technique qui a fait ses preuves pour la solidification des sols et la stabilisation chimique des polluants qu'ils contiennent, y compris les métaux lourds. Si son efficacité dans la stabilisation des résidus est démontrée, elle pourrait s'inscrire parmi les techniques de gestion des résidus miniers ou de restauration des anciens parcs à résidus minier (voir les sections 1.2.2.3 et 1.2.3.2). La fonction de notre système d'étude est la stabilisation géotechnique et géochimique des résidus miniers de surface entreposés dans les parcs à résidus, soit comme technique d'entreposage définitive, soit comme méthode de restauration d'anciens sites.

3.2.1.3 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle (UF) choisie dans le cadre de l'ACV comparative est la gestion ou la restauration d'un kg de résidus miniers entreposés dans un parc à résidus miniers. Pour les scénarios de stabilisation cimentaire, on considère cette stabilisation comme assurée à long terme. Le choix de la masse de résidus comme UF s'explique par sa récurrence dans la littérature scientifique. En effet, une masse de résidus miniers est l'UF qui ressort le plus dans la littérature : le stockage d'un kg de résidus miniers (Muller *et al.*, 2022), le stockage d'une tonne de résidus miniers (Beylot et Villeneuve, 2017 ; Wang *et al.*, 2022), le dépôt d'un kg de résidus miniers sulfurés (Doka, 2008). Les données d'entrée ne permettent pas d'inclure des durées de vie particulières dans la modélisation des différents scénarios. Par conséquent, l'UF inclut une hypothèse implicite selon laquelle toutes les options de gestion ont une durée de vie identique. Ce paramètre pourrait être inclut dans une future étude.

3.2.1.4 Les limites du système

Les processus inclus dans l'ACV comparative sont illustrés sur la figure ci-dessous. Dans le cadre de l'ACV comparative, les scénarios de gestion conventionnelle de gestion des résidus miniers comprendront l'occupation et la transformation des sols ainsi que les émissions d'éléments vers les eaux (souterraines ou de surface selon les hypothèses). Les scénarios des

résidus stabilisés au ciment comprendront, en plus des deux processus en commun avec la gestion conventionnelle : la fabrication du ciment, son transport, les opérations de stabilisation cimentaire. L'épaississement (déshydratation) des résidus, en italique sur le schéma, sera considéré seulement pour les scénarios avec comme référence les sites de Raglan et LaRonde (voir les sections 3.1.2 et 3.1.4). A contrario, pour les parcs en restauration de Joutel et Manitou, leurs résidus n'ont pas été densifiés et ce processus n'est pas à considérer.

Sont exclus de cette étude les éventuels ouvrages entourant les résidus miniers comme les digues, ainsi que la méthode de déversement des résidus dans le parc à résidus. Ne sont pas comptabilisées les activités de chantier autres que les opérations de stabilisation cimentaire. On exclura également les émissions de poussière et besoins en eau pour les opérations de stabilisation et d'épaississement des résidus, en l'absence de données spécifiques.

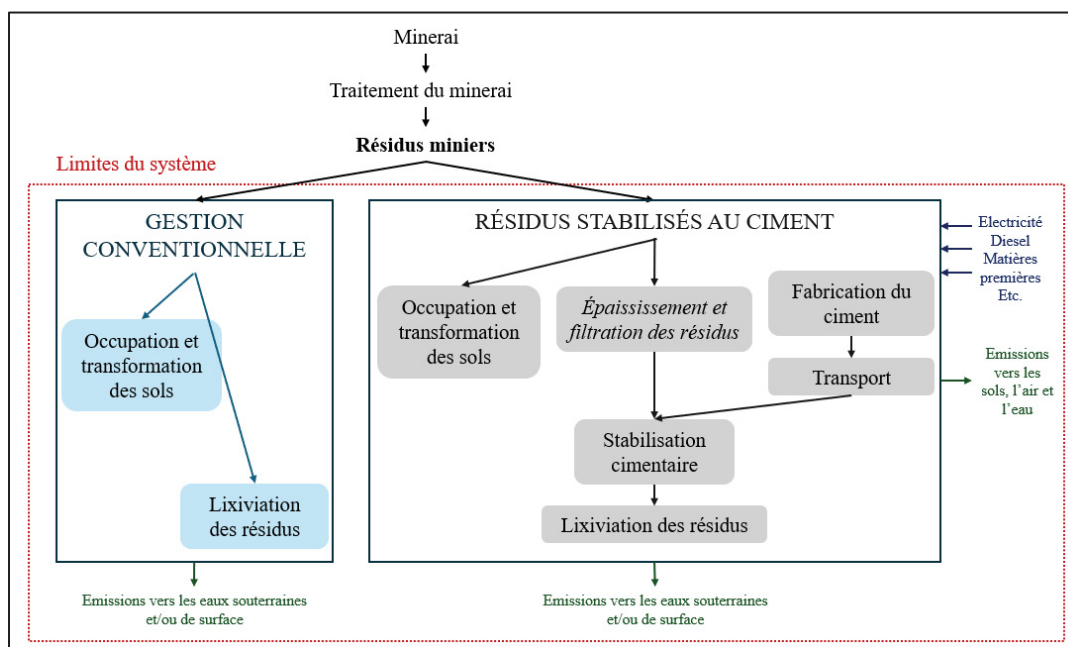


Figure 3.2 Limites du système pour l'ACV comparative entre les deux catégories de scénarios : gestion conventionnelle et résidus stabilisés au ciment

3.2.1.5 Les scénarios

Différents scénarios sont retenus dans le cadre de ce travail ; ils sont spécifiés dans le Tableau 3.1. Chaque scénario est raccourci par un sigle qui commence par un rappel à la mine de référence : M pour Manitou, LR pour LaRonde, J pour Joutel et R pour Raglan. La seconde partie du sigle fait référence à la méthode de gestion. SQ pour « statu quo » désigne la gestion des résidus de manière conventionnelle. Pour les scénarios de stabilisation cimentaire, le chiffre désigne le pourcentage de ciment en mélange (7 ou 8%) et les lettres restantes, le type de ciment : GUL pour ciment et SLAG pour le ciment 20GU/80SLAG. Les détails concernant le choix de ces ciments sont donnés à la section 3.3.3. A noter que pour Joutel et Raglan, deux échantillons de résidus aux caractéristiques différentes ont été étudiés. J1 désigne l'échantillon n°1 de résidus Joutel et J2 son échantillon n°2 ; pour Raglan, un échantillon de résidus oxydés est inclus, son sigle est le R_OXY et désigne une gestion conventionnelle de ces résidus Raglan oxydés. Pour les scénarios SQ des deux mines en activité (LaRonde et Raglan), des dimensions hypothétiques de parc ont été utilisées ; les raisons et hypothèses sur lesquelles se basent les modélisations sont détaillées aux sections 3.3.1 et 3.3.2. Au total, ce travail présentera les impacts des 12 scénarios suivants.

Les détails des scénarios avec stabilisation cimentaire (type de ciment selon les résidus et pourcentages en mélange) ont été déterminés en amont, dans le cadre du projet global. Les formules retenues sont celles qui avaient satisfait certaines exigences, notamment lors d'essais de résistance à la compression et de conductivité hydraulique.

On rappellera enfin que ces scénarios ne modélisent en aucun cas la gestion des résidus miniers ni la technique de restauration qui est ou sera réellement employée sur les sites de référence. Les inventaires et résultats d'impacts présentés tout au long de ce mémoire ne peuvent en rien leur être attribués.

Tableau 3.1 Scénarios de l'ACV comparative des méthodes de gestion des résidus miniers

Sigle du scénario	Mine de référence	Méthode de gestion des résidus
M_SQ	Manitou	Statu Quo : gestion traditionnelle sans recouvrement
M_7GUL	Manitou	Recouvrement d'une couche cimentée composée de résidus et de 7% de ciment GUL
J1_SQ	Joutel	Statu Quo : gestion traditionnelle sans recouvrement (résidus Joutel échantillon 1)
J1_7SLAG	Joutel	Recouvrement d'une couche cimentée composée de résidus (échantillon 1) et de 7% de ciment 20GU/280LAG
J2_SQ	Joutel	Statu Quo : gestion traditionnelle sans recouvrement (résidus Joutel échantillon 2)
J2_8SLAG	Joutel	Recouvrement d'une couche cimentée composée de résidus (échantillon 2) et de 8% de ciment 20GU/280LAG
R_SQ	Raglan	Statu Quo : gestion traditionnelle sans recouvrement
R_7GUL	Raglan	Recouvrement d'une couche cimentée composée de résidus et de 7% de ciment GUL
R_7SLAG	Raglan	Recouvrement d'une couche cimentée composée de résidus et de 7% de ciment 20GU/280LAG
R_OXY	Raglan	Statu Quo : gestion traditionnelle sans recouvrement – échantillon de résidus Raglan oxydés
LR_SQ	LaRonde	Statu Quo : gestion traditionnelle sans recouvrement
LR_7GUL	LaRonde	Recouvrement d'une couche cimentée composée de résidus et de 7% de ciment GUL

3.2.2 Méthodes d'impact, base de données d'inventaire et logiciels de calcul

Les deux catégories d'impact suivantes : transformation des sols et changements climatiques, la méthode d'impact employée est IMPACT World + dans sa version 2.2. Pour l'écotoxicité en eau douce, en raison de l'importante incertitude qui caractérise cette catégorie d'impact,

l'analyse d'impact sera réalisée sous le prisme de cinq méthodes d'impact : Impact2002+, CML, ReCiPe et IMPACT World + dans ses versions 1.29 et 2.2. Dans le chapitre suivant, cette dernière sera désignée par l'abréviation IW+.

Les processus annexes pour la modélisation ont été sélectionnés depuis la base de données d'inventaire Ecoinvent dans sa version 3.7. Toutes les références à ces processus génériques qui constituent nos scénarios sont détaillées dans l'ANNEXE III.

Les résultats d'inventaire ainsi ont été obtenus avec Microsoft Excel. Quant aux scores d'impact, ils ont été générés en partie sur le logiciel OpenLCA ; Microsoft Excel a été préféré pour les calculs d'écotoxicité.

3.3 Inventaire des extractions et émissions

Cette section présente, pour chacun des processus inclus dans notre système : les hypothèses de modélisation, les données sélectionnées comme entrées du modèle ainsi que leurs sources. De manière générale, si des données spécifiques au site manquent pour la construction de l'inventaire, des données générales d'abord québécoises, canadiennes puis mondiales seront sélectionnées.

3.3.1 L'épaississement des résidus

3.3.1.1 Hypothèses et données d'entrée

Comme indiqué en section 1.3.3.2, les résidus miniers ne peuvent pas être stabilisés sous forme de boue : ils doivent être densifiés sous forme de pâte ou de résidus filtrés. Les résidus des mines Raglan et LaRonde sont des résidus filtrés : ils ont d'abord été densifiés à l'aide d'un épaississeur (thickener) puis filtrés grâce à une presse à bande (filter) (Benzaazoua *et al.*, 2017). Les résidus Manitou et Joutel n'ont pas été densifiés mais ont été déposés depuis plusieurs décennies et se sont densifiés naturellement. On gardera en tête que les résidus anciens ont certainement lixivié depuis toutes ces années et que les bénéfices de la stabilisation seront probablement moins importants dans la réalité. Dans le cadre de l'ACV comparative sur

la gestion des résidus miniers, les scénarios de stabilisation cimentaire de Raglan et LaRonde incluront l'épaississement des résidus.

L'électricité à Raglan est produite actuellement à 10 % par de l'énergie éolienne et 90 % par le diesel et un projet de parc éolien supplémentaire pourrait fournir jusqu'à 42 % de son électricité d'ici à 2029 (Glencore Canada, [s d]). L'emplacement géographique de LaRonde nous permet de prendre l'hypothèse d'un raccordement au réseau électrique ; une consommation du mix électrique québécois est donc appliquée à son scénario.

L'inventaire s'est basé sur le travail d'Adiansyah et al. (2017) qui a, entre autres, quantifié les besoins énergétiques du procédé d'épaississement des résidus de la production de charbon. Seules les consommations électriques des procédés ont été considérées ; l'eau et les consommables n'ont pas été comptabilisés. A noter tout de même une importante incertitude sur ces chiffres : dans notre cas, on souhaite épaissir les résidus bruts d'une teneur initiale solide de 35 % à une teneur finale en solide de 85 % grâce à l'épaississeur et la presse à bande. Dans le cas de l'article source, les valeurs de consommation de l'épaississeur permet de passer à une teneur en solide de 50 % (sans information sur la teneur en solide d'entrée). Pour la presse à bande, la donnée de consommation issue de la littérature est prévue pour obtenir une teneur en solide finale de 65 %, bien moins que les 85 % souhaités pour notre cas. Il est donc probable que les données d'inventaire de consommation électrique pour l'épaississement des résidus soient sous-estimées par rapport à ce qu'elles sont dans la réalité. La consommation énergétique de la presse sélectionnée rejoint celle d'une autre étude, avec 2 kWh par tonne de solides (Kruyswijk, 2021).

Tableau 3.2 Paramètres de la littérature et hypothèses pour la modélisation de l'épaississement des résidus

Caractéristique renseignée	Valeur	Unité	Référence
Teneur en solide résidus conventionnels	25-45 35	% %	(Bussière, 2007) Hypothèse choisie
Teneur en solide résidus filtrés	85	%	(Adiansyah <i>et al.</i> , 2017)
Consommation électrique épaisseur	0,41	kWh/t de résidus (entrée)	(Adiansyah <i>et al.</i> , 2017)
Consommation électrique presse à bande	1,92	kWh/t de solides (finaux)	(Adiansyah <i>et al.</i> , 2017)
Masse initiale de résidus non épaissis /UF	2,429	kg	calcul

3.3.1.2 Résultats d'inventaire

Parce que les données d'entrées sont génériques et non spécifiques aux sites de référence, les résultats d'inventaire sont les mêmes pour les trois scénarios concernés. Les résultats d'inventaire sont à retrouver le tableau ci-dessous.

Tableau 3.3 Résultats d'inventaire sur l'énergie nécessaire pour un kg de résidus filtrés

Scénario(s)	Paramètre d'inventaire	Valeur	Unité
R_7GUL ; R_7SLAG ; LR_7GUL	Consommation épaisseur /UF	9.96E-04	kWh
	Consommation presse à bande /UF	1.63E-03	kWh

3.3.2 L'occupation et la transformation des sols

Ce processus modélise la transformation d'une surface et son utilisation d'un état initial (supposé naturel) vers un parc à résidus miniers. Tous les scénarios sont concernés par ce processus. Il n'est pas à prendre en compte si l'on considère la stabilisation cimentaire comme méthode de restauration d'un ancien parc. En effet, il est préférable de l'attribuer à la gestion des résidus miniers, et non à sa restauration.

3.3.2.1 Hypothèses et données d'entrée

Les données concernant les surfaces impactées par les quatre parcs de référence sont issues de la littérature. Les quatre tableaux ci-dessous les détaillent accompagnées de leurs sources, pour chacun des sites de référence. Pour Manitou, les calculs se basent le plus possible sur ses caractéristiques pré-restauration. Ainsi, les dimensions choisies ne correspondent plus aux dimensions actuelles du parc. De même, les résidus considérés sont les résidus historiques, les résidus miniers Goldex ne sont pas pris en compte dans ces calculs.

Tableau 3.4 Paramètres issus de la littérature retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers Manitou

Caractéristique renseignée	Valeur	Unité	Référence
Surface impactée par les résidus	200	ha	(ICM, 2025)
Masse volumique des résidus	2730 - 2930	kg/m ³	(Temgoua, 2021)
	2830	kg/m ³	Hypothèse retenue
Masse de résidus considérés	11	Mt	(Côté et Tamaehu-Plovier, 2020)
Épaisseur de résidus	1 à 15	m	(MRNF, 2025)

Tableau 3.5 Paramètres retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers Joutel

Caractéristique renseignée	Valeur	Unité	Référence
Surface impactée	120	ha	(Benzaazoua <i>et al.</i> , 2004)
Volume de résidus	7,80E-06	m ³	(Agnico Eagle Mines Limited, 2023)
Masse volumique des résidus	3180	kg/m ³	(A. Jalce, communication personnelle)

Tableau 3.6 Paramètres retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers Raglan

Caractéristique renseignée	Valeur	Unité	Référence
Surface impactée	9,30E+05	m ²	(Raglan mine, 2017)
Masse volumique des résidus	3050	kg/m ³	(A. Jalce, communication personnelle)
Masse annuelle de résidus produits	1,3	Mt/a	(Benzaazoua <i>et al.</i> , 2017)
Nombre d'années d'exploitation	28	a	(Québec Mine Association, 2017)

Tableau 3.7 Paramètres retenus pour la modélisation du parc à résidus miniers LaRonde

Caractéristique	Valeur	Unité	Référence
Surface impactée	165 1,6	ha km ²	(Kalonji-Kabambi, Bussière et Demers, 2020) Vérification via Google Earth
Masse volumique des résidus	3050	kg/m ³	(A. Jalce, communication personnelle)
Volume de résidus traités	3,61E+07	m ³	(Agnico Eagle Mines Limited, 2023)

Évidemment, l'incertitude des données de surface est plus grande pour les anciens sites que pour les sites en exploitation : les résidus n'étant pas toujours bien contenus par des ouvrages de rétention, les brèches, déversement étaient répartis sur des surfaces non géométriques et parfois difficilement estimables (particulièrement pour Manitou). La donnée d'inventaire finale s'exprime en unité de surface (m²) par UF, le kg de résidus minier. Parfois, la masse de résidus miniers contenue dans le parc à résidus n'est pas directement donnée par la littérature ; c'est le cas pour Joutel, Raglan et LaRonde. Ainsi, une certaine incertitude est à considérer sur les données d'inventaire lorsque celles-ci sont issues d'un calcul avec des données primaires de sources différentes. Concernant l'occupation des sols, des données génériques ont été sélectionnées selon les mêmes hypothèses qu'Ecoinvent. Ainsi, le temps d'exploitation moyen des parcs est de 30 ans et son temps d'occupation du parc de 100 ans pour sa restauration (Classen *et al.*, 2009).

Pour Joutel et Manitou, les résultats d'inventaire sont identiques pour les scénarios SQ et avec stabilisation cimentaire. Pour Raglan et LaRonde, la modélisation des scénarios avec stabilisation cimentaire est basée sur le dimensionnement actuel des parcs (données de la

littérature : masse et épaisseur de résidus, superficie, etc.). Ce choix s'explique par le fait qu'un épaissement des résidus est déjà exécuté à l'heure actuelle. Ensuite, afin de tenter une modélisation de la différence d'empreinte au sol causée par l'épassement des résidus, plusieurs paramètres hypothétiques sont obtenus. Ces derniers permettent d'obtenir la superficie des parcs s'ils contenaient la même quantité de résidus mais sous forme de boue, à épaisseur de résidus identique. Cette seconde surface est donc purement hypothétique. Les scénarios concernés par ces nouvelles empreintes au sol sont les scénarios R_SQ, R_OXY et LR_SQ. Les hypothèses d'épassement des résidus sont celles posées à la section 3.3.1.

3.3.2.2 Résultats d'inventaire

Tableau 3.8 Résultats d'inventaire pour la transformation et l'utilisation des sols

Scénario(s)	Caractéristique calculée	Résultat	Unité
M_SQ ; M_7GUL	Transformation des sols	1,82E-04	m ²
	Occupation des sols	2,36E-02	m ² a
J1_SQ ; J1_7SLAG ; J2_SQ ; J2_8SLAG	Transformation des sols	6,99E-05	m ²
	Occupation des sols	9,09E-03	m ² a
R_SQ ; R_OXY	Transformation des sols	5,64E-05	m ²
	Occupation des sols	7,33E-03	m ² a
R_7GUL ; R_7SLAG	Transformation des sols	2,55E-05	m ²
	Occupation des sols	3,32E-03	m ² a
LR_SQ	Transformation des sols	3,31E-05	m ²
	Occupation des sols	4,30E-03	m ² a
LR_7GUL	Transformation des sols	1,50E-05	m ²
	Occupation des sols	1,95E-03	m ² a

La donnée d'inventaire de transformation des sols sera utilisée dans deux flux différents : un premier qui caractérise la perte du milieu naturel et un second qui représente la transformation du milieu vers un lieu de décharge de déchet. Leurs références sont à retrouver en ANNEXE III.

3.3.3 Les matières cimentées

3.3.3.1 Hypothèses et données d'entrée

Les ciments considérés dans l'analyse sont les suivants : un GUL ainsi qu'un ciment composé à 20 % de GU et à 80 % de slag ; abrégé par 20GU/80SLAG dans la suite de ce travail. Ces ciments ont été choisis dans le cadre du projet de recherche global.

Les pourcentages de ciment en mélange sont des pourcentages massiques définis comme suit : 7 % de ciment en mélange aux résidus équivaut à l'ajout de 0,07 kg de ciment à 1 kg de résidus. Les pourcentages en ciment des scénarios choisis pour l'ACV correspondent aux scénarios qui ont satisfait certains critères géotechniques (tests de résistance à la compression, conductivité hydraulique, etc.) et qui ont été soumis aux tests de lixiviation TCLP. Davantage de précisions sur ce sujet sont disponibles à la section 3.3.6. Les masses volumiques des deux ciments testés sont supposées égales et d'une valeur de 3 000 kg/m³ (CIMBÉTON, 2005). Les résultats d'inventaires suivants ont été effectués pour un recouvrement cimentaire de 30 cm.

3.3.3.2 Résultats d'inventaire

Tableau 3.9 Résultats d'inventaire pour la modélisation des besoins en ciment

Scénario(s)	Scénario de mélange	Paramètre	Valeur	Unité
M_7GUL	7% de ciment en mélange	Masse totale de ciment	1,11E+08	kg
		Masse de ciment / UF	1,01E-02	kg
J1_7SLAG	7% de ciment en mélange	Masse totale de ciment	5,27E+07	kg
		Masse de ciment / UF	3,07E-03	kg
J2_8SLAG	8% de ciment en mélange	Masse totale de ciment	5,98E+07	kg
		Masse de ciment / UF	3,49E-03	kg
R_7GUL ; R_7SLAG	7% de ciment en mélange	Masse totale de ciment	5,56E+07	kg
		Masse de ciment / UF	1,53E-03	kg
LR_7GUL	7% de ciment en mélange	Masse totale de ciment	9,87E+07	kg
		Masse de ciment / UF	8,97E-04	kg

3.3.4 Le transport des matières cimentées

3.3.4.1 Hypothèses et données d'entrée

Les options de transport les plus probables considérant nos destinations ont été envisagées, à savoir le transport routier par camion pour les Manitou, Joutel et LaRonde ainsi que le transport routier puis maritime pour Raglan. Les hypothèses et les scénarios ont été formulés selon les conseils de la branche logistique du cimentier Amrize (anciennement Lafarge). A destination de l'Abitibi-Témiscamingue et pour des faibles volumes de matériaux, le transport routier est souvent priorisé. Pour les scénarios de transport routier en direction des mines de Manitou, Joutel et LaRonde, les ciments seraient transportés depuis le site Amrize de Saint-Constant, au Québec, proche de Montréal. Pour le site de Raglan, les matériaux cimentés emprunteraient la route inverse du minerai en utilisant la liaison maritime en le port de Québec et celui de Baie-Déception (Glencore Canada, [s d]). Le détail des distances de transports est disponible dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3.10 Détail des trajets et leurs distances pour les scénarios de transport

Scénario(s)	Lieux et distances	Type de transport
M_7GUL	St-Constant – Manitou : 550 km	routier
J1_7SLAG ; J2_8SLAG	St-Constant – Joutel : 750 km	routier
R_7GUL ; R_7SLAG	St-Constant – Québec : 262 km	routier
	Québec – Baie Déception : 3 765 km	maritime
	Baie Déception – Raglan : 96 km	routier
LR_7GUL	St-Constant – LaRonde : 609 km	routier

Les estimations de distances ont été réalisées à l'aide de Google Maps pour les distances terrestres. L'approximation de la distance qui sépare le port de Québec et celui de Baie Déception s'est fait à l'aide du site web Sea-distances.org et sur la base de la distance entre les ports de Québec et de Iqaluit au Nunavut, qui se trouve être le plus proche de Baie Déception

à être référencé (Anon, [s d] ; Glencore Canada, [s d]). La distance entre Québec et Iqaluit est de 2 033 milles nautiques soit 3 765 km (un mille nautique = 1 852 m soit 1,852 km (Anon, 2025a)). On suppose une masse volumique apparente du ciment en poudre (utilisée pour la logistique et le transport) de 1 000 kg/m³ (CIMBÉTON, 2005).

3.3.4.2 Résultats d'inventaire

Tableau 3.11 Résultats d'inventaire pour le transport des matières cimentées vers les parcs à résidus miniers

Scénario(s)	Paramètre	Valeur	Unité
M_7GUL	Tonne-kilomètre camion / UF	5,57E-03	t.km
J1-7SLAG	Tonne-kilomètre camion / UF	2.30E-03	t.km
J2-8SLAG	Tonne-kilomètre camion / UF	2.62E-03	t.km
R_7GUL ; R_7SLAG	Tonne-kilomètre camion / UF	5,47E-04	t.km
	Tonne-kilomètre bateau / UF	5,75E-03	t.km
LR_7GUL	Tonne-kilomètre camion / UF	5,46E-04	t.km

Les résultats d'inventaire, exprimés en tonne-kilomètre sont détaillés dans le tableau ci-dessus. L'incertitude concernant ces résultats est relativement faible : les distances sont fixes et les volumes calés sur les besoins définis à la section précédente.

Le cimentier partenaire Amrize a été capable de nous communiquer des prix relatifs pour les deux ciments concernés par l'analyse : on peut parler, pour un produit livré, d'un prix 40 % supérieur pour le ciment à base de slag (90 %) par rapport à un GUL (N. Lamy, communication personnelle, 25 novembre 2025).

3.3.5 Le processus de stabilisation cimentaire

3.3.5.1 Hypothèses et données d'entrée

A l'avancement actuel du projet global, la méthode d'opérationnalisation de la stabilisation cimentaire n'est pas définie. Dans le cadre de notre projet, une faible épaisseur de résidus

miniers, à savoir quelques dizaines de centimètres, sera stabilisée à l'aide d'un liant hydraulique (ciment). Ce procédé s'apparente donc à de la stabilisation de sols, ou la fabrication de sols-ciments comme utilisé dans un contexte routier. Pour le besoin de ce travail, ce processus est modélisé selon un standard de stabilisation de sol. Les marques et modèles sont spécifiées à titre indicatif, afin d'avoir un ordre de grandeur des spécifications techniques (Wirtgen Group, [s d]) : un engin épandeur de liant, modèle SW 318 SC(i) (STREUMASTER, [s d]), une stabilisatrice de sol de la marque Wirtgen (Brandt.ca, [s d]) et de deux compacteurs de sols, modèle H 20i de la marque Hamm par exemple (HAMM AG, [s d]). Les caractéristiques techniques de ces engins sont détaillées dans le Tableau 3.12. Les processus génériques choisis pour représenter ces engins sont disponibles en ANNEXE III.

Tableau 3.12 Données d'entrée utilisées dans le cadre de la modélisation du processus de stabilisation cimentaire

Modèle et caractéristique	Valeur	Unité	Référence
Épandeur de liant : SW 318 SC(i) Puissance	282 210	HP kW	(STREUMASTER, [s d])
Stabilisateur de sols Wirtgen Puissance	755	HP	(Brandt.ca, [s d])
Compacteurs de sols (HAMM) Puissance	160 217,6	kW HP	(HAMM AG, [s d])

La littérature désigne un rendement de 100 m³ de sol stabilisés par jour (Gouvernement du Canada et Désilets, 2017). La stabilisation cimentaire trouve plusieurs limites à son applicabilité en milieu nordique, comme mentionnées dans la section 1.3.2 (Gouvernement du Canada et Désilets, 2017). Néanmoins, l'hypothèse est prise qu'elle est peut s'appliquer au cas de Raglan.

3.3.5.2 Résultats d'inventaire

Tableau 3.13 Résultats d'inventaire pour le processus de stabilisation cimentaire

Scénario(s)	Paramètre	Valeur	Unité
M_7GUL	Volume de résidus à stabiliser	5,63E+05	m ³
	Temps de travail par véhicule / UF	3,58E-07	h
J1_7SLAG	Volume de résidus à stabiliser	3.42E+05	m ³
	Temps de travail par véhicule / UF	1.40E-07	h
J2_8SLAG	Volume de résidus à stabiliser	3.40E+05	m ³
	Temps de travail par véhicule / UF	1.39E-07	h
R_7GUL ; R_7SLAG	Volume de résidus à stabiliser	2,60E+05	m ³
	Temps de travail par véhicule / UF	5,01E-08	h
LR_7GUL	Volume de résidus à stabiliser	4.62E+05	m ³
	Temps de travail par véhicule / UF	2.94E-08	h

Évidemment, une grande incertitude entoure cette modélisation sans qu'elle puisse être caractérisée, du moins quantitativement. En effet, le processus n'existe pas vraiment pour la stabilisation de résidus miniers et pourrait ressembler à tout autre chose s'il devait être appliqué à ce secteur.

3.3.6 Les rejets de contaminants vers les eaux : composition du lixiviat

3.3.6.1 Démarche de la méthode de Doka

La méthodologie choisie pour l'attribution des contaminants contenus dans le lixiviat à l'UF est la méthode de Doka (2017). Elle permet d'attribuer une masse de contaminants émis via le lixiviat à un kilogramme de résidus à partir de la caractérisation chimique des résidus et de son lixiviat. C'est la méthode utilisée pour la construction du modèle du traitement des résidus miniers dans la base de données Ecoinvent (Anon, [s d]). Les explications suivantes s'appuient sur l'article de Muller et al. (2022). Le modèle permet de calculer la masse de chacun des éléments initialement présents dans les résidus qui sera relarguée vers les eaux à partir de coefficients de transfert. Ces coefficients de transfert représentent la part de chaque élément

présent dans les résidus miniers qui sera rejetée pendant une période déterminée. La relation entre ces trois paramètres est indiquée dans l'équation (3.1) (Muller *et al.*, 2022).

$$m_i(t) = TK_i(t) \times m_{initial,i} \quad (3.1)$$

$m_i(t)$: Masse de l'élément i émis vers les eaux souterraines sur la période t ($kg_{élément}/kg_{résidus}$)

$TK_i(t)$: Coefficient de transfert de l'élément i qui peut être libéré pendant la période t

$m_{initial,i}$: Masse initiale de l'élément i dans les résidus ($kg_{élément}/kg_{résidus}$)

Les coefficients de transferts TK_i sont obtenus à partir de l'équation (3.2) selon un modèle exponentiel ou l'équation (3.3) selon un modèle linéaire (Muller *et al.*, 2022). Si les résultats des calculs de coefficients de transferts ne sont pas très différents selon les deux modèles sur le court terme, la différence s'intensifie sur le long terme.

$$TK_i(t) = TK_{\infty,i} (1 - e^{-(V_{eff} \cdot \frac{c_{0,i}}{m_{initial,i}} \cdot TK_{\infty,i}) \cdot t}) \quad (3.2)$$

$$TK_i(t) = \frac{V_{eff} \cdot c_{0,i}}{m_{initial,i}} \cdot t \quad (3.3)$$

$TK_{\infty,i}$: Part de l'élément i qui peut être mobilisée = 100% (Doka, 2017)

V_{eff} : Volume efficace = volume de lixiviat attribuable à un kg de résidus par an ($l_{lixiviat}/kg_{résidus} \cdot a$)

$c_{0,i}$: Concentration moyenne de l'élément i dans le lixiviat pendant la première année après la fermeture du site ($kg_{élément}/l_{lixiviat}$)

$m_{initial,i}$: Quantité de l'élément i dans les résidus à la fermeture ($kg_{élément}/kg_{résidus}$)

t : Horizons temporels choisis (a)

La formule suivante permet d'obtenir une valeur de volume efficace (V_{eff}) nécessaire dans les deux équations ci-dessus (Doka, 2017) :

$$V_{eff} = \frac{1 - w\%}{(\frac{h \times \delta}{I} - \frac{T_p \times w\%}{v\%})} \quad (3.4)$$

V_{eff} : Volume de lixiviat effectif ($l_{lixiviat}/kg_{résidus} \cdot a$)

$w\%$: Part du flux préférentiel dans le lixiviat (5%)

h : Hauteur du parc à résidus (m)

δ : Densité des résidus (kg/m^3)

I : Taux d'infiltration (mm/m^2a)

T_p : Temps de séjour de l'eau à débit préférentiel (0,346a)

$v\%$: Teneur en eau dans les résidus (%)

Enfin, il est nécessaire de calculer le taux d'infiltration I , obtenu par l'équation suivante (Doka, 2017):

$$I = \left| MAP - \frac{ETa}{2} \right| \times (1 - e^{-ft[MAT+15^\circ C]}) \quad (3.5)$$

MAP : Précipitations annuelles moyennes (mm/m^2a)

ETa : Évapotranspiration réelle (mm/m^2a)

ft : Facteur de dépendance à la température - constante = 0,3

MAT : Température annuelle moyenne ($^\circ C$), noter l'ajout de $15^\circ C$

3.3.6.2 Hypothèses et données d'entrée

Les deux horizons temporels choisis rejoignent les hypothèses de Doka (2008) à savoir 100 ans pour le court terme et 60 000 ans pour le long terme. Les données météorologiques spécifiques aux sites (MAP , ETa , MAT) sont issues d'un rapport de Turner, Hishier et Doka (2019). Les autres valeurs génériques et constantes sont directement indiquées dans le détail des équations. La cimentation des résidus devrait modifier le bilan hydrique du site par la faible perméabilité des résidus cimentés. Néanmoins, cet aspect n'est pas pris en compte dans la présente étude.

Une analyse ICP-AES (Inductively coupled plasma – atomic emission spectroscopy), menée par A. Jalce - l'une des doctorantes partie prenante du projet global - a permis de déterminer la composition chimique initiale des résidus miniers ($m_{initial,i}$) des quatre parcs de référence.

Les valeurs de concentration du lixiviat ($c_{0,i}$) sont issues des essais de lixiviation réalisés par A. Jalce sur les résidus de Manitou, Joutel et Raglan selon la procédure TCLP. Par le manque des données de caractérisation du lixiviat des résidus LaRonde, les scénarios de LaRonde ne peuvent pas être modélisés d'un point de vue des rejets d'éléments vers les eaux. Seuls les scénarios de Manitou, Joutel et Raglan seront caractérisés dans cette section.

Les valeurs de volumes de lixiviat effectif V_{eff} aux trois sites étudiés sont présentés dans le Tableau 3.14 ci-dessous. Les tableaux des valeurs de coefficients de transferts TK_i , calculés à l'aide de l'équation (3.2), sont disponibles en **Erreur! Source du renvoi introuvable.** ANNEXE I.

Tableau 3.14 Taux d'infiltration I et volumes de lixiviat effectif V_{eff} spécifiques

Scénario(s)	Paramètre	Valeur	Unité
M_SQ ; M_7GUL	Taux d'infiltration I	732,0	mm/m ² a
	Volume de lixiviat effectif V_{eff}	1,28E-01	l/kg.a
J1_SQ ; J1_7SLAG ; J2_SQ ; J2-8SLAG	Taux d'infiltration I	693,2	mm/m ² a
	Volume de lixiviat effectif V_{eff}	3,20E-02	l/kg.a
R_SQ ; R_7GUL ; R_7SLAG ; R_OXY	Taux d'infiltration I	344,3	mm/m ² a
	Volume de lixiviat effectif V_{eff}	8,36E-03	l/kg.a

Les résultats d'inventaires des rejets d'éléments métalliques vers le milieu d'eau douce sont directement intégrés aux inventaires finaux des scénarios, en ANNEXE II.

3.3.6.3 Limites du modèle et incertitude des hypothèses

Certains écarts demeurent entre les exigences du modèle et les données à disposition ; une incertitude importante demeure concernant l'inventaire des émissions. D'abord, selon le modèle la concentration ($c_{0,i}$) devrait correspondre à la concentration moyenne des éléments dans le lixiviat pendant la première année de fermeture de la mine (Muller *et al.*, 2022). Les données de lixiviation à disposition ne sont pas des moyennes de lixiviation in situ durant cette période comme le modèle Doka le requiert mais proviennent de tests de laboratoire TCLP. Une

très grande incertitude est donc ajoutée par l'extrapolation de ces résultats de tests de laboratoire TCLP, que l'on suppose être représentatifs des conditions réelles de lixiviation, sur le terrain. Parmi les tests de lixiviation effectués par A. Jalce : SPLP, TCLP, CTUe-9, CTUe-10, le choix de la méthode TCLP s'est fait selon la prédominance de ce test dans la littérature sur les études de lixiviation de résidus stabilisés (Nehdi et Tariq, 2007 ; Komaei *et al.*, 2025 ; Yilmaz, Ünlü et Cokca, 2003). Aussi, le test TCLP se déroule en milieu acide, ce qui pourrait être davantage représentatif d'un milieu de résidus à risque de générer du DMA, induisant une certaine acidité de l'eau interstitielle (EPA, 1992). Néanmoins, le choix du TCLP pourrait surestimer la libération d'éléments en raison de ses conditions expérimentales agressives (acidité).

L'hypothèse qui confère certainement la plus grande incertitude à nos résultats d'impact est le choix du comportement des résidus non-stabilisés (résidus sous la couche de résidus stabilisés). Dans le cadre de ce projet, on suppose leur comportement identique aux résidus stabilisés. Il n'y a pas de données existantes sur le comportement réel de ces résidus sous la couche. Ce choix entraîne probablement une surestimation des inventaires de rejets pour les scénarios avec stabilisation. Une analyse de sensibilité sera proposée pour questionner cette hypothèse.

Enfin, il est important de notifier que le modèle de Doka demeure un modèle très simplifié ; une quantité raisonnable de données est nécessaire pour produire les inventaires de rejets. En contrepartie, ces simplifications participent elles-aussi à l'incertitude des résultats.

3.3.7 Synthèse des inventaires des extractions et des émissions

Les tableaux complets d'inventaire des extractions et émissions pour chacun des 12 scénarios sont disponibles en ANNEXE II.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

Les résultats présentés dans cette partie feront état de l'impact de la stabilisation des résidus selon les différents scénarios établis dans la section 3.2.1.5. L'étude s'attardera sur trois catégories d'impact en particulier : l'impact de la transformation des terres sur la biodiversité, l'impact sur les changements climatiques au long terme ainsi que les impacts de l'écotoxicité en eau douce. Les résultats d'impact présentés sont des scores intermédiaires dits midpoint, préférés aux endpoint par leur simplicité de compréhension et leur incertitude réduite. L'ensemble des résultats d'inventaire et d'impact seront présentés par UF (le kg de résidus traité) à moins d'une indication contraire.

4.1 Impacts de la transformation des sols sur la biodiversité

Cette section traite de la transformation des sols d'un état naturel vers un état de parc à résidus miniers. Ainsi, ces résultats sont à prendre en compte seulement si la stabilisation cimentaire est réalisée dans le cadre de la gestion des résidus miniers, pour un parc en exploitation. Ils sont donc à exclure si l'on considère la stabilisation dans le cadre d'un projet de restauration minière, puisque ces changements auront déjà été attribués à la phase d'exploitation.

Néanmoins, il n'est pas à exclure qu'il puisse y avoir un impact sur la biodiversité par la transformation d'une surface de résidus vers une surface de résidus cimentés mais cet aspect ne sera pas traité par manque de données.

4.1.1 Épaisseur de résidus et transformation des terres

La superficie consacrée à un parc à résidus est une donnée d'importance dans le cadre d'un projet d'exploitation. Pour rappel, un parc à résidus est une construction à des fins d'entreposage définitif de déchets industriels souvent érigée sur et autour d'un milieu naturel. Comme reporté dans le Tableau 4.1, les parcs de Manitou, Joutel et Raglan et LaRonde

s'étendent respectivement sur 200, 120, 93 et 165 ha. La superficie ramenée à l'unité fonctionnelle à savoir le kg de résidus traités permet une meilleure appréciation de l'efficacité de l'ouvrage d'un point de vue de son empreinte spatiale. Elle est de l'ordre de 10^{-4} m^2 pour Manitou et de 10^{-5} m^2 pour les trois autres parcs ; les nombres exacts sont à retrouver à la dernière ligne du Tableau 4.1. Les valeurs de transformation des terres sont intrinsèquement liées à la masse de résidus qui peut être traitée par m^2 de parc. Ainsi, elle se trouve particulièrement sensible à l'épaisseur de résidus contenus dans le parc et dans une moindre mesure, à la masse volumique des résidus. Nos résidus de référence ayant des densités très proches ; la variabilité dans les valeurs d'impact s'explique surtout par les différences d'épaisseur. Ainsi, l'ordre de grandeur de supplémentaire de la superficie attribuée par UF pour Manitou s'explique par un faible ratio épaisseur/surface. En effet, Manitou, ancien parc abandonné, (aujourd'hui en restauration) était un parc initialement très évasé et avec une épaisseur de résidus grandement moindre que le parc de Joutel ou les parcs en exploitation de Raglan et LaRonde.

Tableau 4.1 Données d'inventaire sur les parcs à résidus miniers, scénarios SQ

Parc	Manitou	Joutel	Raglan	LaRonde
Superficie parc (ha)	200	120	93	165
Épaisseur de résidus moyenne (m)	1.94	6.5	12.8	21.8
Masse de résidus par surface (kg/m^2)	5.50E+03	2.07E+04	3.91E+04	6.66E+04
Superficie par UF (m^2)	1.82E-04	4.84E-05	2.55E-05	1.50E-05

La Figure 4.1 ci-dessous illustre l'impact des différents parcs à résidus sur la transformation des terres, en terres arables équivalentes. Cette unité est différente de l'empreinte au sol puisqu'elle prend en compte la qualité des écosystèmes sur le sol en question. Le parc à résidus Manitou est celui qui a une empreinte au sol la plus importante : $2.47\text{E}-04 \text{ m}^2$ arable land eq par UF, le kg de résidus traités. Cela s'explique par une plus faible épaisseur de résidus moyenne par rapport aux autres parcs considérés. Joutel, également parc à résidus abandonné, a une épaisseur moyenne de résidus plus importante : un peu plus de trois fois supérieure. Les parcs LaRonde et Raglan sont actuellement en exploitation, les résidus sont densifiés et stockés

avec une épaisseur plus importante. LaRonde est le parc dont l'épaisseur de résidus est la plus importante et l'utilisation des terres la plus faible. Cette relation inverse entre épaisseur de résidus et score d'impact se vérifie pour l'ensemble des parcs de référence.

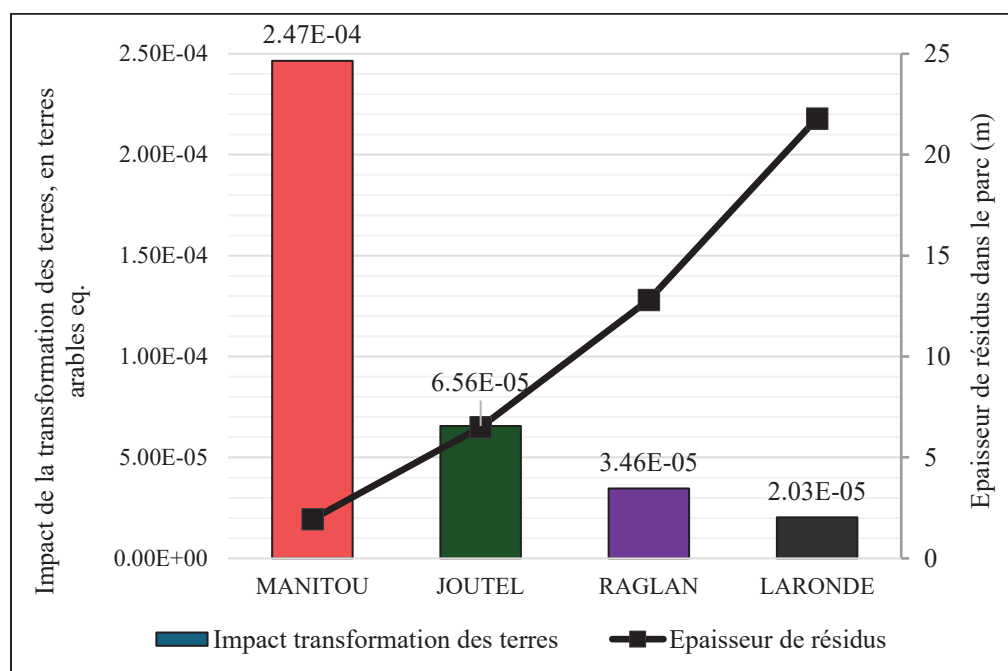


Figure 4.1 Relation entre l'impact sur la transformation des terres de la gestion d'1kg de résidus miniers pour les différents parcs et l'épaisseur de résidus dans le parc

Ainsi, le modèle est particulièrement sensible à l'épaisseur de stockage du parc à résidus, de même qu'aux propriétés des résidus (masse volumique). D'ailleurs, le processus générique de gestion des résidus miniers présent dans Ecoinvent 3.7 prend l'hypothèse d'une masse volumique de résidus moyens de $2\,200\text{ kg/m}^3$, moins que celles des résidus de nos parcs de référence. Ainsi, si l'on fixe l'ensemble des autres paramètres et que l'on remplace la masse volumique spécifique par la masse volumique générique, le score d'impact augmente. Cela signifie que dans le cas de ce modèle, faire diminuer la masse volumique des résidus augmente le résultat d'impact sur la transformation des terres. Dans le même sens, ce même processus générique d'Ecoinvent a pris pour hypothèse une hauteur moyenne de digue de rétention de 60 m. Pour rappel, la plus haute épaisseur de résidus de nos parcs de référence est de 21,8 m pour LaRonde. Et d'après la relation établie grâce à la Figure 4.1, on sait qu'augmenter l'épaisseur

des résidus entraîne une diminution du score d'impact sur la transformation des terres. D'ailleurs, le processus Ecoinvent générique a un score d'impact sur la transformation des terres de $1,03\text{E-}5$ m² arable land eq par kg de résidus traités, résultat inférieur à chacun de ceux de nos modèles de parc présentés à la figure ci-dessus.

4.1.2 Analyse de contribution

Pour les scénarios SQ, les impacts directs sont les seuls contributeurs à l'impact sur la transformation des terres. Ces impacts dits directs correspondent à la transformation des terres pour son attribution en tant que parc à résidus. Dans les scénarios avec stabilisation cimentaire, d'autres processus contribuent très faiblement à l'impact sur la transformation des terres. Les tendances sont toutes identiques : une majorité écrasante des impacts sont attribuables aux impacts directs : au minimum 98,7 % pour LR_7GUL et jusqu'à 99,7 % pour J1_7SLAG. Aucun autre processus ne contribue pour plus d'1 % à la transformation des terres dans nos scénarios.

Parmi les contributeurs minimales, on citera pour le scénario LR_7GUL avec 0,56 %, la foresterie de résineux au Québec. Ce processus intervient dans la demande énergétique nécessitée par l'épaississement des résidus miniers, qui s'il est réalisé à l'aide du réseau électrique Québécois (l'hypothèse retenue) est majoritairement issue de l'hydroélectricité (environ 94% du mix électrique). Environ 0.43% du mix électrique Québécois est constitué d'électricité produite par cogénération (chaleur et électricité) au bois, lui-même issu du secteur forestier québécois. La production électrique au bois a un impact bien supérieur sur la transformation des terres que la production hydroélectrique qui sont respectivement de $9,72\text{E-}03$ m² et $1,96\text{E-}05$ m² de terres arables eq par kWh produit.

4.1.3 Impact de l'épaississement des résidus sur la transformation des terres

Pour les deux parcs à résidus actuellement en exploitation, Raglan et LaRonde, les résidus entreposés sont filtrés avant le stockage. Les scénarios SQ tentent de modéliser le cas hypothétique où ces mêmes résidus seraient entreposés sous forme de boue, selon les hypothèses posées dans la section 3.3.2 (nouvelle teneur en eau et donc nouvelle masse

volumique, même épaisseur de résidus, surface de parc hypothétique). La Figure 4.2 ci-dessous illustre la différence d'impact de l'épaississement des résidus sur la transformation des sols. Évidemment, l'empreinte au sol est bien moindre lorsque les résidus sont densifiés : elle est divisée par 2,2 pour Raglan et 1,8 pour LaRonde. Ces résultats sont purement théoriques et ne prennent en aucun cas en compte les implications techniques de l'épaississement des résidus.

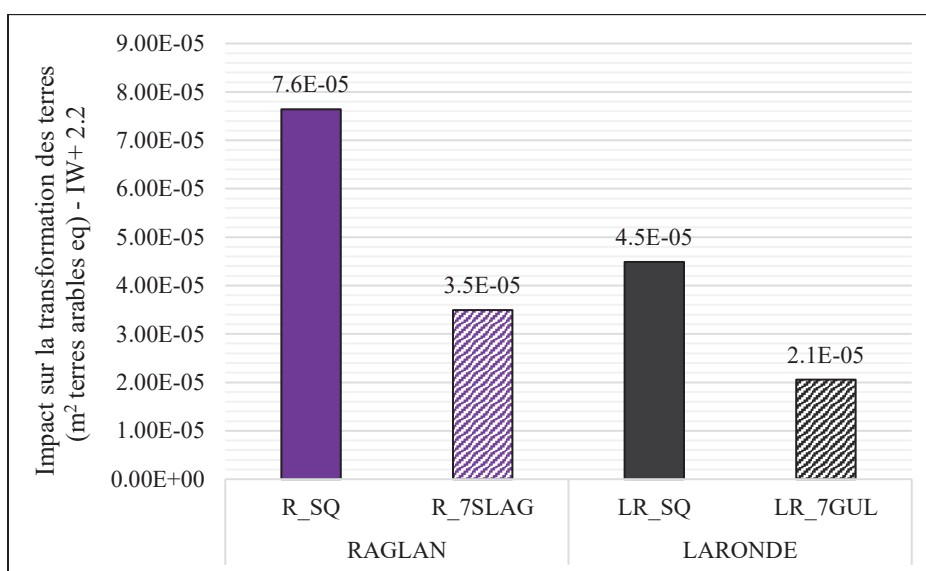


Figure 4.2 Différence d'impact sur la transformation des sols entre les scénarios SQ (hypothétiques) et les scénarios avec stabilisation par UF

4.1.4 Sensibilité des résultats à la méthode d'impact : IW+ version 1.29 et 2.2

La Figure 4.3 ci-dessous illustre la différence des résultats d'impacts obtenus selon la version d'IW+, 1.29 et 2.2. On remarque une nette augmentation des scores d'impacts qui semblent avoir été multipliés par deux entre l'ancienne version 1.29 en barres grisées et la version 2.2 en barres colorées. Cette différence s'explique par la mise à jour du CF pour le flux de transformation des terres « vers une décharge (to dump site) » qui est passé de 0,67 à 1,74 m² arable land eq /m². De plus, dans la version 1.29 d'IW+, le flux « from unspecified » qui signifie que la fonction ou l'état de la terre initiale n'est pas connue n'avait pas de CF associé ; la valeur d'impact associée au flux était donc de zéro. Dans la version 2.2, ce flux a un CF de -0,39 m² arable land eq/m². Ainsi, dans notre cas, une surface d'un m² aura donc un impact sur

la transformation des terres pour les versions 1.29 et 2.2 de respectivement de 0,67 et 1,35 m² arable land eq. On se trouve donc avec des scores d’impacts multipliés par plus de deux.

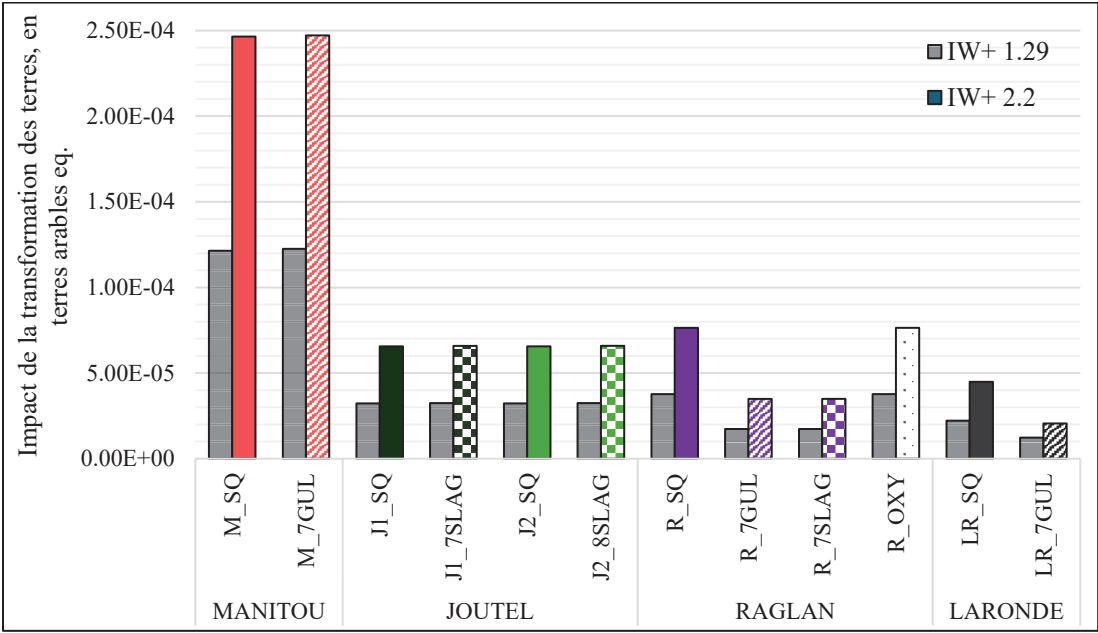


Figure 4.3 Comparaison des scores d’impact sur la transformation des sols obtenus avec IW+ dans leurs versions 1.29 et 2.2

4.1.5 Régionalisation des facteurs de caractérisation et précision de l’attribution des terres

L’ensemble des chiffres cités dans ce paragraphe sont reportés dans le Tableau 4.2 ci-dessous. Ce tableau permet de visualiser les CF de la version 2.2 d’IW+ pour les flux simples (nombres dans les cases blanches) pour différents indicateurs géographiques (GLO pour mondial, CA pour Canada, CA-QC pour Québec). On retrouve également des « CF combinés » (cases grisées) qui représentent la somme des CF en entrée du tableau. Pour modéliser l’impact de la transformation d’une surface, on somme l’impact de la disparition de la qualité de l’ancienne affectation de la terre (lignes) à l’impact de la nouvelle affectation (colonnes). Depuis la version 2.1 d’IW+, il existe de nouveaux CF, notamment associés à des flux comme « from forest, extensive ». On observe que les CF pour les flux « from unspecified » sont plus de deux fois inférieurs aux CF de « from forest, extensive ». Cela signifie qu’un environnement moyen

modélisé sous l'étiquette « unspecified » est moins riche d'un point de vue biodiversité qu'un environnement labelisé « forest, extensive ». Ainsi, si l'on calcule de nouveau l'impact sur la transformation des terres du scénario J1_SQ, on obtient, on obtient $7,81E-05$ m² arable land eq/m² au lieu de $6,56E-05$ (voir Tableau 4.3). Le résultat est certes différent et supérieur mais reste d'un ordre de grandeur similaire.

En plus de cette nouvelle possibilité de préciser les CF via l'affectation des terres, des CF régionaux sont disponibles au Canada dans son ensemble mais aussi pour ses provinces et territoires. Ainsi, si l'on considère que le parc à résidus est construit sur un ancien espace naturel forestier au Québec, le CF associé est de $-0,176$ m² arable land eq/m² (troisième colonne, dernière ligne du Tableau 4.2). Lorsque ce dernier est combiné au flux « to dump site », alors on obtient un « CF combiné » de 1,565. Cela signifie que les impacts calculés pour la transformation des terres seront potentiellement plus importants au Québec qu'au Canada ou en général dans le monde. Ainsi, pour le scénario J1_SQ, l'impact après cette précision serait de $7,58E-05$ m² arable land eq/UF (Tableau 4.3). On remarque que la régionalisation de la terre d'origine est associée à une diminution du CF. Ainsi, on comprend que la biodiversité des forêts dans le monde est en moyenne plus élevée que celle du Québec.

Enfin, concernant la nouvelle affectation des terres, dans cette étude d'un parc à résidus miniers, le proxy choisi initialement est « to dump site » et il n'existe aucun flux qui décrive un parc à résidus mieux que celui-ci dans Ecoinvent. Dans la version 2.2 d'IW+, des CF régionalisés pour le Canada et ses provinces et territoires sont également disponibles. Ces derniers sont explicités à la troisième ligne, trois dernières colonnes du tableau ci-dessous. On observe que plus la régionalisation est précise, plus la valeur du CF augmente ce qui signifie que pour une même surface affectée, les impacts sur la transformation des sols sont plus élevés au Québec qu'au Canada en moyenne et de même au Canada en moyenne que dans le monde en général. La régionalisation des CF pour le flux « to dump site » a un impact significatif sur les résultats ; passer d'une échelle mondiale à l'échelle régionale (QC), double quasiment le résultat d'impact. Ainsi, toujours pour J1_SQ, une régionalisation de la nouvelle affectation des terres entraîne une augmentation d'impact. A la fin, le CF avec toutes les précisions est de

2,837 m² arable land eq/m², 2,1 fois supérieur au CF obtenu avec les hypothèses de base, tout comme les résultats d'impact.

Tableau 4.2 Facteurs de caractérisation (CF) régionalisés, en m² arable land eq/m², associés aux flux de transformation des terres, CF d'origines IW+ 2.2 dans les cases blanches, CF « combinés » dans les cases grisées

	Future affectation :		To dump site		
Ancienne affectation :	Indicateur géographique		GLO	CA	CA-QC
		CF	1,742	2,551	3,014
From unspecified	GLO	-0,386	1,356	2,165	2,628
	CA	-0,701	1,041	1,850	2,313
	CA-QC	-0,714	1,028	1,837	2,300
From forest, extensive	GLO	-0,128	1,614	2,423	2,886
	CA	-0,184	1,557	2,367	2,830
	CA-QC	-0,176	1,565	2,374	2,837

Tableau 4.3 Sensibilité des résultats d'impacts du scénario J1_SQ à la transformation des terres par UF : précision par la qualification des flux et la régionalisation des CF

Amélioration	NA (hypothèses de base)	Précision ancienne affectation	Régionalisation ancienne affectation	Régionalisation nouvelle affectation
Détails des flux utilisés	From unspecified (GLO) To dump site (GLO)	From <u>forest, extensive</u> (GLO) To dump site (GLO)	From forest, extensive (<u>QC</u>) To dump site (GLO)	From forest extensive (QC) To dump site (<u>QC</u>)
CF « combiné » (m ² arable land eq/m ²) à partir de IW+ 2.2	1,356	1,614	1,565	2,837
Impact (m ² arable land eq), J1_SQ	6,56E-05	7,81E-05	7,58E-05	1,37E-04

4.1.6 Conclusion sur les impacts de la transformation des terres sur la biodiversité

Pour conclure sur cette section, on peut affirmer que les impacts de la transformation des terres sur la biodiversité du processus sont inversement reliés à l'épaisseur moyenne de résidus miniers entreposés dans le parc (résultats par UF). Et pour cause, ces impacts sont quasiment exclusivement attribués aux impacts directs du procédé à savoir la transformation de la surface pour la construction du parc. En d'autres termes, les processus comme la fabrication du ciment, son transport, la stabilisation ou encore l'épaississement des résidus ne participent pas pour plus d'1 % à l'impact global. Des calculs purement théoriques estiment une possible réduction d'impact de la transformation des terres grâce à l'épaississement des résidus ; plusieurs études spécifiquement sur ce sujet corroborent cette conclusion (voir la section 1.2.1.4) (Carneiro et Fourie, 2019). La méthode d'impact IW+ a opéré des changements concernant la catégorie de transformation des terres : une actualisation et l'ajout de nouveaux CF. Ces changements sont à l'origine d'une simple modification des valeurs d'impact sans que cela ne bouscule les conclusions de l'analyse. Enfin, le développement de nouveaux CF permet l'utilisation de nouveaux flux, plus précis quant à la qualification du sol ou concernant sa localisation. Dans notre cas, ces deux précisions ont mené à la modification d'un ordre de grandeur dans la valeur absolue des résultats d'impacts.

L'incertitude des résultats présentés est directement reliée aux sources des données d'entrée du modèle, qui peuvent être importantes, particulièrement pour les anciens sites miniers. Le choix des flux et la modélisation des CF sont également source d'incertitude.

4.2 Impacts sur les changements climatiques

L'impact sur les changements climatiques ou impact carbone sont les impacts environnementaux les plus étudiés et médiatisés. Les entreprises minières, à l'instar de toutes les grandes institutions et entreprises dans l'ensemble des secteurs, mettent en place des plans de réduction de leurs émissions de GES. Le Canada s'est lui-même engagé à atteindre la

carboneutralité en 2050, soit dans moins de 25 ans. Comptabiliser l'impact de nos activités sur les changements climatiques est donc incontournable.

De la même manière que dans la section précédente, les impacts des scénarios seront analysés, décomposés, mis en perspective selon différents paramètres. Parmi les deux catégories qui concernent les changements climatiques, les résultats concerneront exclusivement la catégorie « long term ». En raison des limites du système étudié, seuls les scénarios comprenant la stabilisation cimentaire ont des valeurs d'impact non-nulles dans cette catégorie d'impact. Les scénarios SQ seront donc naturellement exclus de cette section.

4.2.1 Analyse de contribution

Avant de nous intéresser aux impacts absolus des différents scénarios, nous commençons avec une analyse de contribution. La Figure 4.4 ci-dessous illustre la contribution relative des processus aux impacts sur les changements climatiques pour chacun des scénarios. Le premier constat est que la production du ciment est le contributeur carbone majoritaire pour l'ensemble des scénarios, excepté R_7SLAG. En effet, la fabrication du ciment contribue pour 93 % pour Manitou, 88 % pour LaRonde et 82 % pour les scénarios de Joutel à l'impact carbone. Pour les parcs abandonnés (Manitou et Joutel), le transport est le second processus contributeur avec respectivement 5 et 15 % du score d'impact. Parmi les mines en activité (Raglan et LaRonde), l'épaississement des résidus participe à l'impact de manière significative seulement pour Raglan ; il contribue seulement pour moins de 5 % pour LaRonde. Quant aux opérations de stabilisation, elle ne contribuerait que pour 0,8 à 3,7 % selon les scénarios.

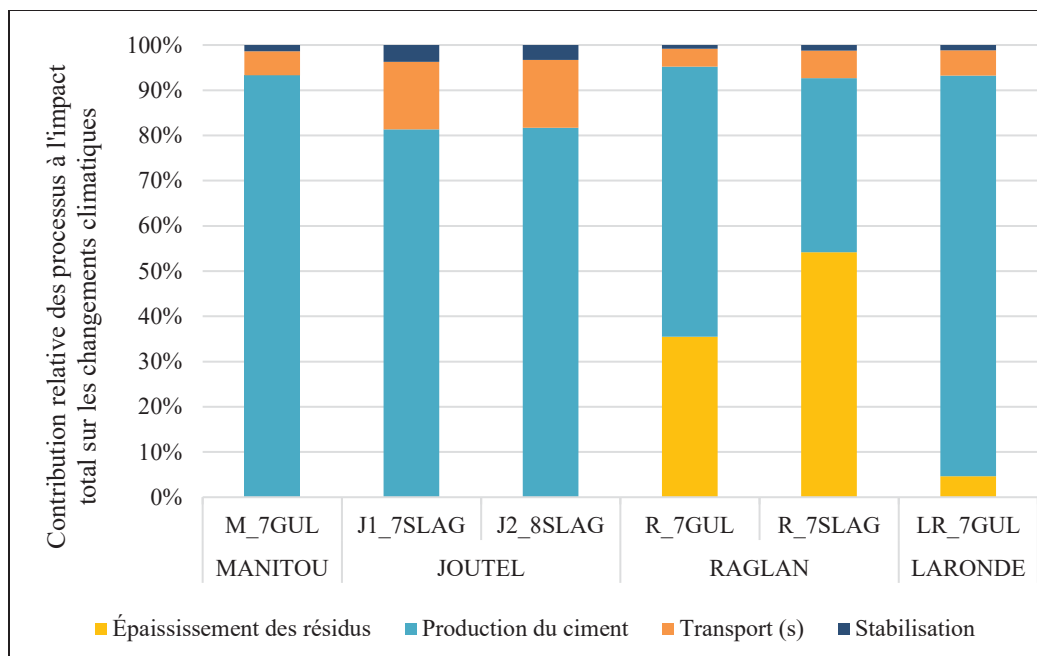


Figure 4.4 Contribution des processus principaux à l'impact sur les changements climatiques – IW+ 2.2

Une analyse approfondie des contributeurs est nécessaire pour comprendre en détail ce premier niveau d'analyse. D'abord, lorsqu'on regarde l'impact de la production du ciment qui est notre premier contributeur, on se rend compte que c'est en réalité la production du clinker, son principal ingrédient, qui participe le plus à l'impact. En effet, même dans le cas du ciment à base de slag (80% slag/ 20% GU), la production du clinker représente plus de 60 % de l'impact sur les changements climatiques de la part attribuée au ciment. La production du slag quant à lui représente un peu moins de 5 % de l'impact malgré sa forte contribution massique dans le ciment. Cela s'explique par l'impact carbone du clinker : quasiment 1 kg de CO₂eq / kg de clinker. Celui-ci écrase l'impact du ciment à base de slag, MCS dont l'impact carbone considéré pour l'étude est de 0,07 kg de CO₂ eq / kg de slag. Une étude de sensibilité à ce paramètre, dépendamment de la méthode d'imputation, est proposée à la section 4.2.5. Dans le cas du ciment GUL, près de 85 % de son impact provient de la fabrication du clinker.

Concernant l'impact du transport, celui-ci est directement relié à la distance qui sépare la cimenterie du parc à résidus. L'impact du transport sur les changements climatiques est dû à 70% aux émissions directes, c'est-à-dire aux émissions de GES par la combustion du diesel

dans le camion. La production du diesel est le second contributeur à l'impact du transport ; le reste est attribuable à la fabrication et à l'entretien du camion. Pour Raglan, les hypothèses pour le transport correspondent à un mix entre le transport routier et maritime : le ciment parcourt 358 km en camion et 3 765 km en bateau. Il se trouve que pour les distances énoncées ci-dessus, les impacts directs de ces deux phases sont quasiment identiques et contribuent pour chacune pour environ 38 % de l'impact du transport. On remarquera que le transport maritime a un impact sur les changements climatiques de près de 10 fois moindre que le transport routier pour une tonne-kilomètre.

La stabilisation des résidus serait le processus le moins émetteur d'un point de vue des changements climatiques, il contribuerait pour moins de 1 % et 3,7 % au maximum du total des impacts de la stabilisation cimentaire. 83 % de son impact est dû aux impacts directs, la combustion du diesel dans la machinerie employée pour la stabilisation. Parce que la stabilisation est un processus entouré de la plus grande incertitude (le projet global est en phase de développement et l'opérationnalisation du procédé de stabilisation n'est pas fixe), il fera l'objet d'une analyse de sensibilité dans la section suivante.

Dans le cas de Raglan et LaRonde, l'épaississement des résidus participe aux impacts sur les changements climatiques. Il existe une importante différence entre les deux mines considérées : la contribution de l'épaississement est respectivement de 35,5 et 54,2% pour les scénarios R_7GUL et R_7SLAG tandis qu'il est de 4,7% pour LR_7GUL. L'épaississement des résidus dans les deux scénarios de Raglan est associé à un même score d'impact mais leur contribution relative diffère en raison de l'impact carbone du ciment GUL qui se trouve bien plus important que le ciment au slag. Ensuite, la différence d'ordre de grandeur entre Raglan et LaRonde s'explique par la différence de mix électrique : le mix de Raglan est composé à 90% de diesel et 10% d'éolien. 98,9% de l'impact sur les changements climatiques de la demande énergétique est attribuable au diesel, et les 1,1% restants à l'énergie éolienne. Près de 90% de l'impact de l'électricité au diesel est dû aux impacts directs : la combustion du diesel. À contrario, la production électrique par éolienne n'engendre pas d'impacts directs sur les changements climatiques ; son impact est dû à la construction et au transport de l'éolienne, en plus de l'impact des infrastructures nécessaires pour le raccordement. Une étude de sensibilité de l'impact carbone des scénarios de Raglan vis-à-vis de son mix électrique est

disponible à la section 4.2.7. Une ACV qui a inclus des processus secondaires dans la gestion des résidus a identifié le pompage des résidus et celui des eaux de traitement comme les processus les plus contributeurs dans la demande énergétique de la gestion des résidus miniers, loin devant l'épaississement des résidus (Carneiro et Fourie, 2019). Ainsi, si notre étude incluait le pompage des résidus et de l'eau de traitement, il est probable que ces procédés soient des contributeurs majoritaires à l'impact sur les changements climatiques de nos scénarios, peut-être même devant la fabrication du ciment.

4.2.2 Impact carbone de la stabilisation des résidus miniers

4.2.2.1 Empreinte carbone des scénarios

Le Tableau 4.4 ci-dessous présente les résultats d'impacts sur les changements climatiques des scénarios avec stabilisation cimentaire. Des données d'inventaire y sont ajoutées, pour faire un lien avec les résultats de l'analyse de contribution présentée ci-dessus. Les résultats d'impacts sont présentés par UF : le kg de résidus miniers ainsi qu'à l'échelle du parc. On remarque que le score d'impact le plus élevé est obtenu par le scénario M_7GUL, avec $8.89E-03$ kg CO₂ eq par UF. C'est aussi le scénario dont la masse de ciment nécessaire par UF est le plus élevé. Cela vient appuyer les résultats de l'analyse de contribution ci-dessus qui place la production de ciment comme contributeur majoritaire (hors cas de Raglan et l'épaississement aux énergies carbonées). De même que pour les impacts de la transformation des sols, la masse de ciment nécessaire par UF est directement liée à l'épaisseur de résidus miniers, qui est faible à cause de nos hypothèses sur Manitou. On observe également que la distance totale parcourue par le ciment tous modes de transport confondus n'est pas un paramètre qui impacte directement le résultat final. Encore une fois, ce résultat est expliqué par l'analyse de contribution qui place le transport comme second processus contributeur (toujours hors cas Raglan). On perçoit dans les résultats une légère augmentation d'impact pour le scénario de Joutel avec 8% de ciment vis-à-vis du scénario à 7%, de même que pour le scénario avec du GUL plutôt que du slag pour Raglan. La sensibilité de notre modèle aux paramètres de la couche cimentée est étudiée dans la section 4.2.4. En dehors de Manitou, les autres résultats restent dans une fourchette de score d'impact assez serrée. Comme introduit à la section précédente, le score de Raglan est réhaussé

par l'épaississement des résidus aux énergies carbonées. Le score d'impact le plus faible par UF est celui de LaRonde avec $8.29E-04$ kg CO₂ eq, grâce à une importante épaisseur de résidus miniers qui lui concède le meilleur ratio entre la masse de résidus traités et la masse de ciment nécessaire et un processus d'épaississement décarboné. Enfin, il est intéressant de regarder les résultats d'impact à l'échelle du parc dans sa totalité. Cela correspond au « prix carbone » que l'on devrait déboursier si l'on devait stabiliser l'ensemble du parc selon les hypothèses de l'étude. D'abord, on remarque que l'empreinte carbone de l'opération serait d'ordre de grandeurs similaires pour l'ensemble des scénarios. LaRonde se démarque avec l'impact le plus élevé en raison de sa taille et de la quantité de résidus qui y sont entreposés. Avec son faible impact rapporté par UF et une modeste quantité de résidus entreposés, le parc de Joutel serait l'option la moins émettrice avec environ 20 000 à 25 000 t de CO₂ eq.

Tableau 4.4 Données d'inventaire et résultats d'impact absolus sur les changements climatiques des différents scénarios de stabilisation cimentaire – IW+ 2.2

Mine	MANITOU	JOUTEL		RAGLAN		LARONDE
Scénario	M_7GUL	J1_7SLAG	J2_8SLAG	R_7GUL	R_7SLAG	LR_7GUL
Masse de ciment / UF (kg)	1.01E-02	3.07E-03	3.49E-03	1.53E-03	1.53E-03	8.97E-04
Kilomètres de transport (km) / UF	550	750	750	4123	4123	609
Masse de résidus par parc (kg)	1.10E+10	1.72E+10	1.72E+10	3.64E+10	3.64E+10	1.10E+11
Superficie du parc (ha)	200	120	120	93	93	165
Impact par UF (kg CO ₂ eq)	8.89E-03	1.28E-03	1.44E-03	2.09E-03	1.37E-03	8.29E-04
Impact à l'échelle du parc (t CO ₂ eq)	97795	21934	24716	76225	49931	91174

4.2.2.2 Mise en perspective des résultats à l'échelle de la production minière

Contrairement aux impacts de la transformation des terres, il n'est pas possible de comparer ces chiffres à des données génériques car le processus Ecoinvent équivalent ne comprend pas de processus générateur de carbone. De plus, le côté expérimental du projet qui implique des limites spéciales au système rend la pertinence d'une comparaison à des données de la littérature quelque peu restreinte.

On peut tout de même citer l'ACV de Carniero et Fourie (2019) qui a comptabilisé, entre autres, l'impact sur les changements climatiques de la gestion des résidus minier sous forme de boue et de résidus densifiés. Une fois ses résultats d'impact carbone convertis dans notre UF, on trouve un impact de $1,17\text{E-}2$ kg de CO_2eq pour la gestion d'un kg de résidus traité sous forme de boue et $1,06\text{E-}2$ kg de CO_2eq pour les résidus filtrés. De plus, 78% de cet impact est expliqué par le pompage des résidus et de l'eau de traitement, ce qui donnerait un impact du pompage par kg de résidus traités sous forme de boue et de résidus filtrés de respectivement $9,15\text{E-}3$ et $8,25\text{E-}3$ kg de CO_2eq (Carneiro et Fourie, 2019). Ainsi, d'après ces calculs et les chiffres d'impact présentés à l'avant-dernière ligne du tableau ci-dessus, l'impact carbone de nos scénarios de stabilisation pourrait être inférieurs sinon du même ordre de grandeur que les opérations de pompage de ces mêmes résidus miniers. Ainsi, il est possible que l'impact carbone ajouté par la stabilisation cimentaire ne soit pas plus important que celui des opérations de pompage.

La mise en perspective de l'impact carbone de la stabilisation cimentaire des résidus vis-à-vis du cycle minier dans son ensemble fait l'objet d'une plus grande incertitude. En effet, les configurations d'exploitation et les teneurs en minerai (entre autres), participent à la grande variabilité des données d'impact carbone et des données de génération de résidus miniers. Produire 1 kg d'or au Canada aurait un impact carbone de 11 199 kg de CO_2eq (inventaire Ecoinvent 3.7 – IW+ 2.2). Ce chiffre d'impact est corroboré par la littérature (Kadivar, Akbari et Vahidi, 2023). D'après le même inventaire Ecoinvent, ce kilogramme d'or serait à l'origine de la génération de 117 090 kg de résidus miniers. Comme mentionné plus haut, les chiffres

varient selon les sources et une moyenne mondiale donne un ratio de 6 328 kg de résidus par kg d'or produit (Turner, Hischier et Doka, 2019). Sur le référentiel de l'impact du processus générique Ecoinvent et son ratio résidus/métal, la stabilisation cimentaire des résidus représenterait une augmentation de l'impact carbone de l'or de 0,9 à 2,2 % si l'on considère la stabilisation cimentaire sur le référentiel de Joutel, LaRonde ou Raglan. Selon le second ratio issu de Turner, Hischier et Doka, la stabilisation cimentaire représenterait une augmentation de l'impact carbone de la production d'or de 0,05 % à 0,12 % avec comme référentiel les scénarios de ces mêmes trois parcs. Pour conclure sur cette dernière mise en perspective, l'impact carbone de la stabilisation cimentaire pourrait occasionner une faible augmentation de l'impact carbone des métaux, de l'ordre de quelques pourcents au maximum. Cet exercice permet une comparaison d'ordre de grandeur ; dans le cadre de travaux futurs, des données de production et d'impact plus spécifiques seraient nécessaires afin de confirmer cette conclusion.

4.2.3 Étude de sensibilité au processus de stabilisation

Une étude de sensibilité sur la stabilisation cimentaire vis-à-vis des scénarios dans leur globalité est nécessaire. Ce résultat est entouré d'une importante incertitude, le projet est hypothétique et les ressources et moyens techniques pour mettre en œuvre cette stabilisation ne sont pas clairement définis. Ainsi, les hypothèses qui ont mené aux données d'inventaire finales (nombres d'heures d'utilisation d'engin de construction, types d'engins), disposent d'une incertitude certaine. Afin de concilier cette incertitude, nous ferons varier la quantité d'heures associées à l'UF, avec comme exemple le scénario J1_7SLAG. Le Tableau 4.5 ci-dessous présente les résultats d'impact décomposés entre les principaux processus : ciment, transport et stabilisation, avec variation des heures d'utilisation des engins de stabilisation. La colonne grisée matérialise le scénario initial pour J1_7SLAG. Les scores d'impact sont renseignés en kg de CO₂ eq pour chacun des processus contributeurs ainsi que sous forme de contribution relative en pourcentage (%). Sans surprise, on remarque que le modèle est assez peu sensible au processus de stabilisation : il est nécessaire de modifier la donnée d'inventaire de manière importante pour modifier l'impact final. En effet, une réduction de -25% du temps de stabilisation revient à diminuer la part de ce processus dans l'impact global de 3,7 à 2,8%

et entraîne une réduction d'impact totale de 0,9%. Une augmentation du temps de 100% de stabilisation, ce qui revient à le doubler, entraîne une augmentation de 3,7% de l'impact total sur les changements climatiques et la part de ce processus passe de 3,7 à 7,1%. Dans le cas extrême où l'on aurait sous-estimé le temps de stabilisation d'un facteur 10, alors l'impact de la stabilisation aura largement surpassé l'impact du transport et contribuera pour 27,7% de l'impact global. L'impact sur les changements climatiques de la stabilisation du scénario J1_7SLAG augmente alors de plus de 33%.

Tableau 4.5 Sensibilité des scores d'impacts (kg de CO₂ eq) et contributions relatives (%) pour J1_7SLAG à la variation des temps de travail des engins pour la stabilisation cimentaire – IW+ 2.2

	Scénario de variation	-25%	-10%	0%	+50%	+100%	+200%	+500%	+900%
	Nbr d'heures	2.09E-07	2.51E-07	2.79E-07	4.18E-07	5.58E-07	8.37E-07	1.67E-06	2.79E-06
Ciment	Score d'impact	1.04E-03	1.04E-03	1.04E-03	1.04E-03	1.04E-03	1.04E-03	1.04E-03	1.04E-03
	% de contribution	82.1%	81.6%	81.3%	79.9%	78.5%	75.8%	68.7%	61.1%
Transport	Score d'impact	1.91E-04	1.91E-04	1.91E-04	1.91E-04	1.91E-04	1.91E-04	1.91E-04	1.91E-04
	% de contribution	15.1%	15.0%	15.0%	14.7%	14.4%	13.9%	12.6%	11.2%
Stabilisation	Score d'impact	3.53E-05	4.24E-05	4.71E-05	7.07E-05	9.42E-05	1.41E-04	2.83E-04	4.71E-04
	% de contribution	2.8%	3.3%	3.7%	5.4%	7.1%	10.3%	18.7%	27.7%
TOTAL	Score d'impact	1.27E-03	1.27E-03	1.28E-03	1.30E-03	1.33E-03	1.37E-03	1.51E-03	1.70E-03
	% de différence avec l'impact initial	0.9%	0.4%	0.0%	1.8%	3.7%	7.4%	18.4%	33.2%

4.2.4 Sensibilité de l'impact carbone aux paramètres de la couche cimentée

Lors de l'analyse de contribution, nous avons vu que l'impact carbone des différents scénarios est en grande partie expliqué par l'impact du ciment. Dans cette partie, nous allons étudier la

sensibilité de ces résultats à trois paramètres : le type de ciment, l'épaisseur de couche cimentée ainsi que le pourcentage de ciment en mélange.

4.2.4.1 Type de ciment

La première des analyses à effectuer est le type de ciment. Seuls deux ciments sont envisagés dans le cadre de ce projet : le ciment à base de slag qui en contient 80 % en masse, les 20 % restants étant du ciment portland, composé à 90 % de clinker. Le second ciment est le ciment dit GUL, un ciment portland qui contient jusqu'à 15% de calcaire, le reste étant presque exclusivement du clinker. Pour l'analyse, nous utiliserons l'exemple des scénarios R_7GUL et R_7SLAG. Ils ont l'avantage de représenter des scénarios pour qui, la seule variabilité d'un point de vue des impacts sur les changements climatiques est le type de ciment employé. En accord avec ce qui a été établi dans l'analyse de contribution, l'impact carbone du ciment GUL est près de 2,4 fois plus élevé que celui du ciment slag. A l'échelle du parc à résidus de Raglan, on parle d'une économie de 26 000 t de CO₂ eq en choisissant le ciment au slag au lieu du ciment GUL ; les deux options ayant un coût carbone respectif de 1.92E+07 et 4.55E+07 kg de CO₂ eq. Bien évidemment, cette différence est liée à la part de clinker dans le ciment, qui, lorsqu'elle est élevée, alourdi l'impact du ciment en question en raison de son impact carbone très élevé, d'un ordre jusqu'à trois fois supérieur à celui des MCS, le slag inclus. Un complément sur l'impact carbone du slag est justement disponible à la section 4.2.5 ci-dessous.

4.2.4.2 Épaisseur de la couche cimentée

L'hypothèse fixée concernant l'épaisseur de la couche cimentée dans le cadre de cette étude est de 30 cm. Dans cette section sera étudiée la sensibilité de nos résultats vis-à-vis de cette variable. A l'aide du scénario J1_7SLAG, des résultats d'impact seront produits pour des épaisseurs de 15, 60 et 100 cm et comparés aux résultats du scénario de référence.

Les résultats d'impacts sont présentés dans la Figure 4.5 ci-dessous. On observe sans surprise une diminution de moitié de l'ensemble des impacts des processus contributeurs alors que l'épaisseur de couche est réduite de moitié. La dynamique inverse est observée lorsque l'épaisseur de couche augmente : l'ensemble des impacts augmentent.

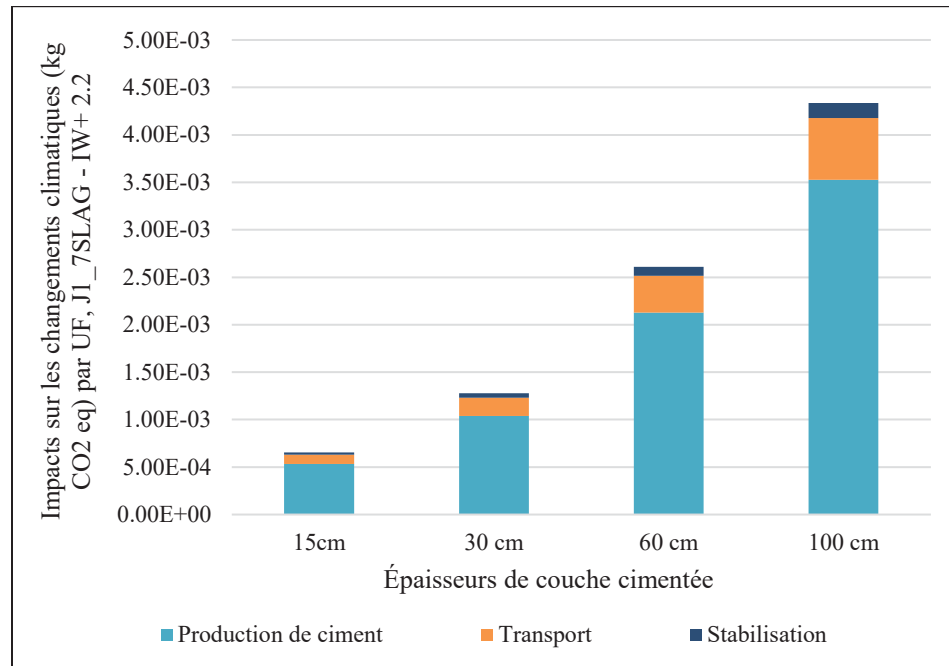


Figure 4.5 Variation de l'impact de J1_7SLAG et de ses processus contributeurs en fonction de l'épaisseur de couche cimentée fixée, par UF

Contrairement à la sous-section précédente, modifier l'épaisseur de la couche cimentée impacte les autres processus que la production de ciment. En effet, en modifiant l'épaisseur de couche, on modifie la quantité de ciment nécessaire donc la quantité de matières transportées se retrouve impactée et le volume de résidus à stabiliser aussi. Les processus de transport et de stabilisation tels qu'ils sont modélisés répondent de manière proportionnelle à la variation d'épaisseur de couche. Pour rappel, la donnée d'inventaire finale pour le transport est la tonne-kilomètre et qui dit augmentation de l'épaisseur de couche dit augmentation du besoin en ciment ce qui signifie l'augmentation de la tonne-kilomètre de ciment transportée. On observe la même dynamique pour le processus de stabilisation dont la donnée d'inventaire finale est le nombre d'heures d'utilisation des engins de stabilisation qui dépend lui-même du volume de résidus à stabiliser, lui aussi directement proportionnel à l'épaisseur de couche cimentée.

4.2.4.3 Pourcentage de ciment dans la couche cimentée

Dans cette partie sera étudiée la variabilité des résultats d'impacts vis-à-vis du pourcentage de ciment dans la couche de stabilisation. Le scénario J1_7SLAG (7 % de ciment slag) sera décliné en trois autres scénarios avec 5 %, 8 % et 10 % de ciment slag.

Les résultats d'impact présentés dans la Tableau 4.6 ci-dessous démontrent une forte sensibilité des résultats au pourcentage de ciment dans le mélange. En effet, passer de 7 à 8% de ciment slag augmente de plus de 13 % les impacts sur les changements climatiques du scénario dans sa totalité. Passer de 7 à 10 % de ciment entraîne une augmentation des impacts de $1.30E-03$ à $1.81E-03$ kg de CO₂ eq /UF soit une augmentation de 39 %. Cette augmentation des impacts est due à l'augmentation des impacts du transport et de la production de ciment. En effet, comme dans la section précédente, modifier le pourcentage de ciment dans la couche cimentée fait varier la quantité de ciment nécessaire et donc impacte les données d'entrée du modèle pour la production de ciment et le transport. Contrairement à la section précédente, le processus de stabilisation réagit de manière inverse au processus de production du ciment et de transport. La donnée d'entrée pour la stabilisation est le volume de résidus à stabiliser or, pour une épaisseur de couche cimentée fixe, le volume de résidus est légèrement moindre si le pourcentage de ciment augmente dans le mélange. Ainsi, l'impact de la stabilisation augmente de 1,2 % en passant de 7 à 5 % de ciment en mélange. A l'inverse, l'impact de la stabilisation diminue de 2,3 % si l'on augmente la part de ciment à 10 %. Finalement, la stabilisation comptant pour très peu par rapport à la production du ciment et du transport dans les impacts sur les changements climatiques, l'augmentation de la part du ciment dans le mélange s'accompagne d'une augmentation des impacts.

Tableau 4.6 Variabilité des impacts sur les changements climatiques (kg de CO₂ eq) par UF des processus principaux du scénario J1_7SLAG suivant le pourcentage de ciment

Pourcentage de ciment en mélange	5%	7%	8%	10%
Production de ciment	7.71E-04	1.06E-03	1.21E-03	1.49E-03
Transport	1.42E-04	1.95E-04	2.22E-04	2.74E-04
Stabilisation	4.7841E-05	4.7281E-05	4.6842E-05	4.6207E-05
Total	9.60E-04	1.30E-03	1.48E-03	1.81E-03
% augmentation	-26.3%	0.0%	13.2%	38.6%

4.2.5 Étude de sensibilité à l'impact carbone de référence du slag

Concernant les chiffres dans le reste des calculs, on a considéré un impact carbone de 0,07 kg de CO₂ eq par kg de slag produit. Néanmoins, comme discuté dans la section 1.5.1, l'impact carbone du slag a pu faire débat et il existe des valeurs d'impact qui peuvent aussi bien doubler autant qu'augmenter d'un ordre de grandeur suivant la méthode d'allocation. Cette section a pour but de discuter de la variabilité des résultats d'impact vis-à-vis de ce paramètre. Nous prendrons pour scénario d'exemple J1_7SLAG comme dans la section précédente. Pour rappel, par notre choix de proxy parmi les processus Ecoinvent, la fabrication d'1kg de slag est responsable de l'émissions de 0,07 kg CO₂ eq. Toujours d'après ce proxy, l'impact carbone du slag « prêt à l'emploi » (incluant le transport jusqu'au lieu de transformation) est de 0,096 kg CO₂ eq/kg de slag. Finalement, l'impact du ciment à base de slag (20GU/80SLAG) a un impact carbone de 0,356 kg CO₂ eq/ kg de ciment. Le Tableau 4.7 ci-dessous rassemble les résultats d'impact total du scénario J1_7SLAG alors que l'impact du slag varie en fonction du type d'allocation, selon les résultats de Drevet, Meunier et Consigny (2020). Ainsi, l'impact du ciment dans le scénario de référence se rapproche de l'allocation économique : 0,356 contre 0,387 ; on peut supposer que la donnée issue d'Ecoinvent a fait l'objet d'une allocation économique. On remarque que contrairement au nombre d'heures allouées à la stabilisation, le type d'allocation exerce une forte influence sur l'impact carbone de notre scénario final. En effet, par rapport au calcul de référence, les différentes allocations choisies pourraient entraîner

une augmentation de 8,7 %, 31,4 % voire 77,6 % de l'impact sur les changements climatiques du scénario de stabilisation dans sa globalité.

Tableau 4.7 Variabilité des scores d'impact (kg CO₂ eq) du scénario J1_7SLAG suivant le type d'allocation du slag

Source	Ecoinvent	(Dreveton, Meunier et Consigny, 2020)			
Type d'allocation	Supposément économique	Valeur de référence	Allocation économique	Allocation expansion par du système	Allocation massique
Impact ciment slag	0.346	0.215	0.387	0.540	1.815
Impact J1_7SLAG /UF	1.28E-03	8.85E-04	1.40E-03	1.86E-03	5.70E-03
% de variation	0.00%	-44.42%	+8.76%	+31.37%	+77.56%

Dans le cas du slag, MCS et déchet des aciéries, l'expansion du système et l'allocation économique sont des méthodes pertinentes. Pour l'allocation économique, la fluctuation de la valeur des produits reste un enjeu de taille. Quant à l'allocation massique, elle fait moins de sens dans le cas du slag.

4.2.6 Sensibilité des résultats à la méthode d'impact : IW+ 1.29 et 2.2

D'après les résultats d'impact présentés dans le Tableau 4.8 ci-dessous, on observe une faible différence dans les valeurs d'impact entre les deux versions d'IW+. L'étendue entre les données est d'un ordre de grandeur deux, trois voire quatre fois inférieure à l'ordre de grandeur des valeurs d'impact. Ainsi, la tendance est respectée : les principales conclusions concernant l'impact carbone ne varient pas selon les deux versions d'IW+. Cela signifie qu'IW+ n'a pas eu de changements méthodologiques majeurs ni de modifications de CF entre ces deux versions.

Tableau 4.8 Différences d'impact sur les changements climatiques des différents scénarios de stabilisation cimentaire, en kg CO₂ eq

	Manitou	Joutel		Raglan		LaRonde
	M_7GUL	J1_7SLAG	J2_8SLAG	R_7GUL	R_7SLAG	LR_7GUL
IW+ 1.29	8.922E-03	1.284E-03	1.447E-03	2.095E-03	1.370E-03	8.324E-04
IW+ 2.2	8.890E-03	1.278E-03	1.440E-03	2.094E-03	1.372E-03	8.292E-04
Étendue	3.15E-05	6.10E-06	6.89E-06	5.46E-07	1.23E-06	3.15E-06

4.2.7 Sensibilité de l'impact carbone de Raglan à son projet éolien

Comme mentionné dans la section 3.3.1, la mine Raglan a pour projet un parc éolien qui pourrait fournir jusqu'à 42% de son électricité d'ici à 2029. Cette section a pour but d'évaluer les conséquences potentielles sur l'impact carbone de ce projet et plus largement, d'étudier la sensibilité de l'impact carbone de notre étude au mix électrique de Raglan. Quatre scénarios ont été modélisés selon les informations communiquées par la mine Raglan : depuis 2014, l'énergie éolienne participe pour 10% du mix électrique de la mine. A l'horizon 2029, elle représentera 42% du mix, le diesel complétant toujours le mix. Enfin, « Glencore vise à atteindre la carboneutralité d'ici 2050 » (Glencore, [s d]). Un scénario hypothétique supplémentaire peut être ajouté avec un mix 100% éolien pour 2050. Différents résultats pour ces scénarios sont disponibles dans le Tableau 4.9 ci-dessous ; la colonne en gris rappelle le référentiel actuel (hypothèses de base). Sur les deux premières lignes de résultat, des scores d'impact du processus d'épaississement par UF ainsi qu'à l'échelle du parc dans sa totalité sont présentés. On observe sans surprise que l'augmentation de la proportion d'énergie éolienne dans le mix total est responsable de la diminution de l'impact de l'épaississement des résidus. En passant du mix actuel au mix électrique de 2029, le processus d'épaississement diminue son impact sur les changements climatiques de plus de 30%. Si un mix 100% éolien parvenait à être implémenté, une diminution de près de 89% de l'impact de l'épaississement serait possible. Bien entendu, la réduction de l'impact implique une réduction de sa contribution au processus global de stabilisation pour R_7SLAG. En effet, là où le procédé est responsable de plus de 50% de l'impact de la stabilisation cimentaire dans le scénario actuel, sa contribution tombe à 45% et 12% pour les mix respectifs de 42% éolien et 100% éolien.

Ainsi, l'impact global de R_7SLAG diminuerait de 17% à l'horizon 2029 et pourrait même être diminué de moitié grâce à un mix 100% éolien.

Tableau 4.9 Sensibilité de l'impact sur les changements climatiques (kg CO₂ eq) de l'épaississement des résidus pour le scénario R_7SLAG – IW+ 2.2

Scénario de mix électrique	100% diesel	10% éolien	42% éolien	100% éolien
<i>Horizon temporel</i>	<i>avant 2014</i>	<i>depuis 2014</i>	<i>2029</i>	<i>2050</i>
Impact épaississement /UF	8.17E-04	7.43E-04	5.09E-04	8.31E-05
Impact épaississement /parc	2.97E+07	2.71E+07	1.85E+07	3.03E+06
% relatif épaississement /total	57%	54%	45%	12%
Impact R_7SLAG /UF	1.45E-03	1.37E-03	1.14E-03	7.11E-04
% d'augmentation R_7SLAG	+5%	0%	-17%	-48%

Toujours avec les mêmes scénarios de mix électrique, il est possible d'estimer l'évolution des impacts de la consommation de la mine Raglan dans sa totalité suivant la décarbonation de leur mix. Le Tableau 4.10 propose une estimation de l'impact de la demande énergétique du site dans son entièreté, toujours par rapport au référentiel actuel (mix électrique depuis 2014) qui correspond aux cellules grisées. La consommation énergétique annuelle retenue est de 197 GWh, qui correspond à la demande prévisionnelle pour 2030 déclarée par l'entreprise et que nous supposons constante pour ces calculs (Glencore, [s d]). Les scores d'impact sont présentés en tonnes de CO₂ eq pour mieux correspondre à l'ordre de grandeur d'un site de cette envergure. Les résultats montrent une possible diminution des impacts de la consommation énergétique sur les changements climatiques de 32% à l'horizon 2029. L'atteinte des objectifs de 42 % renouvelable diminuerait d'un tiers les émissions carbone du site. Évidemment, un mix 100 % éolien permettrait de diminuer les émissions carbone de la mine de près d'un ordre de grandeur, d'environ 55 000 tonnes par an à 6 000 tonnes par an.

Tableau 4.10 Estimation de l'évolution des impacts sur les changements climatiques à l'échelle de la mine Raglan de la décarbonation du mix électrique

Scénario de mix électrique	100% diesel	10% éolien	42% éolien	100% éolien
<i>Horizon temporel</i>	<i>avant 2014</i>	<i>depuis 2014</i>	<i>2029</i>	<i>2050</i>
Impact Raglan (t CO ₂ eq)	61237	55736	38135	6232
% augmentation	+10%	0%	-32%	-89%

4.2.8 Conclusion sur les impacts sur les changements climatiques

Cette section sur les impacts de la stabilisation cimentaire sur les changements climatiques a permis de dégager plusieurs axes de compréhension. D'abord, à l'instar des impacts sur la transformation des terres, l'épaisseur de résidus est un paramètre déterminant de l'impact à l'échelle de l'UF, le kg de résidus traités. Plus l'épaisseur résidus est importante, moins la stabilisation cimentaire sera émettrice à l'échelle de l'UF (4.2.2.1). On peut aussi affirmer avec une certaine confiance que la production de ciment est le processus qui participe le plus à l'impact sur les changements climatiques de la stabilisation cimentaire des anciens parcs à résidus (4.2.1). Pour les parcs à résidus actuellement en exploitation et dont l'épaississement rentre dans le système étudié, ce procédé peut se retrouver processus contributeur lorsqu'il est alimenté par des énergies intensives en carbone (4.2.1). A contrario, un mix électrique faiblement carboné permet une réduction d'impact significative et replace le ciment comme contributeur majoritaire (4.2.7). Le transport des matières cimentées ne compterait pas pour plus de 15 % du coût carbone du processus dans son ensemble, même malgré de très longues distances (4.2.1). Le procédé de stabilisation cimentaire des résidus devrait être minoritaire avec moins de 5 % de l'impact ; seule une importante sous-évaluation de nos hypothèses pourrait renverser cette affirmation (4.2.3). Évidemment, la prédominance de la production du ciment à l'impact est associée à une forte sensibilité des paramètres de la couche cimentée à l'impact total (4.2.4). Ainsi, la meilleure manière de réduire l'impact carbone du procédé est de choisir un ciment avec le moins de clinker possible et donc davantage de MSC, de même que la réduction de la part de ciment en mélange ou de l'épaisseur de couche. Si l'on met en perspective nos résultats d'impact vis-à-vis d'autres procédés miniers, l'impact carbone de la

stabilisation cimentaire pourrait ne pas dépasser l'impact carbone de procédés connexes à la gestion des résidus miniers comme le pompage des résidus et de l'eau de traitement ; il pourrait également représenter une augmentation de l'empreinte carbone des métaux de quelques pourcents voire centièmes de pourcents (4.2.2.2).

L'incertitude des résultats finaux peut être qualifiée d'assez faible. Tout comme pour la transformation des sols, l'incertitude résiduelle des résultats s'explique en majorité par l'incertitude des données d'entrée ; l'incertitude des CF des impacts sur les changements climatiques, les GWP, sont assez faibles.

4.3 Impacts sur l'écotoxicité en eau douce

Cette section a pour but d'évaluer la toxicité des rejets considérés sur les écosystèmes aquatiques d'eau douce. Cette analyse se conduira avec les parcs de référence de Manitou, Joutel et Raglan, toujours selon les mêmes scénarios définis plus haut. Les données d'entrée disponibles concernant LaRonde n'étaient pas suffisantes pour caractériser le lixiviat (pas d'analyses TCLP) et l'attribuer à notre UF. Les deux types de scénarios seront considérés : les scénarios « SQ » ainsi que les scénarios avec stabilisation cimentaire. En plus des scénarios dits statu quo (SQ) et des scénarios de stabilisation, le scénario R_OXY est considéré. Pour rappel, ce scénario correspond à un scénario SQ pour Raglan à la différence qu'il est basé sur des échantillons de résidus Raglan oxydés.

Dans cette partie, on considéra deux compartiments d'eau douce vers lesquels les éléments seront rejetés : les eaux de surface ainsi que l'eau souterraine. Pour l'eau souterraine, certaines méthodes d'évaluation de l'impact prévoient des facteurs de caractérisation (CF) pour le long terme (60 000 ans) en plus du court terme (100 ans). Pour l'eau de surface, seuls des CF pour un horizon temporel au court terme sont disponibles. À moins d'une indication contraire, les résultats d'inventaire et d'impact seront systématiquement présentés à l'échelle de l'unité fonctionnelle choisie : le kg de résidus miniers.

4.3.1 Analyse sur la base des données d'inventaire de rejets de lixiviat

Dans cette section, les différentes comparaisons de scénarios se feront sur la base des données d'inventaire et non des scores d'impact. Cette démarche permet un premier niveau d'analyse comportant moins d'incertitude mais moins appropriée pour évaluer l'écotoxicité des rejets.

4.3.1.1 Analyse des valeurs brutes d'inventaire

La caractérisation du lixiviat avec le protocole TCLP avait produit des résultats pour 32 éléments. Sur ces 32 éléments, cinq éléments n'étaient pas des éléments qui étaient compris dans la caractérisation des résidus miniers (l'analyse ICP-AES) : le bore (boron, B), l'indium (In), le thallium (Tl), l'uranium (U) et le vanadium (V). De son côté, l'analyse ICP-AES des résidus s'est faite sur 31 éléments et parmi eux, quatre éléments n'étaient pas analysés via le protocole TCLP : le chlore (chlorine, Cl), le phosphore (phosphorus P), l'étain (tin, Sn) et le zircon (zirconium, Zr). L'ensemble de ces éléments a été retiré de l'inventaire final puisqu'aucune valeur d'inventaire n'est possible sans des données pour les deux types d'analyses. Les inventaires présentés à l'ANNEXE II comportent donc 27 éléments.

Les 10 inventaires finaux court terme sont représentés, selon leur mine de référence, sur la Figure 4.6 ci-dessous. Les 27 éléments se situent dans un intervalle d'ordre de grandeur allant de 10^{-10} à 10^{-3} kg par UF. Ces représentations graphiques permettent d'appréhender la tendance des différences de rejets avec ou sans stabilisation cimentaire. Les éléments dont les quantités sont les plus importantes sont le calcium, le sodium et le soufre. On remarque que les données d'inventaires de l'ensemble des scénarios sont, généralement et pour chaque élément, contenues dans un même ordre de grandeur. Autrement dit, la tendance générale de composition des rejets d'un même résidu minier est la même, qu'il ait subi une stabilisation ou non. On peut ainsi supposer que la stabilisation cimentaire n'a pas exercé une influence drastique sur les quantités de rejets dans le lixiviat.

Concernant les inventaires long terme, toutes les données augmentent, souvent d'un ou plusieurs ordres de grandeur (voir ANNEXE II pour les chiffres exactes). La moyenne de toutes les données d'inventaire long terme, tous scénarios confondus, est d'un ordre de

grandeur 10^{-3} kg, contre 10^{-4} kg par UF pour le court terme. Les éléments présents en plus grande quantité sont le soufre, le magnésium et le calcium. A l'inverse, les éléments présents en plus petite quantité par UF (10^{-7} kg) sont le cadmium, le bismuth et le béryllium.

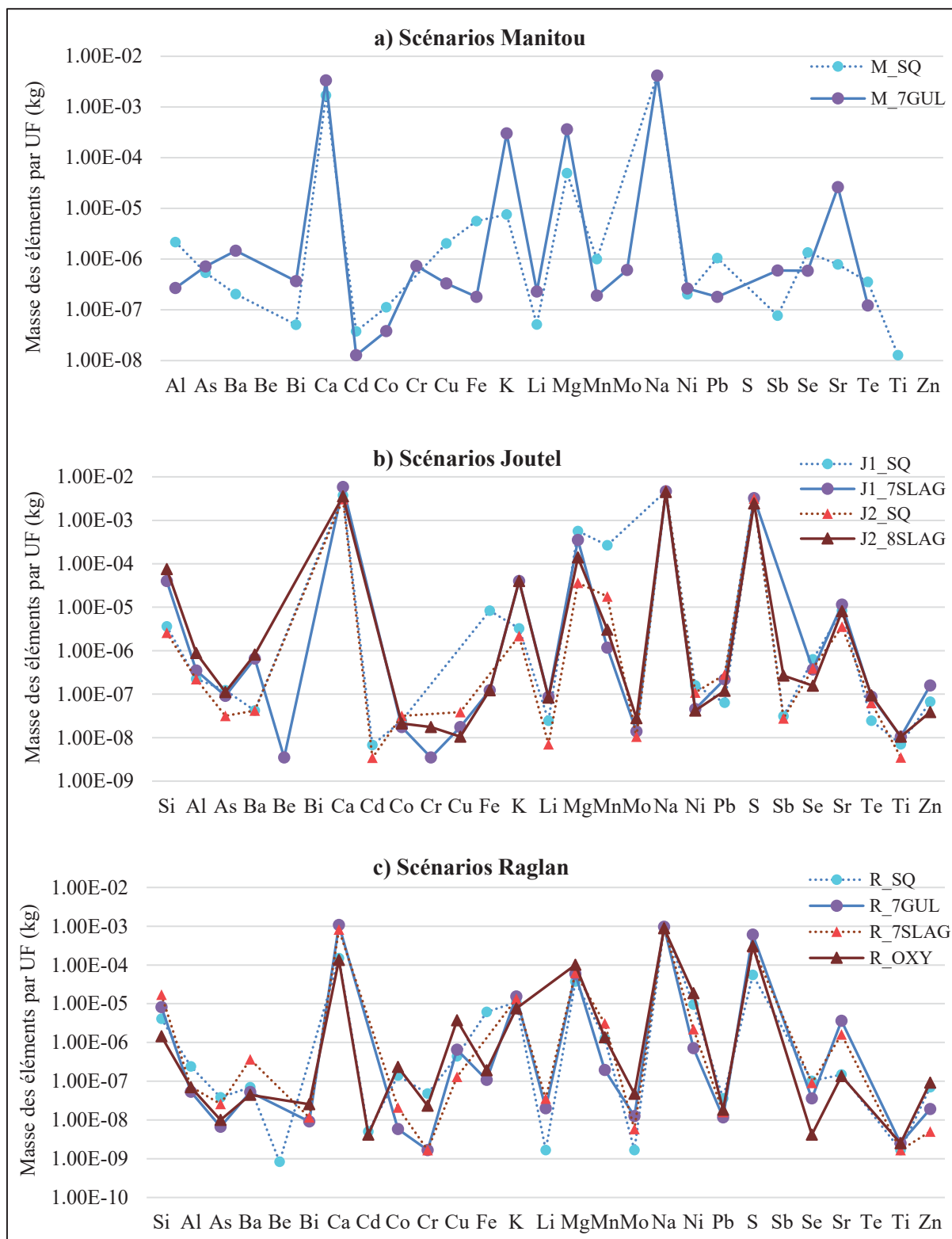


Figure 4.6 Masse en kg des 27 éléments dans les inventaires finaux (court terme) des scénarios reliés aux trois mines a) Manitou, b) Joutel et c) Raglan – par UF

4.3.1.2 Écarts relatifs des inventaires entre les scénarios SQ et les scénarios avec stabilisation

Le Tableau 4.11 présente l'écart relatif des données d'inventaire court-terme des scénarios de stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence (SQ). Par exemple, la colonne du scénario J2_8SLAG présente l'écart relatif entre la masse des éléments rejetés et attribués par UF pour le scénario J2_8SLAG et le scénario J2_SQ, son scénario de référence. Ce tableau met en évidence de grandes disparités dans les variations, aussi bien concernant les éléments que les scénarios. Au plus élevé de la différence relative pour les éléments, on retrouve le potassium avec un écart relatif moyen de 1126%, ce qui signifie que la masse de potassium rejetée vers le milieu serait 1126% plus élevée lorsque les résidus font l'objet d'une stabilisation vis-à-vis du statu quo. Parmi les éléments qui semblent augmenter significativement en quantité du fait de la stabilisation, on citera le strontium, le silicium ou encore le lithium. On observe à l'inverse, des éléments dont la quantité est toujours réduite par la stabilisation cimentaire, à l'instar du fer, du chrome et du sélénium. Enfin, pour certains éléments, il n'est pas possible de conclure quant à une efficacité de la stabilisation, tant la variation relative observée fluctue en fonction des scénarios (arsenic, aluminium). On ne manquera pas de souligner que certaines augmentations peuvent être liées à l'ajout de ciment, riche entre autres en calcium, silicium, aluminium et soufre.

Un autre angle d'analyse possible est la tendance des variations relatives au sein des scénarios. La première remarque évidente est que les moyennes des variations relatives sont toutes positives, ce qui signifie qu'en moyenne, les éléments relargués vers le milieu le seront en plus grande quantité dans les scénarios de stabilisation comparés aux scénarios de référence. Ces moyennes sont également plus rapprochées les unes des autres que les moyennes observées pour les différents éléments. Le scénario dont l'écart relatif est le moins élevé est R_OXY avec un écart relatif moyen de +170% (en comparaison au scénario de référence R_SQ comme les deux autres scénarios de Raglan). Une autre manière d'analyser cela est d'observer la quantité d'écart relatifs positifs vis-à-vis des négatifs. Encore une fois, c'est le scénario R_OXY dont la tendance est davantage à la baisse qu'à la hausse vis-à-vis du scénario R_SQ. En effet, cet

écart relatif est négatif pour 13 éléments, contre 9 positifs. A l'inverse, cet écart se retrouve positif pour 13 éléments contre 8 pour J2_8SLAG. C'est également le scénario dont l'écart relatif moyen est le plus à la hausse avec M_7GUL.

Pour conclure, cette analyse quantitative de l'inventaire permet d'obtenir une première tendance quant à la différence des rejets attribués par résidus au court terme, à savoir sur 100 ans. On peut ainsi prospecter une meilleure efficacité de la stabilisation sur les résidus Raglan et en particulier ses résidus oxydés et sur l'échantillon 1 des résidus Joutel. A contrario, on pourrait s'attendre à une efficacité moindre de la stabilisation pour Manitou et l'échantillon 2 des résidus Joutel. Cela donne une première idée de l'efficacité de la stabilisation en fonction des scénarios ou des éléments sur lesquels on souhaite mettre l'emphasis.

Tableau 4.11 Variation relative des données d'inventaires des scénarios de stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence, court terme - m(100)

Éléments	MANITOU	JOUTEL		RAGLAN			Moyenne
	M_7GUL	J1_7SLAG	J2_8SLAG	R_7GUL	R_7SLAG	R_OXY	
Si		997%	2835%	99%	319%	-65%	837%
Al	-88%	56%	302%	-78%	-70%	-71%	9%
As	33%	-26%	255%	-82%	-32%	-74%	12%
Ba	611%	1452%	1841%	-24%	430%	-36%	712%
Be							
Bi	622%						622%
Ca	95%	56%	15%	610%	443%	-10%	202%
Cd	-66%					-17%	-41%
Co	-66%	-29%	-33%	-96%	-85%	69%	-40%
Cr				-96%	-96%	-51%	-81%
Cu	-84%		-73%	47%	-70%	749%	114%
Fe	-97%	-99%		-98%		-97%	-98%
K	3861%	1133%	1730%	41%	23%	-31%	1126%
Li	347%	255%	1093%	1095%	2034%		965%
Mg	631%	-38%	282%	57%	66%	169%	194%
Mn	-81%	-100%	-83%	-84%	150%	9%	-31%
Mo			166%	645%	249%	2726%	947%
Na		-2%	-10%	-1%	-2%	-9%	-4%
Ni	31%	-71%	-61%	-93%	-77%	98%	-29%
Pb	-83%	281%	-58%	-67%	-56%	-49%	-5%
S		15%	-23%	1003%	417%	460%	374%
Sb	678%		875%				776%
Se	-57%	-41%	-60%	-65%	-11%	-96%	-55%
Sr	3254%	38%	126%	2339%	983%	-9%	1122%
Te	-66%	256%	50%				80%
Ti		50%	200%	50%	0%	50%	70%
Zn		137%		-72%	-93%	31%	1%
Moyenne	474%	216%	446%	233%	215%	170%	

Une même analyse peut être faite à partir des écarts relatifs obtenus à partir des inventaires long terme (pour l'eau souterraine), c'est-à-dire des rejets prévisionnels non plus sur 100 ans mais sur 60 000 ans. Le tableau ci-dessous présente les résultats pour ce nouvel horizon temporel. On remarque rapidement que les écarts relatifs relevés sont moins importants par rapport à ceux du court terme. Cela signifie que d'après le modèle d'émission de Doka, les valeurs de rejets des scénarios avec stabilisation auront tendance à se rapprocher de celles des scénarios SQ. Concernant les éléments étudiés, la hausse des écart relatifs est en moyenne de 52 %, ce qui signifie que les scénarios avec stabilisation restent plus émetteurs en polluants, quantitativement, de 52 % (contre 316 % au court terme). On observe toujours une importante disparité selon les éléments ; certains ont en moyenne des écarts-relatifs toujours très élevés : silicium (+756 %), le baryum ou le potassium. Cela signifie qu'ils seront davantage susceptibles d'apparaître en plus grande quantité dans les rejets avec stabilisation que sans stabilisation. A l'inverse, on retrouve toujours une importante tendance à la baisse chez plusieurs éléments : le fer (-98 %) ou le chrome (-81 %). Bien sûr, il existe des tendances particulières de baisse des éléments en fonction des résidus considérés. Par exemple : -76 % de plomb et -52 % de cuivre pour Manitou ; -92 % et -75 % de cobalt ou -66 % et -91 % de zinc pour les résidus stabilisés de Raglan et enfin -94 % et -75 % de manganèse pour les résidus stabilisés de Joutel.

Pour conclure, la quantité des rejets à long terme pour les scénarios stabilisés semblent rejoindre celle des rejets associés aux scénarios SQ. Il n'est pas exclu que cette tendance soit l'effet du modèle d'émission de Doka. La quantité absolue des éléments dans les rejets pour les scénarios avec stabilisation, peu importe la mine de référence, sera plus importante que pour les scénarios sans stabilisation. On peut néanmoins souligner, à la lumière de ces 6 scénarios, une diminution de la quantité rejetée pour certains éléments en particulier (fer, chrome, manganèse, nickel et cobalt). À ces diminutions globales s'ajoutent des diminutions locales d'éléments (pour certaines mines). Les calculs effectués dans les sections suivantes tenteront de déterminer si la stabilisation permet une diminution de l'écotoxicité en eau douce.

Tableau 4.12 Variation relative des données d'inventaires des scénarios de stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence, long terme - m(60 000)

Éléments	MANITOU	JOUTEL		RAGLAN			Moyenne
	M_7GUL	J1_7SLAG	J2_8SLAG	R_7GUL	R_7SLAG	R_OXY	
Si		933%	2505%	97%	308%	-64%	756%
Al	-87%	56%	299%	-78%	-70%	-71%	8%
As	7%	-9%	99%	-8%	0%	-2%	14%
Ba	143%	267%	269%	-11%	20%	-18%	112%
Be							
Bi	0%						0%
Ca	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Cd	0%					0%	0%
Co	0%	-16%	-17%	-92%	-75%	20%	-30%
Cr				-96%	-96%	-51%	-81%
Cu	-52%		-60%	43%	-69%	446%	61%
Fe	-97%	-99%		-98%		-97%	-98%
K	281%	150%	246%	0%	0%	0%	113%
Li	10%	12%	112%	181%	183%		100%
Mg	5%	0%	27%	50%	58%	138%	47%
Mn	-45%	-94%	-75%	-80%	65%	6%	-37%
Mo			12%	49%	46%	49%	39%
Na	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Ni	0%	-35%	-34%	-85%	-58%	15%	-33%
Pb	-76%	170%	-44%	-45%	-33%	-26%	-9%
S		0%	0%	168%	145%	150%	93%
Sb	1%		0%				0%
Se	0%	0%	0%	-10%	0%	-76%	-14%
Sr	0%	0%	0%	1%	1%	0%	0%
Te	0%	17%	1%				6%
Ti		50%	198%	50%	0%	50%	70%
Zn		64%		-66%	-91%	21%	-18%
Moyenne	4%	73%	168%	-1%	16%	22%	

4.3.2 Sensibilité des inventaires aux données d'entrée spécifiques

Comme expliqué à la section 3.3.6 sur la méthodologie de la formation de l'inventaire des rejets, plusieurs données d'entrée du modèle de Doka sont génériques ; d'autres sont spécifiques au site. C'est le cas de l'épaisseur h de résidus miniers dans le parc, de la densité δ des résidus ainsi que des données climatiques. Le modèle en utilise trois : MAP : précipitations annuelles moyennes (mm/m^2a) ; ETa : évapotranspiration réelle (mm/m^2a) et MAT : température annuelle moyenne ($^{\circ}C$). Afin de calculer les coefficients de transfert nécessaires à la construction de l'inventaire, il a fallu calculer les taux d'infiltration I puis le volume attribué aux résidus, le volume efficace V_{eff} . C'est cette dernière donnée qui influence directement les coefficients de transferts et donc les données d'inventaire.

Cette section s'intéressera à la sensibilité des résultats d'inventaire vis-à-vis de ces données spécifiques. Le processus générique (mondial) de gestion des résidus miniers issu d'Ecoinvent – appelé GenericW – sera inclus dans cette analyse aux côtés de nos trois mines de référence.

Le Tableau 4.13 récapitule les données spécifiques dont les données climatiques pour les quatre référentiels de cette analyse. Ses deux dernières lignes rendent compte des taux d'infiltration et des volumes efficaces associés. La méthodologie détaillée et les formules employées sont à retrouver à la section 3.3.6.

On remarque que la proximité géographique des sites de Joutel et Manitou donne lieu à des données climatiques très proches. Leurs taux d'infiltration sont eux-mêmes très proches. La différence observée pour leurs valeurs de V_{eff} est pour beaucoup liée à l'épaisseur de résidus. En effet, si l'on donne comme épaisseur h de résidus pour Manitou la valeur Joutel, alors son V_{eff} sera égal à $3,80E-02$, très proche de celui de Joutel. Il est important de relever que le taux d'infiltration pour le processus générique est plus proche de celui de la mine Raglan que ceux deux autres mines. Il en va de même avec le volume efficace. Néanmoins, on voit qu'elles sont particulièrement éloignées en ce qui concerne la température moyenne (générique : $10^{\circ}C$; Raglan : $-9,5^{\circ}C$). Un volume efficace faible peut donc être la résultante de plusieurs combinaisons différentes de données d'entrée. En effet, aussi bien un climat chaud et sec qu'un climat très froid peuvent donner lieu à de faibles infiltrations d'eau.

On constate enfin que le processus générique dispose du volume efficace le plus faible, en-dessous de celui de Raglan ; ceux de Joutel et Manitou lui sont supérieurs de respectivement un et deux ordres de grandeur.

Tableau 4.13 Données d'entrée spécifiques et calculs des taux d'infiltration et volumes efficaces

Paramètre	Unité	Raglan	Joutel	Manitou	GenericW
h	m	12.8	6.5	1.9	60.0
δ	kg/m ³	3050	3180	2830	2200
MAP	mm/m ² a	447.1	895.3	959.7	629.0
ETa	mm/m ² a	39.4	389.3	443.9	397.6
MAT	°C	-9.54	0.16	1.19	10.07
I	mm/m ² a	344.3	693.2	732.0	429.9
Veff	l/kg.a	8.36E-03	3.20E-02	1.28E-01	3.10E-03

Un faible taux d'infiltration est associé à un faible volume efficace, et inversement. Alors que la densité des résidus est un paramètre avec une moindre variabilité, l'épaisseur de résidus est le paramètre non-climatique qui semble grandement impacter le volume efficace. Il est nécessaire de rappeler que la diminution du volume efficace est synonyme d'une réduction des données d'inventaire et donc de l'impact écotoxicologique.

Le Tableau 4.14 ci-dessous présente les résultats de l'analyse de sensibilité des données d'inventaire spécifiques. Parmi les hypothèses de modélisation, il a été posé que le taux d'infiltration et le volume spécifique sont fixes pour chaque mine, quel que soit le scénario, avec ou sans stabilisation ; la variation des données d'inventaire est spécifique à chaque scénario. Pour la sensibilité des données d'inventaire, les scénarios J1_7SLAG et R_SQ ont été sélectionnés.

La première des variations appliquées est celle de l'épaisseur de résidus, augmentée de 25% pour tendre davantage vers la donnée générique. On observe alors une diminution du volume efficace de 20% qui entraîne une diminution de la moyenne des données d'inventaire finales de Joutel et Raglan de respectivement 18 % et 16 %. Ainsi, une augmentation de l'épaisseur

de résidus dans le parc mène à une diminution des données d'inventaire dans des proportions semblables ; la relation entre les variables est donc inverse. De la même manière, une diminution de la densité des résidus miniers entraîne une augmentation du volume efficace et donc des données d'inventaire. Les conséquences de cette variation ont des proportions plus importantes avec une augmentation des données d'inventaire de près de 30% pour J1_7SLAG. Concernant les données climatiques, on trouve sans surprise que les précipitations et la température sont positivement reliées au volume efficace. Pour l'évapotranspiration, la relation est négative. Étonnamment, la température n'est pas une variable auquel le modèle de Doka est très sensible.

Tableau 4.14 Résultats de l'analyse de sensibilité des données d'inventaire aux paramètres d'entrée du modèle de Doka

	Paramètre	h	δ	MAP	ETa	MAT	V _{eff}
	Variation	+25%	-25%	+25%	+25%	+25%	générique
J1_7SLAG	% augmentation I			32%	-7%	0,0127%	
	% augmentation V _{eff}	-20%	34%	32%	-7%	0,0128%	-90%
	% augmentation moyenne inventaire	-18%	29%	28%	-6%	0,0115%	-89%
R_SQ	% augmentation I			26%	-1,151%	12%	
	% augmentation V _{eff}	-20%	33%	26%	-1,152%	12%	-63%
	% augmentation moyenne inventaire	-16%	24%	19%	-0,9%	9%	-57%
Corrélation	Corrélation	négative	négative	positive	négative	positive	
	Intensité	modérée	forte	forte	faible	faible	

La dernière des colonnes indique la variation du volume efficace et des données d'inventaire lorsque l'on remplace toutes les données spécifiques par les données génériques. La variation dans les données d'inventaire est très importante, d'autant plus pour Joutel.

Pour conclure sur cette partie, on a vu que le modèle d'émission de Doka est particulièrement sensible aux paramètres non-climatiques : densité et épaisseur de résidus. Parmi les données climatiques, ce sont les précipitations annuelles moyennes *MAP* auquel le modèle est particulièrement sensible. On peut également affirmer que choisir des données spécifiques est important pour réduire l'incertitude des résultats. En effet, les données d'inventaire peuvent facilement être impactées d'un ordre de grandeur si les données d'entrée génériques sont préférées aux données spécifiques. Autrement dit, générer des facteurs de transfert spécifiques est important pour réduire l'incertitude des inventaires.

4.3.3 Sensibilité des résultats d'impact à la méthode d'impact

Nous avons vu dans la section précédente que les scénarios ont un nombre important de lignes d'inventaire d'émissions directes qui concernent l'écotoxicité. Dans une catégorie d'impact où l'incertitude des CF est très importante, s'intéresser à la sensibilité des résultats d'impact dépendamment de la méthode d'impact est nécessaire. Les sections ci-dessous se focaliseront sur les données d'inventaire, les CF et les résultats d'impact à l'horizon du court terme uniquement. L'influence des données long terme sur nos résultats sera abordée à la sous-section 4.3.4.2.

4.3.3.1 Des disparités de méthodologie qui transparaissent à travers les facteurs de caractérisation (CF)

Chaque méthode d'impact a ses propres facteurs de caractérisation (CF). Ses choix méthodologiques amènent à des voies d'impact qui lui sont propres. Par exemple, les versions récentes d'IW+ (versions 2.0 et plus) ont des valeurs de CF mis à zéros pour les émissions de métaux vers les eaux souterraines. Le groupe d'expert derrière le modèle a justifié ce choix par la connaissance qu'ils jugent encore trop réduite des métaux dans ce compartiment écologique (Bulle *et al.*, 2019b). Bien évidemment, les CF de ces méthodes n'ont pas toutes la même unité. L'unité pour CML et ReCiPe est le kg 1,4-DCB ou DBeq / kg. Dans leur cas, le 1,4-dichlorobenzène agit comme substance étalon, comme le CO₂ est la substance de référence des

CF des changements climatiques. Pour la méthode Impact 2002+, l'unité est le kg TEG water /kg, TEG pour triéthylène glycol.

Les cinq méthodes sélectionnées n'ont pas de CF associé à tous les éléments étudiés. Le Tableau 4.15 ci-dessous fait l'état du nombre de CF disponible selon les méthodes d'impact et les compartiments pour ces éléments. Pour les méthodes d'impact les plus anciennes (CML et Impact2002+), moins d'une quinzaine de CF sont disponibles. Par cette première observation, on peut raisonnablement s'attendre à d'importantes disparités dans les conclusions qui pourront être formulées puisque de l'exhaustivité d'un inventaire dépendent les scores d'impact. De plus, on n'observe pas toujours une différenciation des CF selon leur compartiment. Pour la méthode CML, les 13 CF sont identiques pour les eaux souterraines et les eaux de surface. Cette même dynamique est observée pour ReCiPe et IW+ 1.29, pour les éléments qui ont des CF pour les deux compartiments, les valeurs de ces CF sont pour la plupart du temps similaires. Évidemment, les CF pour l'eau souterraine de la méthode IW+ 2.2 sont tous à zéro, il n'y a aucun CF non-nul.

Alors que nous disposions d'un inventaire de 27 éléments, les CF existants ne sont reliés qu'à 20 d'entre eux. Cela s'explique par l'absence de CF de 7 éléments pour leur impact sur l'eau douce, toutes méthodes d'impact confondues ; ceux du silicium (Silicon, Si), du bismuth (Bi), du calcium (Ca), du lithium (Li), du magnésium (Mg) du tellure (tellurium, Te) et du titane (Titanium, Ti). Cela signifie que notre analyse d'impact se portera sur un maximum de 20 éléments.

Tableau 4.15 Nombre de facteurs de caractérisation (CF) qui concernent les 20 éléments étudiés suivant les 5 méthodes d'impact et les deux compartiments : eau de surface et eau souterraine au court terme

Méthodes d'impact	ReCiPe_H	CML	Impact2002+	IW + 1.29	IW + 2.2
Unités	kg 1,4-DCB /kg	kg 1,4-DBeq /kg	kg TEG water /kg	CTUe /kg	CTUe /kg
Eau souterraine	16	13	0	19	0
Eau de surface	15	13	12	12	19

Concernant les 20 CF rapportés à nos éléments, il est intéressant d’analyser les valeurs de ces CF. Comme les unités des CF ne sont pas les mêmes suivant les méthodes d’impact, un premier niveau d’analyse relative est pertinent. La Figure 4.7 ci-dessous présente la contribution des CF des 20 éléments étudiés vis-à-vis de leur somme. La figure montre la contribution des CF pour les cinq méthodes d’impact, avec les deux compartiments pour trois d’entre-elles. Cette analyse est entièrement décorrélée des données d’inventaire des différents scénarios, elle ne s’intéresse qu’aux facteurs de caractérisation des différentes méthodes d’impact. Cela permet de souligner les différences entre les méthodes et d’anticiper certains résultats de l’analyse de contribution future. En effet, les éléments qui vont contribuer massivement au total des CF ont une valeur de CF souvent d’un ordre de grandeur supérieur aux autres ; il est fort probable que leur donnée d’impact écrase celle des autres par la suite. On rappellera enfin que plus un élément a une valeur de CF importante, plus son impact est considéré comme élevé pour une même quantité émise.

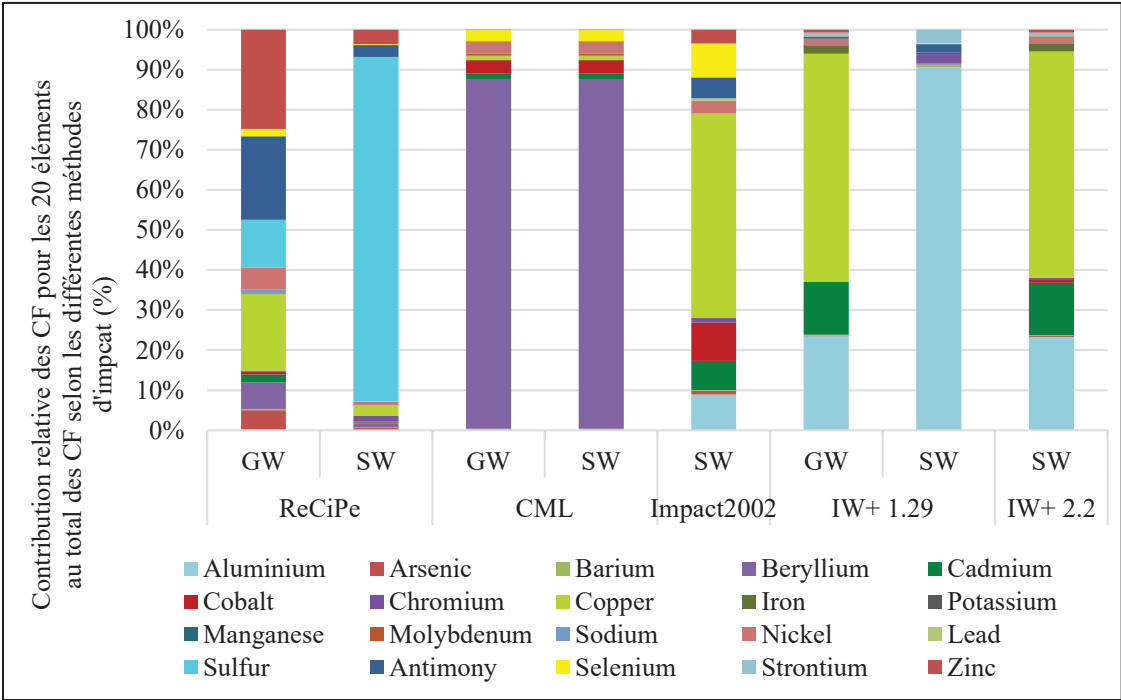


Figure 4.7 Contribution relative des différents CF sur les 20 éléments à la somme de ces CF (GW = groundwater, eau souterraine ; SW = surface water, eau de surface)

On remarque une grande disparité de résultats selon les méthodes d'impact. Pour rappel, Impact2002+ est la plus ancienne des méthodes et est celle qui dispose du nombre de CF le plus restreint, pour faire un lien avec le tableau précédent. ReCiPe et CML (mise à jour) datent tous deux de 2016 et IW+ est la plus récente avec sa version 1.29 au début des années 2020 et la version 2.2 sortie au début de 2026. A partir de ces cinq méthodes, il n'est pas possible de dégager une tendance certaine quant aux substances qui impacteraient le plus l'écotoxicité en eau douce par unité de masse. CML, qui a les mêmes CF pour les deux compartiments, se retrouve donc avec des colonnes de contribution identiques. Son impact total est écrasé par le béryllium et son CF de 91 300 kg 1,4-DBeq /kg ; les prochains éléments contributeurs ayant un CF autour des 3 000 kg 1,4-DBeq /kg. De son côté, ReCiPe a également les mêmes facteurs de caractérisation pour les deux compartiments dans la plupart des cas. Pour le compartiment d'eau souterraine, une dizaine d'éléments ont un CF de même ordre de grandeur, avec le zinc, le cuivre et l'antimoine en tête. Pour le compartiment d'eau de surface, c'est le soufre qui écrase les autres CF avec 5 070 kg 1,4-DCB /kg, une valeur 50 fois supérieure à son CF pour l'eau souterraine. Lorsqu'on observe les colonnes des trois dernières méthodes (Impact2002+ et IW+), on remarque une influence certaine de la parentalité des méthodes dans les valeurs de CF. On constate la prépondérance du cuivre parmi la somme des CF, suivi de l'aluminium et du cadmium. Une exception notoire est visible pour le compartiment d'eau douce de la méthode IW+ 1.29, qui comporte un nombre moins important de CF et qui se retrouvent écrasés cette fois-ci par l'aluminium. Cette tendance s'explique par la suppression des autres CF que l'aluminium et qui étaient prépondérants pour le compartiment d'eau souterraine. Enfin, on ne peut pas ignorer le fait que les CF d'IW+ 2.2 pour le compartiment d'eau de surface observent une tendance très similaire d'IW+ 1.29 pour l'eau souterraine. À partir de tous ces constats, il est difficile de déceler une réelle tendance quant aux substances les plus impactantes par unité de masse parmi nos 20 éléments, pour le milieu d'eau douce.

Une autre manière d'obtenir une tendance concernant l'écotoxicité des 20 éléments à travers leurs CF est de les regrouper sous une même unité. Il est possible de convertir le kg 1,4-DCB ou DB équivalent ainsi que le kg TEG water en CTUe à partir des CF du 1,4-dichlorobenzene

et du triethylene glycol. Ainsi, dans IW+ 1.29, leurs CF sont respectivement de 983 CTUe/kg et 0,387 CTUe/kg. Une fois la conversion appliquée, on obtient des nouveaux CF pour ReCiPe, CML et Impact2002+ exprimés en CTUe/kg. On gardera en tête que les modèles d'écotoxicologie sur lesquelles ces méthodes se basent sont très différents et une telle comparaison est difficile d'approche. Ainsi, cette analyse restera succincte et l'interprétation qui suivra sera brève.

La Figure 4.8 ci-dessous présente l'agrégation des CF des 20 mêmes éléments convertis en CTUe/kg, pour l'eau de surface. Sur la figure a) en haut, l'agrégation originale montre des CF agrégés d'ordres de grandeur similaires. Certes, celle de CML est supérieure par rapport à ceux des autres méthodes d'impact en raison du CF du béryllium. La figure du bas b) présente les mêmes données à l'exception du béryllium dont le CF pour CML est divisé par 10. On observe alors une réduction de l'impact de l'agrégation pour CML dont l'ordre de grandeur rejoint celui des autres méthodes d'impact. Évidemment, ce total est très sensible aux CF les plus contributeurs.

Pour une catégorie d'impact où l'incertitude des CF est très importante (l'écotoxicité), l'agrégation des CF donne des résultats remarquablement similaires. Néanmoins, ce score agrégé est composé de contributions très diverses selon les méthodes.

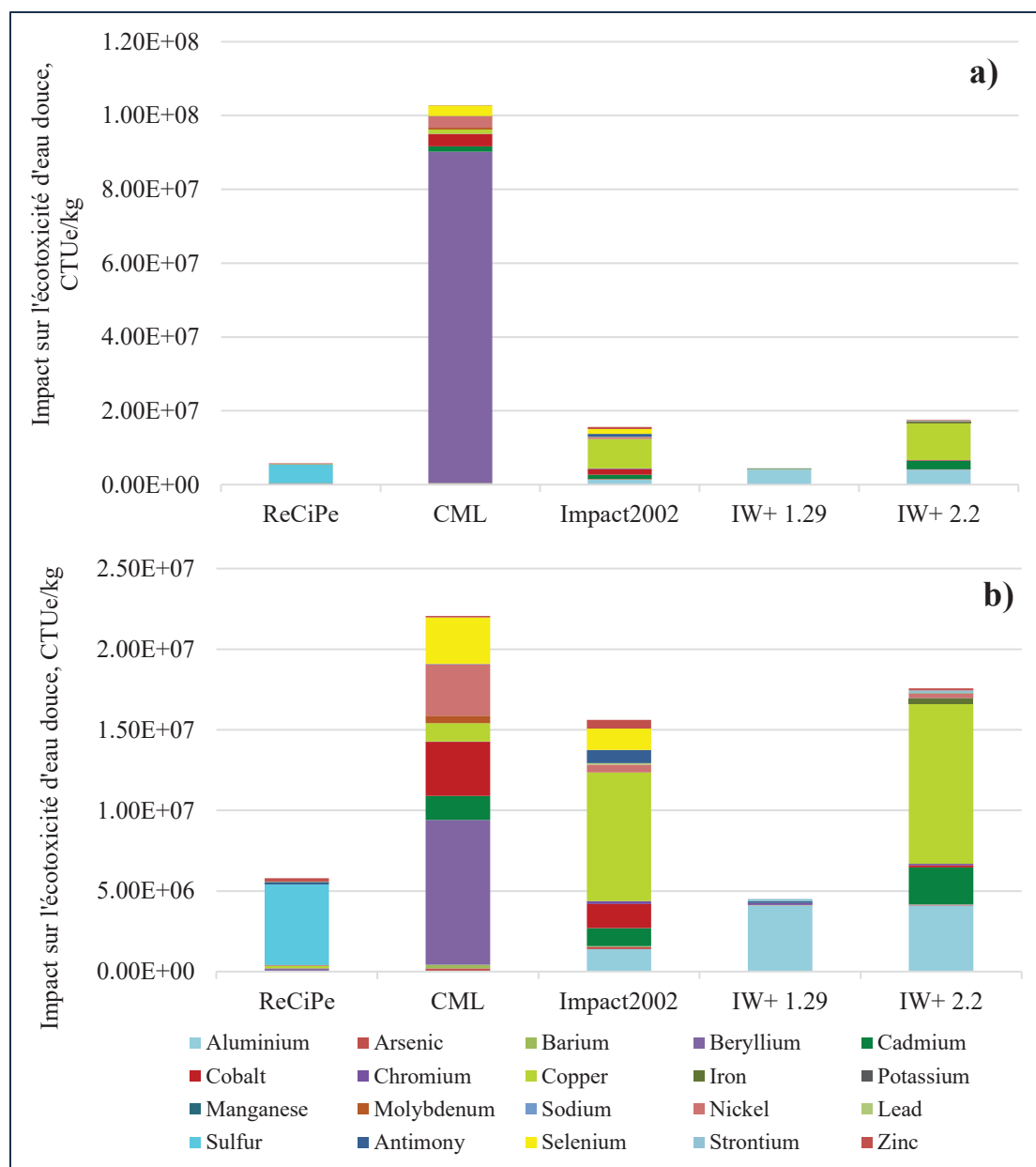


Figure 4.8 Contribution des 20 CF pour l'eau de surface au total des CF pour les cinq méthodes d'impact, convertis en CTUe/kg ; a) sans ajustement, b) avec ajustement du CF du béryllium (divisé par 10)

Pour conclure sur cette section concernant les facteurs de caractérisation, on peut s'interroger sur le lien entre l'écotoxicité présumée de ces éléments et leur considération par la réglementation, notamment au travers de la directive 019. Pour rappel, sont réglementés parmi notre liste de 20 éléments : l'arsenic, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb et le zinc. On

n'observe pas de tendance particulière concernant les CF de ces 6 éléments. Pour l'arsenic, le fer, le nickel et le plomb, leurs CF ne se démarquent pas particulièrement, ne contribuent pas pour plus de 5 % du total des CF pour les cinq méthodes d'impact. On notera que le zinc apparaît de manière significative pour ReCiPe avec 23,4 % du total pour le compartiment d'eau souterraine, exception faite pour le cuivre qui se démarque pour plusieurs méthodes et compartiments avec près de 50 % du total dans trois cas. Ainsi, il n'y a pas a priori de lien entre une écotoxicité élevée (selon les méthodes d'impact d'ACV sélectionnées) et la réglementation de l'élément dans les rejets miniers, à l'exception du cuivre.

4.3.3.2 Perte de données dans les inventaires « utiles »

On a vu dans la section précédente d'importantes différences dans les valeurs de CF selon la méthode. Cela aura évidemment une incidence sur les valeurs d'impact. De plus, la présence ou l'absence de CF pour un même élément selon la méthode exerce une influence sur l'impact résultant. Dans cette section et les suivantes sera employé le terme d'inventaire « utile » pour désigner l'inventaire qui sera réellement utilisé dans le calcul d'impact pour une certaine méthode d'impact. Autrement dit, il contient seulement des valeurs d'inventaire qui seront multipliées par les CF disponibles. Cet inventaire utile dépend donc, pour chaque scénario, de la méthode d'impact et du compartiment choisi, à l'instar des CF.

Les inventaires finaux des scénarios avaient tous entre 21 et 24 lignes d'inventaires (éléments dont la quantité par UF est non-nulle dans les tableaux de l'ANNEXE II), pour chacun des deux horizons temporels. Le Tableau 4.16 ci-dessous présente le nombre de lignes d'inventaires conservées dans ces inventaires utiles au court terme. Évidemment, le nombre de lignes conservées dans les scénarios est directement dépendante du nombre de CF disponibles pour chaque méthode. Pour Impact2002+ (eau de surface), seules 10 ou 11 lignes d'inventaires seront utilisées dans les calculs d'impact, soit moins de la moitié des données d'inventaire disponibles. Pour l'eau souterraine, la méthode qui permet l'inventaire utile le plus exhaustif est IW+ 1.29 et pour l'eau de surface c'est IW+ 2.2 avec entre 14 et 18 lignes d'inventaires conservées selon les scénarios. Dans tous les cas, on observe une perte de données d'inventaire significative.

Tableau 4.16 Nombre de lignes d'inventaire conservées dans les inventaires « utiles » des scénarios selon la méthode d'impact, court terme

	Eau souterraine			Eau de surface				
Méthode	CML	IW+ 1.29	ReCiPe	CML	Impact2002	IW_v1.29	ReCiPe	IW+ 2.2
Nombre de CF	13	19	16	13	12	12	15	19
J1_7SLAG	11	17	14	11	10	11	13	17
J1_SQ	9	15	12	9	10	9	11	15
J2_8SLAG	11	17	14	11	11	11	13	17
J2_SQ	10	15	13	10	10	10	12	15
R_7GUL	10	16	13	10	10	10	12	16
R_7SLAG	10	15	13	10	10	10	12	15
R_OXY	11	17	14	11	11	10	13	17
R_SQ	12	18	15	12	11	11	14	18
M_7GUL	11	16	13	11	11	10	12	16
M_SQ	9	14	11	9	10	8	10	14

Cette perte de données entraîne certainement des conséquences sur les écarts des données d'inventaires entre les scénarios SQ et avec stabilisation. En effet, cette « sélection » des données d'inventaires pourraient cibler des éléments dont les écarts significatifs avantagent la stabilisation, ou l'inverse. Pour vérifier cela, nous reprenons le travail effectué à la section 4.3.1.2. Le Tableau 4.17 ci-dessous relève la moyenne des écarts relatifs entre les inventaires « utiles » des scénarios SQ et des scénarios avec stabilisation. Ces écarts relatifs ont été calculés de la même manière que pour le Tableau 4.11 de la section mentionnée ci-dessus. A contrario de ce dernier, seules sont conservées, dans le tableau ci-dessous, les données des inventaires utiles.

La moyenne de tous les écarts relatifs des inventaires finaux présentés au Tableau 4.11 (court terme) entre les scénarios avec et sans stabilisation (donc excluant le scénario R_OXY) était de +316 %. Cela signifie qu'en moyenne, la quantité des éléments considérés dans les

inventaires finaux avec stabilisation était 316% supérieure à celle des inventaires sans stabilisation. On remarque qu'avec les inventaires dits utiles, cette moyenne d'écarts relatifs diminue. Elle est la plus élevée pour IW+ 1.29 pour l'eau de surface : +268 % ; elle est la plus faible avec +104 % pour Impact2002+ et ses 12 CF pour l'eau de surface. Pour cette méthode d'impact, on arrive à obtenir des moyennes d'écarts relatifs négatifs pour l'inventaire utile de deux scénarios. En effet, les écarts relatifs basés sur les inventaires utiles des scénarios R_7GUL et R_7SLAG se retrouvent en moyenne inférieurs de respectivement -63 % et -16 %, toujours par rapport à leur scénario de référence. Ils étaient de respectivement +233 % et +215 % lorsque basés sur les inventaires finaux (voir Tableau 4.11). Cela signifie que les CF de la méthode Impact2002+ permettent une sélection de données d'inventaires et donc de construction d'un inventaire utile qui se trouve à l'avantage de la stabilisation. Pour CML et ses 13 CF disponibles pour les deux compartiments, soit 13 lignes d'inventaires utiles, les données d'inventaires augmentent en moyenne de +116 % pour les scénarios avec stabilisation, toujours en deçà de la moyenne de +316 % avec les inventaires finaux du Tableau 4.11. La tendance est identique pour toutes les méthodes d'impact et les deux compartiments. Ainsi, l'analyse du Tableau 4.17 montre que pour l'ensemble des méthodes et des compartiments, l'inventaire utile sera globalement plus favorable que les inventaires finaux vis-à-vis de la stabilisation. Ces moyennes cachent d'importantes disparités, notamment la tendance inverse observée pour le scénario J1_7SLAG dont l'inventaire utile sera, dans la moitié des cas, plus important au regard de l'écart relatif moyen par rapport à l'inventaire final.

Tableau 4.17 Moyenne des écarts relatifs dans les inventaires « utiles » entre les scénarios SQ et avec stabilisation, court terme

Méthodes d'impact	Impact2002	CML	ReCiPe	IW+ 1.29	IW+ 2.2
Eau souterraine	X	+ 116 %	+ 219 %	+ 268 %	X
Eau de surface	+ 104 %	+ 116 %	+ 122 %	+ 286 %	+ 176 %

Pour conclure, le choix de la méthode d'impact aura un impact sur l'inventaire utile, c'est-à-dire l'ensemble des données qui sera réellement utilisé pour les calculs d'impact. L'inventaire utile peut, selon la méthode, conserver moins de la moitié des données d'inventaires initiales. Peu importe la méthode ou le compartiment considéré, cette perte de données est significative. Enfin, il a été démontré que cette sélection réduit en moyenne les écarts relatifs des données d'inventaire entre les scénarios avec et sans stabilisation, généralement au profit de la stabilisation.

4.3.3.3 Scores d'impact

En raison de la variabilité dans les inventaires utiles et les CF, une importante variabilité dans les résultats d'impact est attendue. La Figure 4.9 illustre les résultats d'impact relatifs des différents scénarios sur l'écotoxicité en eau douce, dépendamment de la méthode d'impact. Le choix de présenter les résultats sous forme relative dans un premier temps s'explique par les différences d'unité des résultats entre les méthodes. Le graphique du haut présente les résultats lorsque l'on considère que les rejets du lixiviat ont lieu vers les eaux de surface ; celui du bas considère les émissions vers l'eau souterraine, sur le court terme.

La figure fait transparaître des tendances de résultats entre les méthodes d'impact qui sont très différentes. L'ordre des scénarios, classés selon leur impact relatif reste globalement respecté entre les deux compartiments pour une même méthode d'impact. Si l'on se concentre sur l'eau de surface, on remarque que pour trois des cinq méthodes d'impact présentées (CML, Impact2002+ et IW+ 2.2), c'est le scénario R_OXY dont l'impact sur l'écotoxicité d'eau douce est le plus élevé. Pour IW+ 1.29 et ReCiPe, ce sont respectivement les scénarios M_SQ et J1_7SLAG qui surpassent les autres scénarios pour leur impact. De manière général pour ReCiPe, l'impact des scénarios de Joutel surpassent d'un ordre de grandeur les scénarios de Raglan, rendant invisible les scénarios Manitou sur ce graphique. Lorsque l'on reprend les conclusions faites à la section 4.3.3.1 à partir de la Figure 4.7, on se rappelle que le CF du soufre écrasait les autres CF pour ReCiPe. Or, les inventaires des scénarios de Joutel présentent du soufre dans une quantité d'ordre 10^{-3} kg, contre 10^{-4} et 10^{-5} kg pour Raglan. Quant aux deux scénarios de Manitou, ils ne présentent pas de données associées au soufre, ce qui pourrait

expliquer leur absence sur ce graphique. L'analyse de contribution à la section 4.3.4 aura pour but de décortiquer ces résultats plus en détail.

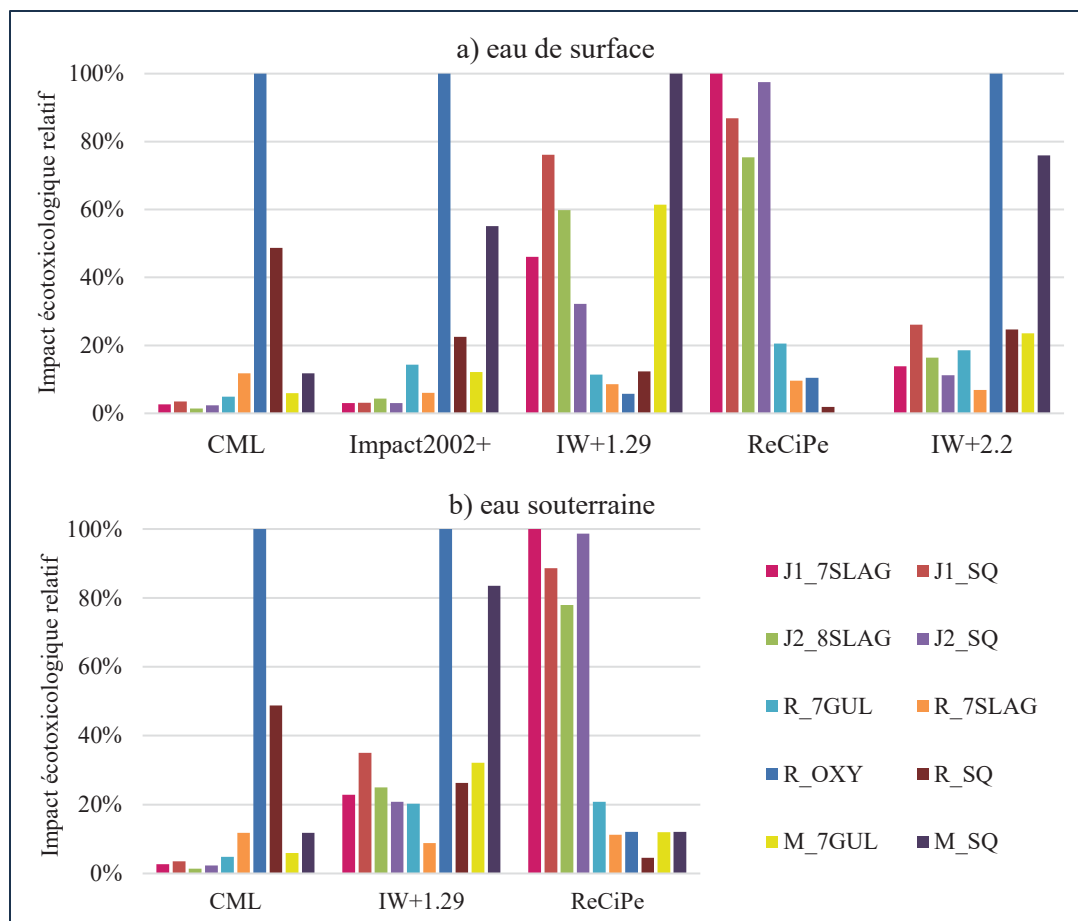


Figure 4.9 Impacts relatifs (%) sur l'écotoxicité en eau douce des différents scénarios (émissions court terme) pour les différentes méthodes d'impact, en haut a) l'eau de surface, en bas b) l'eau souterraine

Une autre manière d'aborder les résultats obtenus est de les analyser sous une même unité, de la même manière que pour l'analyse des CF, on peut convertir les résultats d'impact de leur unité d'origine en une unité unique. Comme à la section 4.3.3.1 où il a été question de convertir les CF sous l'unité unique du CTUe/kg, les scores d'impact seront ici convertis en CTUe. La Figure 4.10 ci-dessous illustre les résultats d'impact des différents scénarios convertis sous l'unité unique, le CTUe, toujours par UF. Pour l'eau de surface, on observe qu'au sein d'une même méthode d'impact, les scores d'écotoxicité des différents scénarios sont assez

rapprochés, avec des différences comprises dans deux ordres de grandeur. Seule ReCiPe échappe à cette règle avec cinq ordres de grandeur de différence entre les scores pour Joutel et Manitou. Les scores d'impact obtenus avec ReCiPe devancent de trois à quatre ordres de grandeur les scores obtenus avec les autres méthodes. Comme introduit au paragraphe précédent, cette différence pourrait être expliquée par l'impact du soufre pour ces scénarios.

On peut également souligner, comme on l'a vu sur le graphique précédent, que le score de R_OXY est très faible avec IW+1.29, contrairement aux autres méthodes d'impact. Pour les autres méthodes pour lesquelles le nickel et le cuivre ont des CF parmi les plus élevés, ces derniers contribuent le plus au score d'impact de ce scénario pour les autres méthodes. Au contraire, IW+ 1.29 n'a pas de CF pour ces deux éléments (pour l'eau de surface seulement). Les résultats pour CML sont identiques entre les deux compartiments en raison de ses CF identiques. La diminution de deux ordres de grandeur des scores de ReCiPe pour l'eau souterraine par rapport au compartiment d'eau douce s'explique en grande partie par la diminution du CF du soufre. Enfin, pour IW+ 1.29, la tendance observée pour l'eau souterraine est différente de celle pour l'eau de surface mais ressemble davantage à celle d'IW+ 2.2 pour l'eau de surface. Ce résultat n'est pas surprenant puisque l'on a établi à la section 4.3.3.1 que la contribution des CF à leur somme étaient similaires (IW+ 1.29, eau souterraine et IW+ 2.2, eau de surface). Une analyse de contribution plus approfondie est disponible à la section 4.3.4.3.

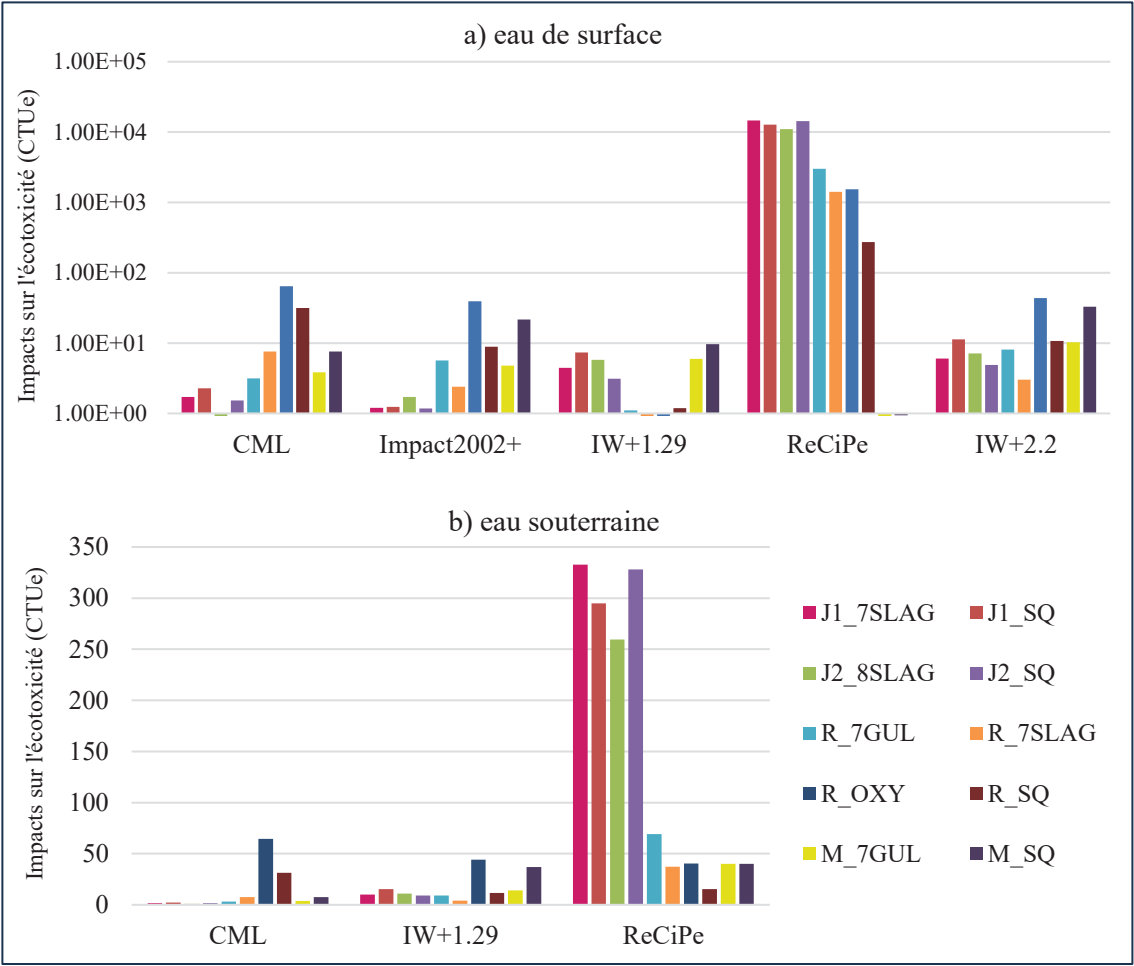


Figure 4.10 Impact sur l'écotoxicité en eau douce, converti en CTUe /UF des différents scénarios (émissions court terme) selon la méthode d'impact, en haut a) l'eau de surface, en bas b) l'eau souterraine

4.3.3.4 Discussion sur les gains présumés d'écotoxicité attribués à la stabilisation

L'un des objectifs principaux du projet est d'évaluer le gain potentiel sur l'écotoxicité apporté par la stabilisation cimentaire des résidus. Les Tableau 4.18 et Tableau 4.19 ci-dessous présentent l'écart relatif des résultats d'impact de chacun des scénarios de stabilisation vis-à-vis de son scénario de référence, pour chaque méthode d'impact. En dehors de R_OXY (qui reste un scénario à part), la majorité des scénarios avec stabilisation sont associés à une diminution de l'impact sur l'écotoxicité en eau douce. Sera noté l'exception du scénario J2_8SLAG dont les bénéfices en écotoxicité sont moins certains avec une augmentation des valeurs d'impact pour trois méthodes d'impact sur cinq. Les résultats obtenus à l'aide de

ReCiPe vont souvent à l'inverse des résultats obtenus avec les autres méthodes d'impact. Pour les scénarios de stabilisation de Raglan, au lieu d'une diminution de l'écotoxicité, ReCiPe annonce d'importantes augmentations de l'écotoxicité. Ainsi, d'après les résultats obtenus avec ReCiPe, la stabilisation cimentaire ne serait favorable que sur l'échantillon 2 des résidus Joutel et les résidus Manitou. Le scénario M_7GUL fait l'unanimité concernant les méthodes d'impact sur le gain en écotoxicité de la stabilisation.

Les tendances relevées ci-dessus pour l'eau de surface avec le Tableau 4.18 sont identiques à celles du Tableau 4.19 pour l'eau souterraine.

Tableau 4.18 Écarts relatifs des résultats d'impact des scénarios avec stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence pour les différentes méthodes d'impact, émissions vers l'eau de surface, court terme

	CML	Impact2002	IW+1.29	ReCiPe	IW+2.2
J1_7SLAG	-25%	-3%	-39%	15%	-47%
J2_8SLAG	-41%	46%	86%	-23%	46%
R_7GUL	-90%	-36%	-8%	1000%	-25%
R_7SLAG	-76%	-73%	-31%	416%	-72%
R_OXY	105%	344%	-54%	459%	305%
M_7GUL	-48%	-78%	-39%	-13%	-69%

Tableau 4.19 Écarts relatifs des résultats d'impact des scénarios avec stabilisation vis-à-vis de leur scénario de référence pour les différentes méthodes d'impact, émissions vers l'eau souterraine, court terme

	CML	IW+1.29	ReCiPe
J1_7SLAG	-25%	-35%	13%
J2_8SLAG	-41%	20%	-21%
R_7GUL	-90%	-23%	357%
R_7SLAG	-76%	-66%	146%
R_OXY	105%	281%	166%
M_7GUL	-49%	-62%	-1%

Si l'on s'intéresse aux résultats d'impacts concernant seulement les éléments visés par la Directive 019, les écarts relatifs respectent globalement les tendances visualisées via les deux tableaux ci-dessus. Une différence notable étant des écarts relatifs toujours négatifs pour les deux scénarios de stabilisation cimentaire de Raglan, quelle que soit la méthode d'impact. Cela signifie que l'impact associé aux éléments de la Directive 019 est moins important lorsque les résidus ont été stabilisés. On relèvera également que la tendance s'inverse pour les deux scénarios de Joutel avec Impact2002+ et IW+ 1.29.

On gardera en tête que derrière ces diminutions ou augmentations sous forme d'écarts relatifs présentés aux deux tableaux ci-dessus, on a des résultats d'impact bruts des scénarios avec et sans stabilisation qui ne diffèrent pas de plus d'un ordre de grandeur. En effet, dans le « meilleur » des cas : le scénario R_7GUL dont l'impact est 90% plus faible que R_SQ pour CML ; cela signifie que tout juste un ordre de grandeur sépare les deux scores d'impact. Et dans le « pire » des cas, toujours le scénario R_7GUL dont l'impact est 1000 % supérieur à l'impact de R_SQ selon ReCiPe (eau de surface), cela signifie que l'impact de R_7GUL est supposément égal à 11 fois celui de R_SQ ; ce qui encore une fois, les sépare d'un ordre de grandeur. Or en principe, il n'est pas possible de conclure à une différence d'écotoxicité entre deux objets d'études lorsque les résultats ne diffèrent pas d'au moins trois ordres de grandeur. Cela signifie que nos résultats d'impacts des scénarios avec stabilisation et sans stabilisation, pour un même résidu, ne sont pas significativement différents pour conclure à une différence d'impact sur l'écotoxicologie. Si, au niveau de l'inventaire, une certaine tendance entre les scénarios SQ et les scénarios avec stabilisation avait été respectée pour chacun des éléments les constituants, alors une autre conclusion aurait été possible. Autrement dit, si les données d'inventaire (pour chaque élément) des scénarios sans stabilisation étaient toujours inférieurs (ou supérieurs) aux données des scénarios avec stabilisation, alors conclure à une différence certaine l'écotoxicité aurait été possible. Comme ce n'est pas le cas et à la lumière de la faible différence entre les scores d'impact obtenus, statuer sur un bénéfice ou un préjudice d'un point de vue de l'écotoxicité à propos de la stabilisation cimentaire des résidus miniers n'est pas possible.

4.3.4 Analyses de contribution

Comme pour les sections précédentes sur la transformation des terres et les changements climatiques, les analyses de contribution permettent de décortiquer et expliquer les impacts sur l'écotoxicité en eau douce.

4.3.4.1 Contribution des processus auxiliaires pour les scénarios avec stabilisation

Cette section consacrée à l'écotoxicité en eau douce se concentre sur les rejets dus au lixiviat des résidus miniers. Néanmoins, les processus auxiliaires (transport, production du ciment, stabilisation, épaissement des résidus), peuvent avoir également un impact sur l'écotoxicité en eau douce ; cette dernière est supposée négligeable. Cette sous-section sert donc à confirmer cette hypothèse en évaluant la part de l'écotoxicité de notre objet d'étude qui est causée par les processus auxiliaires et non par les impacts directs (rejets du lixiviat).

Avec la méthode d'impact IW+ 2.2, en considérant seulement les émissions court terme vers le milieu des eaux de surface, on obtient les résultats suivants. Pour les deux scénarios de Joutel et les deux scénarios de Raglan, les processus auxiliaires ne participent pour pas plus de 2 % de l'impact total. Par complémentarité, les impacts directs de notre processus contribuent tous autour de 98 % de l'impact total. Le scénario M_7GUL constitue une exception avec une contribution des processus auxiliaires de 9 % à l'impact total. On peut vérifier cette tendance en calculant la part de l'impact sur l'écotoxicité avec cette fois-ci les émissions à long terme vers les eaux souterraines, à l'aide de la méthode d'impact ReCiPe par exemple. Dans ce cas, les processus auxiliaires participent pour seulement 0,02 % à 0,4 % de l'impact sur l'écotoxicité en eau douce, dépendamment des scénarios.

Parmi les processus auxiliaires, c'est le ciment le contributeur principal de ces quelques pourcents ou centièmes de pourcents. Ces émissions vers les écosystèmes d'eau douce sont attribuées aux opérations de dynamitage dans l'extraction du calcaire en carrières (calcaire utilisé dans la fabrication du clinker pour le ciment).

Pour conclure, ce sont bien les rejets d'éléments via la lixiviation des résidus qui expliquent l'écotoxicité de la stabilisation cimentaire des résidus miniers. Les processus auxiliaires

contribueraient pour quelques pourcents à l'impact global, probablement entre 1 et 2 % ; participation qui descendrait en dessous des 0,5 % si l'on considère les émissions à long terme.

4.3.4.2 Contribution des éléments à l'impact direct dépendamment de la méthode d'impact – rejets vers l'eau souterraine, émissions à long terme

Dans un premier temps, nous analyserons la répartition des impacts lorsque l'on considère les émissions à court et à long terme vers l'eau souterraine. Une méthode d'impact qui comporte des CF dans le compartiment d'eau souterraine est alors nécessaire (ReCiPe, IW+ 1.29). Avec ReCiPe d'abord, ses CF pour ce compartiment sont dominés dans l'ordre par le zinc, l'antimoine, le cuivre et le soufre. Pour l'impact à court terme, on retrouve parmi les éléments les plus contributeurs sur l'ensemble des scénarios : le cuivre, le nickel (pour Raglan), l'antimoine et le zinc (pour Joutel). Pour le long terme, certaines tendances s'accroissent et le cuivre, le nickel et le zinc restent les contributeurs majoritaires. On retrouve donc un certain lien entre un CF élevé et un résultat d'impact important (cuivre et zinc). Lorsqu'on analyse maintenant les résultats d'impacts absolus, on observe que l'impact long terme écrase l'impact court terme : l'impact de l'ensemble des éléments à court terme ne représente jamais plus de 1 % de l'écotoxicité totale, pour tous les scénarios. Pour rappel, avec IW+ 1.29 : pour l'eau de surface, le CF de l'aluminium écrase tous les autres CF. Pour l'eau souterraine, les CF les plus importants correspondent au cuivre, à l'aluminium puis au cadmium. D'un point de vue de l'impact à court terme, le cuivre (Manitou et Raglan) et l'aluminium (Joutel) se retrouvent comme premiers contributeurs dans la plupart des scénarios correspondants. Ces tendances s'accroissent pour l'impact sur le long terme. Encore une fois, l'impact final est assez lié aux valeurs de CF. De la même manière qu'avec ReCiPe, la somme de ces impacts correspond à plus de 99 % à l'impact long terme.

Pour conclure, lorsque l'on considère que les émissions du lixiviat s'en vont exclusivement vers les eaux souterraines, alors l'impact est largement dominé par l'impact de ces substances sur le long terme (60 000 ans). Cette tendance est expliquée par le caractère purement linéaire des modèles d'ACV en fonction du temps. Au sein d'une même méthode d'impact, les CF pour le court et le long terme sont souvent les mêmes, ce qui apporte une certaine similitude

entre leurs résultats d'impact ; les importantes contributions du court terme sont simplement exacerbées à long terme.

4.3.4.3 Contribution des éléments à l'impact direct dépendamment de la méthode d'impact – rejets vers l'eau de surface, émissions à court terme

Dans un second temps, on peut s'intéresser à la contribution des différents éléments à l'impact des scénarios, lorsque l'on considère les rejets au court terme vers les eaux de surface. De la même manière que pour le paragraphe précédent, les résultats de l'analyse de contribution seront différents dépendamment de la méthode d'impact. La Figure 4.11 présentée ci-dessous illustre la contribution relative des différents éléments aux 10 scénarios, pour les cinq méthodes d'impact. On remarque de grandes disparités de contributions entre les méthodes, en adéquations avec les conclusions des sections 4.3.3 et 4.3.4.2.

Évidemment, la relation entre le CF et l'impact résultant transparait. Sur la figure ci-dessous, on voit qu'avec ReCiPe, l'impact des scénarios de Joutel et Raglan est entièrement expliqué par celui du soufre. Ce résultat est en adéquation avec les observations faites à la section 4.3.3 et plus particulièrement sur la Figure 4.7, où l'on a vu que pour cette méthode d'impact, le CF du soufre pour l'eau de surface écrase tous les autres CF. De la même manière, on remarque que pour la méthode Impact2002+, le cuivre est le contributeur majoritaire des scénarios de Manitou et Raglan, en adéquation avec son CF important pour l'eau de surface.

Concrètement, pour un même scénario, cela implique des analyses de contribution totalement différentes selon la méthode choisie. Par exemple, l'impact du scénario J2_8SLAG sur l'écotoxicité est expliqué, pour CML, par le sélénium pour moitié, suivi dans l'ordre par le baryum, le nickel et le cobalt. Pour ReCiPe, le soufre écrase l'impact des autres éléments du scénario. Pour Impact2002+, les deux tiers de l'impact du scénario est expliqué par l'aluminium, le reste étant dominé par l'antimoine et le sélénium. Pour les méthodes IW+ 1.29 et 2.2, l'aluminium contribue autour de la moitié de l'impact, le reste se partageant entre le sodium, le soufre et le strontium.



Figure 4.11 Contribution relative des différents éléments du lixiviat (short-term, eau de surface) à l'impact des scénarios selon de la méthode d'impact

À travers les différentes tendances exposées via la figure ci-dessus, on peut citer, parmi les éléments les plus probables de contribuer à l'impact :

- Le sélénium (CML et IMPACT2002+) et le strontium (IW+ 1.29 et 2.2) pour les scénarios de Joutel et Manitou ;
- Le cuivre pour les scénarios de Manitou et Raglan (CML, IMPACT2002+ et IW+ 2.2) ;
- Le nickel pour Raglan (CML, IMPACT2002+ et IW+ 2.2) ;
- Le strontium et l'aluminium pour tous les scénarios (IW+ 1.29 et IW+ 2.2).

Certaines tendances avant et après stabilisation sont également à souligner :

- La diminution de la contribution du cuivre grâce à la stabilisation cimentaire des résidus Manitou ;
- La réduction de la contribution du sélénium par la stabilisation des résidus Joutel et Manitou (CML, Impact2002+) ;
- La diminution de la contribution du manganèse pour les scénarios Joutel et Manitou (IW+ 1.29 et 2.2) ;
- La diminution de la contribution du fer à l'impact des résidus Raglan, Joutel 1 et Manitou (IW+ 2.2).

Toutes ces diminutions de contribution correspondent à des diminutions des valeurs d'inventaires de ces éléments (fer, cuivre, sélénium, manganèse) qui ont été relevées à la section 4.3.1.2.

Pour conclure, il y a sans surprise une relation étroite entre un CF important pour un certain élément et l'impact résultant. A l'instar des conclusions formulées aux sections 4.3.3 et 4.3.4.2, la contribution des éléments émis à l'impact total diffère grandement entre les différentes méthodes d'impacts. Certains éléments ressortent sur l'analyse de contribution de plusieurs méthodes d'impact ; ils sont probablement les contributeurs les plus probables à l'écotoxicité des rejets vers l'eau douce. Des baisses et des augmentations dans la contribution de l'impact après stabilisation ont été observées localement. On gardera en tête que ces dernières ne sont pas assez significatives pour que l'on puisse conclure à une réelle baisse d'impact pour les

éléments cités ni sur l'ordre de contribution des éléments à l'impact écotoxicologique étant donné l'importante incertitude des CF.

4.3.5 Représentativité des inventaires génériques issus d'Ecoinvent vis-à-vis des données spécifiques

La base de données Ecoinvent comporte un procédé de gestion des résidus miniers par leur entreposage dans un parc à résidus miniers. Comme expliqué à la section 1.4.5, ce processus comprend seulement l'utilisation et la transformation des terres ainsi que les rejets des polluants vers l'eau souterraine. Ecoinvent propose un processus générique censé représenter une moyenne à l'échelle mondiale. Dans cette section, il sera appelé GénéricW. Il existe également quelques versions de ce processus à des échelles régionales et parfois spécifiées par type de métal produit. Pour le Canada, des données génériques existent pour trois métaux : le cuivre, le nickel et l'or. Selon la base de données des sites miniers contenue dans le travail de Turner et al., on peut associer Raglan à une mine de nickel (Turner, Hischier et Doka, 2019). Dans cette section, seront désignés comme génériques les données provenant d'Ecoinvent dans sa version 3.7 et seront désignées comme spécifiques les données issues des calculs d'inventaire obtenues dans le cadre de ce projet de recherche. Les scénarios spécifiques de Raglan seront illustrés dans cette analyse.

Dans un premier temps, cette comparaison se fera sur la base des données d'inventaire : les inventaires spécifiques des scénarios SQ seront comparés à l'inventaire générique mondial GénéricW. Les inventaires spécifiques R_SQ et R_OXY seront également comparés à l'inventaire GénéricNiCA. Dans un second temps, la comparaison entre les données spécifiques et génériques sera faite sur la base des résultats d'impact de ces inventaires.

4.3.5.1 Représentativité des données d'inventaire

Les inventaires génériques initiaux sont constitués de 43 lignes d'inventaire (court terme et long terme) contre 27 lignes dans les inventaires spécifiques. Pour le besoin de la comparaison, on formera des inventaires finaux constitués de 27 lignes d'inventaire pour les éléments

communs. Pour rappel, dans le modèle de Doka, les éléments rejetés vers le milieu constituent des flux vers les eaux souterraines et non les eaux de surface. Pour les besoins de l'analyse, on considère les données d'inventaire catégorisées comme des flux vers le même compartiment pour permettre la comparaison.

La Figure 4.12 ci-dessous illustre les différents inventaires spécifiques SQ vis-à-vis de leur inventaire générique équivalent. Le graphique a) illustre les données d'inventaire spécifiques vis-à-vis de l'inventaire GénéricW. Le graphique b) illustre les données d'inventaire des scénarios de Raglan avec ses équivalents génériques.

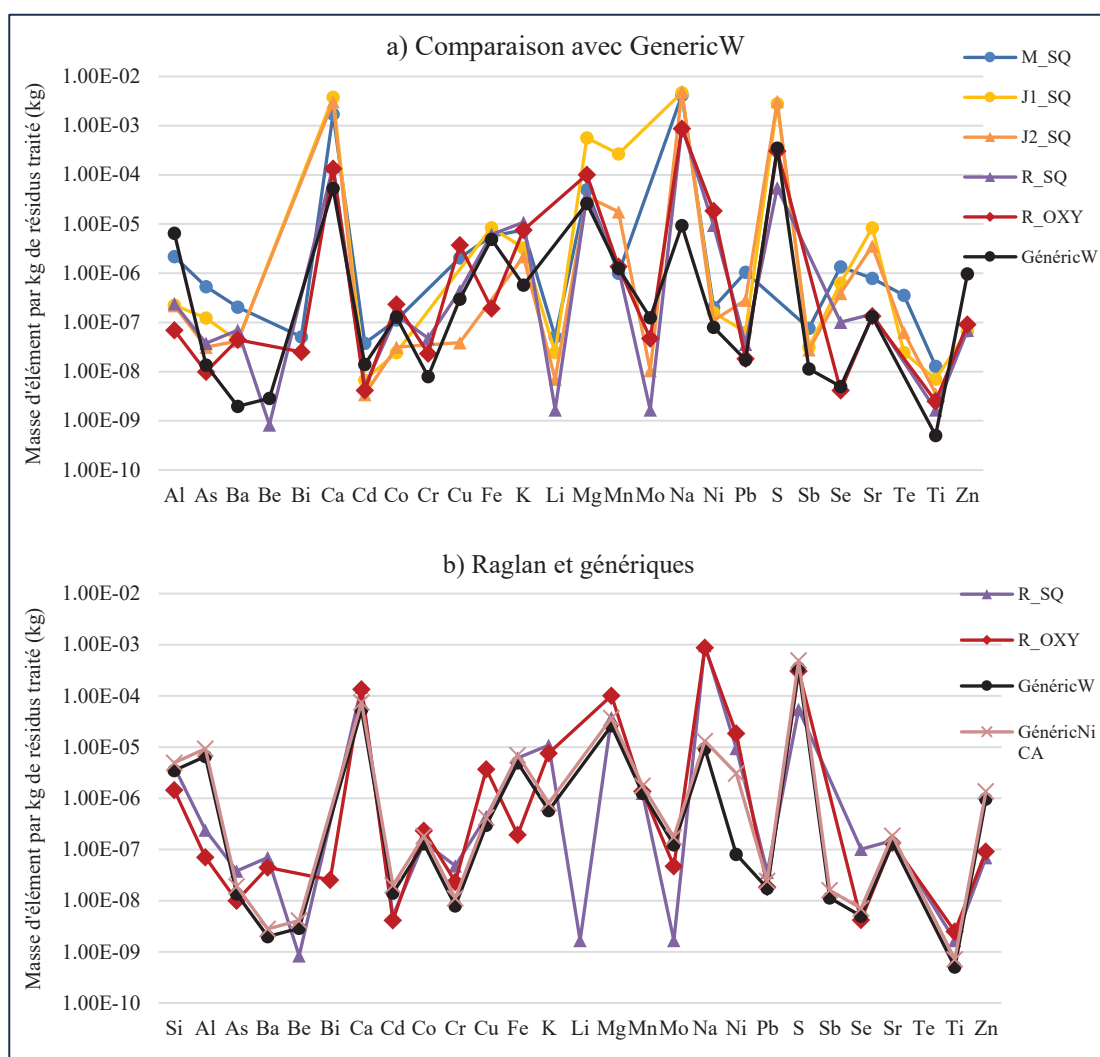


Figure 4.12 Comparaison des inventaires des scénarios spécifiques et avec leurs équivalents génériques d'Ecoinvent, en kg d'élément par UF

A partir de la première figure, on peut voir que globalement, l'inventaire générique suit les principales tendances des inventaires spécifiques. Pour la majorité des éléments étudiés, la donnée générique se trouve entre ou en-dessous des données spécifiques. Les seules exceptions à cette tendance sont l'aluminium, le molybdène ou le zinc. Ce graphique met également en lumière d'importantes disparités entre les données spécifiques et génériques : l'écart entre les deux catégories de données peut aller jusqu'à trois ordres de grandeur selon les éléments. D'après la seconde figure, il existe une importante similitude des deux séries de données génériques entre elles, là où la différence des scénarios spécifiques, basées sur des échantillons d'une même mine, donnent lieu à des disparités plus marquées.

Pour conclure sur cette sous-section, on peut affirmer que pour la majorité des 27 éléments inclus dans l'analyse des rejets pour cette étude, les données d'inventaire spécifiques sont plus élevées que les données génériques. On peut également affirmer que les données génériques sont plutôt représentatives des scénarios créés dans le cadre de cette étude. Pour l'indication géographique du Canada, la précision géographique et de production métallique n'induit pas de changements majeurs dans la constitution des inventaires.

4.3.5.2 Représentativité des résultats d'impact

Cette section a pour objectif de vérifier si la représentativité des inventaires se confirme à travers les scores d'impact. La Figure 4.13 présente les résultats d'impact relatifs attribués aux scénarios spécifiques SQ (sans stabilisation) vis-à-vis des scénarios génériques équivalents. Les émissions sont supposées vers l'eau de surface et sur un horizon court terme.

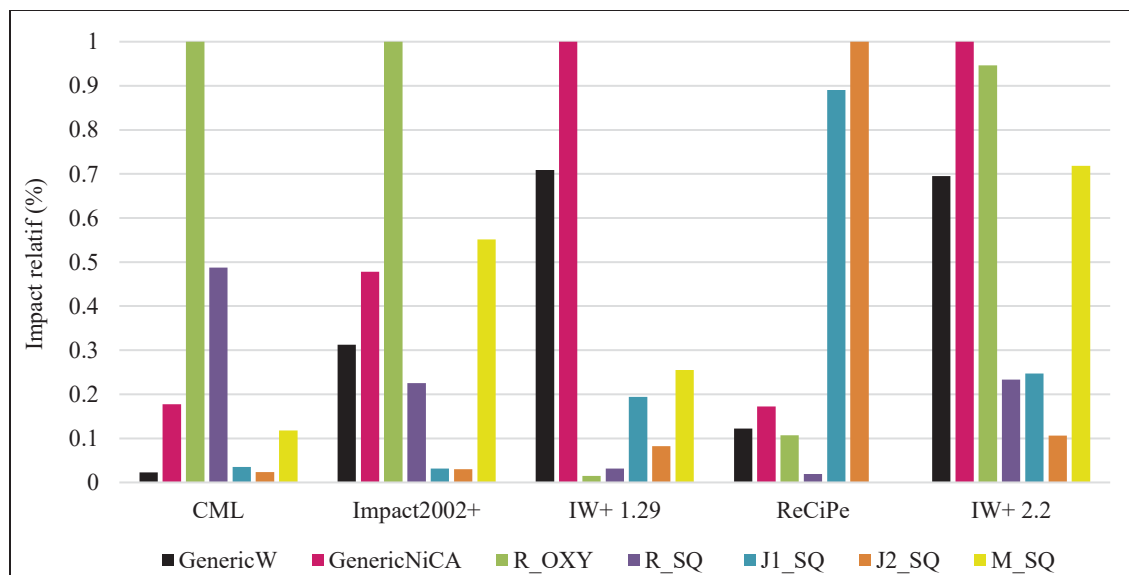


Figure 4.13 Impact relatif (en %) des scores d'écotoxicité attribués aux scénarios spécifiques et génériques de gestion des résidus, selon les cinq méthodes d'impact – émission vers l'eau de surface, à court terme

Les résultats présentés sur la figure ci-dessus illustrent encore une fois les disparités et les similarités des méthodes d'impact. Pour toutes les méthodes d'impact à l'exception de CML, l'impact sur l'écotoxicité des scénarios génériques sont regroupés dans un même ordre de grandeur. Cela vient conforter la faible variabilité des différents inventaires génériques. Entre les deux processus génériques, c'est le générique global qui est le moins impactant, à l'unanimité. Or, on a vu à la section précédente que les données d'inventaires des trois inventaires génériques étaient très similaires. Des infimes différences d'inventaire peuvent être à l'origine de différences d'impact notables, surtout lorsqu'elles concernent des éléments dont le CF est très élevé.

Le scénario générique associé à la production de nickel est en tête des scores d'impact pour IW+ 1.29 et 2.2 ; scénario R_OXY est en tête des impacts pour CML et IMPACT2002+. On notera qu'IW+1.29 place le scénario R_OXY comme le scénario le moins impactant de tous sur l'écotoxicité en eau douce, résultat à l'opposé exact des méthodes d'impact justement citées. Ces remarques viennent appuyer l'importante variabilité des CF à travers les méthodes d'impact disponible pour évaluer l'écotoxicité.

Si l'on s'intéresse aux scores d'impact absolus de nos scénarios spécifiques, on remarque qu'ils ne se distinguent pas de plus de deux ordres de grandeur de ceux des processus génériques. La seule exception à cette règle est le scénario M_SQ pour ReCiPe dont le score est inférieur de quatre ordres de grandeur aux scores génériques. Cela s'explique par l'absence de donnée associée au soufre pour ce scénario. Cet élément ayant un CF très important pour ReCiPe, c'est lui qui contribue le plus à l'impact des autres scénarios, spécifiques comme génériques. Aussi, si l'on fait la moyenne des résultats d'impact de tous nos scénarios spécifiques pour chaque méthode d'impact, les résultats ne diffèrent pas de plus qu'un ordre de grandeur par rapport à l'impact du scénario GenericW. Cela signifie que, dans le cadre de cette étude et ses scénarios spécifiques, le processus générique global est une représentation convaincante de l'impact sur l'écotoxicité en eau douce de la gestion des résidus sur la base de nos parcs de référence. En effet, en un ordre de grandeur de différence au maximum, pour cette catégorie d'impact, est une approximation acceptable. La même conclusion peut être posée pour le processus Ecoinvent GénéricNiCA vis-à-vis des scénarios spécifiques Raglan.

Pour conclure, nos scénarios spécifiques générés dans le cadre de ce projet étaient plutôt représentatifs de leurs processus génériques équivalents issus de la base de données Ecoinvent, d'un point de vue des résultats d'impact. Cette conclusion ne confirme pas l'une des conclusions de l'étude de Muller et al. (2022) ; cette dernière étant que les inventaires des procédés génériques pouvaient surestimer les rejets réels attribués à la lixiviation des résidus miniers.

Il est important de préciser que les inventaires génériques réels utilisés pour cette comparaison d'impact ont été filtrés pour contenir uniquement les éléments de nos scénarios spécifiques. Les inventaires spécifiques contenaient, à l'origine 43 éléments. Sur ces 43 éléments, seuls 27 ont été considéré dans l'inventaire final pour correspondre à nos inventaires spécifiques puis seules 12 à 20 lignes constitueront les inventaires « utiles » selon la méthode d'impact. Évidemment, la comparaison d'impact se faisait sur la base des inventaires bruts (spécifiques : 27 éléments ; génériques : 43 éléments), il est fort probable que l'impact des inventaires

génériques soit plus important. En effet, on retient de la littérature sur le sujet que concernant l'écotoxicité, les valeurs d'impact sont étroitement liées à l'ampleur de l'inventaire : plus l'inventaire est long et exhaustif, plus les scores d'impact d'écotoxicité sont généralement importants.

Un autre aspect qui n'a pas été abordé dans cette section est la classification des flux d'éléments vers le milieu qui, selon le modèle de Doka et repris par Ecoinvent, sont considérés comme rejetés exclusivement vers l'eau souterraine. Le fait de désigner l'eau souterraine comme réceptacle unique des contaminations des résidus miniers n'est pas un choix qui serait corroboré par la littérature, puisque cette dernière inclut également les milieux d'eau douce de surface comme milieu impacté (voir la section 1.2.2.2). Cette hypothèse impacte les scores d'impact évidemment, lorsque la méthode d'impact comporte des CF différents pour les deux compartiments. Elle les impacte encore davantage lorsque la méthode d'impact n'a pas de CF pour les éléments métalliques rejetés vers l'eau souterraine, comme c'est le cas d'IW+ dans ses dernières versions. Cela signifie que si l'on calcule l'impact d'un inventaire construit selon le modèle de Doka à l'aide d'IW+2.2 ou Impact2002+, alors celui-ci n'enregistrera aucun score d'impact pour la catégorie d'écotoxicité en eau douce. Autre conséquence notable, un procédé qui fait intervenir des métaux (dont la gestion des résidus minier sera un sous-processus), n'enregistrera aucun score d'impact lié à l'écotoxicité (attribué à la gestion des résidus miniers) s'il est calculé avec ces méthodes d'impact. Plus généralement, cela a d'importantes répercussions sur les impacts liés à l'écotoxicologie d'eau douce de toute la production minière, calculés depuis les bases de données comme Ecoinvent.

4.3.6 Analyse des scores d'impact différenciés selon le compartiment écologique

Dans les analyses d'écotoxicologie, les émissions d'inventaire étaient tantôt considérées comme des rejets vers les eaux de surface, tantôt comme des rejets vers les eaux souterraines. Comme rappelé à la sous-section précédente, l'inventaire du processus Ecoinvent équivalent considère les rejets du lixiviat comme des émissions qui vont à 100% vers l'eau souterraine. Ce choix ne relève pas de l'évidence alors que la littérature révèle un impact certain des

effluents miniers sur les écosystèmes de surface. Le choix du compartiment n'a pas d'impact sur les résultats si les données d'inventaire sont couplées à des modèles d'écotoxicité qui n'ont pas de CF différenciés selon ces compartiments, comme CML. Il devient important lorsque la méthode d'impact a des CF différenciés, comme c'est le cas pour ReCiPe ou IW+ 1.29. En effet, l'analyse du Tableau 4.18 et du Tableau 4.19 sur les écarts relatifs entre les scénarios avec stabilisation et leur scénario de référence, a mis en lumière d'importantes différences entre les résultats pour les deux compartiments. Cette section a pour but de réaliser une analyse des résultats d'écotoxicité si l'on considère ces émissions comme partagées entre les deux compartiments, selon différentes proportions.

La Figure 4.14 illustre les résultats d'impact pour l'écotoxicité en eau douce lorsque les rejets sont partagés entre les compartiments selon différents ratios. L'analyse a été menée sur tous les scénarios mais seuls les scénarios R_SQ et M_7GUL seront illustrés pour des raisons de visibilité. 13 sous-scénarios d'attribution des rejets vers les deux compartiments ont été considérés. Les ratios indiqués en abscisse sont exprimés en pourcentages ; la part attribuée à l'eau souterraine est située avant la barre oblique, la suivante correspond à celle attribuée à l'eau de surface. Ainsi, la partie gauche du graphique illustre les résultats d'impact lorsque la majorité des rejets est attribuée à l'eau de surface, l'inverse est visible sur la partie droite. Les scores d'impact matérialisés par les barres ont été générés avec IW+ 1.29 ; les points pour ReCiPe.

Premièrement, on observe qu'augmenter la part des rejets vers l'eau souterraine est synonyme d'augmentation de l'impact pour IW+ 1.29. A l'image des deux scénarios illustrés sur le graphique, cette tendance est observée pour l'ensemble des scénarios. Pour cette méthode d'impact, cela s'explique d'abord par le nombre de CF disponibles pour les deux compartiments. En effet, le Tableau 4.15 faisait l'état de 19 CF pour l'eau souterraine contre 12 CF pour l'eau de surface. Ainsi, l'inventaire utile pour les deux compartiments sera plus exhaustif pour l'eau souterraine, ce qui explique la majorité de la différence d'impact. Ensuite, pour une partie des éléments qui disposent des CF pour les compartiments, certaines valeurs diffèrent, avec le plus souvent des valeurs plus importantes pour l'eau souterraine.

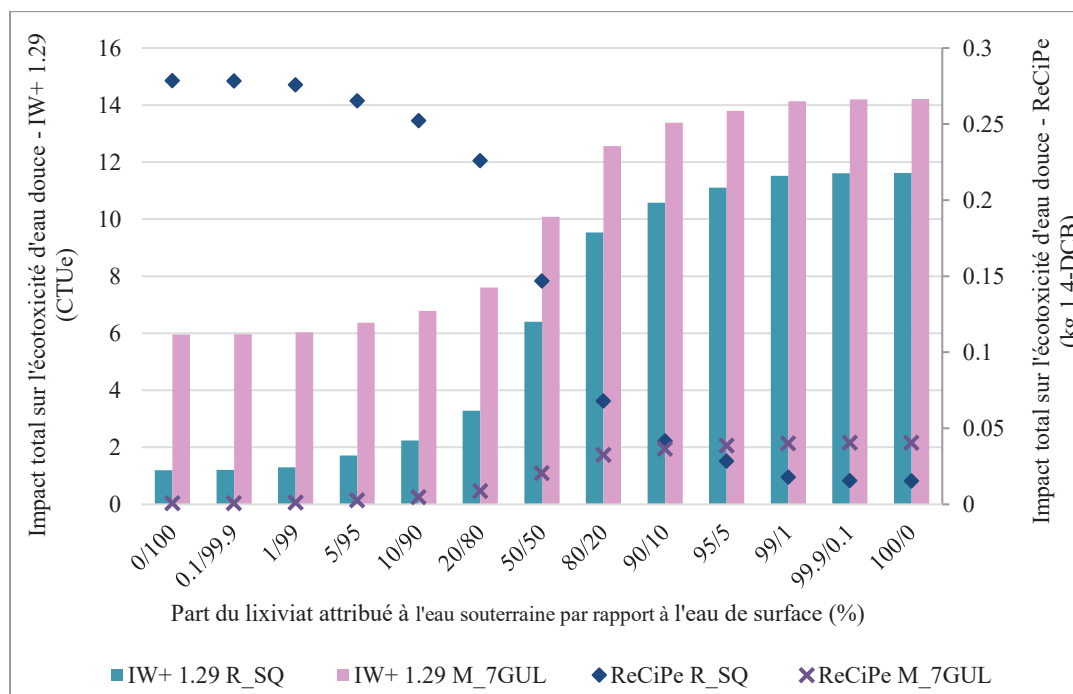


Figure 4.14 Sensibilité des scores d'écotoxicité au partage des rejets entre l'eau de surface et l'eau souterraine

Si l'on s'intéresse à présent aux résultats produits à l'aide de la méthode ReCiPe, on observe des tendances opposées entre les deux scénarios illustrés. D'abord, le scénario R_SQ qui, à l'instar des trois autres scénarios de Raglan et des quatre scénarios de Joutel, montre une diminution des scores d'impact à mesure que la part des rejets vers l'eau souterraine augmente. Seuls les scénarios rattachés à Manitou se voient attribués une augmentation de ses scores d'écotoxicité. Contrairement à IW+ 1.29 où la différence d'impact pouvait être attribuée au nombre de CF et donc aux inventaires utiles, ce n'est pas le cas pour ReCiPe avec ses CF au nombre de 15 et 16 pour les compartiments respectifs d'eau de surface et d'eau souterraine (Tableau 4.15). Les valeurs de ces CF sont également identiques pour les deux compartiments la plupart du temps. La principale différence qui existe pour cette méthode entre les deux compartiments est le soufre. En effet, on a vu à la section 4.3.3.1 que le CF du soufre diminuait d'ordre de grandeur pour l'eau souterraine par rapport à l'eau de surface. Ainsi, pour les

scénarios qui comprennent du soufre dans leur inventaire (comme c'est le cas pour les scénarios de Joutel et Raglan), l'écotoxicité tendra à diminuer à mesure que la part des rejets attribuée à l'eau souterraine augmente. La dynamique inverse peut être observée lorsque le soufre est absent de l'inventaire considéré.

Évidemment, on rappelle que ces conclusions n'engagent que les deux méthodes d'impact impliquées dans cette section. En effet, si l'on prend la méthode d'impact IW+ 2.2 ou IMPACT2002+, aucun chiffre d'impact ne serait généré pour l'eau souterraine et augmenter la part de l'eau de surface serait toujours synonyme d'augmentation de l'impact. Quant à CML, ses CF identiques pour les deux compartiments ne permettent pas de distinguer de différence d'impact selon le compartiment.

Pour conclure, à l'instar des sections précédentes, les importantes disparités des résultats produits empêchent une conclusion tranchée. En effet, les résultats ne permettent pas de faire une corrélation claire entre le compartiment écologique de destination des contaminants (eau de surface et eau souterraine) et une diminution ou une augmentation de l'écotoxicologie.

4.3.7 Sensibilité des résultats d'impact à l'hypothèse de comportement des résidus sous la couche cimentée

A la section 3.3.6 a été posée l'hypothèse du comportement des résidus non-stabilisés pour les scénarios avec stabilisation. Cette hypothèse a été posée en raison de l'incertitude du comportement de ces résidus dans la réalité et sur le long terme. En effet, seul le comportement des résidus non-stabilisés seuls et des résidus stabilisés seuls ont bénéficié de tests de caractérisation. L'hypothèse initiale, que l'on nommera hypothèse A, supposait que les résidus sous la couche se comportent de la même manière que les résidus stabilisés – autrement dit, lixivient identiquement. Ce choix entraîne probablement une surestimation des données d'inventaire pour les scénarios avec stabilisation et par conséquence, de leurs scores d'impact.

Dans cette section, deux hypothèses différentes seront posées et leurs conséquences sur les scores d'impact et les conclusions finales seront analysées :

- Hypothèse B : les résidus sous la couche se comportent comme des matériaux inertes. Les valeurs qui constituent les nouveaux inventaires des scénarios avec stabilisation cimentaire vont être réduites car la gestion d'un kg de résidus miniers comportera à présent une part de résidus stabilisés (lixiviation initiale) et une autre part de résidus inertes (lixiviation nulle).
- Hypothèse C : les résidus sous la couche se comportent comme les résidus non recouverts par la couche cimentée. La lixiviation de ces résidus sera donc assimilée à celle des résidus des scénarios SQ. Les inventaires produits vont ainsi tendre vers les inventaires SQ.

4.3.7.1 Sensibilité des données d'inventaire

Les facteurs de transfert (ANNEXE I) restent inchangés par ces modifications. En effet, ils restent valables pour les résidus stabilisés. Seule la masse d'élément associée par kg de résidus ($m_i(t)$) sera ensuite ramenée à l'échelle selon le ratio des résidus stabilisés par rapport aux résidus totaux contenus dans le parc. Dans le cadre de l'hypothèse B, les résidus non stabilisés étant considérés inertes, la lixiviation des résidus stabilisés sera ainsi « diluée » à l'échelle des résidus totaux du parc. Les données d'inventaire vont ainsi diminuer, sous-estimant probablement les rejets réels. Dans le cadre de l'hypothèse C, les données d'inventaire se situeront entre les valeurs initiales et celles des valeurs des scénarios SQ correspondants. Les nouveaux inventaires des scénarios avec stabilisation pour les deux nouvelles hypothèses sont disponibles en ANNEXE IV.

Le Tableau 4.20 ci-dessous présente l'impact de ces nouvelles hypothèses sur les valeurs d'inventaire des rejets pour les scénarios avec stabilisation. Les deux dernières lignes présentent l'écart-relatif de la moyenne des inventaires des nouvelles hypothèses vis-à-vis de l'hypothèse initiale A. En accord avec le paragraphe précédent, les nouveaux inventaires selon l'hypothèse B se trouvent réduites d'un ou deux ordres de grandeur par rapport aux inventaires

de l'hypothèse A. Le tableau indique une diminution des données d'inventaire comprise entre 85,5 % et 97,8 % selon les scénarios. Avec l'hypothèse C, on observe aussi des diminutions de la moyenne des valeurs d'inventaire vis-à-vis des inventaire initiaux (hypothèse A). Cette nouvelle diminution est moins marquée. On observe même une légère augmentation de la moyenne des données d'inventaire pour J2_8SLAG. Éléments par éléments, les données d'inventaires issues de l'hypothèse C se rapprochent davantage des données d'inventaire des scénarios SQ correspondants (voir ANNEXE IV et ANNEXE II).

Tableau 4.20 Conséquences des nouvelles hypothèses B et C sur les données d'inventaire des scénarios avec stabilisation

Parc de référence	Manitou	Joutel		Raglan	
Scénarios concernés	M_7GUL	J1_7SLAG	J2_8SLAG	R_7GUL	R_7SLAG
Part de résidus stabilisés en couche	14,5 %	4,39%	4,36%	2,18%	
Écart-relatif inventaire (B) / (A)	-85,5%	-95,61%	-95,64%	-97,82%	
Écart-relatif inventaire (C) / (A)	-26,8%	-20,4%	0,4%	-56,8%	-48,2%

La sous-section suivante traite des scores d'impact associées à ces nouveaux inventaires.

4.3.7.2 Nouveaux résultats d'impact

Seuls les résultats d'impact pour le court terme sont présentés ; les rejets sont dirigés vers l'eau de surface. Le Tableau 4.21 présenté ci-dessous rassemble les résultats d'impact d'écotoxicité en eau douce des scénarios pour les différentes hypothèses discutées en début de section et pour les cinq méthodes d'impact. Les scores des scénarios SQ (sans stabilisation) sont rappelés, de même que les résultats d'impact obtenus avec l'hypothèse initiale, l'hypothèse A. Ils serviront tous deux de comparaison aux scores générés à partir des nouvelles hypothèses.

Pour les scénarios Manitou, on observe des scores d'impact très proches entre M_7GUL avec l'hypothèse C, et M_SQ (sans surprise par rapport à la définition de l'hypothèse C, voir au début de la section 4.3.7). L'impact du scénario M_7GUL est alors supérieur à celui avec

l'hypothèse initiale A et légèrement en dessous de M_SQ. Avec l'hypothèse B, les scores d'écotoxicité de M_7GUL se trouvent un ordre de grandeur en dessous de M_SQ. Concernant les scénarios Joutel, l'impact des scénarios avec stabilisation avec l'hypothèse C se trouve également très proche du score de leur scénario de référence (légèrement inférieur ou supérieur). Pour l'hypothèse B, CML, ReCiPe (et IW+ 2.2 pour l'échantillon 1) indiquent concluent à une différence d'écotoxicité de deux ordres de grandeur entre le scénario avec stabilisation et le statu quo.

Pour le cas des scénarios Raglan, la modification des inventaires des scénarios R_7GUL et R_7SLAG selon l'hypothèse B entraîne une diminution d'impact d'un ordre de grandeur (ReCiPe), deux ordres de grandeur (IW+ 1.29, Impact2002+) par rapport au scénario SQ. Une diminution de l'ordre de trois ordres de grandeur est même observée pour R_7GUL avec CML et pour R_7SLAG avec IW+ 2.2. Une réduction d'écotoxicité de cet ordre peut permettre de conclure à une différence certaine d'écotoxicité entre les scénarios concernés à l'avantage des scénarios avec stabilisation.

Tableau 4.21 Scores d'écotoxicité par UF des scénarios en fonction des nouvelles hypothèses de comportement des résidus non-stabilisés sous la couche, pour les différentes méthodes d'impact – émissions court-terme vers l'eau de surface

Méthodes d'impact		CML	Impact2002+	IW+ 1.29	ReCiPe	IW+ 2.2
Unité		kg 1,4-DBeq	kg TEG water	CTUe	kg 1,4-DCB	CTUe
M_SQ		7.72E-03	5.61E+01	9.70E+00	9.56E-04	3.30E+01
M_7GUL	Hypothèse A	3.92E-03	1.24E+01	5.95E+00	8.33E-04	1.02E+01
	Hypothèse B	5.68E-04	1.80E+00	8.62E-01	1.21E-04	1.48E+00
	Hypothèse C	7.17E-03	4.98E+01	9.16E+00	9.38E-04	2.97E+01
J1_SQ		2.32E-03	3.19E+00	7.39E+00	1.29E+01	1.13E+01
J1_7SLAG	Hypothèse A	1.74E-03	3.09E+00	4.47E+00	1.49E+01	6.01E+00
	Hypothèse B	7.64E-05	1.36E-01	1.96E-01	6.54E-01	2.64E-01
	Hypothèse C	2.30E-03	3.19E+00	7.26E+00	1.30E+01	1.11E+01
J2_SQ		1.55E-03	3.04E+00	3.12E+00	1.45E+01	4.86E+00
J2_8SLAG	Hypothèse A	9.07E-04	4.42E+00	5.81E+00	1.12E+01	7.10E+00
	Hypothèse B	3.96E-05	1.93E-01	2.53E-01	4.90E-01	3.10E-01
	Hypothèse C	1.52E-03	3.10E+00	3.24E+00	1.44E+01	4.96E+00
R_SQ		3.20E-02	2.30E+01	1.19E+00	2.79E-01	1.07E+01
R_7GUL	Hypothèse A	3.20E-03	1.46E+01	1.10E+00	3.07E+00	8.05E+00
	Hypothèse B	6.99E-05	3.18E-01	2.41E-02	6.69E-02	1.76E-01
	Hypothèse C	3.13E-02	2.28E+01	1.19E+00	3.40E-01	1.07E+01
R_7SLAG	Hypothèse A	7.75E-03	6.18E+00	8.28E-01	1.44E+00	3.01E+00
	Hypothèse B	1.69E-04	1.35E-01	1.81E-02	3.14E-02	6.57E-02
	Hypothèse C	3.14E-02	2.26E+01	1.19E+00	3.04E-01	1.06E+01

Ainsi, il a été démontré par les présents résultats que les scores d'impact et les conclusions finales sont très sensibles aux hypothèses de comportement des résidus sous la couche. En effet, si ces résidus venaient à lixivier de la même manière avec ou sans couche cimentée par-dessus, alors les scores d'impact sont quasiment identiques entre les scénarios avec et sans stabilisation. A l'inverse, si ces résidus venaient à se comporter comme des matériaux inertes – y compris sur le long terme –, alors la stabilisation pourrait présenter un avantage d'un point de vue de l'écotoxicologie sous plusieurs conditions. D'abord, il est nécessaire que la lixiviation des résidus après stabilisation implique moins d'écotoxicité que celle des résidus non stabilisés. Ensuite, il faut conserver un ratio entre les résidus stabilisés et les résidus non stabilisés très faible. Cette condition peut être atteinte par une importante épaisseur de résidus. On notera que l'épaisseur des anciens parcs à résidus ou parcs abandonnés est souvent très faible, ce qui rend difficile la validation de cette condition dans le cadre d'un projet de restauration. Une faible épaisseur de couche cimentée peut également permettre de diminuer ce ratio. Néanmoins, cela participe au risque de réduire la durabilité de la couche cimentée et ainsi remettre en cause l'hypothèse d'inertage des résidus. Cette hypothèse (zéro lixiviation) reste d'ailleurs particulièrement peu probable dans le cadre d'un ancien parc abandonné où les résidus ne sont pas toujours totalement confinés ou endigués.

On rappellera enfin qu'une différence de trois ordres de grandeur a été obtenue pour seulement deux cas de comparaison et pour des méthodes d'impact différentes. Pour les scénarios concernés, les quatre autres méthodes d'impact ne confirmaient pas de différence d'impact significative. Encore une fois, la variabilité des résultats générés rend incertaines les conclusions proposées. De plus, il est difficile de déterminer si l'un de ces nouveaux inventaires représenterait davantage la réalité des rejets sur le terrain que les premiers inventaires proposés. Seuls des essais sur le terrain permettraient de créer un inventaire avec une incertitude réduite. Selon les caractéristiques du modèle de Doka, il faudrait que le lixiviat utilisé comme entrée du modèle corresponde à une moyenne des rejets pendant la première année de restauration (voir section 3.3.6). Dans le cadre de ce projet, une moyenne des rejets durant la première année de stabilisation cimentaire pourrait constituer une donnée d'entrée du modèle plus adéquate.

4.3.8 Conclusion sur l'écotoxicité en eau douce de la stabilisation cimentaire

L'analyse des inventaires n'a pas montré, dans son ensemble, de diminutions claires des quantités d'éléments rejetés vers le milieu après stabilisation. Seules des baisses spécifiques, pour certains éléments et certains résidus, ont pu être observées (4.3.1). Le modèle de Doka pour l'attribution des contaminants du lixiviat vers le milieu naturel est particulièrement sensible à certaines données d'entrées, en particulier à la densité des résidus, à l'épaisseur de résidus dans le parc et aux précipitations moyennes (4.3.2). L'utilisation de données d'entrée génériques et non spécifiques participe à l'incertitudes des données d'inventaire des rejets, avec des écarts pouvant atteindre un ordre de grandeur (4.3.2). Les scores d'impact obtenus à partir des inventaires génériques Ecoinvent sont plutôt représentatifs des inventaires spécifiques, en prenant toujours en compte l'incertitude qui entoure cette catégorie d'impact (4.3.5). Quant à l'attribution du lixiviat aux différents compartiments écologiques (entre eau de surface et eau souterraine), il n'y a visiblement pas de consensus quant à leur lien avec une possible diminution ou augmentation de l'écotoxicologie (4.3.6).

De l'inventaire initial construit à partir des tests de caractérisation des résidus et du lixiviat, seule une portion sera réellement utilisée pour les calculs d'impact (4.3.3.2). Cette perte de donnée est justifiée et sans conséquences si les éléments exclus de ces inventaire utiles ne sont pas considérés comme toxiques ; elle est source d'incertitude et de sous-estimation d'impact si c'est un manque de données scientifiques qui explique l'absence de CF associés. Contrairement aux deux catégories d'impact étudiées précédemment (transformation des sols et changements climatiques), la méthode d'impact choisie pour générer les scores d'impact influence grandement les résultats. Les différences peuvent être telles que le classement des scénarios étudiés selon leurs scores d'écotoxicité en est impacté (4.3.3.3). Ces différences s'expliquent par les importantes différences dans les valeurs des CF d'écotoxicité pour les éléments contenus dans les inventaires (4.3.3.1 et 4.3.4). Les différences entre les méthodes d'impact sont telles qu'il n'est pas possible de distinguer avec certitude les contributeurs majoritaires parmi les différents éléments rejetés vers le milieu (4.3.4). Dans la majorité des

cas, les scénarios avec stabilisation cimentaire ont un score d'écotoxicité inférieur à leur scénario de référence (4.3.3.4). Néanmoins, cette diminution n'est pas significative dans une catégorie d'impact où trois ordres de grandeurs de différence sont jugés nécessaires pour conclure à une réelle différence d'écotoxicité entre deux scénarios. Cette condition est posée en raison de l'importante incertitude portée par ses CF.

Contrairement aux résultats d'impact carbone, l'écotoxicité est une catégorie dont les résultats sont entourés d'une importante incertitude. En effet, comme discuté tout au long de cette section, les facteurs de caractérisation qui déterminent la toxicité des éléments ont d'importantes incertitudes. Cela s'est démontré dans cette étude par des ordres dans les scores d'impact différents selon les scénarios et des analyses de contributions différentes en fonction des méthodes d'impact. Au-delà de cette incertitude créée par les lacunes des modèles d'écotoxicité, le modèle de Doka est lui-même, par définition, imparfait et participe à l'incertitude globale. Évidemment, les données d'entrée qui alimentent ce modèle sont elles-mêmes dotées d'importantes incertitudes. Il y a les incertitudes amenées par les travaux scientifiques en amont : prélèvement des résidus, préparation des échantillons, essais TCLP, analyses ICP-AES, etc. S'ajoutent à ces dernières l'incertitude de certaines données de dimensionnement des parcs, parfois issues de sources diverses et/ou anciennes. Enfin, les différentes hypothèses de modélisation participent grandement à l'incertitude des inventaires. Une discussion sur les hypothèses et leurs limites a été proposée à la fin de la section 3.3.6. Il a d'ailleurs été démontré à la section précédente les conséquences des changements d'hypothèses de départ sur les conclusions, sans qu'aucune ne puisse être privilégiée en raison du manque de données (4.3.7). Ainsi, le manque de données primaires spécifiques participe probablement à la plus grande incertitude des conclusions sur l'écotoxicité, avec l'incertitude associée aux modèles d'écotoxicité. Néanmoins, même en prenant les hypothèses les plus optimistes d'un point de vue du comportement des résidus non stabilisés sous la couche, l'ACV ne permet pas de conclure quant à une diminution notable de l'écotoxicité par la stabilisation cimentaire. Cette hypothèse reste de toute manière peu probable dans un contexte de restauration d'ancien site minier, au-delà même de la pollution passée qui n'a pu être mesurée ni évitée.

4.4 Bilan et perspectives

Cette étude a exposé, dans la mesure des données disponibles, les impacts environnementaux de la stabilisation cimentaire des résidus miniers : ses points chauds et sa sensibilité à certains paramètres clés. Des comparaisons avec des données génériques ont été réalisées. Un accent particulier a été mis sur la sensibilité des résultats d'impact à la méthode d'évaluation de l'impact.

Au début de ce mémoire (section 1.1.3), il a été fait état des nombreux et divers impacts engendrés par les activités minières sur l'environnement. Dans le cadre de ce projet, l'impact environnemental de la stabilisation cimentaire des résidus miniers a été jugé sous le prisme de trois catégories : l'utilisation des terres, les changements climatiques et l'écotoxicité d'eau douce. Cette sélection de catégories a été faite selon les objectifs de ce projet et le type de données d'entrée disponibles. Ainsi, les analyses présentées et leurs conclusions se limitent aux catégories d'impact considérées et aux processus contenus à l'intérieur des limites de notre système d'étude. Enfin, elles se limitent par leurs incertitudes, plus ou moins importantes.

Si des efforts de recherche supplémentaires venaient à être mis en œuvre, ils consisteraient en priorité à produire des données sur les rejets « réels » après stabilisation. Comme discuté à la fin de la section 4.3.7.2, avoir des données sur les rejets durant une année sur un modèle réduit de parc stabilisé permettrait de réduire significativement l'incertitude de cette ACV. Dans un second temps, il serait intéressant de confirmer le faible impact carbone de la stabilisation cimentaire vis-à-vis de celui de la gestion des résidus et de la production minière dans son ensemble. En effet, la mise en perspective réalisée à la section 4.2.2.2 se basait sur des résultats d'autres ACV dont les caractéristiques des sites de référence, le contexte et les limites de l'étude diffèrent de la présente étude. Ainsi, il faudrait des données réelles de production et d'impact qui peuvent être attribués à nos parcs de référence afin de confirmer l'impact réduit de la stabilisation cimentaire des résidus à l'échelle de la production métallique.

CONCLUSION

Le risque de génération de drainage minier acide (DMA) par les résidus miniers entreposés dans des parcs à résidus est l'un des principaux enjeux environnementaux auquel est confronté le secteur minier. Dans ce contexte, la stabilisation cimentaire de la couche superficielle des parcs à résidus pourrait apparaître comme une option de restauration intéressante en raison de sa capacité à limiter les infiltrations et à réduire la mobilité des contaminants. Toutefois, cette solution est associée à des impacts sur l'environnement causés par la production des matières cimentées, par leur transport et par les opérations de stabilisation. Ce mémoire avait donc pour objectif d'évaluer, au moyen de l'analyse du cycle de vie (ACV), les impacts environnementaux associés à différents scénarios de stabilisation cimentaire, en les comparant à des scénarios de gestion conventionnelle des résidus miniers. L'étude s'est appuyée sur les données de quatre sites miniers québécois — Manitou, Joutel, Raglan et LaRonde — et s'est concentrée sur trois catégories d'impact : la transformation des terres, les changements climatiques et l'écotoxicité en eau douce. Des analyses de contribution et de sensibilité ont également été réalisées afin d'identifier les paramètres les plus déterminants et d'évaluer la robustesse des conclusions face aux principales hypothèses de modélisation.

La présente ACV n'a pas permis de confirmer un gain significatif d'écotoxicité associé à la stabilisation des résidus miniers. Des diminutions dans les scores d'impact ont bien été observées mais l'incertitude des résultats est trop grande pour qu'une conclusion en faveur de la stabilisation puisse être formulée. Cette incertitude est principalement expliquée par celle des modèles d'écotoxicité qui se traduit par de grandes variabilités dans les résultats d'impact. S'ajoute à cette incertitude des inconnues qui forcent des hypothèses de modélisation ajoutant à l'incertitude finale.

Le principal désavantage de la stabilisation cimentaire constitue son empreinte carbone, essentiellement expliquée par les matériaux qu'elle requiert. Le contexte global de réduction des émissions carbone et des objectifs de carboneutralité dans tous les secteurs industriels pourrait donc être un frein à la mise en œuvre du projet. Réduire la quantité de clinker utilisée

dans l'agent stabilisant constitue le meilleur levier pour limiter les émissions de gaz à effet de serre qui lui sont attribuées. Cet objectif peut être obtenu par divers moyens : réduire l'épaisseur de couche cimentée, réduire le pourcentage du ciment en mélange pour la stabilisation ou encore choisir un ciment avec une faible teneur en clinker. Cette dernière option suppose l'augmentation de la part des matières cimentaires secondaires (MCS) dans le ciment utilisé. On gardera toutefois en tête que les ciments à fort taux de MCS ne constituent pas des alternatives bas carbone mais seulement moins carbonée. L'ajout de MCS au ciment peut également avoir une incidence négative sur le coût, comme c'est le cas avec un ciment à base de slag vis-à-vis d'un ciment traditionnel. L'empreinte carbone de la stabilisation cimentaire pourrait néanmoins rester d'une importance relativement faible par rapport au reste de la chaîne de production minière.

Finalement, l'intérêt de la stabilisation doit pouvoir être démontrée d'un point de vue de l'écotoxicité pour justifier la dépense carbone associée. La plupart de l'incertitude qui entoure les scores d'impact est causée par l'incertitude des modèles d'écotoxicité, dont seule la recherche fondamentale sur le sujet peut permettre la réduction. Le plus gros levier d'action à l'échelle du projet est probablement de confirmer ou infirmer la performance sur la durée de la stabilisation cimentaire à l'aide de données comparatives de lixiviation in situ. De tels relevés permettraient de préciser le comportement des résidus sous la couche cimentée ; les hypothèses de comportement de ces résidus apportant la plus grande incertitude d'un point de vue des données d'entrée. Néanmoins, à la lumière des scénarios et résidus retenus comme référence dans cette étude, il est peu probable de pouvoir conclure à un bénéfice d'écotoxicité amené par la stabilisation cimentaire dans un contexte de restauration minière.

ANNEXE I

COEFFICIENTS DE TRANSFERT SPECIFIQUES DES CONTAMINANTS DANS LE LIXIVIAT

Tableau-A I-1 Coefficients de transfert spécifiques des contaminants dans le lixiviat des
résidus de Manitou

	M_SQ		M_7GUL	
Éléments	TK(100)	TK(60 000)	TK(100)	TK(60 000)
Si				
Al	4.96E-05	2.93E-02	6.13E-06	3.67E-03
As	3.37E-03	8.68E-01	4.48E-03	9.33E-01
Ba	8.56E-04	4.02E-01	6.08E-03	9.74E-01
Be				
Bi	1.16E-02	9.99E-01	8.38E-02	1.00E+00
Ca	5.03E-01	1.00E+00	9.82E-01	1.00E+00
Cd	4.28E-02	1.00E+00	1.45E-02	1.00E+00
Co	5.61E-02	1.00E+00	1.91E-02	1.00E+00
Cr			3.06E-02	1.00E+00
Cu	6.40E-03	9.79E-01	1.04E-03	4.65E-01
Fe	1.77E-04	1.01E-01	5.62E-06	3.37E-03
K	5.08E-04	2.63E-01	2.01E-02	1.00E+00
Li	3.94E-03	9.07E-01	1.76E-02	1.00E+00
Mg	4.98E-03	9.50E-01	3.64E-02	1.00E+00
Mn	6.66E-03	9.82E-01	1.28E-03	5.37E-01
Mo			6.10E-02	1.00E+00
Na	9.92E-01	1.00E+00	9.90E-01	1.00E+00
Ni	3.48E-02	1.00E+00	4.54E-02	1.00E+00
Pb	1.52E-03	6.00E-01	2.61E-04	1.45E-01
S				
Sb	7.91E-03	9.91E-01	6.16E-02	1.00E+00
Se	1.82E-01	1.00E+00	7.89E-02	1.00E+00
Sr	2.62E-02	1.00E+00	8.78E-01	1.00E+00
Te	2.54E-01	1.00E+00	8.76E-02	1.00E+00
Ti	2.68E-05	1.59E-02		
Zn				

Tableau-A I-2 Coefficients de transfert spécifiques des contaminants dans le lixiviat des résidus de Joutel (échantillon 1)

	J1_SQ		J1_7SLAG	
Éléments	TK(100)	TK(60 000)	TK(100)	TK(60 000)
Si	2.03E-05	1.21E-02	2.23E-04	1.25E-01
Al	6.60E-06	3.95E-03	1.03E-05	6.17E-03
As	3.72E-03	8.93E-01	2.77E-03	8.10E-01
Ba	5.26E-04	2.71E-01	8.16E-03	9.93E-01
Be			7.41E-03	9.88E-01
Bi				
Ca	1.04E-01	1.00E+00	1.63E-01	1.00E+00
Cd	7.68E-02	1.00E+00		
Co	2.28E-03	7.46E-01	1.63E-03	6.24E-01
Cr			1.33E-04	7.68E-02
Cu			8.88E-04	4.13E-01
Fe	3.80E-05	2.25E-02	5.60E-07	3.36E-04
K	8.50E-04	3.99E-01	1.05E-02	9.98E-01
Li	3.72E-03	8.93E-01	1.32E-02	1.00E+00
Mg	3.98E-02	1.00E+00	2.46E-02	1.00E+00
Mn	2.44E-02	1.00E+00	1.08E-04	6.25E-02
Mo			4.91E-03	9.48E-01
Na	3.11E-01	1.00E+00	3.06E-01	1.00E+00
Ni	5.74E-03	9.68E-01	1.66E-03	6.31E-01
Pb	4.11E-04	2.19E-01	1.48E-03	5.90E-01
S	5.32E-02	1.00E+00	6.12E-02	1.00E+00
Sb	2.04E-02	1.00E+00		
Se	6.20E-02	1.00E+00	3.65E-02	1.00E+00
Sr	6.36E-02	1.00E+00	8.76E-02	1.00E+00
Te	3.19E-03	8.53E-01	1.14E-02	9.99E-01
Ti	1.68E-05	1.00E-02	2.53E-05	1.50E-02
Zn	1.08E-03	4.79E-01	2.57E-03	7.86E-01

Tableau-A I-3 Coefficients de transfert spécifiques des contaminants dans le lixiviat des résidus de Joutel (échantillon 2)

Éléments	J2_SQ		J2_8SLAG	
	TK(100)	TK(60 000)	TK(100)	TK(60 000)
Si	1.44E-05	8.59E-03	4.22E-04	2.24E-01
Al	6.50E-06	3.89E-03	2.61E-05	1.55E-02
As	9.59E-04	4.38E-01	3.41E-03	8.71E-01
Ba	5.26E-04	2.71E-01	1.02E-02	9.98E-01
Be				
Bi				
Ca	8.48E-02	1.00E+00	9.79E-02	1.00E+00
Cd	3.92E-02	1.00E+00		
Co	2.93E-03	8.28E-01	1.96E-03	6.91E-01
Cr			6.66E-04	3.30E-01
Cu	1.95E-03	6.90E-01	5.33E-04	2.74E-01
Fe			5.60E-07	3.36E-04
K	5.67E-04	2.89E-01	1.04E-02	9.98E-01
Li	1.07E-03	4.73E-01	1.27E-02	1.00E+00
Mg	2.55E-03	7.83E-01	9.72E-03	9.97E-01
Mn	1.63E-03	6.25E-01	2.80E-04	1.55E-01
Mo	3.68E-03	8.91E-01	9.79E-03	9.97E-01
Na	3.26E-01	1.00E+00	2.95E-01	1.00E+00
Ni	3.96E-03	9.07E-01	1.53E-03	6.02E-01
Pb	1.85E-03	6.71E-01	7.76E-04	3.73E-01
S	5.97E-02	1.00E+00	4.62E-02	1.00E+00
Sb	1.81E-02	1.00E+00	1.77E-01	1.00E+00
Se	3.81E-02	1.00E+00	1.54E-02	1.00E+00
Sr	2.72E-02	1.00E+00	6.15E-02	1.00E+00
Te	8.19E-03	9.93E-01	1.23E-02	9.99E-01
Ti	8.42E-06	5.04E-03	2.53E-05	1.50E-02
Zn			6.28E-04	3.14E-01

Tableau-A I-4 Coefficients de transfert spécifiques des contaminants dans le lixiviat des résidus de Raglan (scénarios sans stabilisation)

Éléments	R_SQ		R_OXY	
	TK(100)	TK(60 000)	TK(100)	TK(60 000)
Si	3.03E-05	1.80E-02	1.07E-05	6.39E-03
Al	1.34E-05	8.00E-03	3.90E-06	2.34E-03
As	2.38E-02	1.00E+00	6.25E-03	9.77E-01
Ba	3.01E-03	8.37E-01	1.93E-03	6.85E-01
Be	6.95E-03	9.85E-01		
Bi			4.96E-02	1.00E+00
Ca	1.00E-02	9.98E-01	8.97E-03	9.96E-01
Cd	1.19E-02	9.99E-01	9.91E-03	9.97E-01
Co	2.35E-03	7.56E-01	3.98E-03	9.08E-01
Cr	4.33E-05	2.57E-02	2.13E-05	1.27E-02
Cu	2.20E-04	1.23E-01	1.86E-03	6.73E-01
Fe	3.23E-05	1.92E-02	1.01E-06	6.07E-04
K	1.54E-02	1.00E+00	1.06E-02	9.98E-01
Li	7.27E-04	3.54E-01		
Mg	2.50E-04	1.39E-01	6.72E-04	3.32E-01
Mn	1.14E-03	4.95E-01	1.24E-03	5.26E-01
Mo	1.86E-03	6.72E-01	5.25E-02	1.00E+00
Na	4.83E-01	1.00E+00	4.40E-01	1.00E+00
Ni	3.14E-03	8.49E-01	6.21E-03	9.76E-01
Pb	3.26E-03	8.59E-01	1.67E-03	6.34E-01
S	7.72E-04	3.71E-01	4.33E-03	9.26E-01
Sb				
Se	1.09E-02	9.99E-01	4.50E-04	2.36E-01
Sr	8.72E-03	9.95E-01	7.94E-03	9.92E-01
Te				
Ti	1.19E-06	7.17E-04	1.79E-06	1.07E-03
Zn	9.64E-04	4.39E-01	1.27E-03	5.32E-01

Tableau-A I-5 Coefficients de transfert spécifiques des contaminants dans le lixiviat des résidus de Raglan (scénarios avec stabilisation)

	R_7SLAG		R_7GUL	
Éléments	TK(100)	TK(60 000)	TK(100)	TK(60 000)
Si	1.27E-04	7.33E-02	6.02E-05	3.55E-02
Al	4.00E-06	2.40E-03	2.97E-06	1.78E-03
As	1.61E-02	1.00E+00	4.17E-03	9.19E-01
Ba	1.60E-02	1.00E+00	2.29E-03	7.47E-01
Be				
Bi	2.27E-02	1.00E+00	1.79E-02	1.00E+00
Ca	5.43E-02	1.00E+00	7.10E-02	1.00E+00
Cd				
Co	3.54E-04	1.92E-01	9.92E-05	5.78E-02
Cr	1.52E-06	9.12E-04	1.52E-06	9.12E-04
Cu	6.48E-05	3.82E-02	3.23E-04	1.76E-01
Fe			5.72E-07	3.43E-04
K	1.89E-02	1.00E+00	2.17E-02	1.00E+00
Li	1.55E-02	1.00E+00	8.69E-03	9.95E-01
Mg	4.14E-04	2.20E-01	3.92E-04	2.09E-01
Mn	2.84E-03	8.19E-01	1.76E-04	1.00E-01
Mo	6.48E-03	9.80E-01	1.38E-02	1.00E+00
Na	4.72E-01	1.00E+00	4.80E-01	1.00E+00
Ni	7.36E-04	3.57E-01	2.35E-04	1.32E-01
Pb	1.44E-03	5.80E-01	1.06E-03	4.72E-01
S	3.99E-03	9.09E-01	8.52E-03	9.94E-01
Sb				
Se	9.76E-03	9.97E-01	3.86E-03	9.02E-01
Sr	9.44E-02	1.00E+00	2.13E-01	1.00E+00
Te				
Ti	1.19E-06	7.17E-04	1.79E-06	1.07E-03
Zn	6.97E-05	4.10E-02	2.67E-04	1.48E-01

ANNEXE II

SYNTHÈSE DES INVENTAIRES COMPLETS DES SCÉNARIOS

Tous les inventaires d'extractions et émissions présentés ci-dessous sont exprimés par unité fonctionnelle (UF), à savoir le kg de résidus traité.

1. Scénarios Manitou (2 inventaires)

Tableau-A II-1 Inventaire des extractions et émissions du scénario M_SQ

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	1.82E-04	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	1.82E-04	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	2.36E-02	m²a
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	2.18E-06	kg
	As	Arsenic	5.38E-07	kg
	Ba	Barium	2.05E-07	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	5.11E-08	kg
	Ca	Calcium	1.71E-03	kg
	Cd	Cadmium	3.77E-08	kg
	Co	Cobalt	1.12E-07	kg
	Cr	Chromium		kg
	Cu	Copper	2.05E-06	kg
	Fe	Iron	5.66E-06	kg
	K	Potassium	7.61E-06	kg
	Li	Lithium	5.13E-08	kg
	Mg	Magnesium	4.98E-05	kg
	Mn	Manganese	9.98E-07	kg
	Mo	Molybdenum		kg
	Na	Sodium	4.17E-03	kg
	Ni	Nickel	2.02E-07	kg
	Pb	Lead	1.05E-06	kg
	S	Sulfur		kg
	Sb	Antimony	7.67E-08	kg
	Se	Selenium	1.36E-06	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
	Sr	Strontium	7.86E-07	kg
	Te	Tellurium	3.56E-07	kg
	Ti	Titanium	1.28E-08	kg
	Zn	Zinc		kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	1.29E-03	kg
	As	Arsenic	1.39E-04	kg
	Ba	Barium	9.64E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	4.40E-06	kg
	Ca	Calcium	3.40E-03	kg
	Cd	Cadmium	8.80E-07	kg
	Co	Cobalt	2.00E-06	kg
	Cr	Chromium		kg
	Cu	Copper	3.13E-04	kg
	Fe	Iron	3.22E-03	kg
	K	Potassium	3.94E-03	kg
	Li	Lithium	1.18E-05	kg
	Mg	Magnesium	9.50E-03	kg
	Mn	Manganese	1.47E-04	kg
	Mo	Molybdenum		kg
	Na	Sodium	4.20E-03	kg
	Ni	Nickel	5.80E-06	kg
	Pb	Lead	4.14E-04	kg
	S	Sulfur		kg
	Sb	Antimony	9.62E-06	kg
	Se	Selenium	7.50E-06	kg
	Sr	Strontium	3.00E-05	kg
	Te	Tellurium	1.40E-06	kg
	Ti	Titanium	7.64E-06	kg
	Zn	Zinc		kg

Tableau-A II-2 Inventaire des extractions et émissions du scénario M_7GUL

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	1.82E-04	m ²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	1.82E-04	m ²
	Occupation des sols	occupation, dump site	2.36E-02	m ² a

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Ciment	Masse ciment	cement. limestone 6-10%	1.01E-02	kg
Transport ciment	Transport en camion	transport, freight, lorry >32 metric ton	5.57E-03	t*km
Stabilisation	Épandeur de liant	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	3.58E-07	h
	Stabilisatrice de sol	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	3.58E-07	h
	2 compacteurs de sol	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, low load factor	7.16E-07	h
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	2.70E-07	kg
	As	Arsenic	7.18E-07	kg
	Ba	Barium	1.46E-06	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	3.69E-07	kg
	Ca	Calcium	3.34E-03	kg
	Cd	Cadmium	1.27E-08	kg
	Co	Cobalt	3.82E-08	kg
	Cr	Chromium	7.33E-07	kg
	Cu	Copper	3.34E-07	kg
	Fe	Iron	1.80E-07	kg
	K	Potassium	3.02E-04	kg
	Li	Lithium	2.29E-07	kg
	Mg	Magnesium	3.64E-04	kg
	Mn	Manganese	1.92E-07	kg
	Mo	Molybdenum	6.10E-07	kg
	Na	Sodium	4.16E-03	kg
	Ni	Nickel	2.63E-07	kg
	Pb	Lead	1.80E-07	kg
	S	Sulfur		kg
	Sb	Antimony	5.97E-07	kg
	Se	Selenium	5.92E-07	kg
	Sr	Strontium	2.63E-05	kg
	Te	Tellurium	1.23E-07	kg
	Ti	Titanium		kg
	Zn	Zinc		kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	1.62E-04	kg
	As	Arsenic	1.49E-04	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Ba	Barium	2.34E-04	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	4.40E-06	kg
	Ca	Calcium	3.40E-03	kg
	Cd	Cadmium	8.80E-07	kg
	Co	Cobalt	2.00E-06	kg
	Cr	Chromium	2.40E-05	kg
	Cu	Copper	1.49E-04	kg
	Fe	Iron	1.08E-04	kg
	K	Potassium	1.50E-02	kg
	Li	Lithium	1.30E-05	kg
	Mg	Magnesium	1.00E-02	kg
	Mn	Manganese	8.06E-05	kg
	Mo	Molybdenum	1.00E-05	kg
	Na	Sodium	4.20E-03	kg
	Ni	Nickel	5.80E-06	kg
	Pb	Lead	9.99E-05	kg
	S	Sulfur		kg
	Sb	Antimony	9.70E-06	kg
	Se	Selenium	7.50E-06	kg
	Sr	Strontium	3.00E-05	kg
	Te	Tellurium	1.40E-06	kg
	Ti	Titanium		kg
	Zn	Zinc		kg

2. Scénarios Joutel (4 inventaires)

Tableau-A II-3 Inventaire des extractions et émissions du scénario J1_SQ

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	6.99E-05	m ²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	6.99E-05	m ²
	Occupation des sols	occupation, dump site	9.09E-03	m ² a
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	3.31E-06	kg
	Al	Aluminium	2.05E-07	kg
	As	Arsenic	1.12E-07	kg
	Ba	Barium	3.84E-08	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.45E-03	kg
	Cd	Cadmium	6.15E-09	kg
	Co	Cobalt	2.24E-08	kg
	Cr	Chromium		kg
	Cu	Copper		kg
	Fe	Iron	7.60E-06	kg
	K	Potassium	2.97E-06	kg
	Li	Lithium	2.23E-08	kg
	Mg	Magnesium	5.18E-04	kg
	Mn	Manganese	2.42E-04	kg
	Mo	Molybdenum		kg
	Na	Sodium	4.35E-03	kg
	Ni	Nickel	1.44E-07	kg
	Pb	Lead	5.76E-08	kg
	S	Sulfur	2.55E-03	kg
	Sb	Antimony	2.85E-08	kg
	Se	Selenium	5.76E-07	kg
	Sr	Strontium	7.63E-06	kg
	Te	Tellurium	2.24E-08	kg
	Ti	Titanium	6.40E-09	kg
	Zn	Zinc	6.07E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	1.98E-03	kg
	Al	Aluminium	1.23E-04	kg
	As	Arsenic	2.68E-05	kg
	Ba	Barium	1.98E-05	kg
	Be	Beryllium		kg

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.30E-02	kg
	Cd	Cadmium	8.00E-08	kg
	Co	Cobalt	7.31E-06	kg
	Cr	Chromium		kg
	Cu	Copper		kg
	Fe	Iron	4.51E-03	kg
	K	Potassium	1.40E-03	kg
	Li	Lithium	5.36E-06	kg
	Mg	Magnesium	1.30E-02	kg
	Mn	Manganese	9.90E-03	kg
	Mo	Molybdenum		kg
	Na	Sodium	1.40E-02	kg
	Ni	Nickel	2.42E-05	kg
	Pb	Lead	3.06E-05	kg
	S	Sulfur	4.80E-02	kg
	Sb	Antimony	1.40E-06	kg
	Se	Selenium	9.30E-06	kg
	Sr	Strontium	1.20E-04	kg
	Te	Tellurium	5.97E-06	kg
	Ti	Titanium	3.82E-06	kg
	Zn	Zinc	2.68E-05	kg

Tableau-A II-4 Inventaire des extractions et émissions du scénario J1_7SLAG

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	6.99E-05	m ²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	6.99E-05	m ²
	Occupation des sols	occupation, dump site	9.09E-03	m ² a
Ciment	Masse ciment	cement, blast furnace slag, 66-80%	3.07E-03	kg
Transport ciment	Transport en camion	transport, freight, lorry >32 metric ton	2.30E-03	t*km
Stabilisation	Épandeur de liant	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1.40E-07	h
	Stabilisatrice de sol	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1.40E-07	h

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	2 compacteurs de sol	machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, low load factor	2.79E-07	h
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	3.63E-05	kg
	Al	Aluminium	3.20E-07	kg
	As	Arsenic	8.30E-08	kg
	Ba	Barium	5.96E-07	kg
	Be	Beryllium	3.19E-09	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	5.38E-03	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	1.60E-08	kg
	Cr	Chromium	3.20E-09	kg
	Cu	Copper	1.60E-08	kg
	Fe	Iron	1.12E-07	kg
	K	Potassium	3.67E-05	kg
	Li	Lithium	7.94E-08	kg
	Mg	Magnesium	3.19E-04	kg
	Mn	Manganese	1.07E-06	kg
	Mo	Molybdenum	1.28E-08	kg
	Na	Sodium	4.28E-03	kg
	Ni	Nickel	4.15E-08	kg
	Pb	Lead	2.20E-07	kg
	S	Sulfur	2.94E-03	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	3.39E-07	kg
	Sr	Strontium	1.05E-05	kg
	Te	Tellurium	7.95E-08	kg
	Ti	Titanium	9.60E-09	kg
	Zn	Zinc	1.44E-07	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	2.04E-02	kg
	Al	Aluminium	1.91E-04	kg
	As	Arsenic	2.43E-05	kg
	Ba	Barium	7.25E-05	kg
	Be	Beryllium	4.25E-07	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.30E-02	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	6.12E-06	kg
	Cr	Chromium	1.84E-06	kg
	Cu	Copper	7.44E-06	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Fe	Iron	6.72E-05	kg
	K	Potassium	3.49E-03	kg
	Li	Lithium	6.00E-06	kg
	Mg	Magnesium	1.30E-02	kg
	Mn	Manganese	6.19E-04	kg
	Mo	Molybdenum	2.46E-06	kg
	Na	Sodium	1.40E-02	kg
	Ni	Nickel	1.58E-05	kg
	Pb	Lead	8.26E-05	kg
	S	Sulfur	4.80E-02	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	9.30E-06	kg
	Sr	Strontium	1.20E-04	kg
	Te	Tellurium	6.99E-06	kg
	Ti	Titanium	5.71E-06	kg
	Zn	Zinc	4.40E-05	kg

Tableau-A II-5 Inventaire des extractions et émissions du scénario J2_SQ

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	6.99E-05	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	6.99E-05	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	9.09E-03	m²a
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	2.34E-06	kg
	Al	Aluminium	2.02E-07	kg
	As	Arsenic	2.88E-08	kg
	Ba	Barium	3.84E-08	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	2.80E-03	kg
	Cd	Cadmium	3.14E-09	kg
	Co	Cobalt	2.87E-08	kg
	Cr	Chromium		kg
	Cu	Copper	3.51E-08	kg
	Fe	Iron		kg
	K	Potassium	1.99E-06	kg
	Li	Lithium	6.39E-09	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
	Mg	Magnesium	3.31E-05	kg
	Mn	Manganese	1.62E-05	kg
	Mo	Molybdenum	9.58E-09	kg
	Na	Sodium	4.57E-03	kg
	Ni	Nickel	9.90E-08	kg
	Pb	Lead	2.59E-07	kg
	S	Sulfur	2.87E-03	kg
	Sb	Antimony	2.54E-08	kg
	Se	Selenium	3.54E-07	kg
	Sr	Strontium	3.27E-06	kg
	Te	Tellurium	5.73E-08	kg
	Ti	Titanium	3.20E-09	kg
	Zn	Zinc		kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	1.40E-03	kg
	Al	Aluminium	1.21E-04	kg
	As	Arsenic	1.31E-05	kg
	Ba	Barium	1.98E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.30E-02	kg
	Cd	Cadmium	8.00E-08	kg
	Co	Cobalt	8.12E-06	kg
	Cr	Chromium		kg
	Cu	Copper	1.24E-05	kg
	Fe	Iron		kg
	K	Potassium	1.01E-03	kg
	Li	Lithium	2.84E-06	kg
	Mg	Magnesium	1.02E-02	kg
	Mn	Manganese	6.19E-03	kg
	Mo	Molybdenum	2.32E-06	kg
	Na	Sodium	1.40E-02	kg
	Ni	Nickel	2.27E-05	kg
	Pb	Lead	9.39E-05	kg
	S	Sulfur	4.80E-02	kg
	Sb	Antimony	1.40E-06	kg
	Se	Selenium	9.30E-06	kg
	Sr	Strontium	1.20E-04	kg
	Te	Tellurium	6.95E-06	kg
	Ti	Titanium	1.91E-06	kg
	Zn	Zinc		kg

Tableau-A II-6 Inventaire des extractions et émissions du scénario J2_8SLAG

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	6.99E-05	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	6.99E-05	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	9.09E-03	m²a
Ciment	Masse ciment	cement, blast furnace slag, 66-80%	3.49E-03	kg
Transport ciment	Transport en camion	transport, freight, lorry >32 metric ton	2.62E-03	t*km
Stabilisation	Épandeur de liant	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1.39E-07	h
	Stabilisatrice de sol	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	1.39E-07	h
	2 compacteurs de sol	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, low load factor	2.77E-07	h
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	6.88E-05	kg
	Al	Aluminium	8.09E-07	kg
	As	Arsenic	1.02E-07	kg
	Ba	Barium	7.45E-07	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.23E-03	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	1.92E-08	kg
	Cr	Chromium	1.60E-08	kg
	Cu	Copper	9.59E-09	kg
	Fe	Iron	1.12E-07	kg
	K	Potassium	3.63E-05	kg
	Li	Lithium	7.63E-08	kg
	Mg	Magnesium	1.26E-04	kg
	Mn	Manganese	2.78E-06	kg
	Mo	Molybdenum	2.55E-08	kg
	Na	Sodium	4.13E-03	kg
	Ni	Nickel	3.84E-08	kg
	Pb	Lead	1.09E-07	kg
	S	Sulfur	2.22E-03	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Sb	Antimony	2.47E-07	kg
	Se	Selenium	1.43E-07	kg
	Sr	Strontium	7.38E-06	kg
	Te	Tellurium	8.58E-08	kg
	Ti	Titanium	9.60E-09	kg
	Zn	Zinc	3.52E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	3.65E-02	kg
	Al	Aluminium	4.82E-04	kg
	As	Arsenic	2.61E-05	kg
	Ba	Barium	7.28E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.30E-02	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	6.77E-06	kg
	Cr	Chromium	7.91E-06	kg
	Cu	Copper	4.93E-06	kg
	Fe	Iron	6.72E-05	kg
	K	Potassium	3.49E-03	kg
	Li	Lithium	6.00E-06	kg
	Mg	Magnesium	1.30E-02	kg
	Mn	Manganese	1.53E-03	kg
	Mo	Molybdenum	2.59E-06	kg
	Na	Sodium	1.40E-02	kg
	Ni	Nickel	1.50E-05	kg
	Pb	Lead	5.22E-05	kg
	S	Sulfur	4.80E-02	kg
	Sb	Antimony	1.40E-06	kg
	Se	Selenium	9.30E-06	kg
	Sr	Strontium	1.20E-04	kg
	Te	Tellurium	7.00E-06	kg
	Ti	Titanium	5.71E-06	kg
	Zn	Zinc	1.76E-05	kg

3. Scénarios Raglan (4 inventaires)

Tableau-A II-7 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_SQ

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	5.64E-05	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	5.64E-05	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	7.33E-03	m²a
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	4.09E-06	kg
	Al	Aluminium	2.41E-07	kg
	As	Arsenic	3.80E-08	kg
	Ba	Barium	6.93E-08	kg
	Be	Beryllium	8.34E-10	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	1.50E-04	kg
	Cd	Cadmium	4.99E-09	kg
	Co	Cobalt	1.39E-07	kg
	Cr	Chromium	4.77E-08	kg
	Cu	Copper	4.39E-07	kg
	Fe	Iron	6.14E-06	kg
	K	Potassium	1.09E-05	kg
	Li	Lithium	1.67E-09	kg
	Mg	Magnesium	3.75E-05	kg
	Mn	Manganese	1.25E-06	kg
	Mo	Molybdenum	1.67E-09	kg
	Na	Sodium	9.67E-04	kg
	Ni	Nickel	9.43E-06	kg
	Pb	Lead	3.59E-08	kg
	S	Sulfur	5.48E-05	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	1.01E-07	kg
	Sr	Strontium	1.48E-07	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.67E-09	kg
	Zn	Zinc	6.94E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	2.43E-03	kg
	Al	Aluminium	1.44E-04	kg
	As	Arsenic	1.60E-06	kg
	Ba	Barium	1.92E-05	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
	Be	Beryllium	1.18E-07	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	1.50E-02	kg
	Cd	Cadmium	4.20E-07	kg
	Co	Cobalt	4.46E-05	kg
	Cr	Chromium	2.82E-05	kg
	Cu	Copper	2.47E-04	kg
	Fe	Iron	3.65E-03	kg
	K	Potassium	7.10E-04	kg
	Li	Lithium	8.13E-07	kg
	Mg	Magnesium	2.09E-02	kg
	Mn	Manganese	5.44E-04	kg
	Mo	Molybdenum	6.05E-07	kg
	Na	Sodium	2.00E-03	kg
	Ni	Nickel	2.55E-03	kg
	Pb	Lead	9.45E-06	kg
	S	Sulfur	2.63E-02	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	9.29E-06	kg
	Sr	Strontium	1.69E-05	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.00E-06	kg
	Zn	Zinc	3.16E-05	kg

Tableau-A II-8 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_7GUL

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	2.55E-05	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	2.55E-05	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	3.32E-03	m²a
Épaississement des résidus	Électricité épaississeur	electricity, high voltage, QC	2.36E-03	kWh
	Électricité presse à bande	electricity, high voltage, QC	2.63E-04	kWh
Ciment	Masse ciment	cement. limestone 6-10%	1.53E-03	kg
Transport ciment	Transport camion en	transport, freight, lorry >32 metric ton	5.47E-04	t*km
	Transport bateau en	transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods	5.75E-03	t*km

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Stabilisation	Épandeur de liant	machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, high load factor	5,01E-08	h
	Stabilisatrice de sol	machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, high load factor	5,01E-08	h
	2 compacteurs de sol	machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, low load factor	1,00E-07	h
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	8.13E-06	kg
	Al	Aluminium	5.35E-08	kg
	As	Arsenic	6.68E-09	kg
	Ba	Barium	5.26E-08	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	9.12E-09	kg
	Ca	Calcium	1.06E-03	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	5.86E-09	kg
	Cr	Chromium	1.67E-09	kg
	Cu	Copper	6.47E-07	kg
	Fe	Iron	1.09E-07	kg
	K	Potassium	1.54E-05	kg
	Li	Lithium	2.00E-08	kg
	Mg	Magnesium	5.87E-05	kg
	Mn	Manganese	1.94E-07	kg
	Mo	Molybdenum	1.25E-08	kg
	Na	Sodium	9.59E-04	kg
	Ni	Nickel	7.05E-07	kg
	Pb	Lead	1.17E-08	kg
	S	Sulfur	6.05E-04	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	3.59E-08	kg
	Sr	Strontium	3.62E-06	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	2.51E-09	kg
	Zn	Zinc	1.92E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	4.79E-03	kg
	Al	Aluminium	3.21E-05	kg
	As	Arsenic	1.47E-06	kg
	Ba	Barium	1.72E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	5.10E-07	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
	Ca	Calcium	1.50E-02	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	3.41E-06	kg
	Cr	Chromium	1.00E-06	kg
	Cu	Copper	3.53E-04	kg
	Fe	Iron	6.52E-05	kg
	K	Potassium	7.10E-04	kg
	Li	Lithium	2.29E-06	kg
	Mg	Magnesium	3.14E-02	kg
	Mn	Manganese	1.10E-04	kg
	Mo	Molybdenum	9.00E-07	kg
	Na	Sodium	2.00E-03	kg
	Ni	Nickel	3.95E-04	kg
	Pb	Lead	5.19E-06	kg
	S	Sulfur	7.06E-02	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	8.39E-06	kg
	Sr	Strontium	1.70E-05	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.50E-06	kg
	Zn	Zinc	1.07E-05	kg

Tableau-A II-9 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_7SLAG

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	2.55E-05	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	2.55E-05	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	3.32E-03	m²a
Epaississement des résidus	Électricité épaisseur	electricity, high voltage, QC	2.36E-03	kWh
	Électricité presse à bande	electricity, high voltage, QC	2.63E-04	kWh
Ciment	Masse ciment	cement, blast furnace slag, 66-80%	1.53E-03	kg
Transport ciment	Transport camion en	transport, freight, lorry >32 metric ton	5.47E-04	t*km
	Transport bateau en	transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods	5.75E-03	t*km

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Stabilisation	Épandeur de liant	machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, high load factor	5,01E-08	h
	Stabilisatrice de sol	machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, high load factor	5,01E-08	h
	2 compacteurs de sol	machine operation, diesel, ≥ 74.57 kW, low load factor	1,00E-07	h
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	1.71E-05	kg
	Al	Aluminium	7.19E-08	kg
	As	Arsenic	2.57E-08	kg
	Ba	Barium	3.68E-07	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	1.16E-08	kg
	Ca	Calcium	8.14E-04	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	2.09E-08	kg
	Cr	Chromium	1.67E-09	kg
	Cu	Copper	1.30E-07	kg
	Fe	Iron		kg
	K	Potassium	1.34E-05	kg
	Li	Lithium	3.57E-08	kg
	Mg	Magnesium	6.22E-05	kg
	Mn	Manganese	3.13E-06	kg
	Mo	Molybdenum	5.84E-09	kg
	Na	Sodium	9.45E-04	kg
	Ni	Nickel	2.21E-06	kg
	Pb	Lead	1.59E-08	kg
	S	Sulfur	2.83E-04	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	9.07E-08	kg
	Sr	Strontium	1.61E-06	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.67E-09	kg
	Zn	Zinc	5.02E-09	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	9.90E-03	kg
	Al	Aluminium	4.31E-05	kg
	As	Arsenic	1.60E-06	kg
	Ba	Barium	2.30E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	5.10E-07	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
	Ca	Calcium	1.50E-02	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	1.13E-05	kg
	Cr	Chromium	1.00E-06	kg
	Cu	Copper	7.63E-05	kg
	Fe	Iron		kg
	K	Potassium	7.10E-04	kg
	Li	Lithium	2.30E-06	kg
	Mg	Magnesium	3.30E-02	kg
	Mn	Manganese	9.01E-04	kg
	Mo	Molybdenum	8.82E-07	kg
	Na	Sodium	2.00E-03	kg
	Ni	Nickel	1.07E-03	kg
	Pb	Lead	6.38E-06	kg
	S	Sulfur	6.46E-02	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	9.27E-06	kg
	Sr	Strontium	1.70E-05	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.00E-06	kg
	Zn	Zinc	2.95E-06	kg

Tableau-A II-10 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_OXY

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	5.64E-05	m ²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	5.64E-05	m ²
	Occupation des sols	occupation, dump site	7.33E-03	m ² a
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	1.44E-06	kg
	Al	Aluminium	7.03E-08	kg
	As	Arsenic	1.00E-08	kg
	Ba	Barium	4.43E-08	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	2.53E-08	kg
	Ca	Calcium	1.34E-04	kg
	Cd	Cadmium	4.16E-09	kg
	Co	Cobalt	2.35E-07	kg
	Cr	Chromium	2.34E-08	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
	Cu	Copper	3.73E-06	kg
	Fe	Iron	1.92E-07	kg
	K	Potassium	7.55E-06	kg
	Li	Lithium		kg
	Mg	Magnesium	1.01E-04	kg
	Mn	Manganese	1.37E-06	kg
	Mo	Molybdenum	4.72E-08	kg
	Na	Sodium	8.79E-04	kg
	Ni	Nickel	1.86E-05	kg
	Pb	Lead	1.84E-08	kg
	S	Sulfur	3.07E-04	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	4.18E-09	kg
	Sr	Strontium	1.35E-07	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	2.51E-09	kg
	Zn	Zinc	9.11E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	8.63E-04	kg
	Al	Aluminium	4.21E-05	kg
	As	Arsenic	1.56E-06	kg
	Ba	Barium	1.58E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	5.10E-07	kg
	Ca	Calcium	1.49E-02	kg
	Cd	Cadmium	4.19E-07	kg
	Co	Cobalt	5.36E-05	kg
	Cr	Chromium	1.40E-05	kg
	Cu	Copper	1.35E-03	kg
	Fe	Iron	1.15E-04	kg
	K	Potassium	7.09E-04	kg
	Li	Lithium		kg
	Mg	Magnesium	4.98E-02	kg
	Mn	Manganese	5.78E-04	kg
	Mo	Molybdenum	9.00E-07	kg
	Na	Sodium	2.00E-03	kg
	Ni	Nickel	2.93E-03	kg
	Pb	Lead	6.97E-06	kg
	S	Sulfur	6.57E-02	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	2.20E-06	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
	Sr	Strontium	1.69E-05	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.50E-06	kg
	Zn	Zinc	3.83E-05	kg

4. Scénarios LaRonde (2 inventaires)

Tableau-A II-11 Inventaire des extractions et émissions du scénario LR_SQ

Catégorie	Processus ou flux	Détail	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	3.31E-05	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	3.31E-05	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	4.30E-03	m²a

Tableau-A II-12 Inventaire des extractions et émissions du scénario LR_7GUL

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Occupation et transformation des terres	Transformation des sols	transformation, from unspecified	1.50E-05	m²
	Transformation des sols	transformation, to dump site	1.50E-05	m²
	Occupation des sols	occupation, dump site	1.95E-03	m²a
Épaississement des résidus	Électricité épaisseur	electricity, high voltage, QC	9.96E-04	kWh
	Électricité presse à bande	electricity, high voltage, QC	1.63E-03	kWh
Ciment	Masse ciment	cement. limestone 6-10%	8.97E-04	kg
Transport ciment	Transport en camion	transport, freight, lorry >32 metric ton	5.46E-04	t*km
Stabilisation	Épandeur de liant	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	2.94E-08	h
	Stabilisatrice de sol	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor	2.94E-08	h
	2 compacteurs de sol	machine operation, diesel, >= 74.57 kW, low load factor	5.88E-08	h

ANNEXE III

RÉFÉRENCE DES PROCESSUS ECOINVENT V.3.7 CHOISIS DANS LE CADRE DES CALCULS D'IMPACT DANS OPENLCA

1. Épaississement des résidus

Tableau-A III-1 Processus choisi pour l'électricité consommée pour l'épaississement des résidus à LaRonde

Nom	UUID
electricity, high voltage, production mix electricity, high voltage Cutoff, U - CA-QC	28ac536e-325f-308a-a192-b59893a5eeee

Justification : La localisation du site permet un raccordement au réseau électrique régulier québécois.

Tableau-A III-2 Processus choisis pour l'électricité consommée l'épaississement des résidus à Raglan

Nom	UUID
electricity production, wind, >3MW turbine, onshore electricity, high voltage Cutoff, U – CA - QC	52bc8be1-bfd8-3fe6-a89d-79defeedda26
diesel, burned in diesel-electric generating set, 10MW diesel, burned in diesel-electric generating set, 10MW Cutoff, U - GLO	e6105e83-d6ca-3610-ae09-c44a2761f42a

Justification : Mix électrique composé à 10% d'énergie éolienne et 90% d'énergie au diesel (Glencore Canada, [s d]).

2. Utilisation des sols

Tableau-A III-3 Flux élémentaires choisis pour la modélisation de la transformation et l'utilisation des sols

Nom	UUID
Transformation, from unspecified	29630a65-f38c-48a5-9744-c0121f586640
Transformation, to dump site	90a5a447-af6f-421a-8201-011f07ad1150
Occupation, dump site	1eaa9ea4-40b8-414a-b198-5626400372e1

Justification : Sur la base des même hypothèses que la base de données Ecoinvent (EcoQuery, [s d]).

3. Matières cimentées

Tableau-A III-4 Processus choisi pour la modélisation du ciment GUL

Nom	UUID
cement production, limestone 6-10% cement, limestone 6-10% Cutoff, U - RoW	f2474bcc-7c68-4858-af56-68fe3b7c88ea

Justification : Processus qui rentre dans les normes canadiennes, voir section 1.3.1.1. Pas de données spécifiques au Québec, Canada, Amérique-du-Nord ni en Europe.

Tableau-A III-5 Processus choisi pour la modélisation du ciment 20GU/80SLAG

Nom	UUID
cement production, blast furnace slag 66-80% cement, blast furnace slag, 66-80% Cutoff, U - Europe without Switzerland	74c8d788-7662-4fdf-a614-781278576d82

Justification : Processus dans ecoinvent 3.7 le plus proche de notre procédé avec une composition de 25GU/75SLAG.

4. Transport

Tableau-A III-6 Processus des transports par camion des matières cimentaires

Nom	UUID
transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U - RER	500ac44a-b27e-3fdd-8b4a-e9017db6b473

Justification : La législation canadienne n'est certes pas aussi restrictive que les normes européennes pour quelques polluants en particulier car elle s'inspire de la législation américaine, mais la classe EURO5 emmènerait certainement à une surestimation des impacts, d'où le choix de la classe EURO6 (Anon, [s d]).

Tableau-A III-7 Processus de transport maritime des matières cimentaires

Nom	UUID
transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods Cutoff, U - GLO	1bd77fb3-6c8d-4a51-8cab-f0964b992659

Justification : Le ciment, tout comme les céréales ou le minerai, est transporté en vrac dans des bateaux appelés vraquiers, l'équivalent de bulk carrier (Anon, 2025b).

5. Stabilisation cimentaire

Tableau-A III-8 Processus choisi pour modéliser l'épandeur de liant et la stabilisatrice de sols— premier et second engins de stabilisation

Nom	UUID
machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor machine operation, diesel, >= 74.57 kW, high load factor Cutoff, U - GLO	6f9c5817-816a-39d0-a11d-7309ae8c017

Justification : Les spécifications technique des engins sont expliquées à la section 3.3.5 (STREUMASTER, [s d] ; Brandt.ca, [s d]).

Tableau-A III-9 Processus choisi pour modéliser le compacteur – dernier engin de stabilisation

Nom	UUID
machine operation, diesel, >= 74.57 kW, low load factor	55fea5f1-5f60-3e41-b26d-
machine operation, diesel, >= 74.57 kW, low load factor	6a421137a6c8
Cutoff, U - GLO	

Justification : IDEM

ANNEXE IV

INVENTAIRES DES SCÉNARIOS AVEC STABILISATION – NOUVELLES HYPOTHÈSES DE COMPORTEMENT DES RÉSIDUS NON-STABILISÉS SOUS LA COUCHE CIMENTÉE

Cette annexe présente les nouveaux inventaires des scénarios avec stabilisation cimentaire selon les deux nouvelles hypothèses posées à la section 4.3.7. Seuls les rejets d'éléments vers les eaux sont concernés par ces nouveaux inventaires. Les autres données d'inventaire restent inchangées par ce changement d'hypothèse, elles sont à retrouver dans les inventaires correspondants à l'ANNEXE II.

1. Hypothèse B (5 inventaires)

Tableau-A IV-1 Inventaire des extractions et émissions du scénario M_7GUL, hypothèse B

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	3.90E-08	kg
	As	Arsenic	1.04E-07	kg
	Ba	Barium	2.11E-07	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	5.34E-08	kg
	Ca	Calcium	4.84E-04	kg
	Cd	Cadmium	1.85E-09	kg
	Co	Cobalt	5.53E-09	kg
	Cr	Chromium	1.06E-07	kg
	Cu	Copper	4.83E-08	kg
	Fe	Iron	2.60E-08	kg
	K	Potassium	4.37E-05	kg
	Li	Lithium	3.32E-08	kg
	Mg	Magnesium	5.27E-05	kg
	Mn	Manganese	2.79E-08	kg
	Mo	Molybdenum	8.83E-08	kg
	Na	Sodium	6.02E-04	kg
	Ni	Nickel	3.82E-08	kg
	Pb	Lead	2.60E-08	kg
	S	Sulfur		kg
	Sb	Antimony	8.65E-08	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Se	Selenium	8.57E-08	kg
	Sr	Strontium	3.82E-06	kg
	Te	Tellurium	1.78E-08	kg
	Ti	Titanium		kg
	Zn	Zinc		kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	2.34E-05	kg
	As	Arsenic	2.16E-05	kg
	Ba	Barium	3.39E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	6.37E-07	kg
	Ca	Calcium	4.92E-04	kg
	Cd	Cadmium	1.27E-07	kg
	Co	Cobalt	2.90E-07	kg
	Cr	Chromium	3.48E-06	kg
	Cu	Copper	2.16E-05	kg
	Fe	Iron	1.56E-05	kg
	K	Potassium	2.17E-03	kg
	Li	Lithium	1.88E-06	kg
	Mg	Magnesium	1.45E-03	kg
	Mn	Manganese	1.17E-05	kg
	Mo	Molybdenum	1.45E-06	kg
	Na	Sodium	6.08E-04	kg
	Ni	Nickel	8.40E-07	kg
	Pb	Lead	1.45E-05	kg
	S	Sulfur		kg
	Sb	Antimony	1.40E-06	kg
	Se	Selenium	1.09E-06	kg
	Sr	Strontium	4.34E-06	kg
	Te	Tellurium	2.03E-07	kg
	Ti	Titanium		kg
	Zn	Zinc		kg

Tableau-A IV-2 Inventaire des extractions et émissions du scénario J1_7SLAG, hypothèse B

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	1.60E-06	kg
	Al	Aluminium	1.40E-08	kg
	As	Arsenic	3.65E-09	kg
	Ba	Barium	2.62E-08	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Be	Beryllium	1.40E-10	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	2.36E-04	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	7.02E-10	kg
	Cr	Chromium	1.40E-10	kg
	Cu	Copper	7.02E-10	kg
	Fe	Iron	4.91E-09	kg
	K	Potassium	1.61E-06	kg
	Li	Lithium	3.49E-09	kg
	Mg	Magnesium	1.40E-05	kg
	Mn	Manganese	4.68E-08	kg
	Mo	Molybdenum	5.60E-10	kg
	Na	Sodium	1.88E-04	kg
	Ni	Nickel	1.82E-09	kg
	Pb	Lead	9.64E-09	kg
	S	Sulfur	1.29E-04	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	1.49E-08	kg
	Sr	Strontium	4.61E-07	kg
	Te	Tellurium	3.49E-09	kg
	Ti	Titanium	4.21E-10	kg
	Zn	Zinc	6.31E-09	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	8.96E-04	kg
	Al	Aluminium	8.40E-06	kg
	As	Arsenic	1.07E-06	kg
	Ba	Barium	3.18E-06	kg
	Be	Beryllium	1.87E-08	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	1.45E-03	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	2.69E-07	kg
	Cr	Chromium	8.10E-08	kg
	Cu	Copper	3.27E-07	kg
	Fe	Iron	2.95E-06	kg
	K	Potassium	1.53E-04	kg
	Li	Lithium	2.63E-07	kg
	Mg	Magnesium	5.71E-04	kg
	Mn	Manganese	2.72E-05	kg
	Mo	Molybdenum	1.08E-07	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Na	Sodium	6.15E-04	kg
	Ni	Nickel	6.93E-07	kg
	Pb	Lead	3.62E-06	kg
	S	Sulfur	2.11E-03	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	4.08E-07	kg
	Sr	Strontium	5.27E-06	kg
	Te	Tellurium	3.07E-07	kg
	Ti	Titanium	2.51E-07	kg
	Zn	Zinc	1.93E-06	kg

Tableau-A IV-3 Inventaire des extractions et émissions du scénario J2_8SLAG, hypothèse B

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	3.00E-06	kg
	Al	Aluminium	3.53E-08	kg
	As	Arsenic	4.45E-09	kg
	Ba	Barium	3.25E-08	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	1.41E-04	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	8.36E-10	kg
	Cr	Chromium	6.97E-10	kg
	Cu	Copper	4.18E-10	kg
	Fe	Iron	4.88E-09	kg
	K	Potassium	1.58E-06	kg
	Li	Lithium	3.33E-09	kg
	Mg	Magnesium	5.51E-06	kg
	Mn	Manganese	1.21E-07	kg
	Mo	Molybdenum	1.11E-09	kg
	Na	Sodium	1.80E-04	kg
	Ni	Nickel	1.67E-09	kg
	Pb	Lead	4.74E-09	kg
	S	Sulfur	9.66E-05	kg
	Sb	Antimony	1.08E-08	kg
	Se	Selenium	6.23E-09	kg
	Sr	Strontium	3.22E-07	kg
	Te	Tellurium	3.74E-09	kg
	Ti	Titanium	4.18E-10	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Lixiviation long-term (60 000 a)	Zn	Zinc	1.53E-09	kg
	Si	Silicon	1.59E-03	kg
	Al	Aluminium	2.10E-05	kg
	As	Arsenic	1.14E-06	kg
	Ba	Barium	3.18E-06	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	1.44E-03	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	2.95E-07	kg
	Cr	Chromium	3.45E-07	kg
	Cu	Copper	2.15E-07	kg
	Fe	Iron	2.93E-06	kg
	K	Potassium	1.52E-04	kg
	Li	Lithium	2.61E-07	kg
	Mg	Magnesium	5.65E-04	kg
	Mn	Manganese	6.68E-05	kg
	Mo	Molybdenum	1.13E-07	kg
	Na	Sodium	6.10E-04	kg
	Ni	Nickel	6.56E-07	kg
	Pb	Lead	2.27E-06	kg
	S	Sulfur	2.09E-03	kg
	Sb	Antimony	6.10E-08	kg
	Se	Selenium	4.05E-07	kg
	Sr	Strontium	5.23E-06	kg
	Te	Tellurium	3.05E-07	kg
	Ti	Titanium	2.49E-07	kg
	Zn	Zinc	7.67E-07	kg

Tableau-A IV-4 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_7GUL, hypothèse B

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	1.77E-07	kg
	Al	Aluminium	1.17E-09	kg
	As	Arsenic	1.46E-10	kg
	Ba	Barium	1.15E-09	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	1.99E-10	kg
	Ca	Calcium	2.32E-05	kg
	Cd	Cadmium		kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
	Co	Cobalt	1.28E-10	kg
	Cr	Chromium	3.65E-11	kg
	Cu	Copper	1.41E-08	kg
	Fe	Iron	2.37E-09	kg
	K	Potassium	3.37E-07	kg
	Li	Lithium	4.36E-10	kg
	Mg	Magnesium	1.28E-06	kg
	Mn	Manganese	4.24E-09	kg
	Mo	Molybdenum	2.72E-10	kg
	Na	Sodium	2.09E-05	kg
	Ni	Nickel	1.54E-08	kg
	Pb	Lead	2.55E-10	kg
	S	Sulfur	1.32E-05	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	7.84E-10	kg
	Sr	Strontium	7.89E-08	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	5.48E-11	kg
	Zn	Zinc	4.20E-10	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	1.05E-04	kg
	Al	Aluminium	7.00E-07	kg
	As	Arsenic	3.21E-08	kg
	Ba	Barium	3.75E-07	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	1.11E-08	kg
	Ca	Calcium	3.27E-04	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	7.44E-08	kg
	Cr	Chromium	2.19E-08	kg
	Cu	Copper	7.70E-06	kg
	Fe	Iron	1.42E-06	kg
	K	Potassium	1.55E-05	kg
	Li	Lithium	4.99E-08	kg
	Mg	Magnesium	6.86E-04	kg
	Mn	Manganese	2.41E-06	kg
	Mo	Molybdenum	1.96E-08	kg
	Na	Sodium	4.36E-05	kg
	Ni	Nickel	8.61E-06	kg
	Pb	Lead	1.13E-07	kg
	S	Sulfur	1.54E-03	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	1.83E-07	kg
	Sr	Strontium	3.71E-07	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	3.28E-08	kg
	Zn	Zinc	2.33E-07	kg

Tableau-A IV-5 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_7SLAG, hypothèse B

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	3.74E-07	kg
	Al	Aluminium	1.57E-09	kg
	As	Arsenic	5.61E-10	kg
	Ba	Barium	8.02E-09	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	2.53E-10	kg
	Ca	Calcium	1.78E-05	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	4.56E-10	kg
	Cr	Chromium	3.65E-11	kg
	Cu	Copper	2.83E-09	kg
	Fe	Iron		kg
	K	Potassium	2.93E-07	kg
	Li	Lithium	7.79E-10	kg
	Mg	Magnesium	1.36E-06	kg
	Mn	Manganese	6.82E-08	kg
	Mo	Molybdenum	1.27E-10	kg
	Na	Sodium	2.06E-05	kg
	Ni	Nickel	4.82E-08	kg
	Pb	Lead	3.47E-10	kg
	S	Sulfur	6.18E-06	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	1.98E-09	kg
	Sr	Strontium	3.50E-08	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	3.65E-11	kg
	Zn	Zinc	1.10E-10	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	2.16E-04	kg
	Al	Aluminium	9.41E-07	kg
	As	Arsenic	3.49E-08	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
	Ba	Barium	5.02E-07	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	1.11E-08	kg
	Ca	Calcium	3.27E-04	kg
	Cd	Cadmium		kg
	Co	Cobalt	2.47E-07	kg
	Cr	Chromium	2.19E-08	kg
	Cu	Copper	1.67E-06	kg
	Fe	Iron		kg
	K	Potassium	1.55E-05	kg
	Li	Lithium	5.02E-08	kg
	Mg	Magnesium	7.21E-04	kg
	Mn	Manganese	1.97E-05	kg
	Mo	Molybdenum	1.92E-08	kg
	Na	Sodium	4.36E-05	kg
	Ni	Nickel	2.34E-05	kg
	Pb	Lead	1.39E-07	kg
	S	Sulfur	1.41E-03	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	2.02E-07	kg
	Sr	Strontium	3.71E-07	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	2.19E-08	kg
	Zn	Zinc	6.44E-08	kg

2. Hypothèse C (5 inventaires) :

Tableau-A IV-6 Inventaire des extractions et émissions du scénario M_7GUL, hypothèse C

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	1.91E-06	kg
	As	Arsenic	5.64E-07	kg
	Ba	Barium	3.87E-07	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	9.71E-08	kg
	Ca	Calcium	1.95E-03	kg
	Cd	Cadmium	3.41E-08	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Co	Cobalt	1.02E-07	kg
	Cr	Chromium	1.06E-07	kg
	Cu	Copper	1.80E-06	kg
	Fe	Iron	4.87E-06	kg
	K	Potassium	5.02E-05	kg
	Li	Lithium	7.70E-08	kg
	Mg	Magnesium	9.54E-05	kg
	Mn	Manganese	8.82E-07	kg
	Mo	Molybdenum	8.83E-08	kg
	Na	Sodium	4.17E-03	kg
	Ni	Nickel	2.11E-07	kg
	Pb	Lead	9.26E-07	kg
	S	Sulfur		kg
	Sb	Antimony	1.52E-07	kg
	Se	Selenium	1.25E-06	kg
	Sr	Strontium	4.49E-06	kg
	Te	Tellurium	3.22E-07	kg
	Ti	Titanium	1.10E-08	kg
	Zn	Zinc		kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon		kg
	Al	Aluminium	1.13E-03	kg
	As	Arsenic	1.40E-04	kg
	Ba	Barium	1.16E-04	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth	4.40E-06	kg
	Ca	Calcium	3.40E-03	kg
	Cd	Cadmium	8.80E-07	kg
	Co	Cobalt	2.00E-06	kg
	Cr	Chromium	3.48E-06	kg
	Cu	Copper	2.89E-04	kg
	Fe	Iron	2.77E-03	kg
	K	Potassium	5.54E-03	kg
	Li	Lithium	1.20E-05	kg
	Mg	Magnesium	9.57E-03	kg
	Mn	Manganese	1.38E-04	kg
	Mo	Molybdenum	1.45E-06	kg
	Na	Sodium	4.20E-03	kg
	Ni	Nickel	5.80E-06	kg
	Pb	Lead	3.68E-04	kg
	S	Sulfur		kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Sb	Antimony	9.63E-06	kg
	Se	Selenium	7.50E-06	kg
	Sr	Strontium	3.00E-05	kg
	Te	Tellurium	1.40E-06	kg
	Ti	Titanium	6.54E-06	kg
	Zn	Zinc		kg

Tableau-A IV-7 Inventaire des extractions et émissions du scénario J1_7SLAG, hypothèse C

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	4.76E-06	kg
	Al	Aluminium	2.10E-07	kg
	As	Arsenic	1.10E-07	kg
	Ba	Barium	6.28E-08	kg
	Be	Beryllium	1.40E-10	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.53E-03	kg
	Cd	Cadmium	5.88E-09	kg
	Co	Cobalt	2.21E-08	kg
	Cr	Chromium	1.40E-10	kg
	Cu	Copper	7.02E-10	kg
	Fe	Iron	7.27E-06	kg
	K	Potassium	4.45E-06	kg
	Li	Lithium	2.49E-08	kg
	Mg	Magnesium	5.09E-04	kg
	Mn	Manganese	2.31E-04	kg
	Mo	Molybdenum	5.60E-10	kg
	Na	Sodium	4.34E-03	kg
	Ni	Nickel	1.39E-07	kg
	Pb	Lead	6.47E-08	kg
	S	Sulfur	2.57E-03	kg
	Sb	Antimony	2.72E-08	kg
	Se	Selenium	5.66E-07	kg
	Sr	Strontium	7.75E-06	kg
	Te	Tellurium	2.49E-08	kg
	Ti	Titanium	6.54E-09	kg
	Zn	Zinc	6.44E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	2.79E-03	kg
	Al	Aluminium	1.26E-04	kg
	As	Arsenic	2.67E-05	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Ba	Barium	2.21E-05	kg
	Be	Beryllium	1.87E-08	kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.30E-02	kg
	Cd	Cadmium	7.65E-08	kg
	Co	Cobalt	7.26E-06	kg
	Cr	Chromium	8.10E-08	kg
	Cu	Copper	3.27E-07	kg
	Fe	Iron	4.31E-03	kg
	K	Potassium	1.49E-03	kg
	Li	Lithium	5.39E-06	kg
	Mg	Magnesium	1.30E-02	kg
	Mn	Manganese	9.49E-03	kg
	Mo	Molybdenum	1.08E-07	kg
	Na	Sodium	1.40E-02	kg
	Ni	Nickel	2.38E-05	kg
	Pb	Lead	3.29E-05	kg
	S	Sulfur	4.80E-02	kg
	Sb	Antimony	1.34E-06	kg
	Se	Selenium	9.30E-06	kg
	Sr	Strontium	1.20E-04	kg
	Te	Tellurium	6.02E-06	kg
	Ti	Titanium	3.90E-06	kg
	Zn	Zinc	2.76E-05	kg

Tableau-A IV-8 Inventaire des extractions et émissions du scénario J2_8SLAG, hypothèse C

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	5.24E-06	kg
	Al	Aluminium	2.28E-07	kg
	As	Arsenic	3.20E-08	kg
	Ba	Barium	6.92E-08	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	2.82E-03	kg
	Cd	Cadmium	3.00E-09	kg
	Co	Cobalt	2.83E-08	kg
	Cr	Chromium	6.97E-10	kg
	Cu	Copper	3.40E-08	kg
	Fe	Iron	4.88E-09	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	K	Potassium	3.48E-06	kg
	Li	Lithium	9.44E-09	kg
	Mg	Magnesium	3.72E-05	kg
	Mn	Manganese	1.56E-05	kg
	Mo	Molybdenum	1.03E-08	kg
	Na	Sodium	4.55E-03	kg
	Ni	Nickel	9.63E-08	kg
	Pb	Lead	2.52E-07	kg
	S	Sulfur	2.84E-03	kg
	Sb	Antimony	3.50E-08	kg
	Se	Selenium	3.45E-07	kg
	Sr	Strontium	3.45E-06	kg
	Te	Tellurium	5.86E-08	kg
	Ti	Titanium	3.48E-09	kg
	Zn	Zinc	1.53E-09	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	2.93E-03	kg
	Al	Aluminium	1.36E-04	kg
	As	Arsenic	1.37E-05	kg
	Ba	Barium	2.21E-05	kg
	Be	Beryllium		kg
	Bi	Bismuth		kg
	Ca	Calcium	3.30E-02	kg
	Cd	Cadmium	7.65E-08	kg
	Co	Cobalt	8.06E-06	kg
	Cr	Chromium	3.45E-07	kg
	Cu	Copper	1.21E-05	kg
	Fe	Iron	2.93E-06	kg
	K	Potassium	1.12E-03	kg
	Li	Lithium	2.97E-06	kg
	Mg	Magnesium	1.03E-02	kg
	Mn	Manganese	5.99E-03	kg
	Mo	Molybdenum	2.33E-06	kg
	Na	Sodium	1.40E-02	kg
	Ni	Nickel	2.24E-05	kg
	Pb	Lead	9.21E-05	kg
	S	Sulfur	4.80E-02	kg
	Sb	Antimony	1.40E-06	kg
	Se	Selenium	9.30E-06	kg
	Sr	Strontium	1.20E-04	kg
	Te	Tellurium	6.95E-06	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeurs	Unité
	Ti	Titanium	2.08E-06	kg
	Zn	Zinc	7.67E-07	kg

Tableau-A IV-9 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_7GUL, hypothèse C

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	4.17E-06	kg
	Al	Aluminium	2.37E-07	kg
	As	Arsenic	3.73E-08	kg
	Ba	Barium	6.90E-08	kg
	Be	Beryllium	8.15E-10	kg
	Bi	Bismuth	1.99E-10	kg
	Ca	Calcium	1.70E-04	kg
	Cd	Cadmium	4.88E-09	kg
	Co	Cobalt	1.36E-07	kg
	Cr	Chromium	4.67E-08	kg
	Cu	Copper	4.44E-07	kg
	Fe	Iron	6.01E-06	kg
	K	Potassium	1.10E-05	kg
	Li	Lithium	2.07E-09	kg
	Mg	Magnesium	3.80E-05	kg
	Mn	Manganese	1.23E-06	kg
	Mo	Molybdenum	1.91E-09	kg
	Na	Sodium	9.67E-04	kg
	Ni	Nickel	9.24E-06	kg
	Pb	Lead	3.54E-08	kg
	S	Sulfur	6.68E-05	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	1.00E-07	kg
	Sr	Strontium	2.24E-07	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.69E-09	kg
	Zn	Zinc	6.83E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	2.48E-03	kg
	Al	Aluminium	1.42E-04	kg
	As	Arsenic	1.60E-06	kg
	Ba	Barium	1.92E-05	kg
	Be	Beryllium	1.16E-07	kg
	Bi	Bismuth	1.11E-08	kg
	Ca	Calcium	1.50E-02	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
	Cd	Cadmium	4.11E-07	kg
	Co	Cobalt	4.37E-05	kg
	Cr	Chromium	2.76E-05	kg
	Cu	Copper	2.49E-04	kg
	Fe	Iron	3.57E-03	kg
	K	Potassium	7.10E-04	kg
	Li	Lithium	8.46E-07	kg
	Mg	Magnesium	2.11E-02	kg
	Mn	Manganese	5.35E-04	kg
	Mo	Molybdenum	6.11E-07	kg
	Na	Sodium	2.00E-03	kg
	Ni	Nickel	2.50E-03	kg
	Pb	Lead	9.36E-06	kg
	S	Sulfur	2.73E-02	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	9.27E-06	kg
	Sr	Strontium	1.69E-05	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.01E-06	kg
	Zn	Zinc	3.12E-05	kg

Tableau-A IV-10 Inventaire des extractions et émissions du scénario R_7SLAG, hypothèse C

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
Lixiviation short-term (100 a)	Si	Silicon	4.37E-06	kg
	Al	Aluminium	2.37E-07	kg
	As	Arsenic	3.78E-08	kg
	Ba	Barium	7.58E-08	kg
	Be	Beryllium	8.15E-10	kg
	Bi	Bismuth	2.53E-10	kg
	Ca	Calcium	1.64E-04	kg
	Cd	Cadmium	4.88E-09	kg
	Co	Cobalt	1.36E-07	kg
	Cr	Chromium	4.67E-08	kg
	Cu	Copper	4.32E-07	kg
	Fe	Iron	6.01E-06	kg
	K	Potassium	1.10E-05	kg
	Li	Lithium	2.41E-09	kg
	Mg	Magnesium	3.80E-05	kg
	Mn	Manganese	1.29E-06	kg

Catégorie	Processus ou flux	Détails	Valeur	Unité
	Mo	Molybdenum	1.76E-09	kg
	Na	Sodium	9.66E-04	kg
	Ni	Nickel	9.28E-06	kg
	Pb	Lead	3.55E-08	kg
	S	Sulfur	5.98E-05	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	1.01E-07	kg
	Sr	Strontium	1.80E-07	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.67E-09	kg
	Zn	Zinc	6.80E-08	kg
Lixiviation long-term (60 000 a)	Si	Silicon	2.59E-03	kg
	Al	Aluminium	1.42E-04	kg
	As	Arsenic	1.60E-06	kg
	Ba	Barium	1.93E-05	kg
	Be	Beryllium	1.16E-07	kg
	Bi	Bismuth	1.11E-08	kg
	Ca	Calcium	1.50E-02	kg
	Cd	Cadmium	4.11E-07	kg
	Co	Cobalt	4.39E-05	kg
	Cr	Chromium	2.76E-05	kg
	Cu	Copper	2.43E-04	kg
	Fe	Iron	3.57E-03	kg
	K	Potassium	7.10E-04	kg
	Li	Lithium	8.46E-07	kg
	Mg	Magnesium	2.12E-02	kg
	Mn	Manganese	5.52E-04	kg
	Mo	Molybdenum	6.11E-07	kg
	Na	Sodium	2.00E-03	kg
	Ni	Nickel	2.51E-03	kg
	Pb	Lead	9.39E-06	kg
	S	Sulfur	2.72E-02	kg
	Sb	Antimony		kg
	Se	Selenium	9.29E-06	kg
	Sr	Strontium	1.69E-05	kg
	Te	Tellurium		kg
	Ti	Titanium	1.00E-06	kg
	Zn	Zinc	3.10E-05	kg

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adiansyah, J S. 2020. « Carbon footprint comparison of three different mine tailings management using a life cycle assessment approach ». *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, vol. 413, n° 1, p. 012021. <<https://doi.org/10.1088/1755-1315/413/1/012021>>.
- Adiansyah, J S et D Rahmawati. 2019. « Estimating the escalation of mine tailings disaster risks by using a life cycle assessment approach ». *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, vol. 674, n° 1, p. 012045. <<https://doi.org/10.1088/1757-899X/674/1/012045>>.
- Adiansyah, Joni Safaat, Nawshad Haque, Michele Rosano et Wahidul Biswas. 2017. « Application of a life cycle assessment to compare environmental performance in coal mine tailings management ». *Journal of Environmental Management*, vol. 199, p. 181-191. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.050>>.
- Adiansyah, Joni Safaat, Michele Rosano, Sue Vink et Greg Keir. 2015. « A framework for a sustainable approach to mine tailings management: disposal strategies ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 108, p. 1050-1062. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.139>>.
- AEMQ, AMQ, et MERN. 2017. « Quelles sont les étapes du processus de développement minéral ? » In *Association Minière du Québec*. <<https://amq-inc.com/quelles-sont-les-etapes-du-processus-de-developpement-mineral/>>. Consulté le 16 décembre 2025.
- Agnico Eagle. 2016. *Restauration du site Manitou à l'aide des résidus de la mine Goldex*. Coll. « Documents et informations demandés lors des audiences publiques tenues à Val-d'Or les 31 janvier et 1er février 2017 », vol. Annexe 3, DA15.3. 6 p. <https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Mine_Akasaba_ValdOr/documents/DA15.3.pdf>. Consulté le 3 février 2026.
- Agnico Eagle Mines Limited. 2020. *Complexe minier LaRonde : Fermeture et réhabilitation*. <https://abitibi.agnicoeagle.com/wp-content/uploads/2020/10/AEDR-CRE1583_MAJ_FS_Fermeture_LaRonde_Aout2020_V3-1.pdf>. Consulté le 5 novembre 2025.
- Agnico Eagle Mines Limited. 2023. *2023 Tailings Summary Report*. Coll. « Committed to responsible tailings management ». <https://s205.q4cdn.com/243646470/files/doc_downloads/sustainability/TM-Report/2023_AgnicoEagle_Tailings-Report-Update_Final.pdf>. Consulté le 5 septembre 2025.

- Anon. 2024. *Procédé CEZinc*. <<https://www.youtube.com/watch?v=dNQIk9TO7V8>>. Consulté le 10 octobre 2025.
- Anon. 2025a. *Mille marin*. Wikipédia. <https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Mille_marin&oldid=228101910#cite_note-0-5>. Consulté le 3 octobre 2025.
- Anon. 2025b. *Vraquier*. Wikipédia. <https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Vraquier&oldid=222744124#%C2%AB_Mini-vraquiers_%C2%BB>. Consulté le 6 octobre 2025.
- Anon. [s d]. « Slag Recycling in Canada – About Canadian Slag Association ». *Canadian Slag Association*. <<https://canslag.ca/about-us/>>. Consulté le 29 septembre 2025a.
- Anon. [s d]. « SEA-DISTANCES.ORG - Distances ». <<https://sea-distances.org/>>. Consulté le 3 octobre 2025b.
- Anon. [s d]. « treatment of sulfidic tailings, generic, tailings impoundment - Global - sulfidic tailings, generic | ecoQuery ». <<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.11/cutoff/dataset/21851/documentation?>>. Consulté le 22 juillet 2025c.
- Anon. [s d]. « Emission Standards: Canada ». <<https://dieselnet.com/standards/ca/>>. Consulté le 3 octobre 2025d.
- Arcelor Mittal. 2024. *Arcelor Mittal Tailings Storage Facilities*. <https://corporate.arcelormittal.com/media/xt2fyoob/arcelormittal-tailings-storage-facilities-coe-2024_v4.pdf>. Consulté le 21 octobre 2025.
- Ardente, Fulvio et Maurizio Cellura. 2012. « Economic Allocation in Life Cycle Assessment: The State of the Art and Discussion of Examples ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, n° 3, p. 387-398. <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00434.x>>.
- Assemblée Nationale du Québec. 2023. *Loi protégeant les consommateurs contre l'obsolescence programmée et favorisant la durabilité, la réparabilité et l'entretien des biens*. <https://www.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/fileadmin/Fichiers_client/lois_et_reglements/LoisAnnuelles/fr/2023/2023C21F.PDF>. Consulté le 18 décembre 2025.
- Association Canadienne du Ciment. 2023. *Béton Zéro, Plan d'action de l'industrie canadienne du ciment et du béton*. Ottawa, Ontario. <<https://cement.ca/wp-content/uploads/2023/05/BetonZero-Report-FR-Final-reduced-1.pdf>>. Consulté le 25 septembre 2025.
- Association Canadienne du Ciment. [s d]. « Sols renforcés ». *Association Canadienne du Ciment*. <https://cement.ca/fr/centre_expertise/infrastructures-de-transport/sols-renforces/>. Consulté le 8 octobre 2025.

- Association Minière du Québec. 2017. « Il y avait une mine ; il y a maintenant une faune et une flore ». *Association Minière du Québec*. <<https://amq-inc.com/il-y-avait-une-mine-il-y-a-maintenant-une-faune-et-une-flore/>>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Aubertin, M, T Pabst, B Bussière, M James, M Mbonimpa, M Benzaazoua et A Maqsoud. 2015. « REVUE DES MEILLEURES PRATIQUES DE RESTAURATION DES SITES D'ENTREPOSAGE DE REJETS MINIERES GÉNÉRATEURS DE DMA ». In *Symposium 2015 sur l'environnement et les mines*. (juin 2015).
- Aubertin, Michel et Bruno Bussière. 2001. « Meeting Environmental Challenges for Mine Waste Management ». *Waste Geotechnics*, p. 21-26.
- Aubertin, Michel, Bruno Bussière et Louis Bernier. 2002. *Environnement et gestion des résidus miniers*. Presses internationales Polytechniques.
- Aubertin, Michel, Bruno Bussière, Louis Bernier, Robert Chapuis, Michel Julien, Richard Simon, Mamert Mbonimpa, Mostafa Benzaazoua et Li Li. 2002. « LA GESTION DES REJETS MINIERES DANS UN CONTEXTE DE DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT ». In *Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil*. (2002).
- Aubertin, Michel, Bruno Bussière, Thomas Pabst, Michael James et Mamert Mbonimpa. 2016. « Review of the Reclamation Techniques for Acid-Generating Mine Wastes upon Closure of Disposal Sites ». In *Geo-Chicago 2016*. (8 août 2016), p. 343-358. American Society of Civil Engineers. <<https://doi.org/10.1061/9780784480137.034>>. Consulté le 24 avril 2025.
- Awuah-Offei, Kwame et Akim Adekpedjou. 2011. « Application of life cycle assessment in the mining industry ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, n° 1, p. 82-89. <<https://doi.org/10.1007/s11367-010-0246-6>>.
- Azapagic, Adisa. 2004. « Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, n° 6, p. 639-662. <[https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(03\)00075-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(03)00075-1)>.
- Bai, Juncheng, Vincent Chatain et Valérie Laforest. 2017. « Analyse du cycle de vie (ACV) d'une filière de valorisation terrestre de sédiments de dragage marins contaminés ». *Environnement, Ingénierie & Développement*, vol. N°73-mai 2017, p. 7783. <<https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.3564>>.
- Barjoveanu, George, Sabino De Gisi, Rossella Casale, Francesco Todaro, Michele Notarnicola et Carmen Teodosiu. 2018. « A life cycle assessment study on the stabilization/solidification treatment processes for contaminated marine sediments ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 201, p. 391-402. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.053>>.

- Batchelor, B. 2006. « Overview of waste stabilization with cement ». *Waste Management*. <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.01.020>>.
- Benzaazoua, M., H. Bouzahzah, Y. Taha, L. Kormos, D. Kabombo, F. Lessard, B. Bussière, I. Demers et M. Kongolo. 2017. « Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 1 challenges of desulphurization process and reactivity prediction ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 162, p. 86-95. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.161>>.
- Benzaazoua, M., B. Bussière, A.-M. Dagenais et M. Archambault. 2004. « Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential ». *Environmental Geology*, vol. 46, n° 8, p. 1086-1101. <<https://doi.org/10.1007/s00254-004-1113-1>>.
- Benzaazoua, Mostafa, Tikou Belem et Bruno Bussière. 2002. « Chemical factors that influence the performance of mine sulphidic paste backfill ». *Cement and Concrete Research*, vol. 32, n° 7, p. 1133-1144. <[https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(02\)00752-4](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(02)00752-4)>.
- Benzaazoua, Mostafa, Bruno Bussière, Isabelle Demers, Michel Aubertin, Éliane Fried et Annie Blier. 2008. « Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada ». *Minerals Engineering*, vol. 21, n° 4, p. 330-340. <<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.012>>.
- Bernier Racine, Marc-Antoine. 2018. « ÉTUDE EXPÉRIMENTALE SUR LA FORMULATION DES SOLS-CIMENT EN CONTEXTE QUÉBÉCOIS ». Mémoire de maîtrise, Montréal, ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE, 209 p. <https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/2202/1/BERNIER-RACINE_Marc-Antoine.pdf>. Consulté le 8 octobre 2025.
- Berryman, David. 2005. *État de l'écosystème aquatique - Bassin versant de la rivière Bourlamaque : faits saillants 2001-2003*. Envirodoq n°ENV/2005/0136. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (QC). <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/bourlamaque/FS-Bourlamarque.pdf>>. Consulté le 26 novembre 2025.
- Beylot, Antoine, Françoise Bodéan, Anne-Gwénaëlle Guezennec et Stéphanie Muller. 2022. « LCA as a support to more sustainable tailings management: critical review, lessons learnt and potential way forward ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 183, p. 106347. <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106347>>.
- Beylot, Antoine et Jacques Villeneuve. 2017. « Accounting for the environmental impacts of sulfidic tailings storage in the Life Cycle Assessment of copper production: A case study ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 153, p. 139-145. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.129>>.

- Bjelkevik, Annika. 2005. *Water cover closure design for tailings dams : state of the art report*. Luleå tekniska universitet. <<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ltu:diva-21799>>. Consulté le 31 octobre 2025.
- Blowes, David W., John L. Jambor, Christine J. Hanton-Fong, Lyne Lortie et W.Douglas Gould. 1998. « Geochemical, mineralogical and microbiological characterization of a sulphide-bearing carbonate-rich gold-mine tailings impoundment, Joutel, Québec ». *Applied Geochemistry*, vol. 13, n° 6, p. 687-705. <[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(98\)00009-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(98)00009-2)>.
- Brandt J.P. 2009. *The extent of the North American boreal zone*. <<https://ressources-naturelles.canada.ca/forets-foresterie/amenagement-forestier-durable/fichiers-formes-carte-zone-boreale-amerique-nord>>.
- Brandt.ca. [s d]. « Recycleurs et de stabilisatrices de sol ». <https://www.brandt.ca/Products/Road-Building/Recyclers-and-Soil-Stabilizers?lang=fr-ca&srsId=AfmBOoqEPJ0bld5KyCBIVlzZ2hlMXyLnpPAQL_2wuiAncgQ2xRuo32un>. Consulté le 8 octobre 2025.
- Broadhurst, J. L., M. C. Kunene, H. von Blottnitz et J. -P. Franzidis. 2015. « Life cycle assessment of the desulfurisation flotation process to prevent acid rock drainage: A base metal case study ». *Minerals Engineering*, vol. 76, p. 126-134. <<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.013>>.
- Bu, Chujie, Xuexian Li, Qihang Li, Linwei Li et Pan Wu. 2024. « Spatiotemporal distributions, sources, and health risks of heavy metals in an acid mine drainage (AMD)-contaminated karst river in southwest China ». *Applied Water Science*, vol. 14, n° 12, p. 251. <<https://doi.org/10.1007/s13201-024-02317-w>>.
- Bulle, Cécile, Manuele Margni, Laure Patouillard, Anne-Marie Boulay, Guillaume Bourgault, Vincent De Bruille, Viêt Cao, Michael Hauschild, Andrew Henderson, Sebastien Humbert, Sormeh Kashef-Haghighi, Anna Kounina, Alexis Laurent, Annie Levasseur, Gladys Liard, Ralph K. Rosenbaum, Pierre-Olivier Roy, Shanna Shaked, Peter Fantke et Olivier Jolliet. 2019a. « IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 24, n° 9, p. 1653-1674. <<https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>>.
- Bulle, Cécile, Manuele Margni, Laure Patouillard, Anne-Marie Boulay, Guillaume Bourgault, Vincent De Bruille, Viêt Cao, Michael Hauschild, Andrew Henderson, Sebastien Humbert, Sormeh Kashef-Haghighi, Anna Kounina, Alexis Laurent, Annie Levasseur, Gladys Liard, Ralph K. Rosenbaum, Pierre-Olivier Roy, Shanna Shaked, Peter Fantke et Olivier Jolliet. 2019b. « IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 24, n° 9, p. 1653-1674. <<https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>>.

- Bussière, Bruno. 2007. « Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches ». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 44, n° 9, p. 1019-1052. <<https://doi.org/10.1139/t07-040>>.
- Bussière, Bruno, Michel Aubertin, Gérald J. Zagury, Robin Potvin et Mostafa Benzaazoua. 2005. « PRINCIPAUX DÉFIS ET PISTES DE SOLUTION POUR LA RESTAURATION DES AIRES D'ENTREPOSAGE DE REJETS MINIERES ABANDONNÉES ». In *2e symposium sur l'environnement et les mines*. (mai 2005).
- Bussière, Bruno et Marie Guittonny, dir. 2021. « Introduction ». In *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*, First edition. Boca Raton : CRC Press.
- Bussière, Bruno, Robin Potvin, Anne-Marie Dagenais, Michel Aubertin, Abdelkabar Maqsoud et Johanne Cyr. 2009. « Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec : Résultats de 10 ans de suivi ». *Environnement, Ingénierie & Développement*, vol. N°54-Avril-Mai-Juin 2009. <<https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1254>>. Consulté le 8 juillet 2025.
- Buttiens, Karl, Joel Leroy, Patrick Negro, Jean-Sébastien Thomas, Kyle Edwards et Yann De Lassat. 2016. « The Carbon Cost of Slag Production in the Blast Furnace: A Scientific Approach ». *Journal of Sustainable Metallurgy*, vol. 2, n° 1, p. 62-72. <<https://doi.org/10.1007/s40831-016-0046-8>>.
- Cacciuttolo Vargas, Carlos et Alex Marinovic Pulido. 2022. « Sustainable Management of Thickened Tailings in Chile and Peru: A Review of Practical Experience and Socio-Environmental Acceptance ». *Sustainability*, vol. 14, n° 17, p. 10901. <<https://doi.org/10.3390/su141710901>>.
- CarbiCrete. 2024. *DEP Produits manufacturés de béton et de maçonnerie*. <<https://carbicarete.com/wp-content/uploads/2024/12/EPD-FR-1128-preview.pdf>>. Consulté le 19 septembre 2025.
- Carneiro, Aida et Andries Fourie. 2019. « Life cycle assessment of tailings management options: a conceptual case study in Western Australia ». In *13th International Conference on Mine Closure*. (2019), p. 1165-1184. <https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1915_93_Carneiro>. Consulté le 24 avril 2026.
- Cement Association of Canada. 2021. *A technical introduction to Portland-Limestone Cement*. <https://cement.ca/wp-content/uploads/2022/01/PLC-Technical-Summary-Report-May-Update_compressed-1.pdf>.
- Cement Association of Canada. 2025. *Technical introduction to portland-limestone cement for municipal and provincial construction specifications*. v2.2. Cement Association of Canada.

- Chen, Liyuan, Kimihito Nakamura et Takehide Hama. 2023. « Review on stabilization/solidification methods and mechanism of heavy metals based on OPC-based binders ». *Journal of Environmental Management*, vol. 332, p. 117362. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117362>>.
- CIM. 2025. « Optimization of Underground Mine Backfill Operations: From Theory to Practice ». In *Mines & Environment 2025*. <<https://mines-et-environnement.cim.org/optimization-of-underground-mine-backfill-operations-from-theory-to-practice/>>. Consulté le 18 juillet 2025.
- CIM. [s d]. « Agnico Eagle LaRonde Mine (Prix en excellence environnementale) ». In *Agnico Eagle Mine LaRonde*. <<https://www.cim.org/fr/past-award-winners/agnico-eagle-laronde-mine-prix-en-excellence-environnementale/>>. Consulté le 5 novembre 2025.
- CIMBÉTON. 2005. *Les constituants des bétons et des mortiers*. Coll. « Collection Technique CIMBéton », G10-Tome 1. Centre d'information sur le ciment et ses applications. <<https://www.infociments.fr/sites/default/files/article/fichier/CT-G10.pdf>>. Consulté le 1 octobre 2025.
- Classen, Mischa, Hans-Jörg Althaus, Silvio Blaser et Wolfram Scharnhorst. 2009. *Life Cycle Inventories of Metals*. 10.
- Colombano, S., A. Saada, V. Guerin, P Bataillard, G. Bellenfant, S. Beranger, D. Hube, C. Blanc, C. Zornig et I. Girardeau. 2010. *Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices (2010)*. BRGM-RP-58609-FR. Bureau de Recherche Géologique et Minières (BRGM). <<https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/rapport/quelles-techniques-quels-traitements>>.
- Commission Européenne. [s d]. « Ecodesign for Sustainable Products Regulation - European Commission ». <https://commission.europa.eu/energy-climate-change-environment/standards-tools-and-labels/products-labelling-rules-and-requirements/ecodesign-sustainable-products-regulation_en>. Consulté le 18 décembre 2025.
- Copernicus. 2024. « Copernicus: Second-warmest November globally confirms expectation for 2024 as warmest year ». <<https://climate.copernicus.eu/copernicus-second-warmest-november-globally-confirms-expectation-2024-warmest-year>>. Consulté le 19 décembre 2025.
- Côté, Marie-Hélène et Lou Tamaehu-Plovier. 2020. « Restauration du site minier abandonné Manitou à l'aide des résidus de la mine Goldex ». In *quebeccirculaire.org*. <<https://www.quebeccirculaire.org/initiative/h/restauration-du-site-minier-abandonne-manitou-a-l-aide-des-residus-de-la-mine-goldex.html>>. Consulté le 3 septembre 2025.

- Coulombe, V., B. Bussière, J. Côté et M. Paradis. 2013. « Field Assessment of sulphide oxidation rates in cold environment : Case study of Raglan mine ». In *National CLRA Conference Papers*. (2013). <<https://www.cclmportal.ca/sites/default/files/2024-02/Coulombe.pdf>>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Crossin, E. 2015. « The greenhouse gas implications of using ground granulated blast furnace slag as a cement substitute ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 95, p. 101-108. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.082>>.
- Crutzen, Paul J. 2002. « Geology of mankind ». *Nature*, vol. 415, n° 6867, p. 23-23. <<https://doi.org/10.1038/415023a>>.
- Davis Jr., R.A., A. T. Welty, J. Borrego, J. A. Morales, J. G. Pendon et J. G. Ryan. 2000. « Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution ». *Environmental Geology*, vol. 39, n° 10, p. 1107-1116. <<https://doi.org/10.1007/s002549900096>>.
- Demetriades, Alecos, Xiangdong Li, Michael H. Ramsey et Iain Thornton. 2010. « Chemical speciation and bioaccessibility of lead in surface soil and house dust, Lavrion urban area, Attiki, Hellas ». *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 32, n° 6, p. 529-552. <<https://doi.org/10.1007/s10653-010-9315-9>>.
- Deschamps, Thomas, Mostafa Benzaazoua, Bruno Bussière, Michel Aubertin, Hassan Bouzahzah et Vincent Martin. 2009. « Les effets d'amendements alcalins sur des résidus miniers sulfureux entreposés en surface : Cas des dépôts en pâte ». *EVUE FRANCOPHONE D'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE*, n° 54.
- Desogus, P., P. P. Manca, G. Orrù et A. Zucca. 2013. « Stabilization–solidification treatment of mine tailings using Portland cement, potassium dihydrogen phosphate and ferric chloride hexahydrate ». *Minerals Engineering*, vol. 45, p. 47-54. <<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.01.003>>.
- Diamond, Miriam L., Nilima Gandhi, William J. Adams, John Atherton, Satyendra P. Bhavsar, Cécile Bulle, Peter G. C. Campbell, Alain Dubreuil, Anne Fairbrother, Kevin Farley, Andrew Green, Jeroen Guinee, Michael Z. Hauschild, Mark A. J. Huijbregts, Sébastien Humbert, Karen S. Jensen, Olivier Jolliet, Manuele Margni, James C. McGeer, Willie J. G. M. Peijnenburg, Ralph Rosenbaum, Dik van de Meent et Martina G. Vijver. 2010. « The clearwater consensus: the estimation of metal hazard in fresh water ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, n° 2, p. 143-147. <<https://doi.org/10.1007/s11367-009-0140-2>>.
- Doka, Gabor. 2003. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Ecoinvent report No13. Dübendorf, 101 p. <https://www.doka.ch/13_I_WasteTreatmentGeneral.pdf>.
- Doka, Gabor. 2008. *Life Cycle Inventory data of mining waste: Emissions from sulfidic tailings disposal*. Zurich : Doka Life Cycle Assessments. <<https://www.doka.ch/SulfidicTailingsDisposalDoka.pdf>>.

- Doka, Gabor. 2017. *A model for waste-specific and climate-specific life cycle inventories of tailings impoundments*. Zurich : Doka Life Cycle Assessments. <https://www.doka.ch/04_TailingsDoka2017.pdf>.
- Doka, Gabor, William Hillier, Simo Kaila, Thomas Köllner, Johannes Kreißig, Bart Muys, Juan Garcia Quijano, Päivi Salpakivi-Salomaa, Jörg Schweinle, Göran Swan et Helena Wessman. 2002. *The Assessment of Environmental Impacts caused by Land Use in the Life Cycle Assessment of Forestry and Forest Products - Guidelines, Hints and Recommendations*. Coll. « Working Group 2 “Land use” ». COST Action E9. <<https://www.doka.ch/COSTE9LandUseDoka.pdf>>. Consulté le 16 septembre 2025.
- Dong, Yan, Nilima Gandhi et Michael Z. Hauschild. 2014. « Development of Comparative Toxicity Potentials of 14 cationic metals in freshwater ». *Chemosphere*, vol. 112, p. 26-33. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.046>>.
- Drevetton, Matthias et Guillaume Meunier. 2021. « Pistes de réduction de l’empreinte carbone du béton ». *Elioth*. <<https://elieth.com/pistes-de-reduction-de-lempreinte-carbone-du-beton/>>. Consulté le 29 septembre 2025.
- Drevetton, Matthias, Guillaume Meunier et François Consigny. 2020. « Le vrai du faux béton bas carbone ». *Elioth*. <<https://elieth.com/le-vrai-du-faux-beton-bas-carbone/>>. Consulté le 26 septembre 2025.
- Dumas, Paul. 2023. « Mines et projets miniers au Québec ». *Ressources Mines et Industrie*. <<https://www.magazinermi.ca/mines-et-projets-miniers-au-quebec-3/>>. Consulté le 29 janvier 2026.
- Durucan, Sevet, Anna Korre et Gabriela Munoz-Melendez. 2006. « Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 14, n° 12-13, p. 1057-1070. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.12.021>>.
- Ecoinvent. 2020. *Ecoinvent Database*. <<https://ecoinvent.org/>>.
- EcoQuery. [s d]. « treatment of sulfidic tailings, generic, tailings impoundment - Global - sulfidic tailings, generic | ecoQuery ». <<https://ecoquery.ecoinvent.org/3.11/cutoff/dataset/21851/exchanges>>. Consulté le 15 octobre 2025.
- Edraki, Mansour, Thomas Baumgartl, Emmanuel Manlapig, Dee Bradshaw, Daniel M. Franks et Chris J. Moran. 2014. « Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: a review of alternative approaches ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 84, p. 411-420. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.079>>.

- Ek, Anna S. et Ingemar Renberg. 2001. « Heavy metal pollution and lake acidity changes caused by one thousand years of copper mining at Falun, central Sweden ». *Journal of Paleolimnology*, vol. 26, n° 1, p. 89-107. <<https://doi.org/10.1023/A:1011112020621>>.
- Elboujdaïni, Anaïs. 2025. « Le dégel du pergélisol pourrait libérer des contaminants dans les eaux souterraines ». In *Radio-Canada*. <<https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/2210558/eaux-souterraines-contamination-etude-mcgill-nunavut>>. Consulté le 5 décembre 2025.
- Elghali, Abdellatif. 2018. « Effet de la libération minérale et des oxy-hydroxydes de fer sur le comportement géochimiques des rejets miniers sulfureux ». phd, Rouyn-Noranda, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 277 p. <<https://depositum.uqat.ca/id/eprint/802/>>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Elghali, Abdellatif, Mostafa Benzaazoua, Bruno Bussière et Thomas Genty. 2019. « In Situ Effectiveness of Alkaline and Cementitious Amendments to Stabilize Oxidized Acid-Generating Tailings ». *Minerals*, vol. 9, n° 5, p. 314. <<https://doi.org/10.3390/min9050314>>.
- Environnement Canada. 2009. *Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux*. Gatineau, Québec : Environnement Canada.
- EPA. 1992. *METHOD 1311 TOXICITY CHARACTERISTIC LEACHING PROCEDURE*. <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/1311.pdf>>. Consulté le 20 octobre 2025.
- EPA. 2023. *Superfund Remedy Report 17th Edition*. Coll. « Superfund Remedy Report », EPA-542-R-23-001. EPA. <<https://semspub.epa.gov/work/HQ/100003149.pdf>>. Consulté le 7 octobre 2025.
- Falardeau, Jenny-lee. 2021. « Première coulée d'or du complexe minier LaRonde : 33 ans déjà ». *AEM-Abitibi*. <<https://abitibi.agnicoeagle.com/premiere-coulee-dor-du-complexe-minier-laronde-33-ans-deja/>>. Consulté le 9 septembre 2025.
- Fantke, Peter, Marian Bijster, Michael Zwicky Hauschild, Mark Huijbregts, Olivier Jolliet, Anna Kounina, Violaine Magaud, Manuele Margni, Tom E. McKone, Ralph K. Rosenbaum, Dik Van De Meent et Rosalie Van Zelm. 2017. *USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.00)*. USEtox® Team. <<https://doi.org/10.11581/DTU:00000011>>. Consulté le 11 janvier 2026.
- Farjana, Shahjadi Hisan, Nazmul Huda, M. A. Parvez Mahmud et R. Saidur. 2019. « A review on the impact of mining and mineral processing industries through life cycle assessment ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 231, p. 1200-1217. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.264>>.

- Favas, P.J.C., S.K. Sarkar, D. Rakshit, P. Venkatachalam et M.N.V. Prasad. 2016. « Acid Mine Drainages From Abandoned Mines ». In *Environmental Materials and Waste*, p. 413-462. Elsevier. <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00017-2>>. Consulté le 20 mars 2025.
- Filipović, Dragana. 2016. « Rudna Glava in the Foreground of Recent Overviews of the Beginnings of Copper Mining in Europe and of the Development of Archaeometallurgy ». <<http://www.balcanica.rs>>.
- Findlay, Helen S., Richard A. Feely, Li-Qing Jiang, Greg Pelletier et Nina Bednaršek. 2025. « Ocean Acidification: Another Planetary Boundary Crossed ». *Global Change Biology*, vol. 31, n° 6, p. e70238. <<https://doi.org/10.1111/gcb.70238>>.
- Finkbeiner, Matthias et Vanessa Bach. 2021. « Life cycle assessment of decarbonization options—towards scientifically robust carbon neutrality ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 26, n° 4, p. 635-639. <<https://doi.org/10.1007/s11367-021-01902-4>>.
- Finnveden, Göran, Michael Z. Hauschild, Tomas Ekvall, Jeroen Guinée, Reinout Heijungs, Stefanie Hellweg, Annette Koehler, David Pennington et Sangwon Suh. 2009. « Recent developments in Life Cycle Assessment ». *Journal of Environmental Management*, vol. 91, n° 1, p. 1-21. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>>.
- FRQ. [s d]. « Comportement hydrogéotechnique de parcs à résidus miniers filtrés en conditions nordiques ». *Fonds de recherche du Québec*. <<https://frq.gouv.qc.ca/projet/comportement-hydrogeotechnique-de-parcs-a-residus-miniers-filtres-en-conditions-nordiques/>>. Consulté le 5 novembre 2025.
- Fu, Rao, Kun Peng, Peng Wang, Honglin Zhong, Bin Chen, Pengfei Zhang, Yiyi Zhang, Dongyang Chen, Xi Liu, Kuishuang Feng et Jiashuo Li. 2023. « Tracing metal footprints via global renewable power value chains ». *Nature Communications*, vol. 14, n° 1, p. 3703. <<https://doi.org/10.1038/s41467-023-39356-x>>.
- Gandhi, Nilima, Miriam L. Diamond, Dik Van De Meent, Mark A. J. Huijbregts, Willie J. G. M. Peijnenburg et Jeroen Guinée. 2010. « New Method for Calculating Comparative Toxicity Potential of Cationic Metals in Freshwater: Application to Copper, Nickel, and Zinc ». *Environmental Science & Technology*, vol. 44, n° 13, p. 5195-5201. <<https://doi.org/10.1021/es903317a>>.
- Gandhi, Nilima, Mark A.J. Huijbregts, Dik Van De Meent, Willie J.G.M. Peijnenburg, Jeroen Guinée et Miriam L. Diamond. 2011. « Implications of geographic variability on Comparative Toxicity Potentials of Cu, Ni and Zn in freshwaters of Canadian ecoregions ». *Chemosphere*, vol. 82, n° 2, p. 268-277. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.046>>.

- Glencore. [s d]. « Environment - Renewable energy ». <<https://www.glencore.ca/fr/raglan/sustainability/environment/Environment--Renewable-energy>>. Consulté le 18 mars 2026.
- Glencore Canada. [s d]. « Énergies renouvelables ». <<http://www.glencore.ca/fr/raglan/sustainability/environment/Environment--Renewable-energy>>. Consulté le 12 novembre 2025a.
- Glencore Canada. [s d]. « Port facilities ». <<http://www.glencore.ca/en/our-assets/facilities-at-port-of-quebec>>. Consulté le 3 octobre 2025b.
- Goedkoop, Mark, Reinout Heijungs, Mark Huijbregts, A. Schryver, J. Struijs et R. Zelm. 2009. « ReCiPE 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level ».
- Goedkoop, Mark et Renilde Spriensma. 2001. *The Eco-Indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment*. Troisième édition. Amersfoort, The Netherlands : PRé Consultants B. V. <https://pre-sustainability.com/wp-content/uploads/2013/10/EI99_methodology_v3.pdf>. Consulté le 12 janvier 2026.
- Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada et Martin Désilets. 2017. « Fiche descriptive : Solidification/stabilisation – in situ — Comparer des technologies de décontamination — Guide d’orientation pour la sélection de technologies — Sites contaminés – Pollution et gestion des déchets – Environnement et ressources naturelles – Canada.ca ». <<https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=43&lang=fra>>. Consulté le 7 octobre 2025.
- Gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada et Mahaut Ricciardi-Rigault. 2017. « Fiche descriptive : Solidification/stabilisation — ex situ — Comparer des technologies de décontamination — Guide d’orientation pour la sélection de technologies — Sites contaminés – Pollution et gestion des déchets – Environnement et ressources naturelles – Canada.ca ». <<https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=24&lang=fra>>. Consulté le 7 octobre 2025.
- Gouvernement du Québec. 2012. *Directive 019 sur l’industrie minière*.
- Gouvernement du Québec. 2025a. *Loi sur les mines*.
- Gouvernement du Québec. 2025b. « Sites contaminés sous la responsabilité de l’État ». In *Gouvernement du Québec*. <<https://www.quebec.ca/gouvernement/gouvernement-ouvert/transparence-performance/indicateurs-statistiques/sites-contaminees-sous-la-responsabilite-de-letat>>. Consulté le 7 juillet 2025.
- Gray, N F. 1995. « Field assessment of acid mine drainage contamination in surface and ground water ». *Environmental Geology*.

- Gray, N. F. 1997. « Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem ». *Environmental Geology*, vol. 30, n° 1-2, p. 62-71. <<https://doi.org/10.1007/s002540050133>>.
- Gregoir, Liesbet et Karel van Acker. 2022. *Metal for Clean Energy: Pathways to solving Europe's raw materials challenge*. KU Leuven.
- Gregoir, Liesbet et Karel van Van Acker. 2022. *Metals for Clean Energy: Pathways to solving Europe's raw materials challenge*. KU LEUVEN. <<https://eurometaux.eu/media/20ad5yza/2022-policy-maker-summary-report-final.pdf>>. Consulté le 23 juin 2025.
- Grenier, Patrick, Caroline Larrivée, Sébastien Biner, Éric Larrivée, Frédéric Guay, Alain Mailhot, Dan McKenney et Carl Barrette. 2005. « Élaboration du portrait climatique régional du Nunavik ».
- Groupe de travail DIOGEN. 2020. *DONNEES ENVIRONNEMENTALES DE PRODUITS DE CONSTRUCTION : METHODE D'ALLOCATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES CO-PRODUITS DES EVOLUTIONS S'IMPOSENT !* AFGC. <<https://www.afgc.asso.fr/app/uploads/2020/04/DIOGEN.pdf>>. Consulté le 26 septembre 2025.
- HAMM AG. [s d]. *H 20i brochure*. <<https://www.brandt.ca/Divisions/Tractor/Products/Compactors/H-Series/H-20i>>. Consulté le 8 octobre 2025.
- Hauschild, Michael. 2017. « Préface ». In *Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan*, 3e édition mise à jour et augmentée. Lausanne : Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Henderson, Andrew D., Michael Z. Hauschild, Dik van de Meent, Mark A. J. Huijbregts, Henrik Fred Larsen, Manuele Margni, Thomas E. McKone, Jerome Payet, Ralph K. Rosenbaum et Olivier Jolliet. 2011. « USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, n° 8, p. 701-709. <<https://doi.org/10.1007/s11367-011-0294-6>>.
- Hossain, Md. Uzzal, Lei Wang, Liang Chen, Daniel C.W. Tsang, S. Thomas Ng, Chi Sun Poon et Viktor Mechtcherine. 2020. « Evaluating the environmental impacts of stabilization and solidification technologies for managing hazardous wastes through life cycle assessment: A case study of Hong Kong ». *Environment International*, vol. 145, p. 106139. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106139>>.
- Huang, Zhehan, Gaël Kijko, Kelly Scanlon, Shannon Lloyd, Andrew Henderson, Peter Fantke, Olivier Jolliet et Shaobin Li. 2023. « System Approach for Characterizing and Evaluating Factors for Occupational Health Impacts Due to Nonfatal Injuries and

- Illnesses for the Use in Life Cycle Assessment ». *Environmental Science & Technology*, vol. 57, n° 32, p. 11738-11749. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00188>>.
- ICM. 2025. « Visites de sites ». In *Mines & Environment 2025*. <<https://mines-et-environnement.cim.org/visites-des-site/>>. Consulté le 3 septembre 2025.
- Institute for Environment and Sustainability. 2010. *General guide for Life Cycle Assessment : provisions and action steps*. LU : Publications Office. <<https://doi.org/10.2788/94987>>. Consulté le 15 juillet 2026.
- IPBES. 2019. *The global assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*, IPDES secretariat. Bonn, Germany : Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).
- IPCC. 2023. *IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]*. IPCC. Geneva, Switzerland : Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <<https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>>. Consulté le 18 décembre 2025.
- ISO. 2006. *ISO 14044 - Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices*.
- Jain, Ravi K., Zengdi “Cindy” Cui et Jeremy K. Domen. 2016. « Chapter 4 - Environmental Impacts of Mining ». In *Environmental Impact of Mining and Mineral Processing*, sous la dir. de Jain, Ravi K., Zengdi “Cindy” Cui et Jeremy K. Domen, p. 53-157. Boston : Butterworth-Heinemann. <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804040-9.00004-8>>. Consulté le 30 octobre 2025.
- Jiao, Yanan, Chunhui Zhang, Peidong Su, Yuanhui Tang, Zhipeng Huang et Tao Ma. 2023. « A review of acid mine drainage: Formation mechanism, treatment technology, typical engineering cases and resource utilization ». *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 170, p. 1240-1260. <<https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.12.083>>.
- Johnson, D. Barrie et Kevin B. Hallberg. 2005. « Acid mine drainage remediation options: a review ». *Science of The Total Environment*, vol. 338, n° 1-2, p. 3-14. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>>.
- Jolliet, Olivier, Manuele Margni, Raphaël Charles, Sébastien Humbert, Jérôme Payet, Gerald Rebitzer et Ralph Rosenbaum. 2003. « IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, n° 6, p. 324. <<https://doi.org/10.1007/BF02978505>>.

- Jolliet, Olivier, Ruedi Müller-Wenk, Jane Bare, Alan Brent, Mark Goedkoop, Reinout Heijungs, Norihiro Itsubo, Claudia Peña, David Pennington, José Potting, Gerald Rebitzer, Mary Stewart, Helias Udo De Haes et Bo Weidema. 2004. « The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 9, n° 6, p. 394. <<https://doi.org/10.1007/BF02979083>>.
- Jolliet, Olivier, Ralph Rosenbaum, Thomas McKone, Martin Scheringer, Nico M. van Straalen et Frank Wania. 2006. « Establishing a Framework for Life Cycle Toxicity Assessment. Findings of the Lausanne Review Workshop (4 pp) ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 11, p. 209-212. <<https://doi.org/10.1065/lca2006.03.002>>.
- Jolliet, Olivier, Myriam Saadé-Sbeih, Pierre Crettaz, Nicole Jolliet-Gavin et Shanna Shaked. 2017. *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan*, 3e édition mise à jour et augmentée. Lausanne : Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Jolliet, Olivier, Myriam Saade-Sbeih, Shanna Shaked, Alexandre Jolliet et Pierre Crettaz. 2015. *Environmental Life Cycle Assessment*, CRC Press Taylor&Francis Group.
- Jurjovec, Jasna, Carol J. Ptacek et David W. Blowes. 2002. « Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings: a laboratory column experiment ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 66, n° 9, p. 1511-1523. <[https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(01\)00874-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00874-2)>.
- Kadivar, Saeede, Hamid Akbari et Ehsan Vahidi. 2023. « Assessing the environmental impact of gold production from double refractory ore in a large-scale facility ». *Science of The Total Environment*, vol. 905, p. 167841. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167841>>.
- Kalonji-Kabambi, Alex, Bruno Bussière et Isabelle Demers. 2020. « Hydrogeochemical Behavior of Reclaimed Highly Reactive Tailings, Part 1: Characterization of Reclamation Materials ». *Minerals*, vol. 10, n° 7, p. 596. <<https://doi.org/10.3390/min10070596>>.
- Kijko, Gaël, Manuele Margni, Vahid Partovi-Nia, Greg Doudrich et Olivier Jolliet. 2015. « Impact of Occupational Exposure to Chemicals in Life Cycle Assessment: A Novel Characterization Model Based on Measured Concentrations and Labor Hours ». *Environmental Science & Technology*, vol. 49, n° 14, p. 8741-8750. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00078>>.
- Koellner, Thomas, Laura De Baan, Tabea Beck, Miguel Brandão, Barbara Civit, Manuele Margni, Llorenç Milà I Canals, Rosie Saad, Danielle Maia De Souza et Ruedi Müller-Wenk. 2013. « UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n° 6, p. 1188-1202. <<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>>.

- Komaei, Alireza, Arman Moazami, Pooria Ghadir, Abbas Soroush et Akbar A. Javadi. 2025. « Stabilization and solidification of lead, chromium, and cadmium-contaminated clayey sand using calcium hydroxide and sodium carbonate-activated materials ». *Science of The Total Environment*, vol. 981, p. 179612. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179612>>.
- Kossoff, D., W. E. Dubbin, M. Alfredsson, S. J. Edwards, M. G. Macklin et K. A. Hudson-Edwards. 2014. « Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation ». *Applied Geochemistry*, vol. 51, p. 229-245. <<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>>.
- Kounina, Anna, Manuele Margni, Andrew D. Henderson et Olivier Jolliet. 2019. « Global spatial analysis of toxic emissions to freshwater: operationalization for LCA ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 24, n° 3, p. 501-517. <<https://doi.org/10.1007/s11367-018-1476-2>>.
- Kruse, Tobias, Antoine Dechezleprêtre, Rudy Saffar et Leo Robert. 2022. *Measuring environmental policy stringency in OECD countries: An update of the OECD composite EPS indicator*. Coll. « OECD Economics Department Working Papers », 1703. OECD. <<https://doi.org/10.1787/90ab82e8-en>>. Consulté le 18 décembre 2025.
- Kruyswijk, Jacob. 2021. « The balance between energy and water preservation in the deposition of dry tailings in wet climates ». In *Paste 2021: 24th International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings*. (2021), p. 145-156. <https://doi.org/10.36487/ACG_repo/2115_13>. Consulté le 16 décembre 2025.
- Larochelle, Chloé G., Bruno Bussière, Vincent Boulanger-Martel et G. Ward Wilson. 2025. « Field performance of two insulation covers for mine site reclamation in an Arctic climate ». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 62, p. 1-16. <<https://doi.org/10.1139/cgj-2024-0272>>.
- Lemieux, Guillaume, Claude Leduc et Isabelle Dupré. 2012. « Pavement preservation through the use of long-life concrete pavements while also lowering carbon footprint: Quebec Case Study ».
- Lesage, Pascal, Catherine Reid, Manuele Margni, Michel Aubertin et Louise Deschênes. 2008. « USE OF LCA IN THE MINING INDUSTRY AND RESEARCH CHALLENGES ».
- Levasseur, Annie, Otávio Cavalett, Jan S. Fuglestvedt, Thomas Gasser, Daniel J. A. Johansson, Susanne V. Jørgensen, Marco Raugei, Andy Reisinger, Greg Schivley, Anders Strømman, Katsumasa Tanaka et Francesco Cherubini. 2016. « Enhancing life cycle impact assessment from climate science: Review of recent findings and recommendations for application to LCA ». *Ecological Indicators*, vol. 71, p. 163-174. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.049>>.

- Levasseur, Annie, Pascal Lesage, Manuele Margni, Louise Deschênes et Réjean Samson. 2010. « Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments ». *Environmental Science & Technology*, vol. 44, n° 8, p. 3169-3174. <<https://doi.org/10.1021/es9030003>>.
- Lindeijer, Erwin. 2000. « Review of land use impact methodologies ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 8, n° 4, p. 273-281. <[https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00024-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00024-X)>.
- Lindita Bushi et Jamie Meil. 2015. *An Industry Average Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment of Slag Cement for the USA and Canadian Markets*. Athena sustainable materials institute. <https://www.athenasmi.org/wp-content/uploads/2015/06/SCA_LCA-report_Final_15-04-21_clean-ASTM.pdf>. Consulté le 25 septembre 2025.
- Liu, Min, Guangyan Zhu et Yajun Tian. 2024. « The historical evolution and research trends of life cycle assessment ». *Green Carbon*, vol. 2, n° 4, p. 425-437. <<https://doi.org/10.1016/j.greenca.2024.08.003>>.
- Lottermoser, Bernd G. 2007. *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental Impacts*, Second Edition. Springer. <<https://download.e-bookshelf.de/download/0000/0113/54/L-G-0000011354-0002344546.pdf>>. Consulté le 29 janvier 2026.
- Macklin, M. G., C. J. Thomas, A. Mudbhatkal, P. A. Brewer, K. A. Hudson-Edwards, J. Lewin, P. Scussolini, D. Eilander, A. Lechner, J. Owen, G. Bird, D. Kemp et K. R. Mangalaa. 2023. « Impacts of metal mining on river systems: a global assessment ». *Science*, vol. 381, n° 6664, p. 1345-1350. <<https://doi.org/10.1126/science.adg6704>>.
- Mahmood, Ali A et Maria Elektorowicz. 2018. « Experimental and Computational Assessment of the Strength Properties of Mont Wright Tailings Matrices for Use as Road Materials ». *Journal of Physics: Conference Series*, vol. 1049, p. 012038. <<https://doi.org/10.1088/1742-6596/1049/1/012038>>.
- Mahmood, Ali A et Maria Elektorowicz. 2024. « A review on the sustainable stabilization of mine tailings: materials and methods ». In *GEO Montréal 2024*. (septembre 2024). <<https://www.researchgate.net/publication/384232777>>.
- Martel, Sylvie et Colin Steensma. 2012. *Les années de vie corrigées de l'incapacité: un indicateur pour évaluer le fardeau de la maladie au Québec : synthèse*. Montréal : Institut national de santé publique du Québec.
- Martineau, Geneviève. 2011. *Life cycle assessment of the environmental impacts resulting from the implementation of urban heat island mitigation measures*. CIRAIG.
- MEND. 2001. *MANUEAL VOLUME 1 - Summary MEND 5.4.2a*.
- Michaux, Simon P. 2021. « The Mining of Minerals and the Limits to Growth ».

- Milà I Canals, Llorenç, Joan Romanyà et Sarah J. Cowell. 2007. « Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of ‘fertile land’ in Life Cycle Assessment (LCA) ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 15, n° 15, p. 1426-1440. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.05.005>>.
- Ministère de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2021. *Lignes directrices sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par stabilisation et solidification*. Bibliothèque et Archives nationales du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/ld-gestion-matres-sols-stabilisation-solid.pdf>. Consulté le 7 octobre 2025.
- Ministère Innovation, sciences et développement économique Canada et Association Canadienne du Ciment. 2022. *Feuille de route vers un béton à zéro émission carbone d’ici 2050: positionner l’industrie canadienne du ciment et du béton comme un chef de file mondial dans le domaine de la production de ciment et de béton à faibles émissions de carbone et des technologies connexes*. Ottawa : Innovation, sciences et développement économique Canada = Innovation, Science and Economic Development Canada. <https://ised-isde.canada.ca/site/clean-growth-hub/sites/default/files/documents/2022-11/feuille-route-vers-beton-zero-emission-carbone-dici-2050_0.pdf>. Consulté le 25 septembre 2025.
- MNRF. 2025. *Rapport annuel de gestion du Ministère des ressources naturelles et des forêts - 2024-2025*. Québec (Québec). <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/energie-ressources-naturelles/publications-adm/rapport-annuel-gestion/RA_annuel_gestion_2024-2025_MRNF.pdf>. Consulté le 7 décembre 2025.
- Morin, Kevin A. et Nora M. Hutt. 1997. *Environmental geochemistry of minesite drainage: practical theory and case studies*. Vancouver : MDAG Publishing.
- Morneau, Claude. 2021. *Classification écologique du territoire québécois*, 2e édition. Québec (Québec) : Direction des inventaires forestiers. <https://mrnf.gouv.qc.ca//documents/forets/inventaire/classification_ecologique_territoire_quebecois.pdf>. Consulté le 19 septembre 2025.
- Moutik, Badr, John Summerscales, Jasper Graham-Jones et Richard Pemberton. 2023. « Life Cycle Assessment Research Trends and Implications: A Bibliometric Analysis ». *Sustainability*, vol. 15, n° 18, p. 13408. <<https://doi.org/10.3390/su151813408>>.
- MRNF. 2024a. *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec*. Québec (Québec) : Ministère des ressources naturelles et des forêts.
- MRNF. 2024b. « Sites contaminés sous la responsabilité de l’État ». <<https://mern-dgig.maps.arcgis.com/apps/instant/interactivelegend/index.html?appid=54bdfb0c9c0f4953a953e4fa00e9055b&locale=fr>>. Consulté le 7 juillet 2025.
- MRNF. 2025. *Livret de visite des sites Preissac Molybdenite et Manitou*.

MRNQ. 1999. *INVENTAIRE ET CLASSIFICATION DES AIRES D'ACCUMULATION DE RÉSIDUS MINIERES AU QUÉBEC*.

Muller, Stéphanie, Arnault Lassin, Frédéric Lai, Dominique Thiéry et Sylvain Guignot. 2022. « Modelling releases from tailings in life cycle assessments of the mining sector: From generic models to reactive transport modelling ». *Minerals Engineering*, vol. 180, p. 107481. <<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2022.107481>>.

Mymrin, Vsévolod A., Haroldo A. Ponte et Patrício R. Impinnisi. 2005. « Potential application of acid jarosite wastes as the main component of construction materials ». *Construction and Building Materials*, vol. 19, n° 2, p. 141-146. <<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2004.05.009>>.

Nations Unies. 2015. *Paris Agreement French*. <https://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/french_pari_s_agreement.pdf>. Consulté le 19 décembre 2025.

Nehdi, Moncef et Amjad Tariq. 2007. « Stabilization of sulphidic mine tailings for prevention of metal release and acid drainage using cementitious materials: a review ». *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 6, n° 4, p. 423-436. <<https://doi.org/10.1139/s06-060>>.

Nfissi, S., S. Alikouss, Y. Zerhouni, R. Hakkou, M. Benzaazoua et H. Bouzahzah. 2017. « Control of acid mine drainage from an abandoned mine in Morocco by using cement kiln dust and fly ash as amendments ». *Journal of Materials and Environmental Sciences*, vol. 8, n° 12, p. 4457-4466. <<https://doi.org/10.26872/jmes.2017.8.12.471>>.

Norgate, T. et N. Haque. 2010. « Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 18, n° 3, p. 266-274. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.020>>.

Odell, Scott D., Anthony Bebbington et Karen E. Frey. 2018. « Mining and climate change: A review and framework for analysis ». *The Extractive Industries and Society*, vol. 5, n° 1, p. 201-214. <<https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.12.004>>.

Office Français de la Biodiversité. [s d]. « Les menaces sur la biodiversité ». <<https://www.ofb.gouv.fr/les-menaces-sur-la-biodiversite>>. Consulté le 30 octobre 2025.

Oguntola, Olurotimi et Steven Simske. 2023. « Continuous Assessment of the Environmental Impact and Economic Viability of Decarbonization Improvements in Cement Production ». *Resources*, vol. 12, n° 8, p. 95. <<https://doi.org/10.3390/resources12080095>>.

- Ouranos. 2024. « Scénarios climatiques post-2100 - Études de cas dans le secteur minier ». In *Ouranos*. <<https://www.ouranos.ca/fr/projets-publications/scenarios-clim-post-2100-secteur-minier>>. Consulté le 9 juillet 2025.
- Owsianiak, Mikołaj, Michael Z. Hauschild, Leo Posthuma, Erwan Saouter, Martina G. Vijver, Thomas Backhaus, Mélanie Douziech, Tamar Schlegel et Peter Fantke. 2023. « Ecotoxicity characterization of chemicals: Global recommendations and implementation in USEtox ». *Chemosphere*, vol. 310, p. 136807. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136807>>.
- Owsianiak, Mikołaj, Ralph K. Rosenbaum, Mark A. J. Huijbregts et Michael Z. Hauschild. 2013. « Addressing Geographic Variability in the Comparative Toxicity Potential of Copper and Nickel in Soils ». *Environmental Science & Technology*, vol. 47, n° 7, p. 3241-3250. <<https://doi.org/10.1021/es3037324>>.
- Paiva, Helena, Juho Yliniemi, Mirja Illikainen, Fernando Rocha et Victor M. Ferreira. 2019. « Mine Tailings Geopolymers as a Waste Management Solution for A More Sustainable Habitat ». *Sustainability*, vol. 11, n° 4, p. 995. <<https://doi.org/10.3390/su11040995>>.
- Park, Ilhwan, Carlito Baltazar Tabelin, Sanghee Jeon, Xinlong Li, Kensuke Seno, Mayumi Ito et Naoki Hiroyoshi. 2019. « A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling ». *Chemosphere*, vol. 219, p. 588-606. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.053>>.
- Parlement du Canada. 2023. *Loi sur le renforcement de la protection de l'environnement pour un Canada en santé*. <<https://www.parl.ca/DocumentViewer/fr/44-1/projet-loi/S-5/sanction-royal>>. Consulté le 18 décembre 2025.
- Pearce, Tristan, James David, Jason Prno, Frank Duerden, Jeremy Pittman, Maude Beaumier, Lea Berrang-Ford, Barry Smit et James Ford. 2011. « Climate change and mining in Canada ». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 16. <<https://doi.org/10.1007/s11027-010-9269-3>>.
- Pétel, Karine. 2017. « Évaluation en laboratoire de recouvrements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé ». Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique de Montréal. <<https://depositum.uqat.ca/id/eprint/724/1/P%C3%A9tel%2C%20Karine.pdf>>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Plouffe, Geneviève. 2014. « Intégrer la spéciation des métaux en écotoxicité terrestre pour l'analyse du cycle de vie : le cas du zinc ». Ecole Polytechnique de Montréal. <<https://publications.polymtl.ca/1627/>>.

- Qi, Chongchong et Andy Fourie. 2019. « Cemented paste backfill for mineral tailings management: Review and future perspectives ». *Minerals Engineering*, vol. 144, p. 106025. <<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.106025>>.
- Québec Mine Association. 2017. « Raglan mine ». In *Association Minière du Québec*. <<https://amq-inc.com/en/raglan-mine/>>. Consulté le 5 septembre 2025.
- Rachid, Safa, Yassine Taha et Mostafa Benzaazoua. 2023. « Environmental evaluation of metals and minerals production based on a life cycle assessment approach: A systematic review ». *Minerals Engineering*, vol. 198, p. 108076. <<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2023.108076>>.
- Raglan mine. 2017. *Sivumut PROJECT*. <https://www.glencore.ca/en/dam/jcr%3Ad6ad420e-d42f-4394-8ecb-b83aea4fcdfa/Sivumut_EN_FINAL_2017_%28court%29.pdf>. Consulté le 10 septembre 2025.
- Rana, Nahyan M., Negar Ghahramani, Stephen G. Evans, Andy Small, Nigel Skermer, Scott McDougall et W. Andy Take. 2022. « Global magnitude-frequency statistics of the failures and impacts of large water-retention dams and mine tailings impoundments ». *Earth-Science Reviews*, vol. 232, p. 104144. <<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104144>>.
- Rankine, R., M. Pacheco et N. Sivakugan. 2007. « Underground Mining with Backfills ». *Soils and Rocks*, vol. 30, n° 2, p. 93-101. <<https://doi.org/10.28927/SR.302093>>.
- Rebitzer, G., T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W.-P. Schmidt, S. Suh, B.P. Weidema et D.W. Pennington. 2004. « Life cycle assessment ». *Environment International*, vol. 30, n° 5, p. 701-720. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005>>.
- Reid, Catherine. 2006. « Analyse du cycle de vie de la gestion des résidus miniers ». Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique de Montréal. <<https://publications.polymtl.ca/7827/>>.
- Reid, Catherine, Valérie Bécaert, Michel Aubertin, Ralph K. Rosenbaum et Louise Deschênes. 2009. « Life cycle assessment of mine tailings management in Canada ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, n° 4, p. 471-479. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.014>>.
- Reid, Catherine, Pascal Lesage, Manuele Margni, Michel Aubertin, Valérie Bécaert et Louise Deschênes. 2009. « Utilisation de l'ACV par l'industrie minière : Exemple d'application et principaux défis ». *Environnement, Ingénierie & Développement*, vol. N°54-Avril-Mai-Juin 2009. <<https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1228>>. Consulté le 8 juillet 2025.
- Ressources naturelles Canada. 2022. *Rapport sur la performance du secteur minier 2011-2020*.

Ressources naturelles Canada. 2024a. « Actifs miniers canadiens ». <<https://ressources-naturelles.canada.ca/mineraux-exploitation-mini%C3%A8re/donnees-statistiques-analyses-exploitation-mini%C3%A8re/publications-mineraux-exploitation-mini%C3%A8re/actifs-miniers-canadiens>>. Consulté le 29 janvier 2026.

Ressources naturelles Canada. 2024b. « Les minéraux et l'économie ». <<https://ressources-naturelles.canada.ca/mineraux-exploitation-mini%C3%A8re/donnees-statistiques-analyses-exploitation-mini%C3%A8re/mineraux-economie>>. Consulté le 29 janvier 2026.

Ressources naturelles Canada. 2024c. « Exploitation minière responsable ». <<https://ressources-naturelles.canada.ca/mineraux-exploitation-mini%C3%A8re/exploitation-mini%C3%A8re-responsable>>. Consulté le 29 octobre 2025.

Ressources naturelles Canada. 2024d. « Faits sur le charbon ». <<https://ressources-naturelles.canada.ca/mineraux-exploitation-mini%C3%A8re/donnees-statistiques-analyses-exploitation-mini%C3%A8re/faits-mineraux-metallurgiques/faits-charbon>>. Consulté le 29 septembre 2025.

Ressources naturelles Canada. 2025. « La mine Raglan - Québec ». <<https://ressources-naturelles.canada.ca/carte-outils-publications/publications/mine-raglan-quebec>>. Consulté le 5 septembre 2025.

Rezaei, Mina, Atiyeh Nekahi, Anil Kumar M R, Ameer Nizami, Xia Li, Sixu Deng, Jagjit Nanda et Karim Zaghib. 2025. « A review of lithium-ion battery recycling for enabling a circular economy ». *Journal of Power Sources*, vol. 630, p. 236157. <<https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2024.236157>>.

Ridoutt, Bradley G., Stephan Pfister, Alessandro Manzardo, Jane Bare, Anne-Marie Boulay, Francesco Cherubini, Peter Fantke, Rolf Frischknecht, Michael Hauschild, Andrew Henderson, Olivier Jolliet, Annie Levasseur, Manuele Margni, Thomas McKone, Ottar Michelsen, Llorenç Milà I Canals, Girija Page, Rana Pant, Marco Raugei, Serenella Sala et Francesca Veronesi. 2016. « Area of concern: a new paradigm in life cycle assessment for the development of footprint metrics ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, n° 2, p. 276-280. <<https://doi.org/10.1007/s11367-015-1011-7>>.

Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart Chapin, Eric F. Lambin, Timothy M. Lenton, Marten Scheffer, Carl Folke, Hans Joachim Schellnhuber, Björn Nykvist, Cynthia A. de Wit, Terry Hughes, Sander van der Leeuw, Henning Rodhe, Sverker Sörlin, Peter K. Snyder, Robert Costanza, Uno Svedin, Malin Falkenmark, Louise Karlberg, Robert W. Corell, Victoria J. Fabry, James Hansen, Brian Walker, Diana Liverman, Katherine Richardson, Paul Crutzen et Jonathan A. Foley. 2009. « A safe operating space for humanity ». *Nature*, vol. 461, n° 7263, p. 472-475. <<https://doi.org/10.1038/461472a>>.

- Rosenbaum, Ralph K., Till M. Bachmann, Lois Swirsky Gold, Mark A. J. Huijbregts, Olivier Jolliet, Ronnie Juraske, Annette Koehler, Henrik F. Larsen, Matthew MacLeod, Manuele Margni, Thomas E. McKone, Jérôme Payet, Marta Schuhmacher, Dik Van De Meent et Michael Z. Hauschild. 2008. « USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, n° 7, p. 532-546. <<https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>>.
- Rousseau, Alain N., Iris M. Klein, Daphné Freudiger, Patrick Gagnon, Anne Frigon et Claudie Ratté-Fortin. 2014. « Development of a methodology to evaluate probable maximum precipitation (PMP) under changing climate conditions: Application to southern Quebec, Canada ». *Journal of Hydrology*, vol. 519, p. 3094-3109. <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.053>>.
- Sako, Chafana Hamed. 2022. « Deposition de résidus filtres réactifs : effet de la minéralogie et du degré de saturation sur la génération de drainage minier acide ». Polytechnique Montréal.
- Saldanha, Rodrigo Beck, Andres Mauricio Lotero Caicedo, Mariana Tonini de Araújo, Hugo Carlos Scheuermann Filho, Cindy Johanna Moncaleano, João Paulo Sousa Silva et Nilo Cesar Consoli. 2023. « Potential use of iron ore tailings for binder production: A life cycle assessment ». *Construction and Building Materials*, vol. 365, p. 130008. <<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2022.130008>>.
- Sarkinen, Minna, Kauko Kujala et Seppo Gehör. 2019. « Decision support framework for solid waste management based on sustainability criteria: A case study of tailings pond cover systems ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 236, p. 117583. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.07.058>>.
- SDC, (Swiss Agency for Development and Cooperation). 2023. *LC3 Une solution durable pour l'industrie du ciment*. Confédération suisse. <<https://lc3.ch/wp-content/uploads/2023/02/LC3-A-sustainable-alternative-FINAL-FR-WEB2-2023.pdf>>. Consulté le 29 septembre 2025.
- Seto, Karina E., Cameron J. Churchill et Daman K. Panesar. 2017. « Influence of fly ash allocation approaches on the life cycle assessment of cement-based materials ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 157, p. 65-75. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.093>>.
- Sharma, Yashovardhan. 2024. « Incorporating Limestone Powder and Ground Granulated Blast Furnace Slag in Ultra-high Performance Concrete to Enhance Sustainability ».
- Simate, Geoffrey S. et Sehliselo Ndlovu. 2014. « Acid mine drainage: Challenges and opportunities ». *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 2, n° 3, p. 1785-1803. <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.021>>.

- Sinha, A. K., Vasant G. Havanagi et J. T. Shahu. 2021. « Stabilised jarofix waste material for road construction ». *International Journal of Pavement Engineering*, vol. 22, n° 7, p. 882-893. <<https://doi.org/10.1080/10298436.2019.1652299>>.
- Slag Cement Association. 2021. *An Industry Average Environmental Product Declaration for Slag Cement*. <https://www.slagcement.org/_files/ugd/7a9259_077074050db442d2a001cd2d2fdc2afc.pdf>.
- Song, Xingqiang, Johan Berg Pettersen, Kristine Bondo Pedersen et Stian Røberg. 2017. « Comparative life cycle assessment of tailings management and energy scenarios for a copper ore mine: A case study in Northern Norway ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 164, p. 892-904. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.021>>.
- Sonter, Laura J., Marie C. Dade, James E. M. Watson et Rick K. Valenta. 2020. « Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity ». *Nature Communications*, vol. 11, n° 1, p. 4174. <<https://doi.org/10.1038/s41467-020-17928-5>>.
- Soto-Vázquez, Roberto. 2025. « Life-cycle assessment in mining and mineral processing: A bibliometric overview ». *Green and Smart Mining Engineering*, vol. 2, n° 1, p. 73-83. <<https://doi.org/10.1016/j.gsme.2025.02.001>>.
- SRK. 1989. « Draft acid rock drainage technical guide: British Columbia Acid Mine Drainage Task Force report. Vol. 1 ». Vancouver, Canada : BiTech Publ.
- Stéphane, Aurèle. 2022. « Transition énergétique : une nécessaire intégration des impacts environnementaux de l'industrie minière : » *Revue internationale et stratégique*, vol. N° 128, n° 4, p. 95-103. <<https://doi.org/10.3917/ris.128.0095>>.
- Stewart, Mary. 2001. *The Application of Life Cycle Assessment to Mining, Minerals and Metals*.
- Strandesen, M., M. Birkved, P. E. Holm et M. Z. Hauschild. 2007. « Fate and distribution modelling of metals in life cycle impact assessment ». *Ecological Modelling*, vol. 203, n° 3, p. 327-338. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.013>>.
- STREUMASTER. [s d]. « SW 318 SC(i) | STREUMASTER MASCHINENBAU GmbH ». <<https://streumaster.com/produkte/sw-318-sci>>. Consulté le 8 octobre 2025.
- Sydow, Mateusz, Łukasz Chrzanowski, Michael Z. Hauschild et Mikołaj Owsianiak. 2020. « Influence of metal speciation on soil ecotoxicity impacts in life cycle assessment ». *Journal of Environmental Management*, vol. 266, p. 110611. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110611>>.

- SystExt. 2021. *Cyanuration dans l'industrie aurifère - Enjeux techniques et principaux risques*. <https://www.systext.org/sites/default/files/SystExt_Note-Synthese-Cyanuration_Avril2021.pdf>. Consulté le 24 novembre 2025.
- Tao, Ming, Xu Zhang, Shaofeng Wang, Wenzhuo Cao et Yi Jiang. 2019. « Life cycle assessment on lead–zinc ore mining and beneficiation in China ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 237, p. 117833. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117833>>.
- Temgoua, Marlène Dolores. 2021. *Évaluation de la ségrégation dans deux parcs à résidus inactifs situés en Abitibi*.
- Terán-Cuadrado, Glenda. 2024. « Current and potential materials for the low-carbon cement production: Life cycle assessment perspective ». *Journal of Building Engineering*.
- Theriault, James A, John Frostiak et Don Welch. 2003. « Surface Disposal of Past Tailings at the Bulyanhulu Gold Mine, Tanzania ». <<https://www.semanticscholar.org/paper/Surface-Disposal-of-Past-Tailings-at-the-Bulyanhulu-Theriault-Frostiak/ac4208cb9659a74686d52b5f899ab21d1bc363ab>>. Consulté le 24 octobre 2025.
- Thorne, J., D.V. Bompa, M.F. Funari et N. Garcia-Troncoso. 2024. « Environmental impact evaluation of low-carbon concrete incorporating fly ash and limestone ». *Cleaner Materials*, vol. 12. <<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100242>>. Consulté le 29 septembre 2025.
- Turner, David, Roland Hischier et Gabor Doka. 2019. « Life cycle inventories of sulfidic tailings disposal ».
- United Nations. [s d]. « Zéro émission nette | Nations Unies ». In *United Nations*. <<https://www.un.org/fr/climatechange/net-zero-coalition>>. Consulté le 19 décembre 2025.
- Väänänen, Kristiina, Matti T. Leppänen, XuePing Chen et Jarkko Akkanen. 2018. « Metal bioavailability in ecological risk assessment of freshwater ecosystems: From science to environmental management ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 147, p. 430-446. <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.064>>.
- Verones, Francesca, Jane Bare, Cécile Bulle, Rolf Frischknecht, Michael Hauschild, Stefanie Hellweg, Andrew Henderson, Olivier Jolliet, Alexis Laurent, Xun Liao, Jan Paul Lindner, Danielle Maia de Souza, Ottar Michelsen, Laure Patouillard, Stephan Pfister, Leo Posthuma, Valentina Prado, Brad Ridoutt, Ralph K. Rosenbaum, Serenella Sala, Cassia Ugaya, Marisa Vieira et Peter Fantke. 2017. « LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 161, p. 957-967. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.206>>.

- Verones, Francesca, Stefanie Hellweg, Assumpció Antón, Ligia B. Azevedo, Abhishek Chaudhary, Nuno Cosme, Stefano Cucurachi, Laura De Baan, Yan Dong, Peter Fantke, Laura Golsteijn, Michael Hauschild, Reinout Heijungs, Olivier Joliet, Ronnie Juraske, Henrik Larsen, Alexis Laurent, Christopher L. Mutel, Manuele Margni, Montserrat Núñez, Mikolaj Owsianiak, Stephan Pfister, Tommie Ponsioen, Philipp Preiss, Ralph K. Rosenbaum, Pierre-Olivier Roy, Serenella Sala, Zoran Steinmann, Rosalie Van Zelm, Rita Van Dingenen, Marisa Vieira et Mark A. J. Huijbregts. 2020. « LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 24, n° 6, p. 1201-1219. <<https://doi.org/10.1111/jiec.13018>>.
- Verones, Francesca, Mark A J Huijbregts, Ligia B Azevedo, Abhishek Chaudhary, Laura de Baan, Peter Fantke, Michael Hauschild, Andrew D Henderson, Christopher L Mutel, Mikolaj Owsianiak, Stephan Pfister, Philipp Preiss, Olivier Roy, Laura Scherer, Zoran Steinmann, Rosalie van Zelm, Rita Van Dingenen, Thomas van Goethem, Marisa Vieira et Stefanie Hellweg. 2019. « A spatially differentiated life cycle impact assessment approach ». <<http://www.lc-impact.eu/>>.
- Vézina, Serge et Gail Amyot. 1999. « Le suivi de la restauration par inondation au parc à résidus miniers Solbec ».
- Wang, Kun, Zheng Zhang, Liyi Zhu, Xiuzhi Yang, Miao Chen et Chao Yang. 2022. « Comparative Life Cycle Assessment of Conventional and Dry Stack Tailings Disposal Schemes: A Case Study in Northern China ». *Minerals*, vol. 12, n° 12, p. 1603. <<https://doi.org/10.3390/min12121603>>.
- Weidema, B. P., C Bauer, R Hischier, C Mutel, T Nemecek, J Reinhard, O Vadenbo C et G Wernet. 2013. *Overview and Methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre.
- Wernet, Gregor, Christian Bauer, Bernhard Steubing, Jürgen Reinhard, Emilia Moreno-Ruiz et Bo Weidema. 2016. « The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, n° 9, p. 1218-1230. <<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>>.
- Wiedmann, Thomas O., Heinz Schandl et Daniel Moran. 2015. « The footprint of using metals: new metrics of consumption and productivity ». *Environmental Economics and Policy Studies*, vol. 17, n° 3, p. 369-388. <<https://doi.org/10.1007/s10018-014-0085-y>>.
- Wirtgen Group. [s d]. « Stabilisation des sols | Applications ». <<https://www.wirtgen-group.com/fr-ca/applications/terrassement/stabilisation-des-sols/>>. Consulté le 8 octobre 2025.
- Wu, Aixiang, Yong Wang, Zhu'en Ruan, Bolin Xiao, Jiandong Wang et Linqi Wang. 2024. « Key theory and technology of cemented paste backfill for green mining of metal mines ». *Green and Smart Mining Engineering*, vol. 1, n° 1, p. 27-39. <<https://doi.org/10.1016/j.gsme.2024.04.003>>.

- Wunn, Thaw Dar, Takahiko Arima, Walubita Mufalo, Takaya Hamai, Masao Okumura, Kyu Kyu Mar, Shingo Tomiyama et Toshifumi Igarashi. 2024. « Impact of effluents from a closed mine on the surrounding water resources: Groundwater contamination of the historical abandoned mine site in Japan ». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 197, n° 1, p. 101. <<https://doi.org/10.1007/s10661-024-13489-y>>.
- Yilmaz, Olcay, Kahraman Ünlü et Erdal Cokca. 2003. « Solidification/Stabilization of Hazardous Wastes Containing Metals and Organic Contaminants ». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 129, n° 4, p. 366-376. <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2003\)129:4\(366\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:4(366))>.
- Zhang, Y R, M H Liu, H B Xie et Y F Wang. 2014. « Assessment of CO2 emissions and cost in fly ash concrete ». In *2014 International Conference on Frontier of Energy and Environment Engineering*. (octobre 2014). <https://www.researchgate.net/publication/280430859_Assessment_of_CO2_emissions_and_cost_of_fly_ash_concrete>.

