PolyPublie
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	Encadrement législatif et réglementaire de la valorisation des résidus miniers hors site au Québec
Auteur: Author:	Marie Tardif-Drolet
Date:	2018
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Tardif-Drolet, M. (2018). Encadrement législatif et réglementaire de la valorisation des résidus miniers hors site au Québec [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/3792/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/3792/
Directeurs de recherche: Advisors:	Li Li, Thomas Pabst, & Gérald J. Zagury
Programme: Program:	Génie minéral

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ENCADREMENT LÉGISLATIF ET RÉGLEMENTAIRE DE LA VALORISATION DES RÉSIDUS MINIERS HORS SITE AU QUÉBEC

MARIE TARDIF-DROLET

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE MINÉRAL)

DÉCEMBRE 2018

© Marie Tardif-Drolet, 2018.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ENCADREMENT LÉGISLATIF ET RÉGLEMENTAIRE DE LA VALORISATION DES RÉSIDUS MINIERS HORS SITE AU QUÉBEC

présenté par : TARDIF-DROLET Marie

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

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

Mme. NECULITA Carmen Mihaela, Ph. D., présidente

M. LI Li, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. PABST Thomas, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. ZAGURY Gérald, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

Mme. DEMERS Isabelle, Ph. D., membre

M. HÉBERT Réjean, Ph. D., membre

DÉDICACE

À ceux qui ont cru au potentiel scolaire d'une adolescente candidate au cheminement particulier : mes parents et ma tante Mado

REMERCIEMENTS

Je remercie mon directeur de recherche, professeur Li Li, d'avoir soutenu avec enthousiasme le choix d'étudier un sujet aussi peu commun en génie que l'encadrement législatif et réglementaire. Je suis très reconnaissante d'avoir eu un directeur de recherche qui fait de la promotion des projets de recherche de ses étudiants une priorité. Sans son aide, je n'aurais pas eu accès à autant d'information issue des professionnels de l'industrie, du gouvernement et d'autres institutions de recherche. Je tiens aussi à exprimer ma gratitude à M. Li Li ainsi qu'à mes codirecteurs, professeurs Thomas Pabst et Gérald Zagury, pour leur encadrement tout au long de ma formation et de mon projet de recherche.

Je remercie également Mme. Carmen Mihaela Neculita, professeure à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), Mme. Isabelle Demers, professeure à l'UQAT et M. Réjean Hébert, Directeur de la recherche du secteur minéral au Centre de technologie minérale et de plasturgie (CTMP) à Thetford Mines au Québec pour leur acceptation d'évaluer mes travaux de recherche. J'offre mes remerciements pour leur intérêt envers mon travail.

Je remercie également Mme. Annie Cassista, coordonnatrice pour le Pôle d'expertise de la Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec (MDDELCC) et M. Réjean Hébert pour leur accueil et acceptation de ma visite ainsi que leur partage de leur expertise. Enfin, je suis très fière et reconnaissante d'avoir fait partie de la communauté de l'Institut de recherche en mines et environnement (IRME UQAT-Polytechnique) parce qu'il se distingue par son importance dans le monde de la recherche minière, mais aussi en raison de la magnanimité de ses membres.

Finalement, je remercie le CRSNG, le FRQNT et les partenaires industriels de l'IRME pour leur soutien financier.

RÉSUMÉ

La valorisation est promue par la communauté scientifique et le gouvernement québécois comme une méthode permettant de réduire la quantité de résidus miniers en surface. Certaines avenues de valorisation permettent même de vendre le résidu comme matière première sur le marché et ainsi de générer des revenus supplémentaires. Or, la prudence est de mise pour éviter que les produits issus de la valorisation des résidus miniers ne deviennent de futurs polluants à court ou à long terme. Un projet de valorisation des résidus miniers hors site doit donc être réalisé en considérant non seulement les viabilités technique et économique, mais également environnementale. La démonstration de ces trois aspects de la viabilité est requise pour obtenir les autorisations nécessaires du législateur, synonyme de viabilité législative. La revue de littérature montre que beaucoup de publications portent sur la viabilité technique alors que peu se consacrent spécifiquement à l'encadrement de la valorisation des résidus miniers. Cela peut expliquer en grande partie la forte variation observée dans les pratiques et les produits issus de la valorisation des résidus miniers d'une région ou d'un pays à l'autre. L'objectif principal de ce mémoire est d'analyser les lois et règlements applicables aux activités de valorisation des résidus miniers hors site au Québec. Cette étude montre que l'encadrement législatif et réglementaire de la valorisation des résidus miniers, tout comme celui de la gestion des résidus miniers, repose principalement sur le droit de l'environnement. Québec et Ottawa se partagent les compétences en cette matière, mais c'est surtout au palier provincial que s'exerce l'encadrement de la gestion des résidus miniers. Le principe du *Gentlemen's agreement* est central dans l'esprit de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (*LQE*) du Québec et donc dans la formulation et l'exercice de la valorisation des résidus miniers. La centralisation de l'information relative à l'encadrement législatif et réglementaire serait bénéfique pour les promoteurs de projets et faciliterait l'application de la *Loi*. Les tests de lixiviation utilisés comme tests statiques pour les fins du *Règlement sur les matières dangereuses* (*RMD*) devraient être actualisés afin de conserver leur pertinence; c'est notamment le cas de la *Toxicity characteristic leaching procedure* (*TCLP*). Des tests de prédiction à long terme devraient être incorporés, tels que l'essai en colonne. Il est préférable que les promoteurs de projets de valorisation des résidus miniers contactent les représentants du MDDELCC de leur région avant de déposer une demande d'autorisation afin de permettre un échange d'information pouvant faciliter la réalisation du projet et la production de documents visant à le légitimer. Des normes, comme CAN/CSA-A3000-F13 – Compendium des matériaux liants, utilisées dans l'industrie de

la construction, et des règlements municipaux limitent la viabilité législative de nouveaux types de liants, dont les liants produits à l'aide des technologies des matériaux d'activations alcalines et des géopolymères, à partir de résidus miniers. Il serait pertinent de rendre obligatoire pour tout promoteur l'analyse du potentiel de valorisation des résidus miniers au même titre que celle de l'impact sur les changements climatiques. Il faudrait miser sur le caractère évolutif de la *LQE* pour adapter l'encadrement des projets de valorisation des résidus miniers. La pratique de la valorisation hors site nous amène à reconsidérer la notion voulant que les résidus miniers ne quittent pas le site d'exploitation tel qu'on le présumait lors de l'implantation de la *LQE*. Aujourd'hui, certaines avenues de valorisation viennent même remettre en question l'applicabilité de normes techniques. Les législateurs peuvent cependant miser sur le principe du *Gentlemen's agreement* et sur la contribution de la communauté scientifique pour permettre à la *LQE* d'évoluer selon les besoins de l'industrie et de la société.

ABSTRACT

Beneficiation or valorization of mining wastes is promoted by the scientific community and the Quebec government as a method allowing the reduction of surface mining wastes. Under certain circumstances, those wastes can even be sold as raw materials on the market, thus providing a supplementary revenue stream. Care must be taken to avoid turning the products derived from the mining wastes into toxic materials in the short or long term. An off-site mining waste beneficiation project must be performed by considering not only its technical and economic viability, but also its environmental viability. These three aspects of viability must be demonstrated to obtain the lawmaker's approval. A literature review on the subject shows that there is a lot of research and publications on the technical viability but there is a lack of specialized publications about the guidance on mining waste beneficiation. The main goal of this master thesis is to analyze the applicable law and regulation regarding the off-site mining waste beneficiation activities in the province of Quebec. This study demonstrates that the main legislative and regulatory framework relating to mining waste beneficiation as well as to mining waste management is based on environmental law, which is a shared jurisdiction between Quebec and Ottawa. However, the majority of the mining waste management framework is performed at the provincial level. The Gentlemen's agreement principle is central to the Environment Quality Act (EQA) and this is reflected in the wording and practices of the mining waste beneficiation. Information centralization relative to the mining beneficiation legislative framework would be beneficial to project promoters and would facilitate enforcement work. Soil leaching tests used to comply with the Regulation respecting hazardous materials (*Règlement sur les matières dangereuses*), such as the static TCLP (standing for "toxicity characteristic leaching procedure") tests, should be updated in order to remain relevant. Long-term prediction tests such as the leaching column tests should be included. It is advisable that mining waste beneficiation project promoters contact their region MDDELCC representatives before requesting an authorization in order to allow for an exchange of information that could facilitate the project realization and the production of documents aimed at legitimizing the project. Some standards, such as CAN/CSA-A3000-13 – Cementitious Materials Compendium, used in the construction industry, and municipal regulations, limit the legislative viability of new types of binders such as those derived from mining waste materials using alkali activation materials

technologies and geopolymers. Making mandatory the analysis of the potential of e mining waste beneficiation, in the same way as the analysis of the impact of climate change, would be relevant. We should capitalize on the evolving nature of the EQA to adapt the framework to the mining waste beneficiation projects. The practice of off-site beneficiation challenges the notion that mining wastes are not leaving their exploitation site as presumed when the EQA was implemented. Some avenues of beneficiation even challenge the applicability of technical standards. Legislators can, however, rely on the principle of the Gentlemen's agreement and the contribution of the scientific community to allow the EQA to evolve according to the needs of the industry and the society.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VII

TABLE DES MATIÈRES IX

LISTE DES TABLEAUX XII

LISTE DES FIGURES XIII

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XIV

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Généralités 1

1.2 Objectifs du mémoire 1

1.3 Contenu du mémoire 2

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 3

2.1 Rejets miniers 3

2.1.1 Définitions 3

2.1.2 Caractéristiques physiques 8

2.1.3 Caractéristiques chimiques 13

2.1.4 Déposition 22

2.2 Avenues de valorisation 38

2.2.1 Matière première sans transformation 38

2.2.2 Matières premières avec transformation 40

CHAPITRE 3 ARTICLE 1 : RÉGLEMENTATION DE LA VALORISATION DES RÉSIDUS MINIERS HORS SITE AU QUÉBEC 58

3.1 Introduction 60
3.2 Cadre législatif de la valorisation des résidus miniers au Québec 63
3.2.1 Cycle de valorisation d'un résidu minier 64
3.2.2 Vue d'ensemble du portrait législatif 66
3.2.3 Planification de la valorisation des résidus miniers 67
3.2.4 Exploitation sur site 72
3.2.5 Entreposage sur site et hors site 72
3.2.6 Transport 73
3.2.7 Exploitation hors site 74
3.3 Analyse des lois, politiques et règlements applicables 75
3.3.1 Esprit de la loi : Gentlemen's agreement et expertise technique 75
3.3.2 Définition des résidus selon l'esprit de la Loi 77
3.4 Discussion et recommandations 78
3.4.1 Matières résiduelles dangereuses 78
3.4.2 Recommandations 81
3.4.3 Sujets à investiguer 83
3.5 Conclusion 84
Annexe 1 : Règlementations applicables à encadrer la valorisation des résidus miniers 85
Annexe 2 : Guides essentiels de l'encadrement légal dans la valorisation des résidus miniers 87
Annexe 3 : Règlementations reprises par le Guide Explicatif - Projet Industriel-Demande de Certificat d'Autorisation - Demande d'Autorisation 88
3.6 Bibliographie 89
CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE 98
4.1 Nouvelle LQE 98

4.2 Centralisation de la réglementation touchant la valorisation des résidus miniers hors site 99

4.3 Le concept d'utilité dans la valorisation 100

4.4 Encadrement de l'étape du démantèlement 100

4.5 Mesures de favorisation économiques 101

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 103

5.1 Conclusions 103

5.2 Recommandations 104

BIBLIOGRAPHIE 106

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Propriétés physiques des résidus de traitement 12

Tableau 2.2 : Résumé des éléments lixiviables retrouvés dans les effluents selon différentes exploitations minières choisies (adapté de Stantec, 2004) 16

Tableau 2.3 : Exemple d'ions métalliques définis comme des acides de Lewis classifiés selon HSAB (adapté de Pearson, 1968) 17

Tableau 2.4 : Propriétés des résidus densifiés (adapté de Bussière, 2007) 29

Tableau 2.5 : Équivalence entre corrosifs à irritants pour les géopolymères (adapté de Davidovits, 2015) 46

Tableau 2.6 : Exemples de recettes employant des résidus miniers ou des minéraux communs dans la fabrication de géopolymères ou d'AAM 47

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Schéma des phases d'un matériau granulaire. 9

Figure 2.2 : Schéma de la ségrégation sur une halde à stériles construite selon la méthode *end dumping* (tirée de Aubertin et al. 2015) 25

Figure 2.3 : Modèle conceptuel des processus physiques impliqués dans la formation de DMA dans une halde à stériles (tirée de Lahmira, 2009). 26

Figure 2.4 : Schéma illustrant le principe de la désulfuration (tirée de Bois et al., 2005) 32

Figure 2.5 : Principaux systèmes de recouvrement pour le contrôle du DMA (tiré de Bussière et al., 2017).....35

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BAPE	Bureau d'audience publique sur l'environnement
C_u	Coefficient d'uniformité
D_r	Densité relative
DMA	Drainage minier acide
DMN	Drainage minier neutre
e	Indice des vides
FTIR	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
FHWA	Federal Highway Administration
ICP (- AES)	Spectrométrie à plasma à couplage inductif (AES pour émission optique)
k_{sat}	Conductivité hydraulique en conditions saturées
LQE	*Loi sur la qualité de l'environnement*
n	Porosité
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
RMD	*Règlement sur les matières dangereuses*
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
P	Pourcentage solide massique
S_r	Degré de saturation
SEM	Microscope électronique à balayage (*Scanning Electron Microscopy*)
τ_y	Contrainte de cisaillement
UCS	Uniaxial compressive strength
USCS	Unified Soil Classification System

TG/DTA	Analyse thermogravimétrique et thermodifférentielle (*Thermogravimetric and Differential Thermal Analysis*)
w	Teneur en eau massique
ψ_a	Pression d'entrée de l'air au début de la désaturation
XRD	Analyse par diffraction des rayons X (*X-Ray Diffraction*)
XRF	Analyse par fluorescence des rayons X (*X-Ray Fluorescence*)

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Généralités

L'exploitation minière est une industrie importante au Québec et au Canada. De nouvelles technologies permettent l'exploitation de gisements à faible teneur en surface, ce qui a pour effet d'extraire une quantité importante de matières minérales à valeur économique faible ou nulle sous forme de roches stériles ou de rejets de concentrateur. Ces matières dites résiduelles sont habituellement entreposées sur le site de l'exploitation minière; certains types peuvent poser de graves problèmes pour l'environnement et représentent un risque géotechnique pour les communautés environnantes. Les ingénieurs doivent donc concevoir des infrastructures d'entreposage stables et sécuritaires à très long terme pour contenir leur impact environnemental et limiter le risque géotechnique.

Parallèlement, le concept d'une gestion des matières résiduelles dont l'objectif est de diminuer le plus possible les résidus destinés à l'enfouissement est en essor dans les industries à travers le monde. Le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) a inclus ce concept dans le plan d'action de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles sous la forme de la hiérarchie des 3RVE (réduire-réemployer-recycler-valoriser-éliminer) au début du siècle : soit la réduction, le réemploi, le recyclage, la valorisation et l'élimination. Le milieu de la recherche publie chaque année des articles et ouvrages présentant de nouvelles avenues pour l'utilisation des matières résiduelles, dont les rejets miniers, comme des matières premières pour différentes applications communes ou nouvelles. Mais alors que la viabilité technique de la valorisation des rejets miniers hors site est systématiquement analysée et que sa viabilité économique est de plus en plus mise de l'avant, peu d'attention est portée à sa viabilité législative. Cette dernière peut être particulièrement encadrante selon la disposition du droit environnemental du pays dans lequel le projet de valorisation a lieu.

1.2 Objectifs du mémoire

Deux objectifs ont été visés par le présent travail. Le premier est de produire un document de référence pour les promoteurs de projets de valorisation de rejets miniers hors sites au Québec. Le deuxième est de produire une critique technique de l'encadrement législatif et réglementaire à

l'intention des législateurs. L'objectif ultime du projet est de favoriser la valorisation des rejets miniers hors sites tout en assurant un développement durable à très long terme de cette activité.

Différentes avenues de valorisation sont présentées selon leur viabilité technique et législative. Commentée en regard de l'applicabilité de la valorisation, la revue de littérature se présente en trois volets : une revue des pratiques de gestion des résidus miniers, une revue de différentes avenues de valorisation et une revue de l'encadrement législatif et réglementaire présentée sous forme d'article. Certaines problématiques concernant la viabilité législative sont par la suite exposées et discutées.

Face à un sujet aussi controversé sur la réglementation de la valorisation des résidus miniers hors site au Québec, il serait facile de tomber dans le débat sur l'actuel partage des responsabilités quant à la gestion des résidus miniers. Le présent document ne vise pas à formuler une position sur le sujet, mais plutôt à brosser un portrait de la valorisation des résidus miniers hors site au Québec du point de vue législatif, à soulever les enjeux, à formuler des recommandations et, ultimement, à encourager la pratique de la valorisation des résidus miniers.

1.3 Contenu du mémoire

Le présent mémoire porte sur l'analyse de l'encadrement législatif et réglementaire entourant les projets de valorisation des rejets miniers hors site. Il est structuré en cinq chapitres. Le premier chapitre présente une introduction du présent mémoire, incluant notamment un mis en contexte et les objectifs du projet. Dans le chapitre 2, une revue de littérature est présentée d'abord sur les caractéristiques des rejets miniers ainsi que les différentes méthodes de gestion utilisées par les exploitations minières et promues par le monde de la recherche. Elle couvre ensuite plus spécifiquement les avenues de valorisation reconnues et en essor. Les lois, règlements et dispositions législatives sont ensuite présentés et analysés en regard des différentes avenues de valorisation des rejets miniers hors site au Québec. Les principaux résultats issus de cette revue de littérature et d'analyse sont présentés dans le chapitre 3 sous forme d'un article rédigé et soumis à la revue *Dossiers Environnement* (NRC Research Press). Une discussion générale est donnée au chapitre 4. Les conclusions et des recommandations ont été présentées au chapitre 5.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Rejets miniers

Les rejets produits par l'industrie minière sont constitués principalement de roches stériles et de résidus provenant de l'usine de traitement du minerai (ou concentrateur). L'industrie minière produit également de résidus issus de procédés de pyrométallurgie (scorie), des eaux usées ainsi que des rejets communs aux industries chimiques (résidus, contenants de produits chimiques et déchets domestiques, par exemple), en quantité beaucoup moindre par rapport aux volumes de roches stériles et des rejets de concentrateur. En industrie minière, les rejets miniers désignent principalement les roches stériles et les rejets de concentrateur. Le présent document s'intéresse principalement à l'encadrement législatif et réglementaire de la valorisation des roches stériles et des résidus de l'usine de traitement du minerai. Chacune de ces deux catégories est d'abord définie; une revue technique de leurs caractéristiques physiques et chimiques est ensuite présentée.

2.1.1 Définitions

2.1.1.1 Valorisation

Dans son sens le plus simple, la valorisation d'un objet consiste à mettre en valeur à l'objet qui n'a pas de valeur commerciale ou à augmenter la valeur commerciale de l'objet. Dans un contexte de gestion des rejets industriels, le but de la valorisation est donc l'action d'utiliser un rejet (c'est-à-dire un objet sans aucune valeur commerciale) comme matière première pour un produit, un traitement, un ouvrage, etc. La valorisation signifie la mise en valeur à un objet ayant aucune ou une faible valeur commerciale. Cela s'emploie souvent dans un contexte où on cherche à éviter l'enfouissement des matières résiduelles. La valorisation fait d'ailleurs partie intégrante de la hiérarchie des 3RVE de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles comme outil de gestion pour réduire l'enfouissement (MDDEP, 2011). Cet objectif est également mentionné dans la définition de l'expression « valorisation de matières résiduelles » à l'article 1 de la Loi sur la Qualité de l'Environnement (*LQE)* :

« Toute opération visant, par le réemploi, le recyclage, le traitement biologique, dont le compostage et la biométhanisation, l'épandage sur le sol, la régénération ou par toute autre action qui ne

constitue pas de l'élimination, à obtenir à partir de matières résiduelles des éléments ou des produits utiles ou de l'énergie » (MDDELCC, 2018c) [extrait souligné pour le présent mémoire].

La définition donnée par la *LQE* met en évidence le double objectif de la valorisation, soit d'éviter l'élimination (ou l'enfouissement) des rejets et de les mettre en valeur à des fins utiles. Par « fins utiles », on sous-entend bien sûr les utilités techniques, mais aussi les utilités environnementales.

Ainsi, dans le contexte de valorisation des rejets miniers, le gouvernement québécois stipule que « tout mode de gestion valorisant les résidus miniers doit conduire à une situation plus avantageuse sur le plan environnemental qu'elle ne le serait en l'absence de l'application de ce mode de gestion » (MDDELCC, 2015). Cet aspect est mis de l'avant lorsque les deux objectifs ciblés entrent en contradiction. Ainsi, le cas de résidus ayant un pH neutre utilisés comme matière neutralisante dans la construction d'un parc à résidus est considéré comme un exemple de valorisation en raison de son utilité environnementale même si, en soi, les résidus neutres sont eux aussi entreposés. Un autre exemple est celui du remplissage de fosse, où les rejets problématiques extraits du site minier sont retournés pour combler les vides produits par l'exploitation du sol. Les résidus ainsi disposés n'ont a priori aucune utilité technique, de sorte que cette avenue pourrait être considérée comme de l'enfouissement selon plusieurs critères. Or, le remplissage de fosse est reconnu comme une activité de valorisation lorsqu'elle permet d'éviter les problèmes environnementaux liés à l'entreposage des résidus dans un parc à résidus (MDDELCC, 2015). Ces problèmes sont plus amplement présentés à la section 2.1.4.2.

Enfin, un rejet peut être valorisé en tout ou en partie (exemples donnés à la section 2.2).

2.1.1.2 Résidus miniers

2.1.1.2.1 Sens technique

Le terme « résidu minier » désigne exclusivement les résidus de l'usine de traitement du minerai dans le milieu universitaire québécois et international et est souvent employé comme équivalent direct de l'anglais « *tailings* » (Aubertin et al., 2002; Demers, 2008; Hu, 2012; Lghoul et al., 2012). Cette définition est valable sur le plan pratique dans le monde de la recherche, car les propriétés physiques et chimiques des résidus de l'usine de traitement du minerai sont généralement différentes de celles des stériles miniers, principalement en ce qui concerne leur granulométrie, ainsi que par les ajouts (eau et/ou produits chimiques servant à faciliter la séparation) et

transformations faits aux résidus de l'usine de traitement contrairement à ce qui est fait aux roches stériles, qui s'apparentent à des pierres de carrière.

2.1.1.2.2 Sens légal

La définition officielle du terme « résidu minier » qu'emploie le MDDELCC provient de la Directive 019 (MDDEP, 2012) :

« Toute substance solide ou liquide, à l'exception de l'effluent final, rejetée par l'extraction, la préparation, l'enrichissement et la séparation d'un minerai, y compris les boues et les poussières résultant du traitement ou de l'épuration des eaux usées minières ou des émissions atmosphériques.

« Sont considérées comme des résidus miniers, les scories et les boues, y compris les boues d'épuration, rejetées lors du traitement utilisant majoritairement un minerai ou un minerai enrichi ou concentré par pyrométallurgie ou hydrométallurgie ou par extraction électrolytique.

« Sont également considérées comme des résidus miniers, les substances rejetées lors de l'extraction d'une substance commercialisable à partir d'un résidu minier et qui correspondent à celles qui sont déjà définies aux deux premiers alinéas.

« Sont exclus les résidus rejetés par l'exploitation d'une carrière ou d'une sablière, au sens du *Règlement sur les carrières et sablières*. »

Une autre définition est donnée à l'article 11.1 du *Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel* (Q-2, r-5) (MDDELCC, 2018h) :

« Toute substance solide ou liquide rejetée par l'extraction, la préparation, l'enrichissement et la séparation d'un minerai, y compris les boues et les poussières résultant du traitement ou de l'épuration des eaux usées minières ou des émissions atmosphériques, à l'exception de l'effluent final et du résidu rejeté par l'exploitation d'une carrière ou d'une sablière, au sens du *Règlement sur les carrières et sablières* (chapitre Q-2, r. 7). Est considérée comme un résidu minier, toute substance solide ou liquide rejetée par le traitement de résidus miniers à des fins de commercialisation d'une substance qui y est contenue ou les scories et les boues rejetées dans le cadre d'un traitement utilisant majoritairement un minerai ou un minerai enrichi ou concentré dans le cadre d'un procédé pyrométallurgique, hydrométallurgique ou électrolytique. »

Cette dernière définition remplace celle qu'avait précédemment formulée le législateur dans le texte de la *LQE*, comme l'explique le tableau de concordance publié par le MDDELCC (MDDELCC, 2018b).

Une troisième définition utile est celle qu'a retenue le Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN) dans la *Loi sur les mines* (MERN, 2018) :

« 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 ».

Contrairement à ce qui a été fait au palier provincial, les résidus miniers ne sont pas définis dans une loi ou un règlement au palier fédéral. Si on trouve parfois des définitions dans les publications officielles, on remarque qu'aucune loi n'encadre directement les résidus miniers; les textes consultés sont plutôt de nature à promouvoir leur bonne gestion. Selon Ressources naturelles Canada, « les résidus sont les sous-produits qui demeurent suivant l'extraction et la récupération de minéraux utiles des opérations minières. Ils sont composés de particules rocheuses finement broyées de la taille de sables ou de silts, mélangées à de l'eau et aux réactifs de traitement au cours du processus de broyage » (RNCan, 2017).

On constate donc que l'interprétation du terme « résidu minier » diffère de façon importe entre les paliers provincial et fédéral et même entre les différents règlements au palier provincial. En 2016, l'Association minière du Québec (AMQ) s'est d'ailleurs prononcée sur la difficulté d'application associée à cette « multiplication des définitions ou des interprétations » (AMQ, 2016).

Selon les définitions légales, les résidus miniers comprennent à la fois les stériles (soit les rejets miniers s'apparentant à des pierres de carrière à l'étape de l'extraction) et les résidus de l'usine de traitement, ce qui peut s'avérer problématique quand différents lois et règlements s'appliquent. Par exemple, la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) a utilisé le terme « résidu minier » pour désigner les seuls résidus de traitement lors d'une présentation officielle sur la gestion des résidus miniers uranifères et la réglementation faite dans le cadre d'un rapport du Bureau des Audiances Publiques sur l'Environnement (BAPE) de 2014 sur les enjeux de la filière uranifère au Québec (CCSN, 2014).

De plus, même le MDDELCC n'utilise pas le terme de façon uniforme. En effet, certaines des publications du Ministère n'indiquent pas clairement la définition retenue ou utilisent une

formulation laissant sous-entendre que les stériles ne sont pas compris dans les « résidus miniers ». C'est le cas notamment du document de référence *Le secteur minier au Québec – Enjeux environnementaux et cadre normatif pour les rejets liquides*, publié en 2016 par la Direction générale des politiques de l'eau – Direction des eaux usées du MDDELCC, où l'ambiguïté subsiste (MDDELCC, 2016a) :

« […] Ces résidus miniers sont constitués de roche finement broyée et d'une quantité importante d'eau utilisée lors du traitement. Généralement, l'eau de procédé et les résidus miniers sont pompés sous forme de pulpe dans l'aire d'accumulation de résidus miniers qui permettra la séparation solide/liquide par décantation. Dans certains cas, les procédés utilisés prévoient la déshydratation des résidus miniers avant de les acheminer sous forme solide ou parfois en pâte dans les aires d'accumulation de résidus miniers. »

Il est constatable que cette extrait fait exclusivement référence aux résidus de l'usine de traitement sans que les stériles soient explicitement inclus. C'est toujours le cas dans la *Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement – Autres renseignements requis pour un projet minier (mine ou usine de traitement de minerai)*, produite récemment par le MDDELCC (dans les mois ayant précédé la rédaction de ce mémoire), où les formulations suivantes sont utilisées (MDDELCC, 2018f) :

1) « […] les installations et les infrastructures permanentes (notamment les galeries, les puits, les rampes d'accès, les concasseurs, les usines de traitement de minerai, les bâtiments, les ouvrages de retenue d'eau, les digues, les aires d'accumulation de résidus miniers, les haldes de mort terrain et de minerai, les unités de traitement des eaux, les parcs ou les garages destinés à la machinerie et aux équipements, les installations réservées au stockage et à la distribution de carburant, les lieux d'entreposage de matières dangereuses, les puits d'eau potable, les camps de travailleurs) ainsi que les installations connexes (notamment les installations routières, ferroviaires, portuaires et aéroportuaires, les amenées d'énergie, les prises d'eau, les aires de réception, de manipulation et d'entreposage, etc.) » (souligné pour les fins du mémoire)
2) « […] les résidus miniers, y compris les stériles, et le mort terrain […] »
3) « […] des quantités de stériles et de résidus miniers produits […] »

On constate que la première utilisation (par le terme « aires d'accumulation de résidus miniers ») englobe les haldes à stériles ainsi que les parcs à résidus de l'usine de traitement. La deuxième utilisation spécifie séparément les stériles comme étant inclus dans la définition. Enfin, la troisième utilisation présente les stériles comme un élément à part et donc non inclus dans « résidus miniers ». Par ces trois exemples, on constate que le terme « résidu minier » n'a pas un sens figé.

2.1.1.2.3 Définition retenue

Puisqu'il s'agit d'un mémoire portant sur les règlements et la législation, le terme « résidus miniers » employé correspond à la définition de la Directive 019 présentée plus haut et comprend donc les roches stériles et les résidus issus de l'usine de traitement. Pour mentionner l'un de ces types de rejets de manière exclusive, l'appellation spécifique « résidu de l'usine de traitement » ou « roche stérile » sera employée selon le cas. Cependant, la définition la plus courante dans l'industrie et dans la recherche comprends uniquement les rejets du concentrateur et exclu les roches stériles. L'article présenté au chapitre 3 présente une critique concernant la disparité des définitions.

2.1.2 Caractéristiques physiques

Avant de présenter certaines caractéristiques principales des résidus miniers, il faut rappeler ici quelques paramètres physiques couramment utilisés en géotechnique minière.

Une distribution granulométrique d'un matériau granulaire renseigne sur les portions du matériau de grandeur égale ou inférieure à des diamètres prédéterminés. Le coefficient d'uniformité C_u renseigne sur l'uniformité granulométrique d'un matériau granulaire, soit la disparité de la taille des grains. Il est défini comme :

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} \qquad [2.1]$$

où D_i est le diamètre des pores d'un tamis dans lequel *i*% de particules de l'échantillon d'un matériau donné passe (L). Ainsi, D_{60} indique la taille des pores pour que 60% des particules puissent traverser et D_{10}, la taille pour que 10 % des particules passent.

L'indice des vides (*e*) est une autre caractéristique importante d'une mesure du volume occupé par les vides dans un matériel donné et est défini comme suit :

$$e = \frac{V_v}{V_s} \qquad [2.2]$$

où V_v est le volume des vides (L^3),

V_S est le volume occupé par la matière solide (L^3).

La Figure 2.1 représente les volumes des phases d'un matériau granulaire tel que repris par l'équation [2.1] de l'indice des vides e.

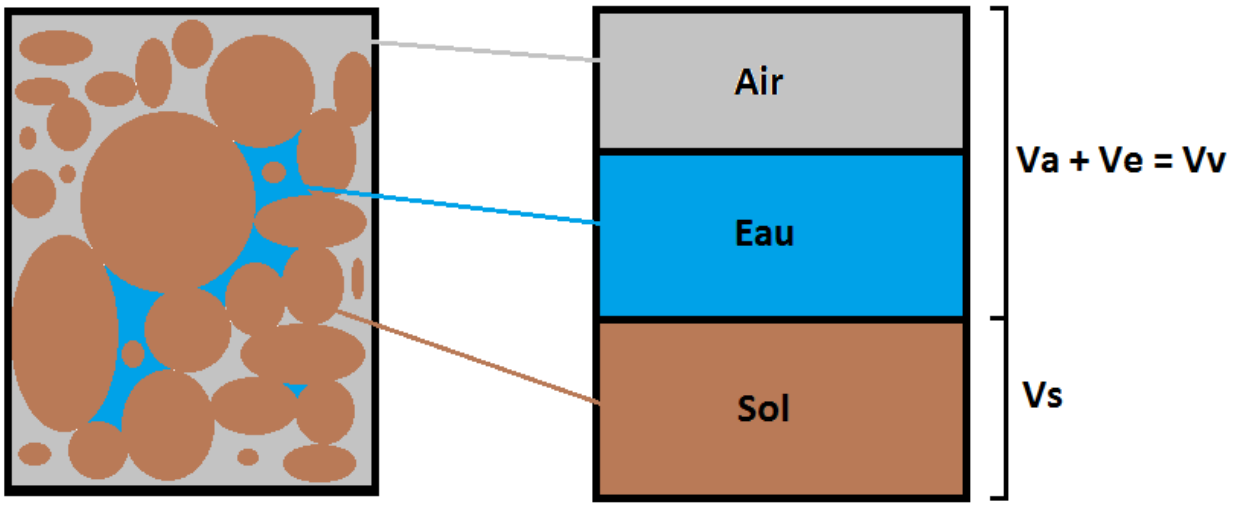

Figure 2.1 : Schéma des phases d'un matériau granulaire.

L'indice des vides est directement relié à la porosité (n) par la formule suivante :

$$n = \frac{e}{e+1} \qquad [2.3]$$

La densité relative est une équivalence sans unité à la masse volumique et est définie comme :

$$D_r = \frac{\rho_m}{\rho_e} \qquad [2.4]$$

où ρ_m est la masse volumique d'un matériau m donné (M/L^3),

ρ_e est la masse volumique de l'eau à une température de 4 °C (M/L^3).

Le pourcentage des solides en masse (P) est défini comme :

$$P = \frac{M_s}{M_t} \times 100\% \quad [2.5]$$

Où M_s représente la masse des solides et M_t, la masse totale.

2.1.2.1 Roches stériles

Pour la plupart des mines, les matériaux d'extraction les plus importants en termes de tonnage sont les roches stériles (comparativement au minerai). Cela est d'autant plus vrai pour les mines à ciel ouvert, dont la quantité de roches stériles extraites par exploitation minière peut être jusqu'à six fois plus importante que la quantité de minerai extrait, cette dernière varie généralement entre 10 000 et 70 000 tonnes par jour (Bussière et al., 2017).

La granulométrie des roches stériles peut varier énormément au sein d'une même mine et d'une mine à l'autre selon la minéralogie du gisement, la résistance mécanique du massif excavé, le type d'exploitation de la mine (souterrain ou à ciel ouvert) ainsi que la technique d'exploitation employée. La granulométrie peut également varier au sein d'une même halde à stériles selon la méthode de déposition employée lors de la construction. En effet, la ségrégation naturelle ainsi que la méthode de déposition influencent directement l'uniformité de la granulométrie de la halde. Un endroit peut contenir une proportion plus importante de particules fines qu'un autre par exemple (Morin et al, 1991). Généralement, les roches stériles sont à la fois composées de particules fines (< 80 µm de diamètre), de sable, de gravier et de blocs rocheux (Nichols, 1987, cité dans Peregoedova, 2012) avec un coefficient d'uniformité (C_u) égal ou supérieur à 20 (Aubertin et al. 2005).

En ce qui a trait à la porosité et à l'indice des vides, ils varient en fonction de la granulométrie des stériles miniers, mais également de leur compaction. Il en résulte qu'un même matériau en état « lâche » n'aura pas la même porosité ou le même indice des vides qu'en état compacté. Des auteurs ont toutefois noté que la porosité des stériles peut varier entre 30 % et 50 % (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002a; Hernandez, 2007; Azam et al., 2007, cité dans Peregoedova, 2012).

La masse volumique est une autre caractéristique physique déterminante pour atteindre les performances mécaniques nécessaires à certains projets de valorisation. Les stériles sont essentiellement définis comme la fraction d'un gisement dont l'extraction est non économique. Leurs masses volumiques varient d'une mine à l'autre suivant la variabilité des formations géologiques. La masse volumique des stériles peut donc être aussi basse que 1,55 t/m^3 dans le cas

des formations de calcaire et s'élever jusqu'à 3,6 t/m^3 dans le cas de l'olivine (Klein et Carmichael, 2018).

Une fois le stérile excavé, il perd sa forme compactée par foisonnement, et sa masse volumique peut donc beaucoup varier. Par exemple, dans l'est de Rouyn-Noranda en Abitibi-Témiscamingue, la masse volumique in situ (dans son massif d'origine) de la roche stérile de la mine Westwood (compagnie Iamgold) est de 2,8 g/cm^3, mais elle diminue à 1,8 g/cm^3 en moyenne une fois la roche excavée (Leber et al., 2017). Pour la mine Wabouchi (compagnie Nemaska Lithium), située à 30 km de Nemiscau (à 600 km de Westwood), la masse volumique in situ de la roche stérile est de 3,06 g/cm^3, mais tombe à 2,1 g/cm^3 après l'excavation (Dupéré et al., 2018). Cette masse volumique in situ ou du grain est mise de l'avant puisque la masse volumique en condition foisonnée est très variable selon la teneur en eau ou le niveau de foisonnement. Alors que les deux masses volumiques influencent certaines propriétés mécaniques de la matière, seule la masse volumique du grain ne peut être modifiée.

Les caractéristiques physiques des roches stériles s'apparentent grandement à celles des pierres de carrière utilisées dans l'industrie de la construction. Il arrive parfois qu'une mine décide de donner, voire de vendre ses roches stériles sur le marché local, car ils ont l'avantage économique d'être déjà excavés et d'une grosseur facilitant le transport. Par exemple, la mine Beaufort de la Corporation Aurifère Monarques Gold, située à 20 km au nord de Val-d'Or en Abitibi-Témiscamingue, vend ses roches stériles comme matériaux granulaires (Pelletier et al., 2017).

2.1.2.2 Résidus de l'usine de traitement

À l'instar des roches stériles, les propriétés physiques intéressantes des résidus de l'usine de traitement comprennent la masse volumique, la granulométrie et la porosité. De plus, certains procédés de traitement nécessitent que le minerai soit mélangé à de l'eau lors du broyage, ce qui peut amener les résidus miniers à contenir une partie non négligeable d'eau lors de leur déposition. Pour diverses raisons de transport et d'applications, une trop grande teneur en eau peut nuire au potentiel de valorisation des résidus de l'usine de traitement. Cependant, ces derniers ont généralement l'avantage d'être déjà finement broyés, ce qui est requis pour certaines applications du génie civil comme la confection de ciment.

Les propriétés physiques varient d'un résidu à l'autre en fonction du procédé d'exploitation employé, du minerai d'origine et de la méthode de gestion.

Le Tableau 2.1 donne quelques exemples de résidus d'usine de traitement.

Tableau 2.1 : Propriétés physiques des résidus de traitement

Nom de l'exploitation	Densité relative du grain	Pourcentage solide en masse (%)	D_{80} (µm)	Ville à proximité	Source
Goldex	2,7	77	138	Val-d'Or	Genest et al., 2012
Canadian Malartic	2,8	68	65	Malartic	Gervais et al., 2014
Casa Berardi	2,8	S.o.	65,5	La Sarre	Sahi, 2016; Salmon et al., 2014
Mine Jeffrey	S.o.	100 (sec)	4750-25000	Asbestos	Panikorovskii et al., 2017; Marchand et al., 2017
Lac Bloom*	S.o.	S.o.	428-489*	Labrador City	Gignac et al., 2017

*Tel que caractérisés dans les essais die l'étude de faisabilité (voir source)

La densité relative du grain (D_r) influence directement les performances mécaniques des résidus de l'usine de traitement lorsqu'ils sont valorisés pour certaines utilisations. On remarque que la densité du grain des résidus des mines Goldex, Canadian Malartic et Casa Berardi est comparable.

Le pourcentage des solides en masse (P) renseigne directement sur la teneur en eau et sur la porosité du résidu à la déposition. Les deux mines aurifères Goldex et Canadian Malartic ajoutent de l'eau au broyage du minerai pour le traitement, ce qui explique le contenu en eau de leur résidu comme mentionné précédemment au Tableau 2.1. Le pourcentage des solides peut varier et être contrôlé par l'adoption des méthodes différentes selon le besoin de la déposition. Par exemple, si l'on utilise la méthode conventionnelle (*slurried tailings*), le pourcentage des solides peut être aussi bas que 30% alors que celui de la méthode des résidus filtrés peut excéder 85% (Aubertin et al., 2013a). Le pourcentage des solides tend à augmenter avec le temps d'entreposage en raison d'un effet de consolidation et de drainage. Cet effet se fait également sentir sur l'indice des vides (e) qui, directement en lien avec le pourcentage massique des solides, diminuera avec le temps. L'ampleur du drainage et de la consolidation dépendent des configurations des parcs à résidus (Saleh Mbemba, 2016).

Le diamètre passant à 80% (D_{80}) représente la valeur du diamètre maximal de 80% des résidus. Le D_{80} est un critère déterminant pour l'usine de traitement du minerai et renseigne sur la finesse de la granulométrie. On constate dans le Tableau 2.1 qu'une fragmentation plus fine du minerai est nécessaire dans certaines mines pour extraire la portion économique voulue. C'est souvent le cas pour les mines d'or à ciel ouvert dont le gisement peut être économique à très faible teneur, comparativement à d'autres commodités. Certaines applications de valorisation telles que celles ayant recours à des réactions d'hydratation du matériau inorganique, comme la fabrication de briques, favorisent les matériaux très fins pour leur surface spécifique et leur plus grande vitesse de réaction. On constate que le D_{80} des résidus de la mine Jeffrey, située en Estrie, est entre 100 et 1000 fois supérieur aux résidus d'usine de traitement des mines aurifères présentées. La mine Jeffrey étant fermée, c'est la compagnie One Mag qui a réalisé l'étude de faisabilité consultée. L'unité du micron a été choisie à des fins comparatives, mais la plupart des résidus issus d'anciennes usines de traitement d'amiante de la région de Thetford Mines ont leur diamètre mesuré en millimètres et sont d'un ordre de grandeur comparable à ceux de la mine Jeffrey. Villeneuve (2013) a classifié les rejets des mines d'amiante de la région de Thetford Mines de « poudre » (< 0,08 mm) à « résidus grossiers » (10-80 mm), ce qui s'apparente aisément à un gravier. Le résidu du projet du lac Bloom, exploité par la compagnie Champion Iron, est obtenu par des procédés par magnétisme et par densité différentielle. Bussière (2007) remarque que même si les résidus de l'usine de traitement du minerai peuvent posséder une granulométrie fine, leur susceptibilité aux cycles de gel-dégel est moins prononcée que les matériaux argileux, ce qui peut les avantager comme matériau de remplissage pour des applications de l'industrie de la construction.

Enfin, la proximité de l'exploitation avec une ville témoigne d'un certain potentiel de valorisation pour le marché local. Ces exemples ont d'ailleurs été choisis pour leur proximité avec un marché local éventuel.

2.1.3 Caractéristiques chimiques

2.1.3.1 Minéralogie

La minéralogie est le facteur le plus déterminant dans la caractérisation chimique. Une étude minéralogique renseigne sur le potentiel de lixiviation, le drainage minier acide (DMA), le drainage

minier neutre contaminé (DMN) et le potentiel de valorisation. Étant donné la grande variabilité des procédés utilisés et des minéraux connus, les propriétés chimiques des résidus miniers diffèrent également beaucoup d'une exploitation à l'autre. Mais alors que certaines propriétés n'ont un impact que pour des applications bien précises (voir section 2.2), d'autres sont déterminantes pour l'ensemble des avenues de valorisation hors site, en particulier lorsque l'impact est de nature environnementale.

Puisque l'on retrouve les mêmes minéraux dans les stériles et les résidus du concentrateur, ces deux types de résidus sont susceptibles de produire du DMA, du DMN, des effluents contaminés avec des éléments toxiques, de la radioactivité ou des métaux lourds.

Plante et al. (2015) relèvent qu'il est avantageux d'intégrer la minéralogie des différentes zones d'une exploitation minière comme facteur décisionnel dans la gestion des résidus miniers. En plus de favoriser l'identification des lithologies de stériles qui pourront être utilisées pour les projets de valorisation sur site (construction de route, de digues et de recouvrement) cette approche permet de planifier une construction de halde visant à limiter le mélange des rejets problématiques et non problématiques et donc à diminuer le volume des rejets problématiques. Les mêmes auteurs suggèrent de procéder à une caractérisation minéralogique des rejets produits dès les essais pilotes de l'usine de traitement pour une meilleure prévision environnementale. S'il est possible de représenter fidèlement les procédés utilisés à l'usine par des essais de laboratoire, la caractérisation minéralogique des rejets peut être faite avant même les essais pilotes de l'usine.

De plus, une caractérisation minéralogique dès l'étape de l'exploration permet de prévoir les problèmes minéralurgiques et métallurgiques lors du traitement du minerai et de prévoir les risques éventuels reliés à l'environnement (Chopard, 2017).

2.1.3.2 Distinction entre les roches stériles et les résidus de concentrateur

Deux principales différences distinguent les roches stériles et les résidus de concentrateur sur le plan de la réactivité chimique : la surface spécifique et la présence de réactif ajouté lors du traitement du minerai. En effet, il a été montré à la section 2.1.2 que la granulométrie des résidus de l'usine de traitement est beaucoup plus fine que la granulométrie des stériles. Pour un volume donné, un matériau plus fin aura une surface de réactivité plus grande qu'un matériau grossier en raison de la surface libérée par la fragmentation. Les résidus de l'usine de traitement du minerai sont généralement plus réactifs que les stériles. Pour une même minéralogie donnée, les résidus de

l'usine de traitement du minerai engendreront un DMA ou un DMN plus important et seront plus susceptibles de produire un lixiviat contaminé en métaux lourds du fait de leur plus grande surface de réactivité par rapport aux roches stériles.

Par ailleurs, des additifs sont souvent ajoutés à l'usine de traitement selon le traitement appliqué lors du procédé d'extraction. Ils comprennent de manière non exhaustive les cyanures, les agents collecteurs, les agents moussants et les produits de leur dégradation (Dzombak et al., 2005; MDDELCC, 2016a). Ces additifs sont normalement absents dans les roches stériles.

Finalement, comme mentionné précédemment, aucun minéral ne se retrouve exclusivement dans les résidus de l'usine de traitement ou dans les stériles, mais la réactivité accrue des résidus miniers peut favoriser l'apparition de minéraux secondaires lorsqu'ils sont exposés aux conditions atmosphériques (p. ex. : par oxydation) (Bussière et al., 2005). L'ajout de produits stabilisateurs (p. ex. : le ciment) lors de la déposition dans les parcs à résidus est abordé à la section 2.1.4.2.

2.1.3.3 Lixiviation

Certains éléments et composés nocifs pour le vivant contenus dans les rejets miniers peuvent lixivier au contact de l'eau et de l'air. La mobilité en milieu aqueux d'un élément ou d'un composé dépend entre autres du pH de l'eau, du potentiel d'oxydoréduction et de la présence d'autres éléments et composés.

Stantec (2004) rapporte que la présence de molybdène et de sélénium, même en faible concentration, peut affecter la santé des mammifères. Le sélénium, particulièrement, est susceptible d'être bioaccumulé dans les cours d'eau et peut ainsi nuire à la faune terrestre et aux organismes aquatiques.

Le Tableau 2.2, adapté de Stantec (2004), présente pour chaque élément potentiellement lixiviable, le type d'exploitation couramment associé et les concentrations mesurées selon différentes mines sélectionnées par Stantec (2004). Le recensement concerne les éléments retrouvés dans les eaux minières (comprenant les effluents des haldes à stériles et des parcs à résidus). Il renseigne également sur le potentiel de valorisation des résidus miniers par type de mine puisque certains de ces éléments ont un impact direct sur la viabilité technique ou législative de différentes avenues de valorisation.

Tableau 2.2 : Résumé des éléments lixiviables retrouvés dans les effluents selon différentes exploitations minières choisies (adapté de Stantec, 2004)

Élément	Concentration (mg/L)	Type d'exploitation par commodité
Antimoine	0,001 à 0,7	Or
Arsenic	2 à 4	Or/uranium
Cadmium	<0,01 à 0,06	Plusieurs
Chrome	S.o.	Plusieurs
Cobalt	0,001 à 1	Nickel/cuivre
Cuivre	S.o.	Cuivre/nickel
Manganèse	0,5 à 2	Plusieurs
Mercure	0,00005 à 0,007	Or/argent
Molybdène	1 à 10	Uranium/molybdène/cuivre
Nickel	0,5 à 3	Nickel/uranium
Plomb	S.o.	Plusieurs
Radium-226	0,001 à 2	Uranium/phosphate
Sélénium	0,005 à 0,11	Or/uranium/charbon/cuivre
Sulfate	533 à 4620	Plusieurs
Uranium	0,001 à 2	Uranium/phosphate
Zinc	0,5 à 5	Zinc/argent/or

2.1.3.4 Radioactivité

Bien que le Québec ne possède pas d'exploitation d'uranium actuellement, d'autres commodités exploitées ou en cours d'exploration sont fréquemment associées à la présence de radionucléides, y compris le phosphate (voir Tableau 2.2), le niobium (BAPE, 2002) et les terres rares (Wavrant et al., 2017). Cela indique que les radionucléides sont présents dans presque tous les types de gisement, notamment les carrières et sablières ainsi que les exploitations minières de fer, d'or et de cuivre (MDDELCC, 2017a).

2.1.3.5 Drainage minier acide

Les premiers témoignages de DMA remontent à près de trois millénaires, lorsque des membres du peuple antique des Phéniciens ont décrit une rivière « rouge comme du vin » au sud de l'Espagne. La célèbre rivière porte toujours le nom de Rio Tinto – « rivière rouge » en espagnol – que lui ont donné les Phéniciens et tire sa couleur du plus important gisement de composés sulfurés au monde (Nelson et Lamothe, 1993).

Le DMA est essentiellement l'acidification des eaux en contact avec un matériau rocheux sous certaines conditions, typiquement lorsque des matériaux sulfureux sont exposés à des conditions atmosphériques oxydantes (Moncur, 2006; Aubertin et al., 2016). Lorsque l'acidité générée fait chuter le pH à des valeurs inférieures à 6, la solubilité de certains éléments nocifs augmente, et en particulier celle des métaux lourds tels que le fer, l'aluminium, le manganèse, le zinc, le cuivre, le cadmium, le mercure, le plomb, le cobalt, le nickel et le tantale (Bussière et al., 2005). Certains minéraux ont un double impact sur le drainage minier acide, par l'oxydation du soufre dont ils sont composés, mais aussi par l'ion métallique libéré. La théorie sur les acides de Lewis définit un acide comme étant un accepteur de paire d'électrons. La classification HSAB (pour *Hard and Soft Acids and Bases*) aide à entrevoir le potentiel acide des ions métalliques. Des exemples d'acides classés forts, intermédiaires et doux sont présentés dans le Tableau 2.3.

Tableau 2.3 : Exemple d'ions métalliques définis comme des acides de Lewis classifiés selon HSAB (adapté de Pearson, 1968)

Acides forts	**Acides intermédiaires**	**Acides doux**
Li^{+} Mn^{2+} Al^{3+} Cr^{3+} Co^{3+} Fe^{3+} As^{3+} U^{4+}	Fe^{2+} Co^{2+} Ni^{2+} Cu^{2+} Zn^{2+} Pb^{2+} Sn^{2+}	Cu^{+} Ag^{+} Au^{+} Hg^{+} Cd^{2+} Hg^{2+}

Le Tableau 2.4 présente des exemples de minéraux composés de soufre et de métaux lourds.

Tableau 2. 4 : Exemples de minéraux composés de soufre et de métaux lourds (adapté de Lowson, 1982, cité dans Morin et al., 1991)

Minéral	**Composition chimique**	**Minéral**	**Composition chimique**
Alabandite	MnS	Linnaéite	Co_3S_4
Arsénopyrite	FeAsS	Marcassite	FeS_2
Bornite	Cu_3FeS_4	Millérite	NiS
Chalcocite	Cu_2S	Molybdénite	MoS_2
Chalcopyrite	$CuFeS_2$	Orpiment	As_2S_3
Cinabre	HgS	Pyrite	FeS_2
Cobaltite	CoAsS	Pyrrhotite	$Fe_{0,8\text{-}1}S$
Covellite	CuS	Réalgar	AsS
Cubanite	$CuFe_2S_3$	Sphalérite	ZnS

Énargite	Cu_3AsS_4	Stibine	Sb_2S_3
Galène	PbS	Tennantite	$Cu_2As_2S_{13}$
Greenockite	CdS	Troïlite	FeS
Greigite	Fe_3S_4	Violarite	$FeNi_2S_4$
Hauérite	MnS_2	Wurtzite	ZnS

La pyrite, la pyrrhotite et l'arsénopyrite sont les minéraux sulfureux les plus communs aux résidus miniers de la région minière de l'Abitibi-Témiscamingue (Demers, 2008). L'exemple suivant concernant l'oxydation de la pyrite démontre comment l'exposition aux conditions atmosphériques favorise grandement le DMA :

Oxydation directe : $2FeS_{2\,(s)} + 7O_{2\,(g)} + 2H_2O_{(l)} \rightarrow 2Fe^{2+}{}_{(aq)} + 4SO_4{}^{2-}{}_{(aq)} + 4H^+{}_{(aq)}$ [2.6]

Oxydation indirecte : $FeS_{2(s)} + 14Fe^{3+}{}_{(aq)} + 8H_2O_{(l)} \rightarrow 15Fe^{2+}{}_{(aq)} + 2SO_4{}^{2-}{}_{(aq)} + 16H^+{}_{(aq)}$ [2.7]

En effet, la présence d'eau et d'oxygène favorise la génération de DMA. C'est pourquoi les méthodes de déposition des roches stériles et des résidus de l'usine de traitement visant à éviter le phénomène du DMA trouvent leur efficacité dans leur capacité à limiter l'un, l'autre ou les deux. La disponibilité en eau et en oxygène dépend des méthodes de déposition (voir section 2.1.4).

Le drainage minier acide peut également être favorisé par l'activité microbienne. Des bactéries comme *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, *Thiobacillus prosperus*, *Thiobacillus cuprinus* et *Thiobacillus plumbophilus* jouent ainsi un rôle primordial dans la production d'acide sulfurique à partir de sulfure métallique (Kleinmann et al., 1981; Rossi, 1990; Huber et Stetter, 1989; Huber et Stetter, 1990; Drobner et al.,1992, cité dans Brassard, 1993).

Étant donné que les résidus risquant de générer un DMA et un DMN peuvent avoir un impact environnemental considérable, la législation québécoise en matière d'environnement encadre directement la gestion des résidus miniers et les méthodes employées pour empêcher l'émission de contaminants (voir section 2.1.3.7).

La présence de DMA est un critère très limitatif pour plusieurs avenues de valorisation. L'exemple le plus connu est sans aucun doute la détérioration du ciment Portland (et des bétons et mortiers) par la présence de minéraux secondaires sulfatés (Le Roux et Orsetti, 2000; Trahan, 2013; Duchesne et al., 2014). Ce phénomène a profondément marqué l'histoire de la construction et du

bâtiment au Québec. Cormier (2000) a recensé 2486 cas visant entre autres 1700 maisons de la rive sud de Montréal et d'autres régions du Québec, comme la Mauricie (Trahan, 2013). Les mêmes réactions générant l'acidité responsable du DMA, comme les réactions [1.6) et [1.7], libèrent de l'acide sulfurique (H_2SO_4) susceptible par la suite d'attaquer les composés hydratés qui constituent le ciment et de produire du gypse ($CaSO_a \bullet 2H_2O$) en réagissant avec les composés de carbonate de calcium ($CaCO_3$) en présence d'eau (Comier, 2000) :

$$H_2SO_{4(aq)} + CaCO_{3(s)} + H_2O_{(l)} \rightarrow CaSO_4 \bullet 2H_2O_{(s)} + CO_{2(g)} \ (3) \qquad [2.8]$$

Le gypse ainsi formé occupe le double du volume qu'occupait auparavant le carbonate ayant servi à sa formation. Mais la principale cause de gonflement ne provient pas de l'augmentation de volume engendrée par la formation de gypse, mais de la force de cristallisation de ce dernier lors de la formation de cristaux aciculaires (Cormier, 2000).

Les ions sulfates libérés lors des réactions [2.6] et [2.7] peuvent également causer la formation d'ettringite ($Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}.26H_2O$) après que la matrice cimentaire se soit figée. L'ettringite est aussi responsable du gonflement du ciment. Ces deux réactions sont les principaux mécanismes de l'attaque sulfatique (Divet, 2001).

D'autres produits cimentaires que le ciment Portland offrent de meilleures résistances aux conditions acides qui peuvent être provoquées par l'utilisation de résidus miniers générateur d'acide, par exemple les ciments issus de matériaux d'activation alcaline (AAM) et les géopolymères (Davidovits, 2015; Luukkonen et al., 2017). Davidovits (2015) a cependant noté que les ciments AAM sont généralement moins résistants aux attaques acides que les géopolymères. Cela s'expliquerait par leur contenu final en composés hydratés d'aluminosilicate des AAM, alors que les géopolymères exigent des degrés de polymérisation supérieurs à ceux de l'étape de l'hydratation, tels que la réorganisation en matrices tridimensionnelles des aluminosilicates absents des terminaisons hydroxydes, et donc moins susceptibles de réagir sous l'effet de l'acide. La résistance chimique des AAM et des géopolymères est donc une propriété très prometteuse dans les avenues de valorisation des résidus miniers à risque de DMA. Cependant, sans traitement pour remédier à l'acidité du DMA, les résidus s'apparentent à une matière dangereuse et leur potentiel de valorisation hors site reste très restreint.

2.1.3.6 Drainage minier neutre contaminé

Le drainage minier neutre contaminé est caractérisé par une forte concentration d'éléments nocifs dans les effluents de stériles et de rejets de l'usine de traitement même si le pH de ces effluents est presque neutre. Les éléments nocifs reliés au DMN incluent l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le fer, le manganèse, le mercure, le molybdène, le nickel, le sélénium, les sulfates, l'uranium et le zinc (Stantec, 2004).

Le drainage minier neutre contaminé peut avoir lieu sous différentes conditions. Stantec (2004) attribue trois causes générales au phénomène. Premièrement, le DMN survient de manière séquentielle à la suite de l'oxydation de sulfure et de la génération d'acides responsables du DMA. Dans des conditions de pH bas, certains composés neutralisants sont solubilisés parallèlement à la solubilisation des métaux lourds. Les composés neutralisants sont alors en assez grande quantité pour neutraliser suffisamment l'acide précédemment généré. Cependant, certains métaux, dont ceux mentionnés au paragraphe précédent, conservent leur solubilité à des pH neutres. Deuxièmement, le DMN peut survenir en absence de génération d'acides, par exemple lors de l'oxydation de minéraux composés d'arsenic où le soufre est en quantité trop faible pour générer suffisamment d'acidité, ou lorsque des composés ayant un potentiel de neutralisation sont présents et neutralisent l'acidité au fur et à mesure qu'elle est produite. Ainsi, l'arsenic conserve tout de même sa mobilité suivant son oxydation dans ces conditions. Troisièmement, le DMN est observé dans des rejets ayant un potentiel de DMA élevé, mais déposés de manière à limiter l'oxygène et ainsi à prévenir la réaction de DMA (configuration surélevée de la nappe d'eau). La mobilité du nickel et du zinc est alors observée malgré les conditions de submersion en raison d'une période d'exposition atmosphérique des rejets avant la déposition.

Tout comme l'acidité, la présence d'éléments nocifs peut avoir un impact négatif sur l'environnement. De ce fait, la génération d'un DMN est également peu souhaitable au sein des résidus miniers à valoriser.

2.1.3.7 Encadrement législatif et réglementaire des caractéristiques chimiques des rejets miniers

Plusieurs lois et règlements encadrent l'impact des caractéristiques chimiques des rejets miniers sur le vivant. Le document le plus important à cet égard est sans doute la Directive 019. Les autres lois et règlements sont plus amplement discutés au Chapitre 3.

Sans être un règlement, la directive 019 est utilisée pour soumettre les résidus miniers à une caractérisation de leur niveau de dangerosité tout en les excluant du Règlement sur les matières dangereuses (MDDEP, 2012). Ainsi, la caractérisation requise par la Directive 019 est très similaire à celle qu'exige le Règlement sur les Matières Dangereuses (*RMD)* et doit aussi être établie par un laboratoire agréé. Plusieurs analyses requises par le *RMD* sont ainsi reprises afin de classer les rejets selon les catégories suivantes : à faibles risques, lixiviables, acidogènes, cyanurés, contaminés par des composés organiques, radioactifs, inflammables ou à risques élevés.

La Directive 019 reprend également certaines dispositions du *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains,* qui sont traduites en critères dans le *Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 2012; MDDELCC 2016c), en dépit du fait que les résidus miniers ne sont pas des sols. Les critères de l'Annexe 2 du *Guide d'intervention* sont utilisés à des fins comparatives dans le classement des résidus miniers à faibles risques, lixiviables et contaminés par des composés organiques. Le *Guide* est aussi utilisé pour contrôler l'impact des résidus sur la qualité de l'eau souterraine, laquelle peut être détériorée par le DMA et le DMN (MDDEP, 2012). Stantec (2004) rapporte en outre que le principal facteur décisionnel concernant les seuils de lixiviation choisis est la protection des organismes aquatiques, sauf lorsqu'il s'agit de l'antimoine et du chrome. Les seuils de ces deux derniers éléments correspondent plutôt aux standards de portabilité pour la consommation humaine. Enfin, les sulfates représentent un risque spécifique pour certains types de plantes aquatiques et pas pour tous les organismes aquatiques.

Concernant la radioactivité des nucléides, plus de 70 radionucléides sont présents naturellement dans l'environnement. Ils peuvent donc être trouvés dans tous les types d'exploitations minières et de carrières. Cependant, certains gisements sont plus souvent associés à la présence de radionucléides, comme c'est le cas pour l'extraction du phosphate. Actuellement, la gestion des matières radioactives naturelles relève d'une compétence partagée entre le fédéral et le provincial. Au palier fédéral, la Commission canadienne de sûreté nucléaire intervient dans le cas d'exportation, d'importation ou de transport de matières radioactives naturelles. C'est donc principalement le palier provincial qui encadre l'utilisation des rejets miniers contenant des radionucléides. Le MDDELCC (2017) recommande l'analyse des isotopes U-238, Ra-226, Pb-210, Th-232, Ra-228, Th-228 et dans certains cas, des isotopes U-234, Th-230 et Po-210 dans les rejets miniers. L'analyse doit déterminer l'état d'équilibre séculaire (activité des radionucléides d'une

même chaîne de désintégration) des radionucléides présents afin de comprendre et de prédire la mobilité des radionucléides qui possèdent des solubilités et des potentiels de réactivité variables (MDDELCC, 2017a). L'analyse doit être faite plusieurs fois lors de la vie d'une mine, car l'activité minière peut perturber cet équilibre. Par exemple, l'exposition des résidus miniers à des conditions atmosphériques peut entraîner l'oxydation de l'uranium tétravalent (U^{4+}), qui est non soluble en uranium hexavalent (U^{6+}) et peut être soluble en présence d'ions carbonates, phosphates ou sulfates (Sheppard et al, 2005; MDDELCC, 2017a). Par définition, si la caractérisation permet d'établir qu'il n'y a pas de contamination causée par la présence de radionucléides, l'équilibre séculaire est atteint (MDDELCC, 2017a). L'encadrement des résidus contaminés par des radionucléides ne touche pas directement l'exploitant, puisqu'il n'y a actuellement aucun critère dans les outils d'évaluation du MDDELCC pour analyser les dossiers de valorisation des matières résiduelles. Le Ministère a cependant soulevé ce problème et son intention est d'y remédier (MDDELCC, 2015). L'encadrement se fait néanmoins indirectement par l'intermédiaire du résidu valorisé. Par exemple, lorsque des rejets miniers sont utilisés pour la fabrication de fertilisants, le produit résultant doit être soumis à des analyses en vertu du *RMD* comme c'est le cas pour tout fertilisant. Cette analyse est faite même si les rejets ne sont pas des matières dangereuses au sens du *RMD*. Il en est de même pour les granites, les briques réfractaires, les plaques de plâtres, etc. (Beaudoin et al., 2014; Maxxam 2016; MDDELCC, 2017b).

2.1.4 Déposition

Lorsque les résidus miniers ne présentent aucun danger sur le plan du DMA, de la lixiviation et du DMN ou de la radioactivité, le principal enjeu relié à la déposition est la stabilité géotechnique. Mais lorsque les résidus présentent l'un ou l'autre des problèmes mentionnés dans la section 2.1.3, leur déposition doit être faite de manière à contenir les éléments problématiques afin d'en limiter l'impact environnemental. La contention doit être efficace pour une durée équivalente à la durée de vie attendue de l'ouvrage, soit des centaines, voire des milliers d'années selon l'histoire minière et les attentes reliées à la conception actuelle des parcs à résidus et des haldes à stériles. L'enjeu de la durée d'efficacité des méthodes de contention est encore plus important quand on considère les changements climatiques. En effet, l'efficacité de certaines méthodes de contention est directement influencée par la variabilité des conditions météorologiques causée par les changements climatiques, si bien que des aires d'entreposage, conçues pour durer longtemps et dont la

construction a commencé il y a à peine une vingtaine d'années, sont déjà en cours de modification (Bussière et al., 2017). Les futures occasions de valorisation des résidus miniers pourraient amener les résidus entreposés dans certaines aires d'entreposage construites aujourd'hui à être exploités de nouveau comme c'est actuellement le cas de certains résidus miniers de la région de Thetford Mines. Il est donc pertinent pour le présent mémoire d'examiner les différentes méthodes de déposition des résidus miniers en regard de l'accessibilité pour les futures avenues de valorisation.

2.1.4.1 Roches stériles

Les aires d'accumulation des roches stériles, communément appelées haldes à stériles, peuvent occuper un volume colossal, notamment pour l'ensemble des exploitations minières à ciel ouvert. Ainsi, une halde peut atteindre une hauteur de plus de 100 m et couvrir une superficie de plusieurs dizaines d'hectares (Martin, 2003).

2.1.4.1.1 Transport et principales configurations

Trois méthodes de transport sont utilisées pour transporter la roche stérile à la halde, soit : le transport par unité mobile (camion), par convoyeur ou ferroviaire. La méthode la plus couramment utilisée est le transport par unité mobile, pour sa flexibilité et son faible coût en capital (Bohnet et Kunze, 1990).

En ce qui a trait à la structure des haldes, la configuration la plus simple consiste à empiler les stériles jusqu'à la hauteur désirée, dans le respect de la stabilité géotechnique. L'inclinaison de la pente est contrôlée de manière à obtenir une inclinaison inférieure à l'inclinaison naturelle de déposition, selon les propriétés physiques du stérile, soit entre 34 et 37º. Pour atteindre des hauteurs supérieures à la configuration simple, plusieurs exploitations minières ont recours à une configuration « en escalier » similaire à celle qui est utilisée pour la conception des parois d'une mine à ciel ouvert. Cette conception permet de diminuer l'inclinaison de la pente moyenne, même si l'inclinaison de chaque niveau est le même que pour une configuration simple. Les méthodes de construction peuvent être divisées en deux catégories principales, soit du « haut vers le bas » ou du « bas vers le haut » (Bohmet et Kunze, 1990).

Les deux méthodes les plus communes pour le déversement en haut de la halde se nomment « *end dumping* » (déposition à l'extrémité) et « *push dumping* » (déposition en poussée). L'*end dumping* consiste à faire déverser les stériles contenus dans le camion directement près de la crête en laissant

l'inclinaison de la pente se stabiliser à l'angle de repos naturel du stérile. Le risque géotechnique associé à une inclinaison près de l'angle naturel de repos est relativement contrôlé, la limite de la crête étant repoussée à chaque déposition. Pour des raisons géotechniques (poids du camion) ou pour diminuer le coût de transport des stériles, on peut décider d'utiliser la méthode du *push dumping*, où le camion décharge à un point donné sur le niveau avant qu'un bouteur sur roues pousse le stérile à la crête (Morin et al., 1991). Ces deux méthodes correspondent à la méthode de construction du haut vers le bas. Un exemple de méthode du bas vers le haut est la construction progressive par couche successive étalée à l'horizontale.

2.1.4.1.2 Hétérogénéité

Chaque méthode de construction peut mener à une hétérogénéité du matériau au sein de la halde. D'une part, les stériles diffèrent d'une couche à l'autre de déposition quant à leurs caractéristiques : provenance (zone minéralisée), granulométrie (en fonction du dynamitage) (Plante et al., 2015) ou friabilité naturelle.

D'autre part, les méthodes de déposition, surtout celles du haut vers le bas, produisent un effet de ségrégation des particules (Aubertin et al., 2005). La ségrégation est surtout connue dans les procédés industriels comme le mouvement préférentiel des particules fins vers le bas et, vers les vides, des particules plus grossiers. Cette double action conduit alors à la formation de matériaux plus fins vers le bas et plus grossiers vers le haut lors d'un écoulement à faible vitesse (Jenkins, 1998). Pour un même point de déchargement, les particules plus grossières possèdent une énergie potentielle plus grande que les particules fines et acquièrent donc une vitesse supérieure lors de la tombée, ce qui les amène à s'arrêter plus loin et plus bas dans la pente. Nichols (1986, cité dans Morin et al., 1991) rapporte un étalement progressif en fonction de la taille des particules le long de la pente de déposition. Quant à Golder (1989, cité dans Morin et al., 1991), il indique que les particules plus fines sont principalement présentes à la crête, alors que les particules plus grossières se trouvent au pied de la pente, une distribution progressive des particules ayant lieu entre les deux. La Figure 2.2 schématise la ségrégation dans une halde à stériles construite selon la méthode *end dumping*. Pour limiter la ségrégation des particules, plusieurs auteurs suggèrent d'utiliser une méthode de construction du bas vers le haut qu'on appelle « *free dumping* » (déposition libre ou déversement à la benne avec régalage). Cette méthode consiste en l'étalement des stériles en couches (de 2 m, p. ex.) par un bouteur sur roues le long du niveau, pour ensuite procéder à un

régalage, puis à un compactage et enfin répéter ces mêmes étapes pour la couche suivante, et ainsi de suite. La halde se construit ainsi en couches horizontales plutôt que par l'avancement de la crête (Morin et al., 1991; Smith et al., 1995; Fala et al., 2002; Martin, 2003; Aubertin et al., 2015).

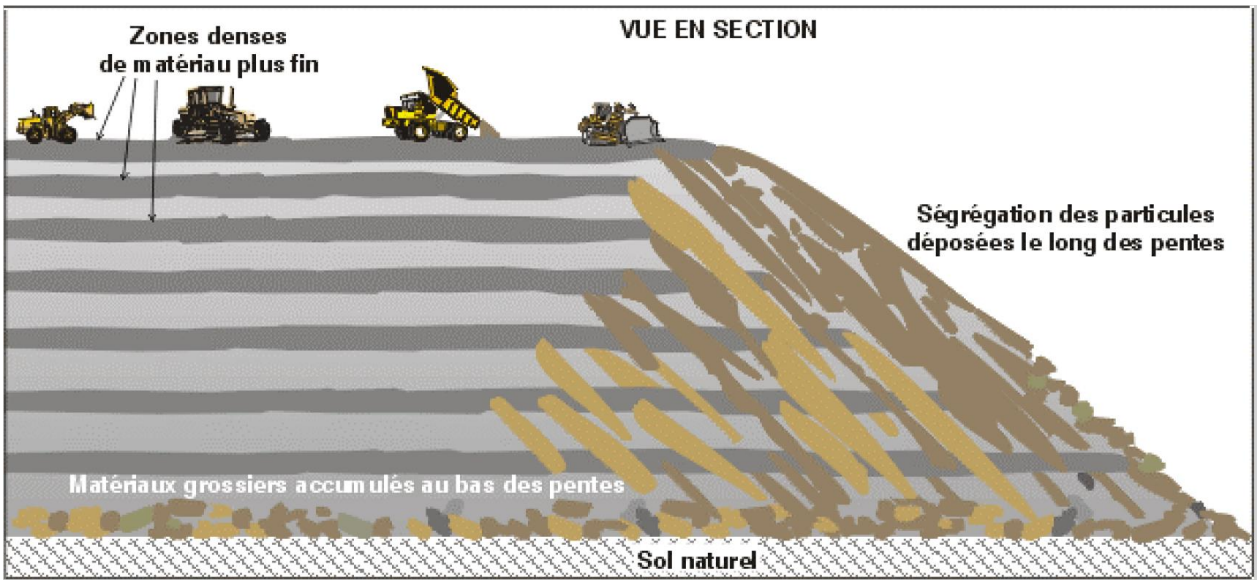

Figure 2.2 : Schéma de la ségrégation sur une halde à stériles construite selon la méthode *end dumping* (tirée de Aubertin et al. 2015)

2.1.4.1.3 Conceptions pour contrôler le DMA et le DMN

Les différents mécanismes favorisant le DMA sont présentés dans la Figure 2.3 (tirée de Lahmira, 2009). Bell (1988, cité dans Morin et al., 1991) a proposé les mesures suivantes pour le contrôle du DMA dans les haldes à stériles :

- La réduction de la perméabilité à l'air de la halde.
- La prévention de l'oxydation du matériel sulfureux et, de ce fait même, la hausse de température au sein de la halde entraînée par l'exothermicité de l'oxydation.
- Le contrôle de la production et du transport des effluents contaminés avec des éléments lixiviables.
- La prévention de l'écoulement de l'eau vers des parties plus réactives de la halde (telles que le bas de la halde).

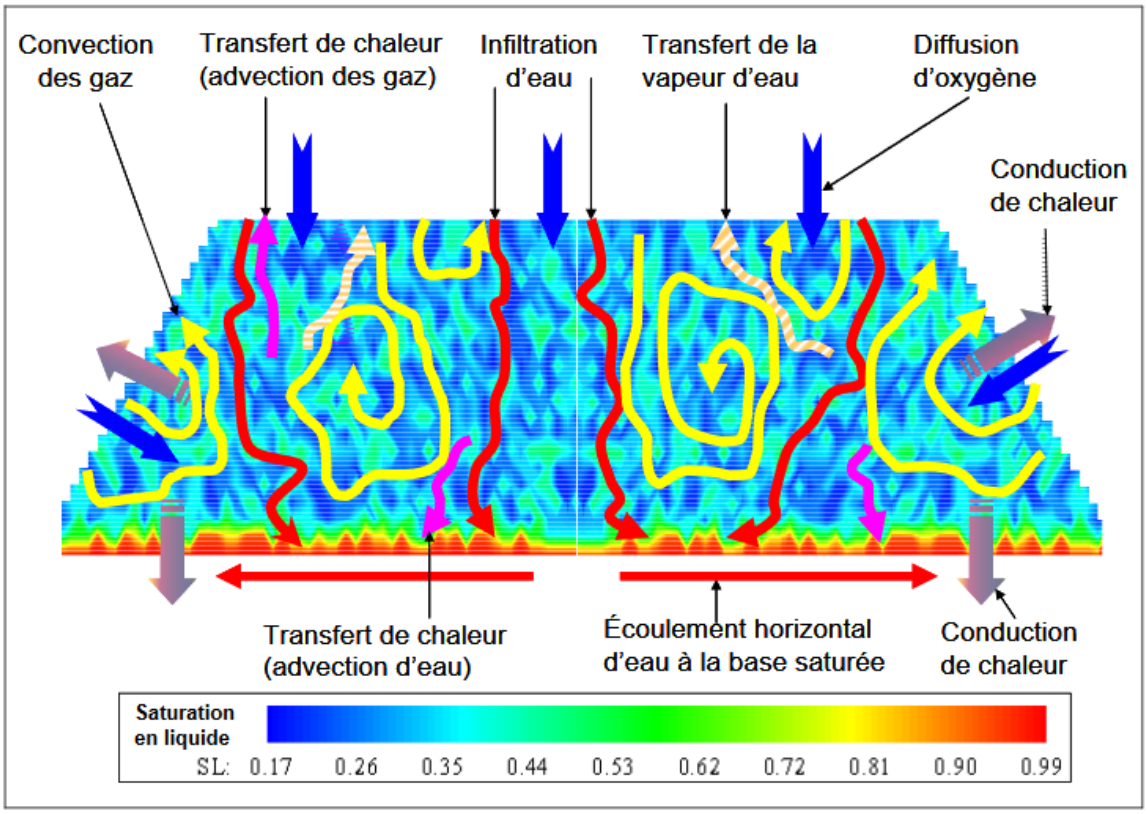

Figure 2.3 : Modèle conceptuel des processus physiques impliqués dans la formation de DMA dans une halde à stériles (tirée de Lahmira, 2009).

Dans les méthodes de *push dumping* et d'*end dumping*, la couche de stériles plus grossiers présente à la base du niveau de la halde crée un chemin préférentiel pour la circulation d'oxygène (Lahmira et al., 2007), élément essentiel au DMA comme mentionné à la section 2.1.3.5. La ségrégation des particules peut donc être néfaste pour la stabilité chimique des stériles.

En plus du contrôle de la ségrégation des particules, d'autres mesures peuvent être employées pour contrôler le DMA dans les haldes à stériles (Morin et al, 1991; Smith et al, 1995; Lamontagne, 2001; Fala, 2002; Martin, 2003; Aubertin et al, 2005; Aubertin et al., 2015; Aubertin et al, 2016). Par exemple :

- Du matériel neutralisant peut être incorporé de différentes façons : soit on le mélange avec le matériel réactif, soit on l'appose de manière à encapsuler les couches réactives, soit on positionne un matériau alcalin en amont ou en aval de l'écoulement des effluents de la halde.

- Une couche de matériel ayant une faible perméabilité à l'eau et à l'air peut être apposée au-dessus du matériel réactif. La couche doit être légèrement inclinée de manière à produire des chemins préférentiels d'écoulement et ainsi limiter le transport de contaminants et l'accès de l'eau à des parties plus réactives (soit les quatre mesures de Bell [1988] énumérées plus haut).

La conception par couches est également efficace dans le cas d'un DMN puisque celle-ci permet un meilleur contrôle des effluents et un meilleur confinement des stériles miniers à risque.

De plus, l'analyse des différentes sources minéralogiques et de la lithologie de la mine composant ultimement les stériles miniers que suggèrent Plante et al (2015) peut permettre une meilleure planification de la lithologie de la halde à stériles dans le but de contrôler le DMA et le DMN.

Ces méthodes doivent être efficaces aussi longtemps qu'il y a risque de DMA et de DMN. L'une des difficultés dans la conception des aires d'entreposage des résidus miniers pour une longue durabilité est l'imprévisibilité des conditions météorologiques causée par les changements climatiques (Bussière et al., 2017). Étant donné la longévité requise par la durée de vie utile de ces structures, les stériles pourraient devenir un matériau intéressant à exploiter. Il est donc nécessaire de prendre en considération la valorisation des stériles dans la conception actuelle des haldes à stériles.

2.1.4.1.4 Potentiel de valorisation des haldes à stériles

Lorsque les roches stériles deviennent un matériau valorisable, une halde à stériles peut représenter plusieurs millions de tonnes de matière première. Cependant, selon la méthode de construction employée, de l'hétérogénéité des stériles mêmes et de la présence ou non de DMA et de DMN, les matériaux d'une halde peuvent être très hétérogènes, ce qui peut nuire à certaines formes de valorisation pour lesquelles une certaine pureté ou une homogénéité des caractéristiques est nécessaire. Comme mentionné précédemment, la ségrégation des particules et la variabilité du dynamitage entraînent une hétérogénéité de la granulométrie. La minéralogie des stériles varie en fonction de la zone de minéralisation, de leur provenance et de l'altération chimique des minéraux par le DMA et le DMN. L'hétérogénéité au sein de la halde peut également nuire aux formes de valorisation visant à faire une seconde extraction d'un matériau à valeur économique sur le marché et peut mener à la nécessité d'effectuer des traitements supplémentaires. De plus, le minage de halde contenant des stériles susceptibles de générer du DMA expose les stériles à des conditions

atmosphériques externes et favorise ainsi la génération du DMA et du DMN. Il s'agit donc d'un risque supplémentaire pour l'environnement et la sécurité des travailleurs.

Comme mentionné à la section 2.1.3.1, Plante et al (2015) suggèrent d'employer des services géologiques au sein d'une exploitation minière pour procéder à l'analyse minéralurgique des différentes lithologies composant les stériles et les rejets de l'usine de traitement selon les différentes zones d'exploitation de la mine. En plus d'apporter des avantages pour la gestion sur site des stériles miniers, une documentation sur la source minéralogique et la répartition spatiale des stériles composant une halde donnée faciliterait grandement le minage lors d'un éventuel projet de valorisation. Certaines exploitations minières entreposent déjà séparément les stériles dont la teneur est légèrement inférieure à la teneur requise pour que l'extraction soit économiquement intéressante en vue d'une exploitation probable à court et moyen termes.

2.1.4.2 Résidus de l'usine de traitement du minerai

Les aires d'entreposage des résidus de l'usine de traitement du minerai sont communément appelées « parcs à résidus ». Tout comme les stériles, les résidus de l'usine de traitement du minerai peuvent représenter un tonnage important. Dans le cas de la mine de fer Mont-Wright de la compagnie ArcelorMittal située près de Fermont, dans la région administrative de la Côte-Nord, au Québec, plus de 1300 Mt (928 Mm^3) de résidus de l'usine de traitement du minerai seront produits entre 2014 et 2045 (WSP, 2016). Comme les méthodes de construction des digues semblent avoir peu d'influence sur la valorisation des résidus de l'usine de traitement, elles ne sont pas abordées dans le présent mémoire. Les différentes configurations des digues selon la topologie existante ne le sont pas non plus, mais plusieurs documents de référence sont suggérés (EPA, 1994; MEND, 1998; Aubertin et al., 2013a, 2013b). Il importe néanmoins de mentionner les configurations qui permettent la compartimentation du parc à résidus. Celles-ci facilitent vraisemblablement d'éventuels projets de valorisation en faisant peser une plus grande partie du risque géotechnique lors de la récupération des résidus sur le compartiment miné que sur la structure entière.

2.1.4.2.1 Transport et configuration

Les résidus de l'usine de traitement du minerai sont généralement transportés sous forme de pulpe par des pipelines jusqu'au parc à résidus, à l'exception des résidus filtrés dont le contenu en eau

est trop faible, ces derniers devant être transportés par convoyeur ou par équipements mobiles (Bussière, 2007; Bussière et al 2017).

Pour déposer les résidus du concentrateur qui ont une teneur en eau leur permettant d'être pompés, deux configurations sont communes : la déposition périphérique à partir de la crête ou la déposition par un point situé en amont du parc (Bussière, 2007). Bien que la teneur en eau facilite le transport et la déposition des résidus de l'usine de traitement du minerai, celle-ci influence négativement leurs propriétés mécaniques. L'effet d'une teneur en eau élevée doublée d'une faible conductivité hydraulique (ce qui est courant dans le cas des résidus de l'usine de traitement puisque leur granulométrie est fine) ralentit leur consolidation. Or, la consolidation accroît directement la résistance en cisaillement et à la liquéfaction statique et dynamique des résidus de concentrateur (Archambault-Alwin, 2017).

Afin de diminuer la teneur en eau et la surface d'entreposage requises aux parcs à résidus, différentes techniques de densification des résidus de concentrateur sont utilisées : les résidus épaissis, les résidus en pâte et les résidus filtrés. Les résidus épaissis sont obtenus par l'utilisation de bassins de décantation et d'épaississeurs, ce qui leur permet d'atteindre un pourcentage solide (*P*) de 50 à 70 %. Les résidus en pâte sont obtenus par l'utilisation d'un bassin de décantation suivie d'une filtration sur gâteau; cette combinaison permet d'atteindre un pourcentage solide de l'ordre de 70 à 85 %. Certaines exploitations ajoutent du ciment aux résidus en pâte au moment de la déposition afin d'augmenter leur performance mécanique et environnementale (Bussière, 2007). Enfin, les résidus filtrés sont obtenus par l'utilisation de bassins de décantation puis d'un filtre à haute efficacité tel que les filtres-presses et les filtres à tambour. Le pourcentage des solides peut être au-delà de 85%. Les résidus filtrés sont cependant trop visqueux pour être transportés par pipeline. Leur transport se fait donc généralement par unité mobile ou par convoyeur (Bussière, 2007). Selon la diminution de la teneur en eau obtenue, les résidus de concentrateur peuvent présenter diverses propriétés résumées au Tableau 2.5 (adapté de Bussière, 2007). Les configurations servant à contrôler le DMA et le DMN sont discutées à la section 2.1.4.1.3.

Tableau 2.5 : Propriétés des résidus densifiés (adapté de Bussière, 2007)

	Résidus épaissis	**Résidus en pâte**	**Résidus filtrés**

<table>
<tr><td>Objectif</td><td colspan="2">Améliorer la stabilité physique et chimique</td><td>Améliorer la stabilité physique</td></tr>
<tr><td>Pourcentage solide (P)</td><td>50 % < P < 70 %</td><td>70 % < P < 85 %</td><td>P > 85 %</td></tr>
<tr><td rowspan="9">Avantages et bénéfices</td><td colspan="3">Élimination de l’eau de surface et diminution de la quantité d’eau à gérer et de la pression interstitielle</td></tr>
<tr><td colspan="3">Suppression du besoin de créer de larges digues de retenue</td></tr>
<tr><td colspan="3">Absence de ségrégation significative lors de la déposition, ce qui crée un résidu homogène</td></tr>
<tr><td colspan="3">Amélioration de la résistance au cisaillement grâce à de faibles n et w initiaux</td></tr>
<tr><td>Pompage facilité (10 Pa < τ_y< 300 Pa) avec une valeur d’affaissement au cône d’Abram non mesurable</td><td>Propriétés hydrogéologiques et environnementales pouvant être améliorées avec l’ajout d’un liant</td><td>Meilleure capacité portante et plus faible n qu’avec les deux autres méthodes</td></tr>
<tr><td colspan="2">Forte ψ_a et faible k_{sat}, ce qui réduit les infiltrations et la migration de contaminants</td><td>Gestion de l’eau grandement simplifiée</td></tr>
<tr><td colspan="2">Haute valeur de $S_{r,}$ ce qui réduit les réactions d’oxydation à l’intérieur du dépôt (particulièrement en climat humide)</td><td>Plus faible empreinte écologique</td></tr>
<tr><td>Dessiccation pouvant améliorer la capacité portante</td><td>-</td><td>Faible susceptibilité à la liquéfaction et au tassement</td></tr>
<tr><td rowspan="5">Désavantages et incertitudes</td><td colspan="3">Élimination incomplète du DMA</td></tr>
<tr><td colspan="3">Évolution complexe des propriétés avec le temps (en raison de l’oxydation et de la fissuration)</td></tr>
<tr><td>Susceptibilité à la liquéfaction dans la plupart des conditions climatiques</td><td>Plus grande viscosité que les résidus épaissis (100 Pa < τ_y < 1000 Pa), avec une valeur d’affaissement au cône d’Abram entre 200 et 275 mm</td><td>Coût opérationnel élevé</td></tr>
<tr><td>Prédiction de l’angle de repos difficile (habituellement entre 2 et 6 %)</td><td>Comportement rhéologique complexe</td><td>Valeur de S_r relativement basse par comparaison aux autres méthodes, ce qui augmente la disponibilité de l’oxygène dans les réactions d’oxydation</td></tr>
<tr><td colspan="2">Fissuration pouvant porter atteinte à l’intégrité physique et chimique du dépôt</td><td></td></tr>
</table>

2.1.4.2.2 Hétérogénéité

D'une part, les propriétés des résidus peuvent présenter une hétérogénéité sur le plan vertical en raison du déplacement du point de déchargement. D'autre part, l'hétérogénéité peut être manifeste à l'horizontale en raison d'une ségrégation naturelle lors du déchargement. En effet, à partir du point de déchargement, les particules plus grossières et donc plus lourdes tombent rapidement dans le fond du parc alors que les particules plus fines suivent l'écoulement pour ensuite se déposer dans une zone plus éloignée, ce qui favorise la décantation (Bussière, 2007). La différence entre les résidus déposés près du point de déchargement et les résidus déposés là où le gradient hydraulique est bas peut être assez importante pour entraîner une différence de classement dans le système USCS (pour *Unified Soil Classification System*) (Bussière, 2007). Les méthodes de densification des résidus de l'usine de traitement présentées au Tableau 2.5 empêchent ou réduisent la ségrégation des résidus lors de la déposition. Enfin, la composition minéralogique des résidus de l'usine de concentrateur est également source d'hétérogénéité.

2.1.4.2.3 Conception pour limiter le DMA

Les configurations permettant de limiter le DMN peuvent également limiter le DMA lorsque ce dernier est issu des mêmes mécanismes, pour autant que la présence de matériaux neutralisants ou l'absence d'oxygène ou d'eau suffise à empêcher le pH de descendre (Nicholson, 2004).

Les méthodes utilisées pour limiter le DMA dans les parcs à résidus s'appuient sur les mêmes principes qui prévalent pour les haldes à stériles, c'est-à-dire qu'elles limitent le contact des résidus de concentrateur avec l'eau, l'oxygène ou les deux. Parmi ces méthodes, on retrouve la désulfuration, l'ennoiement (*water cover*) des résidus et l'apposition de couches au-dessus des résidus pour offrir une barrière à l'oxygène.

La désulfuration commence par la séparation d'une certaine quantité de minéraux sulfureux du reste des résidus. Celle-ci se fait généralement par flottation, divisant ainsi les résidus en deux groupes : un concentré de matériel sulfureux ayant un potentiel plus élevé de génération de DMA et une fraction non génératrice de DMA et même, dans certains cas, ayant des propriétés neutralisantes (Bois et al., 2005). Le schéma présenté à la **Error! Reference source not found.**Figure 2.4 illustre cette séparation. Sur la figure, « AP » représente la fraction potentiellement génératrice de DMA (*Acidification Potential*) et « NP », la fraction neutre (*Neutral Potential*) (tirée de Bois et al., 2005) :

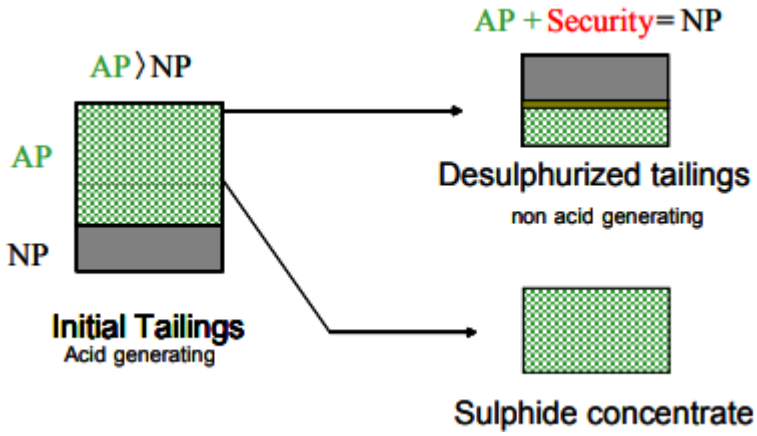

Figure 2.4 : Schéma illustrant le principe de la désulfuration (tirée de Bois et al., 2005)

Cette méthode permet non seulement de diminuer la quantité de résidus réactifs à gérer, mais également d'utiliser la fraction non réactive comme matière première pour le remblai en pâte ou comme matériau entrant dans la construction de couches protectrices comme présentée à la Figure 2.5 (Bois et al., 2005). Ces deux utilisations sont d'ailleurs reconnues comme étant une forme de valorisation même si elles ont lieu sur le site lui-même (MDDELCC, 2014). Enfin, la fraction concentrée en soufre peut également être valorisée, entre autres pour la production d'acide sulfurique (Glencore, 2017).

L'ennoiement consiste à maintenir les résidus du concentrateur sous un niveau d'eau suffisamment élevé pour limiter la migration d'oxygène jusqu'aux résidus et ainsi limiter les réactions impliquées dans le DMA. En effet, la diffusion de l'oxygène dans l'eau dépend de sa solubilité dans ce médium. Par exemple, à 25°C et à pression normale, la concentration de l'oxygène dans l'air, qui est de 265 g O_2/m^3, diminue à 8,6 g O_2/m^3 dans l'eau (Refsgaard et al., 1991; Davé et Vivyurka 1994, cité dans Demers, 2008). Certains micro-organismes présents dans l'eau contribuent à la précipitation du sulfure dissous et à l'adsorption des oxydes de fer et de manganèse. Parmi ces micro-organismes, on retrouve des bactéries anaérobies qui réagissent avec les nitrates (NO_3^-), l'oxyde de manganèse (MnO), l'oxyde de fer (FeO) et les sulfates (SO_4^{2}). Ces bactéries agissent comme catalyseur dans la production de sulfure d'hydrogène (H_2S) à partir de sulfate. Le sulfure d'hydrogène réagit à son tour avec différents métaux dissous (tels que le cadmium, le cuivre, le mercure, l'arsenic, le molybdène, le nickel, le fer, le plomb et le zinc) sous forme insoluble, les faisant précipiter (MEND, 1998).

Parmi les risques reliés à l'ennoiement, on retrouve l'effet du vent, qui peut créer des vagues et ainsi contribuer à la remise en suspension des résidus. Les conditions météorologiques (température moyenne, quantité de pluie, nombre de jours consécutifs de sécheresse), imprévisibles, et la formation de glace près du dépôt de résidus jouent aussi un rôle dans la remise en suspension de ces derniers (MEND, 1998). Quant au caractère impondérable de la météo, les changements climatiques rendent les recouvrements en eau tels que l'ennoiement de plus en plus risqués, notamment parce que les modèles climatiques prédisent des périodes de sécheresse plus longues et plus intenses que ce que nous ont réservé les dernières décennies (Bussière et al., 2017).

Pour contrôler le DMA, des exploitations minières ont également recours à l'apposition d'une monocouche ou de multicouches protectrices au-dessus des résidus de concentrateur. Une configuration en monocouche repose sur la granulométrie fine du matériau apposé et son efficacité à contrôler la percolation et la diffusion d'oxygène. Les matériaux non générateurs d'acide issus du procédé de désulfuration peuvent non seulement être utilisés à cette fin, mais aussi offrir une protection supplémentaire puisque le sulfure résiduel consomme une partie de l'oxygène diffus (Demers, 2017). Une autre configuration en monocouche, dont l'efficacité repose sur sa capacité à isoler thermiquement les résidus de concentrateur, est utilisée en région nordique où le pergélisol est maintenu toute l'année par des conditions météorologiques extrêmes. En effet, Coulombe (2012) observe que l'oxydation des sulfures est considérablement réduite lorsque la température demeure aussi basse que -6°C à -2°C. Enfin, d'autres configurations en monocouche sont adoptées en fonction des propriétés des matériaux disponibles (étanchéité/imperméabilité, effet d'évapotranspiration, etc.) (Bussière et al., 2017).

Parmi les systèmes multicouches, la version la plus simple consiste en une couche de faible perméabilité superposée par une couche protectrice contre l'érosion permettant la revégétalisation à moyen et long termes. Pour aider les systèmes de recouvrement à contrôler le DMA, différentes combinaisons de couches supplémentaires peuvent être utilisées. Une couche créant un bris capillaire entre les résidus miniers et une couche de faible perméabilité peuvent être apposées pour empêcher la remontée d'eau par capillarité. Une autre couche intermédiaire constituée de matériaux possédant une haute conductivité hydraulique à saturation peut être ajoutée entre la couche de faible perméabilité et le recouvrement de protection externe pour mieux contrôler les infiltrations d'eau et protéger la couche à faible perméabilité d'un assèchement. L'ajout de ces deux couches intermédiaires constitue l'essentiel de la configuration CEBC (pour « couverture avec effets de

barrière capillaire »), qui peut aussi se construire avec des résidus miniers. Kalonji (2014) propose un système de recouvrement de type CEBC utilisant exclusivement des rejets miniers, soit des résidus de concentrateur désulfurés et des stériles non générateurs de DMA. Enfin, d'autres configurations en multicouches moins communes existent, telles l'utilisation de matériaux consommant l'oxygène (comme les résidus de bois) et l'utilisation de géomembranes (Kalonji, 2014; Bussière et al., 2017).

La Figure 2.5 présente des schémas des principaux systèmes de recouvrement présentés ci-dessus (tirée de Bussière et al., 2017).

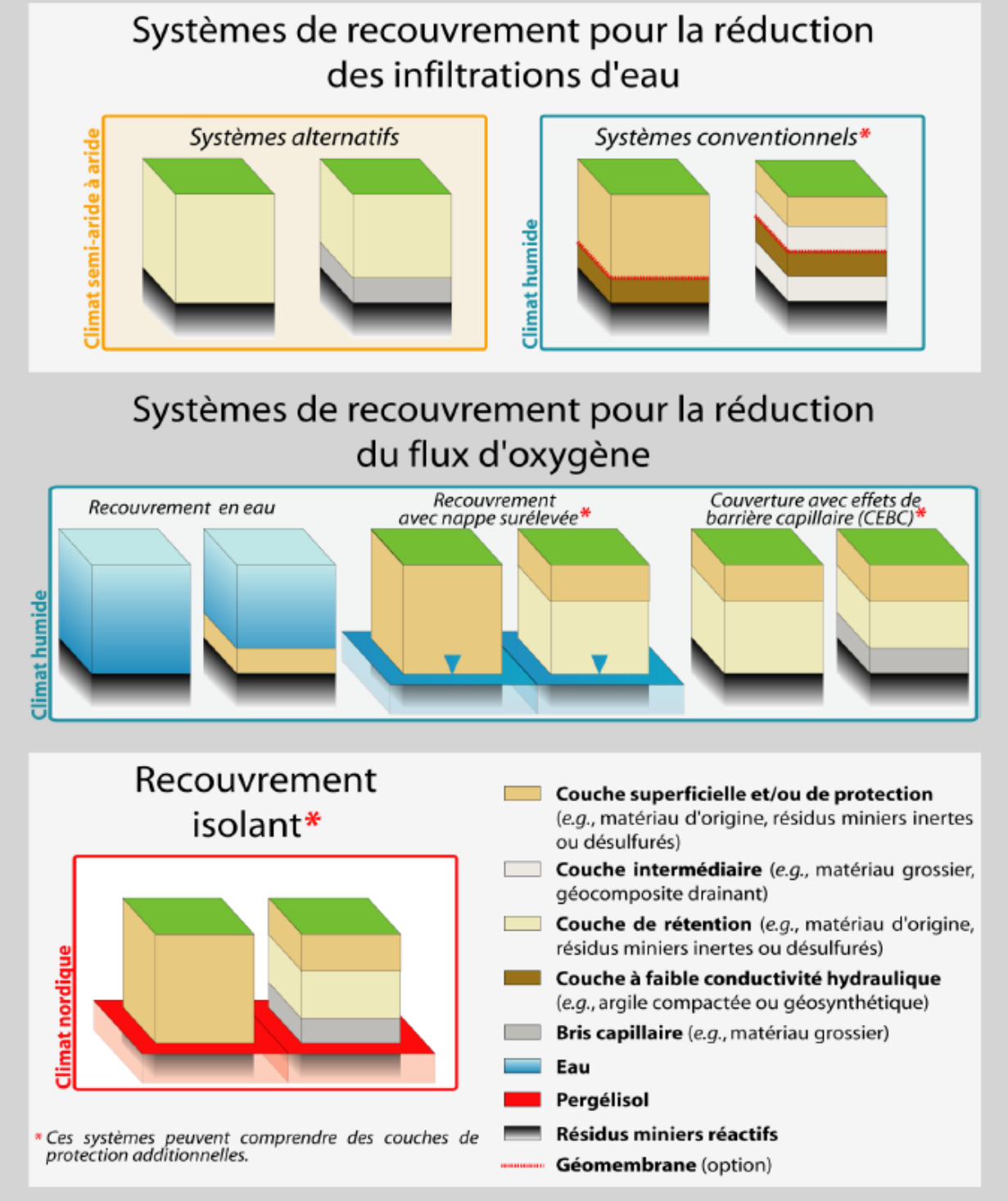

Figure 2.5 : Principaux systèmes de recouvrement pour le contrôle du DMA (tiré de Bussière et al., 2017).

2.1.4.2.4 Potentiel de valorisation des matériaux de parcs à résidus

Pour les mêmes raisons citées dans les sections 2.1.3.5, 2.1.3.6 et 2.1.4.1.4 , la présence de DMA et de DMN au sein d'un parc à résidus influence directement le potentiel de valorisation des résidus du concentrateur. De plus, la double hétérogénéité des parcs à résidus où la déposition est faite de manière conventionnelle a une incidence sur le potentiel de valorisation. D'une part, l'hétérogénéité horizontale causée par la ségrégation lors de la déposition peut s'avérer bénéfique pour les projets de valorisation nécessitant une fraction granulométrique spécifique. Aussi, il serait intéressant d'étudier la possibilité pour les promoteurs de cibler des zones précises du parc pour l'exploitation, soit la périphérie où l'on retrouve la fraction plus grossière, ou les zones de sédimentation où se trouve la fraction plus fine. L'atteinte de ces zones possédant des fractions grossières du minerai semble moins ardue dans le cas des haldes à stériles puisque la ségrégation est principalement à la verticale et la fraction plus grossière n'est accessible que si le dessus de la halde est excavé. D'autre part, l'hétérogénéité verticale causée par les différents points de déposition nuit dans la pluspart des cas de valorisation, puisque celle-ci cause des résidus aux propriétés disparates, même localement. Au contraire de la ségrégation horizontale qui permet une certaine homogénéité locale, l'hétérogénéité verticale a un impact semblable à celui de la ségrégation dans les haldes à stériles : elle augmente la variabilité du résidu lors de l'extraction, ce qui peut faire grimper les coûts des projets de valorisation nécessitant des caractéristiques contrôlées.

En ce qui a trait aux différentes méthodes de densification des résidus de concentrateur, il faut savoir qu'elles sont particulièrement propices aux projets de valorisation parce que beaucoup nécessitent un matériau sec (fabrication de ciment et de briques, utilisation comme matériau de remplissage, etc.) et que la densification diminue les coûts associés au séchage des résidus de concentrateur. De plus, ces méthodes augmentent la stabilité physique du parc, ce qui pourrait représenter un avantage advenant que le parc devienne une source d'exploitation dans le futur. Enfin, il est difficile de prédire l'effet, sur les possibilités de valorisation, de l'ajout de ciment dans l'application de la méthode de résidus en pâte. Outre qu'à partir d'une certaine concentration, les propriétés mécaniques du résidu rendront le parc plus difficile à exploiter.

Si l'on considère les configurations utilisées pour contrôler le DMA et le DMN, le traitement de la désulfuration recèle un fort potentiel de valorisation. Comme mentionné à la section 2.1.4.1.3, la

fraction désulfurée peut être valorisée même au site de l'exploitation minière sous forme de couverture ou de remblai pour les chantiers souterrains. À l'instar de ces formes de valorisation, la désulfuration assure la viabilité technique et environnementale (et donc législative) de la valorisation des résidus de concentrateur pour des applications hors site nécessitant des résidus non générateurs d'acides (telles que les différentes applications de l'industrie de la construction). Quant à l'exploitation des résidus issus du procédé de désulfuration déjà déposés dans un parc à résidus, la séparation physique entre le concentré générateur d'acides et les résidus neutres peut améliorer leur accessibilité. Cependant, étant donné que les résidus neutres servent principalement à contenir et à protéger l'intégrité chimique et physique des résidus concentrés générateurs d'acides, leur exploitation sélective réexpose les résidus problématiques aux conditions atmosphériques. L'exploitant ayant la responsabilité de contrôler l'émission des contaminants lors de ses activités, il doit envisager le recours à une nouvelle méthode de contention ou exploiter également la fraction génératrice d'acides.

Par ailleurs, les systèmes de recouvrement multicouches peuvent atteindre quelques mètres de hauteur, voire plus (Aubertin et al., 2016). Leur efficacité repose sur leur capacité à contenir et à protéger les résidus des conditions atmosphériques. On peut néanmoins estimer que cette efficacité est grandement diminuée en présence de brèches provoquées par l'exploitation et qu'elle devient même nulle lorsque les résidus exploités sont directement exposés aux conditions atmosphériques. L'exploitant devrait donc gérer non seulement le potentiel d'acidification des résidus retirés, mais également celui des résidus qui, toujours présents dans le parc, ne sont plus protégés par l'effet « scellant » du système de recouvrement multicouche. Enfin, selon la méthode d'exploitation employée, les systèmes de recouvrement peuvent avoir un effet de dilution sur les résidus miniers. De ce fait, les couches de recouvrement peuvent se mélanger aux résidus de l'usine de traitement lors de l'extraction. Un travail de séparation supplémentaire sera alors nécessaire si l'avenue de valorisation choisie exige une concentration élevée des résidus de l'usine de traitement.

2.2 Avenues de valorisation

2.2.1 Matière première sans transformation

2.2.1.1 Valorisation promue par le Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction

Depuis 2002, le *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* (MDDEP, 2002) promeut l'utilisation de résidus miniers au Québec dans l'industrie de la construction comme matière première pour la construction ou la réparation de routes et de rues (sous-fondations, fondations de routes asphaltées ou non, accotements asphaltés ou non, emprunts pour remblai et coussin, couches filtrantes, couches anti-contaminantes, criblures, matériaux de remplissage [*filler*], traitements de surface, enrobés à chaud ou à froid, granulats pour coulis de scellement, béton maigre ou non), la fabrication d'abrasifs d'hiver, la construction résidentielle (allées pour automobile), la construction commerciale et industrielle, la construction de dépôts à neige, la fabrication de clinker, ainsi que pour servir de matériel de recouvrement pour les lieux de déposition de matières résiduelles, de matériel de nettoyage (sablage) du béton et de l'acier et de ballasts de chemin de fer. Les résidus doivent cependant remplir les exigences pertinentes à la forme de valorisation réalisée, notamment en ce qui a trait à la lixiviation, et respecter le *Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* (MDDELCC, 2016c). Le Guide définit par ailleurs un cadre et des avenues de valorisation semblables aux lignes directrices mises en place par la Federal Highway Administration aux États-Unis et présentées à la section suivante.

2.2.1.2 Federal Highway Administration des États-Unis

Concernant l'utilisation de résidus miniers comme matière première pour la construction de routes, la Federal Highway Administration (FHWA), aux États-Unis, donne plusieurs exemples d'applications réalisées en sol américain : résidus de concentrateur pour la construction de routes dans 34 États, granulats pour la construction de fondations et de sous-fondations de routes, ballast

de chemin de fer, agrégat de ciment Portland, agrégat d'asphalte, ou encore matériaux de remplissage ou pour la construction de digues (FHWA, 2016).

La FHWA mentionne qu'il n'y a pas de normes spécifiques pour l'utilisation de résidus de concentrateur, mais que ces derniers doivent satisfaire aux critères de performance du test Proctor quant à leur teneur en eau et à leur densité. Ils doivent également être soumis à des tests de durabilité en fonction du pourcentage des grains dont le diamètre est inférieur à 2,00 mm, ainsi qu'aux tests AASHTO T234 et T236 sur la résistance en cisaillement. Une partie des particules fines (< 80 μm environ) peut être mélangée avec du gravier pour faciliter leur utilisation. Dans les dernières décennies, on a vu l'utilisation des résidus d'usine de traitement dans la construction d'autoroutes d'envergure, notamment des résidus de mines de cuivre en Utah (5 Mt en 1994) et au Michigan, de mines de plomb et de zinc en Idaho, de mines de feldspath en Caroline du Nord et de mines d'or en Californie et au Colorado (FHWA, 2016). Même si ces applications n'ont pas été documentées, leur performance a été décrite comme « bonne » à « très bonne ». La partie grossière des résidus du concentrateur est généralement utilisée pour la construction d'asphalte et de pavé. Elle doit répondre aux normes en matière de lixiviation, mais n'est soumise à aucune autre norme spécifique que celles s'appliquant aux agrégats conventionnels. Des normes sur les essais, telles que AASHTO T168, pour les mélanges d'asphalte à chaud conventionnel, ASTM D2726 pour la gravité spécifique, et ASTM D2950 pour la densité (FHWA, 2016) sont néanmoins appliqués une fois l'application réalisée. Il est à noter qu'il incombe au promoteur du projet de documenter la portion optimale d'ajout de résidus de concentration dans le mélange d'agrégats produit.

Les résidus provenant de mines de charbon doivent passer des tests supplémentaires pour déterminer la quantité de sulfates solubles, le potentiel de lixiviation, le potentiel gonflant, la porosité, l'influence des cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. Ces tests sont justifiés par leur contenu en soufre, ainsi que la présence commune d'ardoise, de schiste et d'argile (FHWA, 2016).

Enfin, concernant les stériles miniers, ils sont généralement utilisés comme remblais ou comme matériaux de remplissage s'ils proviennent de roches ignées ou métamorphiques ainsi que des calcaires, grès et dolomies consolidées. Parmi les États consommateurs de stériles miniers à des fins de construction, l'État de New York a fréquemment utilisé ces derniers dans la construction de digues et comme couche protectrice de barrages (*riprap*). À l'instar des résidus de concentration,

les stériles doivent être soumis à des tests de lixiviation et doivent satisfaire aux exigences de la norme AASHTO T99 en ce qui a trait au test de densité-teneur en eau Proctor. On signale que les stériles miniers issus d'exploitations de fer sont souvent accompagnés de granite, ce qui en fait une excellente source d'agrégats (FHWA, 2016).

2.2.2 Matières premières avec transformation

Les procédés de transformation sont très intéressants lorsqu'ils permettent de neutraliser l'impact que les résidus miniers peuvent avoir sur l'environnement. Un premier exemple est la vitrification qui consiste à faire fondre les résidus (à une température d'environ 1200°C) pour ensuite les laisser refroidir sous forme vitrifiée (Olimag, 2018), ce qui isole les particules dangereuses. Les sections suivantes présentent d'autres avenues de valorisation avec transformation.

2.2.2.1 Procédés de seconde extraction − valorisation partielle des résidus miniers

Comme mentionné précédemment, le terme « valorisation » englobe l'approche dite « zéro déchet » ainsi que l'approche « métal centré ». Alors que la première vise une utilisation intégrale du résidu comme matière première, la seconde vise principalement à extraire un élément ou une partie des résidus miniers ayant une valeur économique particulière. Certaines exploitations minières extraient déjà des minéraux secondaires par le procédé principal de l'usine de concentration – par exemple la mine Laronde qui extrait l'argent, le cuivre et le zinc parallèlement à sa raison économique primaire, l'extraction de l'or (Agnico Eagle, 2018) alors que d'autres ont comme activité principale l'extraction à partir de résidus déjà entreposés dans des parcs ou des haldes (voir le Chapitre 3 pour des exemples).

En général, le potentiel d'extraction de minéraux secondaires est analysé au moment de la conception du procédé d'extraction primaire pour l'usine pilote ou de la conception de l'usine de traitement (Binnemans et al., 2015). Or, il est préférable que cette analyse soit réalisée en même temps que la conception du procédé d'extraction primaire pour l'usine pilote, car la conception de l'usine de traitement permanente se base sur un procédé déjà conçu et éprouvé par l'usine pilote. Il est alors plus difficile de faire des modifications, surtout si celles-ci s'entremêlent avec le procédé d'extraction primaire.

De plus, un même procédé d'extraction peut être utilisé pendant des décennies sans modification majeure. C'est souvent le cas des exploitations minières ayant de longues durées de vie, et ce pour des raisons tant économiques que de gestion du risque. Plusieurs chercheurs proposent donc des méthodes d'extraction sur la matière résiduelle rattachées aux procédés d'extraction primaire communément utilisés dans l'industrie. Par exemple, Binnemans et al. (2015) suggèrent extraire des éléments de terres rares de résidus à partir de plusieurs types de résidus miniers communs à l'industrie minière. Le premier type concerne les résidus issus de l'exploitation de gisements contenant de l'apatite, qui se trouve généralement dans les stériles et résidus de l'extraction de phosphate ou de métaux tels que le fer. Plusieurs approches de valorisation applicables aux résidus issus de l'extraction de la roche phosphorique ont été proposées, notamment par acide nitrique (HNO_3), par acide chlorhydrique (HCl) ou par acide sulfurique (H_2SO_4). Le deuxième type concerne des boues rouges issues de gisements de bauxite de type karstique, et le troisième, les résidus issus de l'exploitation des minerais régulièrement associés à la présence de terres rares tels que le niobium et le tungstène. Binnemans et al. (2015) soutiennent que leur extraction secondaire à partir des résidus peut augmenter la valeur des résidus. C'est le cas pour le phosphogypse, résidu des mines d'apatite pouvant contenir des terres rares. Une fois le phosphogypse traité à l'acide sulfurique, ce dernier peut atteindre une pureté intéressante pour une utilisation dans l'industrie de la construction. En présence de radionucléides, ces derniers peuvent être extraits de la même façon, en dépit de coûts élevés et de possibles risques pour la santé et la sécurité des travailleurs impliqués (Binnemans et al., 2015).

Balomenos et al. (2014) ont étudié la possibilité d'une valorisation complète (« zéro déchet ») des boues rouges, résidu de l'extraction de la bauxite. Le procédé utilise ces boues avec des fines de coke et un flux de brasage pour produire de la laine minérale et de la fonte brute (*pig iron*). Il combine donc les deux types de valorisation définis plus haut, soit l'extraction secondaire d'un concentré à valeur économique (en produisant de la fonte brute) et l'utilisation d'un résidu comme matière première pour un produit spécifique (la laine minérale). La portée de l'étude couvre un essai pilote à l'échelle semi-industrielle et une étude de viabilité économique préliminaire.

L'extraction secondaire à partir de résidus entreposés est aujourd'hui couramment pratiquée au Québec dans la région de Thedford Mines. Certains gisements de chrysotile exploités jusqu'en 2012 sont également riches en magnésium qui n'a pas été extrait au moment de l'exploitation. La concentration de magnésium peut atteindre 25 % sur une base sèche de résidu. Différentes avenues

techniques de valorisation existent comme en témoignent les recherches de Chouinard (2006), qui a cependant montré la non-viabilité économique des avenues d'extraction présentées à l'époque. Plus d'une décennie plus tard, la compagnie Alliance Magnésium prévoit en faire sa principale activité économique et implantera une usine de démonstration de son procédé combinant l'hydrométallurgie et l'électrolyse (MERN, 2017; Radio Canada, 2018). Concernant la valorisation de l'amiante, un projet de loi visant à interdire la fabrication, l'utilisation, la vente et l'importation d'amiante ou de produits en contenant a été déposé. Au moment de la rédaction de ce mémoire, le projet de loi ne s'est pas encore positionné sur l'encadrement de sa valorisation (INSPQ, 2017).

Une autre avenue de valorisation par seconde extraction est la production de zéolites à partir des procédés d'extraction puis de transformation pour convertir certains minéraux en une telle matière première à haute valeur économique. À la suite de cette étape de valorisation, un résidu minier de seconde génération est produit. Bien que cette avenue de valorisation présente certains avantages pour des types particuliers de résidus miniers, une limitation importante de cette méthode est la récupération d'une portion variable des matières et la production d'autres matières résiduelles. Cette portion récupérée peut être substantielle ou très faible. Peu de publications ont été portées sur cette avenue de valorisation. La plupart des publications porte sur l'utilisation d'un minerai d'une pureté déjà atteinte pour leur utilisation sous forme valorisée, cas difficile à appliquer avec les résidus miniers (Novembre et al. 2004; Ma et al., 2014; Miao et al., 2016).

2.2.2.2 AAM (Matériaux d'activation alcaline) et géopolymères

La valorisation faite par extraction secondaire peut produire des matières résiduelles. Il sera intéressant de voir la valorisation d'un résidu dans son intégralité. C'est notamment le cas de la production de matériaux d'activation alcaline AAM (*Alkali-Activated Material*) et de géopolymères à partir de certains résidus de traitement de l'usine. Les AAM étant des matériaux cimentaires composés d'hydrates produit d'aluminosilicate en condition alcalin. Les géopolymères étant des polymères inorganiques utilisant comme matériaux précurseur les aluminosilicates mais également des minéraux de d'autres groupes. Les produits issus de la technologie des géopolymères englobent entre autres des ciments, des céramiques et des mousses isolantes. Les deux produits sont susceptibles de remplacer le ciment Portland (références au Chapitre 3). Alors que les propriétés essentielles du ciment Portland reposent principalement sur la formation d'hydrate de

calcium, les composés de métaux alcalins (Li, Na, K, Rb, Cs) possèdent les propriétés d'un liant hydraulique (Glukhovsky, 1957; Krivenko, 2017). Aujourd'hui, l'activation alcaline est utilisée comme terme générique pour référer à la réaction d'aluminosilicate solide sous des conditions alcalines produisant un liant (Fernando et al., 2010; Bernal et al., 2016; Kastiukas et Zhou, 2017; Luukkonen et al., 2017; Provis, 2017).

Tout matériau contenant de l'aluminosilicate réactif en concentration suffisante peut être un précurseur des AAM (Bernal et al., 2016). Comme la famille des aluminosilicates est parmi la plus abondante de la croûte terrestre, la présence d'aluminosilicate dans les résidus miniers est très commune. Plusieurs articles traitent d'ailleurs du potentiel des résidus miniers comme précurseurs pour les AAM (références au Chapitre 3).

Le terme « géopolymère » a été choisi par Davidovits (1982) pour désigner les polymères (chaînes ou réseau) de molécules minérales liées par des liaisons covalentes (Davidovits, 1982, 2015; Institut Géopolymère, 2006). La technologie basée sur les géopolymères permet la fabrication, entre autres, de résines, liants, ciment, céramique et mousses minérales. Cette technologie utilise également comme matériaux précurseurs les aluminosilicates et différents minéraux exclus du groupe des aluminosilicates (comme l'apatite), ainsi que la combinaison de matières organiques et minérales. Enfin, les réactions de polymérisation peuvent s'effectuer sous condition alcaline ou acide, selon les matériaux précurseur employés (Davidovits, 2015).

Malgré les différences notoires concernant l'étendue des produits touchés par les deux technologies mentionnées ainsi que les matériaux précurseurs utilisés, une certaine confusion existe au sein de la communauté scientifique concernant spécifiquement l'appartenance des ciments géopolymères comme sous-groupes des AAM. À cet effet, depuis plusieurs décennies, le terme « géopolymère » a souvent été utilisé comme synonyme du terme « AAM » ou encore comme terme spécifique (par opposition à générique) désignant un AAM atteignant de hauts niveaux de polymérisation (Roy, 1998). Par conséquent, il devient difficile lors de la lecture des différents articles scientifiques de discerner si le terme « géopolymère » est employé au sens de la définition initialement voulue par Davidovits (1982), ou s'il s'agit d'un ciment géopolymère ou d'un AAM en particulier.

Davidovits (2015) donne plusieurs indices permettant d'établir une distinction entre un géopolymère et an AAM. L'un d'eux repose sur les résultats donnés par une analyse par spectroscopie RMN (Résonnance magnétique nucléaire, ou *MAS-NMR* en anglais). En effet,

l'analyse cristallographique aux rayons X (en anglais, *X-Ray diffraction*) et la spectroscopie infrarouge à la transformée de Fournier (en anglais, *FTIR*) n'informe pas sur les composés non cristallins obtenus et sur les degrés de polymérisation supérieure à 2 (oligomères). L'analyse par spectroscopie RMN est indispensable pour l'identification des liants géopolymères (ciment) puisque ces derniers apparaissent amorphes sous l'analyse *X-Ray* comme c'est le cas pour les autres formes de liants. De plus, la présence d'oligomères ayant des composés hydroxylés en périphérie des molécules facilite leur lixiviation et induit donc une résistance chimique faible (Davidovits, 2015). Un second indice permettant de déterminer si un article issu de l'utilisation de résidus miniers dans l'application de la technologie des géopolymères est la présence de kaolinite ou de métakaolin. Bien que certains minéraux tels que la sodalite et la stilbite sont assez réactifs pour permettre la formation de géopolymères sans addition de kaolinite ou de métakaolin, leur ajout peut être nécessaire pour éviter à ce que la vitesse des réactions (dissolution de l'aluminium) soit trop faible (Van Deventer et Xu, 2000; Davidovits, 2015). Les AAM quant à eux utilisent généralement des alcalins puissant comme réactifs tel que le KOH et le NaOH (Provis, 2017)

Un autre aspect concernant les ciments géopolymères est qu,ils peuvent être produits avec des réactifs non dangereux. La grande majorité des articles répertoriés portant sur la valorisation des résidus miniers de concentrateur pour la fabrication d'AAM ou de géopolymères mentionnent l'utilisation des hydroxydes de sodium ou de potassium (NaOH ou KOH) à concentration élevée. Étant donné leur caractère corrosif, l'hydroxyde de sodium et l'hydroxyde de potassium sont considérés comme des matières dangereuses. Leur utilisation dans la fabrication d'AAM ou de géopolymère nuit à la viabilité technique de la valorisation des résidus miniers, surtout dans un contexte où l'objectif est de créer un produit de remplacement pour le ciment Portland et qui sera donc abondamment utilisé. Pour pallier ce problème, Davidovits (2015) promeut l'utilisation d'ingrédients dans un ratio de mélange équivalent non corrosif et donc de meilleure viabilité technique (voir

Tableau 2.6).

Tableau 2.6 : Équivalence entre corrosifs à irritants pour les géopolymères (adapté de Davidovits, 2015).

Corrosifs	**Irritants**
CaO NaOH KOH	$Ca(OH)_2$ Ciment Portland Scorie (laitier)
Métasilicate de sodium SiO_2: Na_2O = 1	Boue contenant des silicates soluble / Kaolin MR^1 :1,25 <SiO_2: M_2O^2<1,45
Silicates solubles secs MR^1 : SiO_2:M_2O^2 < 1,45	Silicates solubles secs MR^1 : SiO_2:M_2O^2 >1,45

[1]MR fait référence au ratio silice: oxyde métallique;

[2]M fait référence à du sodium (Na), du potassium (K) ou du calcium (Ca).

Enfin, les ciments géopolymères doivent pouvoir se solidifier à température ambiante pour devenir concurrentiels au ciment Portland.

Le Tableau 2.7 synthétise l'information provenant de différents articles concernant l'utilisation de résidus de concentrateur dans la fabrication de liants par activation alcaline ou la géopolymérisation. Enfin, il est à noter que l'ensemble des articles référés ont uniquement analysé le potentiel de valorisation des rejets miniers pour ces technologies à l'échelle du laboratoire

Tableau 2.7 : Exemples de recettes employant des résidus miniers ou des minéraux communs dans la fabrication de géopolymères ou d'AAM

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
2000	Non applicable	(Séparément) Almandin, grossulaire, sillimanite, andalousite, disthène, pumpellyite, spodumène, augite, lépidolite, illite, celsiane, sodalite, apophyllite-(KOH), stilbite, heulandite, anorthite	L'un des minéraux mentionnés	10 g	35	Comparer l'effet de différents minéraux sur la production de géopolymères et la résistance en compression. Comparer l'utilisation de NaOH et de KOH.	L'utilisation de KOH favorise davantage la géopolymérisation que le NaOH pour tous les minéraux testés. L'UCS moyen des spécimens produits avec du KOH est 42 % supérieur à l'UCS moyen des spécimens produits avec du NaOH. Les résistances en compression obtenues varient de 2,5 MPa pour la combinaison de lépidolite et de NaOH à 18,9 MPa pour la combinaison de stilbite et de KOH.	XRF XRD	Van Deventer et Xu, 2000	Article détaillé concernant l'interprétation des réactions favorisant la géopolymérisation
			Kaolinite	5 g						
			Na_2SiO_3 ([Si] = 0,74M)	0,9 g						
			NaOH ou KOH (10 M)	5 ml						
2000	Or (mine Kaltails)	Sans objet, mais l'étude des composés oxydés du résidu est disponible	Cendre volante ou résidu de minerai d'or	50 à 90 wt%	S.o.	Étudier la viabilité de géopolymères produits à partir de résidu hypersalin. Analyser une recette optimale en fonction des performances mécaniques. Analyser l'effet de l'encapsulation des métaux lourds déjà présents.	La résistance en compression optimale est de 5,75 MPa à 28 jours et correspond à 50 wt% de résidu, 12 wt% de silicates alcalins, 8 wt% d'eau, 10 % d'argile et 20 % de cendres volantes. Une recette sans ajout et maximisant la proportion de résidu (90 wt% à l'état humide) a été analysée et elle offre la pire performance sur le plan de la résistance à l'écrouissage (*hardening strength of hardpan formation*) avec 390 kPa après 7 jours de cure. La géopolymérisation a permis d'encapsuler jusqu'à 90 % du plomb précédemment lixiviable. Cependant, la concentration dans le lixiviat reste élevée (45 ppm)..	XRF ICP-AES XRD	Van Jaarsveld et al., 2000	Le lixiviat du résidu original dépasse de 500 fois le critère de lixiviation du RMD pour le sélénium.
			Silicates alcalins	8 à 12 wt%						
			Eau	0 à 20 wt%						

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
			Argile et/ou cendres volantes (en ajout)	0 à 30 wt%						
2002	Fer (scorie de haut fourneau dans la fabrication d'acier)	Composés amorphes en majorité	27 mélanges différents, dont 24 contenant du métakaolin, du ciment ou des scories (6 ou 12 wt% chacun) avec différents ratios de cendres volantes et du NaOH ou du KOH. Les trois mélanges restants combinent le ciment et les cendres volantes.		30 (24 h), puis ambiante	Étudier la qualité du géopolymère obtenu (en analysant le degré de polycondensation des silicates) des résidus d'aluminosilicates et contenant du plomb et du cuivre. Étudier l'effet d'encapsulation sur le plomb et le cuivre.	L'utilisation de KOH augmente le degré de polycondensation (et donc de géopolymérisation), comparativement à l'utilisation de NaOH. Le pH lors de la réaction influence grandement l'encapsulation du plomb et du cuivre (optimal à pH 14). La présence d'aluminium, de calcium et d'autres ions alcali favorise grandement les propriétés mécaniques du géopolymère.	XRD IR SEM NMR	Phair et Van Deventer, 2002	Article détaillé concernant l'interprétation des réactions favorisant la géopolymérisation
2002	Exemple 1 à 4 : S.o. Exemple 5 : Charbon	Mellilite (15 µm-25 µm) Aluminosilicate [Feldspath, plagioclase, feldspathoïde, zéolite, pyroxène, amphibole] (< 50 µm) Quartz (< 50 µm) Entre parenthèses, le diamètre des particules	Argile kaolinique calcinée Oxyde d'aluminosilicate (Si_2O_5, Al_2O_2)	30 parts	Ambiante	S.o. Brevet	Compositions d'oxydes	SEM	Davidovits et Davidovits, 2002	Exemple 1 de recettes pour un brevet
			Solution silicate de potassium K2O : 26(wt%), SiO_2 : 21(wt%), H_2O : 53(wt%)	25 parts						
			Laitiers de hauts fourneaux (mellilite de calcium) (8 µm)	27 parts						
			Eau	31 parts						
			Oxyde d'aluminosilicate (Si_2O_5, Al_2O_2)	30 parts			Compositions d'oxydes 70 MPa à 28 jours	N/D		Exemple 2 de recettes pour un brevet
			Roche feldspathique (15-25 µm)	50 parts						
			Mellilite de calcium (15-25 µm)	30 parts						
			Solution silicate de potassium K_2O : 26(wt%), SiO_2 : 21(wt%), H_2O : 53(wt%)	30 parts						
			Eau	15 parts						

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
			Même que l'exemple 2, mais 45 parts de Mellilite au lieu de 30				120-130 MPa à 28 jours	N/D		Exemple 3 de recettes pour un brevet
			Même que l'exemple 3, mais les oxydes d'aluminosilicate et la roche feldspathique sont remplacés par du granite calciné résiduel contenant 35(wt%), de Kaolin (15-25 µm)				125 MPa à 28 jours	N/D		
			Résidu minier kaolinique de charbon	90 parts			40 MPa à 7 jours 105 MPa à 28 jours	N/D		Le résidu minier de mine de charbon doit être calciné à 750 °C pendant 3 h
			Solution silicate de potassium K_2O : 26(wt%), SiO_2 : 21(wt%), H_2O : 53(wt%)	30 parts						
			Mellilite de calcium (15-25 µm)	30 parts						
			Eau	20 parts						
2008	Tungstène	Quartz et muscovite	Résidus de minerai de tungstène	Voir source (différents mélanges)	Ambiante	Analyser les différentes proportions possibles des ingrédients en regard de la résistance en compression obtenue.	UCS allant jusqu'à 70 MPa. Voir article pour les détails des mélanges obtenus et l'influence des proportions des ingrédients utilisés.	XRD SEM	Pacheco-Torgal et al., 2007	Les résidus ont été préalablement traités thermiquement à 950 °C pendant 2 h.
			Agrégat (soit schiste, granite, calcaire ou sable)							
			Silicate de sodium (Na_2O = 8,6 %, SiO_2 = 27,8 %, Al_2O_3 = 0,4 %, eau = 63,2 %)							
			Hydroxyde de calcium ($Ca(OH)_2$)							
			NaOH							
			Eau							
2008	Tungstène	Quartz et muscovite	Résidus de minerai de tungstène	25 parts	Non mentionné	Évaluer la viabilité d'un liant fait à partir des résidus de tungstène en tant que matériel de réparation pour le ciment Portland et le béton.	Les tensions de liaison entre le géopolymère à base de résidus et le béton varient de 10 à 16 MPa en 1 jour de cure et 14 à 17 MPa en 28 jours de cure. Il n'y a pas de différence significative entre les surfaces préalablement traitées à l'acide hypochloreux dans le but d'augmenter leur rugosité. En termes de coût, le liant obtenu est nettement plus économique que les deux liants pour réparation du marché retenue (soit environ 127 € /tonne contre 910 et 1646 €/tonne).	SEM	Pacheco-Torgal et al., 20010	Les résidus ont été préalablement traités thermiquement à 950 °C pendant 2 h.
			Mélange d'agrégats fins ou grossiers (voir article pour détails)	43 parts						
			Silicate de sodium (Na_2O = 8,6 %, SiO_2 = 27,8 %, Al_2O_3 = 0,4 %, eau = 63,2 %)	20 parts						
			Hydroxyde de calcium ($Ca(OH)_2$)	3 parts						
			NaOH	4 parts						
			Eau	5 parts						

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
2008	Tungstène	Quartz et muscovite	Résidus de minerai de tungstène Agrégat (soit schiste, granite, calcaire ou sable) Silicate de sodium (Na_2O = 8,6 %, SiO_2 = 27,8 %, Al_2O_3 = 0,4 %, eau = 63,2 %) Hydroxyde de calcium ($Ca(OH)_2$) NaOH Eau	Voir source (différents mélanges)	Ambiante	Analyser l'hydratation du liant obtenu et de la résistance en compression en fonction de la concentration d'agrégat et de la concentration en NaOH.	Les valeurs UCS varie de 16,5 MPa pour un mélange avec un agrégat de schiste à 7 parts, 22,5 % de $Ca(OH)_2$ et une concentration de NaOH de 14 M à 85,5 MPa pour un mélange avec un agrégat de granite à 5,25 parts, 10 % de $Ca(OH)_2$ et une concentration de NaOH 24 M. Voir article pour résultats de l'hydratation.	XRD SEM	Pacheco-Torgal et al., 20011	Les résidus ont été préalablement traités thermiquement à 950 °C pendant 2h.
2012	NA	Albite	Albite	200 g	Ambiante	Étudier la viabilité de géopolymères dits « *one part* » faits à partir d'albite. La caractéristique « *one part* » réfère à la mise en place du ciment Portland nécessitant seulement un mélange avec de l'eau.	L'analyse thermogravimétrique a révélé que sans activateur (NaOH ou Na_2CO_3), l'albite nécessite un traitement thermique à 1045 °C pendant plus d'une semaine pour changer de phase (de *low albite* à *high albite*). La présence d'un activateur à plus de 10 % a rendu la lecture des résultats impossible, en raison de la corrosion des instruments. La formulation où le mélange d'albite et d'activateur est traité thermiquement puis mélangé avec de l'eau possède des résistances en compression 20 fois supérieure à la formulation en deux parties (42,6 et 44,2 MPa comparativement à 2,2 et 2,5 MPa respectivement), soit l'albite thermiquement activée puis mélangée avec du NaOH.	FTIR XRD XPS TG/DTA	Feng et al., 2012	L'influence du traitement thermique sur le mélange précurseur (albite, NaOH ou Na_2CO_3) à des températures de 850, 900, 1000 et 1150 °C a aussi été analysée. L'albite a été tamisée à un diamètre inférieur à 53 µm.
			NaOH ou carbonate de sodium Na_2CO_3	20 à 100 g						
			Eau (ajoutée après)	66 à 90 g						
2012	Cuivre	Quartz, anorthite, labradorite, gypse et cuprite.	Résidus de minerai de cuivre	De 28,4 à 67,6 wt%	60	Analyser l'influence des facteurs suivants sur la résistance en compression du géopolymère obtenu : la proportion de cendres volantes, la concentration de NaOH et le temps de cure.	Le ratio de Si/Al ici contrôlé par la proportion des résidus et des cendres volantes ainsi que la concentration en NaOH influence significativement la résistance en compression alors que le temps de cure a une influence notable sur les 7 premiers jours seulement. La valeur obtenue qui est la plus élevée	XRD SEM	Ahmari, 2012	Les résidus possèdent un diamètre moyen de 120 µm avec 90 % passant 75 µm
			Cendres volantes classe F	De 0 à 28,4 wt%						

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
			NaOH 98 %	5, 10 et 15 M			est de 21,2 MPa et correspond à 36 % de cendres volantes, 15 M de NaOH et 7 jours de cure.			
			Eau	27 wt%						
2012	Cuivre	Quartz, albite, sanidine et gypse.	Résidu de minerai de cuivre	31,7 à 67,6 wt%	60, 75, 90 ou 120	Analyser l'influence du type et de la concentration d'activateur ainsi que la température de cure sur un liant fait à base de résidus de cuivre d'activation alcaline.	La température optimale dépend de la concentration en NaOH. L'ajout de silicate de sodium à la solution de NaOH favorise la résistance en compression. L'ajout d'aluminate de sodium retarde la prise à basse température, mais augmente la résistance en compression obtenue dès 90 °C. Voir articles pour les valeurs UCS obtenues (les paramètres ont été testés de manière séparée plutôt qu'en simultané).	XRD SEM		Formation de zéolite pour une température de cure de 90 °C. Les résidus possèdent un diamètre moyen de 120 µm avec 36 % passant 75 µm.
			NaOH (98 %)	5, 10 ou 15 M						
			Solution aqueuse de silicate de sodium (SiO_2 = 29 %, Na_2O = 9 % et eau = 62 %)	0 à 21,2 wt%						
			Aluminate de sodium	0 à 22,1 wt%						
			Eau	27 à 33 wt%						
2012	Cuivre	Quartz, albite, sanidine et gypse.	Résidu de minerai de cuivre	71,2 à 87,2 wt%	60 ou 120	Produire des briques faites à partir d'un géopolymère de résidu minier et analyser leur viabilité en regard des exigences ASTM.	Tous les résultats sont après 7 jours de cure. Les paramètres optimaux correspondent à une température de cure de 90 °C, une concentration en NaOH de 15 M, une teneur en eau de 18 % et une force lors de la presse en brique à 0,2 MPa pour un UCS de 33,7 MPa. Les exigences ASTM pour l'utilisation des briques en génie civil varient de 4,8 à 55,2 MPa. Les résultats obtenus concordent donc avec l'ensemble des exigences sauf le grade SX pour les voies piétonnières et le pavé de trafic léger, qui nécessitent 55,2 MPa.	XRD SEM		Les résidus possèdent un diamètre moyen de 120 µm avec 36 % passant 75 µm.
			NaOH (98 %)	10 et 15 M						
			Eau	8 à 18 wt%						

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
2012	Cuivre	Quartz, albite, sanidine et gypse.	Résidu de minerai de cuivre	71,2 à 87,2 wt%	60 ou 120	Analyser le comportement en lixiviation des briques précédemment produites. Élaborer un modèle de réaction et de diffusion de premier degré.	Certaines limites employées par les normes EPA, DIN et les normes grecques ont été utilisées à des fins de comparaison. Pour une lixiviation à pH de 4 pendants 4 mois, les résidus miniers ont retenu de 16,33 à 99,93 % alors que les briques ont retenu de 63,98 à 99,97 % pour les éléments suivants : Al, Fe, Ca, Mg, K, Zn, Cu et Mn. Voir l'article pour les modèles de réaction proposés.	XRD SEM ICP		L'acide nitrique a été utilisé pour les essais de lixiviation. Certains éléments importants pour l'analyse de lixiviation (tels que l'arsenic) n'ont pas été quantifiés dans les briques avant les essais.
			NaOH (98 %)	10 et 15 M						
			Eau	8 à 18 wt%						
2012	Cuivre	Quartz, albite, sanidine et gypse.	Résidus de minerai de cuivre	49,4 à 77,6 wt%	90 °C	Produire des briques plus économiques par l'ajout de poussière de four à ciment (*Cement Kiln Dust* [*CKD*]) en remplacement d'une partie du NaOH. Analyser leur résistance en compression et leur durabilité lors d'une immersion dans l'eau.	L'ajout de 10 % CKD sur les essais à 10 et 15 M a fait augmenter le UCS de 90 à 200 %. Un UCS d'environ 27 MPa correspondant aux briques faites avec 15M NaOH sans CKD peut être obtenu en ajoutant 10 % de CKD à la formule à 10 M. Le CKD peut être utilisé pour remplacer une partie du NaOH et pour augmenter la durabilité à l'immersion puisque les briques contenant du CKD ont perdu aussi peu que 18 % des pertes de masse des échantillons sans CKD.	XRD SEM FTIR		Pour remplacer adéquatement le NaOH, il est préférable que le CKD est une haute teneur en alcali.
			Poudre de four à ciment (*Cement Kiln Dust* [*CKD*])	0 à 10 wt%						
			NaOH	4,8 à 9,6 %						
			Eau	12 à 20 wt%						
2012	Tungstène	Quartz et muscovite	Résidu de minerai de tungstène	750 g	20 à 130	Analyser la résistance en compression de géopolymères faits à partir de résidus de tungstène et l'impact d'une immersion dans l'eau.	Une désintégration initiale partielle et progressive a été observée pour tous les essais curés à 20 °C et à humidité relative de 40 %. Les échantillons curés à 120 °C ont eu une meilleure résistance à l'immersion à long terme que pour les autres températures de cure. L'effet de l'immersion sur la résistance en compression a surtout été observé lors des 24 premières heures.	SEM XRD FTIR	Silva et al., 2012	Les résidus ont été préalablement traités thermiquement à 800 °C. Une humidité relative de 40 % a été utilisée pour la cure à 20 °C.
			NaOH (solution de 10 M)	37,5 à 150 g						
			Solution de silicate de sodium (Na_2SiO_3)	150 ou 187,5 g						

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients			Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
			Eau supplémentaire	75 g							
2012	Fer et Nickel (scories)	Olivines (fayalite et forsterite), anorthite, quartz, tridymite, cristobalite, magnétite et chromite et 50 % de phase amorphes	Scories de fer et nickel	79 à 82 wt%		Ambiante (2 jours) puis 80 (2 jours)	Analyser l'effet de l'ajout d'ions nitrates et sulfates (sous forme de sel métallique) sur l'immobilisation des métaux lourds dans un géopolymère fait de scorie de fer et de nickel.	La présence de nitrates ou de sulfates des métaux lourds Cu, Ni et Cr nuit considérablement à la résistance en compression (de 50 MPa initialement à < 1 MPa). La présence de sel de plomb a un impact moindre sur la résistance en compression, mais tout de même considérable (de 15 MPa à 50 MPa). Cet impact négatif serait explicable par la présence des métaux lourds, mais aussi par la présence des ions sulfates et nitrates. Les critères du TCLP de l'EPA ont été dépassés par le plomb sur les essais de lixiviation réalisés sur les géopolymères contenant 0,5 % de plomb.	XRD SEM FTIR	Komnitsas et al., 2012	Pour la lixiviation, le protocole TCLP a été suivi.
			KOH (6,7 et 11,2M)	3 wt%							
			Na_2SiO_3	9 wt%							
			Nitrates de [Pb, Cu, Cr ou Ni] ou sulfates de [Pb, Cu, Cr ou Ni]	0,5 à 3 %							
			Eau	6 wt%							
2013	Fer et Nickel (scories)	Majoritairement amorphe. Présence de magnétite, magnésioferrite et chromite.	Scories de fer et Nickel	75,76 wt%	42,24 wt%	Ambiante (1er mélange) et 70 (2e mélange)	Étudier la viabilité de géopolymères faits à partir de scorie de minerai de fer et de nickel comme matériau de construction et de protection passive anti-feu.	Une conductivité thermique de 0,27 et de 0,16 W/(m*K) à 300 K et un UCS de 11 à 15 MPa et de 8,7 sont respectivement obtenus par le 1er et le 2e mélange, ce qui permet de les comparer respectivement avec les produits commerciaux Promatect (panneaux) de la compagnie Promat et le produit FireBarrier 135 (couverture de mortier) de la compagnie Innovative Fire Systerms.	XRD	Sakkas et al., 2014	Le présent résumé et les mélanges présentés ne concernent que la partie de l'article qui étudie les propriétés passives anti-feu des géopolymères à base de minerai de fer et nickel.
			Alumine (Al2O3)	0	25,03 wt%						
			KOH	0	8,09 wt%						
			NaOH	5,3 wt%	0						
			Eau	18,94 wt%	24,64 wt%						
2014	Non identifié [argiles de	Kaolinite : RC (32 wt%) et GC (40 wt%).	Argile rouge, blanche ou grise	100 parts		Ambiante et 85	Évaluer la résistance en compression en fonction du ratio NaO_2/Al_2O, de la	Les résultats varient de 29,5 MPa pour l'argile grise ayant un ratio NaO_2/Al_2O de 2,5 et curé à	XRF, XRD FTIR	Mostafa et al., 2014	L'argile a été préalablement traitée thermiquement à 750 °C. La présence de $CaCO_3$ dans

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
	faible qualité identifiées comme rouge (RC), grise (GC) et blanche (WC)]	Montmorillonite : WC (45 wt%), GC (8 wt%) et RC (12 wt%). Calcite : GC (15 wt%). Quartz : WC (55 wt%), GC (15 wt%) et RC (18 wt%). Hématite : GC (2 wt%) et RC (4 wt%). Albite GC (7 wt%) et RC (26 wt%). Microcline : GC (13 wt%).	Silicate de sodium Na_2O : 14,2(wt%), SiO_2 : 28,8(wt%)	De 21,2 à 28,2 parts		température et du temps de cure de géopolymères faits à partir d'argile de faible pureté.	température pièce pour 3 jours à 63,2 MPa pour l'argile rouge ayant un ratio NaO_2/Al_2O de 2,4 et curé à 85 °C pour 3 jours	DTA SEM		l'argile grise diminuerait la résistance en compression.
			NaOH (concentration non disponible)	De 5,6 à 21,6 parts						
			Eau	Entre 9 et 40 parts						
2014	Or	Quartz (52,9 %) Muscovite (12,9 %), Pyrite (6 %), Alunite (6,1 %) Goethite (4,1 %).	Résidu de minerai d'or	250 à 450 g	70	Étudier la viabilité du résidu de minerai d'or comme précurseur pour la fabrication de géopolymères en termes de résistance en compression, de résistance chimique (H_2SO_4 et $MgSO_4$), de résistance thermique et de durabilité à long terme.	Pour tous les essais portant sur les résidus de minerai d'or, le UCS à 28 jours est similaire (40-45 MPa). Une croissance plus rapide est remarquée pour le mélange contenant plus de résidus en proportion que de ciment (4:1) avant 14 jours. La résistance à l'immersion dans l'acide des géopolymères à base de résidu est similaire au ciment Portland, avec une perte de 10 MPa après 56 jours de trempage. Tous les mélanges ont une perte prononcée de UCS sous l'effet d'une température plus élevée, soit d'environ 10 % à 200 °C jusqu'à 80 % à 1000 °C.	XRD FTIR	Caballero et al., 2014	Aucune distribution granulométrique disponible, mais la taille des grains a été limitée à 62,5 microns.
			Ciment Portland	50 à 250 g						
			Agrégat (sable)	1375 g						
			NaOH (16M)	81 ml						
			Solution de Na_2SiO_3 (8M)	161 ml						
2015	Cuivre	Quartz et albite	Résidu de minerai de cuivre	100 parts	90	Évaluer l'influence de l'ajout des boues de traitement riche en aluminium sur la résistance de compression de géopolymères faite à base de résidu de minerai de cuivre. L'influence des ratios Si/Al et Na/Al ont également été investigués.	L'ajout de boues de traitement riche en aluminium a un effet positif sur la résistance en compression obtenue. La valeur de résistance en compression maximale obtenue est de 44,8 MPa avec le mélange contenant la plus grande proportion de boues de traitement riche en aluminium (20 %).	XRF XRD SEM FTIR	Ren et al, 2015	Les courbes granulométriques des résidus de minerai de cuivre et des boues de traitement riches en aluminium sont disponibles dans le rapport ($D_{80} \approx 100\mu m$).
			Boues de traitement riche en aluminium	0 à 20 parts						
			NaOH (98 %)	8,8 à 18 parts						
			Eau	14 à 18 parts						

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
2016	Or	Albite, gypse, quartz, dolomite et pyrite.	Résidu de minerai d'or	0 à 100 parts	Ambiante	Évaluer la performance mécanique de géopolymère fait à partir de résidu de minerai d'or riche en sulfures et de scorie de hauts fourneaux. L'influence de la concentration en NaOH est également investiguée.	Les valeurs UCS minimales correspondent aux mélanges ayant comme précurseur le résidu de minerai d'or uniquement (de 1,25 à 3,5 MPa) et les valeurs maximales correspondent aux mélanges comme comme précurseur les scories de hauts fourneaux uniquement (de 36 à 43 MPa). Les UCS obtenus entre ces deux extrêmes suivent une relation d'apparence linéaire dépendamment de la proportion de scories de hauts fourneaux sur la quantité de minerai de résidu d'or. Le UCS augmente en fonction de la concentration de NaOH, sauf pour le mélange contenant 100 parts de résidus miniers et 25 % de scorie où le UCS décroit avec l'augmentation de concentration de NaOH.	SEM XRD ICP DTA XRF	Kiventerä et al., 2016	Bien que l'article traite des propriétés mécaniques du géopolymère obtenu, il aurait été intéressant de s'attarder sur les performances de résistance chimiques également puisque le résidu original contient une teneur de 1520 ppm en arsenic.
			Scorie de hauts fourneaux	0 à 100 parts						
			NaOH	5, 10 ou 15 M						
			Eau	30 à 50 parts						
2016	Bauxite (boues rouges)	Quartz et mullite	Boues rouges	1 part	Ambiante et 80	Analyser la résistance à l'immersion acide et neutre et la résistance en compression et en flexion de brique géopolymère de boue rouge et de cendres volantes de classe F.	La perte de résistance en compression pour les briques immergées à pH de 3 est sensiblement la même que pour un pH neutre et est d'environ 30 % au bout de 120 jours (initialement à environ 9 MPa). La perte en flexion est environ de 45 % pour les deux pH (initialement à environ 7 MPa).	XRD FTIR SEM	Zhang et al., 2016	Bien que les résultats montrent que le matériel produit ne lixivie pas en regard des standards de sol EPA, aucune information n'est donnée sur la composition originale des boues rouges et des cendres volantes.
			Cendres volantes de classe F	4 parts						
			NaOH (50 %)	3 parts						
			Solution de Na_2SiO_3 (2 M)	7 parts						
			Eau	3 parts						
2017	Tungstène	Sans objet, mais composition en oxydes	Résidu de minerai de tungstène	Voir article	80	Analyser l'influence de l'ajout de vitre issu des matières résiduelles de	L'ajout de vitre résiduelle augmente la résistance en compression. La valeur UCS la plus élevée (61 MPa) a été	SEM XRD	Kastuikas et Zhou, 2017.	Les diamètres moyens des résidus de tungstène et de vitre sont de 26 µm et 39 µm respectivement.

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
		disponible dans l'article	Résidu de vitre			produit de consommation sur la résistance en compression d'un géopolymère à base de tungstène. L'influence des concentrations de NaOH et de silicate de sodium est également analysée.	obtenue en remplaçant 40 wt% des résidus de tungstène par de la vitre résiduelle et un module de silicate de 1,5.			
			NaOH (99 %)							
			Solution de Na_2SiO_3 (8,60 wt% Na_2O, 27,79 wt% SiO_2, 63,19 wt% H_2O et 0,4 wt% Al_2O_3)							
			Eau							
2017	Or	Quartz, Plagioclase (Albite), Dolomite, Chlorite, Muscovite, Talc, Kaolinite, Siderite, Chalcopyrite, Pyrite, Pyrrhotite, Actinolite et Goethite	Résidus de minerai d'or (« frais » ou « altéré »)	68 à 84	110 à 300	Étudier la résistance en compression et la résistance en tension en fonction de la composition du géopolymère (voir ingrédients et proportions) et de la température de cure.	L'étude des paramètres s'est faite de manière isolée en maintenant toutes choses égales par ailleurs. Les résultats optimaux non combinés sont les suivants : résistance en compression maximale et résistance en tension maximale à 12 M, 3 wt% de ciment Portland, à une température de cure de 210 °C et à un pourcentage de ciment/chaux hydraté ajouté de 3 %. Aucune différence significative n'a été remarquée pour l'utilisation de résidus « frais » ou « altéré ».	XRD	Dia et al., 2017	Courbe granulométrique disponible dans l'article. Les caractéristiques « frais » ou « altéré » font respectivement référence aux résidus sortant de l'usine de concentration du minerai et des résidus qui ont préalablement été entreposés dans un parc à résidu pour un temps donné.
			NaOH	5 à 12 M						
			Ciment Portland	0 à 5 wt%						
			Ciment supplémentaire ou chaux hydratée ($Ca(OH)_2$)	0 à 3 wt%						
2018	Cuivre	Quartz, albite, sanidine et gypse.	Résidus de minerai de cuivre	81 à 89 %	35	Évaluer l'utilisation de résidus issus du traitement du cuivre (tailings) comme matériaux de construction pour les routes par la géopolymérisation	Pour un temps de cure de 7 jours, le poids volumique varie de 16,3 kN/m^3 avec une teneur en eau de 11 ou 19 % à 17,6 kN/m3 avec une teneur en eau de 16 %. Les résistances en compression obtenues varient de 0,5 MPa avec une teneur en eau de 19 %, une concentration en NaOH de	SME XRD XRF	Manjarrez et Zhang, 2018	Les résidus ont un diamètre moyen de 90 µm avec 40 % passant à 75 µm.

Année	Minerai d'origine	Minéraux identifiés	Ingrédients		Température de cure (C°)	But de l'article	Sommaire des résultats	Analyses effectuées	Source	Commentaires
			NaOH (98 %)	De 0 à 13 (M)			11 M et un ratio Na/Al de 1,1 à 5,32 MPa avec une teneur en eau de 11 %, une concentration en NaOH de 11 M et un ratio Na/Al de 0,79. Les valeurs UCS obtenues sont conformes avec les exigences des 6 départements de transports américains retenues (variant de 1,03 – 2,75 MPa pour ADOT (Arizona) à 5,2 MPa pour NDOT (Nevada).			
			Eau	De 11 à 19 (%)						

CHAPITRE 3 ARTICLE 1 : RÉGLEMENTATION DE LA VALORISATION DES RÉSIDUS MINIERS HORS SITE AU QUÉBEC

Tardif-Drolet Marie*, Li Li, Thomas Pabst, Gérald J. Zagury,
Raphaël Memillod-Blondin et Thomas Genty

Cet article a été soumis à la revue Dossiers Environnement/Environmental Reviews en novembre 2018

Résumé : Les exploitations minières produisent chaque année des quantités considérables de rejets miniers sous forme de roches stériles et de rejets de concentrateurs, qui représentent souvent des sources d'instabilité géotechniques et par le fait même, de risques environnementaux. La valorisation des rejets miniers pourrait permettre de diminuer la quantité de ces rejets entreposés et conséquemment le coût de gestion et de restauration, l'empreinte environnementale et les risques géotechniques et géochimiques. La valorisation des matières résiduelles est devenue une avenue de plus en plus pratiquée dans le monde entier. Beaucoup de technologies ont été développées et publiées depuis ces dernières années. En revanche, il y a eu très peu de travaux sur l'encadrement légal de l'utilisation des résidus miniers. Les législateurs ont souvent des points de vue et des préoccupations très différents de ceux des promoteurs de la valorisation des rejets miniers. Dans cet article, on présente les lois, règlements et normes applicables qui encadrent la valorisation des résidus miniers au Québec, ainsi que des analyses, des discussions et des recommandations, qui peuvent servir de guide tant pour les promoteurs de projet de valorisation que pour les agences gouvernementales québécoises.

Mots-clés : Mines; Rejets miniers; Résidus miniers; Valorisation; Législation; Règlements

Lexique

3RV-E : Réduction, Réemploi, Recyclage, Valorisation et Élimination

AIFQ : Association des industries forestières du Québec

BNQ : Bureau de Normalisation du Québec

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minière

CPTAQ : Commission de la protection du territoire agricole

CTMP : Centre de Technologie Minérale et de Plasturgie

CTTEI : Centre de Transfert Technologique en Écologie Industrielle

LCMVF : Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune

LSST : Loi sur la santé et la sécurité du travail

LQE : Loi sur la Qualité de l'Environnement

MDDELCC : Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques

MDDEP : Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs

MERN : Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles

MTDER : Meilleures Technologies Disponibles et Économiquement Réalisable

MTMEQ : Ministère des Transports, de la Mobilité et de l'Électrification du Québec

NMA : National Mining Association

OER : Objectifs Environnementaux de Rejet

PRRI : Programme de Réduction des Rejets Industriels

Résidus miniers : comprends les stériles et les résidus de l'usine de traitement afin de s'harmoniser avec la définition employée dans la législation (MDDELCC, 2014a), l'appellation « résidus de l'usine de traitement » sera employée pour ne désigner que ceux-ci.

RMD : Règlement sur les matières dangereuses

RCRA: Resource Conservation and Recovery Act

RPEP : Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection

TCLP: Toxicity Characteristic Leaching Procedure

UCS: Résistance en compression uniaxialeUSEPA: United States Environmental Protection Agency

3.1 Introduction

Il y a plus d'une trentaine de mines actives au Québec et leur niveau de production individuel est de l'ordre d'un million de tonnes de roches (stériles et minerais, toute catégorie confondue) extraites par année en moyenne (MERN, 2017). La majorité de cette quantité de roches extraites devient des résidus miniers en tant que résidus de l'usine de traitement ou de stériles. Le mode de gestion des résidus miniers le plus commun consiste en la déposition en surface sous forme de haldes à stérile et de parc à résidus. Cette déposition comporte généralement des risques environnementaux et géotechniques, qui peuvent parfois devenir majeurs ou imprévisibles en raison de la très longue durée (durée de vie indéfinie; Vick, 2001) et des changements climatiques (Bussière et al., 2017).

La gestion des résidus miniers constitue une dépense importante pour les entreprises minières ou pour le gouvernement provincial ou fédéral au Canada. Au 31 mars 2016, le passif environnemental minier du gouvernement du Québec (coût pour la réhabilitation des sites miniers orphelins et des sites où le MERN pourrait avoir à agir étant donné le statut financier précaire des exploitants) s'élevait à 1,22 G$ (MERN, 2017). Pour une entreprise minière, le coût en termes de dépôt de garantie financière pour la réalisation du plan de restauration du site minier est un montant non négligeable. Parfois, le montant nécessaire pour exécuter le plan de restauration du site minier peut-être sous-estimé. Les exploitations minières de Timminco, proches de la communauté de Renfrew et de Lockerby, près de la ville de Sudbury en Ontario en sont des exemples (Purdon, 2017). Suite à l'insolvabilité des deux exploitations minières, le gouvernement fédéral a dû assumer la fermeture des deux sites miniers dont les coûts réellement nécessaires se sont avérés nettement supérieurs à ceux estimés dans les plans de fermeture initiaux (soit 3.47 M$ plutôt que 1 M$) (MiningWatch Canada, 2014; Purdon, 2017). De plus, les entreprises minières font face à la taxation sur chaque tonne de résidus miniers déposée en surface imposée par le gouvernement provincial au Québec. Cela pourrait avoir des impacts importants sur les opérations à ciel ouvert qui produisent souvent des quantités très importantes de résidus miniers telle que la mine Canadian Malartic qui prévoit un entreposage en surface de 326 Mt de stériles rocheux et 183 Mt de résidus de traitement (Gervais et al., 2014).

Ces défis poussent les exploitations minières à chercher de nouvelles solutions. Dans ce sens, l'utilisation des résidus miniers comme matières premières sur le site minier ou hors site est devenue de plus en plus populaire. À titre d'exemple sur l'utilisation des résidus miniers comme matières premières sur le site

minier, on peut nommer l'utilisation des résidus miniers non-actifs ou des résidus miniers désulfurés comme un matériau de couverture dans le système CEBC (couverture à effet de bris capillaire; Bussière., 2004). On peut mentionner aussi l'utilisation des roches stériles comme un matériau de protection dans le système CEBC ou comme un matériau drainant et de renforcement (connu sous le nom des inclusions à roches stériles; Saleh Mbemba, 2016) dans la construction des parcs à résidus miniers. Actuellement, l'utilisation des résidus miniers et des roches stériles comme matériaux de remblai dans les chantiers souterrains est devenue une pratique courante dans les mines modernes (Sahi, 2016). En ce qui a trait à l'utilisation des résidus miniers comme matières premières hors site minier, on peut nommer l'utilisation des résidus miniers dans la fabrication des briques, l'utilisation des portions grossières comme agrégats dans la construction, l'utilisation des roches stériles inertes pour la construction des fondations de route ou pour la construction de digues (FHWA, 2016). Une liste plus complète de diverses avenues de cette pratique, appelée valorisation des résidus miniers, est montrée dans le mémoire de la première auteure (Tardif-Drolet, 2018). Elle pourrait avoir un double avantage économique pour l'industrie minière. Pour la mine productrice, la valorisation des résidus miniers permettrait de diminuer la quantité des résidus miniers déposés en surface. Cela permettrait donc de réduire les coûts de gestion et de restauration du site minier. Dans certains cas, la vente des résidus miniers pourrait constituer une source de revenus supplémentaires. Pour l'acheteur des résidus miniers comme matière première, un profit important pourrait être tiré par l'économie associée à l'extraction (forage, dynamitage et transport) et à la manutention du matériau (concassage et broyage pour diminuer la granulométrie).

Une étude menée par Bussière (2007) sur les résidus des usines de traitement de mines de roche dure au Québec montre que les résidus miniers contiennent typiquement au moins 50% de particules entre 10 et 100 μm. Cette portion de particules est particulièrement intéressante pour de nombreuses utilisations nécessitant des matériaux inorganiques ayant une granulométrie fine. C'est notamment le cas dans la production des produits cimentaires (Faubert, 2013). De plus, les résidus des usines de traitement sont disponibles en quantité beaucoup plus élevée que la plupart des autres matières résiduelles pouvant être utilisées comme matière première sur le marché, ce qui est un avantage considérant l'ampleur de nombreux travaux d'ingénierie civile (Mehta et Siddique, 2016).

Jusqu'à présent, il y a eu beaucoup de publications sur le potentiel technique de la valorisation des résidus miniers comme matières premières pour de nombreuses utilisations hors site. Par exemple, plusieurs travaux ont porté sur l'utilisation des résidus miniers comme matière première pour la fabrication de

céramiques (Garcia-Valles et al., 2007; Ahmari et al., 2012; Liu et al., 2015; Yassine et al., 2016). Certains travaux ont porté sur l'utilisation des résidus miniers pour la fabrication de liants pour la fabrication de ciment géopolymères ou de matériaux d'activation alcaline (Pacheco-Torgal et al., 2007; Van Deventer et al., 2000; Feng et al., 2011; Caballero et al., 2014; Gopez, 2015; Luukkonen et al., 2017).

Les matériaux d'activation alcaline (AAM pour Activated Alkaline Materials) sont des liants issus de la réaction des aluminosilicates avec un milieu très fortement alcalin (Provis, 2017). Un géopolymère peut aussi être issu de la réaction en milieu alcalin d'un aluminosilicate. Les AAM sont distincts des géopolymères par plusieurs aspects, et notamment en termes de performances mécaniques. Les AAM produisent des précipités ou des hydrates, mais non des polymères. C'est le cas notamment de ciment produit à partir de laitier de hauts fourneaux. Le ciment géopolymère et le ciment AAM partagent les premières étapes de réactions. Mais le processus de polymérisation s'arrête aux composés d'hydrates et de précipités pour les AAM, alors que la présence de métakaolin permet la formation de polymères de degré supérieurs pour les géopolymères (Geopolymer Institute, 2014; Davidovits, 2015). La plupart des travaux utilisent le NaOH ou du KOH comme réactif, mais les matériaux géopolymères peuvent également être produits sans ingrédients corrosifs (Davidovits, 2015).

Les deux technologies peuvent servir à produire des liants à partir de résidus miniers, dont ceux issus de l'usine de traitement, comme matière première pour la fabrication de béton sans ciment Portland (Davidovits, 2015; Provis, 2017).

Plusieurs travaux soutiennent également les performances des AAM (brique et ciment), des ciments et briques géopolymères concernant les normes et standards mécaniques et environnementaux (Pacheco-Torgal et al., 2010; Pacheco-Torgal et al., 2011; van Deventer et al., 2012; Ahmari, 2012; Komnitsas et al., 2012; Zhang, 2013; Wang et al., 2014; Sakkas S et al., 2014; Gopez ., 2015; Davidovits, 2015; Taha et al., 2016; Zhang et al., 2016; Luukkonen et al., 2017). Davidovits (2015) a également évalué l'effet d'encapsulation sur 4 types de résidus de traitement minier en sol canadien dont les résidus de la mine de métaux Kam Kotia ayant une haute teneur en sulfure et un pH acide de 1.5-2 ainsi que les résidus de la mine d'uranium Mid West possédant une haute teneur en arséniure, radionucléides et sulfure ayant également un pH acide de 2.5. Cependant, les AAM sont chimiquement moins résistants que les géopolymères en raison de leur différence en composition d'hydrates et de précipités (Institut Géopolymère, 2016). Selon Silva et al, (2012), la résistance chimique des AAM peut être améliorée avec différents traitements tels que des cures à des températures entre 80°C et 130°C alors que les ciments

géopolymères doivent avoir des cures à température ambiante pour être reconnus comme tels (Institut Géopolymère, 2016).

Bien que les performances techniques et environnementales des ciments géopolymères et AAM soient suffisantes et prometteuses, il est impossible de les intégrer au marché de la construction en raison des restrictions d'une norme importante liée à l'ingénierie civile au Canada. En effet, la norme *CAN/CSA-A3000-F13 Compendium des matériaux liants (CAN/CSA Group, 2013)* non seulement comporte des exigences envers les performances techniques, mais définit également les liants pouvant être utilisés dans le béton; les AAM et les ciments géopolymères ne font présentement pas partie de la liste des liants reconnus dans cette norme.

Les résidus miniers peuvent être également utilisés comme additifs pour améliorer les propriétés anti-feu (Sakkas et al., 2014).

La valorisation regroupe également la valorisation économique qui consiste en l'extraction secondaire de matières premières à valeurs économiques sur le marché (Chouinard, 2006; Idres et al., 2017; Ma et al., 2014).

Par rapport à ces nombreuses publications et travaux de recherche, on constate qu'il y a peu de travaux sur l'encadrement légal de l'utilisation des résidus miniers. Les points de vue et les préoccupations des législateurs peuvent diverger de ceux des promoteurs de projets de valorisation. Il est donc nécessaire de comprendre et d'analyser les origines de différentes règlementations afin d'établir des règlementations objectives qui favorisent la valorisation des résidus miniers hors site tout en protégeant la santé et la sécurité des populations à court, moyen et long terme.

Dans cet article, l'encadrement légal de la valorisation des résidus miniers hors site au Québec sera présenté en détail.

3.2 Cadre législatif de la valorisation des résidus miniers au Québec

Au Québec, la valorisation des résidus miniers hors site est régie par plusieurs règlementations. Pour mieux comprendre l'impact de la législation sur la réalisation d'un projet de valorisation, ces différentes étapes sont présentées sous forme schématique (Figure 3.11).

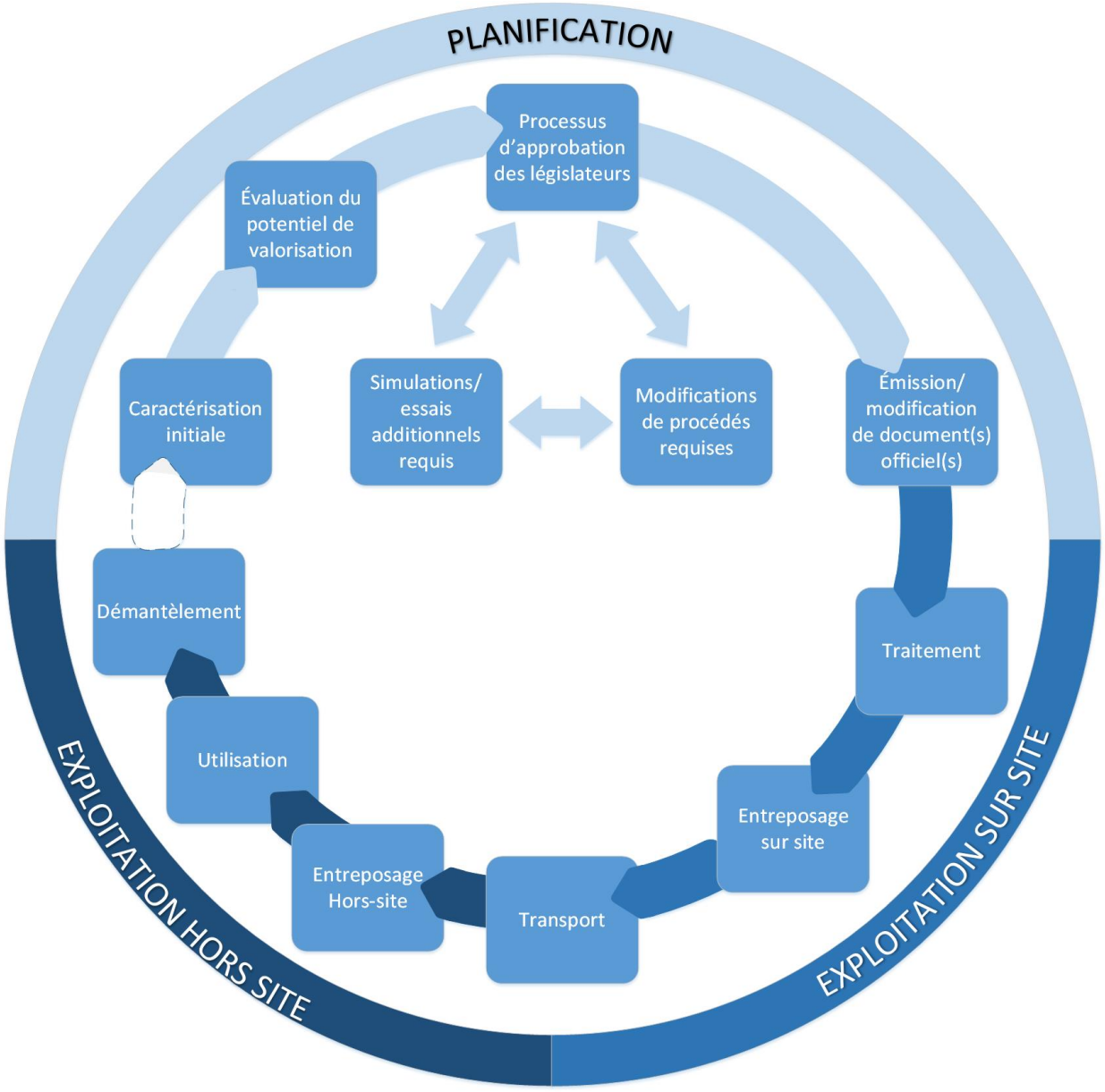

Figure 3.1 : Cycle de valorisation d'un résidu minier.

3.2.1 Cycle de valorisation d'un résidu minier

La notion de valorisation découle du principe des 3RV-E (Réduire, Réemployer, Recycler, Valoriser, Éliminer) proposé par le MDDEP (MDDELCC en 2011) pour mieux gérer les matières résiduelles dans

un modèle d'économie circulaire. Ce principe est central dans la politique québécoise de gestion des matières résiduelles et de son plan d'action de 2011-2015 (MDDEP, 2011). Selon ce principe, un résidu valorisé remplaçant une matière première pour un produit ou un ouvrage peut lui-même être amené à être valorisé à la fin de vie utile du produit ou de l'ouvrage. Cet aspect sera abordé plus en détail dans la section 3.2.7.2.

La Figure 3.1 présente les différentes étapes de la valorisation des résidus miniers hors site sous un diagramme circulaire. Un projet de valorisation d'un résidu minier peut être divisé en trois étapes principales : planification, exploitation sur site et exploitation hors site. L'étape de planification consiste à anticiper les ressources nécessaires à la réalisation du projet et en évaluer les impacts, mais également à obtenir l'approbation des législateurs. L'étape d'exploitation sur site consiste à préparer la matière résiduelle à son utilisation hors site. Finalement, l'étape d'exploitation hors site consiste à utiliser des résidus miniers comme matières premières pour un projet de valorisation.

La distinction entre les étapes sur site et hors site est nécessaire d'un point de vue législatif, car la responsabilité environnementale peut revenir au producteur des résidus miniers dans un premier cas ou à l'acheteur dans un deuxième cas. Cette distinction est aussi importante parce que la responsabilité environnementale touche le propriétaire du terrain où il y a risque de contamination par le résidu minier. Plusieurs règlementations environnementales sont formulées selon les milieux récepteurs, d'où l'importance de la localisation du projet dans l'encadrement des étapes.

Selon la Figure 3.1, la phase de planification inclut la caractérision initiale, l'évaluation du potentiel de valorisation, le processus d'approbation des législateurs qui peut nécessiter des essais et la modification du procédé dans le but d'obtenir l'acceptation du projet de la part des législateurs. Cette reconnaissance peut être obtenue sous la forme d'une autorisation ou d'attestation d'assainissement. En général, un projet de valorisation des résidus miniers commence toujours par la caractérisation des propriétés physiques, minéralogiques, chimiques, hydrogéologiques et mécaniques. Ces propriétés constituent des éléments importants de base dans le processus d'évaluation du potentiel de valorisation de ces résidus miniers.

La phase d'exploitation sur site regroupe les étapes de traitement ainsi que d'entreposage. L'étape du transport est intermédiaire entre la phase d'exploitation sur site et la phase d'exploitation hors site. De ce fait, la responsabilité légale des résidus miniers peut appartenir au promoteur de projet ou à l'acheteur, selon celui effectuant le transport. Autrement, la responsabilité de l'impact environnemental de la gestion

des résidus miniers est partagée entre le responsable de sa gestion (acheteur ou promoteur) et le propriétaire du terrain impacté.

Comme la responsabilité environnementale appartient au propriétaire des résidus miniers ainsi que du terrain sur lequel ceux-ci sont entreposés et utilisés, une autorisation peut être nécessaire pour chacun des deux cas de l'exploitation sur site et hors site. L'attestation d'assainissement, outil légal du *Programme de Réduction des Rejets Industriels* (PRRI) regroupant les autorisations délivrées à certaines industries peut également couvrir certaines activités de valorisation hors site puisqu'ils sont alors liés à la gestion des résidus (MDDELCC, 2014b). L'étape de la demande d'autorisation sera abordée dans la section 3.2.3.3.

Enfin, la phase d'exploitation hors site regroupe le second entreposage des résidus miniers (si nécessaire), l'utilisation et enfin le démantèlement à la fin de vie utile de l'ouvrage ou du produit pour lequel le résidu minier a été employé.

Le diagramme montré à la Figure 3.1 peut être utile pour une mine qui souhaite valoriser ses résidus, tout comme pour tout autre promoteur externe de projet de valorisation de résidus miniers. Certaines compagnies québécoises exploitent déjà les résidus miniers comme matières premières, telles qu'Olimag (Lalancette et al., 1986; Olimag, 2018), Béton Fournier (Fournier et Fils, 2016), Harsco Métaux et Minéraux (Harsco, 2012) ainsi qu'Alliance Magnésium (Alliance magnésium, 2013).

3.2.2 Vue d'ensemble du portrait législatif

Plus d'une cinquantaine de lois et de règlements peuvent s'appliquer à l'encadrement de la valorisation des résidus miniers pour des considérations telles que la protection de la faune et la flore, le potentiel agricole des lieux utilisés et l'émission de polluant atmosphérique dangereux pour l'homme.

Parmi cette réglementation, les aspects les plus contraignants et exigeants sont liés au droit et à la considération de l'environnement. C'est notamment la *Loi sur la Qualité de l'Environnement* ainsi que certains règlements, incluant par exemple *le règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel, le règlement relatif à l'évaluation des impacts sur l'environnement de certains projets, le règlement sur les matières dangereuses* et *le règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains*. Une liste complète des lois et des règlements qui encadrent la valorisation des résidus miniers est donnée à l'Annexe 1.

Certains règlements peuvent être appliqués à une partie du processus de valorisation des résidus miniers. Plusieurs d'entre eux ont un impact mineur sur les projets de valorisation des résidus miniers ou sont applicables dans des circonstances spécifiques. C'est notamment le cas avec les règlementations encadrant les localisations utilisées pour les installations, l'entreposage et autres ainsi que les procédés de traitement utilisés.

En plus des lois et des règlements, certains guides donnés dans l'Annexe 2 sont essentiels à la compréhension de l'encadrement légal de nombreux projets de valorisation de résidus miniers.

Enfin, il est important de mentionner qu'un volet de l'encadrement légal n'est pas couvert par le présent article. Il s'agit de la *Loi sur la Santé et la Sécurité du Travail* (LSST) et les règlements connexes. En effet, même si la LSST n'est pas explicitement restrictive en matière de valorisation de résidu minier, elle peut apporter des conditions contraignantes sur le plan technique et économique lors de l'exécution du projet de valorisation par des travailleurs dont la santé et la sécurité peuvent être affectées par les contacts directs ou indirects avec des matériaux potentiellement dangereux. L'impact de la LSST sur la réalisation des projets de valorisation contenant des matières dangereuses peut être particulièrement important à l'étape du traitement, de l'entreposage et du transport. C'est notamment le cas du Centre de Technologie Minérale et de Plasturgie (CTMP) au Québec qui a travaillé pour de nombreuses exploitations minières sur des projets de valorisation de résidus miniers au cours des dernières années. Il a été constaté que les projets de gestion de matières dangereuses, telle que les résidus des mines d'amiante de la région de Thetford Mines, coûtaient jusqu'à 30 % plus cher en raison des restrictions découlant de la LSST (Hébert, 2017).

3.2.3 Planification de la valorisation des résidus miniers

3.2.3.1 Caractérisation initiale des résidus miniers

Jusqu'à présent, le MDDELCC a publié deux guides pour les promoteurs de projets de valorisation de résidus miniers. Le premier a été publié en 2002, nommé *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* (MDDELCC, 2002) et son cheminement est requis pour la délivrance d'une autorisation. Le deuxième a été publié en 2014, appelé *Lignes directrices relatives à la valorisation des résidus miniers* balise davantage la pratique

de la valorisation sur site (MDDELCC, 2014a). Le guide de 2002 exige une caractérisation en regard à l'annexe 2 : *Grille des critères génériques pour les sols* du *Guide d'intervention Protection des sols et réhabilitations des terrains contaminés* (MDDELCC, 2016c).

Cette première caractérisation sert principalement à décrire l'impact environnemental des résidus. Elle est aussi commune à tout projet minier puisqu'il s'agit essentiellement de la caractérisation requise par la directive 019 (MDDEP, 2012).

L'un des documents législatifs les plus importants à ce stade sur la valorisation des résidus miniers est le *règlement sur les matières dangereuses* RMD. Le promoteur du projet doit tout d'abord faire des analyses de caractérisation requises par le RMD et déterminer si les résidus sont considérés comme une matière dangereuse selon l'article 3 du RMD. Les analyses requises par le RMD sont également prescrites dans l'Annexe II de la directive 019.

Si un résidu minier est caractérisé comme dangereux par un ou plusieurs critères du RMD, sa valorisation devient significativement plus complexe, en raison des mesures spécifiques à prendre ou des restrictions plus strictes et plus sévères. Par exemple, lorsqu'un résidu minier dépasse les critères de lixiviation du RMD, son entreposage ou son utilisation sans traitement sur des sols est interdit par la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MDDELCC, 2016c)).

Les critères de lixiviation du RMD ont été établis en s'inspirant des *Toxicity Characteristic Rules* de la *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA) de l'Environmental Protection Agency aux États-Unis (USEPA). L'analyse prescrite pour évaluer la conformité des critères et le protocole utilisé dans la *Toxicity Characteristic Leaching Procedure* (TCLP) sont tirés de la législation américaine USEPA (1994) (MDDELCC, 2017b). Il y a quelques différences entre les deux familles de critères, notamment sur le bore, le cadmium ainsi que le mercure. Un rejet qui dépasse les critères de lixiviation peut être traité pour devenir conforme. C'est notamment le cas de l'utilisation des résidus miniers désulfurés comme un matériau de couverture dans le système CEBC pour prévenir le drainage minier acide des roches stériles ou des résidus miniers (Bussière et al, 2017).

Dans certains cas, la démarche de caractérisation et d'identification envers les critères de matière dangereuse peut s'avérer complexe. Par exemple, tous les résidus miniers sont exclus des matières dangereuses par le RMD. Mais la partie valorisée du résidu peut « perdre » son titre de résidu minier selon

la même logique voulant que le cuivre extrait des résidus d'une mine d'or ne soit pas considéré comme un résidu. Cette ambiguïté de la Loi est discutée plus amplement dans lasection 3.4.1.

Les guides mentionnés précédemment exigent également l'évaluation de la conformité aux critères apportés par le RMD, tels que les critères de lixiviation et la présence de radionucléides en raison de leur impact potentiel sur l'environnement et la santé humaine (MDDELCC, 2014a).

3.2.3.2 Évaluation du potentiel de valorisation

Afin d'évaluer le potentiel de valorisation des rejets miniers, le promoteur du projet doit faire une seconde caractérisation donnant un aperçu des performances du rejet sur le plan technique. On y retrouve principalement des détails quant aux propriétés mécaniques et physiques du rejet (p.ex. cristallographie et UCS). Cette caractérisation peut comprendre une analyse plus détaillée de l'impact environnemental du rejet en fonction de ses performances aux différents essais de l'étape précédente ou du potentiel de valorisation estimé. Par exemple, des briques fabriquées à l'aide de résidus miniers peuvent nécessiter plusieurs cycles de mouillage-séchage ou d'autres tests dynamiques afin de s'assurer de l'intégrité physique et chimique du matériau à long terme (Ahmari, 2012). La présente section ne vise pas à regrouper l'ensemble des critères techniques pour toutes les avenues de valorisation des résidus miniers possible, mais plutôt à présenter comment l'encadrement légal influence la viabilité technique d'un projet de valorisation.

Tout d'abord, le MDDELCC demande généralement aux promoteurs de produire l'étude de marché, les caractérisations et les tests nécessaires concernant une utilisation visée afin d'en démontrer la viabilité technique et économique. Le MDDELCC (2002) suggère différentes avenues selon l'impact environnemental du résidu. Ces avenues sont parmi les plus accessibles technologiquement pour les matières inorganiques (p.ex. industrie de la construction, remplacement d'une autre matière première inorganique déjà présente sur le marché). Pour certaines de ces avenues, plusieurs normes sont déjà implantées et peuvent être obligatoires pour les différents paliers législatifs dont le municipal. Parmi ces normes, les plus communes sont :

- Norme BNQ 0419-090 Amendements minéraux – Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels
- Norme BNQ 2560-114 Travaux de génie-civil-Granulats

- Norme CAN/ULC-S702-14 Norme sur l'isolant thermique de fibres minérales pour bâtiments
- Norme CAN/CSA-S474-04 (C2009) : Structures en béton
- Norme CAN/CSA-A3000-F13- Compendium des matériaux liants.

3.2.3.3 Approbation

Les législateurs doivent être consultés sans exception même si l'on n'a pas besoin d'obtenir d'autorisation. La communication avec les législateurs est un processus itératif. En effet, la jurisprudence démontre que l'absence de démarche prise par le promoteur du projet auprès du MDDELCC peut décrédibiliser le projet pour des intervenants externes par la suite (Ville de Terrebonne c. 3479447 Canada Inc. 2014).

Pour les exploitations minières, cette démarche auprès du MDDELCC est similaire à celles faites pour les autres demandes antérieures d'autorisations pour les activités d'exploitation. Les législateurs peuvent exiger des modifications au procédé et à la gestion des résidus, ainsi que des études supplémentaires en vue de l'obtention d'une autorisation ou la modification de leur attestation d'assainissement. Le contenu des autorisations ou des modifications apportées à l'attestation d'assainissement varient selon le besoin d'encadrement perçu par les législateurs. Des normes supplémentaires peuvent également être imposées par le MDDELCC (2014b). Ce processus est essentiellement itératif jusqu'à la satisfaction des parties prenantes. La durée de ce processus peut être variable, spécialement dans le cas de demande de modification au procédé qui peut avoir un impact significatif sur la production, les installations et les produits sortant de l'usine de traitement ou dans la demande de documentation supplémentaire concernant une nouvelle avenue de valorisation.

Cette étape sert également à déterminer les normes de suivi pour les étapes suivantes du processus qui seront transmises périodiquement aux législateurs concernés.

Il est à noter que les projets de valorisation réalisés au nord du 55^{e} parallèle sont sujets à une procédure d'évaluation supplémentaire incluant l'approbation des communautés autochtones locales (MDDELCC, 2016b).

Le principal document législatif à considérer à l'étape de la demande d'autorisation est le *Guide Explicatif - Projet Industriel-Demande de Certificat d'Autorisation - Demande d'Autorisation.*

Cet outil sert non seulement de référence aux échanges avec les représentants du MDDELCC, mais offre aussi plusieurs points de repère quant à l'encadrement législatif nécessaire au projet de valorisation. Le

guide regroupe l'évaluation préalable du *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP) et de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (LCMVF), et elle oriente le promoteur du projet dans sa recherche en lien avec les règlementations pertinentes et connexes (voir la liste donnée à l'Annexe 3).

L'exigence de la demande d'autorisation est nécessaire afin de s'assurer que la réalisation du projet respectera entre autres les conditions imposées selon l'esprit de l'article 22 de la *Loi sur la Qualité de l'Environnement* (*LQE*) (Cassista, 2017). L'article 22 n'est plus présente dans la version de la *LQE* en date de mars 2018. Cependant, le pouvoir du ministre d'inclure des conditions dans un document d'autorisation est toujours en vigueur.

Une mention particulière est à apporter *à la Loi sur la Protection du Territoire et des Activités Agricoles* puisque la demande d'autorisation exige au moment de la soumission la transmission de la décision de la Commission de la protection du territoire agricole (CPTAQ) concernant les lieux où se dérouleront les activités du projet. La CPTAQ s'assurera que les emplacements d'entreposage choisis ne soustraient pas les environs d'une terre pouvant servir à l'agriculture. La CPTAQ considérera entre autres le potentiel agricole du sol selon un système de classe et l'impact environnemental causé par la circulation advenant la disponibilité d'un terrain de classe inférieure, mais située plus loin (Graymont (Qc) inc. c. Québec, 2015).

Enfin, la réalisation d'un projet de valorisation peut entraîner un producteur qui initialement n'était pas soumis au *Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel* à le devenir puisqu'une attestation d'assainissement est obligatoire à partir d'une capacité annuelle de traitement de minerais ou de résidus miniers excédant 50 000 tonnes métriques par année. Un établissement voulant modifier sa capacité de traitement afin de traiter ses résidus miniers en vue de les valoriser peut ainsi nécessiter une attestation d'assainissement.

3.2.3.4 Émission/modifications des documents d'approbation

L'approbation du MDDELCC peut être faite autrement que par la délivrance d'une autorisation ou d'une modification à l'attestation d'assainissement possédée. Selon Cassista (2017), une approbation valable du MDDELCC a été définie comme suit :

« […] Les activités de valorisation doivent cependant être encadrées par une autorisation au sens large : un certificat d'autorisation, une lettre, un courriel ou tout autre document. L'autorisation doit préciser qu'il s'agit d'une activité de valorisation de résidus miniers. »

C'est le cas notamment d'engrais minéral ou d'amendements calcaires et magnésiens faits à partir de résidu minier. Ceux-ci ne nécessitent pas de certificat d'autorisation lors de la valorisation, c'est-à-dire dans ce cas-ci, l'épandage.

3.2.4 Exploitation sur site

3.2.4.1 Traitement

Le traitement de résidu minier afin d'en extraire les minerais valorisés est encadré par les mêmes exigences que pour le traitement du minerai (MDDEP, 2012). Les établissements industriels désirant récupérer les résidus miniers pour valorisation doivent suivre sensiblement les mêmes lignes directrices que pour le traitement du minerai, notamment les Objectifs Environnementaux de Rejet (OER) pour tout traitement rejetant un effluent dans le milieu aquatique (MDDEP, 2008).

Il est utile de souligner que les objectifs inhérents à la valorisation des résidus miniers peuvent faciliter certains processus d'approbation du procédé comme la démonstration des Meilleures Technologies Disponibles et Économiquement Réalisable (MTDER) (MDDEP, 2008), ou l'atteinte d'une gestion optimisée des résidus miniers. Par exemple, l'inclusion de procédés visant à produire un résidu valorisable peut être bénéfique en vue d'atteindre les objectifs environnementaux de rejets ou l'approbation des législateurs concernant une conception de parc à résidu donné. En effet, la valorisation permet de réduire la quantité de résidus à entreposer en surface et donc de réduire la contamination de l'eau de drainage ainsi que la difficulté et les coûts de la gestion des parcs à résidu.

3.2.5 Entreposage sur site et hors site

Les lieux d'entreposage des résidus miniers à valoriser hors site doivent suivre les mêmes lignes directrices que pour l'entreposage sur un site minier (MDDEP, 2012) et en particulier les documents suivants :

- Directive 019
- Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains

- Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles

Ainsi que l'ensemble des autres lois contrôlant le choix du lieu d'entreposage tel que mentionné dans la section 2.3.3.

Par exemple, une aire d'accumulation hors site des résidus miniers à faible risque doit, tout comme les aires d'accumulation sur site, respecter la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (MDDEP, 2012). Si le résidu n'est pas classifié dangereux selon le RMD, mais ne respecte pas les critères[1] de sol de l'annexe 2 du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, celui-ci ne peut être entreposé directement sur le sol (MDDELCC, 2017b). La directive 019 reprend ces conditions dans la classification donnée pour l'appellation « résidu à faible risque », car ces résidus doivent respecter les critères du RMD et les critères de sol de l'annexe 2 du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (MDDEP, 2012).

Par contre, un résidu classé comme une matière dangereuse selon le RMD (et par le fait même classé autrement qu'« à faible risque » par la directive 019) peut se voir refuser tout entreposage hors site. La réglementation concernant les résidus autres qu'à faible risque pour l'environnement vise à restreindre leur gestion sur le site même de la mine. Le sujet est davantage détaillé à la section 4.1 Matières résiduelles dangereuses. L'entreposage hors site de résidus miniers classé autrement qu'à faible risque serait non seulement illégal, mais également contraire à l'esprit de la Loi. Selon ces conditions, le MDDELCC pourrait imposer un traitement ou une transformation du résidu avant que celui-ci quitte le site pour que l'aspect dangereux du résidu soit neutralisé avant même son transport.

3.2.6 Transport

Outre les lois générales appliquées par Transport Canada et le Ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports au Québec, les principales règlementations pouvant encadrer spécifiquement le transport des résidus miniers valorisés ou en vue de l'être sont les suivants :

- Loi de 1992 sur le transport des marchandises dangereuses
- Règlement sur le transport des marchandises dangereuses

[1] Les critères ciblés dépendent du sol-récepteur. Sur sol A, résidus A peuvent être entreposés; sur sol B, résidus A et B peuvent être entreposés; sur sol C, résidus A, B et C peuvent être entreposés.

- Règlement sur le transport des matières dangereuses
- Loi sur les transports
- Décret concernant l'exclusion de certains biens et matières de la définition de « transport routier des marchandises »[2]
- Règlement sur la qualité de l'atmosphère

Ces lois touchent principalement l'état dans lequel la matière doit être transportée et les dispositifs servant à contenir une matière ou un produit dangereux, ainsi que l'émission de particules fines. Cette dernière disposition est commune au transport de résidus miniers et de sable et concassé, en raison de la présence de poussière de silice. En effet, tout comme la roche mère, les résidus miniers contiennent majoritairement de la silice. Les résidus miniers sous formes solides sont donc sujets à des normes d'émission de poussière lors du transport.

3.2.7 Exploitation hors site

3.2.7.1 Utilisation

L'utilisation est l'étape à laquelle la notion de valorisation se concrétise. Pour être considéré valorisé, le résidu minier doit remplacer un autre produit ou matière première et doit servir à un projet utile. Comme pour les étapes précédentes du projet, l'utilisation doit également ne pas être source de contamination. Cela signifie que le fournisseur doit s'assurer de cet aspect dans l'utilisation, même s'il n'en est pas l'utilisateur. Une base de critères utilisés par le MDDELCC pour évaluer cette précaution est présentée dans le guide de référence *Lignes directrice relatives à la valorisation des résidus miniers* (MDDELCC, 2014a).

La réglementation entourant l'utilisation de résidus miniers valorisés est principalement constituée des normes en vigueur liées au produit qu'ils remplacent. L'encadrement législatif général concernant l'environnement, la santé ou tout autre aspect du même ordre a déjà été couvert lors des étapes précédentes. Des encadrements supplémentaires peuvent s'ajouter en fonction de l'ouvrage ou du produit final selon l'esprit de *gentlemen's agreement*, tel que discuté dans la section 3.1.

[2] Dans le cas de matières non transformées au même titre que le transport de minerai.

Il y a également certains guides mis à la disposition des promoteurs de projets de valorisation pour des produits précis :

- Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes
- Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction.

Enfin, le MDDELCC peut exiger des preuves d'entente ou de contrat nécessaire à la réalisation d'un projet de valorisation afin de délivrer un certificat d'autorisation.

3.2.7.2 Démantèlement

L'importance de la notion de substitution d'une autre matière première par le résidu minier pour que celui-ci soit reconnu comme valorisé par le MDDELCC a été soulignée précédemment. Cette condition assure implicitement une similitude sur le plan des performances techniques et des caractéristiques entre le résidu valorisé et la matière première remplacée. L'encadrement légal s'assure également d'un impact environnemental équivalent ou moindre. Par contre, il n'y a pas d'encadrement légal spécifiquement lié au démantèlement des ouvrages contenant des résidus miniers valorisés. La réglementation liée au démantèlement sera fonction du produit, par exemple pour les résidus miniers valorisés en béton, brique ou asphalte. Le promoteur peut dans ce cas se référer au guide du MDDELCC *Lignes directrices relatives à la gestion de béton, de brique et d'asphalte issus des travaux de construction et de démolition et des résidus du secteur de la pierre de taille* dans ce cas-ci (MDDEP, 2009).

Enfin, bien que le promoteur ne soit pas tenu de se conformer à la norme CSA Z782-06 : *Lignes directrices pour la conception en vue du désassemblage et de l'adaptabilité dans les bâtiments*, elle peut renseigner le promoteur de projet de valorisation touchant l'industrie du bâtiment et l'aider à anticiper l'impact environnemental au moment du démantèlement.

3.3 Analyse des lois, politiques et règlements applicables

3.3.1 Esprit de la loi : Gentlemen's agreement et expertise technique

C'est lors de l'entente de 2000 entre l'Association des industries forestières du Québec (AIFQ) et le Ministère de l'Environnement du Québec (MENV, aujourd'hui MDDELCC) que la délivrance de la première génération d'attestation d'assainissement a eu lieu (DesMarchais, 2005). Cette entente, qualifiée

de « gentlemen's agreement » (DesMarchais, 2005), consiste en une entente fondée sur la bonne foi des parties incluses. Cet esprit d'entente reste inchangé depuis et les principes qui ont dicté les attestations d'assainissement pour l'industrie forestière dans les années 2000 sont les mêmes que ceux qui dictent celles des industries minières aujourd'hui.

Cet esprit d'entente et de bonne foi est caractéristique des processus d'approbation du MDDELCC, qui s'appuie sur les propositions des entreprises plutôt qu'une imposition unilatérale (DesMarchais, 2005). La reconnaissance de l'expertise technique de l'industrie se retrouve tout au long du processus d'approbation du MDDELCC. Par exemple, dans le *Guide d'information sur l'utilisation des objectifs environnementaux de rejets relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique*, nécessaire dans le processus d'approbation du MDDELCC envers une industrie rejetant ses effluents dans un milieu aquatique, un des critères servant d'outil à l'évaluation des demandes est la notion de MTDER. Ainsi, lors de sa demande d'approbation, le demandeur doit justifier le choix des procédés et des technologies de traitement retenu à la conception d'un projet.

La valeur de l'entente est aussi à la base du processus d'itération décrit dans le cycle de vie d'un résidu minier plus haut. C'est dans les échanges répétés avec le ministère que ce dernier peut déterminer l'encadrement environnemental d'un projet et que le promoteur peut s'adapter à cet encadrement. On remarque dans le *Guide d'information sur l'utilisation des objectifs environnementaux de rejets relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique* que ce processus itératif de communication est souhaité et encouragé par le MDDELCC par les étapes facultatives ajoutées à la démarche générale d'utilisation des OER (Figure 3.2). Ces étapes facultatives suggérées par le ministère comprennent une demande d'avis environnemental préalable à la demande d'acte statuaire. Ces étapes facultatives peuvent permettre au promoteur de projet de confirmer les exigences anticipées et de l'informer d'exigences manquantes à la compréhension du promoteur advenant le cas avant de poursuivre les démarches.

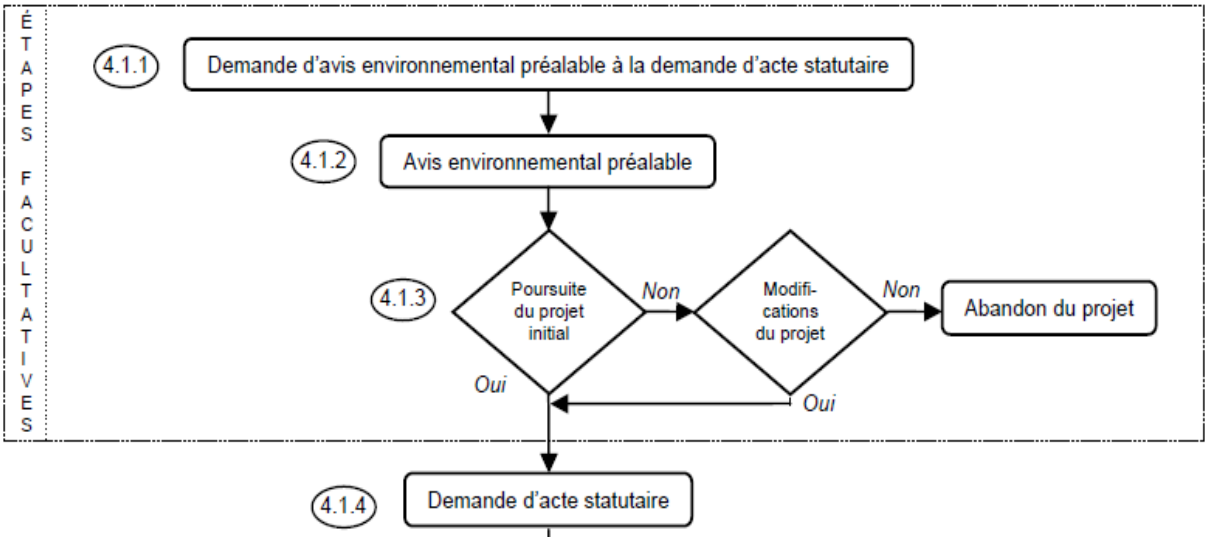

Figure 3.2 : Extrait de la démarche du Guide concernant les OER (tiré de MDDEP, 2008)

La « Bonne foi » d'un « *gentlemen's agreement* » fait référence à l'engagement tacite du MDDELCC de ne pas modifier l'encadrement légal approuvé par celui-ci lors de la délivrance de son approbation, et ce, pour la période de validité de l'approbation (MDDELCC, 2014b). Le MDDELCC conserve cependant le pouvoir d'exiger la modification de manière unilatérale pour les raisons énumérées à l'article 31.17 de la *LQE*.

3.3.2 Définition des résidus selon l'esprit de la Loi

La définition de résidu minier en vigueur aux yeux du gouvernement québécois est celle de la directive 019 (MDDEP, 2012) :

« Résidus miniers : Toute substance solide ou liquide, à l'exception de l'effluent final, rejetée par l'extraction, la préparation, l'enrichissement et la séparation d'un minerai, y compris les boues et les poussières résultants du traitement ou de l'épuration des eaux usées minières ou des émissions atmosphériques.

« Sont considérées comme des résidus miniers, les scories et les boues, y compris les boues d'épuration, rejetées lors du traitement utilisant majoritairement un minerai ou un minerai enrichi ou concentré par pyrométallurgie ou hydrométallurgie ou par extraction électrolytique.

« Sont également considérés comme des résidus miniers, les substances rejetées lors de l'extraction d'une substance commercialisable à partir d'un résidu minier et qui correspondent à celles qui sont déjà définies aux deux premiers alinéas. Sont exclus les résidus rejetés par l'exploitation d'une carrière ou d'une sablière, au sens du Règlement sur les carrières et sablières.

[…]

« Le troisième paragraphe tient compte des procédés de valorisation des résidus miniers qui peuvent également produire des résidus miniers.»

Le changement de statut peut changer complètement l'encadrement législatif du produit obtenu. Les amendements calciques qui ne nécessitent pas d'autorisation pour l'entreposage et l'épandage en sont un exemple. L'utilisation de stérile minier par des bétonnières en est un autre. En effet, en démontrant que le résidu atteint les exigences requises pour ces utilisations, il démontre de ce fait que son utilisation n'a pas plus d'impact que le produit qu'il remplace. L'encadrement légal des résidus est basé sur un principe de précaution que les résidus miniers peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement. Le changement de statut justifie également le changement d'encadrement légal.

Les résidus miniers sont des matières résiduelles au sens de sa définition, mais ne sont pas considérés matière résiduelle au sens de la Loi. En effet, dans la section VII concernant la gestion des matières résiduelles de la *LQE*, l'article 53.2 stipule que les résidus miniers sont exclus des dispositions de la *LQE* concernant les matières résiduelles. De plus, les résidus miniers ne sont pas considérés comme des sols, même s'ils sont sujets à des encadrements concernant des sols (MDDEP, 2002; MDDELCC, 2018).

3.4 Discussion et recommandations

3.4.1 Matières résiduelles dangereuses

Dans certains cas, un résidu minier à valoriser en partie ou en totalité peut contenir de la matière dangereuse pour la santé humaine. Cela ne correspond pas à la définition de matières dangereuses du MDDELCC (2017) qui a exclu les résidus miniers. Cette contradiction vient du fait que le MDDELCC a évalué au moment de l'adoption du RMD que l'encadrement était adéquat et suffisant par les autres règlementations en place (MDDELCC, 2018), incluant entre autres la

directive 019 qui reprend les analyses présentes dans le RMD. La législation actuelle entourant les exploitations minières est assez bien adaptée pour encadrer la gestion des résidus miniers sur le site d'une mine, mais nécessite des modifications pour encadrer la valorisation des résidus miniers hors site. Par exemple, pour les formes de valorisation pouvant être utilisée sur des terrains résidentiels, commerciaux ou industriels (MDDEP, 2002), l'encadrement pourrait ne plus être adéquat lorsque l'on sort des sites d'exploitation minière.

3.4.1.1 Utilisation du terme résidu minier

Le terme « résidus miniers » utilisé dans les documents législatifs du MDDELCC ne concorde pas avec le terme parfois employé dans le milieu de l'ingénierie minière. Le premier terme inclut les roches stériles et les rejets de l'usine de traitement (concentrateur) alors que le dernier désigne uniquement les résidus de l'usine de traitement. L'ensemble des roches stériles et de rejet de concentrateur est plutôt désigné par le terme « rejets miniers » (Aubertin et al. 2002). Le terme « résidus miniers » utilisé dans les documents législatifs du MDDELCC correspond donc au terme « rejets miniers » utilisé dans la plupart des documents techniques de l'industrie et du milieu académique. Les législateurs ne distinguent donc pas les formes (particules ou blocs) ni les états (liquide ou solides) des rejets miniers. En ingénierie, les formes et les états des rejets miniers sont des aspects importants à considérer pour leur gestion. Ainsi, le terme « roche stérile » (« waste rock » en anglais) peut mieux refléter l'état économique des « roches » et le terme « résidus minier » (« tailings » en anglais) inclut l'information de forme et d'état des matériaux en question. On remarque même un mélange des deux termes au sein de la directive 019 qui parfois utilise le terme pour ne désigner que les résidus de l'usine de traitement et parfois les rejets miniers en général (donc incluant les stériles).

3.4.1.2 Représentativité des essais TCLP

L'utilisation du Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) comme test représentatif du relargage de contaminant par la matière testée dans un milieu quelconque a souvent été critiquée depuis son incorporation dans la législation américaine, notamment, par la National Mining Association (NMA, 1999) et le Bureau de Recherches Géologiques et Minière (BRGM) (Colombel, 2011). Le BRGM a comparé les différents essais de lixiviation retrouvés dans les législations européennes et américaines notamment en regard à la pratique de la valorisation. Les

résultats ont montré que le TCLP surestimait les quantités de contaminants relâchés (Colombel, 2011)

Tout d'abord, le seuil objectif de concassage requis par le TCLP n'inclut pas de courbe de distribution standard. Un matériau peut donc donner des résultats différents dépendamment de la proportion donnée à la fraction fine qui influence directement la surface de contact et donc la réactivité du matériau. Le concassage de l'échantillon pour le TCLP peut être particulièrement problématique puisqu'il ne reproduit pas le potentiel d'effet d'enveloppement de la phase réactive par une phase inerte (« coating ») qui apparait lors du traitement du minerai comme c'est le cas pour les particules de sulfure entourées de fer déjà oxydé (Benzaazoua et al., 2018). Dans ces cas, le concassage du TCLP expose les phases réactives. Ensuite, le TCLP recommande l'utilisation d'acide acétique et l'objectif d'un pH très acide ne représente pas toujours les conditions du milieu. Ceci peut même entrainer une surestimation de métaux dissous comme le cuivre ou le fer qui ne se dissoudraient pas à des pH neutres, ou bien une sous-estimation du potentiel de lixiviation de certains contaminants, dont l'arsenic qui est souvent présent dans les résidus d'usine de traitement des mines d'or et qui se solubilise mieux en milieux neutres ou basiques. Enfin, le TCLP ne représente pas le comportement dynamique du rejet avec son milieu environnant prévu contrairement à des essais in situ ou des essais dynamiques tels que les essais en colonne (Colombel, 2011).

Dans une revue de littérature sur la caractérisation des résidus miniers à l'intention du MDDELCC, Plante et al. (2015) soulèvent également différentes problématiques reliées aux essais d'extraction tels que le TCLP. Notamment, que ceux-ci ne prennent pas en compte la cinétique de réaction des minéraux à long terme, que les concentrations des espèces chimiques lixiviées peuvent être diluées par le rapport liquide/solide du test comparativement aux conditions in situ et que l'utilisation d'acide acétique peut altérer la solubilité des espèces chimiques comparativement aux conditions in situ. D'autre part, Plante et al. (2015) recommandent de ne pas utiliser les essais d'extraction comme seul outil de décision, mais soulève également que les essais en colonne ne sont pas normés et que leur validité repose sur la reproduction des conditions in situ (Plante et al, 2015).

Le TCLP est donc plutôt utilisé comme premier essai servant à trier les résidus non problématiques de ceux potentiellement problématiques. Prudence doit être apportée, d'une part, pour éviter les

faux-négatifs qui peuvent porter des conséquences négatives sur l'environnement et d'autre part pour éviter trop de faux-positifs qui exigent des essais et des dépenses inutiles.

3.4.2 Recommandations

3.4.2.1 Destinées aux législateurs

La définition attribuée aux résidus miniers dans un contexte de valorisation devrait être mieux définie. Il serait également pertinent de centraliser l'information et la réglementation, en particulier parce que l'encadrement des résidus miniers emprunte celui des sols, des matières dangereuses et des matières résiduelles alors que les résidus miniers ne font partie d'aucun de ces groupes.

De plus, la définition des résidus miniers peut constituer un frein dans la démonstration et la promotion du potentiel de valorisation des résidus miniers. La délivrance d'une autorisation peut en effet nécessiter une preuve et des performances concrètes en plus d'une entente économique écrite avec un acheteur ou un utilisateur. Selon la directive 019, il est obligatoire d'évaluer le potentiel de valorisation seulement sur les résidus à faible risque. Or, certains procédés peuvent être utilisés pour neutraliser les résidus acidogènes et certaines avenues de valorisation sont réalisées sous des conditions non représentatives par l'analyse TCLP. Il serait pertinent de développer un système de classement pour les résidus miniers eu égard à la valorisation combinée avec un encadrement légal flexible ou d'approfondir et d'actualiser celui proposé par le *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* qui date de 2002.

Concernant le RMD spécifiquement, l'exclusion des résidus miniers apportés par l'article 2 devrait être reformulée pour inclure la gestion et la valorisation des résidus miniers hors site. L'exclusion actuelle ne laisse entrevoir aucune nuance à ce sujet, alors qu'il y en a concrètement dans le cadre d'un projet de valorisation hors site.

3.4.2.1.1 Résidus miniers, rejets miniers, stériles et résidus de l'usine de traitement :

L'appellation choisie pour désigner l'ensemble des rejets produits sur un site minier correspondant à la définition actuelle de « résidus miniers » devrait être renommée « rejets miniers » afin d'éviter la confusion avec l'utilisation dans la plupart des publications techniques.

3.4.2.1.2 Tests de lixiviations plus représentatifs :

Les essais TCLP devraient uniquement servir comme un test indicateur et de préclassement et non comme un test représentatif de la réalité. Le protocole pour classer le potentiel de lixiviation des résidus miniers devrait pouvoir prendre en compte les conditions dans lesquels le rejet sera utilisé tel que la plage de pH et la distribution granulométrique. Advenant le cas où le TCLP reste l'analyse protocolaire à utiliser, un test de lixiviation en milieu neutre et basique serait également requis ainsi que la mesure de la courbe de distribution granulométrique.

3.4.2.2 Destinées aux promoteurs de projet de valorisation de résidus miniers

La conception en vue de la fermeture (« designing for closure ») se définit comme ayant pour but général qu'un site minier exploité soit à la fermeture en condition telle que les risques pour la santé et la sécurité sont éliminés, la production et la migration de contaminants sont contrôlées et que la surveillance et la maintenance du site soit minime à long terme (Aubertin et al., 2016). Dans cet esprit, les minières ont tout avantage à évaluer le potentiel de valorisation de leur rejet dès le début des étapes d'étude du projet ou de l'opération. Lors de cette phase, des changements de conception à l'usine peuvent plus facilement être réalisés afin de permettre une valorisation des rejets. De plus, le processus itératif de communication avec les législateurs précédant l'approbation peut entrainer des changements dans les procédés de traitement et dans les installations concernant la gestion des matières résiduelles. Si le projet de valorisation débute après que le plan de réaménagement et de restauration ait été approuvé par le Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN), les changements doivent aussi être approuvés par celui-ci, ce qui peut allonger le processus d'approbation. Finalement, une exploitation minière nécessite déjà une approbation du MDDELCC et la valorisation pourrait naturellement s'inclure à la demande comme méthode de gestion des matières résiduelles.

Tel que stipulé précédemment, les législateurs concernés doivent être contactés dès que le promoteur a réalisé une caractérisation suffisante de ses résidus miniers pour justifier une valorisation. Les législateurs, particulièrement le MDDELCC, favorisent une communication tôt dans le projet. Ils sont également les meilleures ressources concernant ce qui sera requis sur le plan législatif en fonction des caractéristiques des résidus. Enfin, l'échange d'information ne peut que contribuer positivement au développement du projet de valorisation.

Concernant la recherche de clients potentiels pour utiliser les résidus miniers comme matière première, plusieurs organisations dédiées à jumeler les entreprises entre elles dans un lien de

synergie économique existent au Québec. Regroupées sous le réseau de *Synergie Québec*, leurs activités couvrent cependant principalement les centres de population au sud (Synergie Québec, 2018), alors que beaucoup d'exploitation minière se trouve en Abitibi-Témiscamingue, sur la Côte-Nord ou bien dans le Nord-du-Québec. Ces organisations possèdent tout de même une expertise concernant la valorisation des rejets de l'industrie métallurgique développée par la principale filiale du réseau, le Centre de Transfert Technologique en Écologie Industrielle (CTTÉI). Parmi ses projets notables, il y a la compagnie Harsco Métaux et Minéraux, sous division de Harsco au Québec qui valorise environ 1 million de tonnes par an de stériles et de laitiers de hauts fourneaux. Les formes de valorisations utilisées sont entre autres les agrégats pour asphalte ou pour béton d'ingénierie, le ballast de chemin de fer, les abrasifs routiers, les amendements calciques et magnésiens, et diverses applications du génie civil. Plusieurs applications ont été développées pour des marchés de niches tels que des produits de captation du phosphore pour l'agriculture et l'aquaculture, ainsi qu'un déglaçant routier non corrosif. Concernant les rejets humides, la filiale travaille présentement sur un projet de valorisation de 320 000 tonnes par an de boues inorganiques pour la fabrication de dalles de patio à contenu recyclé élevé (Maheux-Picard, 2017; CTTÉI, 2018).

Concernant la valorisation des résidus de bauxite spécifiquement, Balomenos et al. (2017) ont proposé une synthèse portant sur la conception du traitement du minerai de manière à favoriser la synergie (ou symbiose) industrielle.

3.4.3 Sujets à investiguer

La définition des matières résiduelles dangereuses étant complexe en ce qui a trait à toute matière résiduelle valorisée, il serait pertinent de détailler l'ensemble des étapes requises à la preuve qu'une matière résiduelle n'est pas une matière dangereuse au sens de l'article 3 du RMD. Ces étapes pourraient être mises dans un ordre logique tel que selon le coût des analyses en laboratoire requises ou selon les analyses les plus déterminantes dans le processus.

De plus, il y a peu d'encadrement législatif en ce qui a trait au démantèlement des produits faits à partir de résidus miniers. Certains produits suggérés par la littérature scientifique tels que des briques sont basés sur l'encapsulation des matières contaminantes ou réactives dans la matrice de la brique. Or, au moment de la démolition d'un ouvrage fait à partir de ces mêmes briques plusieurs décennies plus tard, les impacts causés par la démolition peuvent réduire à l'état de poussière la matrice encapsulant les composantes indésirables, les relâchant ainsi dans l'environnement et dans

l'air respiré par les travailleurs sur place. Il serait donc pertinent de documenter l'impact du temps et du démantèlement sur ces produits avec des matrices encapsulantes.

Il serait également intéressant d'investiguer les moyens et les besoins nécessaires pour favoriser la présence d'organismes entremetteurs pour la symbiose industrielle en Abitibi-Témiscamingue parmi le réseau de Synergie Québec. En effet, une grande majorité des exploitations minières du Québec sont situées en Abitibi-Témiscamingue ainsi que la présence d'une population considérable comparée à la Côte-Nord et le Nord-du-Québec. Il y aurait plusieurs opportunités de symbioses industrielles comme celle développée par Béton Fournier comme mentionné plus haut.

Enfin, il serait constructif d'évaluer comment le Ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports du Québec (MTMEQ) considère l'utilisation de stériles miniers pour les développements routiers à proximité des exploitations minières et si un processus uniformisé peut s'en dégager.

3.5 Conclusion

Le présent article dresse un portrait de la réglementation encadrant la valorisation des résidus miniers hors site au Québec. L'esquisse de ce portrait a permis de dégager les principales étapes dans un projet de valorisation des résidus miniers et les règlementations applicables. Plusieurs principes directeurs dans la formulation de ces règlementations ont été étudiés tels que le *gentlemen's agreement,* la responsabilité environnementale définit selon le propriétaire des résidus, mais aussi du terrain sur lequel ceux-ci sont entreposés, la contrainte de gestion sur site intrinsèque à la formulation de cet encadrement ainsi que l'article 22 de la *LQE* au centre de ces principes. Une revue de différentes avenues de valorisation recensées dans la littérature scientifique a permis de dégager les AAM et les géopolymères comme technologies prometteuses dans la valorisation des rejets de l'usine de traitement même contaminés. Mais certains aspects de la Loi limitent actuellement l'applicabilité des ciments AAMs et des ciments géopolymères dans l'industrie civile. Notamment, l'utilisation de la norme *CAN/CSA-A3000-F13 Compendium des matériaux liants.* Enfin, des réflexions concernant la reconnaissance de l'expertise technique de l'industrie par les législateurs, l'esprit de la Loi liée au résidu minier, aux RMD et à ses critères de lixiviation ainsi que le chevauchement entre les différentes règlementations ont permis d'identifier l'avantage des promoteurs de projet à contacter les législateurs dès le début du processus et la nécessité pour les ministères d'uniformiser et de centraliser l'information concernant l'encadrement légal de la

valorisation des résidus miniers. Enfin, beaucoup d'autres sujets, d'étapes et de collaborations restent à entreprendre par différents acteurs tel que les chercheurs, les législateurs et l'industrie pour légitimiser la pratique de la valorisation des résidus miniers.

Remerciements

Les auteurs sont reconnaissants des supports financiers du CRSNG, du FRQNT et des partenaires industriels de l'IRME UQAT-Polytechnique. La première auteure remercie Mme Annie Cassista et Dr Réjean Hébert pour leur temps et le partage de leur expertise ainsi que Jean-François Magnan et Jessica Lavergne pour l'expérience acquise sur le sujet chez Nemaska Lithium.

Annexe 1 : Règlementations applicables à encadrer la valorisation des résidus miniers

Fédéral :

- Loi sur les pêches
- Loi sur la prévention de la pollution des eaux arctiques
- Règlement sur les avis de rejet ou d'urgence environnementale .
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement
- Règlement sur les avis de rejet ou d'immersion irréguliers
- Règlement sur la prévention de la pollution des eaux arctiques
- Règlement multisectoriel sur les polluants atmosphériques
- Règlement sur les produits contenant du mercure
- Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012)
- Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs
- Loi sur les espèces en péril

- Loi de 1992 sur le transport des marchandises dangereuses
- Règlement sur les effluents des mines de métaux
- Règlement sur le rejet d'amiante par les mines et usines d'extraction d'amiante
- Règlement désignant les activités concrètes
- Règlement sur le transport des marchandises dangereuses
- Règlement sur les produits dangereux

Provincial :

- Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)
- Règlement relatif à l'application de la loi sur la qualité de l'environnement
- Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
- Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau
- Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère
- Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement dans une partie du Nord-Est québécois
- Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement et le milieu social dans le territoire de la Baie James et du Nord québécois
- Règlement relatif à l'évaluation des impacts sur l'environnement de certains projets
- Arrêté ministériel concernant les frais exigibles en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement
- Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables
- Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection
- Règlement sur la qualité de l'atmosphère
- Règlement sur la redevance exigible pour l'utilisation de l'eau
- Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles

- Loi sur les espèces menacées ou vulnérables
- Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats
- Règlements sur les espèces floristiques menacées ou vulnérables et leurs habitats
- Règlement sur les habitats fauniques.
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune
- Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles
- Loi sur le régime des eaux
- Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier
- Loi sur la conservation du patrimoine naturel
- Loi sur les parcs
- Règlement sur le domaine hydrique de l'état

Annexe 2 : Guides essentiels de l'encadrement légal dans la valorisation des résidus miniers

Concernant les exploitations minières ayant ou étant en voie d'obtenir une attestation d'assainissement :

- Références techniques pour la première attestation d'assainissement en milieu industriel : Établissements miniers
- Guide explicatif : Droits annuels exigibles des titulaires d'une attestation d'assainissement en milieu industriel
- Orientations pour la première attestation d'assainissement en milieu industriel : Établissements miniers

Concernant l'ensemble des exploitations minières (avec ou sans attestation d'assainissement) :

- Directive 019

Concernant l'ensemble des projets de valorisation de résidus miniers hors site :

- Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés
- Guide explicatif : Projet industriel Demande de certificat d'autorisation Demande d'autorisation
- Guide d'intervention Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés
- Lignes directrices relatives à la valorisation des résidus miniers

Concernant les produits faits à partir de résidus miniers valorisés :

- Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes
- Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction

Annexe 3 : Règlementations reprises par le Guide Explicatif - Projet Industriel-Demande de Certificat d'Autorisation - Demande d'Autorisation

- Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement
    - Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel
    - Loi sur le régime des eaux
    - Loi sur la sécurité des barrages
    - Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier
    - Loi sur les espèces menacées ou vulnérables.
    - Loi sur la conservation du patrimoine naturel
    - Loi sur les parcs
    - Règlement sur le domaine hydrique de l'état
    - Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains

- Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés
- Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles
- Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
- Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement
- Règlement sur les habitats fauniques
- Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats
- Règlement sur les espèces floristiques menacées ou vulnérables et leurs habitats
- Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection
- Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau
- Règlement sur la redevance exigible pour l'utilisation de l'eau
- Règlement sur la qualité de l'eau potable
- Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées
- Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
- Règlement sur la qualité de l'atmosphère
- Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère
- Règlement sur les matières dangereuses
- Règlement sur les lieux d'élimination de neige

3.6 Bibliographie

Ahmari S. et Zhang L. (2012). Production of eco-friendly bricks from copper mine tailings through geopolymerization. Construction and Building Materials, 29: 323-331.

Ahmari S. (2012) Recy.cling and reuse of wastes as construction material through geopolymerization. Thèse de doctorat. Tucson : University of Arizona.

Alliance Magnésium (2013). Une technologie qui redéfinit la norme [en ligne]. Disponible sur : http://alliancemagnesium.com/fr/profil/technologie/ (consulté le 2 février 2018).

Aubertin M., Bussière B., Pabst T., James M. et Mbonimpa M. (2016). Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites. Geo-Chicago: Sustainability, Energy and the Geoenvironment, Chicago, August 14-18. ASCE.

Balomenos E., Davris P., Pontikes Y. et Panias D. (2017). Mud2Mettal : Lessons Learned on the Path for Complete Utilization of Bauxite Residue Through Industrial Symbiosis. Journal of Sustainable Metallurgy, **3**: 551-560.

Benzaazoua M., Chopard A., Elghali A., Taha Y., Bouzahzah H. et Mermillod-Blondin R. (2018). Contribution of applied mineralogy in the prediction of contaminated mine drainage. Symposium Mines et Environnement 2018, Rouyn-Noranda. 26p.

Bussière B., (2004). Colloquium 2004 : Hydrogetotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal, 44, pp1019-1052.

Bussière B., Demers I., Charron P. et Bossé B., (2017), Analyse de risques et de vulnérabilités liés aux changements climatiques pour le secteur minier québecois [en ligne], 331p. Disponible sur https://mern.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/analyse-changements-climatiques-secteur-minier.pdf (consulté le 20 juin 2018). 331p.

Caballero E., Sánchez W. et Ríos C.A. (2014). Synthesis of geopolymers from alkaline activation of gold mining wastes. Ingeniería y Competitividad, **16**(1) : 317-330.

Cassista A. (2017). Question sur les résidus miniers [courrier électronique à Marie Tardif-Drolet]. Communication le, 31 mars 2017.

CTTÉI (2018). Dalles de patio écologiques. Centre de Transfert Technologique en Écologie Industrielle. (Disponible en ligne sur : http://www.cttei.com/dalles-de-patio-ecologiques/ (consulté le 2 février 2018).

Chouinard S. (2006). Valorisation des résidus de serpentine par extraction de magnésium au moyen de procédés hydrométallurgiques. Mémoire de maîtrise. Québec : Université du Québec - Institut national de la recherche scientifique (INRS).

Colombel L. (2011) Caractérisation du comportement à la lixiviation : quels essais pour quels objectifs ? – Rapport final. BRGM/RP-60088-FR, 76p.

Davidovits J. (2015). Geopolymer Chemistry & Applications, 4ème édition 201, Institut Géopolymère.

Desmarchais O. (2005). Les attestations d'assainissement au Québec : des ententes environnementales avantageuses pour l'industrie ou l'environnement? Mémoire de maitrise. Montréal : Université McGill.

Ma D., Wang Z., Guo M., Zhang M et Liu J. (2014). Feasible conversion of solid waste bauxite tailings into highly crystalline 4A zeolite with valuable application. Waste Management, 34 : 2365-2372.

Faubert J-P. (2013). Valorisation de particules fines dans les bétons compactés au rouleau et les bétons moulés à sec. Mémoire de maîtrise, Sherbrooke. Université de Sherbrooke, 142p.

Feng D., Provis J.L. et van Deventer J.S.J. (2011). Thermal Activation of Albite for the Synthesis of One-Part Mix Geopolymers. Journal of The American Ceramic Society, **95**(2): 565-572.

Garcia-Valles M., Avila G., Martinez S., Terradas R. et Nogués J.M. (2007). Heavy metal-rich wastes sequester in mineral phases through a glass-ceramic process. Chemosphere, **68**: 1946-1953.

Gervais D., Roy C., Thibault A., Pednault C. et Doucet D. (2014). Technical report on the mineral resource and mineral reserve estimates for the Canadian Malartic property – NI 41-101- Mine Canadian Malartic. 460 p.

Gopez R.G., (2015). Utilizing Mine Tailings as Substitute Construction Material: The Use of Waste Materials in Roller Compacted Concrete. Open Access Library Journal, **2**: 22199. Disponible sur : http://dx.doi.org/10.4236/oalib.1102199 (consulté le 2 février 2018).

Graymont (Qc) inc. c. Québec, 2015 Qc CPTAQ 71264

Hébert, R. (2017). Communication personnelle. Centre de Technologie Minérale et de Plasturgie (CTMP), Thedford Mines, Canada.

Idres A., Abdelmalek C., Bouhejda A., Benselboub A. et Bounouala M., (2017). Valorization of mining waste from Ouenza iron ore mine (eastern Algeria). Rem: International Engineering Journal – Ouro Preto, **70** (1): 85-92.

Institut Gépolymère. (2014). Part 1: Why Alkali Activated Materials are NOT Geopolymers? Disponible sur : https://www.geopolymer.org/fr/faq/les-materiaux-activation-alcaline-pas-geopolymeres/ (consulté le 2 février 2018).

Institut Gépolymère. (2016). Part 3: Why Alkali Activated Materials are NOT Geopolymers ? Part 3 : What scientists are now writing about the issue. Disponible sur : https://www.geopolymer.org/fr/faq/les-materiaux-activation-alcaline-pas-geopolymeres/ (consulté le 2 février 2018).

Institut Gépolymère. (2014) Talk 2/Part 7 – Fly ashed-based geopolymer. Disponible sur : https://www.geopolymer.org/conference/webinar/webinars-videos-collection/ (consulté le 2 février 2018).

Kiventerä J., Golek L., Yliniemi J., Ferreira V., Deja J. et Illikainen M. (2016). Utilization of sulphidic tailings from gold mine as a raw material in geopolymerization. International Journal of Mineral Processing, **149**: 104-110.

Komnitsas K., Zaharaki D. et Bartas G. (2012). Effect of sulphate and nitrate anions on heavy metal immobilization in ferronickel slag geopolymers. Applied Clay Science, disponible sur : http://dx.doi.org/10.1016/j.clay.2012.09.018 (consulté le 2 février 2018).

Lalancette J.M., Chevalier-Bulter J.P. et Desrosiers L. Foundry sand derived from serpentine and foundry molds derived therefrom. Brevet US4604140A, 5 août 1986.

Les Sables Olimag inc. (Olimag). (2018). Sable d'abrasion. Disponible sur : https://www.olimag.com/fr/abrasion/ (consulté le 2 février 2018).

Les Minéraux Harsco (Harsco), (2012). À propos de Harsco Minéraux [en ligne]. Disponible sur : http://www.harscomineraux.com/ (consulté le 2 février 2018).

L. Fournier et Fils inc., (2016). Entente avec Integra Gold pour l'ancien site Sigma [en ligne]. Disponible sur : http://www.fournier-fils.com/fr/entente-avec-integra-gold-pour-lancien-site-sigma/ (consulté le 2 février 2018).

Luukkonen T., Abdollahnejad Z., Yliniemi J., Kinnunen P. et Illikainen M. (2017). One-part alkali-activated materials A review. Cement and Concrete Research. Disponible sur : http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2017.10.001 (consulté le 2 février 2018).

Maheux-Picard C. (2017). Approche circulaire de l'industrie métallurgique à Sorel-Tracy – Importance de l'innovation, 23 novembre 2017, Québec Mines 2017, Québec, 18p. Disponible sur : ftp://ftp.mern.gouv.qc.ca/Public/Dc/Conferences_Quebec-Mines-2017/23%2011%202017%20AM/10h30_Maheux-Picard.pdf (consulté le 2 février 2018).

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2014a). *Lignes directrices relatives à la valorisation des résidus miniers* Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2014b). *Orientations pour la première attestation d'assainissement en milieu industriel-établissements miniers*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2017). *Règlement sur les matières dangereuses, Q-2 r.32*, à jour au 1er octobre 2017, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2017.

Ministère du Développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2017). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés : Plan d'action 2017-2021, 34 p. [En ligne]. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/politique.pdf (consulté le 2 février 2018)

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2014). *Références techniques pour la première attestation d'assainissement en milieu industriel- Établissement miniers,* Québec, 82p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2018). Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines

émissions de contaminants dans l'atmosphère - Loi sur la qualité de l'environnement, Q-2, r.15, à jour le 15 novembre 2017 [Québec]. Éditeurs officiel du Québec, 2017.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2016d). *Loi sur la Qualité de l'Environnement (LQE), Q-2*, à jour au 1er octobre 2016, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2016.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), (2016c). *Guide d'intervention- Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés,* 204p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), Les matières dangereuses – le règlement en bref [En ligne]. Disponible sur : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/dangereux/ (consulté le 2 février 2018)

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), (2011). *Politique Québécoise de gestion des matières résiduelles- Plan d'action 2011-2015* Québec,34p

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), (2012). *Directive 019 sur l'industrie minière,* Québec, 105p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), (2008). *Guide d'information sur l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique,* Québec, 50p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), (2009). *Lignes directrices relatives à la gestion du béton, de brique et d'asphalte issus des travaux de construction et de démolition et des résidus du secteur de la pierre de taille,* Québec, 60p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), (2002). *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction,* 50p. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN). Le secteur minier du Québec - Septembre 2017. M01-02-1709. Québec : Gouvernement du Québec, 2017, 46p.

Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), (2017). Rapport annuel de gestion 2016-2017. 156p. https://mern.gouv.qc.ca/publications/ministere/rapport/RAG-2016-2017.pdf (consulté le 2 août 2018)

MiningWatch Canada, (2014). The big hole – Environmental Assessment and Mining in Ontario. Canary Research Institute. Décembre 2014. [En ligne]. Disponible sur : https://miningwatch.ca/sites/default/files/the_big_hole_report.pdf)

Pacheco-Torgal F., Castro-Gomes J.P. et Jalali S. (2007). Investigations on mix design of tungsten mine waste geopolymeric binder. Construction and Materials, **22**: 1939-1949.

Pacheco-Torgal F. et Said J. (2011). Resistance to acid attack, abrasion and leaching behavior of alkali-activated mine waste binder. Materials and Structures, **44**(2): 487-498.

Pacheco-Torgal F., Castro-Gomes J. et Jalali S. (2010). Durability and Environmental Performance of Alkali-Activated Tungsten Mine Waste Mud Mortar. Journal of Materials in Civil Engineering, **22**(9): 897-904.

Plante B., Bussière B., Bouzahzah H., Demers I. et Babacar Kandji E.H. (2015). Revue de littérature en vue de la mise à jour du guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai – PU-2013-05-806. 72p.

Purdon, R., (2017). Implementing mine closure plans [en ligne], 23 novembre 2017, GéoOttawa 2017, Ottawa, 18p. Disponible sur : http://bc-mlard.ca/files/presentations/2017-21-PURDON-implementing-mine-closure-ontario.pdf (consulté le 24 mars 2018).

Provis J.L. (2017). Alkali-activated materials [en ligne]. Cement and Concrete Research, Disponible sur : http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2017.02.009 (consulté le 2 février 2018)

Sahi A., (2016). Validation expérimentale d'un modèle de sélection optimale des liants dans la fabrication des remblais miniers cimentés. Mémoire de maîtrise en science appliquées, École Polytechnique de Montréal.

Sakkas K., Nomikos P., Sofianos A. et Panias D. (2014). Utilisation of FeNi-Slag for the Production of Inorganic Polymeric Materials for Construction or for Passive Fire Protection. Waste Biomass Valorization, **5**: 403-410.

Saleh Mbemba F., (2016). Évaluation du drainage, de la consolidation et de la dessication des résidus miniers fins en présence d'inclusions drainantes. Thèse de doctorat en génie minéral. École Polytechnique de Montréal. 555p.

Silva I., Castro-Gomes J.P. et Albuquerque A. (2012). Effect of immersion in water partially alkali-activated materials obtained of tungsten mine waste mud. Construction and Building Materials, **35** : 117-124.

Synergie Québec. Des projets partout au Québec!. Disponible sur : https://www.synergiequebec.ca/ (consulté le 2 février 2018)

Taha Y., Hakkou R. et Mansori M. (2016). Coal mine wastes recycling for coal recovery and eco-friendly bricks production [en ligne]. Minerals Engineering, disponible sur : http://dx.doi.org/10.1016/j.mineng.2016.09.001 (consulté le 2 février 2018).

Tardif-Drolet M., (2018). Encadrement règlementaire de la valorisation des résidus miniers hors site au Québec. Mémoire de maîtrise en génie minéral. École Polytechnique de Montréal. 137p.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), (1994)., *Technical Assistance Document for complying with the TC rule and implementing the toxicity characteristic leaching procedure (TCLP),* 182p. Disponible sur : https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/tclp-1994_0.pdf (consulté le 2 février 2018).

Van Deventer J.S.J. et Xu H., (2000). The geopolymerisation of alumino-silicate minerals. International Journal of Mineral Processing, **59**: 247-266.

Van Deventer J.S.J., Provis J.L., Duxson P. et Brice D.G. (2010). Waste and Biomass Valorization, **1**(1): 145-155.

Van Deventer J.S.J., Provis J.L. et Duxson P. (2012). Technical and commercial progress in the adoption of geopolymer cement. Mineral Engineering, **29** : 89-104.

Ville de Terrebonne c. 3479447 Canada Inc., 2014 QCTAQ 06178, au para 55.

Wang W.C., Wang H.Y. et Lo M.H. (2014). The engineering properties of alkali-activated slag pastes exposed to high temperatures. Construction and Building Materials, **68**: 409-415.

Liu W.Z., Wu T., Li Z. et Hao X.J. (2015). Preparation and characterization of ceramic substrate from tungsten mine tailings. Construction and Materials, **77**: 139-144.

Yassine T., Hakkou R. et Mansori M. (2016). Coal mine wastes recycling for coal recovery and eco-friendly bricks production. Minerals Engineering [en ligne]. Disponible sur : http://dx.doi.org/10.1016/j.mineng.2016.09.001 (consulté le 2 février 2018).

Zhang L. (2013). Production of bricks from waste materials -A review. Construction and Building Materials, **47**: 643-655.

Zhang M., Zhao M., Zhang G., Mann D., Lumsden K. et Tao M. (2016). Durability of red mud-fly ash based geopolymer and leaching behavior of heavy metals in sulfuric acid solutions and deionized water. Construction and Building Materials, 124: 373-382.

CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE

4.1 Nouvelle LQE

La nouvelle Loi sur la Qualité de l'Environnement (MDDELCC, 2018b) entrée en vigueur le 23 mars 2018 incorpore plusieurs nouveaux changements pour l'industrie minière, dont deux d'importance concernant le sujet de ce mémoire. Le premier changement concerne l'obligation des exploitations minières d'incorporer les changements climatiques à la conception de fermeture d'une mine. Sans prescrire comment cette incorporation doit être faite, ni quel modèle de prévision est à utiliser, cette mesure encourage indirectement la valorisation des résidus miniers. Puisqu'elle représente une avenue de gestion des matières résiduelles différente de la déposition des résidus miniers en surface et que l'impact environnemental est encadré à la source du problème, la valorisation des résidus miniers représente généralement une avenue avec un risque environnemental moindre à long terme face aux changements climatiques.

La deuxième mesure concerne la délivrance de d'autorisation spécifique aux projets pilotes ou de recherches dans l'optique d'évaluer l'impact environnemental d'un nouveau procédé ou d'une nouvelle technologie. Voici l'extrait de l'article 29 introduisant ce nouveau type de CA (MDDELCC,2018a et 2018c) :

> « Sous réserve des sous-sections 2 et 3, lorsqu'un projet visé à l'article 22 a pour objectif d'évaluer la performance environnementale d'une nouvelle technologie ou d'une nouvelle pratique, le ministre peut délivrer l'autorisation à des fins de recherche et d'expérimentation et permettre à une personne ou à une municipalité de déroger à une disposition de la présente loi ou d'un règlement pris en vertu de celle-ci.
>
> « Outre les renseignements et les documents prévus à l'article 23, cette demande d'autorisation doit également être accompagnée d'un protocole d'expérimentation décrivant, notamment, la nature, l'ampleur et les objectifs visés par le projet de recherche et d'expérimentation, son impact appréhendé sur l'environnement et, le cas échéant, les mesures de protection de l'environnement et de suivi des impacts requis.

> « En plus des éléments mentionnés à l'article 24, le ministre prend en considération dans le cadre de son analyse la pertinence des objectifs escomptés par le projet de recherche et d'expérimentation de même que la qualité des mesures proposées dans le protocole.
>
> […]. »

Le principal but de ce nouveau type de CA est d'alléger la charge administrative des projets couverts et de permettre une ou des dérogations aux exigences de la LQE ou l'un de ces règlements (MDDELCC, 2018b). Cette mesure s'inscrit dans l'esprit du *Gentlemen's agreement* tel que présenté au Chapitre 3 et favorise directement la recherche en industrie de nouvelle forme de valorisation hors site. Les promoteurs de projets de valorisation pourraient donc bénéficier d'une plus grande souplesse législative et administrative lors d'essais pour confirmer la viabilité technique si elle est également jumelée à l'évaluation de l'impact environnemental (viabilité législative aux yeux du MDDELCC).

4.2 Centralisation de la réglementation touchant la valorisation des résidus miniers hors site

Le sujet étant abordé dans la conclusion de l'article au Chapitre 3, les observations faites concernant le besoin d'une centralisation des informations entourant le cadre législatif de la valorisation des résidus miniers ne seront pas répétées. Il est cependant intéressant de considérer comment l'introduction de la directive 019 a permis la centralisation de la documentation législative entourant la gestion des résidus miniers sur site. La directive 019 permet non seulement d'informer le lecteur des différents lois et règlements applicables, mais également de le guider dans ces démarches de légitimation et même à certains égards dans la conception de ses infrastructures. Il serait sans doute pertinent de publier un document de portée et de structure semblable à la directive 019. Cependant, il est présumable qu'un tel exercice entraine une restructuration du cadre législatif.

4.3 Le concept d'utilité dans la valorisation

Tel que présenté à la section 2.1.1.1, l'action de valoriser des résidus miniers doit s'accompagner d'un gain sur le plan environnemental. En général, l'utilité sur le plan économique reste à être perçue et gérée par le promoteur de projet. Mais qu'en est-il du gain en termes de gestion de risque? En effet, les avenues de valorisation menant à l'utilisation des rejets miniers sous une forme non dangereuse pour l'homme et l'environnement permettent également de grandement diminuer le risque lié à la gestion des aires de déposition des rejets miniers. Tel que présenté en introduction, l'instabilité géotechnique de ses ouvrages peut avoir des conséquences majeures sur l'environnement et sur la vie humaine, due notamment à l'ampleur en termes de dimension et de tonnage que contiennent les aires de déposition de rejets miniers. La valorisation, même s'il elle n'est appliquée que sur une fraction des rejets ultimement déposés, permet de diminuer le risque lié à la gestion de ses ouvrages. Il est important de rappeler que cette gestion de risque doit être applicable dans le cas des ouvrages de contention des rejets miniers à plusieurs centaines d'années. Ce gain utilitaire en termes de gestion de risque géotechnique et environnementale à long terme (voir très long terme) est ce qui semble être visé en cherchant à éviter l'élimination (déposition). Une confusion peut alors se poser sur ce qui est le plus important le gain en gestion de risque et la de considérer l'élimination comme dernière avenue de gestion (comme dans le cas de la hiérarchie des 3RVE). Cette confusion est percevable dans la pratique de remplissage de fosse à ciel ouvert qui est considéré comme étant une avenue de valorisation (MDDELCC,2015), alors qu'ultimement, cela reste de la déposition. Dans cet exemple, c'est l'objectif de gain sur le plan de la gestion de risque géotechnique et environnemental qui est mis de l'avant, plutôt que la recherche de l'évitement de la déposition en surface. Si le gain en termes de diminution de risque géotechnique et environnemental à long terme est effectivement l'esprit derrière l'évitement de la déposition en surface, les lois et les règlements gagneraient en clarté à y mettre l'emphase. Car une avenue de valorisation n'étant pas de la déposition peut représenter un gain environnemental à court terme, mais un risque à long terme. La section suivante en donne quelques exemples.

4.4 Encadrement de l'étape du démantèlement

Tel que discuté au Chapitre 3, l'encadrement de la valorisation des rejets miniers couvre peu, sinon pas du tout, l'étape du démantèlement. Par démantèlement, il est entendu non seulement le démantèlement des ouvrages de génie civil, mais également l'étape suivant la fin de vie de tout

produit fait à partir de rejets miniers. Or l'action de démanteler peut changer la forme et l'exposition du rejet minier valorisée et représenter de nouveau un risque environnemental non négligeable. Certains encadrements à l'étape du démantèlement s'appliquent à tout produit similaire. En effet, la démolition d'un bâtiment de brique entraine des risques de santé liés à la production de particule fine respirable. Comme un autre exemple, on retrouve les terres rares extraites de résidus de concentrateur puis utilisées dans la production d'électroniques et qui une fois à l'étape de démantèlement seront gérées comme tout autre électronique contenant des terres rares sans regard à leur provenance. Si certains risques à l'étape du démantèlement sont en fonction du produit, d'autres sont en fonction de la matière première utilisée. Dans le cas des rejets miniers, les principaux risques attendus sont les métaux lourds et la génération d'acide lorsqu'exposés aux conditions atmosphériques. Alors que ces risques sont connus lors de l'étape de restauration d'une exploitation minière, ces risques ne sont pas directement adressés par l'encadrement de l'étape de démantèlement tel qu'il est formulé textuellement. La question se pose également si les démarches de valorisation doivent également considérer les risques types du produit. Par exemple, est-ce que la valorisation des terres rares pour produire de l'électronique peut réellement mener à une situation plus avantageuse sur le plan environnemental si ultimement, elles sont destinées à l'enfouissement? Il semblerait que l'approche actuelle soit du cas par cas et que la vision du législateur ne soit pas encore clarifiée.

4.5 Mesures de favorisation économiques

Les lois et les règlements sont formulés selon un esprit que l'on pourrait catégoriser d'inflexible. Les actions permises ou non permises se veulent catégoriques et se veulent formulées de façon à ne laisser aucun doute quant à leur interprétation. C'est entre autres pour cette raison que le législateur ne peut encourager la pratique de la valorisation au détriment de certaines valeurs impératives telles que la protection de l'environnement. Selon cette logique, le pouvoir du législateur à favoriser la valorisation en modifiant l'encadrement légal est très limité. Le MDDELCC semble utiliser de première main des incitatifs économiques. Un premier exemple constitue la taxe du PRRI, taxe applicable sur chaque tonne de rejet minier déposé jusqu'à un montant maximal d'un million de dollars. En plus de ne pas appliquer la taxe sur les rejets miniers valorisés, le MDDELCC octroie un crédit aux exploitations minières qui valorisent leurs rejets

miniers préalablement entreposés (MDDELCC, 2016b). Les avenues de valorisation reconnue sont formulées dans un document directeur (MDDELCC, 2014) qui consiste presque exclusivement en des avenues de valorisation sur site et qui renvoie à un autre guide pour les avenues de valorisation hors site qui sont spécifiques à l'industrie de la construction (MDDEP, 2002). Puisque le crédit est octroyé dans le cadre apporté par l'attestation d'assainissement d'une exploitation minière en activité, elle ne s'applique pas aux compagnies tierces faisant la valorisation des rejets miniers d'un site fermé. Le document de référence expliquant le fonctionnement de ce crédit donne exemple hypothétique d'une mine ayant déposé une quantité inférieure de rejets miniers à la quantité retirée des aires d'accumulation à des fins de valorisation lors d'une année d'activité donnée. Dans l'exemple donné, le crédit (90 000$ pour 1,1 Mt dans ce cas-ci) est appliqué jusqu'à concurrence de la quantité de rejets miniers entreposés lors de l'année en cours et le crédit excédentaire est reporté à l'année suivante. D'autres mesures de favorisation économiques ont été constatées de la part du gouvernement du Québec envers ses compagnies tierces œuvrant dans la valorisation (Alliance Magnésium, 2018). Mais, il s'agit principalement d'investissements dans le cadre du mandat d'Investissement Québec et du Fond de développement économique du Gouvernement du Québec où c'est le développement économique (cas par cas selon les entreprises) et non la valorisation spécifiquement visée. Il serait intéressant d'investiguer sur l'impact qu'aurait une mesure de favorisation économique visant spécifiquement la valorisation des rejets miniers applicable pour les compagnies de valorisation tierce également.

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

5.1 Conclusions

Le mémoire a pour but d'analyser la viabilité législative de la valorisation des rejets miniers hors site. Pour ce faire, une revue de littérature entourant les caractéristiques des stériles miniers et des résidus de l'usine de traitement du minerai ainsi que les méthodes de gestion utilisées dans l'industrie a été d'abord réalisée. Ensuite, l'ensemble de la réglementation québécoise concernant la gestion des résidus miniers a été consultée et documenté. Enfin, une revue de littérature concernant les avenues de valorisation communément utilisées ainsi que celles promues par la communauté scientifique a été réalisée pour en ressortir les principales avenues de valorisation et interpréter comment la réglementation consultée pouvait impacter ces avenues de valorisation. Ce travail permet de tirer les conclusions suivantes :

1) Le principal encadrement législatif de la valorisation des résidus miniers tout comme celle de la gestion des résidus miniers concerne le domaine du droit de l'environnement.

2) Le droit de l'environnement est de compétence provinciale et fédérale, mais c'est au palier provincial que la majorité de l'encadrement législatif de la gestion des résidus miniers est exercée.

3) Le principe du *Gentlemen's agreement* est central dans l'esprit de la Loi et donc dans la formulation et l'exercice de la valorisation des résidus miniers.

4) La centralisation de l'information relative à l'encadrement législatif de la valorisation des résidus miniers serait bénéfique pour les promoteurs de projets et allègerait le travail d'application du gouvernement

5) L'utilisation du terme « résidus miniers » ne devraient pas faire référence à la fois aux résidus de l'usine de traitement du minerai et aux stériles miniers comme c'est le cas dans la formulation actuelle de la Loi, mais seulement aux résidus de l'usine de traitement du minerai comme c'est le cas dans la littérature scientifique depuis quelques décennies. Le sens employé dans le présent mémoire allait contre cette référence dans l'objectif de ne pas confondre le lecteur avec le sens employé par les règlements et la législation.

6) Les tests de lixiviation utilisés pour les fins du règlement des matières dangereuses devraient être actualisés pour prendre en compte le fait que le TCLP est pertinente mais constitue seulement un type d'essai statique. Des tests de prédictions à long terme, tel que l'essai en colonne, doivent être incorporés.

7) Les exploitations minières peuvent anticiper les avenues de valorisation des résidus miniers dès l'analyse minéralogique faite à l'étape d'exploration tout comme il est suggéré pour la prédiction du DMA (Plante et al., 2015).

8) Certaines méthodes de gestion et de disposition des résidus miniers favorisent leur potentiel de valorisation présent et/ou futur tel que la désulfurisation des résidus du concentrateur.

9) Certaines avenues de valorisation sont déjà promues et encadrées par le MDDELCC et ses différents guides.

10) D'autres méthodes permettant la valorisation de résidus miniers problématique sur le plan environnemental (présence de métaux lourds, DMA et etc.) sont investiguées par la communauté scientifique et les technologies des géopolymères et des matériaux d'activation alcaline sont très prometteuse sur ce point.

11) Il est préférable que les promoteurs de projets de valorisation des résidus miniers contactent les représentants du MDDELCC de leur région avant la demande de d'autorisation afin de permettre un échange d'information pouvant faciliter la réalisation du projet et la production de documents servant à le légitimer.

12) Certaines normes, tel que la norme CAN/CSA-A3000-F13 – Compendium des matériaux liants utilisés dans l'industrie de la construction et la réglementation municipale limite la viabilité législative de nouveau type de liants dont les liants produit à partir de résidus miniers grâce aux technologies des matériaux d'activations alcalines et des géopolymères.

5.2 Recommandations

À la lumière du travail réalisé, certaines avenues de recherches mériteraient d'être investiguées, dont :

- Les impacts réels vs les impacts anticipés des changements apportés par la nouvelle LQE.

- Comment les législateurs et l'économie peuvent favoriser d'avantages l'émergence de entrepreneurs spécialisés dans la valorisation des résidus miniers?
- Quelles mesures et infrastructures seraient bénéfiques pour la valorisation de sites orphelins?
- Comment s'effectue l'exploitation de halde à stérile comme matières premières pour l'industrie de la construction et si la ségrégation ou d'autres phénomènes physiques ou chimiques impactent cette exploitation?
- Si la valorisation de résidu de concentrateur provenant d'un parc à résidu générateur de DMA a déjà eu lieu et quelles ont été les méthodes employées et les résultats ?
- Investiguer la représentativité et l'applicabilité des teneurs de fonds des éléments retrouvés dans les sols tel qu'utilisées par le *Guide d'intervention- Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*.
- Investiguer la faisabilité d'une conception de parc à résidu ou d'une halde à stérile en regard à des projets de valorisation futures.
- Documenter un cas réel de valorisation hors-site de rejets miniers de façon à donner un exemple type.
- Évaluer l'impact de la taxe du PRRI sur la valorisation des rejets miniers.
- Il serait pertinent de rendre obligatoire l'analyse du potentiel de valorisation des résidus miniers de la part d'une exploitante au même titre que l'impact des changements climatiques.

BIBLIOGRAPHIE

Ahmari S. (2012). Recycling and reuse of wastes as construction material through geopolymerization. Thèse de doctorat en génie civil. Département de génie civil et de génie mécanique. Université de l'Arizona.

Alliance Magnésium (2018). Alliance Magnesium receives $30.9 Million in financing from the government of Québec for its first commercial phase. [En ligne]. Disponible sur : http://alliancemagnesium.com/alliance-magnesium-receives-30-9-million-in-financing-from-the-government-of-quebec-for-its-first-commercial-phase/#more-3428 (consulté le 20 décembre 2018).

Archambault-Alwin X. (2017). Évaluation du comportement dynamique et de la résistance cyclique des résidus miniers. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, École polytechnique de Montréal.

Aubertin M., Bussière B. et Bernier, L. (2002a). Environnement et gestion des rejets miniers. Manuel sur CD-ROM. Presses internationales Polytechnique, Montréal.

Aubertin M., Bussière B., Bernier L., Chapuis R., Julien M., Belem T., . . . Li L. (2002b). La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. Congrès annuel de la Société Canadienne de génie civil, Montréal, Qc.

Aubertin M., Bussière B., Pabst T., James M. et Mbonimpa M. (2016). Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites. Geo-Chicago: Sustainability, Energy and the Geoenvironment. Chicago, August 14-18.

Aubertin M., Bussière B., James M., Mbonimpa M. et Chapuis R.P. (2013a). Revue de divers aspects liés à la stabilité géotechnique des ouvrages de retenue de résidus miniers. Partie I – Mise en contexte et caractéristiques générales. Déchets Sciences et Techniques, 64, 28-36.

Aubertin M., James M., Mbonimpa M. Bussière B. et Chapuis R.P., (2013b). Revue de divers aspects liés à la stabilité géotechnique des ouvrages de retenue de résidus miniers. Partie II – Analyse et conception. Déchets Sciences et Techniques, 64, 38-50.

Aubertin M., Fala O., Bussière B., Martin V., Campos D., Gamacha-Rochette A., Chouteau M et Chapuis R. (2015). Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles.

Aubertin M., Fala O., Molson J., Gamache-Rochette A., Lahmira B., Martin V., Lefebvre R., Bussière B., Chapuis R.P., Chouteau M., et Wilson G.W., (2005). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles [CD-ROM]. Symposium 2005 sur les Mines et l'Environnement, Rouyn-Noranda, Québec., 15–18 Mai 2005. Institut canadien des mines, de la métallurgie et du pétrole.

Association Minière du Québec (AMQ), (2016). Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement afin de moderniser le régime d'autorisation environnementale et modifiant d'autres dispositions législatives notamment pour réformer la gouvernance du Fonds vert - Mémoire amendé présenté à la Commission des transports et de l'environnement. [En ligne]. Disponible sur : http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/projets-loi/projet-loi-102-41-1.html (consulté le 3 juillet 2018)

Azam, S., Wilson, G. W., Herasymuik, G., Nichol, C. et Barbour, L. S. (2007). Hydrogeological behavior of an unsaturated waste rock pile: a case study at the Golden Sunlight Mine, Montana, USA. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 66(3), 259-268.

Balomenos E., Giannopoulou I., Gerogiorgis D., Panias D. et Paspaliaris I. (2014). Resource-efficient and economically viable pyrometallurgical processing of industrial ferrous by-products. Journal of Waste and Biomass Valorization, (5), 333-342.

Beaudoin G., Bouchard G. et Larivière D. (2014). Teneur en uranium, thorium et radioactivité de quelques engrais domestiques. Les enjeux de la filière uranifère au Québec MEM 79, 6211-08-012.

Bell A. V. (1988). Acid waste rock management at Canadian base metal mines. Paper presented at the 1988 Mine drainage and Surface Reclamation Conference sponsored by the American Society for Surface Mining and Reclamation and the U.S. Department of the interior (bureau of Mines and Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement), April 17-22, Pittsburgh, Pennsylvania.

Bernal S.A., Rodríguez E., Kirchheim A.P. et Provis J.L. (2016). Management and valorisation of wastes through use in producing alkali-activated cement materials. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 91, 2365-2388.

Binnemans K., Jones P.T., Blanpain B., Van Gerven T. et Pontikes Y. (2015). Towards zero-waste valorisation of rare-earth-containing industrial process residues: a critical review. Journal of Cleaner Production, 99, 17-38.

Bohnet E.L. et Kunze L. (1990). Chapter 5.6: Waste disposal-planning and environmental protection aspects. Kennedy,.A. (Editor), Surface Mining, 2nd Edition, SME Inc., pp. 484-485.

Bois D., Poirier P., Benzaazoua M., Bussière B. et Kongolo M. (2005). A Feasibility Study on the Use of Desulphurised Tailings to Control Acid Mine Drainage. Annual Meeting of the Canadian mineral Processors, Janvier 20-22, 2004, Ottawa ,361-380.

Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement (BAPE) (2002). Rapport d'enquête 167 – Projet d'exploitation d'une mine et d'une usine de niobium à Oka.

Brassard S., (1993). Évaluation du potentiel acidogène de divers rejets miniers par une méthode bio-cinétique. Mémoire de maîtrise en sciences de l'eau, Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau).

Bussière B. (2004). Colloquium 2004 : Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal, 44, 1019-1052.

Bussière B., Demers I., Charron P. et Bossé B. (2017). Analyse de risques et de vulnérabilités liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois [en ligne], 331p. Disponible sur https://mern.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/analyse-changements-climatiques-secteur-minier.pdf (consulté le 20 juin 2018). 331p.

Bussière B., Aubertin M., Zagury G., Potvin R. et Benzaazoua, M. (2005). Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnés. Symposium 2005 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, mai 2005.

Caballero E., Sánchez W. et Ríos C.A. (2014). Synthesis of geopolymers from alkaline activation of gold mining wastes. Ingeniería y Competitividad, 16(1), 317 - 330.

Chopard A. (2017). Évaluation environnementale de minerais sulfurés polymétalliques basée sur une approche minéralogique pluridisciplinaire. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Chouinard S. (2006). Valorisation des résidus de serpentine par extraction du magnésium au moyen de procédés hydrométallurgiques. Mémoire de maîtrise en science appliqué. Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique - Centre Eau, Terre et Environnement.

Comission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) (2014). La gestion des résidus miniers uranifères et la réglementation. [En ligne]. Disponible sur : http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/uranium-enjeux/documents/INFO14.pdf (consulté le 4 juillet 2018)

Cormier M.C. (2000). La pyrite - Analyse statistique de rapports d'expertise CTQ-M200 relevant les dommages structuraux attribuables à la présence de pyrite dans les remblais sous dalles de bâtiments résidentiels. Rapport préparé pour la Société d'Habitation du Québec. École Polytechnique de Montréal. 133p. [En ligne]. Disponible sur : http://www.habitation.gouv.qc.ca/fileadmin/internet/centredoc/pubSHQ/0000021259.pdf (consulté le 14 juillet 2018)

Davidovits J. (1982). Mineral polymers and methods of making them. Brevet US 4349386, 14 septembre 1982.

Davidovits J. et Davidovits R. (2002). Poly(sialate-disiloxo)-based geopolymeric cement and production method thereof. Brevet US7229491B2, 12 juin 2007.

Davidovits J. (2015). Geopolymer Chemistry & Applications, 4e edition 201, Institut Géopolymère.

Demers I. (2008). Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Thèse de doctorat en science de l'environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Dia I., Faye., Keinde., Diagne et Gueye. (2017). Effects of preparation's parameters on stabilization of Sabodala Gold Mine Tailings: Comparison of fresh and weathered materials. Journal of Geoscience and Environment Protection, 5, 21-35.

Divet L. (2001). Les réactions sulfatiques internes au béton : contribution à l'étude des mécanismes de la formation différée de l'ettringite. Études et recherches des laboratoires des ponts et chaussées. Laboratoire Central des Pont et Chaussées, Paris.

Duchesne J., Fournier B., Shehata M., Rivard P. et Durand, B. (2014). Études de la détérioration du béton en présence de sulfures de fer -Subvention de recherche et développement coopérative (CRSNG – RDC), -Rapport final. [En ligne]. Disponible sur : http://inspectomax.ca/pdf/pyrrhotite.pdf (consulté le 14 juillet 2018)

Dupéré M., Perez P., Boyd A. P., Girard P., Tremblay D., Stapinsky M., Michaud A., Tremblay M, et Gagnon R. (2018). NI 43-101 technical report feasibility study on the Whabouchi lithium mine and Shawinigan electrochemical plant – Final Report.

Drobner E., Huber H., Rachel R.et Stetter K.O. (1992). Thiobacillus plumbophilus spec. nov., a novel galena and hydrogen oxidizer. Archives of Microbiology, 157, 213-217.

Environmental Protection Agency (EPA) (1994). Design and evaluation of tailings damns. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Office of Solid Waste, Special waste branch, Washington, DC.

Fala O, Aubertin. M., Bussière B. et Chapuis R. P. (2002). Analyses numériques des écoulements non saturés dans des haldes à stériles. CGS-IAH, conférence à Niagara Falls, novembre 2002.

Feng D., Provis J. L. et van Deventer J. S. J. (2012). Thermal activation of albite for the synthesis of one part mix geopolymers. Journal of American ceramic society, 95(2), 565-572.

Fernando P.T., Castro-Gomes J. et Jalali S. (2010). Durability and Environmental Performance of Alkali-Activated Tungsten Mine Waste Mud Mortars. Journal of Materials in Civil Engineering, 22(9), 897-904.

Federal Highway Administration (FHWA) (2016). User Guidelines for Waste and Byproduct Materials in Pavement Construction [En ligne]. Disponible sur :

https://www.fhwa.dot.gov/publications/research/infrastructure/structures/97148/mwst1.cfm (Consulté le 27 juillet 2018).

Genest R., Lagueux J.-F., Robichaud F. et Boily S. (2012). Technical Report on Production of the M and E Zones at Goldex Mine – NI 41-101-Mine Goldex.

Gervais D., Roy C., Thibault A., Pednault C. et Doucet D. (2014). Technical report on the mineral resource and mineral reserve estimates for the Canadian Malartic property – NI 41-101-Mine Canadian Malartic.

Gignac L.P., Sirois R., Bernier E., Rivard S., Jones R., Bilodeau M., Hart E. et Roberge P. R. (2017). Québec Iron Ore Inc. Bloom Lake Mine – Technical Report 43-101- March 17th, 2017.

Glencore (2017). L'acide sulfurique. [En ligne]. Disponible sur : http://www.fonderiehorne.ca/fr/aproposdenous/nos-operations/Pages/acide-sulfurique.aspx/ (consulté le 26 décembre 2018).

Golder Associates Ltd. (1989). Report to Environment Canada on the Drilling Program at the Mt. Washington Mine Site, British Columbia. Report 882-1441.

Hernandez, M. A. (2007). Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées. École Polytechnique de Montréal, Canada.

Hu B. (2012). Contribution des colloïdes à la mobilité des contaminants (Pb, As et Sb) : Étude spatio-temporelle in situ et test de lixiviation sur un anthroposol développé sur résidus miniers. Thèse de doctorat en matériaux de minéraux, Université de Limoges, Limoges.

Institut Géopolymère, (2006). Qu'est-ce qu'un géopolymère ? Introduction. [En ligne]. Disponible sur : https://www.geopolymer.org/fr/science/introduction/ (consulté le 26 juillet 2018).

Institut National de Santé Publique (INSPQ) (2017). Survol de la législation concernant l'exposition environnementale à l'amiante au Québec et ailleurs. Institut national de santé publique, Direction des risques biologiques et de la santé au travail. [Éditeur officiel du Québec].

Jenkins J. T. (1998). Particle segregation in collisional flows of inelastic spheres. Hermann H.J., Hovi J.P. et Luding S. [Éditeurs]. Physics of Dry Granula Media. Series E: Applied Sciences, 350, 645-681.

Kalonji A.K. (2014). Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées (génie minéral). École Polytechnique de Montréal.

Kastiukas G. et Zhou X. (2017). Effects of waste glass on alkali-activated tungsten mining waste : composition and mechanical properties. Materials and Structures, 50:94.

Kiventerä J., Golek L., Yliniemi J., Ferreira V., Déjà J. et Illikainen M. (2016). Utilization of sulphidic tailings from gold mine as a raw material in geopolymerization. International Journal of Mineral Processing, 149, 104-110.

Klein C. et Carmichael R. S. (2018). Rock – Geology. Encyclopaedia Britannica. [En ligne]. Disponible sur : https://www.britannica.com/science/rock-geology (consulté le 13 juillet 2018)

Kleinmann R.L.P., Crerar D.A. et Pacelli R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation., Mining Engineering, 33, 300-305.

Komnitsas K., Zaharaki D. et Bartzas G., (2012). Effect of sulphate and nitrate anions on heavy metal immobilisation in ferronickel slag geopolymers. Applied Clay Science (2012) [En ligne] disponible sur http://dx.doi.org/10.1016/j.clay.2012.09.018 (consulté le 2 septembre 2018).

Krivenko, P. (2017). Why Alkaline Activation – 60 Years of the Theory and Practice of Alkali-Activated Materials. Journal of Ceramic Science and Technology, 8(3), 323-334.

Lahmira B., Lefebvre R., Aubertin M. et Bussière B. (2007). Modeling the influence of heterogeneity and anisotropy on physical processes in ARD-producing waste rock piles. GéoOttawa 2007.

Lahmira B. (2009). Modélisation numérique des processus physiques affectant le comportement des haldes à stériles produisant du drainage minier acide. Thèse de doctorat en sciences de la terre. Institut national de la recherche scientifique (INRS).

Lamontagne A. (2001). Étude de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches pour contrôler le drainage minier acide. Thèse de doctorat. Université Laval.

Leber R.G., Villiams E., Girard J. et Vallières D. (2017). Westwood Mine NI43-101 Technical report.

Le Roux A. et Orsetti S. (2000). Les réactions sulfatiques : conditions de formation, structure et expansion des minéraux secondaires sulfatés. Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées, 225, 41-50.

Lghoul, M., Kchikach, A., Hakkou, R., Zouhr, L., Guerin, R., Bendjoudi, H., …Hanich, L. (2012). Étude géophysique et hydrogéologiques du site minier abandonné de Kettara (région de Marrakech, Maroc) : contribution au projet de réhabilitation. Hydrological Sciences Journal, 57, 370-381.

Lowson R.T. (1982). Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. Chemical Reviews, 82, 461-497

Luukkonen T., Abdollahnejad Z., Yliniemi J., Kinnunen P. et Illikainen M. (2017). One-part alkali-activated materials: A review [en ligne]. Cement and Concrete Research. Disponible sur : http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2017.10.001 (consulté le 2 février 2018).

Ma D., Wang Z., Guo M., Zhang M et Liu J. (2014). Feasible conversion of solid waste bauxite tailings into highly crystalline 4A zeolite with valuable application. Waste Management, 34, 2365-2372.

Manjarrez L. et Zhang L. (2018). Utilization of Copper Mine Tailings as Road Base Construction Material through Geopolymerization. Journal of Materials in Civil Engineering, 30(9), 04018201.

Martin V., (2003). Études des propriétés non saturées des stériles miniers. Mémoire de maitrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal.

Maxxam (2016). Matières radioactives naturelles (MRN). [En ligne]. Disponible sur : http://maxxam.ca/wp-content/uploads/2016/12/brch_norm_122216-FR-web.pdf (consulté le 15 juillet 2018) [Québec].

Marchand J., Derosier C. et Holcroft G. (2017). Magnesium bearing waste dumps recycling project – National Instrument form 43-101F1 Technical Report, Jeffrey Mine Tailings.

Miao Q., Zhao B., Liu S., Guo J., Tong Y. et Cao J. (2016). Decomposition of the potassic rocks by sub-molten salt method and synthesis of low silica X zeolite. Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering, 11, 558-566.

Mine Environment Neutral Drainage (MEND/NEDEM) (1998). Design Guide for the subaqueous disposal of reactive tailings in constructed impoundments. MEND Project 2.11.9.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2018a). Analyse d'impact réglementaire du projet de Règlement relatif à l'autorisation ministérielle et à la déclaration de conformité en matière environnementale, 2018, 61 p. [En ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/autorisations/airramdcme201802.pdf (consultée le 23 juillet 2018).

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2018b). Une nouvelle Loi sur la qualité de l'environnement pour faire avancer le Québec de façon responsable au bénéfice de tous – Un régime d'autorisation environnementale moderne, clair et prévisible [En ligne]. Disponible sur : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/lqe/autorisations/index.htm (consulté le 3 juillet 2018) [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2018. [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2018.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2018c). Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., c.Q-2).

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2018f) Direction générale de l'évaluation environnementale et stratégique, 2018, Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement – Autres renseignements requis pour un projet minier (mine ou usine de traitement de minerai) [En ligne]. Disponible sur : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/evaluations/directive-etude-impact/minier.pdf (consulté le 15 juillet 2018) [Québec].

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2018h), Règlement sur les attestations d'assainissement en

milieu industriel Q-2, r-5, à jour au 1er avril 2018, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2018.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2017a) Radionucléides recommandés pour l'analyse de la radioactivité dans les matrices environnementales, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2017.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2017b). Règlement sur les matières dangereuses, Q-2 r.32, à jour au 1er octobre 2017, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2017.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2016a). Direction générale des politiques de l'eau – Direction des eaux usées, 2016, Le secteur minier au Québec – Enjeux environnementaux et cadre normatif pour les rejets liquides [En ligne]. Disponible sur : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/bilans/mines-enjeux.pdf (consulté le 3 juillet 2018) [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2018.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2016b). Guide explicatif- Droits annuels exigibles des titulaires d'une attestation d'assainissement en milieu industriel. Direction du Programme de réduction des rejets industriels- Direction générale des politiques du milieu terrestre et de l'analyse économique, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2018.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2016c). Guide d'intervention- Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2016.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2014). Lignes directrices relatives à la valorisation des résidus miniers Québec. [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2016.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002). Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles

(MERN). Le secteur minier du Québec - Septembre 2017. M01-02-1709. Québec : Gouvernement du Québec, 2017.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2012). Directive 019 sur l'industrie minière, Québec.

Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN) (2017). Valorisation des résidus miniers d'amiante par la production de magnésium métallique, résumé de conférence. Québec Mines 2017 [en ligne]. Disponible sur : https://mern.gouv.qc.ca/events/valorisation-residus-miniers-damiante-production-de-magnesium-metallique/ (consulté le 20 septembre 2018).

Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN) (2018). Loi sur les mines M-13.1, à jour au 1er juin 2018, [Québec], Éditeur officiel du Québec, 2018.

Moncur M.C. (2006). Acid mine drainage: past, present…future? University of Waterloo. [En ligne]. Disponible sur : https://uwaterloo.ca/wat-on-earth/news/acid-mine-drainage-past-presentfuture (consulté le 15 juillet 2018).

Morin K.A., Gerencher, E., Jones, C.E. et Konasewich, D. E. (1991). Critical literature review of acid drainage from waste rock. Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier NEDEM Projet 1.11.1,.

Mostafa N.Y., ,Mohsen, Q. et El-maghraby, A. (2014). Characterization of low-purity clays for geopolymer binder formulation. International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials, 21(6), 609-919.

Nelson C. H. et Lamothe, P.J., (1993). Heavy metal anomalies in the Tinto and Odiel river and estuary system, Spain. Estuaries, 16(3), 496-511.

Nichols R.S. (1986). Rock segregation in waste dumps. Proceedings of the international Symposium on Flow-Through Rock Drains, Cranbrook, B.C., September 1986.

Nicholson R.V. (2004). Review of water quality issues in neutral pH drainage: examples and emerging priorities for the mining industry in Canada – MEND Report 10.1. Préparé par Stantec Consulting Ltd pour l'initiative NEDEM (MEND).

Novembre D., Di Sabatino B., Gimeno D., Garcia-Vallès M. et Martínez-Manent S. (2004). Synthesis of Na-X zeolites from tripolaceous deposits (Crotone, Italy) and volcanic rocks (Vico volcano, Italy). Microporous and Mesoporous Material, 75, 1-11.

Panikorovskii T. L., Chukanov N. V., Aksenov S. M. et Krivovichev S.V. (2017). Alumovesuvianite, Ca19Al(Al,Mg)12Si18O69(OH)9, a new vesuvianite-group member from the Jeffrey mine, Asbestos, Estrie region, Québec, Canada,. Mineralogy and Petrology, février 2017.

Pearson R. G. (1968). Hard and soft acids and bases, HSAB, Part 1 – Fundamental principles. Journal of Chemical Education, 45(9), 581-587.

Peregoedova A. (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. Mémoire de maîtrise en science appliquées, Université de Montréal.

Pelletier C., Roy L., Jalbert C. et Noël G. (2017). NI 43-101 technical report on the mineral resource and mineral reserve estimates of the Beaufor mine. Monarques Gold.

Phair J.W. et Van Deventer J.S.J. (2002). Effect of the silicate activator pH on the microstructural characteristics of waste-based geopolymers.

Plante B., Bussière B., Bouzahzah H., Demers I. et Babacar Kandji E. H. (2015). Revue de littérature en vue de la mise à jour du guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai – PU-2013-05-806. Rapport pour le Bureau d'Audience Publique (BAPE), projet d'ouverture et d'exploitation de la mine d'apatite du Lac à Paul au Saguenay-Lac-Saint-Jean.

Provis J.L. (2017). Alkali-activated materials. Cement and Concrete Research [En ligne]. Disponible sur : http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2017.02.009 (consulté le 23 juillet 2018),9p.

Radio Canada (2018). Alliance Magnésium reçoit 30.9 M$ de Québec pour une nouvelle usine. Société Radio-Canada, Estrie, 21 août 2018.

Ren X., Zanhg L., Ramey D., Waterman B. et Ormsby S. (2015). Utilization of aluminum sludge (AS) to enhance mine tailing-base geopolymer. Journal of Materials Science, 50(3), 1370-1381.

Ressources Naturelles Canada (RNCan) (2017). Gestion des résidus à RNCan [En ligne]. Disponible sur : http://www.rncan.gc.ca/mines-materiaux/publications/13928 (consulté le 3 juillet 2018).

Rossi G. (1990). Biohydrometallurgy. G. Rossi (Éditeur), McGraw-Hill Book Company, New York, N.Y.

Roy D.M. (1998). Alkali-activated cements Opportunities and challenges. Journal of Cement and Concrete Research, 29, 249-254.

Sahi A. (2016). Validation expérimentale d'un modèle de sélection optimale des liants dans la fabrication des remblais miniers cimentés. Mémoire de maîtrise en science appliquées, École Polytechnique de Montréal.

Sakkas K., Nomikos P., Sofianos A et Panias D. (2014). Utilisation of FeNi-Slag for the production of inorganic polymeric materials for construction or for passive fire protection. Journal of Waste and Biomass Valorization, 5, 403-410.

Saleh Mbemba F. (2016). Évaluation du drainage, de la consolidation et de la dessiccation des résidus miniers fins en présence d'inclusions drainantes. Thèse de doctorat en génie minéral. École Polytechnique de Montréal.

Salmon B., Bergen D., Live P. et Pelletier C. (2014). Technical report on the mineral resource and mineral reserve estimates for the Casa Berardi Mine, Northwestern Québec, Canada – NI 41-101.

Silva I., Castro-Gomes J.P. et Abuquerque A. (2012). Effect of immersion in water partially alkali-activated materials obtained of tungsten mine waste mud. Journal of Construction and Building Materials, 35, 117-124.

Smith L., López D. L. Beckie R., Morin K., Dawson R. et Price W. (1995). Hydrogeology of waste rock dumps – MEND (NEDEM) Associate Project PA-1.

Sheppard S.C., Sheppard M.I., Sanipelli B. et Tait J. (2005). Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium. Journal of Environmental Radioactivity, 79, 55-83.

Stantec consulting ltd (2004). Priority assessment of metal leaching in neutral drainage. Draft report submitted to MEND (NEDEM) Initiative, CANMET, Ref. 631-22996.

Trahan B. (2013). La petite histoire de la pyrrhotite en Mauricie [En ligne]. Disponible sur : https://www.lenouvelliste.ca/archives/la-petite-histoire-de-la-pyrrhotite-en-mauricie-9db29b1c01414bf98915d6b2c799220f (consulté le 13 juillet 2018).

Van Deventer J.S.J. et Xu H. (2000). The geopolymerisation of alumino-silicate minerals. International Journal of Mineral Processing, 59, 247-266.

Van Jaarsveld J.G.S., Lukey G.C., Van Deventer J.S.J., Graham A. (2000). The stabilisation of mines tailings by reactive geopolymerisation. Minprex 2000 : International Congress on Mineral Processing and Extractive Metallurgy, 11-13 Septembre 2000, Melbourne, Victoria, Australia.

Villeneuve M. (2013). Rapport de caractérisation des résidus miniers - Région de Thedford Mines. Ministère du développement durable, Environnement, Faune et Parcs [En ligne]. Disponible sur : http://www.aspq.org/documents/file/rapport-caracterisation-des-residus-miniers-thetford_20131112-version-f.pdf (consulté le 17 juillet 2018) [Québec].

Wavrant L.M., Sappin A.A., Beland C.M.J., Chartier-Montreuil W., Fleury F., Zhao P., … Williams-Jones A.E. (2017). Projet terres rares au Québec. Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles. [En ligne]. Disponible sur : http://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/EXAMINE/MB201717/MB201717.pdf (consulté le 17 juillet 2018) [Québec].

WSP (2016). Aménagement des bassins B+ et Nord-Ouest – Étude d'impact sur l'environnement-Volume 1 – Rapport principal. ArcelorMittal exploitation minière Canada. Dossier 3211-16-017.

Zhang M., Zhao M., Zhang G., Mann D., Lumsden K et Tao M. (2016). Durability of red mud-fly ash based geopolymer and leaching behavior of heavy metals in sulfuric acid solutions and deionized water. Journal of Construction and Building Materials, 124, 373-382.