

EXPOSITION AUX POUSSIÈRES PROVENANT D'UNE MINE À CIEL OUVERT :
ÉVALUATION DES RISQUES ET BIODISPONIBILITÉ DES MÉTAUX

Par

Antoine Coquard

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de
l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Réalisé sous la direction du Professeur Gérald J. Zagury

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Montréal, Québec, Canada, 15 octobre 2012

SOMMAIRE

Mots clés : Poussières diffuses, mine à ciel ouvert, toxicologie, étude de risques, particules, métaux, inhalation, ingestion, évaluation in vitro, bioaccessibilité, biodisponibilité.

L'accélération de l'exploitation des ressources minérale au Québec a conduit récemment à l'augmentation des projets de mine à ciel ouvert. Une des contraintes environnementales reliées à ce type de mine est l'importance des émissions de poussières diffuses. Pour évaluer cette problématique, il est réalisé, parallèlement à l'étude d'impact, une étude des risques toxicologiques pour la santé humaine. Or ces dernières années le bien-fondé de ces études a parfois été contesté.

Ainsi l'objectif principal de cet essai est de déterminer si la méthodologie présentement en vigueur pour l'évaluation des risques toxicologiques est en adéquation avec les connaissances scientifiques actuelles et les spécificités des poussières émises par les mines à ciel ouvert. L'essai présenté a alors permis d'identifier les principaux points faibles dans la méthode utilisée, à savoir l'évaluation de l'exposition, la définition des valeurs toxiques de références et l'interprétation des résultats. Cela est susceptible d'entraîner un biais dans les conclusions énoncées.

Le travail de recherche et d'analyse mené a alors permis de mettre en évidence la nécessité de prendre en compte la spéciation des métaux, la taille des particules et le phénomène d'élimination des poussières par ingestion dans les calculs d'exposition. Tout compte fait l'analyse réalisée a permis d'énoncer les grandes lignes d'un protocole de caractérisation toxicologique des contaminants ainsi que d'établir le cadre dans lequel on pourrait utiliser la notion de bioaccessibilité relative. Finalement, il apparaît qu'en l'état actuel des connaissances scientifiques et techniques la méthodologie utilisée n'est pas désuète, mais elle pourrait être grandement améliorée en étant modifiée afin d'être spécifique aux projets évalués. La démarche proposée, si elle est appliquée, réduirait en partie les imprécisions inhérentes à la méthodologie d'étude des risques toxicologiques actuelle, mais elle alourdirait cette tâche et augmenterait le coût des études préliminaires à la réalisation d'un projet.

REMERCIEMENTS

Je remercie premièrement le Pr Gérald J. Zagury de l'École Polytechnique de Montréal de m'avoir orienté lors du choix de mon sujet de recherche et pour avoir accepté d'être mon directeur d'essai.

Je remercie également le personnel du CUFÉ, et tout spécifiquement Mme Dianne Couture et Mme Judith Vien de m'avoir soutenu techniquement et administrativement malgré les difficultés rencontrées.

Finalement, cet essai a été comme tous les travaux réalisés pour le centre universitaire de formation en environnement (CUFÉ) de l'université de Sherbrooke; un travail d'équipe. Je remercie donc tout mes coéquipiers (famille, amies et collègues de travail), que cela soit à l'est ou à l'ouest de l'atlantique, pour m'avoir écouté, orienté, corrigé et épaulé durant toute la durée nécessaire à l'élaboration de cet essai.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 MISE EN CONTEXTE ET MÉTHODOLOGIE	4
1.1 Cycle de vie d'une mine	4
1.2 Présentation de la technique d'exploitation d'une mine à ciel ouvert	5
1.2.1 Principe d'une mine à ciel ouvert.....	6
1.2.2 Les étapes d'exploitation d'une mine à ciel ouvert	7
1.2.3 Les impacts potentiels d'une mine à ciel ouvert	9
1.3 Description du cadre réglementaire et de la procédure d'étude d'impact au Québec.	12
1.3.1 La Loi sur les mines	12
1.3.2 La Loi sur la Qualité de l'environnement.....	12
1.3.3 La procédure d'étude d'impact sur l'environnement.....	13
1.4 Définition des notions usuelles de toxicologies	14
1.4.1 Évaluation du risque et analyse de risque.....	14
1.4.2 Exposition, Biodisponibilité et bioaccessibilité	15
1.4.3 Méthodes in vitro et méthodes in vivo	15
1.4.4 Population infantile	16
1.5 Description de la méthodologie	17
2 ÉTUDE DES ÉMISSIONS DE POUSSIÈRES DIFFUSES PAR UNE MINE À CIEL OUVERT	18
2.1 Étude granulométrique	18
2.2 Sources des émissions.....	19
2.2.1 Phénomènes naturels.....	20
2.2.2 Activités minières	21
2.3 Paramètres utilisés pour la caractérisation des poussières	23
2.3.1 Paramètres quantitatifs	23
2.3.2 Paramètres qualitatifs.....	24
2.4 Données disponibles	26
2.4.1 Données du ministère des Ressources naturelles et de la faune.....	26
2.4.2 Données de l'inventaire national des rejets polluants.....	27

2.4.3	Données du MDDEP.....	29
2.4.4	Autres sources d'informations.....	31
2.5	Données retenues pour l'analyse.....	32
2.5.1	Concentrations de particules dans l'air ambiant.....	32
2.5.2	Taux de déposition.....	33
2.5.3	Pourcentage de métaux dans les TPS, PM10 et PM2.5.....	33
3	LA MÉTHODOLOGIE D'ÉTUDE DE RISQUES TOXICOLOGIQUES ET CAS ÉTUDIÉ.....	35
3.1	Les principes directeurs de l'évaluation du risque toxicologique au Québec.....	35
3.2	Les lignes directrices de l'évaluation du risque au Québec.....	36
3.2.1	L'identification du danger.....	37
3.2.2	La caractérisation toxicologique.....	37
3.2.3	L'estimation de l'exposition.....	38
3.2.4	L'estimation du risque.....	39
3.3	Paramètres spécifiques au cas étudié.....	40
3.3.1	Identification du danger.....	40
3.3.2	La caractérisation toxicologique.....	41
3.3.3	Définition du scénario d'exposition.....	42
3.4	Les limites de la méthodologie d'évaluation des risques.....	44
3.4.1	Évaluation de l'exposition.....	44
3.4.2	Définition des VTR.....	45
3.4.3	Interprétation des résultats.....	45
4	DISPONIBILITÉ DES MÉTAUX ISSUS DE PARTICULES INHALÉES ET INGÉRÉES.....	46
4.1	L'évaluation de l'exposition à un contaminant particulaire.....	46
4.1.1	Pénétration dans l'appareil respiratoire.....	46
4.1.2	Dépôt dans l'appareil respiratoire.....	48
4.1.3	Pénétration dans l'appareil digestif.....	50
4.1.4	Évaluation de la quantité de particules inhalées transitant par l'appareil gastro-intestinal.....	51
4.2	Bioaccessibilité des métaux dans l'appareil gastro-intestinal.....	52
4.2.1	Méthodes in vitro d'évaluation de la bioaccessibilité des métaux.....	52
4.2.2	Variables influençant la bioaccessibilité gastro-intestinale des métaux.....	54

4.2.3 Utilisation de la notion de bioaccessibilité dans la méthodologie d'étude de risque	57
5 UNE NOUVELLE APPROCHE POUR LES ETUDES DE RISQUES TOXICOLOGIQUES DANS LE CADRE DE PROJET MINIER A CIEL OUVERT ?	58
5.1 L'évaluation de l'exposition	58
5.1.1 Évaluation de l'exposition respiratoire et du taux de déposition pulmonaire.....	58
5.1.2 Évaluation de l'exposition gastro-intestinale et ingestion de particules	61
5.2 Proposition de modification de la démarche d'évaluation des risques toxicologiques.	64
5.2.1 La caractérisation toxicologique d'un projet	64
5.2.2 Intégration de la notion de bioaccessibilité relative dans l'évaluation des risques toxicologiques	66
5.2.3 Les besoins en recherche	67
CONCLUSION.....	70
RÉFÉRENCES.....	72
ANNEXE 1 DEMANDE D'ACCÈS À L'INFORMATION DU 25 JANVIER 2011	77
ANNEXE 2 CALCUL DES CONCENTRATIONS DES MÉTAUX DANS LE SOL	80
ANNEXE 3 PRÉSENTATION DE DIFFÉRENTES MÉTHODOLOGIES D'ÉVALUATION DE LA BIOACCESSIBILITÉ GASTRO-INTESTINALE DES MÉTAUX ISSUS D'UN SOL.....	83
ANNEXE 4 PARAMÈTRES PHYSIQUES ET CHIMIQUES INFLUENÇANT LA BIODISPONIBILITÉ DES MÉTAUX	86

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 : Déroulement d'une opération minière	5
Figure 1.2 : Composantes d'une mine à ciel ouvert	7
Figure 1.3 : Principales étapes d'exploitation d'une mine à ciel ouvert.....	9
Figure 1.4 : Lien entre les impacts sur la qualité de l'air et ceux sur le milieu social	11
Figure 2.1 : Exemple de caractérisation granulométrique d'un échantillon de poussière	19
Figure 2.2 : Représentation du phénomène d'érosion éolienne.....	20
Figure 2.3 : mécanisme naturel conduisant à l'apparition de vent ascendant.....	21
Figure 2.4 : Exemple de zone de transfert entraînant l'émission de poussières	22
Figure 2.5 : Importance relative des différentes sources d'émissions de poussières diffuses lors de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert	23
Figure 2.6 : Exemple d'analyse géochimique de poussière	25
Figure 3.1 : Cadre historique de la méthodologie de l'évaluation quantitative des risques sanitaires	35
Figure 4.1 : Détail de l'appareil respiratoire chez un humain adulte.....	47
Figure 4.2 : Fractions particulières conventionnelles définies par la norme ISO 7708	47
Figure 4.3 : Taux de déposition dans l'appareil respiratoire en fonction du Da des particules pour 15 respirations/min et pour un volume courant de 1450 ml	49
Figure 4.4 : Schéma de l'appareil digestif humain	51
Figure 4.5 : Méthode unifiée de mesure de la Bioaccessibilité proposée par le groupe de recherche BARGE	54
Figure 4.6 : Schéma de la biodisponibilité du plomb en fonction de paramètres physiques, chimiques et environnementaux	55
Figure 4.7 : Schéma de la biodisponibilité du plomb et de l'arsenic en fonction de paramètres physiques, chimiques et environnementaux	55

Tableau 2.1 : Distance parcourue par une particule en fonction de son D_a et de la vitesse du vent	19
Tableau 2.2 : Classes des substances minérales	25
Tableau 2.3 : Mines à ciel ouvert en exploitation au Québec entre 2009 et 2011	27
Tableau 2.4 : Données disponibles à l'INRP pour trois mines à ciel ouvert au Québec entre 2006 et 2010	29
Tableau 2.5 : Taux de déposition 2010 des poussières au niveau des stations P1 à P6 de la mine Raglan	30
Tableau 2.6 : Concentration de particules dans l'air en fonction du D_a	33
Tableau 2.7 : Concentrations de métaux dans l'air ambiant et taux de déposition retenus	34
Tableau 3.1 : Valeurs toxiques de références pour seize métaux	42
Tableau 3.2 : Évaluation des concentrations de métaux dans l'environnement	44
Tableau 4.1 : Évaluation de la biodisponibilité relative du plomb en fonction de la spéciation minéralogique	56
Tableau 4.2 : Évaluation de la biodisponibilité relative de l'arsenic en fonction de la spéciation minéralogique	56
Tableau 5.1 : Exposition pulmonaire d'une population infantile aux poussières en fonction de la fraction particulaire	59
Tableau 5.2 : Comparaison des VTR de métaux aux valeurs d'expositions par inhalation...	60
Tableau 5.3 : Évaluation de la quantité de particules ingérées après inhalation pour une population infantile	61
Tableau 5.4 : Comparaison des valeurs d'expositions aux métaux par ingestion par rapport aux VTR	63

LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES

BAPE: le bureau des audiences publiques

Da: diamètre aérodynamique

INRP: inventaire national des rejets polluants

MDDEP: ministère du Développement durable de l'environnement et des parcs

MSSS: ministère de la Santé et des services sociaux

MRNF: ministère des Ressources naturelles et de la faune

PTS: Particules totales en suspension

RAA: Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

VTR: valeur toxicologique de référence

INTRODUCTION

En mai 2011, on dénombrait au Québec onze projets miniers en cours d'étude (Dutrisac, 2011). Durant cette même année, l'annonce du Plan Nord (Plan Nord, 2011) par le premier ministre alors en place, combinée à l'augmentation du cours boursier des matières premières (Moneyweek, 2011) a entraîné une accélération notable des investissements dans ce domaine. On note par ailleurs que de plus en plus de projets sont des mines exploitées à ciel ouvert (six projets potentiels dans la seule région d'Abitibi en mars 2010) (Coalition pour que le Québec ait meilleure MINE, 2010).

Dernièrement, ce type de mine a fait la une de l'actualité avec la réalisation du controversé projet aurifère Osisko à Malartic (plus grosse mine d'or à ciel ouvert au Canada; inaugurée en mai 2011) (Fontaine, 2011). En effet, lors de la consultation menée par le bureau des audiences publiques (BAPE) de nombreuses craintes de la population ont été mises en avant, tant sur des sujets économiques, sociaux qu'environnementaux. Un des impacts soulevés durant ce processus était l'augmentation des concentrations de poussières dans l'air ambiant qu'entraînerait une telle activité (Genivar, 2008). Pour répondre à ces craintes, une étude portant sur « l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux » a été réalisée (Fouchécourt, 2008) en utilisant les lignes directrices émises en 2002 par le ministère de la Santé et des services sociaux (MSSS). Or des intervenants ont alors mis en doute les conclusions de ce rapport (Coalition pour que le Québec ait meilleure MINE, s.d.).

L'objectif général de l'essai proposé est donc d'évaluer l'adéquation de la méthodologie utilisée pour une telle étude avec les connaissances scientifiques actuelles et les spécificités des poussières émises par les mines à ciel ouvert. L'analyse réalisée se base plus spécifiquement sur l'évaluation de l'exposition d'une population infantile aux métaux, afin d'étudier un des cas qui pourrait être le plus critique.

Un des premiers buts de cet essai est de faire une revue exhaustive des informations disponibles à propos des émissions de poussières engendrées par l'exploitation des mines à ciel ouvert au Québec. Une autre cible de ce rapport est de détailler puis de comparer les différents modes d'exposition à ces émissions. Finalement, le dernier sous objectifs du travail proposé est d'évaluer la pertinence de l'utilisation de méthodes in vitro d'évaluation

de la bioaccessibilité des métaux au sein de la méthodologie d'évaluation des risques toxicologiques.

Pour procéder à l'analyse critique de la méthodologie d'évaluation des risques toxicologiques, il a été décidé dans un premier temps de chercher à définir qualitativement et quantitativement les émissions de poussières engendrées par l'exploitation d'une mine à ciel ouvert. Dans un second temps, la méthodologie proposée consiste à élaborer le scénario d'exposition le plus probable. L'enjeu est alors d'aboutir à l'énonciation d'hypothèses de travailles réalistes et spécifiques.

Par la suite la démarche adoptée décrit précisément les processus physiques, biologiques et chimiques engagés lors de l'exposition aux poussières en fonction des hypothèses précédemment émises. Ce travail est réalisé en s'appuyant sur une revue de la littérature scientifique traitant des risques toxicologiques entraînés par l'inhalation de particules et par l'exposition aux métaux. L'enjeu étant alors de faire un lien entre les résultats des études consultés, les spécifiés du cas étudié et la méthodologie d'études des risques toxicologiques pour proposer des pistes d'amélioration. Au final la procédure retenue permet d'évaluer l'effet qu'auraient les hypothèses retenues sur l'évaluation de l'exposition d'une population infantile aux métaux issus de poussières émises par une mine à ciel ouvert.

Considérant les exigences du travail d'analyse proposé, les sources d'informations consultées sont très spécialisées et le principal critère de sélections des publications utilisées est la réputation internationale de l'auteur (ou de l'organisme), ou au cas échéant son degré d'autorité au niveau local. Pour les informations concernant les émissions des mines à ciel ouvert, les principales publications consultées émanent du gouvernement du Québec et du Canada. Les rapports provenant d'instances gouvernementales de pays étranger reconnues pour leur expertise dans le milieu minier et dans le secteur de l'environnement (principalement les États-Unis, l'Australie et l'Union européenne) ont également été pris en comptes. Finalement, les informations provenant d'associations professionnelles ont pu être retenues après avoir évalué le degré de compétence des signataires des documents consultés. Pour les informations sur la toxicologie des métaux et sur les modes d'exposition, les principales sources d'information consultées sont les organisations internationales faisant autorité dans ce domaine, l'emphase a alors été mise

sur la datation des informations proposées étant donné la faible fréquence de publication de ces organismes. Pour finir, la littérature scientifique a bien évidemment été consultée et utilisée en essayant au maximum de recouper les informations publiées et d'identifier les auteurs faisant autorité.

Somme toute, le plan de travail adopté afin d'atteindre l'objectif et les sous objectifs fixés consiste, dans un premier chapitre, à établir le contexte de l'étude en décrivant les activités reliées à l'exploitation d'une mine à ciel ouvert, en énonçant le cadre réglementaire dans lequel s'inscrit cette industrie et en définissant les notions toxicologiques utilisées dans la suite de l'étude. Le second chapitre identifie et décrit les différentes sources d'émissions de particules dans une mine à ciel ouvert afin de définir les hypothèses de travail utilisées. Le troisième chapitre aborde principalement la méthodologie d'évaluation des risques toxicologiques en vigueur au Québec et cherche à identifier les principaux points faibles de cette démarche en définissant le scénario d'exposition le plus probable pour le cas étudié. Le quatrième chapitre quant à lui s'attarde plus sur la description et l'analyse des phénomènes qui conduisent à l'absorption des métaux par l'organisme en faisant un lien avec les récentes études scientifiques dans ce domaine. Par la suite, à partir de l'ensemble des hypothèses émises, le chapitre cinq propose d'évaluer l'impact qu'aurait la prise en compte de scénarios alternatifs lors du calcul de l'exposition. Il permet également de développer un certain nombre d'éléments à envisager pour modifier la méthode d'évaluation des risques toxicologique actuellement en vigueur. Finalement, la conclusion revient sur la qualité des informations utilisées et sur les hypothèses émises avant de statuer sur la pertinence des études de risques toxicologiques telles qu'elles sont présentement réalisées au Québec. Ce choix méthodologie implique que les ressources bibliographiques utilisées soient présentées au fur et à mesure de l'essai, et non compilées dans un seul chapitre préalable à l'utilisation des données.

1 MISE EN CONTEXTE ET MÉTHODOLOGIE

L'activité minière consiste à valoriser des ressources minérales naturelles dans un sol donné, ce qui est par définition une activité non durable (l'exploitation est soumise aux limites quantitatives d'un gisement non renouvelable à l'échelle d'une vie humaine). Il est donc possible de décrire le cycle de vie type d'une mine (généralement étalé sur plusieurs décennies) et de le découper en quatre phases distinctes (Environmental Law Alliance Worldwide, 2010) avec un début et une fin bien définis (Figure 1.1).

1.1 Cycle de vie d'une mine

La prospection (*ib*) : également appelée exploration, cette phase du cycle de vie est celle qui permet de localiser et quantifier un gisement minéral (profondeur, étalement, type de matrice, concentration du minerai, etc.) à l'aide de cartes géologiques existantes et de rapports de sondages réalisés spécifiquement pour le projet (le nombre et la profondeur variant en fonction de chaque situation). Après cette étude du sol et du sous-sol, différentes études de pré-faisabilité puis de faisabilité (technique, financière, sociale, environnementale, etc.) sont réalisées afin de décider de la suite des opérations (abandon, revente ou exploitation du gisement).

Le développement (*ib*) : si la phase de prospection en est arrivée à la conclusion que le gisement minéral caractérisé était exploitable en prenant en compte des différentes contraintes applicables, il faut alors planifier le développement de la mine. Cela passe par la conception et la réalisation de l'ensemble des infrastructures nécessaires à l'exploitation du minerai (routes, chemins de fer, lignes électriques, etc.). L'importance de cette phase dépend de la situation géographique du gisement (notamment de son isolement), de son importance et des stratégies d'exploitation retenues (méthode d'extraction, lieu de la transformation du minerai, etc.).

L'exploitation (*ib*) : c'est à cette phase que le minerai est tiré du sol à l'aide de machineries lourdes et d'explosifs puis enrichi (ou concentré) dans une usine généralement localisée à proximité du lieu d'extraction. C'est à la suite de la prospection que la méthode d'exploitation utilisée est définie. En effet, dans la très grande majorité des cas, la partie du sol convoitée (appelée minerai dans cet essai) est située sous une couche de terrain économiquement inintéressante. Cette partie non exploitée du sol est composée du mort

terrain (la partie organique en surface) et de la roche stérile (la partie minérale, généralement appelée stérile). La méthode est alors retenue pour déplacer ou contourner la roche stérile. Cet essai s'intéresse uniquement à cette phase et plus précisément à la méthode d'exploitation dite à ciel ouvert (voir 1.2).

La réhabilitation et la fermeture (*ib*) : un gisement minéral étant non renouvelable, une mine est conçue au départ pour une durée de vie estimée. Lorsque son exploitation devient non rentable, la fin des activités minières est décrétée. Suite à cela le site minier développé au fil du temps doit alors être restauré en fonction des lois en vigueur puis fermé; l'objectif ultime étant de rendre le site minier le plus proche possible de son état originel. Les différentes méthodes envisageables et les mécanismes financiers à développer pour réaliser au mieux cette phase sont des sujets complexes qui ne seront pas développés dans ce rapport.

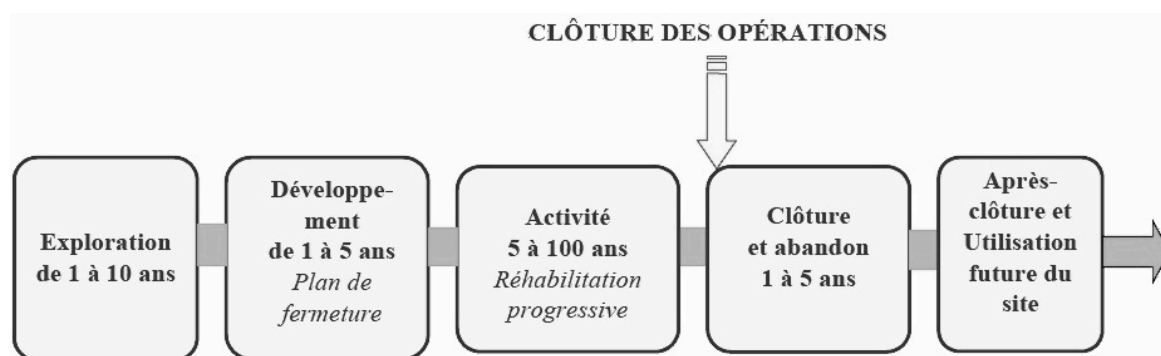


Figure 1.1 : Déroulement d'une opération minière (tiré de Artignan, 2003)

1.2 Présentation de la technique d'exploitation d'une mine à ciel ouvert

Des quatre phases détaillées au-dessus, la phase d'exploitation est celle qui a les impacts environnementaux potentiels les plus importants. Ceux-ci dépendent bien entendu de la situation géographique de la mine, de l'importance du gisement et surtout de la méthode utilisée pour l'exploiter. En considérant uniquement les grandes lignes de ces méthodes, il est possible de les regrouper en deux grands groupes.

La plus connue de ces méthodes est l'exploitation souterraine. Historiquement très répandue, cette méthode a été développée dans toutes les régions du monde pour tous les types de minerais et à des échelles extrêmement variées. Elle consiste à extraire un

minimum de mort terrain et stérile en réalisant des puits et des galeries à travers celui-ci pour accéder au filon de minerai puis à l'extraire jusqu'à la surface. Ainsi il est possible de réaliser la plus grande partie des opérations dans un milieu confiné qui limite les impacts sur l'environnement, mais qui augmente les risques pour la sécurité des travailleurs.

Pour les gisements localisés moins profondément, la méthode utilisée est l'exploitation à ciel ouvert. Avec l'évolution des technologies d'extraction et les coûts d'achats des métaux, les gisements exploités avec cette méthode sont en constante augmentation (Commission européenne, 2009). Les trois sections suivantes détaillent cette méthode qui est au centre du présent rapport.

1.2.1 Principe d'une mine à ciel ouvert

Le principe d'exploitation d'une mine à ciel ouvert est simple. Afin d'atteindre la strate du sol souhaité, le mort terrain se trouvant entre la surface et le précieux minerai, il est extrait à l'aide de machineries lourdes par couches successives (gradins). Elles entraînent la formation d'une fosse et permettent alors à l'exploitant d'accéder directement à la ressource convoitée. Cette méthode est particulièrement intéressante quand le gisement étalé verticalement rend inadéquates les autres méthodes. (Sené *et al.*, 2004)

Dans les faits, en plus de supprimer totalement les habitats présents en surface, le principal désavantage de cette méthode est d'entraîner la manipulation de grandes quantités de sol (mort terrain et minerai). Le rapport entre la quantité de mort terrain à déplacer par rapport à la quantité de minerai récupérée, est appelé taux de découverte. Cette variable est primordiale lors du calcul de rentabilité d'une mine. Avec le prix des métaux en croissance (Fontaine, 2011), le taux de découverte acceptable est de plus en plus important. Cela amène alors une augmentation du nombre de projets de mine à ciel ouvert et une croissance de la taille de ces projets (Dutrisac, 2011).

La mine d'or inaugurée en mai 2011 dans la ville de Malartic en Abitibi au Québec (capacité calculée de 6,55 MOz d'or) témoigne de cette nouvelle dynamique. Effectivement, cette mine développée sur un ancien site minier souterrain (East Malartic) montre les tendances économiques et politiques actuelles qui ont permis de rendre à nouveau rentable l'exploitation de ce filon d'or nommé Canadian Malartic (le plus gros du Canada actuellement en exploitation), mais cette fois à ciel ouvert (taux de découverte de 1,16).

Cette mine récente développée par la Corporation minière Osisko est localisée au Québec et elle sera souvent utilisée en exemple dans cet essai. (Genivar, 2008)

1.2.2 Les étapes d'exploitation d'une mine à ciel ouvert

La production de minerai dans une mine à ciel ouvert prend place dans cinq principales composantes (Figure 1.2) et peut-être décomposée en cinq grandes étapes (Figure 1.3). (Environmental Law Alliance Worldwide, 2010)

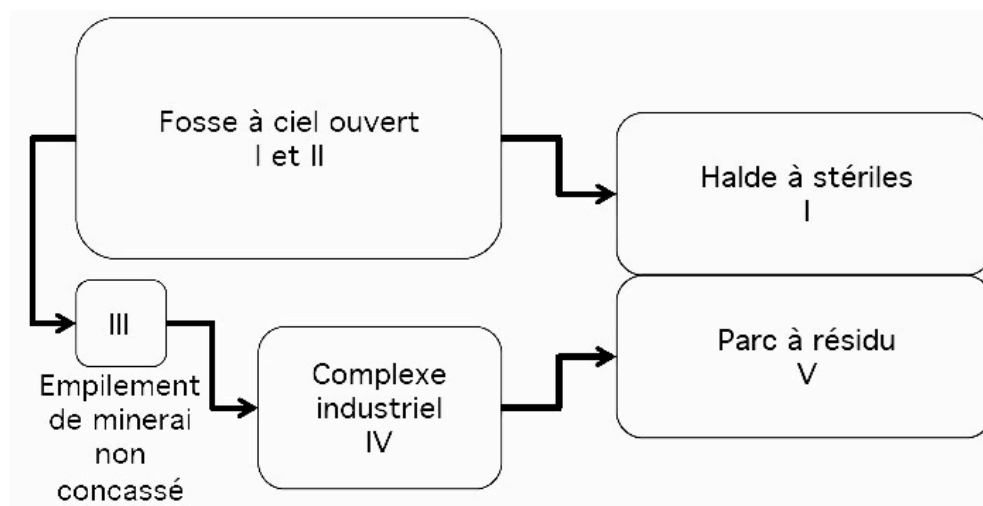


Figure 1.2 : Composantes d'une mine à ciel ouvert

I Évacuation du mort terrain et des stériles : cette étape préliminaire à l'accès au minerai se passe dans un premier temps au niveau de la fosse. Il faut tout d'abord procéder à l'excavation du mort terrain puis au forage et au sautage de la roche stérile à l'aide de foreuses et d'explosifs. Il est ensuite nécessaire de procéder à l'évacuation des sols et des roches à l'aide de chargeurs et de camions miniers (en général de très grande capacité). Ce transport s'effectue directement dans un espace d'entreposage approprié, appelé une halde (le mort terrain et le stérile ne sont pas mélangés lors du stockage) via des routes aménagées pour cela. (Corporate renaissance group, 2005).

II Extraction du minerai : une fois le mort terrain et les stériles évacués, il est possible d'accéder au minerai. Là encore il faut dans un premier temps procéder à l'extraction à l'aide de foreuses et d'explosifs et à l'excavation à l'aide de chargeurs et de camions miniers. Par la suite, le minerai est transporté par la route à destination d'une pile

temporaire avant de réaliser le traitement primaire (porte d'entrée du complexe industriel).
(*ib*)

III Traitement primaire : la matière extraite présente encore de faibles teneurs en minerai et nécessite donc d'être traitée. Afin de réaliser ce traitement, il est indispensable de concasser les blocs formés lors de l'extraction pour obtenir du minerai de taille utilisable dans les procédés de concentrations (ordre de 10^2 mm). Il faut donc transporter les blocs à l'aide de chargeurs dans un concasseur industriel (concasseur giratoire par exemple) pour former une pile principale. Puis, celle-ci est convoyée dans l'usine de traitement. Le prétraitement a lieu en général à proximité de la fosse et le transport jusqu'à l'usine de traitement varie en fonction de chaque situation (tapis roulants, camions, chemin de fer, etc.). (*ib*)

IV Concentration : l'étape de concentration consiste en une succession de traitements physicochimiques (broyeur, épaisseur, lixiviation, etc.) afin de concentrer l'élément visé (or, fer, cuivre, aluminium, etc.), de le purifier (en général les concentrations dans les minerais naturels sont inférieures à 1 % et le produit final est pur à plus de 70 %) et de le commercialiser. (*ib*)

V Évacuation des résidus : l'étape de purification produit un minerai purifié, mais également des résidus (de l'ordre de 99 % du minerai extrait) sous forme liquide ou pâteuse. Il faut donc procéder à l'évacuation de ces résidus parfois toxiques (éléments naturels non désirables, produits utilisés pour la purification, etc.). Leur destination est le parc à résidu.
(*ib*)

Pour servir les objectifs de cet essai, la suite du rapport s'attachera principalement aux étapes I, II, III et IV. En effet, il n'existe pas une méthode de purification standard, cette opération étant unique à chaque filon et à chaque situation. De plus, la purification est réalisée au cœur du complexe industriel dans des bâtiments clos, les émissions de poussières sont de ce fait facilement contrôlables et elles ne constituent donc pas un problème majeur. (*ib*)

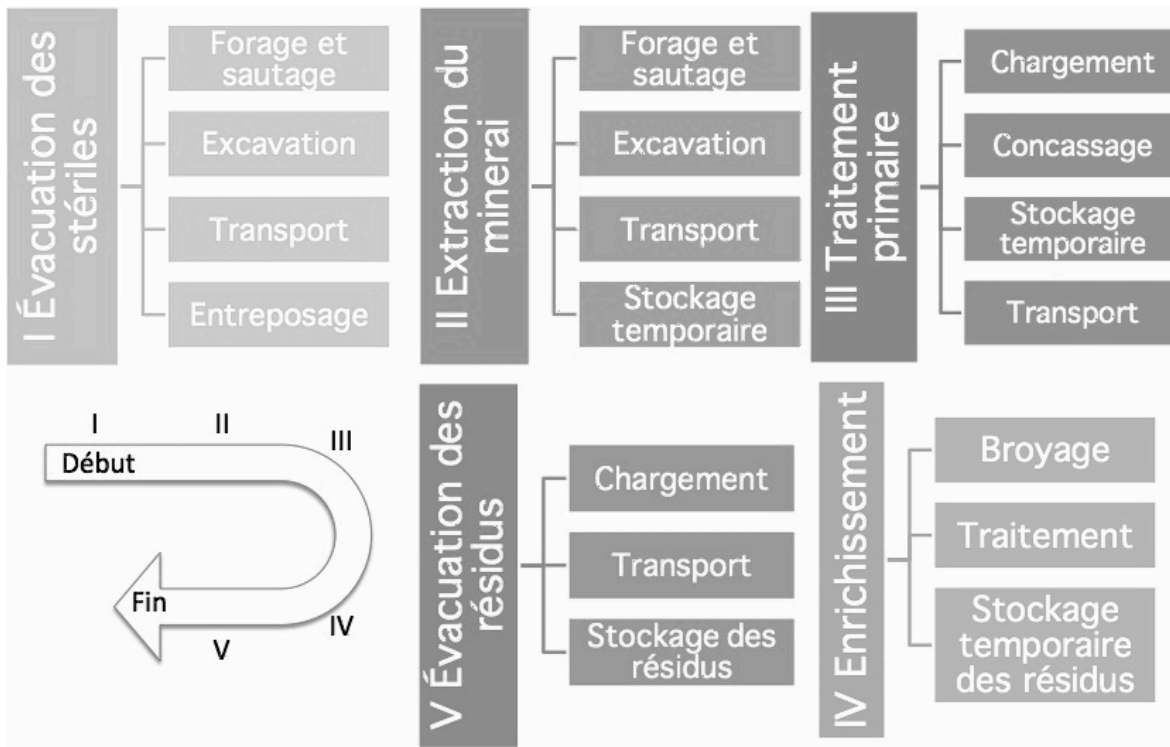


Figure 1.3 : Principales étapes d'exploitation d'une mine à ciel ouvert

1.2.3 Les impacts potentiels d'une mine à ciel ouvert

L'exploitation d'une mine à ciel ouvert a évidemment de nombreux impacts spécifiques qu'il est possible de séparer en fonction de l'environnement touché (Genivar, 2008) :

- physique (sol, eaux, air),
- biologique (végétation, mammifère, faune aquatique, etc.),
- humain (paysage, qualité de vie, économie, etc.).

Ces impacts sont caractérisés en fonction de quatre principaux paramètres :

- l'étendue (ponctuelle, locale, régionale, nationale, etc.),
- la durée (temporaire, discontinue, permanente, etc.),
- l'intensité de l'impact (degré de modification du milieu),
- la probabilité (faible, moyenne, importante).

Ils dépendent de l'importance de l'émetteur (la mine) et du récepteur (les trois environnements précédemment énoncés). Il est donc utopique de qualifier avec précision

les impacts d'une mine à ciel ouvert sans en étudier un cas particulier. Par contre, il est possible de citer les plus couramment rapportés lors de l'implantation d'une telle installation.

Le premier impact est celui sur la faune et la flore. La création d'une fosse à ciel ouvert d'un complexe industriel et de dépôts de minerai, de stériles et de résidus entraîne une perte importante de superficies terrestres et humides. La perte et le morcèlement des habitats disponibles pour la flore et la faune qui existent, entraînent à terme une diminution de leur diversité. Les milieux biologiques peuvent également souffrir d'une variation de leur environnement physique (Genivar, 2008).

Un autre impact probable est la modification de la quantité et de la qualité de l'eau disponible. Cet impact prend naissance au niveau de la fosse à ciel ouvert qui peut agir comme un piège hydraulique retenant ainsi les masses d'eau de surface ou des eaux souterraines. La modification de la topographie d'un terrain entraînée par l'exploitation d'une mine à ciel ouvert peut influencer localement la forme des bassins versants, mais aussi se répercuter sur la répartition des eaux de surface et des eaux souterraines. La qualité de l'eau peut quant à elle être modifiée par deux principaux mécanismes (Environmental Law Alliance Worldwide, 2010) :

- rejet de produits issus de l'étape de purification (au niveau du complexe industriel ou du parc à résidu),
- lessivage des surfaces exploitées (possible acidification des eaux et enrichissement en matières en suspension, sulfates et métaux lourds), aussi appelé drainage minier acide.

Un impact également très courant est la modification de la qualité des sols. Cela peut être dû au lessivage des métaux contenus dans les rejets miniers (empilement de minerai non concassé, halde à stérile, parc à résidu), à des déversements accidentels de produits toxiques (hydrocarbure, réactifs chimiques, etc.) ou encore à des dépôts de matières particulières causés par la circulation de véhicules et l'utilisation de diverses machineries (Commission européenne, 2009).

Aussi, l'exploitation d'une mine à ciel ouvert entraîne une augmentation de l'érosion issue de deux principales sources :

- utilisation de la machinerie et de la circulation,
- ruissellement des eaux entraîné par la suppression de la végétation.

L'exploitation d'une mine à ciel ouvert a également des impacts sur la qualité de l'air. Cela est dû par exemple à une augmentation des émissions de gaz à effet de serre entraînée par l'utilisation de machinerie et de véhicules à moteur thermique ainsi que par la diminution de la couverture végétale.

Cette dernière cause est également en partie responsable de l'augmentation des émissions de poussière. En effet, le fait de dénuder un terrain favorise l'érosion éolienne, phénomène qui peut-être très important étant donné les surfaces des terrains concernés. Le vent peut également transporter des poussières issues de la halde à stérile, du parc à résidu et de la pile temporaire de minerai (*ib*). En plus de l'action éolienne, il existe deux autres causes essentielles qui ont pour effet l'émission de poussière :

- les opérations sur le minerai ou les stériles (forage, dynamitage, concassage),
- le transport et la manipulation de minerai, de stériles et de résidus.

Finalement, ces impacts sur le milieu biologique et physique engendrent des effets très différents sur le milieu social en fonction de l'étendue considérée (maladie chronique, confort de vie, modification du tissu social, etc.). Ces liens sont mis en évidence dans la Figure 1.4 présentée ci-dessous.



Figure 1.4 : Lien entre les impacts sur la qualité de l'air et ceux sur le milieu social (tiré de Environmental Law Alliance Worldwide, 2010, p. 13)

Pour l'étude proposée, ce sont plus spécifiquement les impacts sur la santé humaine reliés aux émissions fugitives de poussières qui seront considérés.

1.3 Description du cadre réglementaire et de la procédure d'étude d'impact au Québec

Au Québec, historiquement l'industrie minière est régie par le principe dit du *free mining*, c'est à dire que la loi encourage le libre accès aux ressources minérales, ainsi cette activité a préséance sur toutes autres activités pour l'utilisation d'un territoire. La première véritable législation encadrant cette activité est apparue au Québec en 1880 (l'Acte général des mines du Québec), puis elle a évolué au fur et à mesure pour aboutir à l'actuelle loi sur les mines. (Handaly, 2010)

1.3.1 La Loi sur les mines

La *Loi sur les mines* (L.R.Q., c. M-13.1) a pour but de :

« Favoriser la prospection, la recherche, l'exploration et l'exploitation des substances minérales et des réservoirs souterrains et ce, en tenant compte des autres possibilités d'utilisation du territoire. » (Art. 17, loi sur les mines).

Pour cela, la loi a pour substance d'encadrer les conditions d'accès aux différents droits miniers (claim, bail minier, permis de recherche, etc.) (Art. 8, loi sur les mines) et elle fixe notamment les garanties nécessaires en ce qui concerne la restauration des sites miniers. Cette loi parle principalement de démarches administratives, mais pour la partie plus technique (norme de rejets entre autres) il faut se référer à la *Loi sur la Qualité de l'environnement* (LQE) (L.R.Q., c. Q-2).

1.3.2 La Loi sur la Qualité de l'environnement

Dans la LQE il est stipulé qu'au Québec :

« Nulle ne peut [...] entreprendre l'exploitation d'une industrie quelconque, l'exercice d'une activité ou l'utilisation d'un procédé industriel ni augmenter la production d'un bien ou d'un service s'il est susceptible d'en résulter une émission, un dépôt, un dégagement ou un rejet de contaminant dans l'environnement ou une modification de la qualité de l'environnement, à moins d'obtenir préalablement du ministre un certificat d'autorisation. » (Art. 22, LQE).

L'alinéa p de l'article 2 du *Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., c. Q-2, r.3), précise même qu'une mine métallifère ou d'amiante dont la capacité de production est de 7 000 tonnes métriques ou plus par jour, ou toute autre mine dont la capacité de production est de 500 tonnes métriques ou plus par jour,

doit suivre préalablement à la demande d'un certificat d'autorisation, la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement prévue dans la section IV.1 de la LQE. Cette procédure est réservée aux projets dits majeurs, à cause de leurs impacts potentiellement importants sur l'environnement.

La LQE permet également au ministre de fixer des limites de rejets pour certains éléments à l'aide de règlements (Art.20, LQE) ce qui a notamment été fait pour les polluants atmosphériques via le *Règlement sur la qualité de l'atmosphère* (L.R.Q., c. Q-2, r.38). Ce règlement énonce entre autres des normes de qualité pour les particules en suspension et les retombées de poussière sans oublier d'aborder le problème des émissions diffuses (Section VII).

1.3.3 La procédure d'étude d'impact sur l'environnement

Si la phase d'exploration s'est avérée positive, l'initiateur d'un projet minier doit aviser le ministre de l'environnement de sa volonté d'aller en avant. Le ministre indique alors la portée et l'étendue de l'étude d'impact sur l'environnement qui doit être préparée via une directive (Art. 31.2, LQE). Le ministre peut également, à tout moment, demander à l'initiateur du projet de fournir les renseignements supplémentaires qu'il estime nécessaires afin d'évaluer complètement les conséquences sur l'environnement du projet proposé (Art. 31.4, LQE). C'est via ces deux articles que le ministre peut imposer la réalisation d'une étude toxicologique sur les éléments jugés importants lors du traitement des informations préliminaires. C'est d'ailleurs pour cela que le MSSS a fait rédiger par des experts de l'institut national de la santé publique du Québec un document énonçant les lignes directrices de réalisation d'études toxicologiques (Santé et services sociaux Québec, 2002a).

Au cours de la procédure d'étude d'impact, une personne, un groupe ou une municipalité peut demander la tenue d'une audience publique à propos du projet en cause. Si la demande est jugée non frivole par le ministre, le BAPE est prié de tenir une audience publique et de lui faire un rapport de ses constatations ainsi que de l'analyse qu'il en a faite (Art. 31.3, LQE).

Par la suite lorsque l'étude d'impact est jugée satisfaisante par le ministre, elle est soumise, avec la demande d'autorisation, au gouvernement. Ce dernier peut délivrer un

certificat d'autorisation pour la réalisation du projet (avec ou sans modification et aux conditions qu'il détermine) ou refuser de délivrer ce certificat d'autorisation (Art. 31.5, LQE). Pour évaluer un dossier, le ministère du Développement durable de l'environnement et des parcs (MDDEP) utilise comme ligne directrice la *Directive 019* (MDDEP, 2012) qui définit les balises environnementales retenues pour les différents types d'activités minières.

1.4 Définition des notions usuelles de toxicologies

Depuis 30 ans, l'étude du risque toxicologique est un sujet abondamment traité dans la littérature scientifique, mais au fil des publications le vocabulaire utilisé a évolué et s'est spécialisé. Il est donc important de faire une mise au point terminologique afin que la suite de cet essai soit homogène avec ce qu'il est en généralement accepté et utilisé au Québec dans les écrits francophones.

1.4.1 Évaluation du risque et analyse de risque

Pour le terme « risque toxicologique » la définition retenue est celle énoncée dans la publication de santé et services sociaux Québec qui relatent les principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique. Le risque toxicologique est alors défini par la :

« Probabilité que des effets néfastes sur la santé humaine se produisent à la suite d'une exposition à des agresseurs environnementaux d'origine chimique, physique ou biologique. » (Santé et services sociaux Québec, 2002b, p. 30).

D'autre part en ce qui concerne les expressions « étude d'évaluation des risques » et « analyse des risques », leur utilisation est parfois ambiguë, notamment au sein des institutions canadiennes et québécoises (*ib*). Pour ce rapport les définitions retenues sont :

Évaluation du risque toxicologique (*Risk assessment*) :

Procédé « qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou des agresseurs environnementaux d'origine chimique, physique, ou biologique produise un effet néfaste sur la santé humaine » (ib, p. 30)

Analyse du risque toxicologique (*Risk analysis*) (*ib*) : processus global regroupant l'évaluation du risque toxicologique, la gestion du risque et la communication du risque. Cet essai ne traite pas de la gestion et de la communication du risque, seule l'évaluation du risque est donc abordée.

1.4.2 Exposition, biodisponibilité et bioaccessibilité

Afin de procéder à une évaluation de risque toxicologique, il est capital de déterminer l'exposition possible. Cela consiste à :

« Estimer les doses auxquelles les personnes pourraient être exposées en tenant compte de la contamination dans les divers médias et des différentes voies d'entrée dans l'organisme ».

Cette évaluation fait appel à une estimation de la dose administrée, mais également à des notions telles que la bioaccessibilité ou la biodisponibilité.

La biodisponibilité correspond à la fraction du contaminant administré, absorbé par la circulation systémique (Caboche, 2009). On parle alors de biodisponibilité absolue (INERIS, 2005) :

$$\text{Biodisponibilité absolue (\%)} = \frac{\text{dose absorbée}}{\text{dose administrée}} \times 100$$

La bioaccessibilité est quant à elle définie par la fraction d'un contaminant extraite par les solutions digestives depuis une matrice solide administrée (sol, poussière, etc.). Cette fraction est alors potentiellement disponible pour l'absorption dans la circulation systémique, elle est donc toujours égale ou supérieure à la fraction biodisponible (Gravellier, 2007). Ainsi « *la bioaccessibilité contrôle de façon significative la biodisponibilité* » (INERIS, 2005), sa détermination est donc un enjeu essentiel pour l'estimation de l'exposition, mais aussi pour l'évaluation du risque.

1.4.3 Méthodes in vitro et méthodes in vivo

Pour l'évaluation de la biodisponibilité et de la bioaccessibilité, il existe deux grands types de méthodes de mesure, les méthodes in vivo et les méthodes in vitro.

Les méthodes in vivo utilisent l'expérimentation sur des êtres vivants. Des doses de contaminants sont alors administrées à des individus par différents moyens (voie orale, voie cutanée, voie respiratoire, etc.), puis la quantité biodisponible est évaluée à l'aide de différentes méthodes de suivis (analyses sanguines, analyses des fèces, analyses cellulaires). Les résultats sont fonction du modèle animal choisi (Gravellier, 2007) et l'extrapolation au modèle humain engendre certaines incertitudes. Mais, ces études sont longues et coûteuses, il est donc inenvisageable de « mettre en œuvre des mesures de

biodisponibilités de manière générique » pour chaque situation rencontrée (Caboche, 2009).

Les méthodes in vitro quant à elles consistent à modéliser en laboratoire les phénomènes physiologiques qui ont lieu après une exposition par voie respiratoire, digestive ou cutanée. Ce type de test a l'avantage d'être facilement reproductible, mais le résultat est fortement dépendant des paramètres physicochimiques retenus par la personne responsable de sa mise en œuvre. Malheureusement, il n'existe pas pour le moment de test in vitro standard pour la mesure de la bioaccessibilité suite à l'ingestion et l'inhalation de poussières (Caboche, 2009).

Ce rapport s'efforcera donc de compiler les différentes méthodes in vitro existantes et de les analyser en fonction de cas spécifiques étudiés, à savoir l'ingestion et l'inhalation de poussière diffuse issue de mines à ciel ouvert, par une population infantile.

1.4.4 Population infantile

La mesure de la bioaccessibilité et de l'exposition est fonction de l'environnement et de la population considérée. Pour atteindre l'objectif de ce mémoire, il a été choisi de se placer dans la situation la plus critique, or pour des raisons comportementales et physiologiques (syndrome pica, paroi gastro-intestinale plus perméable, etc.) la population la plus sensible à l'ingestion et à l'inhalation de poussière est constituée d'enfants de six ans et moins (Caboche, 2009).

Au Québec, les classes d'âge considérées lors d'une évaluation du risque toxicologique sont au nombre de cinq (Santé et services sociaux Québec, 2002a ; CCME, 2006) : 0 à 6 mois; 7 mois à 4 ans; 5 à 11 ans; 12 à 19 ans; 20 ans et plus. Il n'y a pas de classes d'âge qui couvrent intégralement la période zéro/six ans, mais trois différentes. Donc pour simplifier le travail d'analyse à réaliser seules les classes sept mois à quatre ans et cinq à onze ans seront étudiées. Ces deux classes d'âge sont particulièrement intéressantes, car la première est la période où l'ingestion de sol est la plus importante (raison comportementale) et la seconde est la période où le taux d'inhalation approche celui de chez l'adulte (raison physiologique). L'expression « population infantile » est donc utilisée par la suite afin de dénommer ces deux classes d'âge. Lorsqu'il est nécessaire de les différencier, la classe d'âge concerné sera explicitement nommée.

1.5 Description de la méthodologie

La méthodologie retenue consiste dans un premier temps à réaliser une compilation des données disponibles sur les émissions de poussière diffuses par les mines à ciel ouvert au Québec. Cela permet de procéder à une évaluation qualitative (diamètre aérodynamique, composition chimique, etc.) et quantitative des poussières émises en fonction des hypothèses énoncées. Le reste de l'analyse est ainsi effectué en considérant ces seules valeurs.

Le second volet de la méthodologie permet de faire une analyse détaillée de la méthode d'évaluation de risque toxicologique de Santé et services sociaux Québec. Les paramètres spécifiques du cas étudié sont alors mis en avant. C'est également dans cette partie que les différents seuils de toxicité disponibles dans la littérature sont présentés.

Dans le troisième volet de la méthodologie, les différentes voies d'expositions aux poussières sont décrites puis les méthodes in vitro utilisées pour mesurer la bioaccessibilité sont alors exposées. L'objectif est de définir les incertitudes de ces méthodes et de présenter les derniers développements scientifiques dans ce domaine.

Finalement, les impacts de l'évolution des méthodes de mesure de la bioaccessibilité sur le résultat d'une évaluation des risques sont estimés vis-à-vis du cas étudié. Pour ce faire, la méthodologie retenue consiste à réaliser une analyse comparative de l'impact des différents paramètres par le biais d'évaluations des risques simplifiés.

Pour pouvoir procéder ainsi, les références bibliographiques utilisées sont révélées tout le long de l'essai, juste avant que les informations qui en ont été extraites soient utilisés.

2 ÉTUDE DES ÉMISSIONS DE POUSSIÈRES DIFFUSES PAR UNE MINE À CIEL OUVERT

Le terme poussière désigne un ensemble de particules solides de tailles et de provenances diverses pouvant se maintenir un certain temps en suspension dans un gaz. Étant donné cette définition plutôt large, il est nécessaire dans un premier temps de faire une mise au point sur les caractéristiques de ce type d'ensemble particulaire.

2.1 Étude granulométrique

Une particule est conventionnellement considérée en suspension si sa vitesse limite de chute ne dépasse pas 0,25m/s dans l'air immobile à une température de 20°C et à une pression de 101 325 Pa (condition considérée comme normale de pression et de température dans cet essai). Cette vitesse correspond à celle atteinte par une sphère de 100 µm de diamètre et de masse volumique égale à l'eau (10^3 kg/m^3) (Bazin, 1988).

Pour décrire la taille des particules composant une poussière, le paramètre utilisé est le diamètre aérodynamique (Da) (Unicem, 2011). Cette grandeur représente :

« Le diamètre de la sphère de masse volumique 10^3 kg/m^3 dont la vitesse limite de chute en air calme est identique à celle de la particule dans les mêmes conditions de pression, température et humidité relative » (Bazin, 1988, p. 4).

On peut alors caractériser une poussière par l'étude granulométrique des particules la composant. Le résultat est donné sous forme d'un diagramme de distribution qui présente un pourcentage de particules en fonction du Da (Figure 2.1). Pour identifier les différentes fractions de particules, la notation PMx est utilisée. Cela représente les particules d'un Da inférieur à x µm (DETEC, 2011). On sépare ces fractions à l'aide de filtres constitués d'orifices ayant une efficacité de rétention de 50 % pour le Da considéré.

Dans le secteur minier, on parle de poussières fines (PM1), poussières moyennes (Da entre 1 et 40 µm) et poussières grossières (Da entre 40 et 80 µm) (Unicem, 2011). Dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air, on parle plutôt de particules fines pour PM2.5 et de particules grossières pour l'intervalle PM2.5 à PM10 (DETEC, 2011). Le choix de ces fractions est développé dans le chapitre quatre.

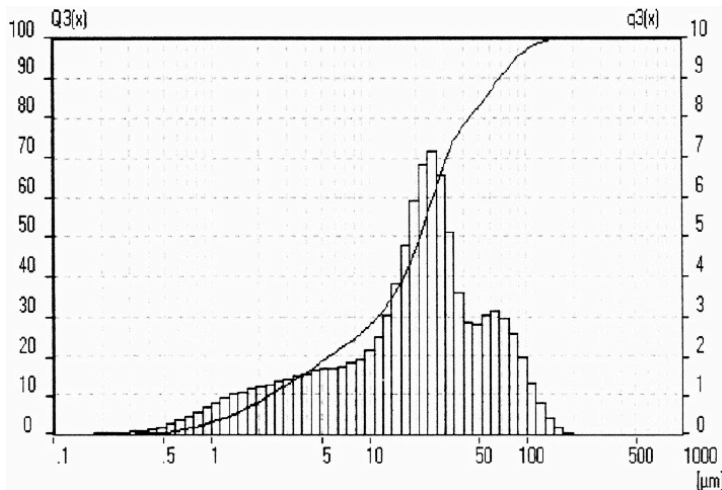


Figure 2.1 : Exemple de caractérisation granulométrique d'un échantillon de poussière (tiré de Renno, s. d., p. 4)

L'étude de la taille des particules permet dans un premier temps d'évaluer l'étendue de l'impact d'une émission de poussière. En effet, la poussière est constituée de particules solides de tailles et de masses variables et sous l'effet de la gravité, celles-ci ont tendance à retomber plus ou moins rapidement. Le tableau suivant (Tableau 2.1) présente les distances parcourues avant de retomber au sol pour des particules de différents Da. Pour cette évaluation, le point d'envol des particules est à 15m du sol et le flux d'air est considéré comme étant laminaire.

Tableau 2.1 : Distance parcourue par une particule en fonction de son Da et de la vitesse du vent (compilation d'après Unicem, 2011)

Taille des particules	100 µm	30 µm	10 µm	5 µm	1 µm
Vent à 10 km/h	0,15 km	0,6 km	14 km	42 km	140 km
Vent à 30 km/h	0,4 km	1,8 km	40 km	125 km	4165 km

2.2 Sources des émissions

Dans le chapitre 1, les différents impacts qui résultent de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert ont été exposés, celui sur la qualité de l'air a alors été mis en avant. Ce dernier est dû notamment à l'importance des émissions de poussière diffuse. Les sections suivantes présentent les différentes sources d'émission à l'origine de ce problème.

2.2.1 Phénomènes naturels

L'érosion éolienne est une des principales sources d'émission de poussière diffuse lors de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert. Les particules ayant un D_a supérieur à $100 \mu\text{m}$ (sable et gravier) sont que très légèrement influencées par ce phénomène (Figure 2.2). Les plus fines peuvent par contre être transportées sur des milliers de kilomètres à une altitude pouvant aller jusqu'à 10 km (Roose, 1994). Ce phénomène provoqué par le gradient vertical de la vitesse du vent se déclenche lorsque sa vitesse au sol est comprise entre 15 et 25 km/h (en fonction de la turbulence de l'air) (Descamps, 2004). La différence de vitesse entre le bas et le sommet d'une particule entraîne alors son aspiration vers le haut. Quand l'aspiration n'est plus assez importante, la particule est poussée par le vent et elle retombe naturellement sous l'effet de la gravité (Tableau 2.1) (Roose, 1994).

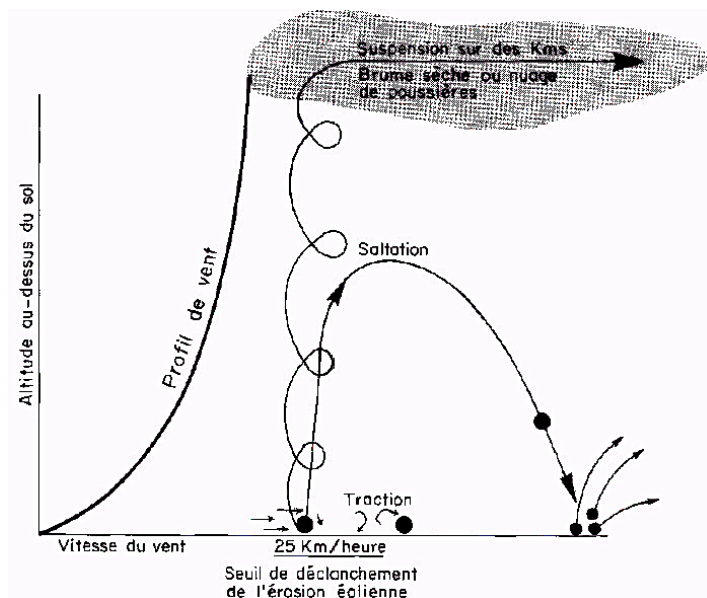


Figure 2.2 : Représentation du phénomène d'érosion éolienne (tiré de Roose, 1994)

Il existe un second phénomène météo qui favorise l'apparition et la diffusion de poussière diffuse au niveau de la fosse d'une mine à ciel ouvert : les ascendants thermiques (Figure 2.3). Sous l'effet du soleil, les roches en fond de puits minier sont capables d'emmagasiner une grande quantité d'énergie qu'elles libèrent sous forme de chaleur, formant ainsi un gradient thermique dans la fosse minière. Sous l'effet de celui-ci, un vent ascendant se

créé et entraîne l'apparition d'un nuage de poussière pouvant être transporté sur des centaines de kilomètres.

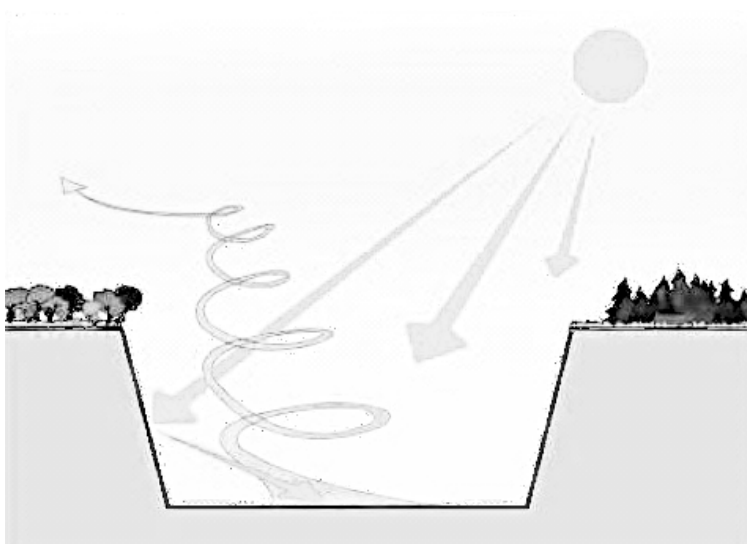


Figure 2.3 : mécanisme naturel conduisant à l'apparition de vent ascendant (tiré de Unissem, 2011)

2.2.2 Activités minières

Les activités minières sont émettrices de poussière diffuse à toutes les étapes de l'exploitation. Une des premières causes de ces émissions est la circulation d'engins miniers sur des chemins non pavés, ce phénomène se déroule autant lors du transport des stériles et des résidus que lors de l'extraction du minerai. Les camions utilisés pour le transport de matériaux sont des engins d'importantes capacités (de l'ordre de la centaine de tonnes) qui circulent en continu (24/24,7/7) sur des distances relativement longues étant donné l'ampleur prise par les mines à ciels ouverts (Genivar, 2008). Cette circulation incessante a deux impacts sur l'émission de poussière (Chartier et Lansiaart, 2004) :

- le frottement des roues sur le sol dénudé entraîne une fracturation des minéraux et donc l'apparition de particules,
- le passage des véhicules provoque des courants d'air permettant de remobiliser les particules dans l'air.

Une autre source importante d'émission diffuse de particules est l'ensemble des transferts de matériaux réalisés à chaque étape de l'exploitation (tapis convoyeurs, chargements de camions par pelle mécanique, déchargements par benne basculante). Cela entraîne une

chute des matériaux, les particules les plus fines entrent alors en interaction avec l'air ambiant et elles sont ainsi en partie remises en suspension (Ansart, 2007)

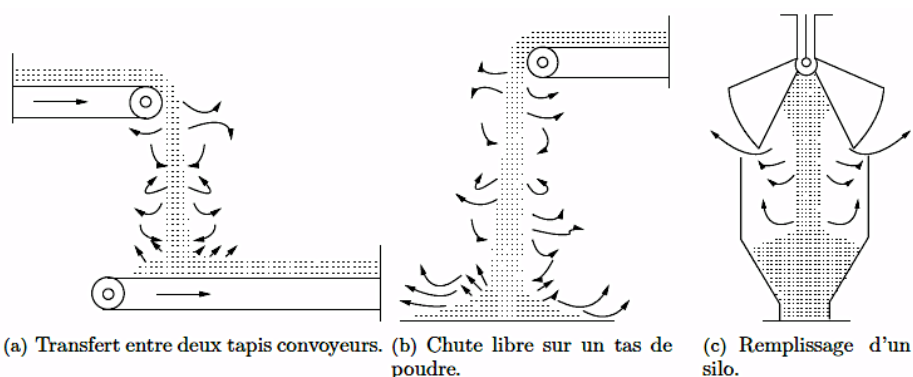


Figure 2.4 : Exemple de zone de transfert entraînant l'émission de poussières (tiré de Ansart, 2007)

La dernière source majeure d'apparition de poussière diffuse est l'ensemble des opérations engageant des contraintes mécaniques sur les matériaux extraits (forage, dynamitage, concassage, etc.). Ces opérations entraînent une friction importante des matériaux, favorisant alors l'apparition de particules.

L'ensemble de ces sources est très difficilement quantifiable et comparable. Leur importance relative dépend des propriétés physiques du gisement exploité (teneur en silt, humidité relative, etc.), des ressources techniques utilisées et des mesures de mitigations mises en place. Le graphique ci-dessous (Figure 2.5) issu d'une publication australienne est donc présenté à titre indicatif (Chartier et Lansart, 2004).

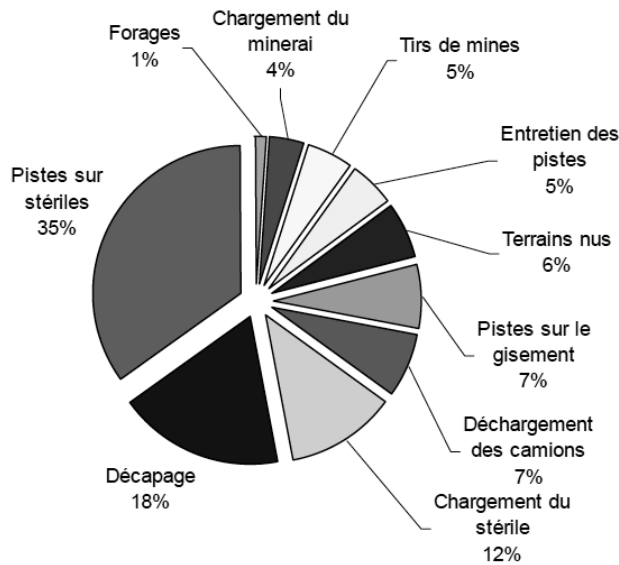


Figure 2.5 : Importance relative des différentes sources d'émissions de poussières diffuses lors de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert (tiré de Chartier et Lansiaart, 2004)

2.3 Paramètres utilisés pour la caractérisation des poussières

2.3.1 Paramètres quantitatifs

Pour l'évaluation quantitative de la poussière, trois paramètres peuvent être étudiés. La mesure la plus courante évalue la concentration de poussière dans l'air, elle s'exprime en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et elle est utilisée pour mesurer la quantité de poussière inhalée. Classiquement les fractions spécifiquement étudiées dans ce cas sont les particules totales en suspension (PTS assimilables aux PM100), les PM10 et les PM2,5 (particules fines) (Winberry, 1999).

La seconde mesure évalue la quantité de poussière retombée, elle s'exprime en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ (ou en $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$) et elle peut être utilisée pour mesurer la quantité totale de poussière disponible au sol. La troisième mesure disponible dans la littérature est la quantité totale de particules émise par une installation, elle s'exprime en T/an. Dans ce cas-ci les émissions peuvent être détaillées en fonction du type de poussière (PTS, PM10 et PM2.5).

Pour mesurer la concentration de PTS, la méthode retenue par l'US-EPA (l'agence de protection de l'environnement américaine) est le prélèvement sur filtre durant 24h avec un High-Volume Sampler (Hi-Vol). La masse des particules échantillonnées est déterminée en

faisant la différence entre les pesées du filtre réalisées avant et après le prélèvement. La concentration est alors calculée en fonction du volume d'air échantillonné (débit de mesure compris entre 1 et 2 m³/min). L'efficacité de cette méthodologie de mesure décroît avec l'augmentation du Da à partir de 20 µm (US-EPA, 1999). Ainsi il se peut que les grosses particules soient sous-estimées lors des mesures de PTS.

Pour mesurer la concentration de PM₁₀ on peut utiliser un Hi-Vol avec une tête d'échantillonnage adapté, mais l'US-EPA reconnaît également les valeurs issues de Low-volume sampler (débit de mesure de 16,67L/min) et d'appareils de mesure en continu de type jauge β (BAM pour Beta Attenuation Monitor) ou microbalance à résonance (TEOM pour Tapered Element Oscillating Microbalance). La mesure à évaluer dans tout les cas est la concentration moyenne 24h (US-EPA, 2011).

Pour mesurer la concentration de PM_{2,5}, la méthode recommandée par l'US-EPA est le prélèvement sur filtre durant 24h avec un low Volume Sampler. L'utilisation de BAM ou de TEOM est également acceptée. (*ib.*)

Pour mesurer la retombée de poussière, on utilise la méthode dite gravimétrique, le prélèvement est effectué à l'aide de jauges plastiques de 15,5 cm de diamètre remplies en partie d'un liquide volatil (méthanol ou chlorure d'ammonium). La poussière se dépose alors naturellement dans la jauge et elle est piégée par la solution. Par la suite, la phase liquide est récupérée dans un béccher puis évaporée en laboratoire, les particules solides restantes sont pesées pour pouvoir évaluer la retombée de poussière. (CEAEQ, 2010)

Pour mesurer les émissions annuelles de particules, on utilise des instruments statistiques et mathématiques basés sur des valeurs théoriques et sur des mesures de concentrations dans l'air quand elles sont disponibles. La quantité de particules émise par an et déclarée à l'INRP est donc une estimation qui doit être considérée comme telle. (Environnement Canada, 2012).

2.3.2 Paramètres qualitatifs

Pour la caractérisation qualitative de la poussière, il est possible de réaliser une ségrégation des particules émises en fonction de nombreux critères. L'étude granulométrique présentée précédemment (Figure 2.1) est un exemple d'étude qualitative, mais dans les faits, cette mesure est rarement effectuée, par contre il est plus fréquent de pouvoir

réaliser une étude comparative des concentrations de PTS, PM10 et PM2.5. Un autre exemple de caractérisation possible est la ségrégation des particules en fonction de leurs natures minéralogiques.

En effet, les minéraux sont classiquement séparés dans huit classes différentes en fonction de l'anion ou du groupe d'anion dominant. On distingue par la suite des sous-classes en fonction de critères chimiques ou structuraux (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Classes des substances minérales (tiré de Chartier et Lansart, 2004)

Classes	Eléments	
Sulfures et Sulfosels	Sulfures	Antimoniures
	Séleriures	Sulfosels
	Tellurures	Oxysulfures et
	Arséniures	Hydroxysulfures
Halogénures		
Oxydes et Hydroxydes	Oxydes	Hydroxydes
Carbonates, Nitrates, Borates et Iodates	Carbonates	Borates
	Nitrates	Iodates
Sulfates, Chromates, Molybdates et Tungstates	Sulfates	Molybdates
	Chromates	Tungstates
Phosphates, Arséniates et Vanadates	Phosphates	Vanadates
	Arséniates	
Silicates	Orthosilicates	Inosilicates
	Sorosilicates	Phyllosilicates
	Cyclosilicates	Tectosilicates
Composés organiques		

Il est alors possible d'envisager une approche par classe ou par sous-classe pour réaliser une étude de risques, en étudiant par exemple uniquement les silicates ou les composés organiques. Dans les faits, les paramètres les plus fréquemment étudiés sont les concentrations de métaux (Figure 2.6) et de silice dans les PTS.

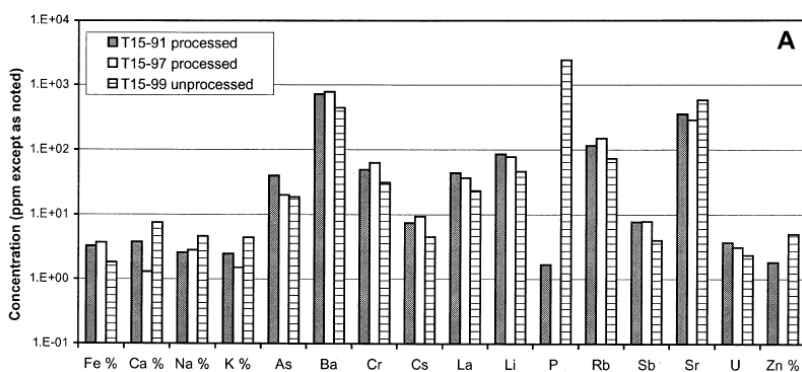


Figure 2.6 : Exemple d'analyse géochimique de poussière (tiré de Reheis *et al.*, 2002)

Pour ces mesures, les analyses sont effectuées en laboratoire avec des méthodes de travail normalisées correspondant aux paramètres étudiées (diffractométrie par rayon X pour la silice, ICP/MS pour les métaux). L'échantillon analysé est prélevé sur filtre avec un Hi-vol ou un Low-vol adapté à la fraction de poussière que l'on souhaite étudier (Institut national de recherche et de sécurité, 1998 et US-EPA, 1999).

2.4 Données disponibles

Pour la suite de cet essai, il a été choisi d'utiliser les données disponibles sur les émissions de poussière diffuse par les mines qui exploitent une fosse à ciel ouvert sur le territoire québécois pour la période 2006-2011.

Ce choix est motivé par le fait que les efforts effectués pour réduire les émissions de poussière sont en étroite relation avec les réglementations locales (le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère -RAA- au Québec). Il n'aurait donc pas été pertinent de consulter des données issues d'autres pays ou d'autres provinces. Ces efforts sont aussi liés à l'état des connaissances scientifiques et techniques du moment, il n'était donc pas souhaitable de recueillir des données trop anciennes.

2.4.1 Données du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

La première source d'informations consultée est le ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF). Depuis 2010, ce ministère publie chaque année un rapport sur les activités minières au Québec et il y inclut l'ensemble des informations disponibles sur l'exploitation minière (les versions précédentes considéraient uniquement l'exploration). Les rapports consultés ne présentent aucune information sur le suivi de la qualité de l'air, mais ils ont permis de statuer qu'entre 2009 et 2011, il y avait sept mines à ciel ouvert qui étaient en exploitation (Tableau 2.3) (MRNF 2010, 2011 et 2012) et trois projets qui en sont au stade de mise en valeur (étude en cours afin de rentrer en exploitation).

Tableau 2.3 : Mines à ciel ouvert en exploitation au Québec entre 2009 et 2011 (compilation d'après MRNF, 2010; MRNF, 2011 et MRNF, 2012)

Nom	Société	Région	Minerais exploités	Tonnage de minerai extrait			Année d'exploitation
				2009	2010	2011	
Lac Tio	QIT Fer et Titane Inc.	Côte nord	Fe, Ti	n.d.	n.d.	2,84 Mt	1950-20..
Mont Wright	Arcelor Mital Mines Canada	Côte nord	Fe	n.d.	n.d.	n.d.	1976-20..
Troilus	Corporation minière inmet	Chibougamau	Ag, Au, Cu	1691 Mt	Fermé	Fermé	1997-2009
Barry	Resources Métanor Inc.	Abitibi	Au, Ag	250 kt	200 kt	Fermé	2008-20..
Lac Bloom	Consolidated Thompson iron mine Ltd.	Côte nord	Fe	en projet	n.d.	16,6 Mt	2010-20..
Canadian Malartic	Corporation minière Osisko Inc.	Abitibi	Au, Ag	en projet	en projet	9 Mt	2011-20..
Fire Lake	Arcelor Mital Mines Canada	Côte nord	Fe	en projet	en projet	n.d.	2011-20..
DSO	new millenium Capital Corp.	Côte nord	Fer	Stade de mise en valeur			
Joanna	Mines Aurizon Itée	Abitibi	Or	Stade de mise en valeur			
KéMag	new millenium Capital Corp.	Nord du québec	Fer	Stade de mise en valeur			

Il faut signaler que la Mine Raglan est une exploitation mixte, trois gisements sont exploités avec une méthode souterraine et un gisement est exploité avec une méthode dite à ciel ouvert.

2.4.2 Données de l'inventaire national des rejets polluants

La seconde source d'informations consultée est l'inventaire national des rejets polluants (INRP). Dix-sept installations correspondent au code SCIAN 2122 (Extraction de minerai métallique) et sont répertoriées au Québec pour les années consultées. En utilisant les informations du Tableau 2.3, il a été possible de déterminer que quatre d'entre elles exploitent une fosse à ciel ouvert. Le Tableau 2.4 présente les données disponibles pour les mines de Troilus, du Mont Wright et du lac Tio; les valeurs pour la Mine de Raglan (la quatrième installation) ne sont pas présentées étant donné que la majorité du minerai exploité l'est par une technique souterraine. De manière générale, il faut relativiser les informations présentées qui sont issues d'une méthodologie de déclaration changeante en fonction des années et des installations. (Environnement Canada, 2012)

La colonne EF indique la quantité d'émissions fugitives et ne prend pas en compte les émissions dues aux routes, la colonne ER montre la quantité d'émissions provenant des routes et la colonne ET indique la quantité totale d'émissions déclarées par un industriel. Le rapport EF/ET permet de quantifier l'importance relative des émissions diffuses par

rapport aux émissions totales déclarées. Le rapport ER/ET permet quant à lui de quantifier l'importance des émissions dues aux pistes par rapport aux émissions totales.

La moyenne des rapports EF/ET est de 37 % et la moyenne des rapports ER/ET est de 56 % (étant donné que les valeurs EF ne sont pas disponibles pour l'exploitation du Lac Tio, il paraît raisonnable de ne pas prendre en compte cette mine dans ce calcul). Ainsi au Québec, pour les mines à ciel ouvert déclarant leurs émissions à l'INRP :

- la source principale des émissions de poussière est la circulation de véhicules sur des pistes non asphaltées,
- les émissions de poussière diffuse, sans prendre en compte les pistes, représentent plus d'un tiers des rejets totaux de particules.

Les rapports entre les différentes fractions de particules quantifiées ont également été mesurés (en utilisant l'ensemble des données présentés dans le Tableau 2.4). Le rapport moyen de PM10/PST est de 33 % et le rapport moyen de PM2,5/PST est de 8 %. On peut donc en conclure que deux tiers des particules totales déclarées à l'INRP ont un D_a supérieur à 10 μm et qu'un quart des particules a un D_a compris entre 2,5 et 10 μm .

Tableau 2.4 : Données disponibles à l'INRP pour trois mines à ciel ouvert au Québec entre 2006 et 2010 (Compilation d'après Environnement Canada, 2012)

Site (#INRP)	année	paramètre	EF	ER	ET	EF/ET	ER/ET	PMx/TSP
			en Tonne/an			en %		
Troilus (5464)	2006	TSP	-	-	7080	-	-	
		PM 10	-	-	730	-	-	10%
		PM 2,5	-	-	146	-	-	2%
	2007	TSP	-	-	3140	-	-	
		PM 10	-	-	1481	-	-	47%
		PM 2,5	-	-	485	-	-	15%
	2008	TSP	652	964	1616	40%	60%	
		PM 10	323	282	605	53%	47%	37%
		PM 2,5	122	28	150	81%	19%	9%
	2009	TSP	504	399	903	56%	44%	
		PM 10	248	117	365	68%	32%	40%
		PM 2,5	88	12	100	88%	12%	11%
2010	TSP	478	224	702	68%	32%		
	PM 10	238	65	303	79%	21%	43%	
	PM 2,5	90	6	96	94%	6%	14%	
Mont Wright (6217)	2006	TSP	122	-	192	64%	-	
		PM 10	56	-	111	50%	-	58%
		PM 2,5	27	-	64	42%	-	33%
	2007	TSP	100	3422	3593	3%	95%	
		PM 10	50	928	1033	5%	90%	29%
		PM 2,5	8	91	136	6%	67%	4%
	2008	TSP	97	1247	1414	7%	88%	
		PM 10	49	340	442	11%	77%	31%
		PM 2,5	7	33	76	9%	43%	5%
	2009	TSP	97	1470	1626	6%	90%	
		PM 10	49	344	438	11%	79%	27%
		PM 2,5	8	39	76	11%	51%	5%
2010	TSP	208	1849	2116	10%	87%		
	PM 10	104	452	600	17%	75%	28%	
	PM 2,5	16	49	93	17%	53%	4%	
Lac Tio (6425)	2007	TSP	-	325	327	-	99%	
		PM 10	-	87	87	-	100%	27%
		PM 2,5	-	9	9	-	100%	3%
	2008	TSP	-	418	420	-	100%	
		PM 10	-	113	113	-	100%	27%
		PM 2,5	-	11	11	-	100%	3%
	2009	TSP	-	268	270	-	99%	
		PM 10	-	73	73	-	100%	27%
		PM 2,5	-	7	7	-	100%	3%
	2010	TSP	-	589	591	-	100%	
		PM 10	-	159	159	-	100%	27%
		PM 2,5	-	16	16	-	100%	3%

2.4.3 Données du MDDEP

Dans l'ensemble des publications du MDDEP il n'est nulle part fait référence à des résultats issus du suivi de la qualité de l'air dans l'industrie minière au Québec. Pourtant ce suivi étant nécessaire pour démontrer le bon respect des normes du RAA (MDDEP, 2012), il est peu concevable que le MDDEP ne dispose d'aucune donnée. Une demande d'accès à

l'information a donc été déposée au MDDEP le 25 janvier 2012. Cette demande concerne tous les résultats d'analyses de la qualité de l'air qui sont réalisées par le secteur minier et transmis au MDDEP en vertu de l'article 118.4 de la LQE. Les détails qui concernent le déroulement de cette procédure et les documents obtenus sont exposés en Annexe 1.

Plusieurs rapports de surveillance environnementale du site minier Troilus (site déclarant à l'INRP 1616 tonnes de particules totales en 2008) ont pu être consultés (Jean Lavoie, 2008; Fabien Gaudreault, 2009 et Division Troilus, 2010). Ceux-ci font mention de procédures de contrôle des émissions diffuses de poussière à partir de 2008, mais les seuls moyens de mesure utilisés dans le plan de contrôle adopté ont été des inspections visuelles et le nombre d'observations effectuées n'est pas disponible dans les documents obtenus.

Par contre, les rapports qui concernent le suivi environnemental de la Mine de Raglan présentent des informations quant aux retombées de poussière (Avati conseil, 2008; Xstrata Nickel, 2009a; Xstrata Nickel, 2009b et Xstrata Nickel, 2011). Depuis 2004, le MDDEP exige à cette mine qu'il soit réalisé annuellement un bilan de la dispersion des poussières issues des résidus miniers (Avati conseil, 2008). Les paramètres retenus pour ce suivi sont le taux de déposition de poussière totale et la concentration en nickel de l'échantillon. L'été, ce suivi est réalisé par l'intermédiaire de jauges à poussière et l'hiver ce sont des carottes de neige qui sont utilisées.

Parmi les documents fournis par le MDDEP, les seules mesures exploitables sont celles présentées dans le rapport annuel de surveillance environnementale 2010 (Tableau 2.5) (Xstrata Nickel, 2011). Les résultats présentés sont issus de six stations de mesures (disposées à moins d'un kilomètre en périphérie du parc à résidu P1 à P6). Les résultats en pourcentage représentent la proportion massique de l'élément considéré par rapport aux particules totales déposées.

Tableau 2.5 : Taux de déposition 2010 des poussières au niveau des stations P1 à P6 de la mine Raglan (compilation d'après Xstrata Nickel, 2011)

	Poussières totales		Poussières cuivre		Poussières nickel	
	g/m2/an		g/m2/an	%	g/m2/an	%
Jarres à poussières:	52,8		2,4	4,6	4,8	9,1
Carottes de neige:	518,4		1	0,2	43,8	8,5

Les résultats varient d'un facteur dix en fonction de la méthode utilisée. Les valeurs issues de prélèvements effectués avec une jarre à poussière sont à favoriser étant donné que c'est la méthode standardisée.

2.4.4 Autres sources d'informations

Les publications des grands acteurs de l'industrie minière et de la qualité de l'air au Québec (l'Association minière du Québec, l'Association minière du Canada et l'Association québécoise de lutte contre la pollution atmosphérique) ont été consultées, mais il n'y figure aucune information quantitative ou qualitative traitant des émissions de poussière par les mines à ciel ouvert.

Les informations diffusées par le BAPE ont également été consultées. Depuis la création de cette institution, seules deux mines à ciel ouvert ont conduit à la rédaction d'un rapport d'enquête et d'audience publique (BAPE, 2012) :

- rapport #250, projet de mine de fer au lac bloom, 14 décembre 2007,
- rapport #260, projet minier aurifère Canadian Malartic, 9 juillet 2009.

Seul le projet #260 de mine d'or à ciel ouvert développée par la corporation minière Osisko à Malartic présente des informations pertinentes (Consolidated Thompson, 2006 et Genivar, 2008). Dans le cadre de l'étude de risque toxicologique associé à ce projet, il a été réalisé une modélisation de la dispersion des poussières diffuses afin d'évaluer la concentration dans l'air des particules et des différents métaux. La concentration maximale additionnelle (c'est-à-dire en plus du bruit de fond) sur 24 h de PTS calculée est de $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et les concentrations maximales sur 24 h calculées individuellement pour les métaux sont toutes inférieures à $1,05 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentration calculée pour l'aluminium) (Fouchécourt, 2008).

Ainsi selon cette modélisation, la poussière émise par la mine ne comporterait aucun métal dans une proportion massique supérieure à 0,1 %. Ce résultat est très inférieur aux mesures réalisées par la mine Raglan. De plus il est intéressant de noter que la concentration maximale 24h de PTS prévue est supérieure au critère de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ du RAA alors que le bruit de fond n'est pas pris en compte dans le calcul présenté.

2.5 Données retenues pour l'analyse

Afin d'atteindre les objectifs de cet essai, il est nécessaire d'estimer les valeurs de :

- concentration de PTS, PM10 et PM2.5 dans l'air ambiant,
- taux de déposition de PTS,
- pourcentage de métaux dans les PTS, les PM10 et les PM2.5.

Les valeurs à définir sont pour :

- une mine de type à ciel ouvert exploitant du minerai métallifère,
- une zone homogène comprise dans un rayon de 5km autour d'une exploitation minière,
- une zone dénuée d'autres sources importantes de contamination atmosphérique.

Les hypothèses émises dans les sections suivantes sont conservatrices, mais pas excessives. Aussi, il est important de spécifier que ces hypothèses n'engagent que leur auteur et ne devront pas être considérées dans des travaux tiers.

2.5.1 Concentrations de particules dans l'air ambiant

Considérant qu'une seule valeur a été trouvée dans la littérature consultée (concentration 24h maximale de PTS=133 µg/m³) et que celle-ci est issue d'une modélisation et non de mesures sur le terrain, il a été choisi de ne pas la retenir comme valeur de référence.

Il a alors été émis l'hypothèse que les exploitants de mines à ciel ouvert au Québec ont pour objectif de respecter les critères du RAA en ce qui concerne les concentrations moyennes 24h de PTS (PTS=120 µg/m³) dans l'air ambiant aux limites de propriétés. De plus il a été considéré que dix jours par mois les critères du RAA étaient dépassés de 50 %. La valeur retenue est donc calculée avec l'équation présentée ci-dessous.

$$\text{concentration retenue} = \frac{(RAA * 1.5 * 10 * 12) + [RAA * (365.25 - (10 * 12))]}{365.25}$$

La concentration calculée de PTS dans l'air, arrondi à la dizaine supérieure, est 140 µg/m³. Avec les informations de la section 2.4.2 (Tableau 2.4) concernant la distribution granulométrique des poussières diffuses issues de mines à ciel ouvert, on peut en déduire le tableau suivant (Tableau 2.6 : Concentration de particules dans l'air en fonction du Da).

Tableau 2.6 : Concentration de particules dans l'air en fonction du Da

Fraction :	PM100	PM100-PM10	PM10-PM2,5	PM2,5
Proportion :	100 %	67 %	25 %	8 %
Concentration dans l'air :	140 µg/m ³	94 µg/m ³	35 µg/m ³	11 µg/m ³

2.5.2 Taux de déposition

Pour l'évaluation du taux de déposition de particules totales, faute de mieux, c'est la valeur moyenne mesurée avec des jarres à poussière au niveau de la mine de Raglan pour l'année 2010 qui a été utilisée (53 g/m²/an) et un facteur de sécurité de 50 % a été appliqué. La valeur finalement retenue est de 80 g/m²/an.

2.5.3 Pourcentage de métaux dans les TPS, PM10 et PM2.5

Considérant les données utilisées dans l'étude d'impacts du projet minier Canadian Malartic (proportion de différents métaux dans les PTS), les mesures réalisées sur le terrain à Raglan (proportion de différents métaux dans des dépôts de poussière), l'ordre de grandeur des mesures présentées dans la littérature scientifique (Gaidaji, 2003; Kuvarega et Taru, 2008; Reheis *et al.*, 2002) et la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminée (MDDEP, 1998) il a été émis les hypothèses suivantes :

- les métaux représentent 1 % de la masse des PTS,
- les métaux représentent 5 % de la masse des dépôts de poussière au sol,
- La répartition des différents métaux par rapport à la somme totale des métaux est la même qu'au sein des sols naturels au Québec (critères A de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés).

Ces hypothèses conduisent à dire que la concentration dans l'air ambiant des métaux sous forme particulaire est de 1,4 µg/m³ (pour la fraction PM100) et qu'il se dépose au sol 4 g/m²/an de particules métallifères. L'ensemble des valeurs retenues est présenté dans le tableau suivant (Tableau 2.7)

Tableau 2.7 : Concentrations de métaux dans l'air ambiant et taux de déposition retenus

	Bruit de fond (1)	[Mx]/[Mtotaux]	[Mx dans l'air ambiant]	taux de déposition	[Mx dans les dépôts]
unité:	mg/kg (ppm)	sans unité	µg/m3	g/m2/an	mg/kg
Argent (Ag)	1,22	0,08%	1,08E-03	3,07E-03	3,84E+01
Arsenic (As)	9,2	0,58%	8,11E-03	2,32E-02	2,90E+02
Baryum (Ba)	222	13,98%	1,96E-01	5,59E-01	6,99E+03
Cadmium (Cd)	1,22	0,08%	1,08E-03	3,07E-03	3,84E+01
Chrome total (Cr)	74	4,66%	6,53E-02	1,86E-01	2,33E+03
Cobalt (Co)	19	1,20%	1,68E-02	4,79E-02	5,98E+02
Cuivre (Cu)	58	3,65%	5,11E-02	1,46E-01	1,83E+03
Étain (Sn)	5	0,31%	4,41E-03	1,26E-02	1,57E+02
Manganèse (Mn)	954	60,09%	8,41E-01	2,40E+00	3,00E+04
Mercure (Hg)	0,28	0,02%	2,47E-04	7,06E-04	8,82E+00
Molybdène (Mo)	4,4	0,28%	3,88E-03	1,11E-02	1,39E+02
Nickel (Ni)	57	3,59%	5,03E-02	1,44E-01	1,80E+03
Plomb (Pb)	42	2,65%	3,70E-02	1,06E-01	1,32E+03
Sélénium (Se)	2,2	0,14%	1,94E-03	5,54E-03	6,93E+01
Zinc (Zn)	138	8,69%	1,22E-01	3,48E-01	4,35E+03
Métaux totaux	1587,52	100,00%	1,40E+00	4,00E+00	5,00E+04

(1) bruit de fond établi à partir des critères A de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (ministère du développement durable et de l'environnement, 1998)

Finalement, étant donné la pauvreté des informations disponibles, il faut souligner qu'il serait important que l'industrie minière en partenariat avec le MDDEP mette en places des meilleures procédures de suivi de la qualité de l'air autour des installations actives. Le MDDEP devrait également publier un bilan annuel des non-conformités relatives à la qualité de l'air ambiant, en suivant le modèle des rapports annuels de suivi de la qualité des effluents miniers (MDDEP, 2010).

3 LA MÉTHODOLOGIE D'ÉTUDE DE RISQUES TOXICOLOGIQUES ET CAS ÉTUDIÉ

Historiquement le premier cadre de référence des études de risques toxicologiques a été énoncé en 1983 par le Conseil national de recherches des États-Unis, on parlait alors d'évaluation quantitative des risques sanitaires. Cette démarche avait pour but d'institutionnaliser « l'utilisation de faits scientifiques pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses » (Institut national de veille sanitaire, 2007, p. 19).

La méthodologie retenue est décomposée en trois phases; la recherche, l'évaluation du risque et la gestion du risque (Figure 3.1). Le cœur de cet essai concerne principalement la seconde phase de la démarche présentée, à savoir l'évaluation du risque.

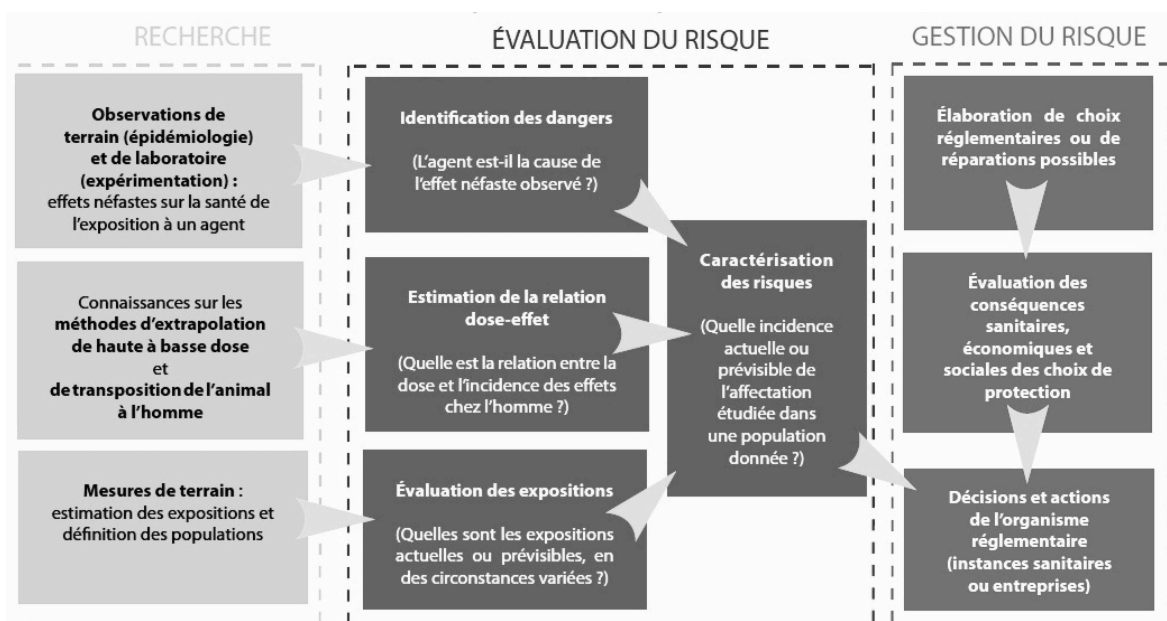


Figure 3.1 : Cadre historique de la méthodologie de l'évaluation quantitative des risques sanitaires (tiré de Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes, 2007)

3.1 Les principes directeurs de l'évaluation du risque toxicologique au Québec

Au Québec, le MSSS a engagé dans les années 2000 une réflexion globale quant à l'évaluation des risques toxicologiques de natures environnementales. Pour cela un groupe de travail a été réuni afin de rédiger un texte-cadre énonçant les principes directeurs qui devraient être pris en compte lors de l'élaboration de lignes directrices pour la réalisation

des évaluations du risque toxicologique (Santé et Services sociaux Québec, 2002b). Les treize principes énoncés mettent principalement en avant des grandes règles de gouvernances, néanmoins deux d'entre eux concernent plus spécifiquement la méthodologie à adopter. Le principe 3 reprend les étapes de l'évaluation des risques tels qu'exposés dans la Figure 3.1 en les hiérarchisant. Le principe 4 quant à lui énonce le fait qu'il est important de considérer la problématique traitée dès le départ de la démarche de l'évaluation de risque.

«Principe directeur 3. L'évaluation du risque toxicologique doit inclure et documenter les quatre étapes suivantes : 1 l'identification du danger; 2 la caractérisation toxicologique; 3 l'estimation de l'exposition; 4 l'estimation du risque. » (id., p. 9)

«Principe directeur 4. L'ampleur et l'accent de l'évaluation du risque toxicologique doivent être adaptés aux besoins et aux objectifs poursuivis par la gestion du risque et varient selon le contexte, la nature et l'importance du problème, des impacts et des enjeux socio-économiques, et selon la disponibilité des données scientifiques. » (ib., p. 9)

L'esprit de ce texte est d'harmoniser et non d'uniformiser les procédures d'évaluations de risques toxicologiques réalisés au Québec, laissant ainsi une grande latitude aux professionnels de ce domaine pour évaluer une étude en fonction des connaissances scientifiques et techniques du moment. D'ailleurs le dernier des principes directeurs énoncés spécifie bien que l'évaluation des risques devrait être inscrite dans une démarche d'amélioration continue.

«Principe directeur 13. La mise en œuvre des principes directeurs et le suivi, l'utilisation et la mise à jour des lignes directrices en matière d'évaluation du risque toxicologique s'inscrivent dans un processus continu qui nécessite un soutien scientifique et social adéquat et bien défini. » (ib., p. 9)

Or si à la suite de la publication de ce document le MSSS a bien publié les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale (Santé et Services sociaux Québec, 2002a), aucune publication majeure (guides, directives, études de cas, etc.) n'a été publiée depuis maintenant dix ans.

3.2 Les lignes directrices de l'évaluation du risque au Québec

La méthodologie d'évaluation des risques présentée dans les lignes directrices publiées par le MSSS a été réalisée spécifiquement pour examiner un projet dans le cadre de la

procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et dans le cadre de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (*ib.*). Cette méthode est décomposée en quatre étapes (les mêmes que celle dictée par le principe directeur 3, à savoir (1) l'identification du danger, (2) la caractérisation toxicologique, (3) l'estimation de l'exposition et (4) l'estimation du risque. (*ib.*)

3.2.1 L'identification du danger

L'identification du danger est la première étape de l'évaluation du risque. Cette phase consiste à réaliser la description du projet et à identifier les possibles conséquences qui en découlent et qui sont susceptibles de dégrader la santé publique. Cela consiste entre autres à identifier les contaminants émis, la portée de l'impact, la population qui sera touchée par celui-ci, etc. (Host *et al.*, 2006). C'est lors de l'identification du danger qu'il est nécessaire de fixer l'étendue de l'étude à réaliser pour l'évaluation du risque toxicologique. Celle-ci dépendra autant d'informations objectives (avis d'autorités compétentes, études épidémiologiques, exemple de projets similaires, etc.) que de faits subjectifs (couverture médiatique d'un projet, perception du public, etc.) (Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes, 2007).

3.2.2 La caractérisation toxicologique

Une fois le danger identifié, il est nécessaire de procéder à une caractérisation toxicologique des contaminants incriminés. Cette étape a pour objectif d'établir

« Une relation dose-réponse pour des contaminants, c'est-à-dire la relation entre la dose d'exposition, la dose absorbée ou la dose biologiquement effective d'un contaminant et la réponse toxique chez l'être humain en termes de gravité et d'incidence » (Santé et Services sociaux Québec, 2002a, p. 25).

Pour les contaminants considérés comme dangereux à partir d'un seuil d'exposition donné, la valeur retenue est appelée valeur toxicologique de référence (VTR). Elle peut être déterminée sous forme de dose journalière acceptable (en mg/kg/j) pour l'exposition par ingestion ou de concentration maximale admissible (en µg/m³) pour l'exposition par voie orale. Cette VTR est calculée en réalisant le produit de la dose sans effet indésirable observé et d'un facteur de sécurité retenu (Carrier et Bard, 2003).

Pour certains contaminants (c'est le cas de ceux dits cancérigènes), il est considéré que leur toxicité est sans seuil, la donnée retenue permet alors d'attribuer un pourcentage

d'occurrence d'un évènement (par exemple un cancer) à une concentration d'exposition. Cette valeur est appelée l'excès de risque unitaire (Institut de veille sanitaire, 2007).

La détermination de la VTR nécessite un travail considérable afin d'éplucher la littérature scientifique et d'évaluer les informations que l'on y trouve. En effet, les doses sans effet indésirable observé disponibles peuvent autant provenir d'études épidémiologiques, que d'études toxicologiques réalisées sur une population animale. Il faut donc statuer sur la qualité des données recensées. C'est pour cette raison que la validation d'une VTR peut être effectuée uniquement après l'obtention d'un consensus émis par des experts reconnus (Santé et Services sociaux Québec, 2002a).

Le MSSS a jugé cette tâche trop complexe pour être réalisée par une instance provinciale et préconise donc d'utiliser les données

« Établies par les organisations reconnues scientifiquement disposant de mécanismes de mise à jour et dont l'accessibilité à ces données est relativement facile » (ib, p. 25).

Les banques de données recommandées par ce ministère sont :

- l'IRIS (Integrated Risk Information System),
- la HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables),
- l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry).

Si aucune VTR n'est disponible après consultation de ces trois sources il est possible d'effectuer des recherches à partir de Santé et bien-être social Canada ou de l'Organisation mondiale de la santé. Ces deux dernières bases de données sont plus difficiles d'accès et moins renouvelées que celles précédemment citées (*ib.*).

3.2.3 L'estimation de l'exposition

Une fois la caractérisation toxicologique réalisée, il est nécessaire de procéder à l'estimation de l'exposition. Celle-ci dépend directement de l'environnement de la population considérée, de ses habitudes de vies et de ses caractéristiques biologiques; une étude spécifique définissant l'ensemble des paramètres à prendre en compte doit donc être réalisée pour chaque projet.

La première étape consiste à apprécier le taux d'émissions qui résultera de la réalisation du projet considéré. Cette estimation doit être réalisée pour l'ensemble des contaminants

défini lors de l'identification du danger. Pour cela il faut évaluer la concentration dans l'environnement avant la réalisation du projet (définition du bruit de fond), puis la quantité de contaminants émise par le projet. Cette étape doit se baser autant que possible sur des mesures réelles et spécifiques (campagnes de mesure sur le terrain, mesures réalisées dans le cadre de projets similaires, etc.). Lorsque cela n'est pas possible, il faut utiliser des valeurs issues de modélisation (utilisation de modèle mathématique pour simuler le comportement des contaminants dans l'environnement). Au Québec la responsabilité d'évaluer et de valider les valeurs utilisées dans les études de risques revient au MDDEP.

La seconde étape consiste à définir les voies et les médias d'exposition. Cela consiste à étudier le comportement des contaminants visés (taux de volatilisation, stabilité chimique, caractère lipophile, etc.) ainsi que les habitudes de la population étudiée (nombre d'heure au travail, origine des produits alimentaires consommés, etc.) afin de déterminer par quel moyen les individus concernés peuvent être exposés. Il faut également prendre en compte lors de cette étape les caractéristiques biologiques de la population étudiée (poids, surface de peau, quantité d'air inhalée, etc.). L'ensemble de ces données permet d'aboutir à la réalisation de scénarios d'exposition.

Une fois ces deux étapes réalisées il est possible de calculer les doses potentielles d'expositions chez les individus visés. Pour l'estimation de l'exposition par inhalation et par ingestion, les formules mathématiques utilisées sont relativement simples, par contre pour calculer l'exposition par contact cutané il n'y a aucun modèle standard de défini. C'est alors à l'auteur de l'étude de risque de choisir une méthodologie et de justifier son choix.

3.2.4 L'estimation du risque

Après avoir identifié le danger, réalisé la caractérisation toxicologique des contaminants et estimé l'exposition de la population, il reste alors à évaluer les risques. Cela consiste à comparer les expositions mesurées aux VTR.

Pour certains contaminants il est nécessaire lors de l'estimation du risque d'intégrer la dose d'exposition en fonction de la durée de celle-ci. C'est le cas pour les contaminants ayant des effets persistants (par exemple l'amiante ou la silice) où il faut prendre en compte la durée du projet pour estimer correctement le risque. Si le projet n'a pas de date

de fin programmée, l'estimation des risques sera évaluée pour une période égale à l'espérance de vie de la population considérée.

Pour les contaminants potentiellement cancérigènes, l'estimation des risques est également plus complexe. Il faut alors mesurer le risque additionnel de cancer total pour chaque organe cible.

3.3 Paramètres spécifiques au cas étudié

Au Québec une approche par projet et non par contaminant a été favorisée pour la réalisation d'évaluation du risque toxicologique. Dans cet essai, l'étude effectuée ne se base pas sur un projet en particulier, mais sur un projet type, qui est l'exploitation d'une mine métallifère à ciel ouvert dans un contexte semi-urbain. Les sections suivantes énoncent et justifient les choix effectués et les hypothèses retenues pour la suite de ce travail.

Ce travail est effectué en respectant les étapes énoncées par les lignes directrices de l'évaluation des risques au Québec.

3.3.1 Identification du danger

Pour le cas étudié, l'identification d'un danger lié aux métaux compris dans les particules émises lors de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert est le postulat de base qui a amené à la rédaction de ce rapport. Ce constat s'appuie principalement sur :

- la littérature scientifique à propos de la toxicité des métaux,
- le manque apparent d'informations quant à l'exposition d'une population aux poussières de mine à ciel ouvert,
- la couverture médiatique du lancement d'une mine d'or à ciel ouvert au niveau de l'ancien gisement Canadian Malartic en Abitibi.

De plus avec l'avènement du Plan Nord, le nombre de mines à ciel ouvert exploitées à proximité de zones urbaines est amené à croître; le danger identifié devient alors un sujet de société qu'il est important de documenter. Les informations à regrouper dans le cadre de cette première étape sont présentées dans les chapitres 1 et 2 (méthodes d'exploitation, contaminants émis, portées des impacts, etc.).

Il faut tout de même souligner que cette identification du danger n'est pas exhaustive. Il existe en effet, pour le type de projet étudié, d'autres risques toxicologiques importants, mais il a été choisi de ne pas les détailler ici.

3.3.2 La caractérisation toxicologique

Pour le cas étudié, il était nécessaire de définir les VTR des métaux pour une exposition par voie orale et par voie respiratoire. La définition des VTR nécessitant une certaine expérience, il a été choisi de retenir les valeurs issues d'une étude de risque réalisée au Québec et validée par le MSSS (Fouchécourt, 2008). Cette étude ayant été réalisée pour le même type de projet que celui étudié, les hypothèses qui ont été retenues sont donc cohérentes avec les objectifs de cet essai.

Le tableau exposé ci-dessous (Tableau 3.1) présente les VTR des métaux référencés dans la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Seuls les risques chroniques après une exposition par inhalation ou par ingestion sont détaillés. Les risques additionnels de cancer et les risques aigus ne sont pas présentés dans ce tableau.

Pour les PTS, les PM10 et les PM 2,5, il n'existe aucune VTR dans les bases de données répertoriées. Il faut donc se référer aux valeurs guides ou alors aux valeurs réglementaires; c'est à dire au Québec 120 µg/m³ pour les PTS et 30 µg/m³ pour les PM 2,5. Il faut ainsi lors de l'interprétation des données bien différencier et identifier ces valeurs des autres, car elles ne peuvent pas être considérées comme étant des VTR.

Tableau 3.1 : Valeurs toxiques de références pour seize métaux (compilation d'après Fouchécourt, 2008)

	Exposition chronique (effet autre que le cancer)		
	Ingestion	Inhalation	
	mg/kg.j*	mg/kg.j*	ug/m ³
Argent (Ag)	5,00E-03	1,00E-03	3,60E+00
Arsenic (As)	3,00E-04	8,60E-06	3,00E-02
Baryum (Ba)	2,00E-01	2,90E-04	1,00E+00
Cadmium (Cd)	5,00E-04	4,80E-06	2,00E-02
Chrome trivalent (Cr)	1,50E+00	2,00E-02	6,00E+01
Chrome Hexavalent (Cr)	3,00E-03	2,90E-05	1,00E-01
Cobalt (Co)	1,00E-03	2,90E-05	1,00E-01
Cuivre (Cu)	1,40E-01	1,70E-02	6,00E+01
Étain (Sn)	3,00E-02	3,00E-02	1,00E+02
Manganèse (Mn)	1,40E-01	1,40E-05	5,00E-02
Mercure inorganique (Hg)	ND	ND	ND
Molybdène (Mo)	5,00E-03	5,00E-03	1,70E+01
Nickel (Ni)	2,00E-02	1,40E-05	5,00E-02
Plomb (Pb)	3,60E-03	1,40E-04	5,00E-01
Sélénium (Se)	5,00E-03	5,00E-03	2,00E+01
Zinc (Zn)	3,00E-01	3,00E-01	1,10E+03

ND: non disponible

* en milligramme par kilogramme de poids corporel et par jour

3.3.3 Définition du scénario d'exposition

Lors de l'étape de mesure de l'exposition, il est nécessaire d'évaluer les concentrations dans l'environnement des contaminants considérés, c'est ce qui a été réalisé à la fin du chapitre 2. Ensuite il faut également établir le scénario d'exposition. Dans l'analyse souhaitée, seule la population infantile est considérée, celle-ci a été définie dans le chapitre 1 comme étant composée d'enfants âgés de 7 mois à 11 ans.

Les voies d'exposition considérées sont les suivantes :

- inhalation de particules dans l'air ambiant,
- ingestion de sol contaminé par des dépôts de particules,
- ingestion de poussières intérieures.

Il est fixé que cette population reste en permanence (maison, école, activité de loisir, etc.) dans une zone contaminée de façon homogène. C'est-à-dire qu'elle demeure dans un

territoire où les concentrations de contaminant sont égales en tout point de celui-ci, que cela soit à l'intérieur ou à l'extérieur (Mandin *et al.*, 2009).

Pour la caractérisation de la population, les chiffres retenus sont ceux présentés par le MSSS (ils ont été calculés pour une population combinée d'homme et femme distribuée normalement entre 0,5 et 11 ans, les arrondis sont faits afin de maximiser le calcul de l'exposition) :

- poids corporel moyen : 27 kg
- volume d'air inhalé : 13 m³/j
- quantité de sols ingérés : 48 mg/jour
- quantité de poussière intérieure ingérée : 26 mg/jour

Il sera considéré que les poussières intérieures ingérées sont composées uniquement de la poussière qui s'est déposée à partir de l'air ambiant (Tableau 2.7). La composition du sol ingéré a été quant à elle calculée en considérant le taux de déposition énoncé dans le chapitre 2 et le bruit de fond correspondant aux critères A de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MDDEP, 1998) (Cmet. dans l'Annexe 2).

Les concentrations de métaux dans l'environnement finalement retenues en considérant l'ensemble des hypothèses précédemment émises sont présentées ci-dessous (Tableau 3.2).

Tableau 3.2 : Évaluation des concentrations de métaux dans l'environnement

	Cair.	Csol.	Cint.
unité:	µg/m ³	mg/kg	mg/kg
Argent (Ag)	1,08E-03	3,47E+00	3,84E+01
Arsenic (As)	8,11E-03	2,62E+01	2,90E+02
Baryum (Ba)	1,96E-01	6,32E+02	6,99E+03
Cadmium (Cd)	1,08E-03	3,47E+00	3,84E+01
Chrome total (Cr)	6,53E-02	2,11E+02	2,33E+03
Cobalt (Co)	1,68E-02	5,41E+01	5,98E+02
Cuivre (Cu)	5,11E-02	1,65E+02	1,83E+03
Étain (Sn)	4,41E-03	1,42E+01	1,57E+02
Manganèse (Mn)	8,41E-01	2,72E+03	3,00E+04
Mercure (Hg)	2,47E-04	7,97E-01	8,82E+00
Molybdène (Mo)	3,88E-03	1,25E+01	1,39E+02
Nickel (Ni)	5,03E-02	1,62E+02	1,80E+03
Plomb (Pb)	3,70E-02	1,20E+02	1,32E+03
Sélénium (Se)	1,94E-03	6,27E+00	6,93E+01
Zinc (Zn)	1,22E-01	3,93E+02	4,35E+03
Métaux totaux	1,40E+00	4,52E+03	5,00E+04

3.4 Les limites de la méthodologie d'évaluation des risques

L'analyse de la méthodologie d'évaluation des risques pour la santé humaine utilisée au Québec a montré que celle-ci est basée sur un cadre de référence internationalement reconnu. Ainsi les limites dans la démarche d'évaluation des risques, identifiées et présentées ci-dessous, ne sont pas spécifiques à la méthodologie utilisée au Québec et sont susceptibles de toucher toutes les personnes chargées de réaliser et d'interpréter des évaluations des risques.

3.4.1 Évaluation de l'exposition

Il a été exposé ci-dessus (Tableau 3.1) des VTR en différenciant l'exposition orale et l'exposition respiratoire. Or concrètement, l'appareil respiratoire et l'appareil gastro-intestinal sont intimement liés, ainsi si l'on considère des particules solides en suspension dans un gaz il n'est pas aisé de différencier clairement et simplement ces deux modes d'expositions. De plus il n'est nulle part fait mention de la taille de particules à considérer lors de ce travail d'évaluation de l'exposition, pourtant ce paramètre est indispensable pour évaluer le comportement (et donc la dangerosité) d'une particule inhalée.

Pour réaliser une étude de risque toxicologique reliée aux poussières, il serait alors judicieux de prendre en compte les spécificités physiques de ce type de contaminant afin d'affiner l'évaluation de l'exposition.

3.4.2 Définition des VTR

Lors de la phase de caractérisation toxicologique, la démarche proposée traite individuellement tous les métaux afin d'établir une liste de VTR comme celle présentée dans le Tableau 3.1. De plus, les protocoles des études toxicologiques utilisés pour la définition de VTR sont encadrés par des règles internationales; la pureté et l'origine des contaminants utilisés sont donc contrôlées. Or dans les faits un individu est exposé à un mélange complexe d'éléments chimiques susceptibles d'interagir entre eux et ainsi de modifier leurs toxicités par un effet activateur ou inhibiteur.

Les valeurs utilisées comme VTR ne considèrent également pas la spéciation chimique de l'élément considéré; or cela pourrait avoir un impact important sur la réactivité de celui-ci et donc sur sa toxicité. En effet, les métaux dans les particules peuvent être sous nombreuses formes (oxyde, silice, etc.) dépendamment de la géologie locale; or ces différentes espèces n'ont pas les mêmes propriétés chimiques et physiques ce qui est susceptible d'influencer leur disponibilité.

La caractérisation toxicologique d'un élément finalement est très limitée par les connaissances scientifiques actuelles et ne permet pas de s'ajuster aux spécificités des projets évalués. C'est pour ces raisons que les VTR répertoriées dans la littérature sont entachées d'une grande incertitude et donc souvent très conservatrices.

3.4.3 Interprétation des résultats

Lors de la sélection des VTR à considérer, la démarche prônée par les instances québécoises permet de choisir des données basées sur la dose d'exposition, la dose absorbée ou la dose biologiquement effective d'un contaminant. Or lors de l'évaluation de l'exposition la dose absorbée et la dose biologiquement effective ne sont pas évaluées, seul le flux de contaminants aux portes d'entrée de l'organisme est considéré. Ainsi il est probable qu'en appliquant les lignes directrices de l'évaluation des risques au Québec, l'évaluateur soit amené à comparer une évaluation de l'exposition à une dose biologiquement effective. Cela aurait pour conséquence d'entraîner une importante surévaluation du risque toxicologique.

4 DISPONIBILITÉ DES MÉTAUX ISSUS DE PARTICULES INHALÉES ET INGÉRÉES

Dans le chapitre trois, il a été établi que l'évaluation de l'exposition dans le cas spécifiquement étudié (inhalation de poussières diffuses issues de mines à ciel ouvert) pouvait être imprécise du fait que les propriétés physiques et chimiques des particules n'étaient pas considérées lors de l'estimation de l'exposition. La première partie de ce chapitre expose donc en quoi la prise en compte des phénomènes physiologiques liés aux propriétés physiques des particules, amène à penser que l'exposition orale pourrait être sous-estimée dans les scénarios utilisés. Dans la seconde partie de ce chapitre, une revue de plusieurs études de bioaccessibilité est réalisée afin de déterminer les paramètres ayant une influence sur la biodisponibilité gastro-intestinale et donc la toxicité des métaux issues de particules solides.

4.1 L'évaluation de l'exposition à un contaminant particulaire

Il a été vu que la méthodologie d'évaluation de l'exposition utilisée dans les analyses de risque pouvait être relativement imprécise si on l'applique aux contaminants particuliers. En effet, le polluant à considérer est sous forme solide alors que les particules les plus fines peuvent se comporter comme un gaz. La section suivante détaille les phénomènes physiques et biologiques qui régulent la pénétration, la rétention et l'élimination des particules inhalées afin de mieux appréhender ces imprécisions.

4.1.1 Pénétration dans l'appareil respiratoire

Quand on parle de poussière, la voie d'exposition la plus évidente est l'inhalation, mais l'importance de ce phénomène est directement liée à la taille des particules considérées. En effet, l'appareil respiratoire humain possède trois paliers de protection qui filtrent naturellement les particules en fonction du D_a de celles-ci (CCHST, 2011) (UNEP, 1994) (figures 4.1 et 4.3) :

- (1+2+3+4) poussière inhalable (PM100) : fraction des particules pénétrant par le nez et la bouche pendant l'inhalation;
- (1+2+3) poussière thoracique (PM10) : sous-fraction inhalée pénétrant dans la trachée;

- (1+2) poussière respirable (ou alvéolaire) (PM4) : fraction inhalée pénétrant plus loin que les voies aériennes non ciliées (bronchioles et alvéoles) pour un adulte en bonne santé;
- (1) poussière fine (PM2.5) : fraction considérée comme critique pour une population à risque (enfants, malades, etc.).

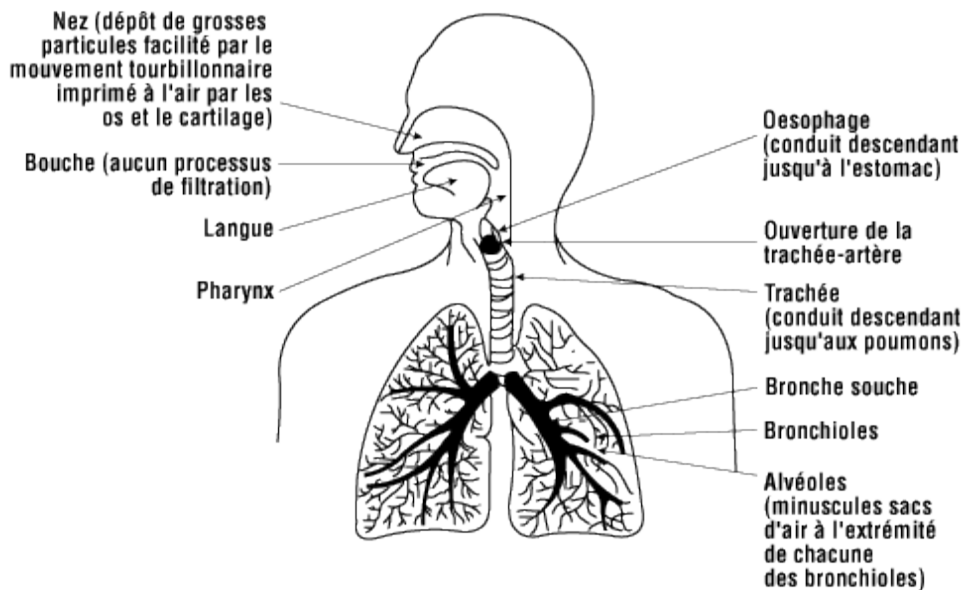


Figure 4.1 : Détail de l'appareil respiratoire chez un humain adulte (tiré de CCHST, 2011)

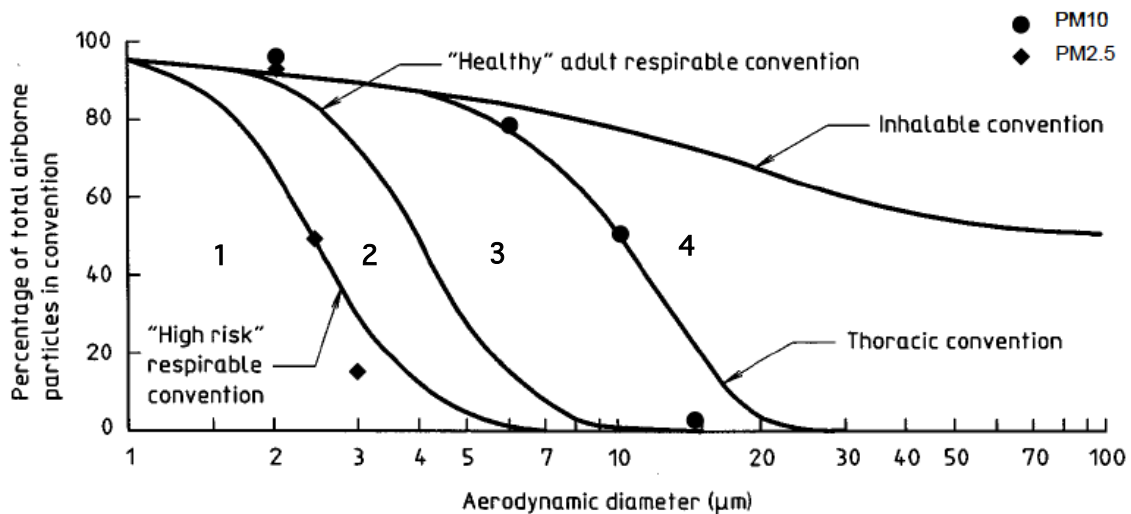


Figure 4.2 : Fractions particulaires conventionnelles définies par la norme ISO 7708 (tiré de Cambra-Lopez, 2010)

Le taux de pénétration des particules dans l'organisme en fonction du D_a est présenté à la Figure 4.2. Les particules de plus de $30\ \mu\text{m}$ ne pénètrent pas dans l'organisme au-delà du nez et de la bouche alors que celles de D_a supérieur à $10\ \mu\text{m}$ ne peuvent atteindre les alvéoles. Il est donc inexact de considérer que la totalité des particules doit être prise en compte lors de l'évaluation de l'exposition pulmonaire. Cela est d'autant plus significatif qu'il a été vu dans la section 2.4.2 que les particules issues de mines à ciel ouvert au Québec sont des particules relativement grosses (les deux tiers ont un D_a supérieur à $10\ \mu\text{m}$).

4.1.2 Dépôt dans l'appareil respiratoire

En plus d'évaluer le taux de particules qui pénètre dans l'organisme humain, il est important de considérer le taux de déposition, c'est-à-dire la proportion des particules dans l'air ambiant qui reste temporairement dans l'organisme après y être entrée. Le taux de déposition dépend de nombreux facteurs (débit respiratoire, granulométrie de la poussière, etc.) (Organisation mondiale de la santé, 1986). La Figure 4.3 montre un exemple des taux de déposition en fonction du D_a des particules.

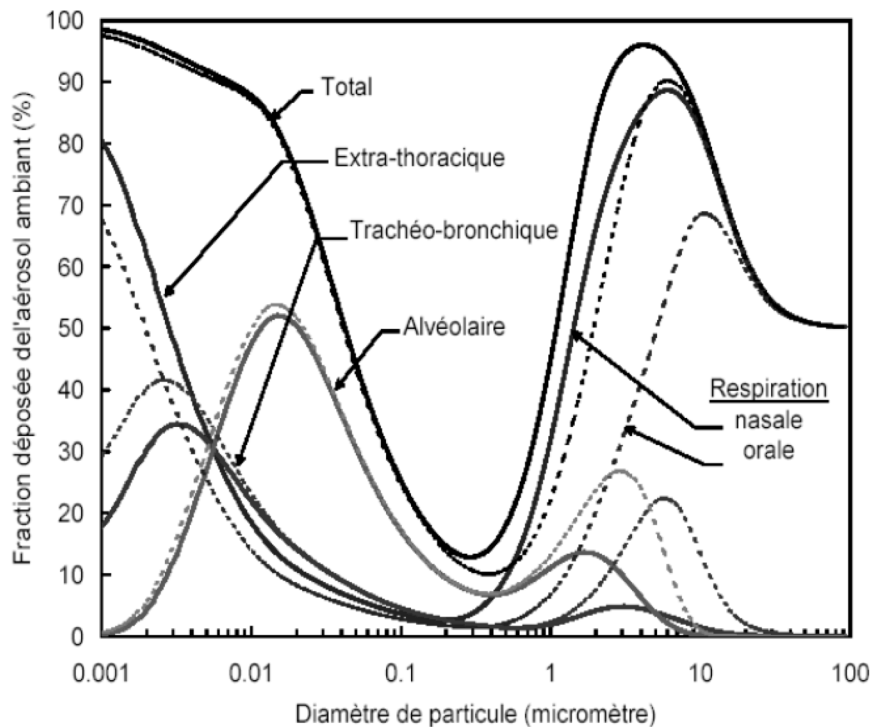


Figure 4.3 : Taux de dépôt dans l'appareil respiratoire en fonction du Da des particules pour 15 respirations/min et pour un volume courant de 1450 ml (tiré de Muller *et al.*, 2010)

De manières générales, il est possible de dire que :

- maximum 10 % des PM₁₀-PM_{2,5} et 50 % des PM_{2,5} se dépose au niveau des alvéoles
- les particules inhalées de 1 à 30 μm sont en majorités retenues dans l'organisme (taux de dépôt > 50 %) au niveau des parties respiratoires supérieures (nez et pharynx),
- les particules inhalées de 1 à 0,05 μm sont en majorité non retenues dans l'organisme (taux de dépôt < 50 %) et le lieu de dépôt majoritaire est situé au niveau des voies pulmonaires (bronches, bronchioles et alvéoles),

Les particules qui se déposent dans l'organisme peuvent être ensuite absorbées par celui-ci si elles sont très solubles ou alors éliminées par les mécanismes suivants (CCHST, 2007) :

- Déglutition : le mucus sur lequel les particules se sont déposées (mucus de l'épithélium cilié du nez, de la trachée ou des bronches) est transporté par le

mouvement des cils vers l'épiglotte puis il passe dans l'appareil digestif par le phénomène de déglutition. Les particules qui se sont déposées dans la salive si elles ont été inhalées par la bouche sont éliminées par le même phénomène.

- Expectoration : les particules qui se sont déposées au niveau des bronchioles et de la trachée peuvent être éliminées par la bouche lors d'un effort de toux.
- Phagocytose : les particules qui se sont déposées au niveau des alvéoles peuvent être éliminées par des macrophages lors de la phagocytose. Les phagocytes peuvent alors soit monter vers les voies ciliées et être éliminés par expectoration ou déglutition, soit pénétrer le système lymphatique en passant à travers les alvéoles.

4.1.3 Pénétration dans l'appareil digestif

Les particules présentes dans l'environnement d'un individu peuvent en plus des voies respiratoires pénétrer l'organisme via l'appareil digestif (Figure 4.4). Les particules absorbées par cette voie d'exposition proviennent de trois sources :

- ingestion d'aliments et de boissons contaminés par un dépôt de poussières (culture locale, mains sales, dépôt de poussières sur la vaisselle, etc.)
- Ingestion de sol contaminé par un dépôt particulaire,
- déglutition de particules qui se sont déposées dans l'organisme suite à leur inhalation.

Toutes ces sources amènent une certaine quantité de particules au niveau de l'estomac qui est digérée comme n'importe quel aliment. Les toxiques contenus dans les poussières peuvent alors se solubiliser et passer dans la circulation systémique au niveau de trois zones principales : (1) la bouche, (2) l'estomac, et (3) l'intestin (la majorité se solubilise à ce niveau). La fraction non absorbée des poussières ingérées est quant à elle éliminée par la matière fécale. (Dufailly; 2008).

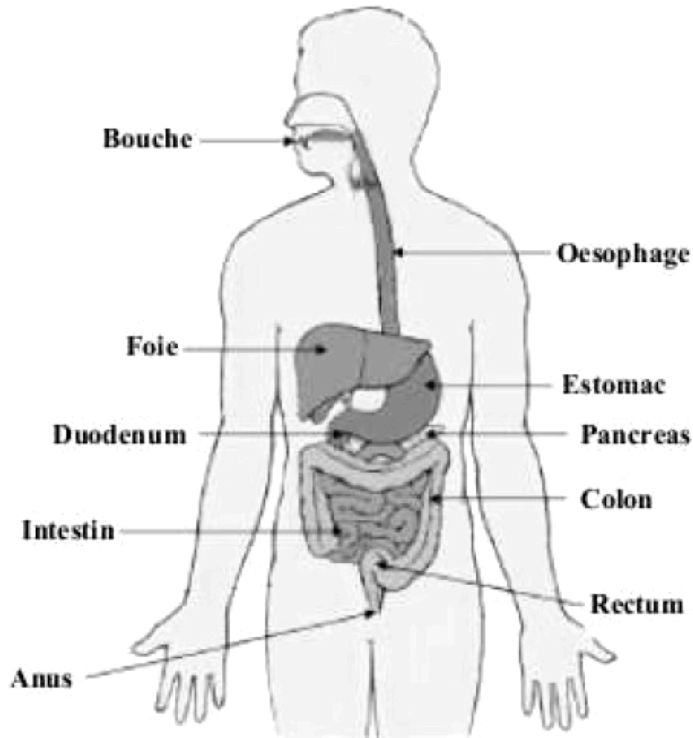


Figure 4.4 : Schéma de l'appareil digestif humain (tiré de Dufailly, 2008)

4.1.4 Évaluation de la quantité de particules inhalées transitant par l'appareil gastro-intestinal

À la vue de l'ensemble de ces informations, les hypothèses suivantes ont été retenues :

- 75 % des particules inhalées de D_a supérieurs à $10\ \mu\text{m}$ (PTS – PM 10) sont éliminées par déglutition et sont donc considérées comme étant ingérées,
- 90 % des particules inhalées de D_a inférieur à $10\ \mu\text{m}$ et supérieurs à $2,5\ \mu\text{m}$ (PM 10 – PM 2.5) sont éliminées par déglutition et sont donc considérées comme étant ingérées,
- les particules non absorbées de D_a inférieurs à $2,5\ \mu\text{m}$ (PM 2.5) sont éliminées en totalité par phagocytose et expectoration, elles ne sont donc pas considérées comme étant ingérées.

Ces hypothèses de travail n'engagent que leur auteur et ne devront pas être considérées dans des travaux tiers.

4.2 Bioaccessibilité des métaux dans l'appareil gastro-intestinal

Dans la première partie de ce chapitre, il a été démontré qu'une importante proportion des particules inhalées retenues dans l'organisme pouvait être ingérée après son élimination du système respiratoire. De plus, il a été établi que les métaux provenant des particules ingérées peuvent être absorbés par l'organisme au niveau de l'appareil gastro-intestinal. Or ce mode d'exposition n'est pas pris en compte dans la méthodologie d'évaluation des risques utilisés au Québec.

Il paraît alors intéressant d'évaluer l'impact qu'aurait la prise en compte de ce phénomène sur les conclusions d'une étude de risque. Pour cela, il serait nécessaire de détailler auparavant la bioaccessibilité des métaux au niveau de l'appareil gastro-intestinal et les variables ayant une influence sur celle-ci.

4.2.1 Méthodes in vitro d'évaluation de la bioaccessibilité des métaux

Les VTR utilisées dans les études de risques toxicologiques sont tirées de la littérature scientifique qui présente des données issues en majorité d'expérimentations in vivo (utilisation d'animaux vivants et transposition du résultat au modèle humain). Ces expériences sont coûteuses, longues et difficilement reproductibles. Il est donc intéressant d'utiliser en complément de ces méthodes des études in vitro (reproduction en laboratoire des phénomènes naturels amenant à rendre un contaminant accessible pour l'organisme) qui sont moins onéreuses et facilement reproductibles.

La bioaccessibilité des métaux dans l'appareil digestif est un sujet largement traité dans la littérature scientifique depuis le milieu des années 1990 en considérant par exemple comme source d'exposition, l'ingestion de sol contaminé (Paustenbach *et al.*, 1997) ou de résidus miniers (Ruby *et al.*, 1993). Étant donné que les poussières diffuses, issues de mines à ciel ouvert, proviennent pour la plupart des particules fines du sol, il est possible de transposer en partie les conclusions de ces publications au cas spécifiquement étudié.

Les méthodes utilisées pour l'évaluation de la bioaccessibilité des métaux se doivent de reproduire en laboratoire le processus physiologique qui se déroule tout le long de l'appareil digestif et qui entraîne la solubilisation des métaux dans le chyme. De nombreuses méthodologies découpent ce processus en trois principales étapes (Oomen *et al.*, 2002) (Annexe 3):

- la dilution au niveau de la cavité buccale (pH proche de 6, temps de réaction 5 min),
- la dilution au niveau de l'estomac (pH entre 1 et 5, temps de réaction de 1 à 3 h),
- la dilution au niveau de l'intestin (pH proche de 7, temps de réaction de 2 à 6 h).

Pour simuler ces phénomènes, une petite quantité de sols (de l'ordre de 1 à 10 g) est mise en contact avec des enzymes digestives et des acides organiques en contrôlant la température, le pH et le temps de réaction (Ruby *et al.*, 1993). Au cours des dernières années, une dizaine de méthodes ont été développées (Oomen *et al.*, 2002) et les résultats obtenus sont plutôt hétéroclites (Annexe 3).

Les variations des résultats rencontrés selon la méthode utilisée s'expliquent principalement par les choix qui ont été faits pour simuler le pH de l'estomac (*id.*). En effet, en fonction de l'heure de la journée, ce paramètre évolue avec la quantité de nourriture qui y est digérée (*id.*). Ce paramètre est d'autant plus important pour le cas étudié que l'alimentation de l'appareil gastro-intestinal en particules fines se fait en continu et donc dans des conditions gastriques changeantes. Il faudra alors adapter la méthodologie d'évaluation de la bioaccessibilité pour la rendre dynamique comme le modèle gastro-intestinal TNO (contrôle du pH et de la composition du chyme au cours de l'expérimentation) ou bien adapter les facteurs de sécurité à utiliser lors de l'interprétation des résultats. De manière générale, la comparaison des résultats des méthodes *in vitro* avec les résultats des tests *in vivo* tend à valider les différentes méthodologies proposées (principalement les méthodes BARGE, IVG et PBET) (Juhász *et al.*, 2009; Schroder *et al.*, 2004).

Il serait finalement intéressant de s'inspirer et d'adapter à la situation des poussières inhalées puis ingérées, les travaux du groupe de recherche européen *BioAvailability Research Group Europe (BARGE)* qui a pour ambition de créer un modèle universel de mesure de la bioaccessibilité (Wragg, 2009) pour l'appliquer de manière spécifique dans le cadre d'étude d'impact (Figure 4.5) (modèle RIVM dans l'Annexe 3).

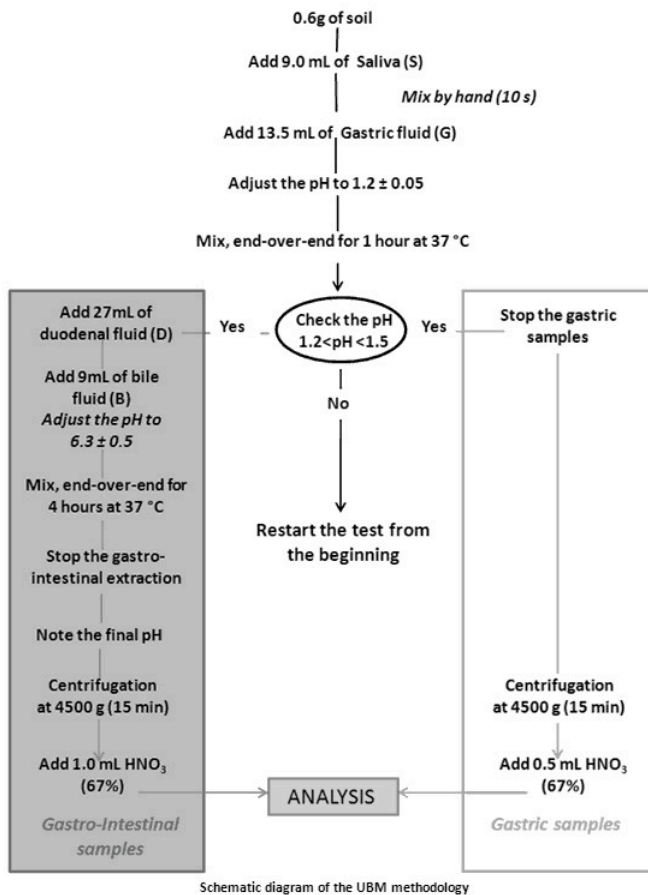


Figure 4.5 : Méthode unifiée de mesure de la Bioaccessibilité proposée par le groupe de recherche BARGE (tiré de INERIS, 2010)

4.2.2 Variables influençant la bioaccessibilité gastro-intestinale des métaux

L'intérêt des méthodologies *in vitro* d'évaluation de la bioaccessibilité est de pouvoir répéter un grand nombre de fois une expérience en modifiant uniquement une variable. Ainsi les résultats obtenus permettent de mettre en avant les différents paramètres clés qui influencent de manière significative les quantités de métaux bioaccessibles.

En effet, des groupes de recherche ont mis en avant que plusieurs facteurs géotechniques avaient un impact sur la quantité de métaux biodisponibles (et donc indirectement bioaccessibles) au sein de l'appareil gastro-intestinal. Parmi ces facteurs on retrouve la taille des particules, la spéciation des métaux et l'encapsulation du minéral dans la matrice du sol (Figure 4.6, Figure 4.7 et Annexe 4) (Gravellier, 2007; Ruby *et al.*, 1999).

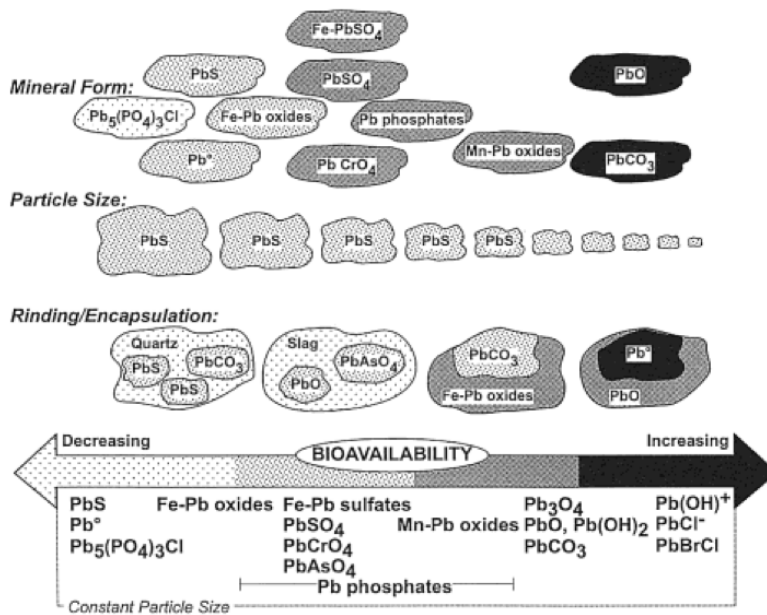


Figure 4.6 : Schéma de la biodisponibilité du plomb en fonction de paramètres physiques, chimiques et environnementaux (tiré de Ruby *et al.*, 1999)

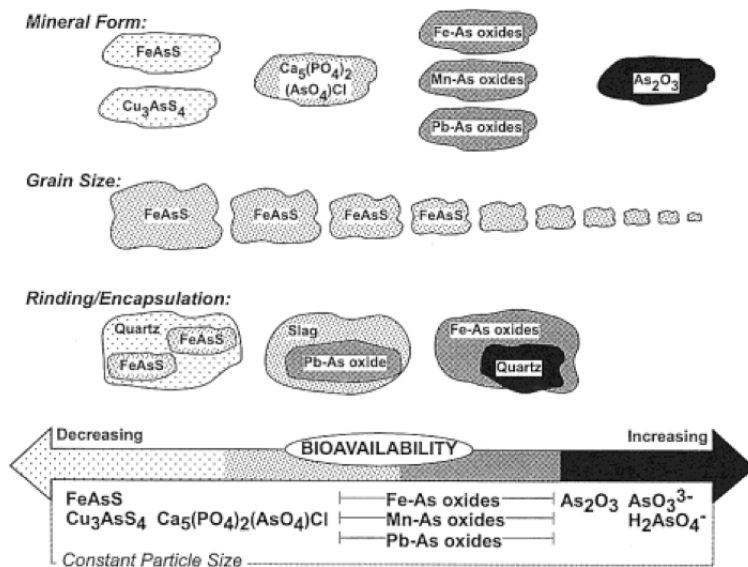


Figure 4.7 : Schéma de la biodisponibilité du plomb et de l'arsenic en fonction de paramètres physiques, chimiques et environnementaux (tiré de Ruby *et al.*, 1999)

Pour le plomb et l'arsenic, les informations présentes dans la littérature scientifique sont suffisantes pour pouvoir proposer une synthèse de leurs biodisponibilités relatives en

fonction de leurs spéciations (Tableau 4.1 et Tableau 4.2) (Gravellier, 2007). La biodisponibilité relative est dans ce cas-ci un paramètre qui évalue les quantités absorbées par l'organisme, de différentes formes de métaux, vis-à-vis d'une forme de référence utilisée pour l'établissement des VTR (souvent la forme la plus soluble).

Tableau 4.1 : Évaluation de la biodisponibilité relative du plomb en fonction de la spéciation minéralogique (tiré de Gravellier, 2007)

Biodisponibilité relative		
< 25%	25%< < 75%	>75%
Oxydes de PbFe(M) PbSO ₄ PbS Oxydes de Pb(M) Sulfates de PbFe(M)	Scories Phosphates de Pb PbO	PbCO ₃ Oxydes de PbMn(M)

Tableau 4.2 : Évaluation de la biodisponibilité relative de l'arsenic en fonction de la spéciation minéralogique (tiré de Gravellier, 2007)

Biodisponibilité relative		
< 30%	30%< < 70%	>70%
As ₂ O ₃ Sulfosels	Phosphates d'arsenic Oxydes d'AsFe Oxydes de PbAs Oxydes de MnAs As lié à des phosphates de fer et de zinc	FeAsO

Ces deux tableaux mettent en avant que la spéciation des métaux peut entraîner une diminution de plus de 70 % de la quantité de métaux biodisponible pour l'organisme par rapport à la valeur considérée lors de l'élaboration d'une VTR.

Des études ont également mis en valeur une augmentation de la bioaccessibilité des métaux avec une diminution de la taille des particules (Girouard et Zagury, 2009), mais les résultats obtenus ne sont pas suffisants pour pouvoir quantifier ce phénomène. Il est tout de fois possible de considérer le résultat de test de solubilité qui met en avant une augmentation d'un facteur cinq entre la solubilité des particules de plomb de 150 à 250 µm et celle de moins de 35 µm (Gravellier, 2007). Ces deux paramètres pourraient influencer significativement les conclusions d'une étude de risques s'ils devaient être pris en compte.

4.2.3 Utilisation de la notion de bioaccessibilité dans la méthodologie d'étude de risque

Étant donné l'importante variation de la bioaccessibilité des métaux en fonction des propriétés physiques et chimiques du contaminant considéré, il serait intéressant de prendre en compte ces informations lors de la réalisation d'une étude de risques toxicologiques pour la santé humaine. Ces variables pourraient être considérées à plusieurs niveaux dans cette démarche.

Dans un premier temps, il serait logique d'agir en adaptant la relation dose/effet à considérer dans l'étude menée. C'est-à-dire que le choix des VTR devrait prendre en compte les spécificités du contaminant étudié. Or étant donné la lourdeur des démarches nécessaires pour valider une VTR (études épidémiologiques ou toxicologiques, validation par un groupe d'experts, etc.), il est compliqué d'envisager l'établissement de VTR pour chaque cas étudié. Cela serait d'autant plus complexe qu'il faut établir différentes VTR en fonction de la fraction particulaire considérée.

La seconde solution afin de prendre en compte la spéciation des métaux et la taille des particules dans l'évaluation du risque toxicologique, est d'intervenir au niveau du calcul de l'exposition (formule de calcul disponible dans Guney *et al.*, 2010). Ainsi, il faut introduire dans ce calcul un facteur de correction de l'exposition reflétant la bioaccessibilité relative du contaminant étudié par rapport à celui considéré lors de l'établissement de la VTR (Paustenbach *et al.*, 1997). Pour pouvoir établir un tel facteur, il est nécessaire auparavant de travailler sur l'élaboration d'un protocole de caractérisation toxicologique d'un contaminant particulaire. Ce protocole devrait décrire la phase d'échantillonnage du contaminant étudié d'une part (nombre et type d'échantillon à prélever en fonction du projet étudié) et la méthodologie de mesure de la bioaccessibilité relative d'autre part. Il faut choisir une méthode d'analyse rapide, robuste, économique et reproductible afin de pouvoir automatiser les mesures (Ducauze *et al.*, s. d.). Cela permettrait alors de multiplier facilement le nombre d'échantillons analysés et donc de rendre l'étude de risque spécifique (Ruby *et al.*, 1993).

Si le lien entre la bioaccessibilité relative et la mesure de l'exposition existait, il serait alors possible d'utiliser dans les études de risques des VTR reconnues internationalement tout en respectant les spécificités de chaque projet.

5 UNE NOUVELLE APPROCHE POUR LES ETUDES DE RISQUES TOXICOLOGIQUES DANS LE CADRE DE PROJET MINIER A CIEL OUVERT ?

L'objectif de ce chapitre est dans un premier temps d'évaluer l'impact qu'aurait la prise en compte des paramètres détaillés dans le chapitre quatre (taux de déposition pulmonaire, taux d'ingestion, etc.) sur le calcul de l'exposition aux métaux issus de poussières diffuses. Le second objectif est de proposer une nouvelle approche permettant de préciser une étude des risques toxicologiques réalisée pour l'étude d'impact d'une mine à ciel ouvert, en prenant en compte plus particulièrement la bioaccessibilité des métaux.

5.1 L'évaluation de l'exposition

Précédemment, il a été établi que le calcul de l'exposition dans le cadre d'une étude d'évaluation des risques ne considérait pas certaines particularités des poussières (granulométrie, mode d'élimination, etc.). Or il a été vu que ces paramètres pouvaient avoir un effet sur la mesure de l'exposition et donc probablement sur les conclusions des études. Ainsi, l'influence de la prise en compte du taux de déposition pulmonaire va être évaluée à partir des hypothèses élaborées dans les trois chapitres précédents; pour ensuite étudier l'influence de l'ingestion de particules.

5.1.1 Évaluation de l'exposition respiratoire et du taux de déposition pulmonaire

Pour pouvoir évaluer la quantité de particules inhalées, il a été nécessaire de définir dans le chapitre deux (section 2.5.1) la concentration et la distribution granulométrique des particules dans l'air ambiant. Il a également été nécessaire dans le chapitre trois (section 3.3.3) de définir les paramètres physiologiques et le scénario d'exposition pour la population considérée (population infantile de 0,5 à 11 ans). Finalement, dans le chapitre quatre, des taux de pénétration et de déposition dans l'organisme en fonction de la fraction particulaire ont été présentés. En regroupant l'ensemble de ces informations, il est alors possible d'évaluer la quantité de particules inhalées, la quantité de particules respirées (fraction atteignant les alvéoles) et la quantité de particules qui se dépose au niveau des alvéoles (Tableau 5.1).

Tableau 5.1 : Exposition pulmonaire d'une population infantile aux poussières en fonction de la fraction particulaire

	unité				
Fraction	µm	PM100-PM10	PM10-PM2,5	PM2,5	Total
Proportion granulométrique	-	67%	25%	8%	100%
Concentration dans l'air	µg/m3	94	35	11	140
volume journalier d'air inhalé*	m3/j	13			
Quantité de particules inhalées	mg/j	1,22	0,46	0,14	1,82
Taux de pénétration alvéolaire	-	0%	25%	100%	14%
Quantité de particules atteignant les alvéoles	mg/j	0,00	0,11	0,14	0,26
Taux de déposition alvéolaire	-	0%	10,00%	50%	6%
Quantité de particule se déposant au niveau des alvéoles	mg/j	0,00	0,05	0,07	0,12

*la valeur présentée est pour une population de 0,5 à 11 ans

Ce tableau permet de constater que pour la granulométrie et le taux de déposition alvéolaire retenu, la quantité de particules se déposant au niveau des alvéoles est inférieure à 10 % de la quantité de poussières inhalée. En effet, les poussières diffuses émises par les mines sont généralement assez grosses (près de 70 % des particules sont comprises entre 100 et 10 µm), ainsi les barrières de protection naturelles (cilles, trachées, etc.) s'avèrent relativement efficaces pour réduire la quantité de particules accédant aux alvéoles.

À partir de ces informations et celles exposées dans le chapitre deux (section 2.5.3), il est possible de calculer les concentrations en métaux dans l'air inhalé d'une part, et l'air respiré d'autre part (concentration au niveau des alvéoles). Il est également possible de calculer la quantité de métaux retenue quotidiennement au niveau des alvéoles. Ces données sont présentées dans le Tableau 5.2 et elles sont comparées aux VTR exposées dans le chapitre trois (section 3.2.3). Les colonnes [X]/VTR permettent de comparer une concentration ou une dose calculée à la VTR s'appliquant.

A partir de ce tableau, il est possible de constater que d'après les hypothèses émises (concentration des métaux dans les particules égale au bruit de fond dans les sols québécois), les particules rejetées par une mine dans les conditions retenues (émission de PTS égale à 100 % de la norme fixée par l'annexe K du RAA et dépassement de 50 % de cette norme 10 jours par mois) permettent de maintenir la quantité de métaux inhalée sous les VTR dans la grande majorité des cas.

Tableau 5.2 : Comparaison des VTR pour des métaux aux valeurs d'expositions par inhalation

	VTR*		inhalé		respiré		Dose inhalée		alvéolaire	
	µg/m3	mg/j	µg/m3	[X]/VTR	µg/m3	[X]/VTR	mg/j	[X]/VTR	mg/j	[X]/VTR
Argent (Ag)	3,60E+00	2,70E-02	1,08E-03	0%	1,51E-04	0%	1,40E-05	0%	8,42E-07	0%
Arsenic (As)	3,00E-02	2,32E-04	8,11E-03	27%	1,14E-03	4%	1,05E-04	45%	6,33E-06	3%
Baryum (Ba)	1,00E+00	7,83E-03	1,96E-01	20%	2,74E-02	3%	2,55E-03	33%	1,53E-04	2%
Cadmium (Cd)	2,00E-02	1,30E-04	1,08E-03	5%	1,51E-04	1%	1,40E-05	11%	8,42E-07	1%
Chrome total (Cr)*	1,00E-01	5,40E-01	6,53E-02	65%	9,14E-03	9%	8,49E-04	0%	5,09E-05	0%
Cobalt (Co)	1,00E-01	7,83E-04	1,68E-02	17%	2,35E-03	2%	2,18E-04	28%	1,31E-05	2%
Cuivre (Cu)	6,00E+01	4,59E-01	5,11E-02	0%	7,15E-03	0%	6,64E-04	0%	3,99E-05	0%
Étain (Sn)	1,00E+02	8,10E-01	4,41E-03	0%	6,17E-04	0%	5,73E-05	0%	3,44E-06	0%
Manganèse (Mn)	5,00E-02	3,78E-04	8,41E-01	1682%	1,18E-01	235%	1,09E-02	2892%	6,56E-04	174%
Mercuré (Hg)	ND	ND	2,47E-04	-	3,46E-05	-	3,21E-06	-	1,93E-07	-
Molybdène (Mo)	1,70E+01	1,35E-01	3,88E-03	0%	5,43E-04	0%	5,04E-05	0%	3,03E-06	0%
Nickel (Ni)	5,00E-02	3,78E-04	5,03E-02	101%	7,04E-03	14%	6,54E-04	173%	3,92E-05	10%
Plomb (Pb)	5,00E-01	3,78E-03	3,70E-02	7%	5,18E-03	1%	4,81E-04	13%	2,89E-05	1%
Sélénium (Se)	2,00E+01	1,35E-01	1,94E-03	0%	2,72E-04	0%	2,52E-05	0%	1,51E-06	0%
Zinc (Zn)	1,10E+03	8,10E+00	1,22E-01	0%	1,71E-02	0%	1,59E-03	0%	9,52E-05	0%
Métaux totaux			1,40E+00		1,96E-01		1,82E-02		1,09E-03	

*les VTR présentées sont pour une population de 0,5 à 11 ans (poids moyen de 27 kg)

**les VTR retenues sont celles du chrome hexavalent

ND: Non disponible

Ce tableau montre également que les valeurs d'exposition varient significativement en fonction du niveau anatomique considéré pour l'évaluation de l'exposition. Il est donc important de chercher à savoir comment les VTR ont été établies (taille des particules considérées, VTR établie sur une concentration respirée ou inhalée, etc.) lors de l'évaluation de l'exposition.

Ainsi si la VTR est établie uniquement avec des particules respirables (DA inférieur à 4 µm), il faudrait considérer le calcul de la concentration dans l'air respiré plutôt que de se baser sur la concentration dans l'air inhalé. Si la VTR est établie à partir d'études mettant en contact des métaux avec des cellules pulmonaires, il faudrait alors plutôt se baser sur le calcul de la dose déposée au niveau des alvéoles lors de l'estimation du risque toxicologique.

5.1.2 Évaluation de l'exposition gastro-intestinale et ingestion de particules

Pour pouvoir évaluer la quantité de particules inhalées qui peut être ingérée après s'être déposée au niveau de l'appareil respiratoire, il a été nécessaire de définir dans le chapitre deux (section 2.5.1) la concentration et la distribution granulométrique des particules dans l'air ambiant. Il a également été nécessaire dans le chapitre trois (section 3.3.3) de définir les paramètres physiologiques et le scénario d'exposition pour la population considérée (population infantile de 0,5 à 11 ans). Finalement, dans le chapitre quatre, la proportion potentiellement ingérée des particules inhalées a été présentée (section 4.1.4). En regroupant l'ensemble de ces informations, il est alors possible d'évaluer la quantité de particules inhalée qui est finalement ingérée (Tableau 5.3).

Tableau 5.3 : Évaluation de la quantité de particules ingérées après inhalation pour une population infantile

Fraction	unité				
	µm	PM100-PM10	PM10-PM2,5	PM2,5	Total
Proportion granulométrique	-	67%	25%	8%	100%
Concentration dans l'air	µg/m ³	94	35	11	140
volume journalier d'air inhalé*	m ³ /j	13			
Quantité de particules inhalées	mg/j	1,22	0,46	0,14	1,82
Taux d'ingestion	-	90%	75%	0%	79%
quantité de particules ingérées	mg/j	1,10	0,34	0,00	1,44

*la valeur présentée est pour une population de 0,5 à 11 ans

Ce tableau permet de constater que pour la granulométrie et le taux d'ingestion retenu, la quantité de particules qui transite par l'appareil gastro-intestinal est approximativement égale à 80 % de la quantité de poussières inhalées. En effet, les poussières diffuses émises par les mines sont généralement assez grosses (près de 70 % des particules sont comprises entre 100 et 10 μm), les barrières de protection naturelles (cilles, trachées, etc.) piègent donc une importante proportion des particules inhalées. Ces particules sont par la suite éliminées en passant dans l'appareil gastro-intestinal.

À partir de ces informations, de celles exposées dans le chapitre deux (section 2.5.3) et de celles présentées dans le chapitre trois (section 3.3.3) il est possible de calculer les quantités totales de métaux ingérés (Tableau 5.4). Les colonnes $[X]/[X]_{\text{total}}$ permettent de quantifier l'importance de chaque source de poussière par rapport à la dose totale ingérée. La colonne $[X]/[VTR]$ permet de comparer la quantité totale de métaux ingérés aux VTR s'appliquant.

À partir de ce tableau et en considérant les hypothèses émises, il est possible de constater que pour une population infantile, l'ingestion de particules inhalées ne constitue pas une source importante d'exposition aux métaux par rapport aux autres voies d'exposition gastro-intestinale (1 % de la quantité totale de métaux ingérés). Il faut tout de même souligner que les hypothèses retenues concernant la composition des poussières intérieures (100 % de poussières provenant du projet minier considéré, composition des dépôts de poussières, etc.) ont sûrement mené à une surévaluation de cette source d'exposition (85 % de la quantité totale de métaux ingérés). Malgré cela il semblerait que les particules rejetées par une mine dans les conditions retenues (émission de PTS égale à 100 % de la norme fixée par l'annexe K du RAA et dépassement de 50 % de cette norme 10 jours par mois) permettent de maintenir la quantité de métaux inhalée sous le seuil des VTR dans la majorité des cas. Trois dépassements sont tout de même constatés (Arsenic, cuivre et manganèse).

Finalement, la quantité de particules ingérées suite à leur inhalation est toujours inférieure à 1 % de la VTR pour une population de 0,5 à 11 ans. La prise en compte de ce mode d'exposition dans les études d'évaluation des risques aurait donc des effets minimes sur les conclusions, d'autant plus si l'on considère les marges de sécurité généralement appliquées.

Tableau 5.4 : Comparaison des valeurs d'expositions aux métaux par ingestion par rapport aux VTR

	VTR*	inhalée		sol		poussière intérieur		total	
	mg/j	mg/j	[X]/[X]total	mg/j	[X]VTR	mg/j	[X]/VTR	mg/j	[X]/VTR
Argent (Ag)	1,35E-01	1,11E-05	1%	1,67E-04	14%	9,98E-04	85%	1,18E-03	1%
Arsenic (As)	8,10E-03	8,33E-05	1%	1,26E-03	14%	7,54E-03	85%	8,88E-03	110%
Baryum (Ba)	5,40E+00	2,01E-03	1%	3,03E-02	14%	1,82E-01	85%	2,14E-01	4%
Cadmium (Cd)	1,35E-02	1,11E-05	1%	1,67E-04	14%	9,98E-04	85%	1,18E-03	9%
Chrome total (Cr)**	8,10E-02	6,71E-04	1%	1,01E-02	14%	6,06E-02	85%	7,14E-02	88%
Cobalt (Co)	2,70E-02	1,73E-04	1%	2,60E-03	14%	1,55E-02	85%	1,83E-02	23%
Cuivre (Cu)	3,78E+00	5,25E-04	1%	7,92E-03	14%	4,76E-02	85%	5,60E-02	207%
Étain (Sn)	8,10E-01	4,53E-05	1%	6,82E-04	14%	4,08E-03	85%	4,81E-03	0%
Manganèse (Mn)	3,78E+00	8,64E-03	1%	1,31E-01	14%	7,80E-01	85%	9,19E-01	113%
Mercuré (Hg)	ND	2,54E-06	1%	3,83E-05	14%	2,29E-04	85%	2,70E-04	-
Molybdène (Mo)	1,35E-01	3,98E-05	1%	6,00E-04	14%	3,61E-03	85%	4,25E-03	3%
Nickel (Ni)	5,40E-01	5,17E-04	1%	7,78E-03	14%	4,68E-02	85%	5,51E-02	10%
Plomb (Pb)	9,72E-02	3,80E-04	1%	5,76E-03	14%	3,43E-02	85%	4,05E-02	42%
Sélénium (Se)	1,35E-01	1,99E-05	1%	3,01E-04	14%	1,80E-03	85%	2,12E-03	2%
Zinc (Zn)	8,10E+00	1,25E-03	1%	1,89E-02	14%	1,13E-01	85%	1,33E-01	2%
Métaux totaux		1,44E-02		2,17E-01		1,30E+00		1,53E+00	

*VTR valable pour une population de 0,5 à 11 ans (poids moyen de 27 kg)

**La VTR présentée est celle du chrome hexavalent

ND: non disponible

5.2 Proposition de modification de la démarche d'évaluation des risques toxicologiques

Il a été démontré précédemment que lors d'une étude des risques toxicologiques liés à l'exposition aux métaux issus de poussières diffuses émises par une mine à ciel ouvert, la principale source de préoccupation venait en général de l'exposition par ingestion (notamment des poussières intérieures) et non par inhalation. En effet, les rapports des concentrations d'exposition par rapport aux VTR (noté $[X]/[VTR]$) sont plus importants dans le tableau 5.4 que dans le tableau 5.2.

Par ailleurs il a été vu dans le chapitre quatre que la toxicité des métaux au niveau de l'appareil gastro-intestinal pouvait être influencée entre autres par la spéciation des métaux ingérés et par la taille des particules. Dans cette dernière partie, les recommandations énoncées ont donc pour but de proposer une méthode qui prendrait en compte ces paramètres afin d'évaluer au mieux les risques toxicologiques entraînés par la réalisation d'un projet minier à ciel ouvert.

La première partie de ce chapitre trace donc les grandes lignes d'un protocole de caractérisation toxicologique d'un projet qui serait une étape préliminaire à l'étude des risques toxicologiques réalisée dans le cadre d'une étude d'impact. La seconde partie s'attache davantage aux modifications portées à la méthodologie d'étude des risques toxicologiques en tant que telle et aux moyens à mettre en place pour appliquer de cette nouvelle démarche. Finalement, la troisième partie identifie les besoins en recherche appliquée et fondamentale, nécessaires avant de pouvoir réellement utiliser une telle approche.

5.2.1 La caractérisation toxicologique d'un projet

L'objectif de la démarche suggérée est de proposer au préalable de l'étude de risques une étape dite de caractérisation toxicologique. Le but est dans un premier temps de regrouper l'ensemble des informations nécessaires pour pouvoir rendre spécifique l'étude des risques toxicologiques d'un projet. Cela implique entre autres la prise en compte de la bioaccessibilité des métaux ingérés par la population exposée aux particules émises par le projet étudié. Actuellement, les études de risques toxicologiques présentées au BAPE dans le cadre d'étude d'impact se basent dans de nombreux cas sur des hypothèses par défaut

tirées de documents de références. Or cette méthode amène à utiliser des facteurs d'incertitudes importants et il semble que cela pourrait entraîner une surévaluation des risques toxicologiques.

Pour faire la caractérisation toxicologique d'un projet, la méthode proposée consiste à commencer par caractériser à la source le contaminant étudié, puis à le quantifier au point d'exposition de la population la plus proche du projet. La caractérisation à la source consiste en l'évaluation de :

- la granulométrie des particules émises,
- la concentration massique en métaux en fonction de la fraction particulaire,
- la bioaccessibilité des métaux en fonction de la fraction particulaire.

De plus, il faut prendre en compte que le contaminant étudié est issu de multiples sources, et que c'est le procédé à la base de l'émission des particules qui détermine les paramètres cités précédemment. En effet, l'érosion éolienne sur des sols nus n'émettra pas les mêmes poussières qu'une opération de dynamitage de roches stériles. Il faut donc réaliser une caractérisation des particules émises pour chaque source d'émission significative.

Étant donné que ce type d'étude est préliminaire à la réalisation du projet, cette évaluation ne peut être effectuée en réalisant des campagnes de prélèvements et d'analyses. L'idéal serait alors de créer dans le même esprit que le guide de caractérisation des sols, un protocole de caractérisation des poussières émises en fonction de la source. Des pistes de réflexion pour réaliser cette tâche sont proposées dans la section 5.2.3.

Une fois que la caractérisation des poussières émises est réalisée pour chaque source considérée, il faut évaluer au point d'exposition de la population la plus proche du projet :

- la concentration de particules dans l'air ambiant,
- le taux de déposition de poussières à l'extérieur,
- le taux de déposition de poussière à l'intérieur.

Ce travail de quantification doit être effectué pour chaque fraction particulaire considérée. Pour obtenir ce type d'information, il faut d'abord évaluer le bruit de fond local en réalisant des campagnes de mesures puis procéder à une modélisation de dispersion en fonction des caractéristiques du projet (design de la fosse, débit d'extraction, etc.) et de la zone

(météorologie, topographie, etc.). Des pistes de réflexion pour réaliser cette tâche sont proposées dans la section 5.2.3.

5.2.2 Intégration de la notion de bioaccessibilité relative dans l'évaluation des risques toxicologiques

Une fois la caractérisation qualitative et quantitative des émissions particulières de métaux réalisée, il est alors possible de réaliser l'étude des risques toxicologiques. La démarche proposée consiste à calculer la valeur d'exposition gastro-intestinale comme indiqué dans la première partie de ce chapitre (section 4.1), puis d'introduire l'utilisation de la valeur de bioaccessibilité relative. En effet, dans le chapitre quatre (section 4.2.3), il a été vu que ce paramètre pouvait être utilisé comme un facteur de correction permettant de relier l'exposition calculée à la VTR utilisée. Cela implique que les VTR choisies ont été définies avant même l'étape de caractérisation toxicologique et que le travail de mesure de la bioaccessibilité réalisé sur les échantillons issus du projet étudié a été réalisé à l'identique sur des échantillons étalons utilisés pour la définition des VTR. Des pistes de réflexion pour réaliser cette tâche sont proposées dans la seconde partie de ce chapitre.

La démarche proposée, si elle est appliquée, réduirait en partie les imprécisions inhérentes à la méthodologie d'étude des risques toxicologiques actuellement utilisée, mais elle alourdirait également cette tâche et elle augmenterait significativement le coût des études préliminaires à la réalisation d'un projet. Cette méthode reste tout de même pertinente dans le cadre de projet minier à ciel ouvert, étant donné que l'information de la population est un enjeu majeur et que les risques toxicologiques potentiels sont réels.

Ainsi la méthode à adopter et l'ampleur des informations à regrouper pour la réalisation de l'étude des risques toxicologiques dans le cadre d'un projet de mine à ciel ouvert, devraient dépendre bien évidemment de la nature du projet envisagé ainsi que de sa localisation et du contexte dans lequel il est réalisé. L'effort à fournir pour regrouper ces informations pourrait alors être dicté par :

- le ministre de l'Environnement au même titre qu'il indique la portée et l'étendue de l'étude d'impact sur l'environnement,
- l'initiateur du projet, qui peut souhaiter ne pas surévaluer le risque toxicologique en rendant l'étude des risques toxicologiques spécifique et donc plus précise,

- les personnes responsables de la réalisation de l'étude d'impact social qui sont à même de relayer les inquiétudes de la population locale.

Finalement, on peut dire que la démarche proposée ci-dessus ne rend pas obsolète la méthode actuellement préconisée, mais étant donné qu'elle peut réduire certaines incertitudes, elle permettrait :

- d'affiner le calcul des risques toxicologiques d'un projet quand ceux calculés avec la méthode actuelle sont proches des VTR,
- de réduire l'aversion du public pour un projet en présentant des informations spécifiques au contexte du projet.

5.2.3 Les besoins en recherche

La démarche exposée dans la section 5.2.1 et 5.2.2 vise à optimiser l'évaluation des risques toxicologiques dans le cadre de l'étude d'impact pour la réalisation d'un projet minier à ciel ouvert. Cette démarche est basée sur des faits scientifiques, mais n'est pas applicable au jour d'aujourd'hui. En effet, toutes les tâches à réaliser pour élaborer une caractérisation toxicologique comme proposée sont techniquement réalisables, mais aucun protocole ou guide existant ne permet d'encadrer le travail de la personne chargée de leurs exécutions. Il reste donc de nombreuses recherches à effectuer avant de pouvoir appliquer une telle démarche, et principalement pour :

- réaliser un guide de caractérisation des poussières émises en fonction de la fraction particulaire avant même l'exécution d'un projet,
- élaborer et valider un protocole standard de modélisation des concentrations de poussières dans l'air ambiant et des retombées de poussières extérieures et intérieures,
- élaborer un protocole standard d'évaluation de la bioaccessibilité gastro-intestinale relative à partir d'une banque de VTR reconnue.

Pour réaliser un guide de caractérisation des poussières, l'objectif serait d'effectuer à partir de plateformes expérimentales un lien entre la composition de la matrice à la source des poussières (le mort terrain, le minerai, les stériles, etc.), le procédé entraînant l'émission de particules (l'érosion éolienne, le dynamitage, le charriage de matériaux, etc.) et la composition de la poussière émise (la granulométrie et idéalement la concentration en

métaux en fonction de leur spéciation). Le but est de pouvoir alors prédire à partir des analyses d'un nombre important d'échantillons de matériaux en place sur le futur site du projet (le mort terrain, le minerai à diverses profondeurs et les stériles), la composition moyenne des poussières attendues. Il faudrait finalement confronter les données acquises sur une plateforme d'essai avec des mesures réalisées dans le cadre de projets miniers à ciel ouvert pour le moment en exploitation au Québec. Même s'il paraît improbable de réussir une prévision exacte, ce travail de recherche ne peut qu'améliorer l'hypothèse retenue actuellement, à savoir que la composition des poussières est identique à celle du minerai en place. Ainsi, cela comblerait le manque d'informations probant quant à la taille des particules émises par ce type de projet.

En plus de l'étape de caractérisation, il est important d'optimiser l'étape de quantification. L'objectif est dans ce cas de valider et de standardiser une méthode numérique de modélisation qui permet de quantifier la concentration de poussières dans l'air ambiant ainsi que les dépôts de particules en extérieur et en intérieur. Ce travail de recherche consisterait à partir d'un modèle existant et validé par le MDDEP et par l'US-EPA (AERMOD par exemple) puis de l'optimiser en détaillant les variables à utiliser en fonction des fractions particulières retenues. Là encore il sera nécessaire de valider ce modèle en réalisant des études de terrain à partir de projets actuellement en exploitation au Québec.

Le dernier sujet de recherche précisément identifié concerne le développement et la validation d'une méthode standard d'évaluation de la bioaccessibilité gastro-intestinale des métaux issus d'échantillons de poussières. Les échantillons testés devraient provenir des mêmes plateformes expérimentales que celles proposées ci-dessus pour étudier la composition des poussières. Ce protocole devra également être éprouvé sur des échantillons standard utilisés pour la définition des VTR afin de pouvoir établir la bioaccessibilité relative.

Finalement, pour continuer la démarche commencée dans cet essai, des sujets de recherches plus fondamentaux pourraient être développés à propos de la méthode de mesure de l'exposition qui contribueraient par exemple à :

- vérifier avec les technologies actuelles les courbes de pénétration et de déposition des particules au sein de l'organisme,
- détailler les mécanismes d'élimination des particules après leur inhalation,

- étudier l'action des métaux sous forme solide sur l'appareil respiratoire pour une fraction particulaire adaptée à la problématique traitée,
- évaluer la bioaccessibilité des métaux dans les fluides pulmonaires.

CONCLUSION

L'objectif principal de l'essai proposé était de déterminer si la méthodologie présentement en vigueur pour l'évaluation des risques toxicologiques sur la santé humaine était en adéquation avec les connaissances scientifiques actuelles et les spécificités des poussières émises par les mines à ciel ouvert. Finalement, suite à l'analyse réalisée il apparaît qu'en l'état actuel des connaissances scientifiques et techniques cette méthodologie n'est pas désuète; mais elle pourrait tout de même être grandement améliorée en étant modifiée afin d'être spécifique au projet évalué.

Le travail de recherche réalisé pour arriver à cette constatation a permis dans un premier temps de mettre en évidence la pauvreté des informations disponibles au niveau provincial à propos des émissions de poussières diffuses des mines actuellement en exploitation. En effet, la mesure des émissions de poussières ne semble pas être un paramètre de contrôle imposé aux compagnies minières, ou alors les résultats de ces mesures ne sont pas rendus publics par le MDDEP. Les principales données utilisées sont donc issues des données de modélisation, ainsi les hypothèses de travail utilisées sont donc très conservatrices. Il a alors été suggéré que l'industrie minière en partenariat avec le MDDEP mette en places des meilleures procédures de suivi de la qualité de l'air autour des installations actives.

Par la suite l'étude de la méthodologie d'évaluation des risques toxicologiques appliquée aux émissions de poussières diffuses lors de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert a permis de mettre en évidence trois points faibles. Premièrement lors de l'évaluation de l'exposition, les spécificités physiques des contaminants (notamment la taille des particules) ne sont pas prises en compte. Deuxièmement lors de la définition des VTR la spéciation chimique du contaminant n'est que très rarement considérée. Finalement, lors de l'interprétation des résultats, l'origine des données permettant la définition des VTR n'est pas forcément en adéquation avec la méthode d'évaluation de l'exposition utilisée. Ainsi aucune différenciation n'est faite entre la dose d'exposition, la dose absorbée ou la dose biologiquement effective d'un contaminant. Ces faiblesses au sein de la méthode d'évaluation des risques toxicologiques sont susceptibles d'entacher les résultats d'une grande incertitude et d'entraîner l'énonciation de conclusions très conservatrices.

Un des autres objectifs spécifiques de ce rapport était de détailler puis de comparer les différents modes d'exposition aux poussières émises par une mine à ciel ouvert. L'analyse réalisée a alors permis de constater que l'inhalation des particules en suspension dans l'air était une source importante d'exposition, mais que l'ingestion de particules était également une voie d'exposition à considérer.

Suite à cela, la revue de la littérature scientifique a permis de montrer qu'étant donné la variation de la bioaccessibilité des métaux en fonction des propriétés physiques et chimiques du contaminant ingéré, il serait intéressant de prendre en compte la spéciation des métaux et la taille des particules. Pour cela il est proposé de travailler sur l'élaboration d'un protocole de caractérisation toxicologique d'un contaminant particulaire afin de calculer un facteur de correction que l'on pourrait utiliser lors du calcul de l'exposition (utilisation de la notion de bioaccessibilité relative). Cela permettrait alors d'utiliser dans les études de risques des VTR reconnues internationalement tout en respectant les spécificités de chaque projet.

Tout compte fait la démarche proposée, si elle est appliquée, réduirait en partie les imprécisions inhérentes à l'actuelle méthodologie d'étude des risques toxicologiques, mais elle alourdirait cette tâche et augmenterait le coût des études préliminaires à la réalisation d'un projet. Il serait alors intéressant d'adapter la méthodologie utilisée ainsi que l'ampleur des informations à regrouper en fonction de la localisation et du contexte dans lequel un projet de mine à ciel ouvert est réalisé. Cela est d'autant plus vrai si les risques toxicologiques calculés avec la méthode actuelle sont proches des VTR ou si cela permet de réduire l'aversion du public pour un projet en présentant des informations spécifiques.

RÉFÉRENCES

- Ansart, R. (2007). *Émission de poussière lors de la manipulation de poudre : interaction entre les particules en mouvement et l'air ambiant*. Thèse, Institut national polytechnique de Toulouse, Toulouse,
- Avati Conseil (2008). Suivi de la qualité de l'air. In Xstrata Nickel - Mine Raglan, *Rapport de surveillance environnementale 2007* (p. 15-26). Québec,
- BATTELLE (2000). *Guide for Incorporating Bioavailability Adjustments into Human Health and Ecological Risk Assessments at U.S. Navy and Marine Corps Facilities - Part 2 Technical Background Document for Assessing Metals Bioavailability*. Naval Facilities Engineering Service Center édition, Port Hueneme, 158 p.
- Bazin, H. (1988). *Norme Française X43-261, Qualité de l'air, air des lieux de travaux - Prélèvement à poste fixe et mesurage de la pollution particulaire totale*. AFNOR édition, Paris, 9 p.
- Caboche, J. (2009). *Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité - Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols: As, Cd, Pb et Sb*. Science et agronomie, 204 p.
- Carrier, G. et Bard, D. (2003). *Analyse du risque toxicologique*. Tec & Doc édition, Paris, Acton Vale, 25 p.
- CCME (2006). *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) édition, Winnipeg, 139 p.
- Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail (2011). Comment les matières particulaires passent-elles dans l'appareil respiratoire? In Anonyme. *Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail*, [En ligne]. http://www.cchst.ca/oshanswers/chemicals/how_do.html (Page consultée le juin/2012).
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2010). *Détermination des retombées de poussières dans l'air ambiant : méthode gravimétrique, MA. 101 - R.P. 1.0, Rév. 4*. MDDEP, Québec, 9 p.
- Chartier, R. et Lansart, M. (2004). *Document d'orientation sur les risques sanitaires liés aux carrières - réflexions sur les composantes «Source de dangers » et « Transfert » de l'étude d'impact. Rapport final*. BRGM édition, Paris, 94 p. (RP-53246-FR).
- Coalition Pour que le Québec ait meilleur MINE (2010). *Les mégamines à ciel ouvert, au coeur du débat*. 3 p.
- Commission européenne (2009). *Gestion des résidus et stériles des activités minières*. Bruxelles, Commission européenne, 632 p.
- Corporate Renaissance Group (2005). *Analyse comparative de la consommation d'énergie des mines à ciel ouvert du Canada*. Ottawa, 62 p.

- Descamps, I. (2004). *Érosion éolienne d'un lit de particule à large spectre granulométrique*. Thèse, École des mines du Douai, Valenciennes, 197 p.
- DETEC (2011). *Poussière fines - Question et réponses concernant les propriétés, les émissions, les immiscions, les effets sur la santé et les mesures*. Office fédérale de l'environnement OFEV édition, Berne, 32 p.
- Division Troilus (2010). Poussière fugitive. *In* Division Troilus, *Programme de surveillance et d'inspection environnementale - rapport annuel 2009* (p. 19).
- Ducauze, C., Baillet-Guffroy, A. et Buit, T.X. (s. d.). *Choix et validation d'une méthode d'analyse*. Agrosparitech édition, Paris, Agrosparitech, 30 p.
- Dufailly, V. (2008). *Spéciation de l'arsenic dans les produits de la pêche par couplage HPLC-ICP-MS après extraction assistée par micro-ondes (MAE). Contribution à l'évaluation des risques par l'estimation de sa bioaccessibilité*. Agroparistech, France
- Dutrisac, R. (2011). Faciliter le boom minier. *Le Devoir*, 10 Mai,
- Environmental Law Alliance Worldwide (2010). *Guide pour l'évaluation des EIE de projets miniers*. Environmental Law Alliance Worldwide édition, Eugene (États-Unis d'Amérique), 130 p.
- Environnement Canada (2012). Inventaire national des rejets de polluants. *In* Gouvernement du Canada. *Environnement Canada*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr> (Page consultée le 03/20 2012).
- Fontaine, H. (2011). L'or franchit les 1600\$ US. *La Presse*, 19 Juillet,
- Fouchécourt, M.O. (2008). Évaluation des risques toxicologique pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux - Projet minier aurifère Canadian Malartic. *In* Anonym, (p. 169). Montréal,
- Gaidajis, G. (2003). Ambient concentrations of Total Suspended Particulate matter and its elemental constituents at the wider area of the mining facilities of TVX Hellas in Chalkidiki, Greece. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol. 38, n° 11, p. 2509-2520.
- Gaudreau, F. (2009). Poussière fugitives. *In* Division Troilus, *Programme de surveillance et d'inspection environnementale - Rapport annuel 2008* (p. 23-24-35-45).
- Gautier, D. (2006). *Projet de mine du lac Bloom - Étude d'impact sur l'environnement Volume 1*. Genivar édition, Montréal, 81 p.
- Genivar (2008). *Projet Minier aurifère Canadian Malartic : étude d'impact, rapport principal, partie 3 de 3*. Pagination diverse p.
- Girouard, E. et Zagury, G.J. (2009). Arsenic bioaccessibility in CCA-contaminated soils : Influence of soil properties, arsenic fractionation, and particle-size fraction. *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 8, p. 2576-2585.
- Gravellier, A. (2007). *Biodisponibilité des métaux lourds dans le sol et impact de sa prise en compte dans les évaluations de risque sanitaire*. Génie sanitaire, France, 51 p.

- Guney, M., Zagury, G.J., Dogan, N. et Onay, T.T. (2010). Exposure assessment and risk characterization from trace elements following soil ingestion by children exposed to playgrounds, parks and picnic areas. *Journal of hazardous materials*, vol. 182, n° 1-3, p. 656-664.
- Handal, L. (2010). *Le soutien à l'industrie minière : Quels bénéfices pour les contribuables?* 51 p.
- Host, S., Camard, J.P., Franconi, A. et Lefranc, A. (2006). *L'évaluation des risques sanitaires : principe et méthode*. Observatoire régional de la santé d'Ile de France édition, Paris, 6 p. (Collection MÉTHODES EN ENVIRONNEMENT ET SANTÉ).
- INERIS (2010). *UBM procedure for the measurement of inorganic contaminant bioaccessibility from solid matrices*. INERIS édition, INERIS, 10 p.
- INERIS (2005). *Mesure de la bioaccessibilité du plomb pour l'homme à l'aide de deux tests (IVG et RIVM) couplé à l'étude de la spéciation*. INERIS édition, France, p. 36.
- Institut national de recherche et de sécurité (1998). *Contrôle de la concentration en silice cristalline dans l'atmosphère des lieux de travail*. ministère du Travail et des affaires sociales édition, Paris, 25 p.
- Institut national de veille sanitaire (2007). *Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires*. InVS/Afsset édition, paris, 162 p.
- Juhasz, A.L., Weber, J., Smith, E., Naidu, R., Rees, M., Rofe, A., Kuchel, T. et Sansom, L. (2009). Assessment of four commonly employed in vitro arsenic bioaccessibility assays for predicting in vivo relative arsenic bioavailability in contaminated soils. *Environmental Science and Technology*, vol. 43, n° 24, p. 9487-9494.
- Kuvarega, A.T. et Taru, P. (2008). Ambient dust speciation and metal content variation in TSP, PM10 and PM2.5 in urban atmospheric air of Harare (Zimbabwe). *Environmental monitoring and assessment*, vol. 144, n° 1-3, p. 1-14.
- Lavoie, J. (2008). Poussières fugitives. In Division Troilus, *Programme de surveillance et d'inspection environnementale - Rapport annuel 2007* (p. 25-26).
- Loi sur la qualité de l'environnement* (2011). L.R.Q., c. Q-2.
- Loi sur les mines* (2011). L.R.Q., c. M-13.1.
- Mandin, C., Alary, R., Cabanes, P.A., Dor, F., Kirchner, S. et Le Moullec, Y. (2009). *Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur, Particules*. Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail édition, Maisons-Alford, 90 p.
- MRNF (2012). Exploitation minière. In Gouvernement du Québec, *Rapport sur les activités minières au Québec 2011* (p. 94-113). Québec,
- MRNF (2011). Exploitation minière. In Gouvernement du Québec, *Rapport sur les activités minières au Québec 2010* (p. 55-74). Québec,
- MRNF (2010). Exploitation minière. In Gouvernement du Québec, *Rapport sur les activités minières au Québec 2009* (p. 83-104). Québec,

- MDDEP (2010). *Bilan annuel de conformité environnementale - Les effluents liquides du secteur minier 2008*. Gouvernement du Québec édition, Québec, 113 p.
- MDDEP (1998). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Teneurs de fond (critères A) pour les métaux et métalloïdes. In MDDEP. *MDDEP*, [En ligne].

http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_2.htm
 (Page consultée le 04/28 2012).
- Moneyweek (2011). Les ressources du sous-sol canadien à votre portée. *Moneyweek la vie financière*, 1 p.
- Muller, C., Mazer, B., Salehi, F., Audusseau, S., Truchon, G. et Lambert, J. (2010). *Évaluation de la toxicité du béryllium en fonction de la forme chimique et de la taille des particules*. Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail édition, Montréal, 38 p.
- Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes (2007). *L'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) principe et méthode*. Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes édition, Lyon, 4 p. 1. (Collection Les dossiers santé-environnement de l'ORS).
- Oomen, A.G., Hack, A., Minekus, M., Zeijdner, E., Cornelis, C., Schoeters, G., Verstraete, W., Van De Wiele, T., Wragg, J., Rompelberg, C.J.M., Sips, A.J.A.M. et Van Wijnen, J.H. (2002). Comparison of five in vitro digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. *Environmental Science and Technology*, vol. 36, n° 15, p. 3326-3334.
- Organisation mondiale de la santé (1986). *Exposition à certaines poussières minérales (silices, charbon) : limites recommandées d'exposition professionnelle à visée sanitaire*. Organisation mondiale de la santé édition, Genève, 95 p.
- Paustenbach, D.J., Bruce, G.M. et Chrostowski, P. (1997). Current views on the oral bioavailability of inorganic mercury in soil : Implications for health risk assessments. *Risk Analysis*, vol. 17, n° 5, p. 533-544.
- Plan Nord (2011). *Plan Nord - Investir au Québec*. 12 p.
- Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement* (2011). L.R.Q., c. Q-2, r.3.
- Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère* (2012). L.R.Q., c. Q-2, r.41.
- Reheis, M.C., Budahn, J.R. et Lamothe, P.J. (2002). Geochemical evidence for diversity of dust sources in the southwestern United States. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 66, n° 9, p. 1569-1587.
- Roose, E. (1994). *Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES)*. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture édition, Montpellier, 440 p. 70. (Collection Bulletin pédologique de la FAO).

- Ruby, M.V., Davis, A., Link, T.E., Schoof, R., Chaney, R.L., Freeman, G.B. et Bergström, P. (1993). Development of an in vitro screening test to evaluate the in vivo bioaccessibility of ingested mine-waste lead. *Environmental Science and Technology*, vol. 27, n° 13, p. 2870-2877.
- Ruby, M.V., Schoof, R., Brattin, W., Goldade, M., Post, G., Harnois, M., Mosby, E., Casteel, S.W., Berti, W., Carpenter, M., Edwards, D., Cragin, D. et Chappell, W. (1999). Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganic in soil for use in human health risk assessment. *Environmental Science and Technology*, vol. 33, n° 21, p. 3697-3705.
- Santé et Services sociaux Québec (2002). *Ligne directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés*. 104 p.
- Santé et Services sociaux Québec (2002). *Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnemenale*. 73 p.
- Schroder, J.L., Basta, N.T., Casteel, S.W., Evans, T.J., Payton, M.E. et Si, J. (2004). Validation of the In Vitro Gastrointestinal (IVG) Methods to Estimate Relative Bioavailable Lead in Contaminated Soils. *Journal of environmental quality*, vol. 33, n° 2, p. 513-521.
- Sené, M., Barbey, P., Gay, D. et al. (2004). *Rapport du groupe de travail "SITES MINIERS D'URANIUM"*. 33 p.
- US-EPA (2011). *List of designated reference and equivalent methods*. Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency edition, Cincinnati, 57 p.
- US-EPA (2009). *Project Summary - Compendium of Methods for the determination of inorganic compounds in ambient air*. Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency edition, Cincinnati, 6 p.
- UNICEM (2011). *Carrières, poussières et environnement*. Les études de l'UNICEM édition, Paris, 86 p.
- Winberry, W. (1999). *Method IO-2.1 - Sampling of ambient air for total suspended particulate matter (SPM) and PM10 using high volume (HV) sampler (EPA/625/R-96/010a)*. Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency edition, Cincinnati, 74 p. (Collection Compendium of Methods for the determination of inorganic compounds in ambient air -).
- Xstrata Nickel - Mine Raglan (2011). Suivi de la qualité de l'air. *In Xstrata Nickel - Mine Raglan, Rapport annuel de surveillance environnementale 2010* (p. 28-30).
- Xstrata Nickel - Mine Raglan (2009). Suivi de la qualité de l'air. *In Xstrata Nickel - Mine Raglan, Rapport annuel de surveillance environnementale - 2009* (p. 32-36-43).
- Xstrata Nickel - Mine Raglan (2009). Suivi de la qualité de l'air. *In Xstrata Nickel - Mine Raglan, Rapport annuel de surveillance environnementale 2008 - katinniq* (p. 34-39).

ANNEXE 1
DEMANDE D'ACCÈS À L'INFORMATION DU 25 JANVIER 2011

Une demande d'accès à l'information a été déposée au MDDEP le 25 Janvier 2012.

Le sujet de cette demande concernait tous les résultats d'analyses de la qualité de l'air réalisées par le secteur minier et transmises au MDDEP en vertu de l'article 118.4 de la LQE.

Cette demande jugée trop large par le MDDEP a du être précisée est une nouvelle demande a été déposée le 20 février 2012. Cette nouvelle demande concernait l'accès aux résultats des cinq dernières années enregistrées au niveau de cinq stations de mesure installées à proximité de mines à ciel ouvert. Le 5 mars 2012 le MDDEP a réclamé un délai de dix jours supplémentaires pour traiter cette demande. Le 14 mars 2012 le MDDEP a déclaré que seuls les sept documents suivants pouvaient être rendus disponibles afin de répondre à la demande déposée :

- Programme de surveillance et d'inspection environnementale, rapport annuel 2007, Division Troilus; mai 2008, 6 pages,
- Programme de surveillance et d'inspection environnementale, rapport annuel 2008, Division Troilus, février 2009, 15 pages,
- Programme de surveillance et d'inspection environnementale, rapport annuel 2007, 2009; Division Troilus, non daté; 2 pages,
- Rapport de surveillance environnementale 2007, Xtrata Nickel – Mine Raglan; juin 2008, 13 pages,
- Rapports de surveillance environnementale 2008, Xtrata Nickel – Mine Raglan 30 mars 2009, 7 pages,
- Rapport de surveillance environnementale 2009, Xtrata Nickel – Mine Raglan, Katinniq, 30 mars 2009, 7 pages,
- Rapports de surveillance environnementale 2010; Xtrata Nickel – Mine Raglan, mars 2011, 9 pages.

Le reste des documents susceptibles de répondre à ma demande n'ont pu être rendus publics en vertu de l'article 28 de la Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels. Cet article permet au MDDEP de ne pas transmettre un document dans les cas où la divulgation d'information serait susceptible entre autres :

- d'entraver le déroulement d'une procédure devant une personne ou un organisme exerçant des fonctions juridictionnelles;
- d'entraver une enquête à venir, en cours ou sujette à réouverture;
- de révéler une méthode d'enquête, une source confidentielle d'information, un programme ou un plan d'action destiné à prévenir, détecter ou réprimer le crime ou les infractions aux lois;

Considérant l'ensemble de ces informations il est probable que les mesures non conformes aux règlements en vigueur au Québec n'aient pu m'être transmises et que ces informations soient donc biaisées, et non représentatives de la situation globale au Québec.

ANNEXE 2
CALCUL DES CONCENTRATIONS DES MÉTAUX DANS LE SOL

La concentration de métaux dans le sol ingéré a été évaluée en considérant les métaux présents naturellement dans le sol et les métaux dans les particules qui se sont déposés au sol. Le calcul utilisé est tiré de l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux réalisés pour le projet minier Osisko à Malartic en 2008 (Fouchécourt, 2008).

$$C_{met.} = C_{br.} + C_{atmo.} \quad \text{et} \quad C_{atmo.} = \frac{t_{Dep} \times DE}{Prof. \times Dens.}$$

où

- $C_{met.}$: Concentration estimée de métaux dans le sol (mg/kg)
- $C_{br.}$: Concentration estimée de métaux naturellement présents dans le sol (bruit de fond) (mg/kg)
- $C_{atmo.}$: Concentration estimée de métaux dans le sol entraîné par le dépôt atmosphérique (mg/kg)
- t_{Dep} : Taux de dépôt total du contaminant (mg/m²/an)
- DE : Durée prévue d'exploitation du gisement (ans)
- $Prof.$: Profondeur du sol de surface (m)
- $Dens.$: Densité du sol (kg/m³)

Les hypothèses retenues sont les suivantes :

- le projet minier considéré est exploité durant un tiers de siècle ($DE=33$ ans),
- il y a une répartition homogène des métaux issus des dépôts atmosphériques sur une épaisseur de sol de 3 cm ($Prof.=0,03$ m),
- la densité du sol considéré est la valeur haute pour un sol organique ($Dens.=1500$ kg/m³) (Mermoud, 2006).

	tDep.	DE.	Pro.	Dens.	Catmo.	Cbr. (1)	Cmet.
unité:	mg/m ² /an	ans	m	kg/m ³	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Argent (Ag)	3,07E+00	33	0,03	1500	2,3	1,2	3,5
Arsenic (As)	2,32E+01				17,0	9,2	26,2
Baryum (Ba)	5,59E+02				410,2	222,0	632,2
Cadmium (Cd)	3,07E+00				2,3	1,2	3,5
Chrome total (Cr)	1,86E+02				136,7	74,0	210,7
Cobalt (Co)	4,79E+01				35,1	19,0	54,1
Cuivre (Cu)	1,46E+02				107,2	58,0	165,2
Étain (Sn)	1,26E+01				9,2	5,0	14,2
Manganèse (Mn)	2,40E+03				1762,7	954,0	2716,7
Mercure (Hg)	7,06E-01				0,5	0,3	0,8
Molybdène (Mo)	1,11E+01				8,1	4,4	12,5
Nickel (Ni)	1,44E+02				105,3	57,0	162,3
Plomb (Pb)	1,06E+02				77,6	42,0	119,6
Sélénium (Se)	5,54E+00				4,1	2,2	6,3
Zinc (Zn)	3,48E+02				255,0	138,0	393,0
Métaux totaux	4,00E+03				2933,3	1587,5	4520,9

(1) bruit de fond établi à partir des critères A de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (ministère du développement durable et de l'environnement, 1998)

ANNEXE 3
PRÉSENTATION DE DIFFÉRENTES MÉTHODOLOGIES D'ÉVALUATION DE LA
BIOACCESSIBILITÉ GASTRO-INTESTINALE DES MÉTAUX ISSUS D'UN SOL

TABLE 1. Schematic Overview of the Different in Vitro Digestion Models

	specific	SBET method (BGS), UK	DIN method (RUB), Germany	in vitro digestion model (RIVM), Netherlands	SHIME method (LabMET/Vito), Belgium	TIM method (TNO) Nutrition, Netherlands
input	amount of soil added	1.0 g dry soil	2.0 g dry soil	0.6 g dry soil	10 g dry soil	10 g dry soil
general	type model	static stomach	static gastro-intestinal	static gastro-intestinal	static gastro-intestinal	dynamic gastro-intestinal
	temperature	37 °C	37 °C	37 °C	37 °C	37 °C
	mechanical treatment	end-over-end rotation, 30 ± 2 rpm	agitator 200 rpm	end-over-end rotation, about 55 rpm	mechanical stirring at 150 rpm	peristaltic movements
	food components	no	yes (whole milk powder 50 g/L), and no	no	cream (18 g/L) and Nutrilon plus (15 g/L) in stomach compartment	no
oral cavity	saliva compartment	no	no	yes	no	yes
	volume of saliva			9.0 mL		50 mL
	pH incubation time			6.5 5 min		5.0 5 min
stomach	gastric compartment	yes	yes	yes	yes	yes
	volume of gastric juice	100 mL	100 mL	13.5 mL	25 mL	250 mL
	pH	1.5	2.0	1.1	4.0	initial gastric pH 5.0 decreasing to pH 3.5, 2.5, 2.0 after 30, 60, 90 min, respectively
	incubation time	1 h	2 h	2 h	3 h	gradual secretion gastric content at 0.5 mL/min (Figure 2)
	gastric secretion components		pepsin, mucin	pepsin, mucin, BSA	pectin, mucin, cellobiose, proteose peptone, starch	lipase, pepsin
intestine	intestinal compartment	no	yes	yes	yes	yes (3 sections: duodenum, jejunum and ileum)
	volume of intestinal juice		100 mL	duodenal juice: 27 mL bile juice: 9 mL duodenal juice: 7.8	pancreatic fluid: 15 mL	3 × 70 mL
	pH		pH intestinal mixture 7.5	bile juice: 8 pH chyme mixture: 5.5	6.5	duodenum: 6.5 jejunum: 6.8 ileum: 7.2
	incubation time		6 h	2 h	5 h	duodenal secretion at 1 mL/min (Figure 2); total digestion time 360 min variable
	concn of bile in chyme	0 g/L	4.5 g/L	0.9 g/L	1.5 g/L	variable
	origin bile		porcine	bovine	bovine	porcine
	concn of phosphate in chyme	0	1.0 mM	2.6 mM	none added	variable
	ionic strength		approximately 0.15 M	0.14 M	not determined	not determined
	chyme other intestinal secretion components		trypsin, pancreatine	pancreatine, lipase, BSA	pancreatine	pancreatine

(Suite)

	specific	SBET method (BGS), UK	DIN method (RUB), Germany	in vitro digestion model (RIVM), Netherlands	SHIME method (LabMET/Vito), Belgium	TIM method (TNO) Nutrition, Netherlands
output	centrifugation filtration	no	7000g no	3000g no	7000g no	no see special treatment
special treatment		0.45- μ m cellulose acetate disk filter pH filtrate within 0.5 pH units of the starting pH	supernatant decanted, pellet stirred in 30 mL water, re-centrifuged, and supernatant decanted again; decanted volumes combined	determination metal in starting material, i.e., soil, chyme, and pellet for mass balance		hollow fiber membrane for determination bioaccessibility
destruction		1 mL conc HF to about 0.1 g soil, 24 h, 0.8 mL conc HNO ₃ + 0.4 mL conc HClO ₄ , 5 h at 100 °C and 7 h at 190 °C; taken up in 5% HNO ₃	0.4 g soil/pellet or 10 mL chyme in 6 mL HNO ₃ (65%) + 2 mL H ₂ O ₂ (30%) for 5 h at 200 °C	3 g soil/6 mL milliQ, + 1 mL 65% HNO ₃ , microwave	microwave HNO ₃ /HBF ₄ / H ₃ PO ₄ / HCl/HF	1 g soil or 30–50 g dialysate + 4 mL HNO ₃ (65%) + 12 mL HCl (25%) cooked for 2.5 h
analytical method		ICPAES	AAS	ICPMS	ICPAES	ICPAES (Cd, Pb) and HAAS (As)

tiré de Oomen *et al.*, 2002

ANNEXE 4
PARAMÈTRES PHYSIQUES ET CHIMIQUES INFLUENÇANT LA BIODISPONIBILITÉ
DES MÉTAUX

Chemical/ Physical Parameter	Description	Example	Applicability
Metal speciation	Metals occur in the environment in a variety of forms. The specific form of a metal that is present can determine its mobility and solubility, ultimately affecting its bioavailability.	Trivalent chromium (i.e., chromic chromium) has a very low aqueous solubility and is practically non-toxic to aquatic species. In contrast, hexavalent chromium (i.e., chromate chromium) is much more soluble, and is associated with a higher potential for adverse effects.	Terrestrial and aquatic
Salinity/ conductivity	The salinity and conductivity of the aquatic system being evaluated can have a substantial impact on the form and behavior of metals present at the site.		Aquatic
Dissolved oxygen (DO)	The presence or absence of oxygen in an aquatic system influences the potential for oxidation and reduction and, therefore, the form of the metal present.	Chromium in oxidized sediments often is adsorbed primarily to amorphous iron oxide and organic/sulfide fractions of the sediment. Copper in anoxic sediments may undergo a variety of reactions with different inorganic and organic sulfur species to form a variety of soluble and insoluble complexes.	Aquatic
Redox potential (Eh)	The Eh affects the dissolution or precipitation of various metals, providing another indication of the likely form in which the metal exists at the site as well as its potential solubility.	In reducing sediments, much of the zinc present is associated primarily with the organic/sulfide fraction and is therefore is not bioavailable.	Terrestrial and aquatic
pH	The pH of the system can affect the form of the metal present at the site in freshwater systems.	In freshwater systems, aluminum bioavailable at low pHs, but less so at high pH.	Terrestrial and aquatic
TOC/AVS	Metals can form complexes with organic material and with sulfides, thus rendering them unavailable for uptake by biological organisms. Measuring total organic carbon (TOC) and acid-volatile sulfides (AVS) thus provides an indication of the degree to which metals may be bioavailable.	In general, metals will be less bioavailable at higher concentrations of TOC and AVS.	Terrestrial (TOC) and aquatic (TOC and AVS)
Grain size and type	The amount of organic material present, and thus the bioavailability of metals, can vary depending on the grain size and type of soil/sediment. Parameters such as crystalline lattice structure, porosity and permeability, surface area, surface coatings/films, mineralogy, and chemical composition of the soil/sediment along with the form of the metal will render some metals more bioavailable than others.	In general, metals are more bioavailable in coarser soils and sediments (Breteler and Neff, 1983; Luoma, 1989). Fine soil/sediments have a much greater surface area which provides greater adsorption for organic material.	Terrestrial and aquatic

tiré de Batelle, 2000